

**OS EFEITOS DAS MUDANÇAS DO USO DO SOLO E DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NAS VAZÕES DOS RIOS  
DO BIOMA CERRADO E ESTIMATIVAS FUTURAS**

**YURI BOTELHO SALMONA**

**TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**FACULDADE DE TECNOLOGIA**  
**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA-UnB**





**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**  
**FACULDADE DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**OS EFEITOS DAS MUDANÇAS DO USO DO SOLO E DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NAS  
VAZÕES DOS RIOS DO BIOMA CERRADO E ESTIMATIVAS FUTURAS**

**Yuri Botelho Salmona**

**ORIENTADOR: Dr. ERALDO APARECIDO TRONDOLI MATRICARDI**  
**TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**PUBLICAÇÃO: PPGCFL.TD-X/2022**  
**BRASÍLIA – DF FEVEREIRO DE 2022**

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**“OS EFEITOS DAS MUDANÇAS DO USO DO SOLO E DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NAS  
VAZÕES DOS RIOS DO BIOMA CERRADO E ESTIMATIVAS FUTURAS”**

**YURI BOTELHO SALMONA**

TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTORA EM CIÊNCIAS FLORESTAIS.

APROVADA POR:

---

Prof. Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi (Departamento de Engenharia Florestal – UnB) (Orientador)

---

Prof. Dr. Reuber Albuquerque Brandão (Departamento de Engenharia Florestal – UnB) (Examinador Interno)

---

Profa. Dr. Edson Eyji Sano (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados) (Examinador Externa)

---

Prof. Dra. Ane Auxiliadora Costa Alencar (Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia - IPAM) (Examinador Externo)

---

**BRASÍLIA/DF, 03 DE NOVEMBRO DE 2022**

## **FICHA CATALOGRÁFICA**

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade de Brasília.

SS172

Salmona, Yuri

Os efeitos das mudanças do uso do solo e das mudanças climáticas nas vazões dos rios do bioma Cerrado e estimativas futuras / Yuri Salmona; orientador Eraldo Matricardi. -- Brasília, 2022. 80 p.

Tese(Doutorado em Ciências Florestais) -- Universidade de Brasília, 2022.

1. Cerrado. 2. vazão dos rios. 3. mudanças climáticas. 4. mudanças no uso do solo. 5. desmatamento. I. Matricardi, Eraldo, orient. II. Título.

## **REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA**

SALMONA, Y. B. (2022). Os efeitos das mudanças do uso do solo e das mudanças climáticas nas vazões dos rios do bioma Cerrado e estimativas futuras. Tese de Doutorado em Ciências Florestais, Publicação PPGCFL.TD-X/2022. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, XX p.

## **CESSÃO DE DIREITOS**

AUTORA: Yuri Botelho Salmona

TÍTULO: Os efeitos das mudanças do uso do solo e das mudanças climáticas nas vazões dos rios do bioma Cerrado e estimativas futuras.

GRAU: Doutorado ANO: 2022

É concedido à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta tese de doutorado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

---

Yuri Botelho Salmona  
yuri@cerrados.org

*“Quem anda no trilho é trem de ferro. Sou  
água que corre entre pedras - liberdade  
caça jeito.”*

Manoel de Barros

## **AGRADECIMENTOS**

Há inúmeras pessoas a agradecer, e isso é um excelente sinal. Sinal de que esse duro processo de “tesear” foi um processo de encontros, sou muito grato por ter encontra e ter tido ajuda de: James Matos Sampaio, David Lewis Skole, João Flávio Andrade Silva, Osmar de Araújo Coelho Filho, AÁvaro Nogueira de Souza, Leidi Cahola Ramírez, Andréa Leme da Silva, Saulo Aires de Souza, Reuber Brandão, Edson Sano, Tiessa Ricardo de Oliveira, Jessica Parrine, Isabel Figueiredo, Livia Carvalho Moura, Ane Alencar, Saulo Andrade, Camilla Bastianon, Paula Bronzeado, Giovanna Cordeiro, Raisal Pina, Guilherme Edit, ao Instituto Sociedade População e Natureza - ISPN por ter acreditado e viabilizado esse estudo, Equipe do Mapbiomas, à Agência Nacional de Águas. E três agradecimentos especiais, a Luara Presotti, minha companheira; Lia Salmona, minha filha; e Eraldo Matricardi, meu orientador; cada um de sua forma me acolheu, acompanhou e teve muita paciência. Obrigado.

## SUMÁRIO

Resumo	9
Abstract	10
Estrutura da Tese	11
Introdução	12
Hipóteses, Objetivos e Problemas de Pesquisa	14
Material e Método	15
Análises de Séries Temporais	16
Estimativa de contribuição e efeitos	17
Cenários futuros de uso da terra e mudanças climáticas	19
Resultados	25
Discussão	37
Conclusão	40
Referências	63
Anexos	55
Artigo	56

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Variáveis relacionadas às mudanças de uso da terra e seus respectivos poderes explicativos ( $V^{\text{Cramer}}$ );

Tabela 2. Precisão das transições de uso do solo e acurácia do modelo de mudança de uso e cobertura do solo;

Tabela 3. Mudanças de uso e cobertura da terra observadas até 2015, 2018 e 2020 e previstas até 2030, 2040 e 2050.

## LISTA DE FIGURAS

**Figura 1** Abordagem metodológica para estimar os efeitos futuros do uso da terra e das mudanças climáticas sobre as vazões dos rios no bioma Cerrado:

**Figura 2** Componentes de cada cenário, a saber: P1, período pré-perturbação; P2, período pós-perturbação; P2', período pós perturbação previsto sem desmatamento; e variáveis climáticas e de uso e cobertura do solo;

**Figura 3** Abordagem metodológica para estimar mudanças de uso e cobertura da terra usando Redes Neurais Artificiais (RNA).

**Figura 4** *Boxplot* mostrando a análise de tendência *Theil-Sen Slope* de 81 bacias hidrográficas, para os dados de evapotranspiração (mm), vazão ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) e precipitação ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) e índice de escoamento superficial.

**Figura 5** *Boxplot* da avaliação da acurácia dos modelos de regressão de 81 bacias hidrográficas da área de estudo, compara por diferentes métricas a precisão a semelhança entre os fluxos de água projetados e observados.

**Figura 6** Mudanças de uso e cobertura da terra observadas em 2015, 2018 e 2020 e previsto para 2030, 2040 e 2050 classes de uso e cobertura da terra

**Figura 7** Mapa de uso e cobertura da terra mostrando as transições observadas (1985 a 2020) e previstas (2030 a 2050) entre pastagens e terras agrícolas.

**Figura 8** Mapa de hexágono representando estatísticas de cada bacia hidrográfica

## LISTA DE EQUAÇÕES

**Equações de 1 a 5** Mudança relativa total da vazão (1); efeito das mudanças de uso do solo ( $L_c$ ) na vazão do rio ( $\text{m}^3/\text{s}$ )(2); efeitos das mudanças climáticas ( $C_c$ ) na vazão dos rios ( $\text{m}^3/\text{s}$ )(3); contribuições das mudanças de uso do solo ( $L_c$ ) para a vazão (%) 4); contribuições das mudanças de uso da terra ( $L_c$ ) para a vazão (%) (5);

**Equação 6** Equação de Regressão de Lasso (Retração Mínima Absoluta e Operador de Seleção) (6) e o Operador de Retração e Absoluto Seleção Mínima;

**Equações de 7 a 10** F1 (7) é uma função logarítmica que avalia os pesos dos erros dos fluxos baixos (estiagens); F2 (8) enfatiza erros em altas vazões; F3 (9) concentra-se nas mudanças de tempo entre as taxas de vazão (*delay*); F4 (10) avalia a diferença geral entre a vazão simulada e observada

## RESUMO

### OS EFEITOS DAS MUDANÇAS DO USO DO SOLO E DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NAS VAZÕES DOS RIOS DO BIOMA CERRADO E ESTIMATIVAS FUTURAS

Neste estudo, avaliou-se os impactos do desmatamento e das mudanças climáticas (separadas e combinadas) nas vazões de 81 rios do bioma Cerrado, Brasil, com base em uma análise abrangente de dados adquiridos entre 1985 e 2018. Complementarmente, projetou-se um cenário futuro de desmatamento e clima até 2050 e estimou-se os impactos nas águas superficiais da área de estudo. Os impactos diretos do desmatamento em larga escala, voltado para a produção de commodities agrícolas, impactaram mais significativamente as vazões dos rios no Cerrado do que as mudanças climáticas. Estimou-se uma redução média de 8,7% e 6,7% na vazão devido ao desmatamento e às mudanças climáticas, respectivamente. A maioria das mudanças observadas (56,7%) nas vazões dos rios ocorreram devido às mudanças no uso e cobertura da terra. As mudanças do clima e mudança no uso e cobertura da terra combinadas foram responsáveis pela redução total da água superficial em -19.718 m<sup>3</sup>/s nas bacias hidrográficas da área de estudo. Assumindo um cenário de desmatamento entre *business as usual* e conservacionista, estimou-se uma redução total de vazão de água de 23.653 m<sup>3</sup>/s até 2050, equivalente a redução de 33,9% das vazões dos rios na região de estudo. Neste cenário, é previsto uma grave descontinuidade do fluxo de águas em muitos rios, com fortes efeitos na produção agrícola, de energia elétrica e no abastecimento de água, especialmente durante as estações secas, nas regiões que dependem da água produzida no bioma Cerrado.

**Palavras-chave:** Cerrado; vazão; mudanças climáticas; mudanças no uso da terra; desmatamento



## **ABSTRACT**

### **THE HEAVY IMPACT OF DEFORESTATION AND CLIMATE CHANGE ON THE STREAMFLOWS OF THE BRAZILIAN CERRADO BIOME AND A WORRYING FUTURE**

In this study, we assessed impacts of deforestation and climate changes (separately and combined) on stream flows in the Cerrado biome, Brazil, based on a comprehensive analysis of field data acquired between 1985 and 2018. Complementarily, we predicted future deforestation and climate scenarios and estimated their impacts on surface water up to 2050 in the study area. We observed that direct impacts by large-scale deforestation oriented to the production of irrigated agricultural commodities have impacted the river flows more than the climate changes. We estimated an average decrease of 8.7% and 6.7% on the streamflow due to deforestation and climate changes, respectively. Most of the observed changes (56.7%) were due to land use and land cover changes occurred in the last decades. Climate and land use and land cover changes combined were responsible for a total surface water reduction of -19,718 m<sup>3</sup>/s within the Cerrado watersheds. By assuming the current deforestation rates, we could predict a total streamflow reduction of 23,653 m<sup>3</sup>/s by 2050, equivalent to a decrease of 33.9% of the river flows in the study region. It will cause severe stream flow discontinuity of many rivers and strongly affect agricultural and electric power production and water supply during dry seasons, in those regions that depend on the water from the Cerrado biome.

**Keywords:** Cerrado; streamflow; climate changes; land use changes; deforestation

## **1. ESTRUTURA DA TESE**

Essa tese está organizada como um artigo científico, e a capitulação passa por: introdução, hipóteses/objetivos/problema de pesquisa, materiais e métodos, resultados, discussão e conclusão. Dentro do capítulo material e método e de resultados há subseções, que tratam de: análises de séries temporais, da estimativa de contribuição de efeitos, cenários futuros de mudanças no uso da terra e mudanças climáticas. Ao final há indicação de acesso ao apêndice e às referências bibliográficas.

## **2. INTRODUÇÃO**

Áreas de produção agrícola extensiva têm sido cada vez mais vulneráveis à baixa disponibilidade de água superficial devido ao desmatamento em larga escala (HOEKSTRA; HUNG, 2002) e aos efeitos das mudanças climáticas (LANGENBRUNNER, 2021). Essa questão exige um olhar mais atento sobre o quanto cada um desses fatores impacta o abastecimento de água em regiões tropicais sujeitas a altas taxas de desmatamento e mudanças climáticas (ASHOK MISHRA, 2017). Diferentes países têm emergido como grandes exportadores de commodities agrícolas nas últimas décadas, especialmente aqueles que expandem as terras agrícolas em áreas extensas e relativamente planas com períodos de chuvas bem definidos, alta aptidão para a produção intensiva de culturas e mecanização agrícola, como é o caso da o bioma Cerrado na região central do Brasil PELA & CASTILHO, 2010; SANO., 2008).

Atualmente, o Brasil é responsável por mais de 42% da soja (TRASE, 2020) e 20% da carne consumida no mundo (TRASE, 2020). O bioma Cerrado desempenha um papel importante no crescimento da produção agrícola global (JEPSON; BRANNSTROM; FILIPPI, 2010), com 44% (87M ha) de seu território original ocupado pela agricultura (MAPBIOMAS, 2021), respondendo por 44% da produção de carne do país (TRASE, 2020) e por 48% da exportação de soja (IBGE, 2020).

Vários fatores estão em jogo: o aumento da demanda global por produtos agrícolas (FAO, 2002), a elevação dos preços internos das commodities devido à desvalorização da moeda brasileira (IPEA, 2022), a falta de políticas de comando e controle ambiental (PEREIRA *et al.*, 2020) , políticas de ocupação agrícola, como a implementados na região do MATOPIBA (sigla para os estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia). Esses fatores têm estimulado constantemente a expansão das áreas agrícolas em novas fronteiras de desmatamento na Amazônia brasileira e regiões

do Cerrado (SAUER, 2018), a savana mais biodiversa do mundo (MYERS *et al.*, 2000). Diferentemente da Amazônia, a estação seca prolongada e episódios de seca mais frequentes são observados nessa região (ALMAGRO *et al.*, 2021;; ALMEIDA; RIBEIRO, 2008). Essa flutuação na disponibilidade hídrica induz os agricultores a investir fortemente em sistemas de irrigação, levando à concentração de 80% dos pivôs de irrigação do país naquela região (SILVA *et al.*, 2021), aumentando a demanda hídrica nos períodos mais escassos.

Diferentes estudos relataram mudanças nas vazões dos rios (superficiais e subterrâneas) no bioma Cerrado (DIAS *et al.*, 2015; GONÇALVES; ENGELBRECHT; CHANG, 2016; NÓBREGA *et al.*, 2017; SPERA *et al.*, 2016), mostrando diferentes variáveis que causam redução do fluxo de água. Aumento do desmatamento, e produção agrícola irrigada (GONÇALVES; ENGELBRECHT; CHANG, 2016; MARENGO, ALVES, 2005; SILVA *et al.*, 2021) e fatores climáticos como diminuição das chuvas e aumento da evapotranspiração (POUSA *et al.*, 2019) são alguns dos fatores discutidos. No entanto, levantamentos hidrológicos detalhados tendem a se restringir a pequenos locais de estudo e períodos de tempo, levantando questões quanto ao papel dos agentes (*drivers*, neste caso mudanças do uso do solo e mudanças climáticas) e suas implicações para cenários futuros nas mudanças das águas superficiais.

A diminuição das vazões dos rios no bioma Cerrado têm sido o centro de conflitos pelo acesso à água para diversos usos (FAVARETO *et al.*, 2019; PORTO-GONÇALVES; CHAGAS, 2019), como água para consumo humano, manutenção de ecossistemas naturais, uso agrícola e produção de energia, especialmente em anos de severos episódios de seca. A escassez de água é um problema crescente no Brasil, pois a maior parte dos reservatórios de água e barragens hidrelétricas no território brasileiro estão espacialmente localizadas ou dependente da água produzida no bioma Cerrado (OLIVEIRA, *et al.*, 2015; STRASSBURG *et al.*, 2017). Além disso, o bioma é afetado por vazamentos da contenção de desmatamento de biomas vizinhos, como a Amazônia brasileira (MARENGO, José A. *et al.*, 2022; SOTERRONI *et al.*, 2019) e o Pantanal (TIMPE; KAPLAN, 2017).

As vazões dos rios são geradas por um mecanismo complexo que envolve interações água-energia entre a superfície terrestre e a atmosfera. As vazões desempenham um papel fundamental nos recursos hídricos (LUO *et al.*, 2017) além de afastarem dinâmicas no uso da terra que, por sua vez, afetam diretamente a evapotranspiração, a temperatura da superfície terrestre (RODRIGUES *et al.*, 2022) e os

recursos hídricos disponíveis. É difícil distinguir as consequências das mudanças de fluxo dos rios que podem ser atribuídas a fenômenos climáticos, desmatamento em grande escala (ASHOK MISHRA, 2017) e degradação florestal. Por exemplo, os efeitos do desmatamento sobre as chuvas dependem da evapotranspiração local real (SPERA *et al.*, 2016). No entanto, os efeitos diretos sobre os fluxos fluviais podem ser estimados juntamente com suas causas diretas (ASHOK MISHRA, 2017).

Do ponto de vista climático, mudanças na precipitação ou evapotranspiração potencial podem afetar diretamente as vazões dos rios (ARORA, 2002). Da mesma forma, o aumento do desmatamento tende a reduzir a infiltração de água no solo (NÓBREGA *et al.*, 2017), a evapotranspiração (SPERA *et al.*, 2016) e, conseqüentemente, a redução da regulação do fluxo fluvial com base nas águas subterrâneas (LUO *et al.*, 2017) nos períodos de seca. Esses são elementos cruciais em ambientes sazonais, como o bioma Cerrado. Além disso, o desmatamento pode aumentar o consumo de água pelos sistemas de irrigação agrícola, pois demanda maiores quantidades de água durante o período de menor disponibilidade de água superficial, e causando ainda mais escassez de água (CALIJURI *et al.*, 2015)

É necessário distinguir entre os fatores de mudança das águas superficiais para avaliar a sustentabilidade do sistema acoplado homem-natureza. Tal distinção nos permitirá melhorar a utilização dos recursos hídricos pelos humanos (LI, *et al.*, 2018) e evitar impactos à biodiversidade.

Nesta análise, avaliou-se os impactos das mudanças climáticas e de uso da terra na vazão dos rios do bioma Cerrado. Foi analisado conjuntos de dados de campo de 81 bacias hidrográficas adquiridos nos últimos 34 anos e foi desenvolvido um cenário futuro de mudanças climáticas e de desmatamento até o ano de 2050. Foram analisados seus efeitos, isolados e conjuntamente, das mudanças climáticas e uso do solo, na vazão de toda a região de estudo. Os resultados deste estudo chamam a atenção para a potencial descontinuidade do fluxo de água em um futuro próximo, o que pode afetar diretamente a agricultura, a produção de energia elétrica e o abastecimento de água na região do Cerrado e nas regiões que dependem da água vinda deste bioma.

### **3. HIPÓTESES, OBJETIVOS E PROBLEMA DE PESQUISA**

A presente tese parte de relatórios e trabalhos acadêmicos que individualmente sugerem diminuição da vazão em diferentes rios do Cerrado, o que leva à definição da primeira hipótese deste estudo:

(1) H1: a redução das vazões dos rios do Cerrado ocorreu de forma sistêmica/generalizada nas últimas décadas.

Como esses estudos também levantam elementos sobre causas dessas reduções de vazão, tem-se a segunda hipótese desta pesquisa:

(2) H1: A ocupação agropecuária (mudança do uso do solo) interfere tanto quanto as mudanças climáticas nas vazões dos rios do Cerrado.

Sendo o Cerrado um território fundamental para a produção de água no país, e a segurança hídrica é o fator estratégico para a manutenção das mais diversas atividades humanas e ecossistêmicas, a terceira hipótese questiona sobre um cenário futuro dos rios do Cerrado:

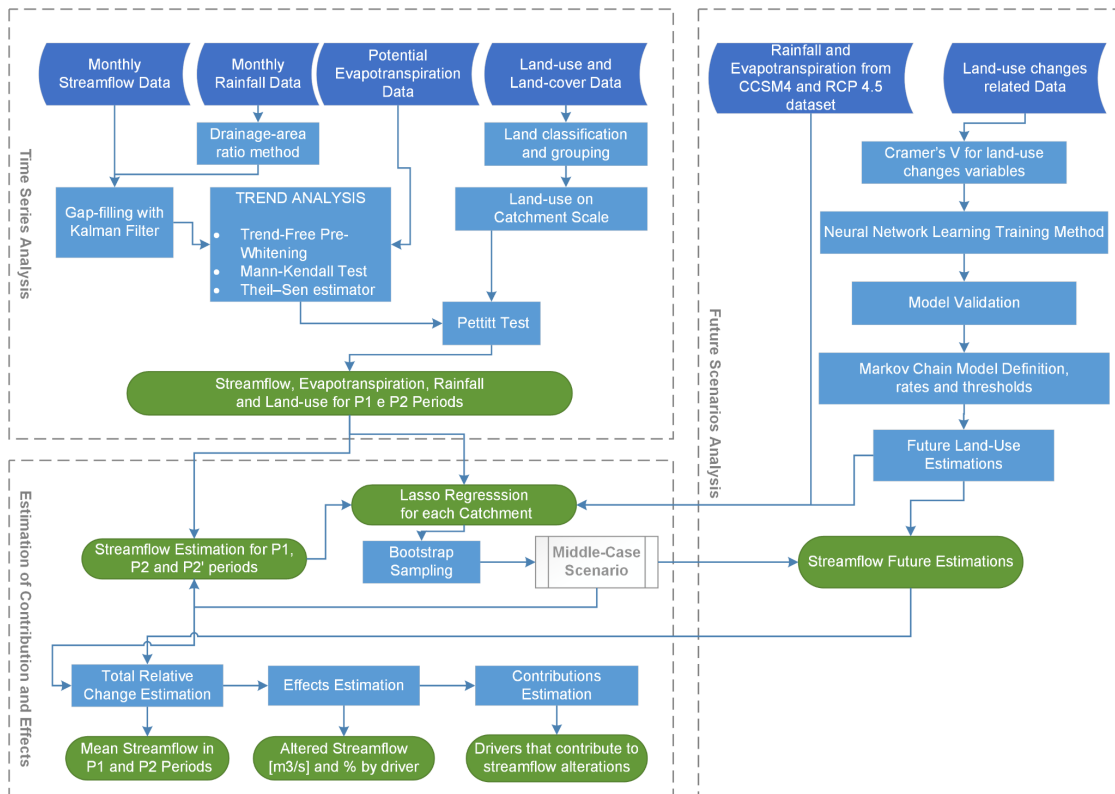
(3) H1: As vazões dos rios do Cerrado tendem a diminuir no futuro.

Seguindo as hipóteses e o contexto apresentado a presente tese tem como objetivo geral (1) produzir uma análise ampla da tendência das vazões e demais elementos hidrológicos de um conjunto representativo de rios do Cerrado, (2) estimar o papel da ocupação agropecuária e das mudanças climáticas na alteração das vazões, propondo novos métodos de análise; e (3) gerar um cenário futuro tendencial factível, de forma a contribuir para o debate do tema e melhorar a gestão e o acesso à água no Cerrado.

Assim, temos um conjunto de cinco problemas de pesquisa que reunidos delimitam o presente trabalho, são eles: As vazões dos rios do Cerrado estão diminuindo significativamente? É possível estimar o papel de cada agente (ocupação agropecuária e mudanças climáticas)? Qual o papel de cada um desses agentes? É possível estimar como tende ser o futuro dessas vazões? Esse cenário é de decréscimo nas vazões?

## 4. MATERIAL E MÉTODO

Nossa abordagem metodológica consistiu em três conjuntos de análises, envolvendo (I) análises de séries temporais, (II) estimativa de efeitos contribuintes e (III) análises de cenários futuros nas vazões de 81 bacias hidrográficas do bioma Cerrado, Figura 1.



**Figura 9** Abordagem metodológica para estimar os efeitos futuros do uso da terra e das mudanças climáticas sobre as vazões dos rios no bioma Cerrado: Análises de séries temporais, estimativas de contribuições e efeitos e análises de cenários futuros.

### 4.1 Análises de Séries Temporais

Na análise de séries temporais foram usados dados fluviométricos da e climáticos coletados de estações da Agência Nacional de Águas (ANA) e suas concessionárias, com taxa de lacuna de dados inferior a 12% para vazão e inferior a 7% para chuva. No caso de áreas de drenagem sobrepostas, foram selecionadas as menores para melhor detectar os efeitos diretos. Esse processo resultou em 81 bacias hidrográficas selecionadas, abrangendo 30.042.423 hectares, representando 15,1% do bioma Cerrado.

Para o preenchimento das lacunas fluviométricas e pluviométricas foram utilizadas as estimativas do Filtro de Kalman (KALMAN, 1960), procedimento não linear amplamente aplicado ao preenchimento de fluxos (CHUI; CHEN, 2009), como é o caso de vazões e pluviosidades. A precipitação média e a evapotranspiração potencial para cada bacia hidrográfica foram estimadas usando a técnica de ponderação inversa da distância (IDW) (LI, Jin; HEAP, 2011) baseados nos dados coletados pelas estações pluviométricas da ANA. As estimativas de evapotranspiração potencial por sua vez foram calculadas pela equação de Penman-Monteith advieram do banco de dados de Xavier, , King, CW & Scanlon, (2016) (XAVIER; KING; SCANLON, 2016).

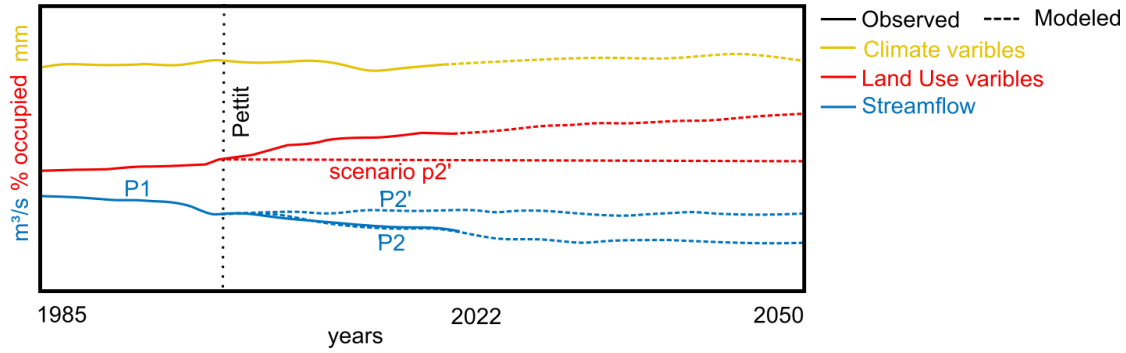
Os dados históricos de uso do solo (MAPBIOMAS, 2019) foram reamostrados para grades de 500m x 500m, recortadas por limites individuais de bacias hidrográficas e agrupadas nas classes: Floresta, Cerrado, Campo, Agricultura, Pastagem, Mosaico Agrícola, , Áreas Urbanas, Mineração e Água.

Uma vez preenchidas as séries históricas de dados, essas foram analisadas quanto à estabilidade das séries (BRADLEY, 1968; THOM, 1966), tendências (SEN, 1968), padrões de quebra (PETTITT, 1979; ROSIN; AMORIM; MORAIS, 2015) e o coeficiente de escoamento (RC), representado pela taxa entre vazão média anual e precipitação (SRIWONGSITANON; TAESOMBAT, 2011).

#### **4.2. Estimativa de contribuição e efeitos**

Nesta seção foram avaliados os efeitos, ou seja, quantos m<sup>3</sup>/se foram alterados por conta de cada um dos *drivers* ( uso do solo *Land Use* - Lc e mudança climática - *Climate Change* Cc) e a contribuição de cada um desses *drivers* para a alteração da vazão, que é a porcentagem do impacto do *driver* sobre a vazão em relação a vazão no período pré-perturbação.

Essa abordagem parte da identificação de uma ruptura de padrão das variáveis, com a aplicação do teste de Pettit, a fim de separar o período pré-Perturbação, aqui denominado P1 e o período pós perturbação, aqui denominado P2. Para isolar as variáveis climáticas, foi criado o cenário P2', em que os dados de uso e cobertura do solo são mantidos como estavam no momento da ruptura do padrão (P1). Conforme pode ser observado na figura abaixo (Figura 2) baseado nos trabalhos de Ashok Mishra (2017) e Zhao, et al (2010) (ASHOK,, 2017; ZHAO *et al.*, 2010),.



**Figura 2.** Componentes de cada cenário, a saber: P1, período pré-perturbação: as vazões observada anteriormente ao padrão de ruptura da vazão; P2, período pós-perturbação: o fluxo de água observados durante o período após o padrão de ruptura dos fluxos de água, considerando variáveis de uso da terra e mudanças de cobertura da terra e as mudanças climáticas observadas e tendência futura prevista de uso da terra e mudanças climáticas; P2', período pós perturbação previsto, modelado sob cenário de uso do solo estagnado na data indicada pelo teste de Pettit.

As contribuições e os efeitos de cada driver foram calculados conforme os equações abaixo, partindo da mudança relativa ( $\Delta Q$ ) que é a diferença média do fluxo do rio pré e pós-distúrbio:

$$\Delta total = \bar{x}(p2) - \bar{x}(p1), \quad (1)$$

$$\Delta QLc = \bar{x}(p2) - \bar{x}(p2'), \quad (2)$$

$$\Delta QCc = \bar{x}(p2') - \bar{x}(p1), \quad (3)$$

$$CLc\% = (\Delta Lc / (\Delta Lc + \Delta QCc)) \times 100, \quad (4)$$

$$CCc\% = (\Delta QCc / (\Delta QLc + \Delta QCc)) \times 100 \text{ ou } 1 - CLc\%, \quad (5)$$

**Equação 1 a 5** Em que  $\Delta total$  é a mudança relativa total (1); efeito das mudanças de uso do solo (Lc) na vazão do rio ( $m^3/s$ ) (2); efeitos das mudanças climáticas (Cc) na vazão dos rios ( $m^3/s$ ) (3); contribuições das mudanças de uso do solo (Lc) para a vazão (%) 4); contribuições das mudanças de uso da terra (Lc) para a vazão (%) (5), onde  $\Delta Q$  é a variação média da vazão.



Foi aplicada uma abordagem de modelo para estimar as vazões dos rios sob as contribuições de Lc e Cc para P2 período pós-ruptura e P2' cenários. Inicialmente, foi aplicado um modelo hidrológico empírico (tipo chuva-fluxo fluvial), que representou explicitamente os componentes do balanço hídrico, modelados matematicamente pela aplicação da regressão de Lasso (TIBSHIRANI, 1996) no programa R. Esse modelo de regressão foi escolhido com base em sua flexibilidade, simplicidade e inteligibilidade. O ajuste do modelo de regressão de Lasso geralmente é realizado diminuindo a variância, aumentando o viés e adicionando penalidades nos valores absolutos dos coeficientes, reduzindo assim a complexidade do modelo pela eliminação de algumas variáveis.

As penalidades são controladas por um hiperparâmetro ( $\lambda$ ), selecionado por *K-Fold Cross-Validation*. Este parâmetro agiliza a individualização do modelo, evita a pesagem excessiva das variáveis e evita os sobreajustes do modelo (*overfitting*). Após a normalização dos dados, o coeficiente de cada variável dependente retém alguma inteligibilidade, sugerindo quanto cada variável está contribuindo para a solução que descreve o comportamento da variável dependente (fluxo). A equação que descreve a regressão de Lasso é apresentada a seguir (HASTIE; TIBSHIRANI; FRIEDMAN, 2009).

$$\sum_{i=1}^n \left( y_i - \beta_0 - \sum_{j=1}^p \beta_j x_{ij} \right)^2 + \lambda \sum_{j=1}^p |\beta_j|, \quad (6)$$

**Equação 6.** Equação de Regressão de Lasso (Retração Mínima Absoluta e Operador de Seleção) (6) e o Operador de Retração e Absoluto Seleção Mínima. Mostra a soma dos quadrados dos erros somada à soma dos valores absolutos dos parâmetros da variável dependente, multiplicada pelo hiperparâmetro lambda.

Para gerar uma função capaz de prever as vazões do rio, este modelo foi baseado na definição de pesos para cada um de seus coeficientes: as variáveis climáticas (precipitação e evapotranspiração potencial mensal) e classes de uso do solo. Essa abordagem foi aplicada a cada bacia hidrográfica, com o objetivo de determinar a melhor lambda a partir do *K-Fold Cross-Validation* com a função *cv.glmnet*, *nfolds* = 10. Para tanto os dados de P1 foram aleatoriamente particionados em 10 partes, usando 9 partes para treinamento e 1 para validação, o que permitiu selecionar o valor lambda mais preciso. Posteriormente, foram gerados 100 modelos, amostrando aleatoriamente 25 anos de cada vez, para gerar os intervalos preditivos para cada bacia. Foi adotado a regressão média desses modelos e validada aplicando funções objetivas (DUAN;

SOROOSHIAN; GUPTA, 1992; ZHANG *et al.*, 2017) para comparar a vazão observada do rio para o período P2 com a vazão do rio modelada para aquele período.

$$F_1 = \frac{\sum_{i=1}^n [\ln(Q_{sim,i}) - \ln(Q_{obs,i})]^2}{\sum_{i=1}^n [\ln(Q_{obs,i}) - \ln(\underline{Q}_{obs})]^2}, \quad (7)$$

$$F_2 = \frac{\sum_{i=1}^n [Q_{sim,i} - Q_{obs,i}]^2}{\sum_{i=1}^n [Q_{obs,i} - \underline{Q}_{obs}]^2}, \quad (8)$$

$$F_3 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{sim,i} - \underline{Q}_{sim})(Q_{obs,i} - \underline{Q}_{obs})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_{sim,i} - \underline{Q}_{sim})^2 \sum_{i=1}^n (Q_{obs,i} - \underline{Q}_{obs})^2}}, \quad (9)$$

$$F_4 = \left| \ln \left( \frac{\sum_{i=1}^n Q_{sim,i}}{\sum_{i=1}^n Q_{obs,i}} \right) \right|, \quad (10)$$

**Equações 7 a 10** F1 (7) é uma função logarítmica que avalia os pesos dos erros dos fluxos baixos (estiagens); F2 (8) enfatiza erros em altas vazões; F3 (9) concentra-se nas mudanças de tempo entre as taxas de vazão (*delay*); F4 (10) avalia a diferença geral entre a vazão simulada e observada durante o período de calibração.

### 4.3. Cenários futuros de uso da terra e mudanças climáticas

As estimativas futuras de mudanças de uso e cobertura da terra foram realizadas usando rede neural artificial (RNA), disponível no *Land Change Modeler* (CLARK LABS, 2007). As estimativas foram aplicadas ao conjunto de dados de uso e cobertura da terra de 2015 (t1) e 2017(t2) (MAPBIOMAS, 2019) e combinadas com variáveis espaciais relacionadas à mudança de uso da terra. Essas variáveis foram selecionadas pela aplicação da estatística de V' Cramer para cada transição de uso e cobertura do solo, essa estatística identifica o poder explicativo da variável com a mudança do uso do

solo. Quando a estatística é maior que 0,16 ou quando diretamente relacionada à mudança em questão ela é incorporada ao modelo (EASTMAN, 2009). Essas variáveis alimentam a rede neural que as usa como critérios para buscar as relações de transição de classe de uso do solo mais significativas, aprendendo e replicando as principais tendências identificadas (Figura 3).

Um grande conjunto de variáveis relacionadas ao uso da terra foi testado com diferentes transformações (por exemplo, logaritmo natural, raiz quadrada da distância e probabilidade de evidência). Os mais aderentes, com maior poder explicativo (V'Cramer), foram selecionados (Tabela 1). Também foram aplicadas restrições a mudanças de uso da terra (*constraints*) de diferentes níveis de mudança de uso do solo, como Áreas de Preservação Permanente (APP) (RAJÃO *et al.*, 2022), Reservas Legais (RL) (AZEVEDO; SAITO, 2013), Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI), Unidades de Conservação de Uso Sustentável (UCUS) (FRANÇOSO *et al.*, 2015), Quilombos e Terras Indígenas. Um tamanho de amostra suficientemente grande em relação ao número de pixels na transição entre as classes em t1 para t2 foi necessário para que a análise da RNA pudesse identificar os principais padrões de mudança de uso do solo. Um tamanho de amostra grande o suficiente não foi encontrado para as classes minoritárias como, Silvicultura, Mineração, Água, Urbano, Outros e Mosaico Agrícola, essas por sua vez representavam uma área total menor que 2,5% de todo o bioma Cerrado. Essas áreas de classe foram, portanto, mantidas estáticas e não avaliadas pela RNA.

O processo de aprendizagem da RNA utilizado neste estudo pode ser sintetizado conforme descrito a seguir. Um conjunto de neurônios artificiais interligados em multicamadas ( *Multiple-layer perceptron neural network MLPNN* ) adquiriu informações sobre um possível padrão de transição de uso do solo que foi então incorporada/processada e posteriormente disponibilizada ao restante da rede de neurônios (EASTMAN, 2009). À medida que os dados de entrada alimentam os nós com informações (sinais), as informações avançam pela rede, acumulando e propagando informações de outros nós pelas camadas, até atingirem um estado de ativação (probabilidade de mudança de estado) na camada de nós de saída. Uma solução final é encontrada pela RNA quando a rede passou pelas seguintes fases: treinamento, incorporação do aprendizado, correção de erros e pesos (Regra Delta) e cálculo do erro quadrático médio (raiz quadrada média – RMS).

Inicialmente, são usadas amostras de treinamento de pixel representando a mudança de uso do solo. Este procedimento ajuda a identificar a relação entre as variáveis selecionadas e os níveis de ativação dos nós de saída da rede. Ao final do processo, os pixels com maior nível de ativação são representados como aqueles onde as mudanças de terreno devem ser atribuídas.

Como há um acúmulo de aprendizado durante a fase de treinamento, a rede utiliza a técnica de Propagação Reversa (*back-propagation*), que consiste em um passo para frente e para trás. As alterações são feitas no estado de nós em cada etapa, de acordo com os pesos atribuídos pelo sistema. Cada amostra é alimentada pela camada de entrada e os sinais ponderados de todos os nós para o nó receptor e então conectado à camada (RAJÃO *et al.*, 2022).

Por meio do treinamento, a rede neural é capaz de gerar diversos valores (pesos dos *links*) para as relações entre as variáveis, que são incorporadas ao modelo (aprendizagem), auxiliando-o a simular o processo de mudança de uso do solo (EASTMAN, 2009).

A soma dos pesos de entrada foi aplicada usando a função  $f$  (sigmoidal não linear) e posteriormente passada para a próxima camada. Uma vez que a passagem direta termina, os nós de saída ativados são comparados com sua resposta esperada. Ao final, cada nó de saída foi associado a uma mudança de estado, gerando um valor indicativo da semelhança entre os dados de entrada e o valor de saída correspondente (EASTMAN, 2009).

As informações aprendidas dos dados de treinamento foram transmitidas pela rede antes de propagar erros e pesos. O erro é então propagado de forma reversa, usando pesos para conexões, e corrigido com base em um relacionamento conhecido como regra Delta.

Repetidas iterações de ida e volta foram aplicadas até que a rede aprendesse as características relacionadas à solução correta para todas as classes. Ao final da fase de treinamento, a rede obtém os pesos adequados para as conexões entre os nós das múltiplas camadas, trazendo maior precisão aos dados de saída.

Os dados de saída representaram a mudança de estado de acordo com os nós com maior nível de ativação. Não se espera que os dados de saída sejam os mesmos que os dados observados. É muito provável que tenham ocorrido erros na rede causando a diferença entre a saída e os dados observados (ALMEIDA *et al.*, 2008; EASTMAN,

2009). A taxa de erro aceitável é calculada de acordo com o erro associado ao aprendizado da rede, calculado pela raiz quadrada média (RMS) dos erros.

Os dados de saída da RNA foram usados como entrada para a cadeia de Markov, um processo aleatório discreto para calcular a probabilidade de um evento. Nesse modelo, a distribuição de probabilidade dos valores em um determinado estágio do sistema dependerá apenas do estado do evento anterior, e não dos estágios anteriores (EASTMAN, 2009; GUAN *et al.*, 2008). A cadeia de Markov é normalmente utilizada para prever feições geográficas desconhecidas (estágios), tornando-se um importante método de previsão em pesquisas geográficas (YANG; ZHENG; CHEN, 2014). A análise em cadeia de Markov é uma ferramenta útil para modelar as mudanças no uso do solo e frequentemente utilizada como indicador da magnitude das mudanças futuras, pois é capaz de projetar tendências quantitativas das mudanças no uso do solo (RUIZ-BENITO *et al.*, 2010).

A cadeia de Markov também é utilizada para prever a matriz de transição, no que diz respeito ao seu aspecto quantitativo. Em outras palavras, podemos calcular quantos pixels associados aos nós com maior nível de ativação mudarão de estado aplicando a cadeia de Markov. Portanto, esse método permite prever a quantidade de mudança de uso da terra, mas não pode apresentar o processo espacial da dinâmica de mudança associada (YANG; ZHENG; CHEN, 2014). Os mapas de saída de transições potenciais podem ser usados para representar o grau de suporte que o modelo encontra para a mudança de uso da terra de interesse (EASTMAN, 2009).

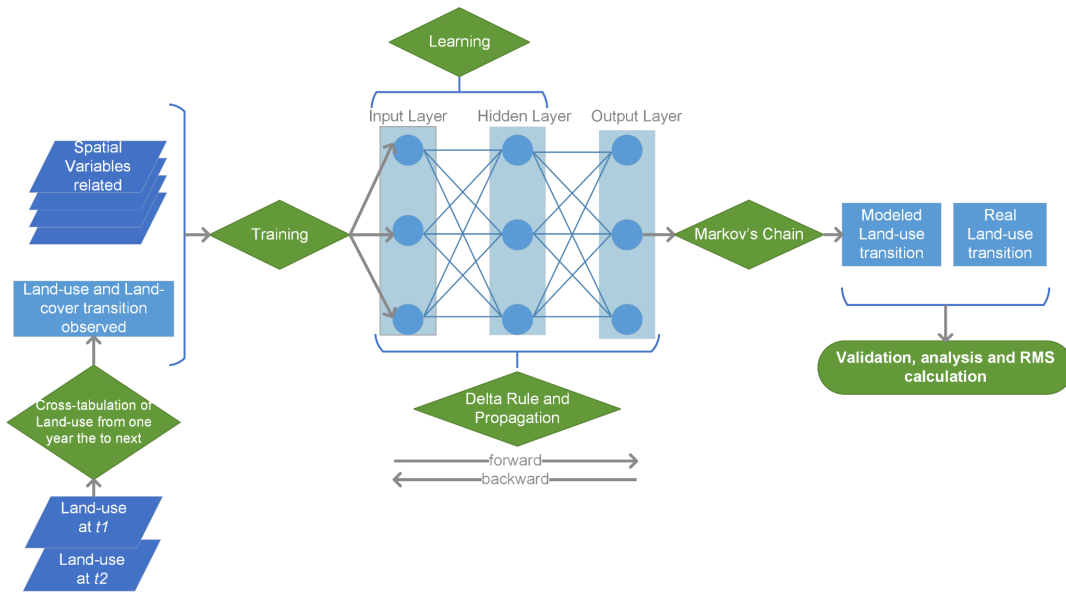
O processo de validação do modelo de projeção de uso do solo (PONTIUS; HUFFAKER; DENMAN, 2004) consistiu em verificar a concordância do modelo com o uso observado do solo para 2018. Posteriormente, foi observada a concordância entre a previsão do modelo e os dados observados para aquele ano e do período anterior (2015), que denominamos o modelo nulo (EASTMAN, 2009). Essa verificação utilizou diversos índices, entre eles: o acordo aleatório –  $N(n)$ , acordo de quantidade –  $N(m)$ , acordo padrão –  $M(m)$  e acordo de localização ajustado –  $P(m)$ , além do Kappa padrão e do Kappa sem informação ( $K_{no}$ ).

Os indicadores  $N(m)$  e  $M(m)$  e  $P(m)$  fornecem informações sobre a correção entre o mapa de referência (dados observados) e o mapa modelado quanto à localização dos pixels de cada categoria e os valores correspondentes por categoria (PONTIUS JÚNIOR; CHEN, 2006; PONTIUS; HUFFAKER; DENMAN, 2004).

$N(m)$  refere-se à concordância entre os mapas observados e modelados, onde os pixels foram localizados aleatoriamente no mapa de referência.  $M(m)$  indica a porção correta entre os mapas de referência e modelados, sem qualquer alteração, nem na quantidade nem na localização dos pixels.  $P(m)$  é a concordância entre o mapa de referência e um mapa de comparação modificado, onde a modificação é reorganizar as localizações das células dentro do mapa o mais próximo possível para maximizar a concordância entre o mapa modelado modificado e o mapa de referência (EASTMAN, 2009).

O índice Kappa (K) é uma medida de concordância entre dois conjuntos de dados e mede o grau de concordância além do que seria esperado apenas por acaso. A medida do índice K varia de 1 a 0, onde 1 representa uma concordância total entre os conjuntos de dados, 0 (zero) indica uma concordância esperada por acaso (aleatória) e abaixo de 0 indica uma concordância menor que a esperada por acaso. Já o Kappa sem informação é a comparação direta entre o observado e modelado, sem considerar a probabilidade do acaso.

Modelos de transição foram gerados e validados entre as classes de uso e cobertura do solo, capazes de suportar um cenário de construção para mudanças de uso do solo durante o período de estudo e utilizando as métricas de validação acima mencionadas (PONTIUS; HUFFAKER; DENMAN, 2004) (Figura 3, Tabela 3). Isso permitiu projetar cenários futuros de mudanças no uso da terra, aplicando as taxas atuais de desmatamento até 2030 e diminuindo-as sistematicamente entre 2030 e 2050 (ano final da projeção). O ajuste da projeção foi baseado em dois cenários de tendência: entre conservacionista, isto é, com redução plausível de desmatamento e *Business as Usual*, indicando um cenário tendencial.

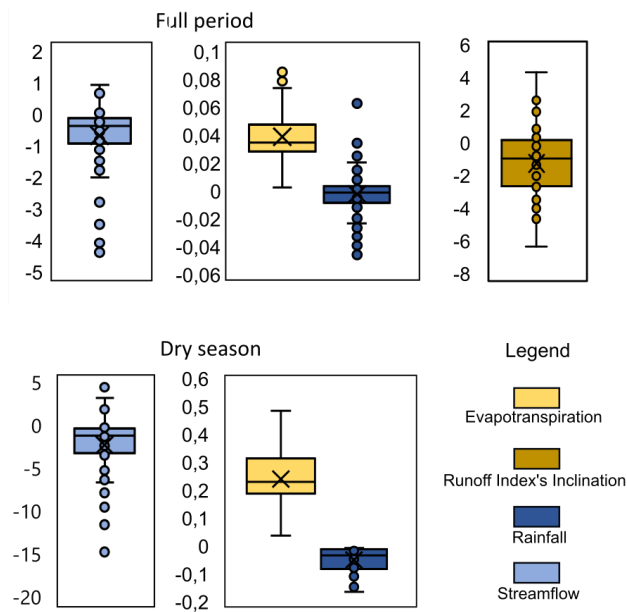


**Figura 3.** Abordagem metodológica para estimar mudanças de uso e cobertura da terra usando Redes Neurais Artificiais (RNA).

Para projetar a precipitação e a evapotranspiração potencial foram usados os conjunto de dados fornecido pelos modelos de sistema terrestre estatisticamente reduzidos CCSM4 da *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) *Earth Exchange Global Daily Downscaled Projections* (NEX-GDDP) (THRASHER *et al.*, 2012). Essas projeções climáticas mostraram a melhor aderência aos padrões climáticos da região do cenário RCP 4.5 (AVILA-DIAZ *et al.*, 2020), que é considerado um cenário de média intensidade de emissão, assumindo estabilidade global das emissões de carbono. As estimativas de vazão dos rios para o bioma Cerrado foram modeladas e comparadas para o futuro período pós-ruptura P2 e para os cenários P2' usando uma série de dados de uso e cobertura da terra, evapotranspiração potencial e precipitação completa até o ano de 2050.

## 5. RESULTADOS

A análise temporal das vazões dos rios nas 81 bacias estudadas indicou: redução significativa ( $p < 0,5$ ) das chuvas em 2 bacias (2,4%); e outros 46 apresentaram diminuição não significativa (56,7%); 28 bacias (35%) apresentaram aumento significativo de chuvas. No período seco, 12 bacias (14,8%) apresentaram redução significativa das chuvas. A evapotranspiração potencial apresentou tendência ascendente significativa para 77 bacias (95%) e 75 bacias (92,6%) durante os períodos de estiagem. Foi observada redução média significativa da vazão de água em 77 bacias (95%) durante o período de estudo e uma tendência de queda significativa da vazão de água em 74 bacias (91,3%) durante os períodos de estiagem. Apenas 3 bacias (3,7%) apresentaram tendência ascendente de vazão. Em relação ao coeficiente de escoamento médio da bacia entre 1985 e 2018, 57 microbacias (70%) apresentaram redução variando de 3,3 a 2,7 (Figura 3 e 6).

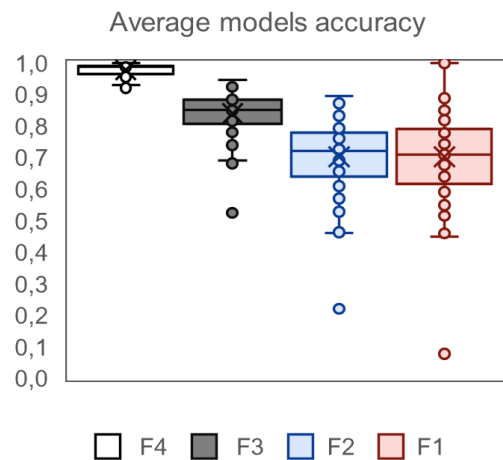


**Figura 4.** *Boxplot* mostrando a análise de tendência *Theil-Sen Slope* de 81 bacias hidrográficas, técnica pós *Trend-Free-Pre-Whitening* (TFPW) para teste de correção de autocorrelação para apoiar a aplicação da abordagem Mann-Kendall significativa do teste de tendência para avaliar variações dos dados de evapotranspiração (mm), vazão ( $m^3/s$ ) e precipitação ( $m^3/s$ ).

Quanto à acurácia do modelo de estimativa de vazão a função de validação geral indicou acurácia global média de 99% (F1), 70% para a estação seca (F2); 70% para a



estação chuvosa (F3) e a média de adesão estimada aos dados observados quanto atrasado (*delay*) foi de 84% (Figura 5).



**Figura 5.** *Boxplot* da avaliação da acurácia dos modelos de regressão de 81 bacias hidrográficas da área de estudo, comparando por diferentes métricas a precisão a semelhança entre os fluxos de água projetados e observados. F4 indica a estimativa global de acerto, F3 indica a incompatibilidade ou atraso entre as séries (*delay*), F2 a precisão na estação chuvosa, F1 na estação seca. Os gráficos mostram a porcentagem de acertos, onde 1 indica o total correto e 0 indica o erro total.

A análise do poder explicativo das estimativas do modelo do Cerrado para uso futuro da terra destacou a variável Distância do Desmatamento Anterior, a Matriz de Custos de Deslocamento, Declividade, Tipo de solo, entre outras variáveis relacionadas às principais transições de uso da terra (Tabela 1). A acurácia das transições terrestres foi satisfatória, variando entre 61,01% e 98,04% (Tabela 2), assim como foi a acurácia geral indicou que nosso modelo foi adequado para realizar as projeções para cenários futuros (Tabela 2).

Tabela 4. Variáveis relacionadas às mudanças de uso da terra e seus respectivos poderes explicativos ( $V^2$ Cramer), apresentando valores próximos de 1, altamente

relacionados às mudanças de uso da terra, e valores abaixo de 0,16, relação próxima de nula.

Variáveis	Geral	Floresta	Pastagem	Savana	Agricultura	Campo	Silvicultura	Água	Outros	Urbano	Mosaico	Mineração
Distância de desmatamento (log natural)	0,38	0,89	0,72	0,53	0,48	0,47	0,17	0,1	0,06	0,08	0,07	0,007
Atrito (custo de viagem)	0,26	0,63	0,3	0,37	0,35	0,34	0,14	0,36	0,06	0,01	0,03	0,001
Inclinação	0,28	0,87	0,49	0,41	0,37	0,33	0,12	0,1	0,06	0,05	0,04	0,006
Altimetria	0,28	0,87	0,49	0,42	0,36	0,33	0,14	0,07	0,06	0,05	0,04	0,006
Precipitação do mês mais chuvoso	0,28	0,87	0,5	0,43	0,31	0,34	0,14	0,07	0,06	0,05	0,06	0,007
Precipitação do mês mais seco	0,24	0,67	0,51	0,25	0,3	0,18	0,16	0,05	0,04	0,05	0,11	0
Solos	0,27	0,87	0,48	0,48	0,3	0,33	0,11	0,06	0,06	0,05	0,04	0,005
Solos (Probabilidade de evidência)	0,27	0,77	0,46	0,42	0,34	0,35	0,23	0,09	0,08	0,06	0,05	0,007
Áreas Protegidas (log natural)	0,29	0,87	0,51	0,41	0,31	0,4	0,11	0,07	0,08	0,06	0,06	0,005
Reservas Legais (Tiro Natural)	0,26	0,8	0,48	0,33	0,31	0,29	0,11	0,08	0,06	0,07	0,04	0,006
Área de preservação permanente (Raiz Quadrada distância)	0,28	0,85	0,49	0,4	0,31	0,34	0,11	0,06	0,06	0,05	0,07	0,006
Vale (distância da raiz quadrada)	0,11	0,59	0,32	0,27	0,32	0,19	0,1	0,1	0,04	0,04	0,02	0,003
Hydrography (distance)	0,05	0,01	0,003	0,0004	0,006	0,0019	0,001	0,07	0,14	0,02	0,0004	
Limite constrange	29	0,87	0,51	0,41	0,37	0,32	0,12	0,07	0,06	0,05	0,001	0,07

**Tabela 2.** À esquerda, a precisão das transições de uso do solo. À direita, a acurácia do modelo como um todo, a saber: concordância aleatória – N(n), concordância de quantidade – N(m), concordância padrão – M(m) e concordância de localização ajustada – P (m), além da concordância padrão Kappa e Kappa sem informação (Kno).

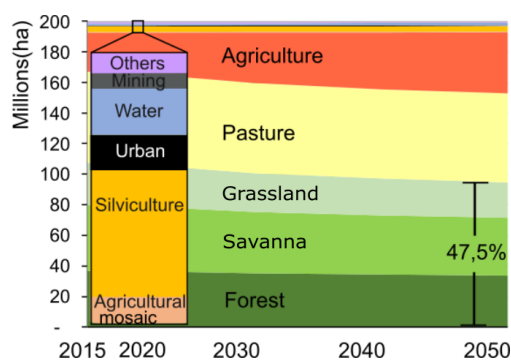
Precisão das transições de uso da terra				Precisão do modelo		
transição	Precisão	transição	Precisão	geral do modelo métricas	Modelo	nulo
Floresta para pastagem	71,82%	Pastagem para mineração	77,78%			
Floresta para agricultura	71,82%	Outros para Savana	67,51%	P(N)	0,30	0,30
Savana para Pastagem	75,20%	Outros para Pastagem	68,00%	P(M)	0,99	0,99
Savana para Silvicultura	83,25%	Outros para Pastagem	65,60%	P(P)	1,00	1,00
Savana para Mosaico	88,98%	Outros para Agricultura	76,38%	M(n)	0,30	0,28
Savana para Urbano	89,62%	Outros para Mosaico	100%	M(m)	0,99	0,96
Savana para Agricultura	73,65%	Pastagem para Pastagem	63,50%	M(p)	0,99	0,96
Pastagem para Pastagem	78,50%	Pastagem para Agricultura	57,54%	N(n)	0,09	0,09
Pastagem para Agricultura	80,04%	Pastagem para Mosaico	77,00%	N(m)	0,63	0,63
Pastagem para Silvicultura	86,69%	Floresta para Silvicultura	98,04%	N(p)	0,63	0,63
Pastagem para Mosaico	88,89%	Floresta para Mosaico	98,44%	Kno	0,99	0,96
Campo para Urbano	92,45%	Savana para Floresta	61,01%	Kappa	0,99	0,90

Nosso modelo de mudanças de uso e cobertura do solo permitiu estimar taxas de desmatamento de aproximadamente 6.400 km<sup>2</sup>/ano até 2030, 3.400 km<sup>2</sup>/ano até 2040 e

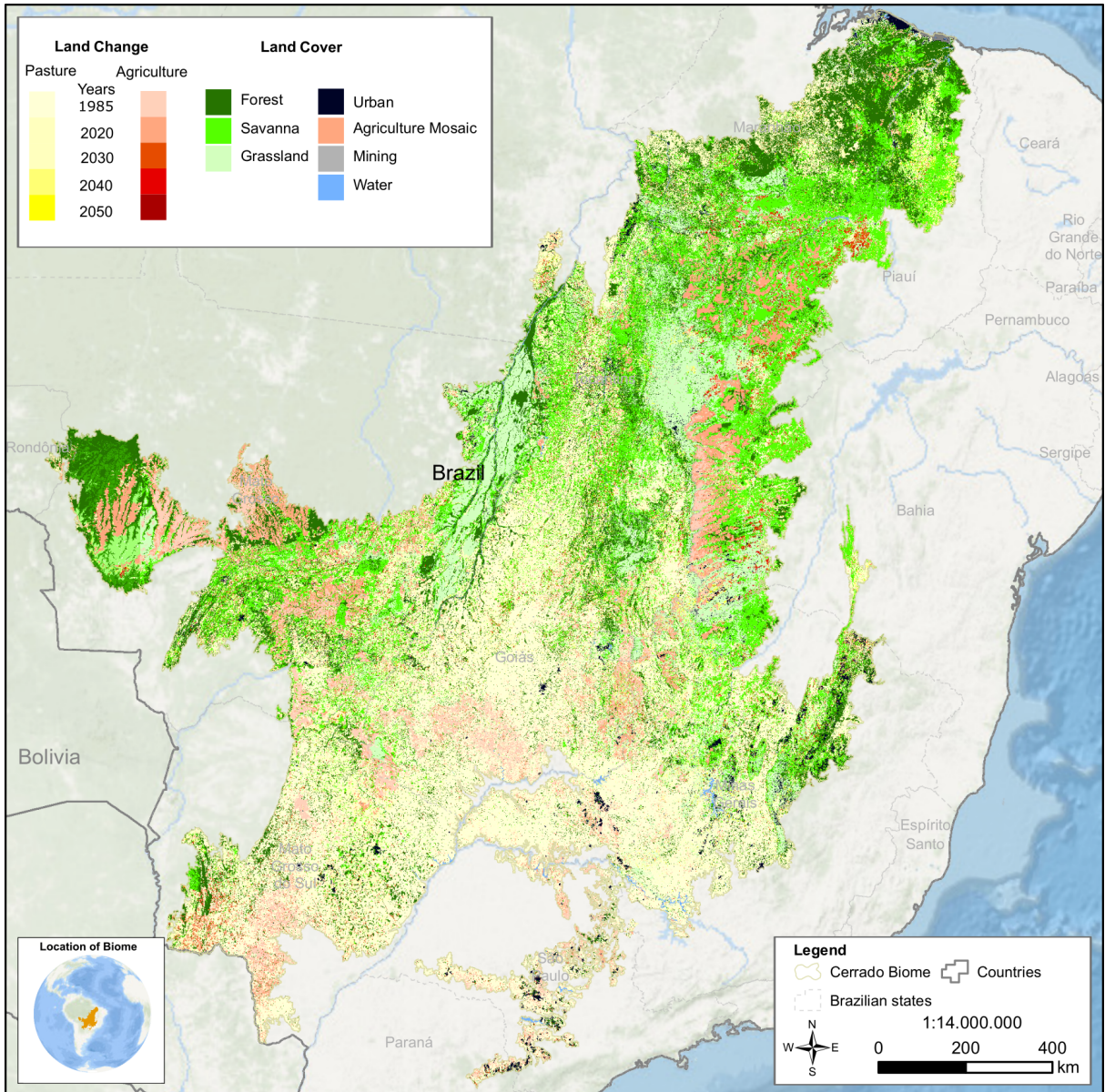
2.500 km<sup>2</sup>/ano para 2050. A tendência de diminuição das taxas de desmatamento projetada é baseada no entendimento que as terras com maior propensão à ocupação agropecuária se tornam mais escassas com o passar do tempo. Nesse cenário, entre 2018 e 2050, a vegetação nativa projetada do Cerrado poderia ser reduzida de 54,3% para 47,5%, com significativos montantes de hectares de pastagens sendo substituídos por terras agrícolas (Figura 6 e 7 e Tabela 3). Na sequência é apresentado o mapa (Figura 8) com a síntese dos principais dados referentes a mudança de uso do solo observados e modelados, bem como a vazão, pluviosidade e evapotranspiração potencial observada.

**Tabela 3.** Mudanças de uso e cobertura da terra observadas até 2015, 2018 e 2020 e previstas até 2030, 2040 e 2050 classes de uso e cobertura da terra e um desmatamento total projetado e remanescentes de vegetação nativa no cenário Business as Usual.

Uso da Terra	2015	2018	2020	2030	2040	2050
Floresta	18,40%	18,70%	18,50%	17,70%	17,20%	16,90%
Savana	22,00%	21,50%	21,30%	20,10%	19,40%	18,90%
Pastagem	14,40%	14,10%	13,90%	12,80%	12,20%	11,70%
Outros	0,50%	0,50%	0,50%	0,40%	0,40%	0,30%
Pastagens	30,00%	30,00%	29,80%	%	29,20%	29,10%
Agricultura	11,70%	12,20%	13,00%	16,60%	18,60%	20,00%
Silvicultura	1,70%	1,70%	1,70%	1,70%	1,70%	1,70%
Mosaico agrícola	0,30%	0,30%	0,30%	0,30 %	0,30%	0,30%
Áreas urbanas	0,30%	0,40%	0,40%	0,40%	0,40%	0,40%
Mineração	0,00%	0,00%	0,00%	0, 00%	0,00%	0,00%
Áreas hídricas	0,60%	0,60%	0,60%	0,60%	0,60%	0,60%
Desmatamento(km <sup>2</sup> )	10,635	11,747	63,952	34,108	25,581	
Desmatamento(km <sup>2</sup> /ano )	3.545	5.874	6.395	3.411	2.558	
Nativos remanescentes	54,80%	54,30%	52,70%	50,50%	48,80%	47,50%

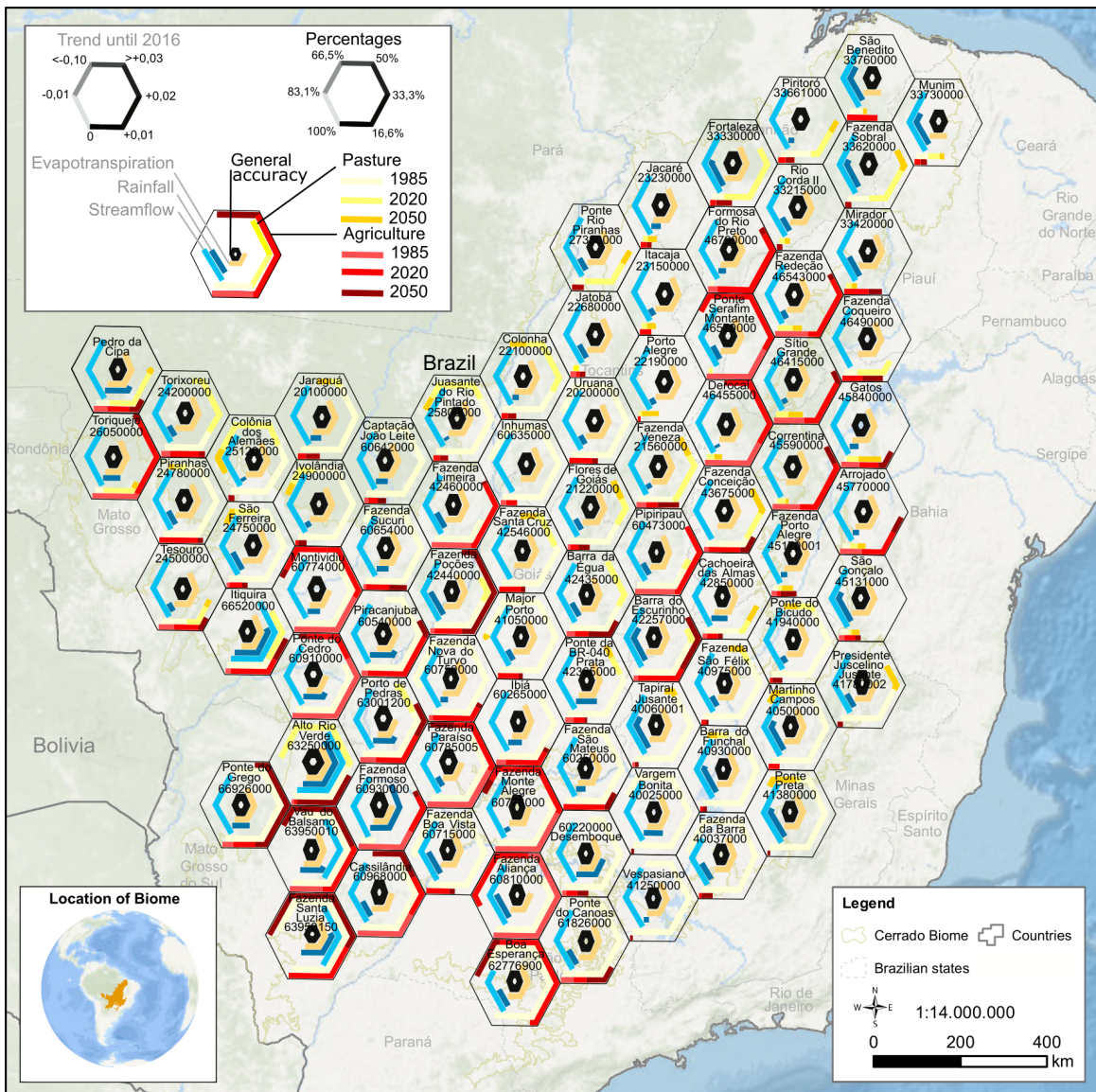


**Figura 6.** Mudanças de uso e cobertura da terra observadas em 2015, 2018 e 2020 e previsto para 2030, 2040 e 2050 em classes de uso e cobertura da terra e um desmatamento total projetado e remanescentes de vegetação nativa no cenário Business as Usual.



**Figura 7.** Mapa de uso e cobertura da terra mostrando as transições observadas (1985 a 2020) e previstas (2030 a 2050) entre pastagens e terras agrícolas.

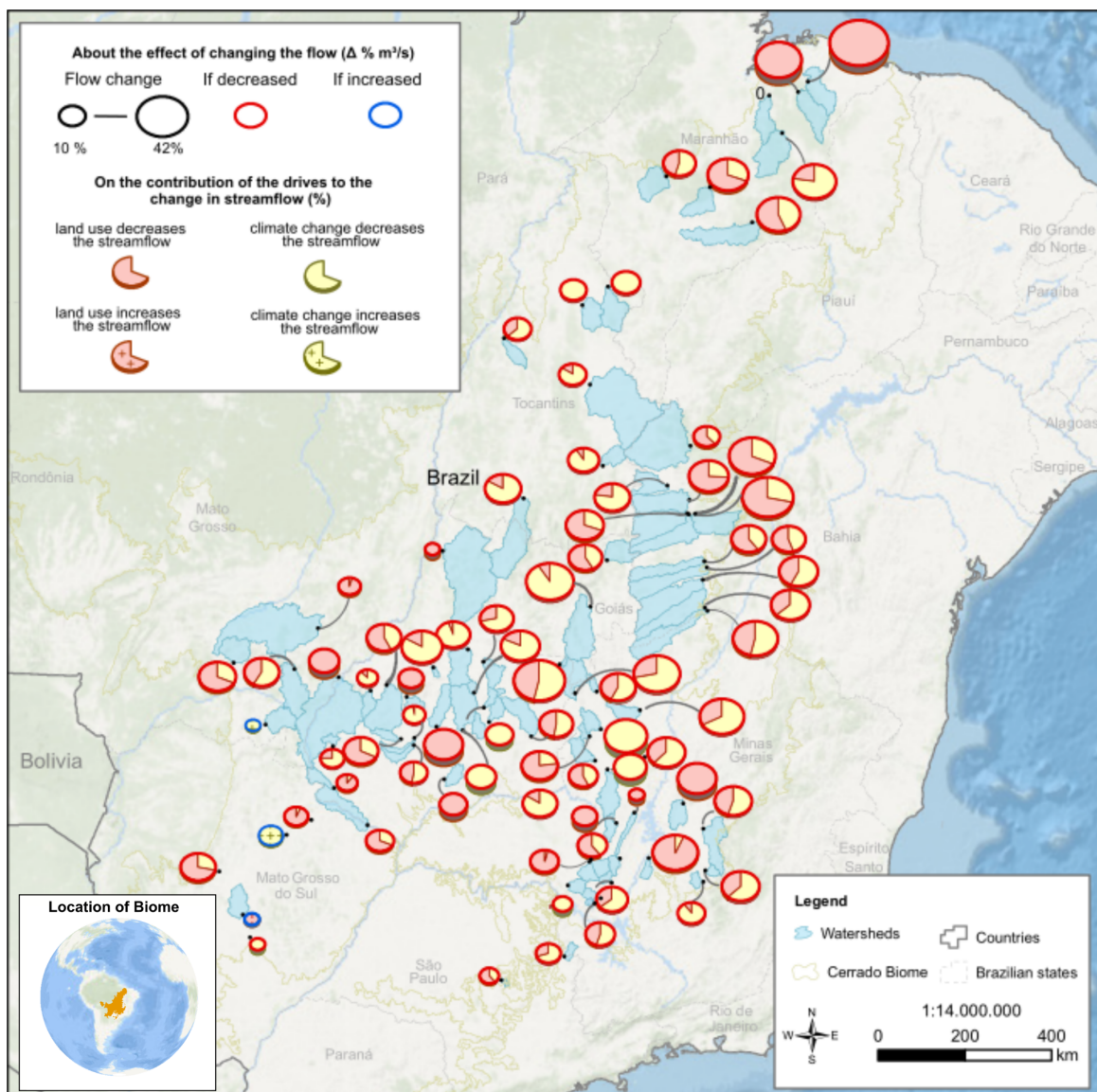




**Figura 8.** Cada hexágono representa uma bacia hidrográfica e os respectivos dados observados e modelados, identificados pelo nome e código da estação fluviométrica, sendo cada hexágono o mais próximo possível de sua localização espacial real. Tons de vermelho e amarelo, respectivamente, representam a proporção ocupada por terras agrícolas e pastagens em diferentes anos e estimativas futuras; azul claro e azul escuro representam a magnitude da tendência (Theil Sen) do fluxo de água e precipitação; as linhas pretas representam a precisão geral do modelo de vazão.

Quanto a avaliação da contribuição e dos efeitos das Mudanças climáticas (Cc) e Mudanças do uso do solo (Lc) entre 1985 e 2022, indica que 71 (87,7%) do total de bacias hidrográficas analisadas mostraram uma tendência decrescente dos fluxos de água devido ao uso e cobertura da terra e 69 (85,2%) bacias hidrográficas a apresentaram tendência de diminuição da vazão devido aos efeitos climáticos. Em média, a contribuição das mudanças

climáticas (principalmente como evapotranspiração potencial) afetando a vazão foi de -43,3%, enquanto os efeitos da mudança de uso da terra foram de -56,7%. Comparando as vazões dos rios observadas durante o período pré-perturbação (P1), o efeito total médio estimado das mudanças de uso e cobertura da terra na vazão dos rios foi de -8,7%, e -6,7%, que foram atribuídos às mudanças climáticas. A redução média total nas vazões estimadas da bacia foi de -19.718 m<sup>3</sup>/s, sendo -11.190 m<sup>3</sup>/s relacionado aos efeitos das mudanças de uso e cobertura da terra e -8.528 m<sup>3</sup>/s relacionado aos efeitos das mudanças climáticas. A seguir o mapa (Figura 9) apresentando os efeitos e contribuições dos drivers em cada bacia analisada.

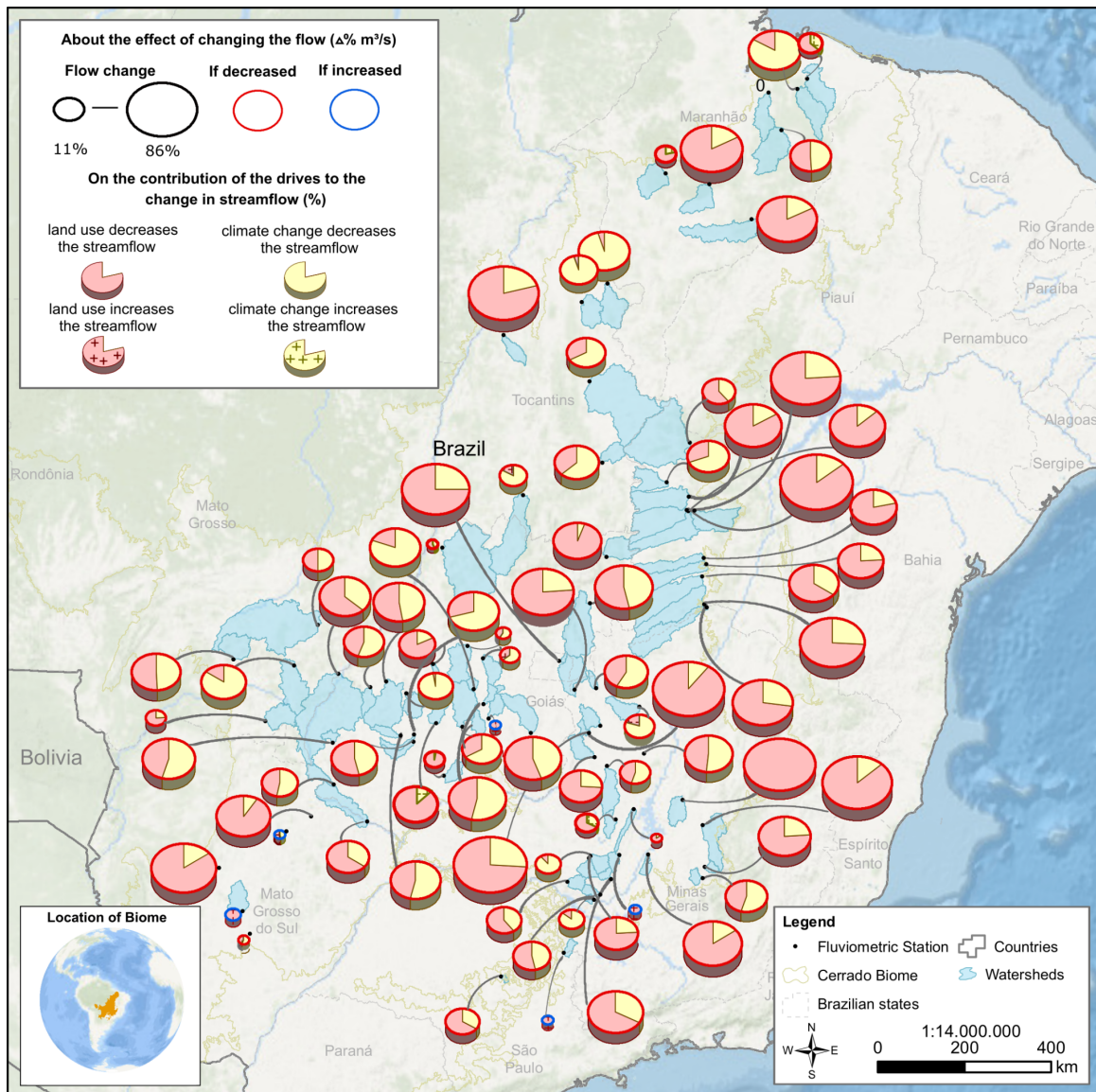


**Figura 9.** Mapa indicando efeitos e contribuições estimados para cada rio analisado para o período entre a detecção da perturbação e o ano de 2022. Os tamanhos dos círculos indicam a porcentagem alterada (efeito). Aros azul indicam um fluxo de água crescente; aros vermelhos indicam um fluxo de água decrescente; A parte rosa dentro dos círculos indica a

contribuição estimada atribuída às mudanças no uso da terra e a parte amarela indica a contribuição estimada atribuída às mudanças climáticas para as mudanças no fluxo de água do rio.

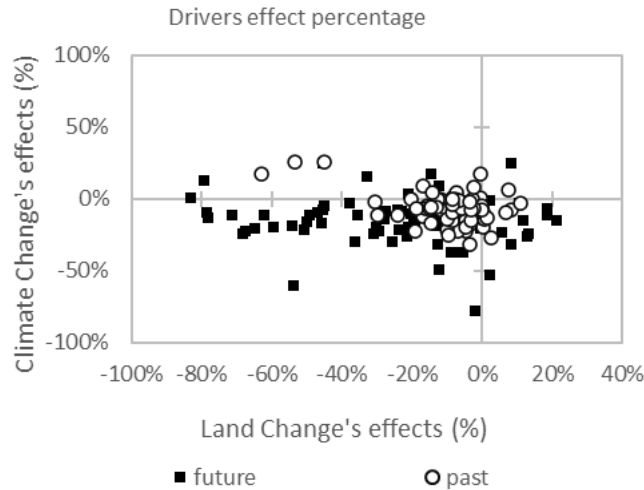
Com base no cenário futuro previsto, foi estimado que 75 (92,6%) das bacias tendem a diminuir suas vazões em relação ao período pré-perturbação. Em 69 (85,1%) bacias será devido aos efeitos da expansão das terras agrícolas (mudança de uso do solo) e em 71 (87,6%) bacias hidrográficas será devido aos efeitos das mudanças climáticas. Foi estimada uma contribuição média de vazão de água de -65,8% atribuída aos efeitos das mudanças no uso da terra e -34,2% atribuída aos efeitos das mudanças climáticas. No geral, esses fatores tendem a afetar as vazões futuras das bacias hidrográficas do bioma Cerrado um efeito de redução média de 33,9%, onde 23,4% seriam atribuídos à expansão do uso da terra, especialmente a agricultura, e 12,8% seriam atribuídos às mudanças climáticas (Figura 10). Foi estimado um decréscimo de 23.653 m<sup>3</sup>/s para as bacias analisadas entre 2022 e 2050 em comparação com as vazões observadas durante o período pré-distúrbio. Também pode ser observado as contribuições dos drives na figura de dispersão da Figura 11.





**Figura 10.** Mudanças previstas nas vazões das bacias hidrográficas do bioma Cerrado até 2050 em relação ao período pré-distúrbio (P1). Os tamanhos dos círculos indicam a porcentagem de mudanças na vazão do córrego. Bordas em azul indicam aumento das vazões, enquanto em vermelho indica diminuição das vazões. A parte rosa dentro dos círculos indica a contribuição estimada das mudanças no uso da terra para as mudanças de fluxo e a parte amarela indica a contribuição estimada das mudanças climáticas.

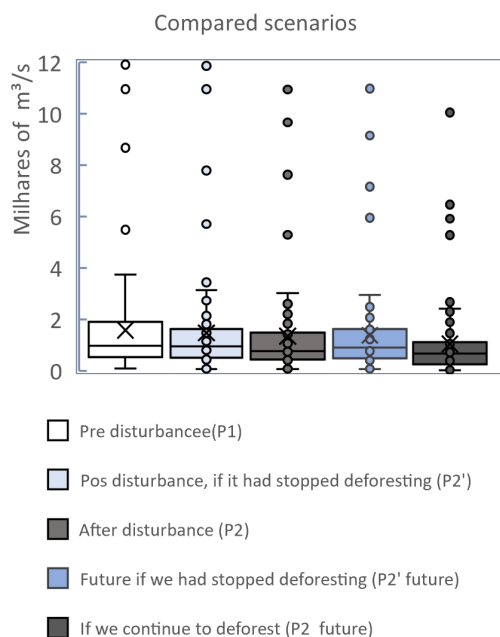




**Figura 11.** Gráfico de dispersão mostrando a contribuição de cada driver (clima e uso do solo e cobertura do solo) para as respectivas mudanças na vazão de cada bacia hidrográfica.

O cenário futuro previsto indica taxas decrescentes de vazão na maioria das bacias hidrográficas na área de estudo resultantes dos efeitos combinados das mudanças climáticas e de uso da terra (Figura 10). E alguns resultados conjugados se destacam sobre as estimativas futuras, entre eles: (1) se a expansão agropecuária estivesse estagnada no período pré-perturbação, nenhuma das bacias apresentaria mudanças significativas de vazão no futuro após 2022; (2) com base nas tendências de uso do solo observadas atualmente, no cenário futuro de mudanças no uso do solo (P2), mais de 90% das bacias apresentaram redução significativa na vazão; (3) apenas em cinco bacias hidrográficas há estimativas de aumentos significativos nas vazões na região de estudo, e ainda sim, de baixo volume; (4) essa bacias com estimativa de aumento têm previsão de mudanças no uso da terra pouco significativas.

Ao comparar a vazão observada durante os períodos pré-distúrbio (P1) e pós-distúrbio (P2) nesses dois cenários diferentes: a) desmatamento zero no cenário futuro (P2') e pós-distúrbio (P2) e b) um cenário futuro de um desmatamento contínuo (P2), foi estimado um pior resultado para o cenário (b) com maior escassez de água devido à manutenção do ritmo atual das taxas de desmatamento (Figura 12).

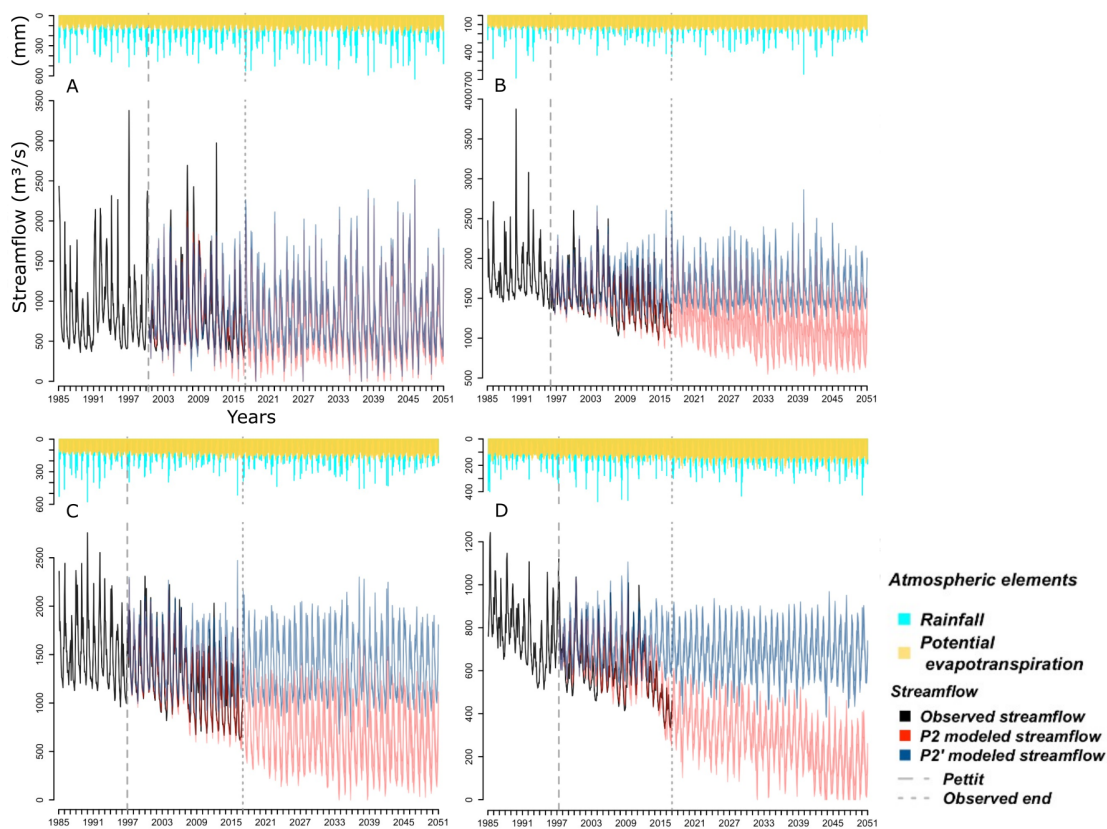


**Figura 12.** *Boxplots* de cada cenário analisado, mostrando a vazão do conjunto das 81 bacias. Da esquerda para a direita: Vazão dos rios observadas antes do período indicado pelo teste de Pettit (P1); pós-período indicado pelo teste de Pettit, com os parâmetros de mudança de uso do solo estagnados na respectiva data (P2'); pós período indicado pelo teste de Pettit test, mas com mudanças de uso do solo ocorrendo até 2022 (P2); estimativa futura até 2050, em um cenário hipotético se apenas a mudança de uso do solo ocorrida até a data detectada pelo teste de Pettit tivesse sido mantida (P2' futuro); estimativa futura até 2050, em um cenário de tendência de mudança de uso da terra conforme modelado neste estudo (P2 futuro).

Ao observar caso a caso, alguns casos se mostraram elucidadores e representativos, ilustrando contextos específicos, tais como os seguintes contextos específicos: o caso em que a diferença entre os cenários P2 e P2' é menor, devido a uma tendência de ocupação menos intensa, como do Rio Quebra Anzol em Minas Gerais; e diferentes gradações do caso de áreas com altas taxas combinadas de desmatamento para monocultura de larga escala, como os casos do Rio Arrojado e Rio de Ondas ambos na Bahia e no Rio Corda no Maranhão.

O Oeste baiano tem sido intensamente ocupado pela monocultura em larga escala, principalmente a soja. Essa área agrega os municípios com as maiores taxas de desmatamento no bioma Cerrado e uma perda significativa de vazão (-24,2%) sendo atribuída a 54,6% da expansão das terras agrícolas. Neste contexto, um exemplo de perda de vazão é o rio Arrojado, que perdeu 18,2% de sua vazão média, equivalente a 328,5 m³/s. Cerca de 56% dessa perda deveu-se à ocupação agrícola e 44% às mudanças climáticas. As tendências futuras indicam uma perda acumulada de 36,2% de sua vazão (651,5 m³/s) até

2050. Outro exemplo é o Rio Ondas, que perdeu 25% de sua vazão média, 391,5 m<sup>3</sup>/s, principalmente devido à expansão de terras agrícolas . Para este rio, estimou-se uma perda acumulada de 56% (864,32 m<sup>3</sup>/s) até 2050. Por fim, no Rio Corda, localizado no estado do Maranhão, observamos uma vazão média de 778 m<sup>3</sup>/s durante o período inicial da análise (P1), diminuindo para 570 m<sup>3</sup>/s em P2 (-27% da vazão). A vazão poderia ter aumentado para 716 m<sup>3</sup>/s se o desmatamento não tivesse prosseguido naquela bacia. E a estimativa futura indica que a vazão média deve ser de 266 m<sup>3</sup>/s (- 66% da vazão) e o rio se tornará intermitente, secando durante a estação seca a partir de 2047 (Figura 13).



**Figura 14.** Exemplos de hidrogramas: A - Rio Quebra Anzol, em Minas Gerais; B - Rio Arrojado, na Bahia; C - Rio Ondas, também na Bahia; D - Rio Corda, no Maranhão). precipitação: na parte inferior esquerda, mostra a vazão observada; a linha tracejada indicando quando foi detectada a mudança no padrão das variáveis; a porção azul indica o fluxo modelado se a mudança no uso do solo já havia terminado no momento em que foi identificada a mudança no padrão das variáveis; vermelho mostra a tendência do fluxo em um cenário de mudanças no uso da terra e tendências climáticas.

## 6. DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo, que avaliou 81 bacias hidrográficas, indicam a tendência de diminuição constante das vazões dos rios no bioma Cerrado devido à expansão agropecuária e mudanças climáticas. Do ponto de vista climático, a série histórica observada na região do Cerrado mostrou um claro padrão de aumento da evapotranspiração potencial associado ao aumento de temperatura e radiação, conforme previamente observado em outros estudos (AVILA-DIAZ *et al.*, 2020; SALVIANO; GROppo; PELLEGRINO, 2016). As variáveis climáticas estudadas tornaram-se mais intensas durante as estações secas, quando as chuvas diminuem substancialmente. Por outro lado, a pluviosidade anual apresentou comportamento variável, em sua maioria não apresentando tendências negativas significativas. Portanto, não podemos atribuir as mudanças na precipitação anual como o principal fator na diminuição da vazão no bioma Cerrado. Nosso estudo apresentou inovações e adaptações metodológicas que se mostraram satisfatórias e promissoras. Com base nos estudos de Ashok Mishra (2017) e Zhao, et al (2010), estimamos o papel do clima e do uso da terra na vazão dos rios no bioma Cerrado, adaptando essas abordagens metodológicas e a regressão de Lasso. Nesta análise, adicionamos a metodologia projeções de mudanças de uso do solo baseadas em Rede Neural Artificial, que conectou o modelo chuva-vazão de bacias hidrográficas ao modelo espacialmente explícito de larga escala. Com isso, nossa abordagem contribuiu para trazer maior conexão entre modelos e entendimentos mais integrados entre os sistemas naturais. Há um conjunto de ressalvas e limitações que devem ser observadas, dentre elas destacam-se: (1) ao considerar que partes do Cerrado foram ocupadas antes de 1985 e a vazão durante a pré-perturbação período teria sido afetado pela expansão anterior da expansão de terras agrícolas ou pastagens, implicando uma subestimação do efeito das mudanças no uso da terra, o mesmo efeito pode ocorrer quanto a tendências de variáveis climáticas que podem pertencer a macro ciclos anteriores a data de início do estudo; (2) os valores dos coeficientes das variáveis na modelagem do Lasso podem perder parte de sua inteligibilidade devido à sazonalidade climática do Cerrado; (3) existem diferentes atrasos entre a interação das variáveis climáticas e as mudanças de uso da terra, que podem ou não ser adequadamente consideradas para cada bacia analisada, refletindo em perda da precisão da regressão; (4) as mudanças de uso da terra observadas em outras regiões podem impactar as bacias

hidrográficas estudadas, como o desmatamento na Amazônia, ao reduzir a umidade que atinge a região do Cerrado através do fenômeno do rio voador; e (5) o modelo de mudança de uso da terra pressupõe que as principais terras cultiváveis já foram ocupadas e, portanto, as taxas de desmatamento devem ser menores nas próximas décadas, o que pode não se confirmar. Esta abordagem metodológica tem elementos suficientes para indicar o papel de cada fator na redução da vazão dos rios do Cerrado.

Outros elementos chamam atenção acerca do contexto da interação mudanças climáticas e mudanças no uso do solo tais como: (1) a mudança no uso da terra causadas pela expansão das terras agrícolas e pastagens, que é a principal causa das emissões de gases de efeito estufa no Brasil (46%); (2) a atividade agrícola sozinha emite diretamente um total de 27% das emissões de CO<sub>2</sub> para todo o país (POTENZA *et al.*, 2022). Portanto, alguns efeitos das mudanças climáticas sobre a disponibilidade de água superficial são derivados ou originados de atividades agrícolas, ampliando os impactos do desmatamento sobre as vazões dos rios. Mostramos que algumas ligações entre mudanças climáticas e de uso da terra não podem ser isoladas e neste caso subestimando os efeitos das mudanças do uso do solo nas vazões. Mas isso não nos impediu de estimar os impactos do desmatamento nas vazões.

A extensa e contínua expansão das terras agrícolas no Cerrado leva à conclusão de que a produção de commodities agrícolas e a escassez de água estão intrinsecamente ligadas. A crescente exportação de commodities que dependem fortemente do consumo intensivo de água mudou a governança da água, deslocando o controle da água de atores locais, regionais e nacionais para aqueles que dominam as cadeias globais de produção agrícola (VOS; HINOJOSA, 2016). Alguns estudos na América Latina observaram que as alianças políticas entre o setor privado e o Estado impulsionaram reformas de políticas ambientais que permitiram a concentração dos direitos da água nas empresas agroindustriais, afetando fortemente a equidade social e a sustentabilidade do uso da água (RÍGEL *et al.*, 2019; VELEZ-TORRES, 2012; VOS; HINOJOSA, 2016).

No oeste da Bahia, onde estão localizados 90% dos pivôs centrais da região do Matopiba, a reforma da política ambiental após 2012 permitiu à agricultura industrial acesso irrestrito ao direito à água em uma região com crescente escassez hídrica, agravando os conflitos sociais hídricos (LEMES *et al.*, in press). Alguns estudos sugeriram que devemos olhar para o conceito de “justiça hídrica” combinando demandas por uma distribuição equitativa dos direitos de acesso à água e direitos

políticos de tomada de decisão sobre a água (BOELENS *et al.*, 2016), demonstrando o caráter político da interação entre ocupação do uso do solo, clima e gestão da água.

## 7. CONCLUSÃO

O uso da terra e as mudanças climáticas afetaram diretamente a disponibilidade de água superficial no bioma Cerrado. Com base nos resultados deste estudo sobre os cenários de mudanças no uso e cobertura da terra, é provável que este quadro se agrave nos próximos anos. Os mesmos resultados sugerem que os cenários tendenciais ameaçarão a produção agrícola, o abastecimento público e privado de água e o abastecimento de energia, como ocorreu no Brasil Central em 2021 (HOEKSTRA; HUNG, 2002). As tendências também são preocupantes para a conservação da biodiversidade, incluindo a biota aquática (BRASIL, Leandro Schlemmer *et al.*, 2021), que depende tanto da sobrevivência das árvores (BRASIL, Leandro S.; JÜEN; CABETTE, 2014) e quanto da disponibilidade de água na paisagem para sua sobrevivência. O Cerrado faz fronteira com vários outros biomas sul-americanos, contribuindo para o abastecimento de água para grandes bacias hidrográficas continentais. A escassez de água prevista neste estudo provavelmente afetará a resiliência desses biomas ao fogo e às mudanças climáticas. O bioma Pantanal, por exemplo, que depende em grande parte do fluxo de água dos rios do Cerrado para sua dinâmica de hidroperíodo, já passou por incêndios incontroláveis que ameaçam profundamente sua biota (TOMAS *et al.*, 2021).

O cenário de tendência futura inclui uma piora da disponibilidade hídrica superficial em quase todo o bioma Cerrado. Exigirá avaliação e monitoramento rigorosos da produção agrícola, responsável por 78,3% do consumo de água superficial no Brasil (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2019) e 96,6% do desmatamento no bioma Cerrado (MAPBIOMAS, 2019). Em sintonia com outros estudos que mostramos, o Bioma Cerrado atua como exportador de água virtual (ALLAN, 1998; OLIVEIRA, G.; HECHT, 2016; VOS; HINOJOSA, 2016), não incorporada nas políticas nacionais. O alto consumo de água necessário para sustentar as exportações de commodities agrícolas é responsável pelo aumento da escassez de água de superfície para suprir a subsistência humana e os processos biológicos (FAO, 2017). Assim, o abastecimento de água é cada vez mais crítico para manter as comunidades locais no bioma Cerrado (FAO, 2017). Assim, a produção agrícola está dando “um tiro no pé” em si mesma ao afetar sua própria sustentabilidade ambiental e econômica.

Em ambientes como o bioma Cerrado, que apresentam uma contribuição bem definida (SANO, ano; ALMEIDA; RIBEIRO, 2008) e alta do fluxo basal nas vazões dos período seco, desmatamento e conversão da cobertura do solo de vegetação nativa para plantações de soja ou outra monocultura similar, afeta uma ampla cadeia de componentes hidrológicos a médio e longo prazo. Esses efeitos hidrológicos incluem a redução da evapotranspiração (SPERA *et al.*, 2016), redução da capacidade de infiltração de água e recarga do aquífero (OLIVEIRA, P. T. S. *et al.*, 2015), aumento da vazão superficial, no período chuvoso, e diminuição da vazão nos períodos secos a médio e longo prazo. Juntos, eles diminuem a capacidade de recarga do aquífero durante a estação chuvosa e de sustentar o alto consumo de água para irrigação das culturas durante as estações secas (OLIVEIRA, R.S *et al.*, 2005) . Portanto, é razoável afirmar que os casos de aumento da vazão no curto prazo após o desmatamento e início da produção agropecuária, como observado por Nóbrega e colegas (2017), são respostas momentâneas e que as tendências de médio e longo prazo apontam para que haja uma diminuição da vazão nesses casos.

Portanto, qualquer expansão de terras agrícolas no bioma Cerrado deve ser avaliada de forma adequada e rigorosa com base nas necessidades hídricas de cada usuário. Também exigiria o fortalecimento da participação no processo de gestão da água (por exemplo, comitês de bacias hidrográficas), visando evitar o consumo desigual ou sobrecarregado de água no bioma Cerrado. Além disso, áreas como Reservas Legais e APP em propriedades particulares e Unidades de Conservação podem contribuir substancialmente para a conservação dos recursos hídricos e limitar a expansão das terras agrícolas, preservando uma cota de vegetação nativa (RAUSCH *et al.*, 2019) em cada bacia, capaz de manter os fluxos de água em níveis satisfatórios.

Cenários futuros indicam que mais de 90% das bacias hidrográficas analisadas no estudo tendem a diminuir sua vazão devido à expansão das terras agrícolas. Isso pode levar a níveis críticos recorrentes de escassez de água durante os períodos secos na região de estudo. As bacias hidrográficas localizadas no oeste baiano, por exemplo, apresentaram claras tendências decrescentes e reduções significativas nas vazões dos rios, o que potencialmente piorará a disponibilidade hídrica superficial, principalmente nos períodos de estiagem, como encontrado em alguns casos estudados (SILVA *et al.*, 2021) e, eventualmente, causando conflitos no acesso à água.

Esta análise indica que estamos de encontro com um futuro incerto quanto a disponibilidade de água superficial no bioma Cerrado. A maioria das bacias



hidrográficas estudadas está sujeita a altas taxas de desmatamento ligadas à expansão igualmente elevada de terras agrícolas. Estimamos níveis críticos de abastecimento de água superficial e intensificação nos atuais conflitos hídricos (PORTO-GONÇALVES; CHAGAS, 2019) no médio e longo prazos. Concluimos que a capacidade hídrica do Cerrado foi substancialmente enfraquecida pelas atividades agrícolas e mudanças climáticas. O bioma Cerrado, comumente referido como “reservatório de água do Brasil” pelo agro, está “vazando” rapidamente, com cenários futuros de escassez hídrica para breve.

Todos os atores sociais serão afetados nesse cenário. Tanto aqueles que fazem uso excessivo dos recursos hídricos como aqueles com acesso insuficiente à água, serão diretamente impactados pela diminuição da disponibilidade de água superficial do Cerrado. O grande desafio será encontrar alternativas de uso sustentável da água e do solo no Cerrado. É fundamental estar atento aos fenômenos já recorrentes, como as crises hídricas de anos anteriores, visando reorientar os processos de ocupação e produção da terra no bioma.

O desmatamento associado à expansão das terras agrícolas afeta mais severamente as vazões no bioma Cerrado do que as mudanças climáticas, é essencial que ocorram redução significativa nas taxas de remoção de vegetação nativa no Cerrado. É de grande preocupação o papel que os produtores, exportadores e consumidores de commodities agrícolas têm, bem como o papel de definição e aplicação de políticas públicas de comando e controle, mitigação e adaptação às mudanças climáticas em curso e futuras em especial devido ao fato de que o Brasil é um dos maiores players globais do agronegócio, exportando mais de 120 bilhões de dólares por ano em commodities agrícolas para China, União Européia e EUA (AGROSTAT, 2022).

Encontramos a expansão das terras agrícolas afetou criticamente a disponibilidade de água superficial no bioma Cerrado, o que pode impactar fortemente a economia internacional e a segurança alimentar, especialmente no atual cenário de enfraquecimento das políticas ambientais no Brasil (BARBOSA; ALVES; GRELLE, 2021; MILHORANCE, 2022; RAJÃO *et al.*, 2022) e, conseqüentemente, dos mecanismos de regulação e controle. Portanto, políticas em países importadores de commodities agrícolas brasileiras, como a *due diligence* recentemente aprovada na UE,

devem exigir ajustes na cadeia de suprimentos de seus produtos, desvinculando produtos originários de qualquer tipo de desmatamento.

Quanto às hipóteses temos que: a cerca da hipótese 1, sim a diminuição das vazões dos rios do Cerrado é sistêmica/generalizada; quanto à hipótese 2, não, a ocupação agropecuária (mudança do uso do solo) interfere mais que as mudanças climáticas nas vazões dos rios do Cerrado, na maioria dos casos observados; quanto a hipótese 3, sim, as vazões dos rios do Cerrado tendem a diminuir significativamente no futuro.

Sobre os problemas de pesquisa podemos afirmar que: (1) foi produzida uma análise ampla da tendência das vazões e demais elementos hidrológicos de um conjunto representativo de rios do Cerrado; (2) foi estimado o papel da ocupação agropecuária e das mudanças climáticas na alteração das vazões, propondo novos métodos adaptando a métodos já consagrados e que as ressalvas e limitações principais foram apresentadas e que o método se mostra suficiente para a proposta; (3) foi gerado um cenário futuro tendencial factível, de forma a produzir um conhecimento suficientemente embasado e prático, capaz de contribuir para o debate do tema e melhor gestão e acesso água no Cerrado.

A ocupação do solo no Cerrado e os efeitos adicionais das mudanças climáticas impactaram e impactarão a disponibilidade hídrica no bioma. Combinadas, as mudanças climáticas e o desmatamento estão ligadas à demanda internacional por commodities agrícolas. A defesa da desregulação de mercados, do acesso a recursos naturais e da privatização de bens comuns sem controle social efetivo acaba impactando toda a sociedade, especialmente as populações menos abastadas, mas também criando graves conflitos hídricos nos níveis local e regional. É, portanto, imprescindível apoiar estratégias políticas e as medidas necessárias para mitigar os efeitos negativos do uso excessivo da água e a revisão dos modelos de ocupação do solo e produção agropecuária no Cerrado.

## 8. REFERENCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018: informe anual: versão atualizada**. Informe Anual. Brasília – DF: ANA, 2019.

AGROSTAT - ESTATÍSTICAS DE COMÉRCIO EXTERIOR DO AGRONEGÓCIO BRASILEIRO. 24 jul. 2022. **AGROSTAT - Estatísticas de Comércio Exterior do Agronegócio Brasileiro**. Disponível em: <https://indicadores.agricultura.gov.br/agrostat/index.htm>. Acesso em: 24 jul. 2022.

ALLAN, J. A. Virtual Water: A Strategic Resource Global Solutions to Regional Deficits. **Groundwater**, v. 36, n. 4, p. 545–546, 1998. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1998.tb02825.x>.

ALMAGRO, André; OLIVEIRA, Paulo Tarso S.; MEIRA NETO, Antônio Alves; ROY, Tirthankar; TROCH, Peter. CABra: a novel large-sample dataset for Brazilian catchments. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 25, n. 6, p. 3105–3135, 9 jun. 2021. <https://doi.org/10.5194/hess-25-3105-2021>.

ALMEIDA, C. M.; GLERIANI, J. M.; CASTEJON, E. F.; SOARES-FILHO, B. S. Using neural networks and cellular automata for modelling intra-urban land-use dynamics. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 22, n. 9, p. 943–963, 1 set. 2008. <https://doi.org/10.1080/13658810701731168>.

ARORA, Vivek K. The use of the aridity index to assess climate change effect on annual runoff. **Journal of Hydrology**, v. 265, n. 1–4, p. 164–177, ago. 2002. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00101-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00101-4).

ASHOK MISHRA, Pankaj Dey. Separating the impacts of climate change and human activities on streamflow: A review of methodologies and critical assumptions. **Journal of Hydrology**, v. 548, p. 278–290, 4 ago. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.014>.

AVILA-DIAZ, Alvaro; ABRAHÃO, Gabriel; JUSTINO, Flavio; TORRES, Roger; WILSON, Aaron. Extreme climate indices in Brazil: evaluation of downscaled earth system models at high horizontal resolution. **Climate Dynamics**, v. 54, n. 11–12, p. 5065–5088, jun. 2020. <https://doi.org/10.1007/s00382-020-05272-9>.

AZEVEDO, Andréa Aguiar; SAITO, Carlos Hiroo. O perfil dos desmatamentos em Mato Grosso, após implementação do licenciamento ambiental em propriedades rurais. **CERNE**, v. 19, n. 1, p. 111–122, mar. 2013. <https://doi.org/10.1590/S0104-77602013000100014>.

BARBOSA, Luciana Gomes; ALVES, Maria Alice; GRELLE, Carlos Eduardo Viveiros. Actions against sustainability: Dismantling of the environmental policies in Brazil. **Land Use Policy**, maio 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0264837721001071?via%3Dihub>.

BOELEN, Rutgerd; HOOGESTEGGER, Jaime; SWYNGEDOUW, Erik; VOS, Jeroen; WESTER, Philippus. Hydrosocial territories: a political ecology perspective. **Water International**, v. 41, n. 1, p. 1–14, 2 jan. 2016. <https://doi.org/10.1080/02508060.2016.1134898>.

BRADLEY. *Distribution-Free Statistical Tests*. [S. l.: s. n.], 1968.

BRASIL, Leandro S.; JUEN, Leandro; CABETTE, Helena S. R. The effects of environmental integrity on the diversity of mayflies, Leptophlebiidae (Ephemeroptera), in tropical streams of the Brazilian Cerrado. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, v. 50, n. 4, p. 325–334, 2014. <https://doi.org/10.1051/limn/2014026>.

BRASIL, Leandro Schlemmer; FERREIRA, Victor Rennan Santos; RESENDE, Bethânia Oliveira de; JUEN, Leandro; BATISTA, Joana Darc; CASTRO, Lourivaldo Amâncio de; GIEHL, Nubia França da Silva. Dams Change Beta Diversity of Aquatic Communities in the Veredas of the Brazilian Cerrado. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, p. 612642, 19 fev. 2021. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.612642>.

CALIJURI, Maria Lúcia; CASTRO, Jackeline de Siqueira; COSTA, Luma Soares; ASSEMANY, Paula Peixoto; ALVES, José Ernesto Mattos. Impact of land use/land cover changes on water quality and hydrological behavior of an agricultural subwatershed. **Environmental Earth Sciences**, 2015. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4550-0>.

CHUI, C. K.; CHEN, G. **Kalman filtering: with real-time applications**. 4th ed. Berlin: Springer, 2009.

CLARK LABS. Land Change Modeler: An application within IDRISI for analyzing and predicting land cover change and assessing the implications of that change for biodiversity. , p. 4, [s. d.] .

CLARK LABS. The Land Change Modeler for Ecological Sustainability. **IDRISI Focus Paper**, , p. 2, 2007. .

DE AREA LEÃO PEREIRA, Eder Johnson; DE SANTANA RIBEIRO, Luiz Carlos; DA SILVA FREITAS, Lúcio Flávio; DE BARROS PEREIRA, Hernane Borges. Brazilian policy and agribusiness damage the Amazon rainforest. **Land Use Policy**, v. 92, p. 104491, mar. 2020.

<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104491>.

DENIS CASTILHO, Márcia Pelá. **Cerrados prespectivas e olhares**. Goiânia - GO: Vieira, 2010.

DIAS, Livia Cristina Pinto; MACEDO, Márcia N.; COSTA, Marcos Heil; COE, Michael T.; NEILL, Christopher. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 4, p. 108–122, set. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.010>.

DUAN, Qingyun; SOROOSHIAN, Soroosh; GUPTA, Vijai. Effective and efficient global optimization for conceptual rainfall-runoff models. **Water Resources Research**, v. 28, n. 4, p. 1015–1031, abr. 1992. <https://doi.org/10.1029/91WR02985>.

EASTMAN, J. Ronald. IDRISI Taiga Guide to GIS and Image Processing. **IDRISI Taiga Guide to GIS and Image Processing**, p. 342, 2009. .

FAO. **The future of food and agriculture. Trends and challenges**. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome: [s. n.], 2017.

FAO. **World agriculture: towards 2015/2030**. [S. l.: s. n.], 2002. Disponível em: <https://www.fao.org/3/y3557e/y3557e06.htm>.

FAVARETO, Arilson; NAKAGAWA, Louise; PÓ, Marcos; SEIFER, Paulo; KLEEB, Suzana. **Entre chapadas e baixões do Matopiba: dinâmicas territoriais e impactos socioeconômicos na fronteira da expansão agropecuária**. São Paulo: Ilustre, 2019. Disponível em: [https://storage.googleapis.com/planet4-brasil-stateless/2019/05/49824d91-entre-chapadas-e-baix%C3%B5es-do-matopiba\\_vers%C3%A3o-ebook.pdf](https://storage.googleapis.com/planet4-brasil-stateless/2019/05/49824d91-entre-chapadas-e-baix%C3%B5es-do-matopiba_vers%C3%A3o-ebook.pdf). Acesso em: 5 maio 2022.

FRANÇOSO, Renata D.; BRANDÃO, Reuber; NOGUEIRA, Cristiano C.; SALMONA, Yuri B.; MACHADO, Ricardo Bomfim; COLLI, Guarino R. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 1, p. 35–40, 1 jan. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.04.001>.

GONÇALVES, Roger Dias; ENGELBRECHT, Bruno Zanon; CHANG, Hung Kiang. Análise hidrológica de séries históricas da Bacia do Rio Grande (BA): contribuição do Sistema Aquífero Urucuaia. **Águas Subterrâneas**, v. 30, n. 2, p. 190, 26 jun. 2016. <https://doi.org/10.14295/ras.v30i2.28514>.

GUAN, Dongjie; GAO, Weijun; WATARI, Kazuyuki; FUKAHORI, Hidetoshi. Land use change of Kitakyushu based on landscape ecology and Markov model. **Journal of Geographical Sciences**, v. 18, n. 4, p. 455–468, 1 nov. 2008.

<https://doi.org/10.1007/s11442-008-0455-0>.

HASTIE, Trevor; TIBSHIRANI, Robert; FRIEDMAN, J. H. **The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction**. 2nd ed. New York, NY: Springer, 2009(Springer series in statistics).

HOEKSTRA, A.Y; HUNG, P.Q. **Virtual water trade a quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade**, n. 11. Paises Baixos: IHE Delft, 1 set. 2002. Disponível em: <https://waterfootprint.org/media/downloads/Report11.pdf>. Acesso em: 23 mar. 2020.

IBGE. **Produção Agrícola Municipal**. [S. l.]: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2020. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>.

IPEA. **Boletim de taxa de Cambio**. [S. l.]: Ipea - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada., 2022. Disponível em: <http://www.ipeadata.gov.br/ExibeSerie.aspx?serid=31924>. Acesso em: 14 maio 2022.

JEPSON, Wendy; BRANNSTROM, Christian; FILIPPI, Anthony. Access Regimes and Regional Land Change in the Brazilian Cerrado, 1972–2002. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 100, n. 1, p. 87–111, jan. 2010. <https://doi.org/10.1080/00045600903378960>.

KALMAN, R.E. A New Approach to Linear Filtering and Prediction Problems1. **Journal of Basic Engineering**, v. 82, p. 35–45, 1960. .

LANGENBRUNNER, Baird. Water, water not everywhere. **Nature Climate Change**, 5 jul. 2021. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41558-021-01111-9>.

LEMES, Andrea Silva; ELOY, L; COELHO FILHO, O; SANTOS, M.R.B. **Environmental policy reform and water grabbing in an agricultural frontier in the Brazilian Cerrado**. In: **Frontier Territories: Countering the Green Revolution Legacy in the Brazilian Cerrado**. [S. l.]: Lídia Cabral, Sérgio Sauer, Alex Shankland, (in press).

LI, Changbin; WANG, Liuming; WANRUI, Wang; QI, Jiaguo; LINSHAN, Yang; ZHANG, Yuan; LEI, Wu; CUI, Xia; WANG, Peng. An analytical approach to separate climate and human contributions to basin streamflow variability. **Journal of Hydrology**, v. 559, p. 30–42, abr. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.02.019>.

LI, Jin; HEAP, Andrew D. A review of comparative studies of spatial interpolation methods in environmental sciences: Performance and impact factors. **Ecological Informatics**, v. 6, n. 3–4, p. 228–241, jul. 2011.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2010.12.003>.

LUO, Xiangyu; LI, Hong-Yi; LEUNG, L. Ruby; TESFA, Teklu K.; GETIRANA, Augusto; PAPA, Fabrice; HESS, Laura L. Modeling surface water dynamics in the Amazon Basin using MOSART-Inundation v1.0: impacts of geomorphological parameters and river flow representation. **Geoscientific Model Development**, v. 10, n. 3, p. 1233–1259, 23 mar. 2017. <https://doi.org/10.5194/gmd-10-1233-2017>.

MAPBIOMAS. Mapbiomas. 2019. **Mapbiomas**. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>.

MAPBIOMAS. Mapbiomas. 2021. **Mapbiomas**. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>.

MARENGO, Jose A.; ALVES, Lincoln M. Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 20, n. 2, p. 215–226, 2005. .

MARENGO, José A.; JIMENEZ, Juan C.; ESPINOZA, Jhan-Carlo; CUNHA, Ana Paula; ARAGÃO, Luiz E. O. Increased climate pressure on the agricultural frontier in the Eastern Amazonia–Cerrado transition zone. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 457, dez. 2022. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-04241-4>.

MILHORANCE, Carolina. Policy dismantling and democratic regression in Brazil under Bolsonaro: Coalition politics, ideas, and underlying discourses. **Review of Policy Research**, , p. ropr.12502, 16 ago. 2022. <https://doi.org/10.1111/ropr.12502>.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 24 fev. 2000. <https://doi.org/10.1038/35002501>.

NÓBREGA, Rodolfo L. B.; GUZHA, Alphonse C.; TORRES, Gilmar N.; KOVACS, Kristof; LAMPARTER, Gabriele; AMORIM, Ricardo S. S.; COUTO, Eduardo; GEROLD, Gerhard. Effects of conversion of native cerrado vegetation to pasture on soil hydro-physical properties, evapotranspiration and streamflow on the Amazonian agricultural frontier. **PLOS ONE**, v. 12, n. 6, p. e0179414, 13 jun. 2017. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179414>.

OLIVEIRA, G.; HECHT, Susanna. Sacred groves, sacrifice zones and soy production: globalization, intensification and neo-nature in South America. **The Journal of Peasant Studies**, v. 43, n. 2, p. 251–285, 3 mar. 2016. <https://doi.org/10.1080/03066150.2016.1146705>.

OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E.; NEARING, M. A.; SCOTT, R. L.; ROSOLEM, R.; DA ROCHA, H. R. The water balance components of

undisturbed tropical woodlands in the Brazilian cerrado. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 19, n. 6, p. 2899–2910, 22 jun. 2015. <https://doi.org/10.5194/hess-19-2899-2015>.

OLIVEIRA, R.S; BEZERRA, L.; DAVIDSON, E.A; PINTO, F.; KLINK, C.A.; MOREIRA, A. Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. **Functional Ecology**, v. 19, p. 574–581, 2005. .

PETTITT, A.N. A non-parametric approach to the changepoint problem. **Applied Statistics**, v. 28, p. 126–135, 1979. .

PONTIUS JÚNIOR, Robert Gilmore; CHEN, Hao. GEOMOD Modeling Land-Use & Cover Change Modeling. , p. 44, 2006. .

PONTIUS, Robert; HUFFAKER, Diana; DENMAN, Kevin. Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models. **Ecological Modelling**, v. 179, p. 445–461, 1 dez. 2004. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.05.010>.

PORTO-GONÇALVES, Carlos Walter; CHAGAS, Samuel Britto das (Orgs.). **Os Pivôs da Discórdia e a Digna Raiva: uma análise dos conflitos por terra, água e território em Correntina - BA**. Bom Jesus da Lapa - BA: Hernandes Reis, 2019.

POTENZA, Renata; ALENCAR, Ane; AZEVEDO, Tasso; SHIMBO, Julia. **Análise das emissões brasileiras de e suas implicações para as metas climáticas do Brasil 1970 – 2020 gases de efeito estufa**. [S. l.: s. n.], 2022. Disponível em: [https://seeg-br.s3.amazonaws.com/Documentos%20Analiticos/SEEG\\_9/OC\\_03\\_relatorio\\_2021\\_FINAL.pdf](https://seeg-br.s3.amazonaws.com/Documentos%20Analiticos/SEEG_9/OC_03_relatorio_2021_FINAL.pdf). Acesso em: 23 jul. 2022.

POUSA, Raphael; COSTA, Marcos Heil; PIMENTA, Fernando Martins; FONTES, Vitor Cunha; BRITO, Vinícius Fonseca Anício de; CASTRO, Marina. Climate Change and Intense Irrigation Growth in Western Bahia, Brazil: The Urgent Need for Hydroclimatic Monitoring. **Water**, v. 11, n. 5, p. 933, maio 2019. <https://doi.org/10.3390/w11050933>.

RAJÃO, Raoni; NOBRE, Antonio Donato; CUNHA, Evandro L.T.P.; DUARTE, Tiago Ribeiro; MARCOLINO, Camilla; SOARES-FILHO, Britaldo; SPAROVEK, Gerd; RODRIGUES, Ricardo R.; VALERA, Carlos; BUSTAMANTE, Mercedes; NOBRE, Carlos; SANTOS DE LIMA, Letícia. The risk of fake controversies for Brazilian environmental policies. **Biological Conservation**, v. 266, p. 109447, fev. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109447>.

RAUSCH, Lisa L.; GIBBS, Holly K.; SCHELLY, Ian; BRANDÃO, Amintas; MORTON, Douglas C.; FILHO, Arnaldo Carneiro; STRASSBURG, Bernardo; WALKER, Nathalie; NOOJIPADY, Praveen; BARRETO, Paulo; MEYER, Daniel. Soy expansion in Brazil's Cerrado. **Conservation Letters**, v. 12, n. 6, p. 10, 2019.



<https://doi.org/10.1111/conl.12671>.

RÍGEL, Rocha López; HOOGENDAM, Paul; VOS, Jeroen; BOELEN, Rutgerd. Transforming hydrosocial territories and changing languages of water rights legitimation: Irrigation development in Bolivia's Pucara watershed. **Geoforum**, , p. 202–213, 2019. .

RODRIGUES, Ariane A.; MACEDO, Marcia N.; SILVÉRIO, Divino V.; MARACAHIPES, Leandro; COE, Michael T.; BRANDO, Paulo M.; SHIMBO, Julia Z.; RAJÃO, Raoni; SOARES-FILHO, Britaldo; BUSTAMANTE, Mercedes M. C. Cerrado deforestation threatens regional climate and water availability for agriculture and ecosystems. **Global Change Biology**, , p. gcb.16386, 8 set. 2022. <https://doi.org/10.1111/gcb.16386>.

ROSIN, Cassia; AMORIM, Ricardo; MORAIS, Tábata. Análise de tendências hidrológicas na bacia do rio das Mortes / analysis of hydrological trends in the Rio das Mortes watershed. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, p. 991–998, 1 jan. 2015. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v20n4.p991-998>.

RUIZ-BENITO, Paloma; CUEVAS, J.A.; BRAVO, R.; GARCIA-DEL-BARRIO, Jose Manuel; ZAVALA, Miguel Angel. Land use change in a Mediterranean metropolitan region and its periphery: assessment of conservation policies through CORINE Land Cover data and Markov models. **Forest Systems**, v. 19, n. 3, p. 315, 1 dez. 2010. <https://doi.org/10.5424/fs/2010193-8604>.

SALVIANO, Marcos Figueiredo; GROppo, Juliano Daniel; PELLEGRINO, Giampaolo Queiroz. Análise de Tendências em Dados de Precipitação e Temperatura no Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 31, n. 1, p. 64–73, mar. 2016. <https://doi.org/10.1590/0102-778620150003>.

SANO, ano; ALMEIDA, Semíramis Pedrosa de Almeida; RIBEIRO, José Felipe. **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília – DF: Embrapa, 2008. v. 1, . Disponível em: <https://www.embrapa.br/cerrados/busca-de-publicacoes/-/publicacao/570911/cerrado-ecologia-e-flora>.

SANO, Edson Eyji; ROSA, Roberto; BRITO, Jorge Luís Silva; FERREIRA, Laerte Guimarães. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 1, p. 153–156, jan. 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2008000100020>.

SAUER, Sérgio. Soy expansion into the agricultural frontiers of the Brazilian Amazon: The agribusiness economy and its social and environmental conflicts. **Land Use Policy**, v. 79, p. 326–338, dez. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.08.030>.

SEN, Pranab Kumar. Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall's

Tau. **Journal of the American Statistical Association**, v. 63, n. 324, p. 1379–1389, dez. 1968. <https://doi.org/10.1080/01621459.1968.10480934>.

SILVA, Andréa Leme da; SOUZA, Saulo Aires de; COELHO FILHO, Osmar; ELOY, Ludivine; SALMONA, Yuri Botelho; PASSOS, Carlos José Sousa. Water Appropriation on the Agricultural Frontier in Western Bahia and Its Contribution to Streamflow Reduction: Revisiting the Debate in the Brazilian Cerrado. **Water**, v. 13, n. 8, p. 1054, 12 abr. 2021. <https://doi.org/10.3390/w13081054>.

SOTERRONI, Aline C.; RAMOS, Fernando M.; MOSNIER, Aline; FARGIONE, Joseph; ANDRADE, Pedro R.; BAUMGARTEN, Leandro; PIRKER, Johannes; OBERSTEINER, Michael; KRAXNER, Florian; CÂMARA, Gilberto; CARVALHO, Alexandre X. Y.; POLASKY, Stephen. Expanding the Soy Moratorium to Brazil's Cerrado. **Science Advances**, v. 5, n. 7, p. eaav7336, 5 jul. 2019. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav7336>.

SPERA, Stephanie A.; GALFORD, Gillian L.; COE, Michael T.; MACEDO, Marcia N.; MUSTARD, John F. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. **Global Change Biology**, v. 22, n. 10, p. 3405–3413, 2016. <https://doi.org/10.1111/gcb.13298>.

SRIWONGSITANON, Nutchant; TAESOMBAT, Wisuwat. Effects of land cover on runoff coefficient. **Journal of Hydrology**, v. 410, n. 3–4, p. 226–238, nov. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.09.021>.

STRASSBURG, Bernardo B. N.; BROOKS, Thomas; FELTRAN-BARBIERI, Rafael; IRIBARREM, Alvaro; CROUZEILLES, Renato; LOYOLA, Rafael; LATAWIEC, Agnieszka E.; OLIVEIRA FILHO, Francisco J. B.; SCARAMUZZA, Carlos A. de M.; SCARANO, Fabio R.; SOARES-FILHO, Britaldo; BALMFORD, Andrew. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, p. 1–3, 23 mar. 2017. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>.

THOM, H.C.S. Same methods of climatological analyses. **World Meteorological Organization**, , p. 53, 1966. .

THRASHER, B.; MAURER, E. P.; MCKELLAR, C.; DUFFY, P. B. Technical Note: Bias correcting climate model simulated daily temperature extremes with quantile mapping. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, n. 9, p. 3309–3314, 17 set. 2012. <https://doi.org/10.5194/hess-16-3309-2012>.

TIBSHIRANI, Robert. Regression Shrinkage and Selection Via the Lasso. **Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)**, v. 58, n. 1, p. 267–288, jan. 1996. <https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1996.tb02080.x>.

TIMPE, Kelsie; KAPLAN, David. The changing hydrology of a dammed Amazon. **Science Advances**, v. 3, n. 11, p. e1700611, 3 nov. 2017. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700611>.

TOMAS, Walfrido Moraes; BERLINCK, Christian Niel; CHIARAVALLOTI, Rafael Moraes; FAGGIONI, Gabriel Paganini; STRÜSSMANN, Christine; LIBONATI, Renata; ABRAHÃO, Carlos Roberto; DO VALLE ALVARENGA, Gabriela; DE FARIA BACELLAR, Ana Elisa; DE QUEIROZ BATISTA, Flávia Regina; BORNATO, Thainan Silva; CAMILO, André Restel; CASTEDO, Judite; FERNANDO, Adriana Maria Espinóza; DE FREITAS, Gabriel Oliveira; GARCIA, Carolina Martins; GONÇALVES, Henrique Santos; DE FREITAS GUILHERME, Mariella Butti; LAYME, Viviane Maria Guedes; ... MORATO, Ronaldo. Distance sampling surveys reveal 17 million vertebrates directly killed by the 2020's wildfires in the Pantanal, Brazil. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 23547, dez. 2021. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-02844-5>.

TRASE. **Trase Yearbook 2022 The state of forest risk supply chains, Brazilian beef**. [S. l.]: Trase, 2020. Disponível em: <https://insights.trase.earth/yearbook/contexts/brazil-beef>. Acesso em: 14 maio 2022.

TRASE, Insights (Ed.). **Yearbook 2020 The state of forest risk supply chains, Brazilian Soybean**. [S. l.]: Trase, 2020. Disponível em: <https://insights.trase.earth/yearbook/contexts/brazil-soy/>. Acesso em: 14 maio 2022.

VELEZ-TORRES, Irene. Water Grabbing in the Cauca Basin: The Capitalist Exploitation of Water and Dispossession of Afro-Descendant Communities. **Water Alternatives**, v. 5, p. 431–449, 1 jun. 2012. .

VOS, Jeroen; HINOJOSA, Leonith. Virtual water trade and the contestation of hydrosocial territories. **Water International**, v. 41, n. 1, p. 37–53, 2016. <https://doi.org/10.1080/02508060.2016.1107682>.

XAVIER, Alexandre C.; KING, Carey W.; SCANLON, Bridget R. Daily gridded meteorological variables in Brazil (1980-2013): DAILY GRIDDED METEOROLOGICAL VARIABLES IN BRAZIL (1980-2013). **International Journal of Climatology**, v. 36, n. 6, p. 2644–2659, maio 2016. <https://doi.org/10.1002/joc.4518>.

YANG, Xin; ZHENG, Xin-Qi; CHEN, Rui. A land use change model: Integrating landscape pattern indexes and Markov-CA. **Ecological Modelling**, v. 283, p. 1–7, jul. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.03.011>.

ZHANG, Junlong; ZHANG, Yongqiang; SONG, Jinxi; CHENG, Lei. Evaluating relative merits of four baseflow separation methods in Eastern Australia.

**Journal of Hydrology**, v. 549, p. 252–263, 1 jun. 2017.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.04.004>.

ZHAO, Fangfang; ZHANG, Lu; XU, Zongxue; SCOTT, David F. Evaluation of methods for estimating the effects of vegetation change and climate variability on streamflow: EFFECTS OF VEGETATION AND CLIMATE VARIABILITY. **Water Resources Research**, v. 46, n. 3, mar. 2010. DOI 10.1029/2009WR007702. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1029/2009WR007702>. Acesso em: 13 set. 2022.

## 9. ANEXOS

- a. [Fluviogramas](#)
- b. [Tabelas](#)
- c. [Mapas e Figuras](#)

## 7. ARTIGO

### **A worrying future of the river flows in the Brazilian Cerrado biome provoked by land use and climate changes**

Yuri Botelho Salmona<sup>1,2\*</sup>, Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi<sup>1</sup>, David Lewis Skole<sup>3</sup>, João Flávio Andrade Silva<sup>4</sup>, Osmar de Araújo Coelho Filho<sup>5</sup>, Marcos Antônio Pedlowski<sup>6</sup>, Jhames Matos Sampaio<sup>7</sup>, Leidi Cahola Ramírez Castrillón<sup>5</sup>, Reuber Albuquerque Brandão<sup>1</sup>, Andréa Leme da Silva<sup>8</sup> and Saulo Aires de Souza<sup>9</sup>

<sup>1.</sup> Graduate Program in Forest Sciences, University of Brasilia, Campus Darcy Ribeiro, Brasília, DF, 70.900-910, Brazil.; e-mail: yuri@cerrados.org; ematricardi@gmail.com; reuberbrandao@gmail.com

<sup>2.</sup> Instituto Cerrados, SCN 305, Brasília, DF, 70.737-020, Brazil.; e-mail: yuri@cerrados.org

<sup>3.</sup> Michigan State University, College of Agriculture & Natural Resources, East Lansing, MI, 48824-6402, USA. e-mail: skole@msu.edu

<sup>4.</sup> Graduate Program in Statistic, Universidade Federal de São Carlos. Rodovia Washington Luís, km 235 - SP-310, São Carlos, SP, 13565-905, Brazil. e-mail: joao.1988@hotmail.com

<sup>5.</sup> Graduate Program in Environmental Technologies and Hydric Resources, University of Brasilia, Campus Darcy Ribeiro, Brasília, DF, 70.900-910, Brazil.; e-mail: mc2sustentavel@gmail.com; rebecahola@gmail.com

<sup>6.</sup> Laboratório de Estudos do Espaço Antrópico (LEEA), Centro de Ciências do Homem da UENF, Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF, Campos dos Goytacazes, RJ, 28013-602, Brazil. e-mail: marcospedlowski@gmail.com

<sup>7.</sup> Department of Statistic, University of Brasilia. Campus Darcy Ribeiro, Brasília, DF, 70.900-910, Brazil.; e-mail: jhames.matos@gmail.com

<sup>8.</sup> Graduate Program in Environment and Rural Development, University of Brasília, Campus Planaltina, DF, 73345-010, Brazil.; e-mail: leme.andrea@gmail.com

<sup>9.</sup> Agência Nacional de Águas – ANA, Brasília, DF, 70610-200, Brazil. e-mail: sauloaires@gmail.com

\* Correspondence: e-mail: yuri@cerrados.org; ematricardi@gmail.com

**Abstract:** In this study, we assessed impacts of deforestation and climate changes (separately and combined) on streamflows in the Cerrado biome, Brazil, based on a comprehensive analysis of field data acquired between 1985 and 2018. Complementarily, we projected a future deforestation and climate scenario up to 2050 and predicted their impacts on surface water in the study area. We observed that direct impacts by large-scale deforestation oriented to the production of irrigated agricultural commodities have more significantly impacted river flows than climate changes. We estimated an average decrease of 8.7% and 6.7% on the streamflow due to deforestation and climate changes, respectively. Most of the observed changes (56.7%) were due to land use and land cover changes and occurred in the last decades. Climate and land use and land cover changes combined were responsible for a total surface water reduction of -19,718 m<sup>3</sup>/s within the Cerrado watersheds. By assuming the current deforestation rates, we predicted a total water reduction of 23,653 m<sup>3</sup>/s by 2050, equivalent to a decrease of 33.9% of the river flows in the study region. It will cause severe streamflow discontinuity of many rivers and strongly affect agricultural and electric power production and water supply during dry seasons in that region.

**Keywords:** cerrado; streamflow; climate changes; land use changes; deforestation

---

## 1. Introduction

Areas of extensive agricultural production have been increasingly more vulnerable to the amount of surface water availability due to large-scale deforestation (HOEKSTRA; HUNG, 2002) and effects of climate changes (LANGENBRUNNER, 2021) are issues demanding a closer look at how much each of those drivers impact water supplies in tropical regions subjected to high rates of deforestation and climate changes (ASHOK MISHRA, 2017).

Different countries have emerged as major exporters of agricultural commodities in the last decades, especially those expanding crop lands over large and relatively flat areas with well-defined periods of rain, high suitability to intensive crop production and, agricultural mechanization, such as the case of the Cerrado biome in the central part of Brazil (DENIS CASTILHO, 2010; SANO, Edson Eyji *et al.*, 2008).

Currently, Brazil is responsible for more than 42% of the soybean (YEARBOOK 2020 THE STATE OF FOREST RISK SUPPLY CHAINS, BRAZILIAN SOYBEAN, 2020) and 20% of meat consumed in the world (YEARBOOK 2020 THE STATE OF FOREST RISK SUPPLY CHAINS, BRAZILIAN SOYBEAN, 2020). The Cerrado biome plays an important role in the growth of agricultural production (JEPSON; BRANNSTROM; FILIPPI, 2010), with 44% (87M ha) of its original territory occupied by agriculture (MAPBIOMAS, 2021), accounting for 44% of the country's meat production (TRASE, 2020) and for 48% of the soybean exportation (IBGE, 2020).

A number of factors are at play: the increasing global demand for agricultural products (FAO, 2002), the rise in internal commodity prices due to the weakening of the Brazilian currency (IPEA, 2022), the lack of environmental command and control policies (DE AREA LEÃO PEREIRA *et al.*, 2020), agricultural occupation policies, like the one implemented in the MATOPIBA region (acronym for the states of Maranhão, Tocantins, Piauí and Bahia) have all steadily stimulated the expansion of the agricultural areas in new deforestation frontiers in the Brazilian Amazon and Cerrado regions (SAUER, 2018). The Cerrado itself, is the most biodiverse savannah in the world (MYERS *et al.*, 2000). Unlike the Amazon, prolonged dry season and more frequent drought episodes are observed in that region (ALMAGRO *et al.*, 2021; SANO, ano; ALMEIDA; RIBEIRO, 2008). This fluctuation in water availability induces farmers to heavily invest in irrigation systems, leading to the concentration of 80% of the country's central irrigation systems in that region (SILVA *et al.*, 2021).

Different studies reported changes in river flows (both superficial and groundwater) in the Cerrado biome (DIAS *et al.*, 2015; GONÇALVES; ENGELBRECHT; CHANG, 2016; NÓBREGA *et al.*, 2017; SPERA *et al.*, 2016), reporting different variables causing water flow reduction. Increase of deforestation, and irrigated agricultural production (GONÇALVES; ENGELBRECHT; CHANG, 2016; MARENGO, Jose A.; ALVES, 2005; SILVA *et al.*, 2021), climatic factors such as the decrease of rainfall and increase of evapotranspiration (POUSA *et al.*, 2019) are some of the factors discussed. However, detailed hydrological surveys have been restricted to small study sites and time periods, raising questions as to the role of drivers and their implications for future scenarios in surface water changes.

The decrease of river flows in the Cerrado biome has been the center of conflicts over the access to water for different uses (FAVARETO *et al.*, 2019; PORTO-GONÇALVES; CHAGAS, 2019) such as, water for human

consumption, natural ecosystems maintenance, agricultural use, and energy production, especially during years of severe drought episodes. Water scarcity is a growing problem in Brazil due to most of the water reservoirs and hydropower dams within the Brazilian territory are spatially located in the Cerrado biome (OLIVEIRA, P. T. S. *et al.*, 2015; STRASSBURG *et al.*, 2017). In addition, this biome is affected by leakages of deforestation effects from neighboring biomes, such as the Brazilian Amazon (MARENGO, José A. *et al.*, 2022; SOTERRONI *et al.*, 2019) and the Pantanal biomes (TIMPE; KAPLAN, 2017).

River flows are generated by a complex mechanism involving water-energy interactions between land surface and atmosphere. They play a key role in the region's water resources (LUO *et al.*, 2017) in addition to land use changes. These directly affect evapotranspiration, land surface temperature (RODRIGUES *et al.*, 2022), and the available water resources. It is difficult to distinguish the consequences of river flow changes that could be attributed to climatic phenomena, and large-scale deforestation (ASHOK MISHRA, 2017) and forest degradation. For example, the deforestation effects on rainfall depends on the actual local evapotranspiration (SPERA *et al.*, 2016). However, direct effects on river flows can be estimated along with their direct causes and drivers (ASHOK MISHRA, 2017).

From the climatic point of view, changes in rainfall or potential evapotranspiration can directly affect the river flows (ARORA, 2002). Likewise, the increase of deforestation tends to reduce soil water infiltration (NOBREGA *et al.*, 2017), evapotranspiration (SPERA *et al.*, 2016), and consequently, reduce the river flow regulation based on groundwater (LUO *et al.*, 2017) during dry periods. These are crucial elements in seasonal environments such as in the Cerrado biome. Additionally, deforestation can increase water consumption by agricultural irrigation systems, because it demands higher amounts of water during the period of lowest surface water availability and causing even more water scarcity (CALIJURI *et al.*, 2015)

It is necessary to distinguish among the drivers of surface water changes to assess the sustainability of the coupled human-nature system. Such distinction will enable us to improve water resources utilization by humans (LI, Changbin *et al.*, 2018).

In this analysis, we assessed impacts of climate and land use changes in the flow of rivers within the Cerrado biome. We analyzed field datasets of 81 watersheds acquired in the last 34 years and developed future scenarios of climate and deforestation changes up to the year 2050. We analyzed their effects, separately and jointly, on the streamflow of the entire study region. Our study results call attention to potential waterflow discontinuity in the near future, which may directly affect agricultural, electric power production and water supply in the Cerrado region.

## 2. Materials and Methods

Our methodological approach consisted of three analyses (I) Time Series Analyses, (II) Estimate of Contributing Effects and, and (III) Future Scenarios Analyses on the river flows of 81 watersheds within the Cerrado biome, as shown in Figure 1.



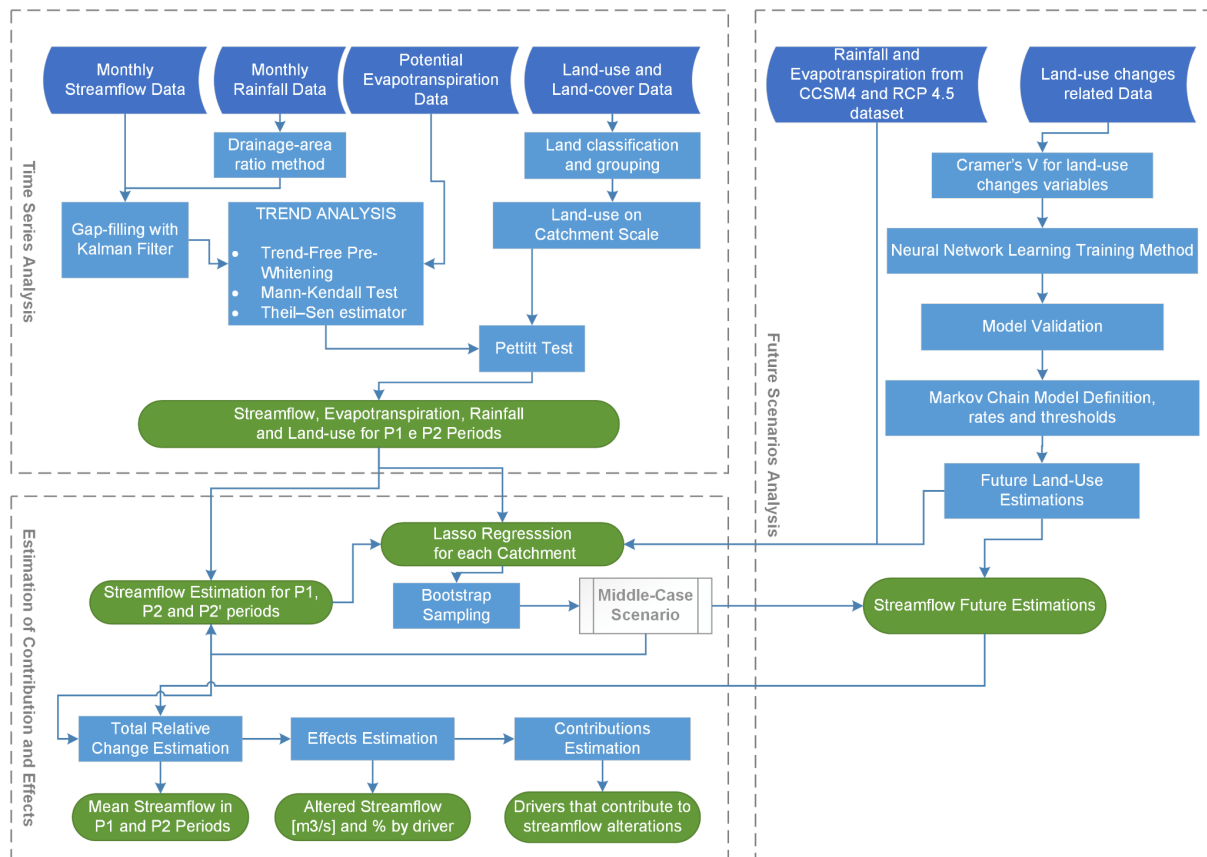


Figure 1. Methodological approach to estimates future effects of land use and climate change on the river flows in the Cerrado biome: Time Series Analyses, Estimates of Contributions and Effects and Future Scenario Analyses.

## 2.1. Time Series Analyses

In the Time Series Analysis, we assessed the contribution from land use changes (Lc), which refer mostly to deforestation to create pastures and agricultural lands, and climate changes (Cc) from historical data series. In addition, we projected estimates of deforestation effects on river flows based on future scenarios of deforestation between now and the year 2050.

Fluviometric and climatic data were collected from stations showing data gap rate of <12% and rainfall data gap rate of less than 7%. In the case of overlapping drainage areas, we selected the smallest one in order to better detect the direct effects. This process resulted in 81 selected watersheds, covering 30.042.423 hectares, representing 15.1% of the Cerrado biome.

The Kalman Filter (KALMAN, 1960) estimates were used to fill fluviometric gaps, a non-linear procedure widely applied to streamflows (CHUI; CHEN, 2009), as is the case for streamflow. The average precipitation and potential evapotranspiration for each watershed were estimated using the inverse distance weighting (IDW) (LI, Jin; HEAP, 2011) technique and the data collected by the rainfall stations from the Brazilian national water agency (ANA). The estimates for evapotranspiration calculated by Penman-Monteith equation were retrieved from the database of Xavier, A. C., King, C. W. & Scanlon, B. R. (1980-2013) (XAVIER; KING; SCANLON, 2016).

Climatic variables (rainfall and estimated evapotranspiration) were isolated from land use and cover changes to distinguish from the contribution and effects of Lc and Cc (TIBSHIRANI, 1996). We then applied the Pettitt test (PETTITT, 1979) to identify the break pattern in these variables. This allowed us to distinguish two periods: Pre-Disruption (P1) and Post-Disruption (P2).

The historical land use data (MAPBIOMAS, 2019) were resampled to 500m x 500m grids, clipped by individual watershed boundaries and grouped into the following classes: Forest, Savanna, Countryside, Agriculture, Pasture, Agricultural Mosaic, Forestry, Urban areas, mining and water.

Once corrected, the historical data series were analyzed by season and year to check for series stability (BRADLEY, 1968; THOM, 1966), trends (SEN, 1968), break patterns (PETTITT, 1979; ROSIN; AMORIM; MORAIS, 2015), and the Runoff Coefficient (RC), represented by the rate between mean streamflow and precipitation (SRIWONGSITANON; TAESOMBAT, 2011).

## 2.2. Estimate of contribution and effects

By assigning an observed break point for each watershed, we assessed the contribution and effects of each driver on each river's streamflow. The Estimates of Contributor Effects analyses looked at the contribution of land-use changes (Lc), climate changes (Cc) and future land change scenarios. Above we mentioned the climatic variables contributing effects were separated into pre-disruption (P1) and post pre-disruption (P2) periods. But assuming the land use and land cover data were kept unchanged, the water flow disruptions on the P1 scenario would be in evidence. The P' scenario reflects the isolated effect of the climatic variables (Figure 2).

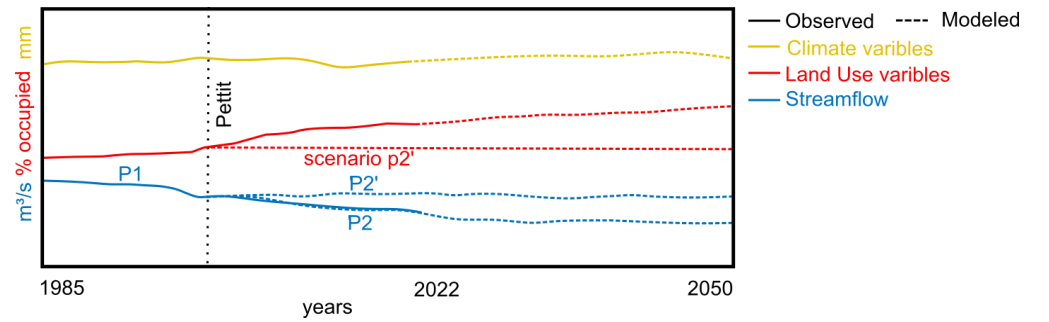


Figure 2. Components of each scenario, namely: P1, pre-disturbances period: the observed water flows previously to the rupture pattern of water flows; P2, pos-disturbance period: the observed water flows during the period after the rupture pattern of water flows by considering variables of land use and land cover changes and the observed climate changes and predicted future trends of land use and climate changes; P2', predicted disturbance period: the river flow modeled assuming a scenario of fixed land use variables on the detected date using the pettit test.

Based on the assumptions assigned break points for P1, P2 and P2', we estimated the contribution and effects of climate variables (Cc), land use and land cover (Lc) on changes of streamflows in the study area. We estimated the contribution impact (%) by calculating the change a driver had on the observed pre-disturbance river flows (P1). Thus, Q is the effect in m<sup>3</sup>/s a driver may impact the river flows. The relative change ( $\Delta Q$ ) is the average difference of river flow pre- and post-disturbance estimated it using the following equations:

$$\Delta total = \bar{x}(p2) - \bar{x}(p1), \quad (1)$$

$$\Delta QLc = \bar{x}(p2) - \bar{x}(p2'), \quad (2)$$

$$\Delta Q_{Cc} = \bar{x}(p2') - \bar{x}(p1), \quad (3)$$

$$CLc = (\Delta Lc / (\Delta Lc + \Delta Q_{Cc})) \times 100, \quad (4)$$

$$CCc\% = (\Delta Q_{Cc} / (\Delta Q_{Lc} + \Delta Q_{Cc})) \times 100 \text{ or } 1 - CLc\%, \quad (5)$$

Total relative change (1); effect of changes of land use (Lc) on river flow (m<sup>3</sup>/s)(2); effects of climate changes (Cc) on river flow (m<sup>3</sup>/s)(3); contributions of land use changes (Lc) to streamflow (%) 4); contributions of land use changes (Lc) to streamflow ( %) (5), where  $\Delta Q$  is the average variation of streamflow

We applied a model approach to estimate the river flows under the contributions of Lc and Cc to P2 post-disruption period and P2' scenarios. Initially, we applied an empirical hydrological model (type rain-river flow), which explicitly represented the water balance components, mathematically modeled by applying Lasso's regression (TIBSHIRANI, 1996). This regression model was chosen based on its flexibility, simplicity, and intelligibility. Lasso's regression model fitting is usually carried out by decreasing variance, increasing bias, and adding penalties on the absolute values of coefficients, thus reducing the model's complexity through the elimination of some variables.

The penalties are controlled by a hyperparameter ( $\lambda$ ), selected by K-Fold Cross-Validation. This parameter speeds up the individualization of the model, prevents excessively weighing the variables and avoids overfitting. After data normalization, the coefficient of each dependent variable retains some intelligibility, suggesting that each variable is contributing to the solution that describes the behavior of the dependent variable (streamflow). The equation that describes Lasso's regression is presented as following (HASTIE; TIBSHIRANI; FRIEDMAN, 2009).

$$\sum_{i=1}^n \left( y_i - \beta_0 - \sum_{j=1}^p \beta_j x_{ij} \right)^2 + \lambda \sum_{j=1}^p |\beta_j|, \quad (6)$$

Lasso's Regression Equation (Least Absolute Shrinkage and Selection Operator) (6) and the Retraction Operator and Absolute Minimum Selection. It shows the sum of squares of the errors added to the sum of the absolute values of the dependent variable parameters, multiplied by the lick hyperparameter.

To generate a function capable of predicting the river flows, this model was based on the definition of weights for each of its coefficients: the climatic variables (rainfall and monthly potential evapotranspiration) and land use classes. This approach was applied to each watershed, aiming to determine the best lambda from the K-Fold Cross-Validation with the cv.glmnet function, nfolds = 10. We randomly partitioned the sample (P1) into 10 parts, using 9 parts for training and 1 for validation for all possible combinations, which allowed us to select the most accurate lambda value. Subsequently, we generated 100 models, randomly sampling 25 years at a time, to generate the predictive intervals for each basin. We adopted the mean regression of those models and validated them by applying objective functions (DUAN; SOROOSHIAN; GUPTA, 1992; ZHANG *et al.*, 2017) to compare the observed river flow for the period P2 with the river flow modeled for that period.

$$F_1 = \frac{\sum_{i=1}^n [\ln(Q_{sim,i}) - \ln(Q_{obs,i})]^2}{\sum_{i=1}^n [\ln(Q_{obs,i}) - \ln(Q_{obs})]^2}, \quad (7)$$

$$F_2 = \frac{\sum_{i=1}^n [Q_{sim,i} - Q_{obs,i}]^2}{\sum_{i=1}^n [Q_{obs,i} - Q_{obs}]^2}, \quad (8)$$

$$F_3 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{sim,i} - Q_{sim})(Q_{obs,i} - Q_{obs})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_{sim,i} - Q_{sim})^2 \sum_{i=1}^n (Q_{obs,i} - Q_{obs})^2}}, \quad (9)$$

$$F_4 = \left| \ln \left( \frac{\sum_{i=1}^n Q_{sim,i}}{n} \right) \right|, \quad (10)$$

F1 (7) is a logarithmic function and the error weights at low flows rather than the errors at high flows; F2 (8) emphasizes errors at high flows; F3 (9) focuses on time changes between flow rates; F4 (10) evaluates the overall difference between the simulated and observed flow during the calibration period.

### 2.3. Future land use and climate change scenarios

Future estimates of land use and land cover changes were carried out using artificial neural network (ANN), available on the Land Change Modeler (CLARK LABS, 2007). The estimates were applied to the land use and land cover dataset from 2015 and 2017 (MAPBIOMAS, 2019) and combined with land use spatial variables. These variables were selected by applying V' Cramer technique for each land use and land cover transition, when greater than 0.16 or when directly related to the change in question (EASTMAN, 2009). The neural network uses spatial variables as criteria to search for the most significant land use class transition relationships by learning and replicating the identified major trends (figure 3).

A large set of land use related variables were tested with different transformations (e.g., natural log, square root of the distance and evidence likelihood). The most adherent ones, showing highest explanatory power (V'Cramer), were selected (table 1). We also included constraints (weights) to different levels of land use change, such as Permanent Preservation Areas (APP) (RAJÃO *et al.*, 2022), Legal Reserves (RL) (AZEVEDO; SAITO, 2013), Integral Protection Conservation Units (UCPI), Sustainable Use Conservation Units (UCUS) (FRANÇOSO *et al.*, 2015), Quilombo Areas and Indigenous Lands. A sample size sufficiently large with respect to the number of pixels in the transition between classes  $t_1$  to  $t_2$  was necessary so the ANN analysis could identify the main land use change patterns. A large enough sample size could not be found for the minority of classes such as, Forestry, mining, water, urban,

others and Agricultural Mosaic, since it represented a total area smaller than 2.5% of the entire Cerrado biome. Those class areas were therefore held static, and a not evaluated by ANN.

A set of artificial neurons (neurons) interconnected by a multi-layer perceptron (MLPNN) acquired information about a possible transition of land use pattern which was then incorporated/processed and later made available to the rest of the neuron network (CLARK LABS, [s. d.]). As the input data fed the nodes with information (signal), the information advanced through the network, accumulating and propagating information from other nodes through the layers, until they reached a certain activation state change at the output node layer. A final solution was found by the ANN when the network passed through the following phases: training, incorporation of learning, correction of errors and weights (Delta Rule) and the calculation of the mean square error (root mean square – RMS).

Initially, we used pixel training samples representing land use change. This procedure helped us identify the relationship among the selected variables and the activation levels of the network's output nodes. At the end of the process, the pixels with the highest level of activation are represented as those where land changes should be assigned.

Since there is an accumulation of learning during the training phase, the network uses the technique of Reverse Propagation (back-propagation) technique, which consists of a forward and a backward step. Changes are made to the state of the nodes in each step, according to the weights assigned by the system. Each sample is fed by the input layer and the weighted signals of all nodes to the receiving node and then connected to the previous layer (RAJÃO *et al.*, 2022).

Through training, the neural network is able to generate several values (link weights) for the relationships between the variables, which are incorporated into the model (learning), helping it to simulate the process of land use changes (EASTMAN, 2009).

The sum of the input weights was applied using the function  $f$  (non-linear sigmoidal) and subsequently passed to the next layer. Once the forward pass ends, the activated output nodes are compared to their expected response. At the end, each output node was associated with a change of state, generating a value indicative of the similarity between the input data and the corresponding output value (EASTMAN, 2009).

The information learned from the training data was transmitted through the network before propagating errors and weights. The error is then propagated backwards, using weights for connections, and corrected based on a relationship known as Delta rule.

Repeated back and forth iterations were applied until the network had learned the characteristics related to the correct solution for all classes. At the end of the training phase, the network obtains the appropriate weights for the connections among the nodes in the multiple layers, bringing greater accuracy to the output data.

The output data generated represented the change of state according to the nodes with the highest activation level. It is not expected for the output data to be the same as the observed data. It is very likely there were errors in the network causing the difference between the output and the observed data (ALMEIDA *et al.*, 2008; EASTMAN, 2009). The acceptable error rate is calculated according to the error associated with the network learning, calculated by the errors' root mean square (RMS).

The output data from the ANN was used as input to the Markov chain, a discrete random process to calculate the probability of an event. In this model,

the probability distribution of values at a given stage of the system will depend only on the state of the previous event, and not on the previous stages (CLARK LABS, [s. d.]; GUAN *et al.*, 2008). The Markov chain is usually used to predict unknown geographic features (stages), making it an important prediction method in geographic research (YANG; ZHENG; CHEN, 2014). The Markov chain analysis is an useful tool for modeling land use changes, and frequently used as an indicator of the magnitude of future changes, as it is able to project quantitative trends of land use changes (RUIZ-BENITO *et al.*, 2010).

The Markov chain is also used to predict the transition matrix, regarding its quantitative aspect. In other words, we can calculate how many of the pixels associated with the nodes with the highest activation level will change state by applying the Markov chain. Therefore, this method allows us to predict the amount of land use change, but it cannot present the spatial process of the associated change dynamics (YANG; ZHENG; CHEN, 2014). The output maps of potential transitions can be used to represent the degree of support that the model finds for the land use change of interest (EASTMAN, 2009).

The land use projection model validation process (PONTIUS; HUFFAKER; DENMAN, 2004) consisted of verifying the model's agreement with observed land use for 2018. Subsequently, we observed the agreement between the model prediction and the observed data for that year and from the previous period (2015), which we called the null model (EASTMAN, 2009). This verification used several indices, including: the random agreement –  $N(n)$ , quantity agreement –  $N(m)$ , standard agreement –  $M(m)$  and adjusted location agreement –  $P(m)$ , in addition to the standard Kappa and the Kappa for no information (Kno).

The indicators  $N(m)$  and  $M(m)$  and  $P(m)$  provide information about the correctness between the reference map (observed data) and the modeled map regarding the location of pixels of each category and the corresponding values by category (PONTIUS JÚNIOR; CHEN, 2006; PONTIUS; HUFFAKER; DENMAN, 2004)

.  $N(m)$  refers to the agreement between observed and modeled maps, where pixels were randomly located in the reference map. .  $M(m)$  indicates the correct portion between the reference and modeled maps, without any change, neither in quantity nor in pixel location.  $P(m)$  is the agreement between the reference map and a modified comparison map, where the modification is to rearrange the cell locations within the map as close as possible to maximize the agreement between the modified modeled map and the reference map (EASTMAN, 2009).

The Kappa index (K) is a measure of agreement between two datasets and measures the degree of agreement beyond what would be expected by chance alone. The K index measure varies from 1 to 0, where 1 represents a total agreement between the datasets, 0 (zero) indicates an expected agreement by chance (random), and below 0 indicates an agreement lesser than expected by chance.

Transition models were generated and validated among the land use and land cover classes, capable of supporting a construction scenario for land use changes during the study period and using above mentioned validation metrics(PONTIUS; HUFFAKER; DENMAN, 2004) (figure 3, table 3). This allowed us to project future scenarios of land use changes by applying current deforestation rates up to 2030, and systematically decreasing them between 2030 and 2050 (final year of the projection). The projection fitting was based on two trend scenarios: “Conservation” and “Business as Usual”.

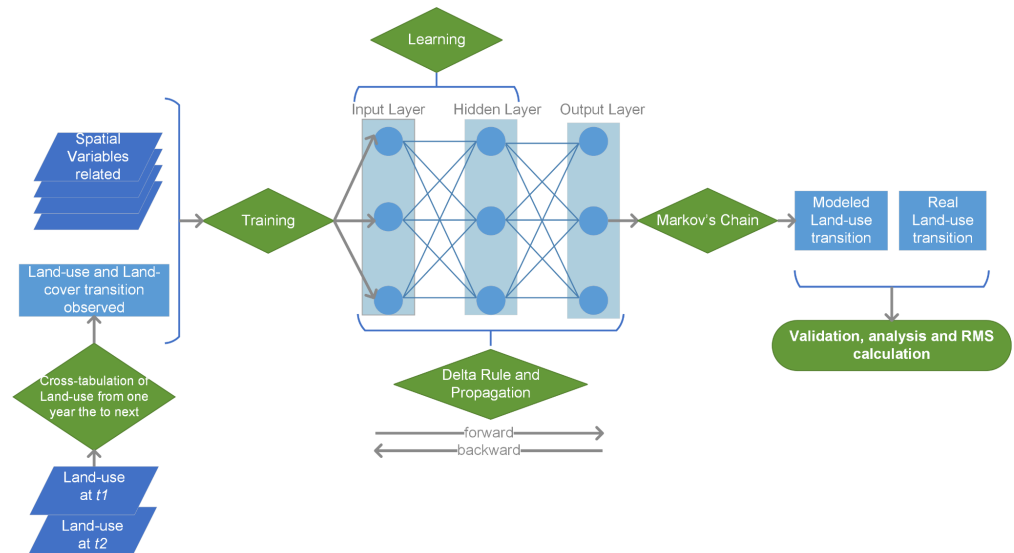


Figure 3. Methodological approach for predicting land use and land cover changes using Artificial Neural Networks (ANN).

We used the dataset provided by the statistically downscaled earth system models CCSM4 from National Aeronautics and Space Administration (NASA) Earth Exchange Global Daily Downscaled Projections (NEX-GDDP) (THRASHER *et al.*, 2012) to project the rainfall and potential evapotranspiration. These climate projections showed the best adherence to region climate patterns of the RCP 4.565,66 scenario, which is considered a medium emission intensity scenario, assuming global stability of Carbon emissions. The river flow estimates for the Cerrado biome were modeled and compared for the future P2 post-disruption period and for the P2' scenarios by using a data series of land use and land cover, potential evapotranspiration, and complete rainfall up to year 2050.

### 3. Results

The temporal analysis of the river flows in 81 watersheds studied indicated: significant ( $p$  value  $< 0.5$ ) rainfall reduction in 2 watersheds (2.4%); and another 46 showed a non-significant decrease (56,7%) ; 28 watersheds (35%) showed significant increase of rainfall.

During dry period, 12 watersheds (14.8%) showed significant rainfall reduction. The potential evapotranspiration showed a significant ascending trend for 77 watersheds (95%) and over 75 watersheds (92.6%) during dry periods. We observed a significant average reduction of water flow over 77 watersheds (95%) during the study period and a significant descending trend of water flow over 74 watersheds (91.3%) during dry periods. Only 3 watersheds (3.7%) showed an ascending trend of water flow. Concerning the average runoff coefficient for the watershed between 1985 and 2018, 57 watersheds (70%) showed a reduction ranging from 3.3 to 2.7 (Figure 3 and 6).

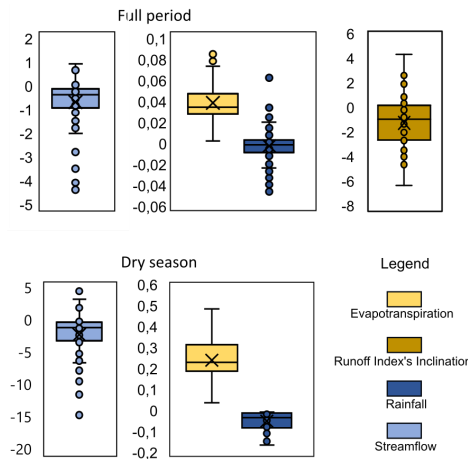


Figure 4. Figure 2 -Boxplot showing the Theil-Sen Slope trend analysis of 81 watersheds, post Trend-Free-Pre-Whitening (TFPW) technique for autocorrelation correction test to support the application of the trend test significant Mann-Kendall approach to assess variations of evapotranspiration (mm), streamflow (m<sup>3</sup>/s) and rainfall (m<sup>3</sup>/s) data. The slope of the linear regression of the annual indices was applied to assess the runoff index.

The water flow estimate models indicated average accuracies of 99% for the global accuracy (F1), 70% for the dry season (F2), and 70% for the rainy season (F3). The estimated average adherence to the observed data was 84% (Figure 3).

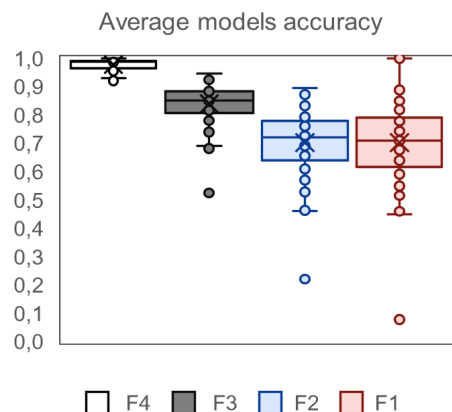


Figure 5. Boxplot of accuracy assessment of the regression models of 81 watersheds in the study area. Global accuracy verifies how similar the projected and observed water flows are. The Global Estimate (F1) indicates the global accuracy, F2 the dry season, F3 the rainy season, and F4 the mismatch or delay. The graphs show the percentage hit, where 1 indicates the total correct and 0 indicates the total error.

The explanatory power analysis of the Cerrado's model estimates for future land use highlighted the distance from previous deforestation, the travel cost matrix, slope, soil type, among other variables related to the main land use transitions (Table 1). The accuracy of the land transitions was satisfactory, ranging from 61.01% to 98.04% (Table 2), as well as the general accuracy indicated that our model was appropriated to carry out the projections for future scenarios (Table 2).



Table 1. Variables related to land use changes and their respective explanatory powers ( $V^2$ Cramer), showing values close to 1, highly related to land use changes, and values below 0.16, a relationship close to null.

Variables	General	Forest	Pasture	Savanna	Agriculture	Grassland	Silviculture	Water	Others	Urban	Mosaic	Mining
Deforestation distance (Natural log)	0,38	0,89	0,72	0,53	0,48	0,47	0,17	0,1	0,06	0,08	0,07	0,007
Friction (travel cost)	0,26	0,63	0,3	0,37	0,35	0,34	0,14	0,36	0,06	0,01	0,03	0,001
Slope	0,28	0,87	0,49	0,41	0,37	0,33	0,12	0,1	0,06	0,05	0,04	0,006
Altimetry	0,28	0,87	0,49	0,42	0,36	0,33	0,14	0,07	0,06	0,05	0,04	0,006
Rainfall of the Rainiest Month	0,28	0,87	0,5	0,43	0,31	0,34	0,14	0,07	0,06	0,05	0,06	0,007
Rainfall of the driest month	0,24	0,67	0,51	0,25	0,3	0,18	0,16	0,05	0,04	0,05	0,11	0
Soils	0,27	0,87	0,48	0,48	0,3	0,33	0,11	0,06	0,06	0,05	0,04	0,005
Soils (Evidence likelihood)	0,27	0,77	0,46	0,42	0,34	0,35	0,23	0,09	0,08	0,06	0,05	0,007
Protected Areas (natural log)	0,29	0,87	0,51	0,41	0,31	0,4	0,11	0,07	0,08	0,06	0,06	0,005
Legal Reserves (Natural Log)	0,26	0,8	0,48	0,33	0,31	0,29	0,11	0,08	0,06	0,07	0,04	0,006
Permanent preservation area (Square Root distance)	0,28	0,85	0,49	0,4	0,31	0,34	0,11	0,06	0,06	0,05	0,07	0,006
Valley (Square root distance)	0,11	0,59	0,32	0,27	0,32	0,19	0,1	0,1	0,04	0,04	0,02	0,003
Hydrography (distance)	0,05	0,01	0,003	0,0004	0,006	0,0019	0,001	0,07	0,14	0,02	0,0004	
Limite constringe	29	0,87	0,51	0,41	0,37	0,32	0,12	0,07	0,06	0,05	0,001	0,07

Table 2. On the left, the accuracy of the land use transitions. On the right, the model accuracy as a whole, namely: random agreement – N(n), quantity agreement – N(m), standard agreement – M( m) and adjusted location agreement – P (m), in addition to standard Kappa and Kappa without information (Kno).

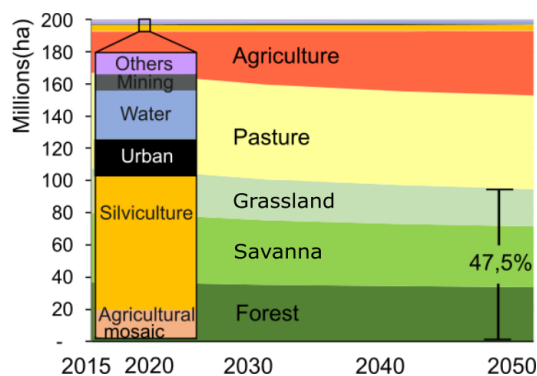
Accuracy of land use transitions				Model accuracy		
Transition	Accuracy	Transition	Accuracy	Overall model accuracy metrics	model	Null model
Forest to Pasture	71,82%	Grassland to Mining	77,78%			
Forest to Agriculture	71,82%	Others to Savanna	67,51%	P(N)	0,30	0,30
Savanna to Pasture	75,20%	Others to Grassland	68,00%	P(M)	0,99	0,99

Savanna to Silviculture	83,25%	Others to Pasture	65,60%	P(P)	1,00	1,00
Savanna to Mosaic	88,98%	Others to Agriculture	76,38%	M(n)	0,30	0,28
Savanna to Urban	89,62%	Others to Mosaic	100%	M(m)	0,99	0,96
Savanna to Agriculture	73,65%	Pasture to Grassland	63,50%	M(p)	0,99	0,96
Grassland to Pasture	78,50%	Pasture to Agriculture	57,54%	N(n)	0,09	0,09
Grassland to Agriculture	80,04%	Pasture to Mosaic	77,00%	N(m)	0,63	0,63
Grassland to Silviculture	86,69%	Forest to Silviculture	98,04%	N(p)	0,63	0,63
Grassland to Mosaic	88,89%	Forest to Mosaic	98,44%	Kno	0,99	0,96
Grassland to Urban	92,45%	Savanna to Forest	61,01%	Klocation	0,99	0,90

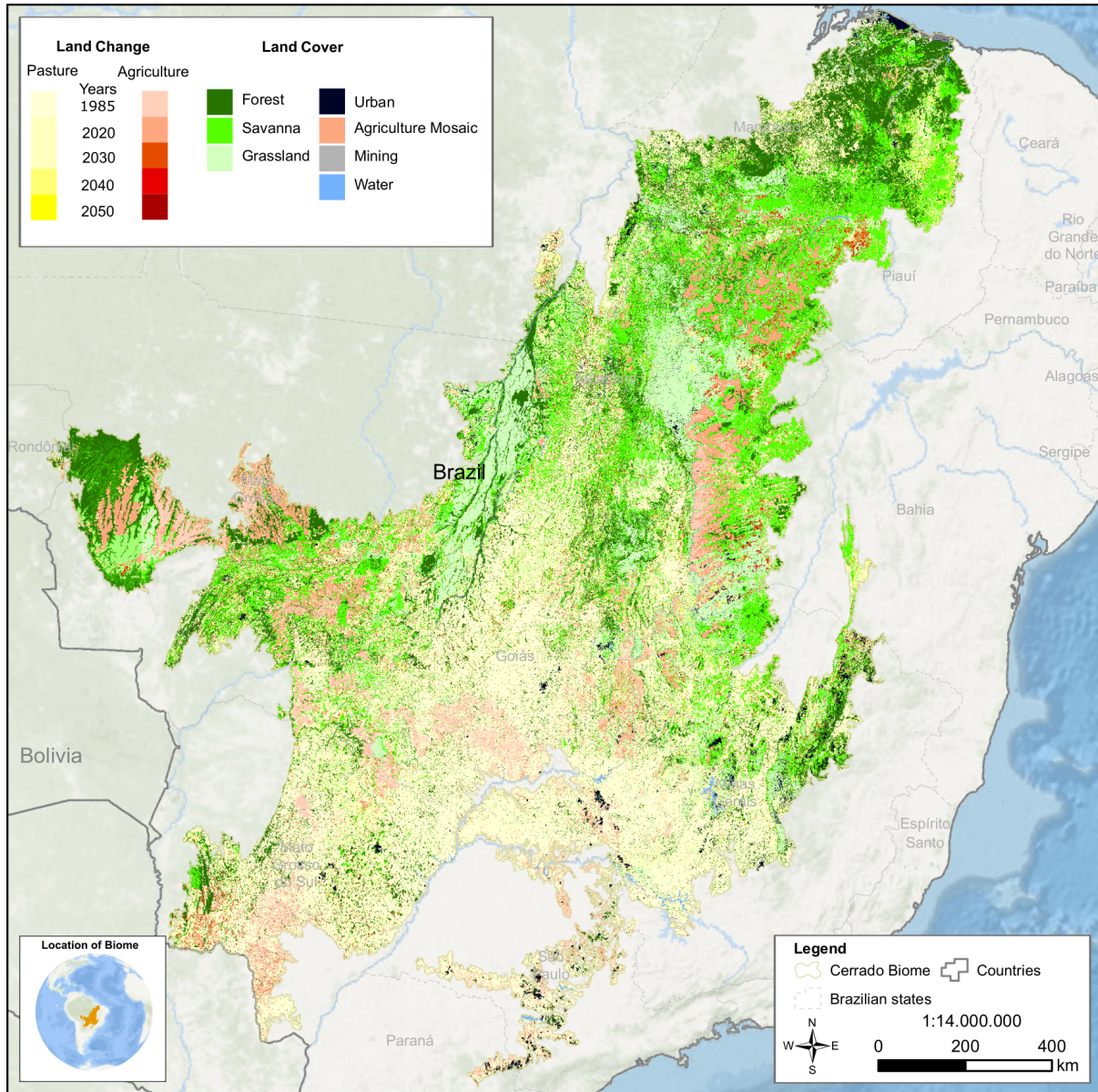
Our land use model allowed us to estimate deforestation rates of approximately 6,400 km<sup>2</sup>/year for 2030, 3,400 km<sup>2</sup>/year for 2040, and 2,500 km<sup>2</sup>/year for 2050. The suggested decreasing trend of projected deforestation rates suggest croplands could become scarcer in the study area. In this scenario, between 2018 and 2050 the projected native Cerrado vegetation could be reduced from 54.3% to 47.5%, replacing pastures for agricultural lands (Figure 4 and 5).

**Table 3.** Land use and land cover changes observed by 2015, 2018, and 2020 and predicted by 2030, 2040, and 2050 land use and land cover classes and a total projected deforestation and remnants of native vegetation on scenario Business as Usual.

Land Use	2015	2018	2020	2030	2040	2050
Forest	18,40%	18,70%	18,50%	17,70%	17,20%	16,90%
Savanna	22,00%	21,50%	21,30%	20,10%	19,40%	18,90%
Grassland	14,40%	14,10%	13,90%	12,80%	12,20%	11,70%
Others	0,50%	0,50%	0,50%	0,40%	0,40%	0,30%
Pastures	30,00%	30,00%	29,80%	29,40%	29,20%	29,10%
Agriculture	11,70%	12,20%	13,00%	16,60%	18,60%	20,00%
Silviculture	1,70%	1,70%	1,70%	1,70%	1,70%	1,70%
Agricultural mosaic	0,30%	0,30%	0,30%	0,30%	0,30%	0,30%
Urban areas	0,30%	0,40%	0,40%	0,40%	0,40%	0,40%
Mining	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Water áreas	0,70%	0,60%	0,60%	0,60%	0,60%	0,60%
Deforestation( km <sup>2</sup> )	10.635	11.747	63.952	34.108	25.581	
Deforestation(km <sup>2</sup> /year)	3.545	5.874	6.395	3.411	2.558	
Native remaining	54,80%	54,30%	53,70%	50,50%	48,80%	47,50%

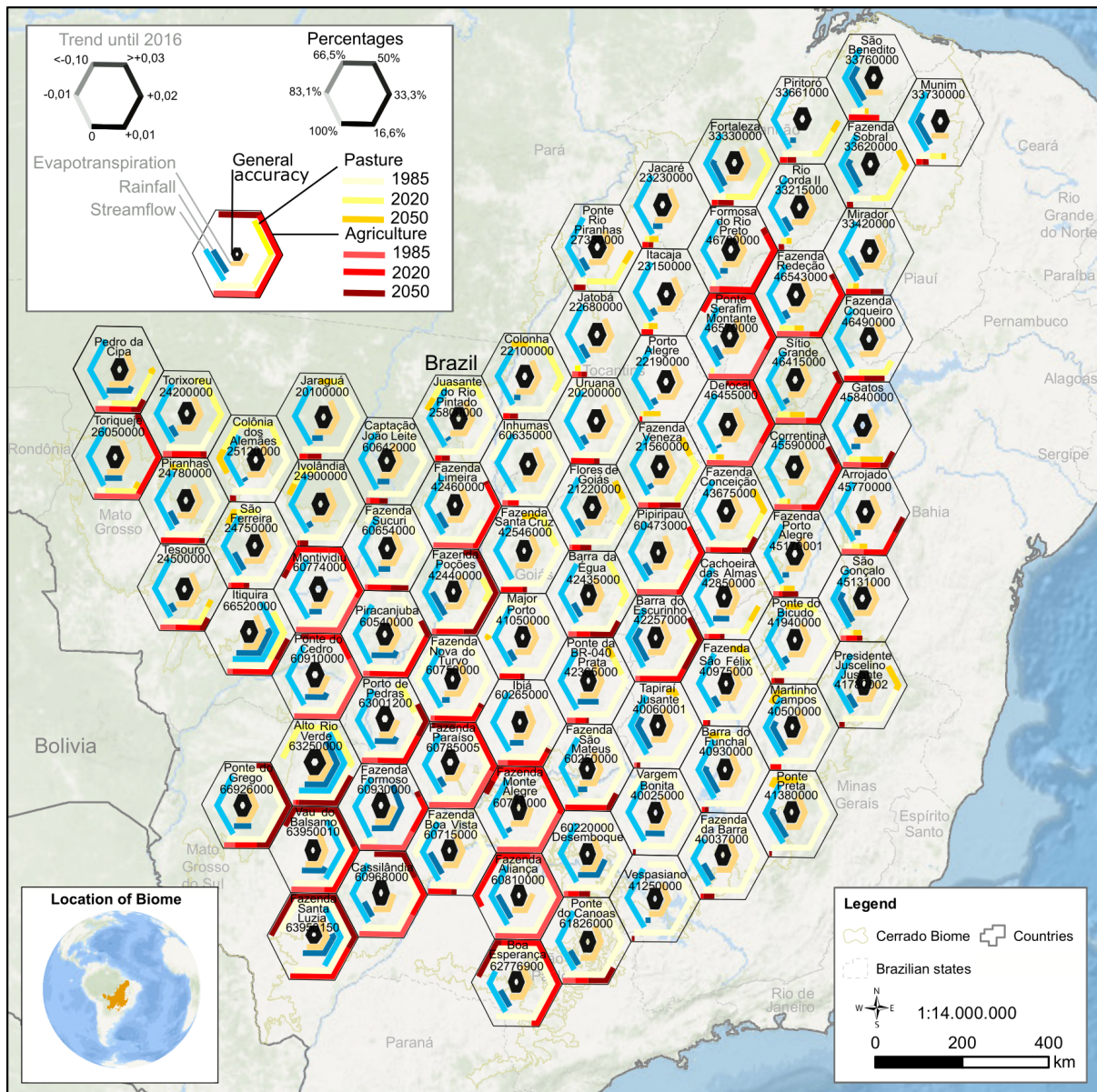


**Figure 6.** Land use and land cover changes observed by 2015, 2018, and 2020 and predicted by 2030, 2040, and 2050 land use and land cover classes and a total projected deforestation and remnants of native vegetation on scenario Business as Usual.



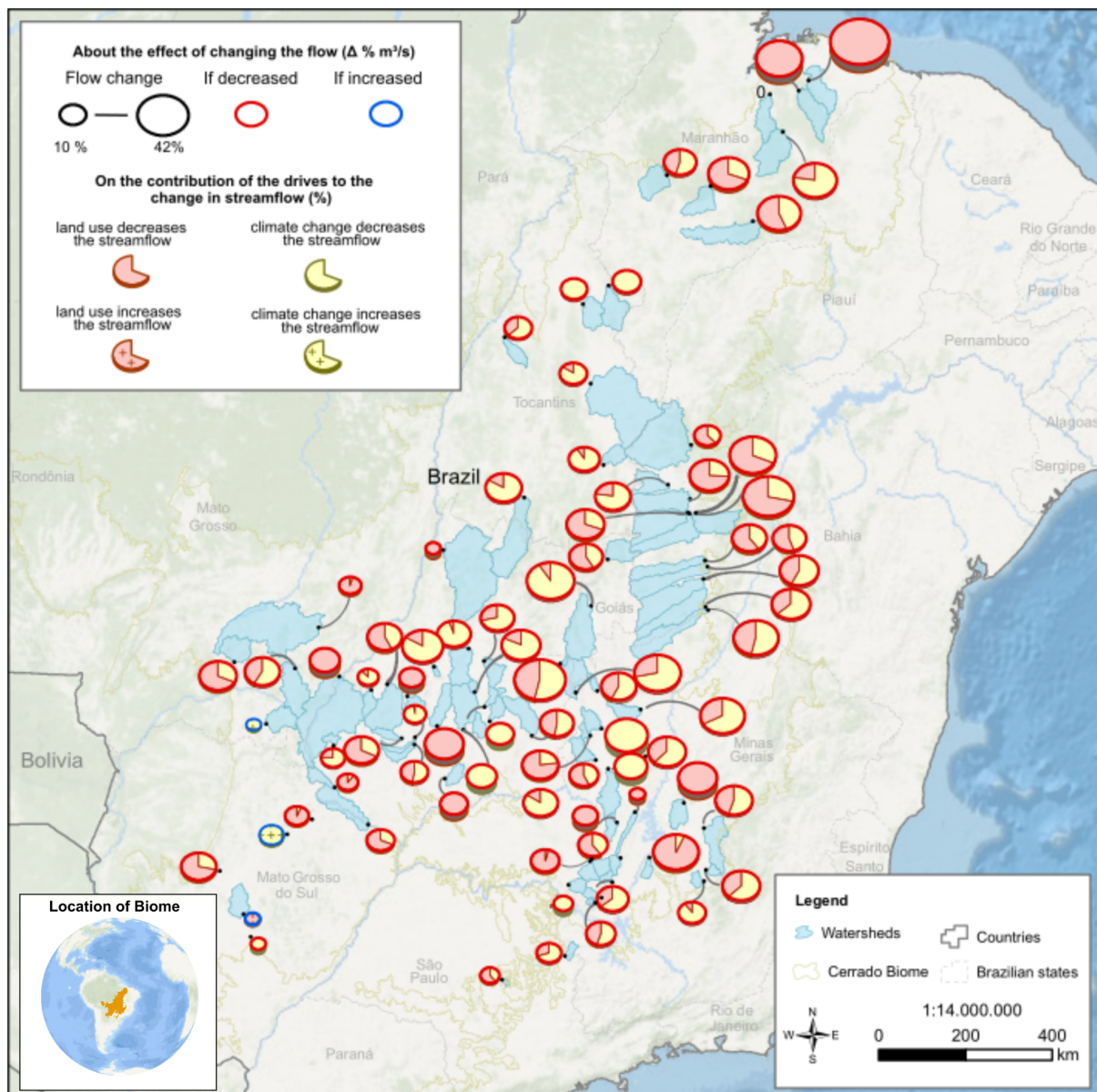
**Figure 7.** Land use and land cover map showing the observed (1985 to 2020) and predicted (2030 to 2050) transitions between pastures and agriculture lands.





**Figure 8.** Each hexagon represents a watershed and the respective observed and modeled data, identified by the name and code of the fluviometric station, with each hexagon being as close as possible to its real spatial location. Shades of red and yellow, respectively, represent the proportion occupied by agricultural land and pasture in different years and future estimates; light blue and dark blue represent the magnitude of the trend (Theil Sen) of water flow and precipitation; the black lines represent the overall accuracy of the model.

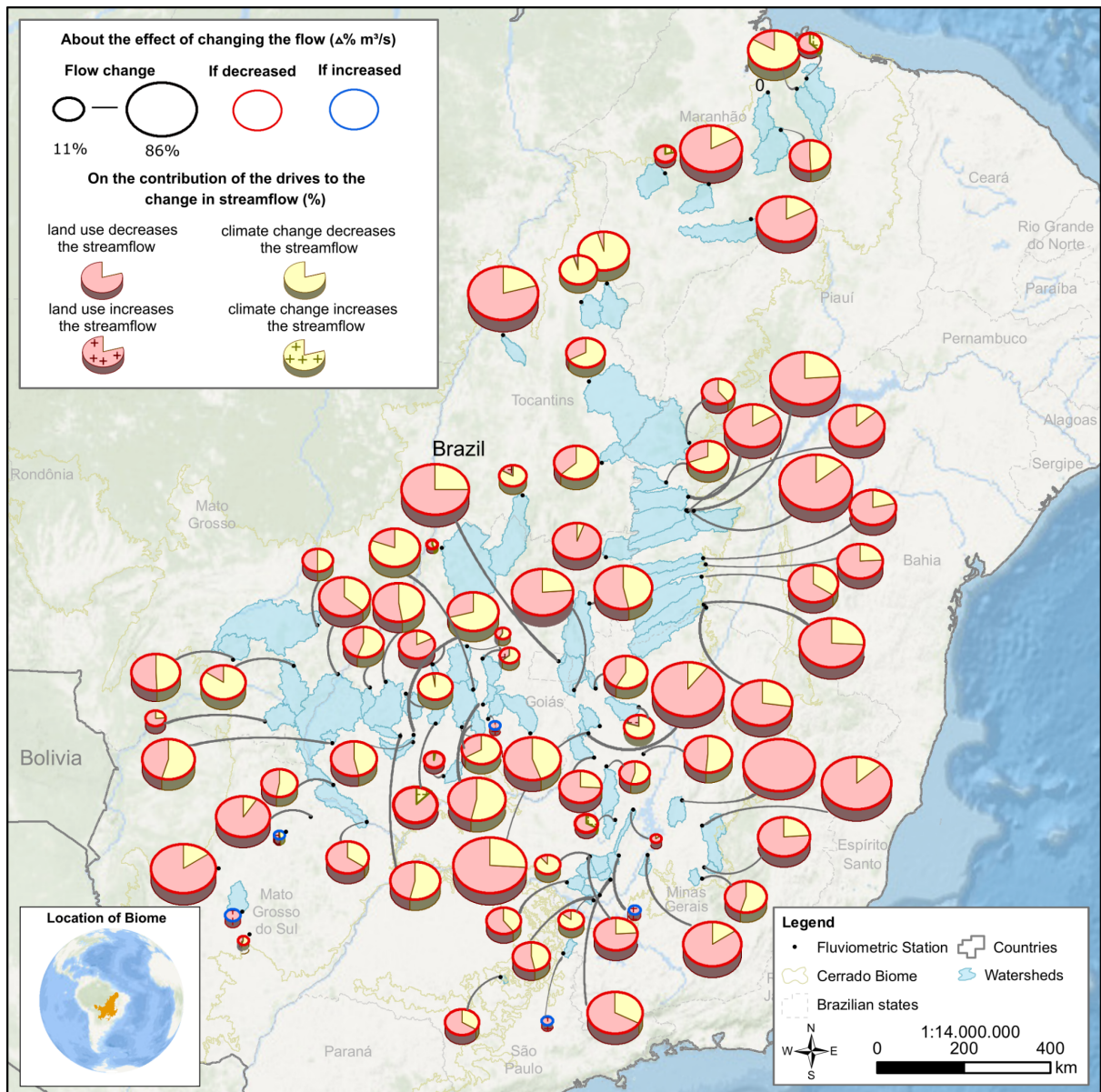
Our assessment of the contribution and effects of climate drivers (Cc) and Land changes (Lc) between 1985 and 2022, indicates that 71 (87.7%) of the total analyzed watersheds showed a decreasing trend of water flows due to land use and land cover changes and 69 (85.2%) watersheds a showed decreasing trend of streamflow due to climate effects. On average, the climate change contribution (mainly as potential evapotranspiration) affecting streamflow was -43.3%, while effects of land use change were -56.7%. Comparing the river flows observed during the pre-disturbance period (P1), the average estimated total effect of land use and land cover changes on river flow were -8.7% and -6.7%, which were attributed to climate changes. The total average reduction in the estimated basin water flows was -19,718 m<sup>3</sup>/s, of which -11,190m<sup>3</sup>/s was related to the effects of land use and land cover changes and -8,528 m<sup>3</sup>/s was related to the climate change effects.



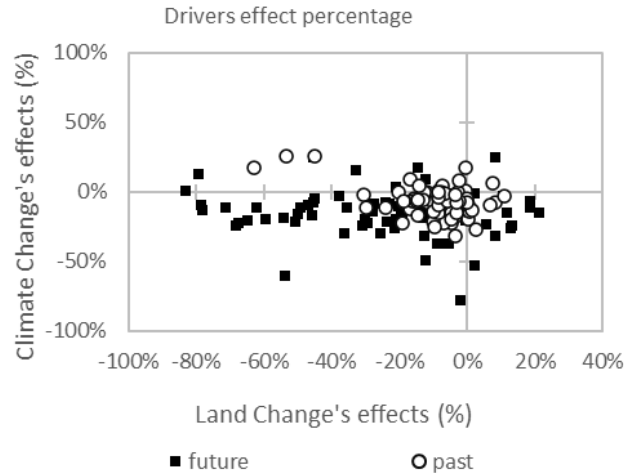
**Figure 9.** Spatial locations of the impacts on water flows of individual watersheds observed during the pre-disturbance (P1) and pos-disturbance periods. The circle sizes indicate the percentage changed. blue indicates an increasing water flow; red indicates a decreasing water flow. Pink portion within the circles indicates the estimated contribution attributed to land use changes and the yellow portion indicates the estimated contribution attributed to climate changes to the river water flow changes.

Based on our predicted future scenarios, we estimated that 75 (92.6%) watersheds will decrease their water flows compared to the pre-disturbance period, where 69 (85.1%) watersheds will be due to effects of expansion of agricultural lands and 71 (87.6%) watersheds will be due to effects of climate changes. We estimated an average water flow change of -65.8% attributed to effects of land use changes and -34.2% attributed to effects of climate changes. Overall, those drivers tend to affect future water flows of the watersheds in the Cerrado biome generating an average decrease of 33.9%, where 23.4% would be attributed to land use expansion, especially agriculture, and 12.8% would be attributed to climate changes (Figure 7). We predicted a decrease of 23,653  $m^3/s$  for analyzed watersheds between 2022 and 2050 compared to the water flows observed during the pre-disturbance period.





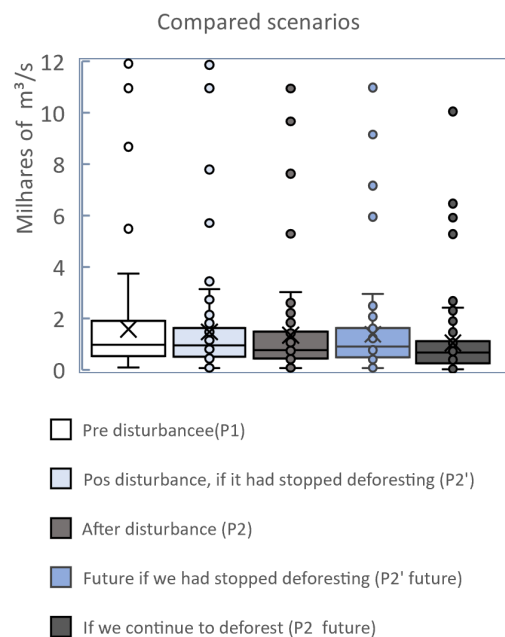
**Figure 10.** Predicted changes of stream flows of watersheds in the Cerrado biome up to 2050 compared to the pre-disturbance period (P1). The circle sizes indicate the percentage of stream flow changes, blue indicates increase of stream flows, red indicates decrease of stream flows. The pink portion within the circles indicates the estimated contribution of land-use changes to stream flow changes and the yellow portion indicates the estimated contribution of climate changes.



**Figure 11.** Scatter plot showing the contribution of each driver (climate and land use and land cover) to the respective changes on streamflow of each watershed.

Our predicted future scenario indicates decreasing rates of streamflow in most of the watersheds in the study area resulting from the combined effects of climate and land-use changes (Figure 8). In other words, based on our future estimates of streamflow, we can predict that: if agricultural expansion had been stagnated at the pre-disturbance period, none of the watersheds showed significant streamflow changes in the future after 2016; Based on currently observed trends of land use, in the future scenario of land use changes (P2), more than 90% of the watersheds showed significant decrease in streamflow. We observed a few watersheds that showed significant increases in streamflow in the study region. Most of these watersheds were spatially related to less land use changes as predicted by the future scenarios.

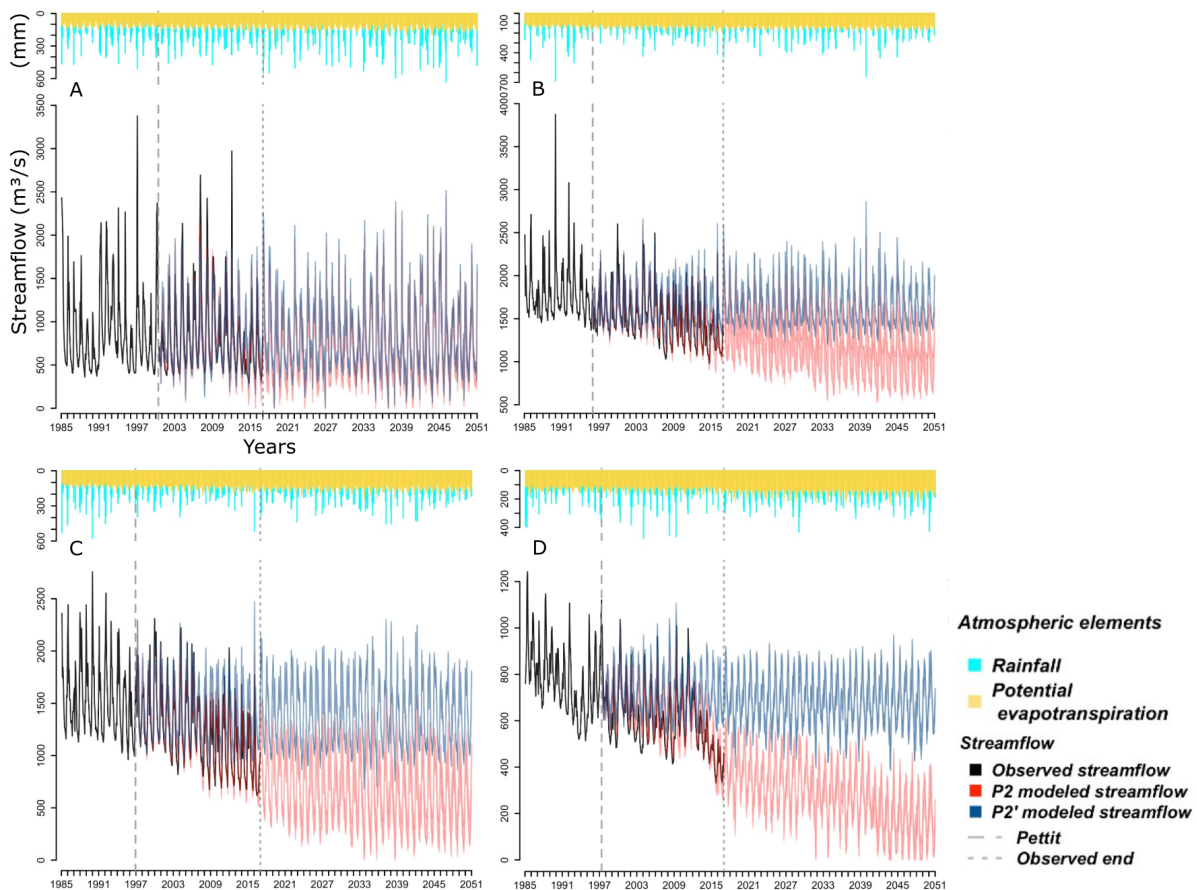
By comparing observed streamflow observed during pre-disturbance (P1) and post-disturbance (P2) periods under these two different scenarios: a) zero deforestation at future scenario (P2') and post-disturbance (P2) and b) a future scenario of a continuing deforestation (P2), we predicted a worst outcome for scenario (b) with greatest water scarcity due to keeping the current pace of deforestation rates (Figure 9).



**Figure 12.** Boxplots of each scenario analyzed showing the flow of the set of 81 basins. From left to right: Observed river flow before the period indicated by the Pettit test; post period indicated by the Pettit test, with the parameters of land use change stagnant on the respective date; post period indicated by the Pettit test, but with land use changes occurring up to 2022; future estimate up to 2050, in a hypothetical scenario if only the land use change occurred up to the date detected by the Pettit test had been maintained; future estimate up to 2050, in a trend scenario of land use change as modeled in this study.

We had some emblematic cases illustrating specific contexts. The case where the difference between the P2 and P2' scenarios is smaller, due to a lesser intense occupation trend. The case of areas with combined monoculture and deforestation rates. The western Bahia State has been intensely occupied by large-scale monoculture agriculture, mostly soybean. This area aggregates the municipalities with the highest deforestation rates in the Cerrado biome and a significant streamflow loss (-24.2%) was attributed to 54.6% the expansion of agricultural lands.

An example of streamflow loss is the Arrojado river, showing intermediate streamflow capacity, has lost 18.2% of its average streamflow, equivalent to 328.5 m<sup>3</sup>/s. About 56% of this loss was due to agricultural occupation and 44% due to climate changes. Future trends indicate an accumulated loss of 36.2% of its flow (651.5 m<sup>3</sup>/s) by 2050. Another example is the Ondas River, which has lost 25% of its average streamflow, 391.5 m<sup>3</sup> /s, mostly due to expansion of agricultural lands. For this river, we predicted an accumulated streamflow loss of 56% (864.32 m<sup>3</sup>/s) by 2050. Lastly, the Corda River, spatially located in Northern e Cerrado biome, in the state of Maranhão we observed an average streamflow of 778 m<sup>3</sup>/s during the initial period of our analysis (P1), decreasing to 570 m<sup>3</sup>/s in P2 (-27% of the streamflow). The streamflow could have increased to 716 m<sup>3</sup>/s if no deforestation had occurred in that watershed. Future estimates indicate if the average flow reaches 266m<sup>3</sup>/s (- 66% of the streamflow), the river will become intermittent, drying out during the dry season by 2047 (Figure 10).





**Figure 13.** Examples of hidrograms: A - Quebra Anzol river, in Minas Gerais; B - Arrojado river, in Bahia; C -Ondas River, also in Bahia; D - Corda River, in Maranhão). rainfall: at the left bottom, it shows the observed flow; the dashed line indicating when the change in the pattern of the variables was detected; the blue portion indicates the modeled flow if the change in land-use had ended at the time when the change in the pattern of variables was identified; red shows the flow trend in a scenario of changes in land use and climate trends.

#### 4. Discussion

Our study results of 81 watersheds indicate macro trends of steadily decreasing of streamflows in the Cerrado biome due to agricultural expansion and climate changes. From the climatic point of view, the historical series observed in the Cerrado region showed a clear pattern of increasing in the potential evapotranspiration associated with a rise of temperature and radiation in the region presented in the results above and in other studies (AVILA-DIAZ *et al.*, 2020; SALVIANO; GROppo; PELLEGRINO, 2016). The climate variables studied has become more intensive during dry seasons when the rainfall substantially decreases. On the other hand, annual rainfall showed variable behavior, mostly showing no significant negative trends. Therefore, we cannot attribute changes in annual precipitation as the leading factor in decreasing streamflow in the Cerrado biome, as previously mentioned in our analysis of driver contributions and effects.

Based on Ashok Mishra(2017) and Zhao, F., Zhang, L., Xu, Z. & Scott, D. F. (2010) studies(ASHOK MISHRA, 2017; ZHAO *et al.*, 2010), we estimated the role of climate and land use effects on streamflow in the Cerrado biome defining partition periods and isolating variables by adapting those methodological approaches and the lasso regression. In this analysis, we improved the lasso regression using Artificial Neural Network to model streamflows.

We observed that the period analysis may cause model failures to capture macro climatic cycles, masking out eventual intra-cycle trends, such as: 1) by considering that parts of the Cerrado have been occupied prior to 1985, the streamflow during the pre-disturbance period would have been affected by previous expansion of agricultural or pasture lands expansion, implying an underestimate in land use changes effect; 2) the coefficient values of the variables in the lasso modeling may lose part of their intelligibility due to the Cerrado's climatic seasonality; 3) there are different delays between the interaction of climate variables and land use changes, which may or may not be properly considered for each analyzed basin, reflecting in a loss of the regression accuracy; 4) land use changes observed in other regions may have an impact on our studied watersheds, such as deforestation in the Amazon, by reducing the humidity that reaches the Cerrado region through the flying river phenomena; 5) our model of land use changes assumes that the main arable lands have already been occupied and, therefore, deforestation rates should be lower over the next decades. 6) Our methodological approach has enough elements to indicate the role of each driver in reducing the streamflow of Cerrado rivers, although we have observed model constraints distinguishing some dynamics between climate and land use changes.

We call attention to land use changes caused by the expansion of agricultural lands and pastures, which is the main cause of greenhouse gas emissions in Brazil (46%). Agricultural activity alone directly emits a total of 27% of CO<sub>2</sub> emissions for the whole country (POTENZA *et al.*, 2022). Therefore, some effects of climate changes on surface water availability are derived or originated from agricultural activities. We showed that some links between climate and land use changes cannot be isolated. But this did not prevent us from estimating the impacts of deforestation on streamflows.

The extensive and continued expansion of agricultural lands in the Cerrado leads to a conclusion that production of agricultural commodities and the scarcity of water are intrinsically linked. The increasing export of intensive water-consuming commodities has changed water governance, shifting the water control from local, regional, and national actors to those who dominate global agricultural production chains (VOS; HINOJOSA, 2016) . Some studies in Latin America have observed that political alliances between the private sector and the state have driven environmental policy reforms that

have enabled the concentration of water rights to the agro-industrial companies, heavily affecting social equity and sustainability of water use (RÍGEL *et al.*, 2019; VELEZ-TORRES, 2012; VOS; HINOJOSA, 2016).

In western Bahia, where 90% of central pivots of the Matopiba region are located, the environmental policy reform after 2012 allowed industrial agriculture unrestricted access to water rights in a region with increasing water scarcity, worsening the social water conflicts (LEMES *et al.*, (in press)). Some studies suggested we must look at the concept of “water justice” combining demands for an equitable distribution of water access rights and political water decision-making rights (BOELEN *et al.*, 2016).

#### 4. Conclusions

Our results suggest that land use and climate changes have directly affected surface water availability in the Cerrado biome in Brazil and it is likely to be aggravated in the coming years assuming future land-use and climate changes used in this study. The same results suggest the trends in our scenarios will threaten agricultural production, public and private water supplies, and energy supply, as it was experienced in Central Brazil in 2021. The trends are of equal concern for biodiversity conservation, not only for the Cerrado aquatic biota (BRASIL, Leandro Schlemmer *et al.*, 2021), that relies on both tree survival (BRASIL, Leandro S.; JUEN; CABETTE, 2014) but also on the availability of small streams and lentic habitats in that landscape for survival. The Cerrado borders several other South American biomes, contributing to large continental water basins. The water shortage forecasted by our analysis will likely affect the resilience of those biomes to fire and climate changes. The Pantanal biome in Brazil, for example, depends largely on water flow from the Cerrado rivers for its hydroperiod dynamics, has already experienced unexpected fires that deeply threatens its biota (TOMAS *et al.*, 2021).

The future trend scenario includes a worsening of surface water availability in almost the entire Cerrado biome. It will require rigorous evaluation and monitoring of agricultural production, responsible for 78.3% of surface water consumption in Brazil (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2019) and 96.6% of deforestation in the Cerrado biome (MAPBIOMAS, 2019). In tune with other studies we have shown, the Cerrado Biome acts as an exporter of virtual water (ALLAN, 1998; OLIVEIRA, G.; HECHT, 2016; VOS; HINOJOSA, 2016). The high-water consumption required to sustain agricultural commodity exports is responsible for increasing surface water scarcity to supply human livelihood and biological processes in the study region (FAO, 2017). Water supply is increasingly critical to maintain local communities in the Cerrado biome (FAO, 2017). Thus, agricultural production is “shooting itself on the foot” by itself by affecting its own environmental and economic sustainability.

Environments such as the Cerrado biome, showing a well- defined (SANO, ano; ALMEIDA; RIBEIRO, 2008) and high water baseflow contribution to the dry period flow, deforestation and land cover conversion from native vegetation to soybean plantations or other similar monoculture, affects a wide chain of hydrological components. Those hydrological effects include the reduction of evapotranspiration (SPERA *et al.*, 2016), reduction of water infiltration capacity and aquifer recharge (OLIVEIRA, P. T. S. *et al.*, 2015), the increase of surface flow, during the rainy period, and the decrease of stream flow during dry periods at medium and long term. Together they decrease the ability of aquifer recharge during the rainy season and to sustain high water consumption for crop irrigation during dry seasons (OLIVEIRA, R.S *et al.*, 2005).

Therefore, any expansion of agricultural lands in the Cerrado biome should be properly and rigorously evaluated based on the water requirements of each user. It would also require strengthening the participation in the water management process (e.g., watershed committees), aiming to prevent unequal or overloaded of water consumption in the Cerrado biome. We foresee that Legal Reserves in private properties and other Protected Areas, can substantially contribute to the conservation of water resources and limit expansion of agricultural lands by preserving a native

vegetation (RAUSCH *et al.*, 2019) quota per watershed, capable of maintaining water flows at satisfactory levels.

Future scenarios indicate that more than 90% of watersheds within the Cerrado biome tend to decrease their water flow due to the expansion of agricultural lands. This may lead to recurrent critical levels of water scarcity during dry periods in the study region. The watersheds spatially located in the west of Bahia state, for example, showed clear decreasing trends and significant reductions in river flows, which will potentially worsen surface water availability, especially during dry periods, as found in some study cases (SILVA *et al.*, 2021).

Our analysis indicates we are embracing an uncertain future of surface water availability in the Cerrado biome. Most of the studied watersheds are subjected to high rates of deforestation linked to equally high expansion of agricultural lands. For the medium and long term, we predict future critical levels of surface water supply and intensification in the current water conflicts (PORTO-GONÇALVES; CHAGAS, 2019) in the medium and long terms. We conclude that the Cerrado's water capacity has been substantially weakened by agricultural activities and climate changes. Yet, the Cerrado biome has been considered the "Brazil's water reservoir", although it is now heavily "leaking" and showing future scenarios of brief water scarcity.

Stakeholders overusing the water resources, or those with insufficient access to water in the study region, will be directly affected by a decreasing surface water availability, and will be challenged to find alternatives of sustainable use of water and land. It is critical to heed nature's warnings and reorient processes of land occupation and production in the Cerrado biome. By improving production chains of non-timber forest products and production systems more adapted to local conditions could substantially contribute to protecting native vegetation in the Cerrado biome.

We observed that deforestation associated with the expansion of agricultural lands has more severely affected the streamflows in the Cerrado biome than climate changes. It is of great concern the role that producers, exporters, and consumers of agricultural commodities have, as well as the role definition and enforcement of public policies of command and control, mitigation, and adaptation to ongoing and future climate changes. Brazil is one of the major global agribusiness players, exporting more than 120 billion dollars a year of agricultural commodities to China, the European Union, and the USA (AGROSTAT, 2022).

However, the expansion of agricultural lands has critically affected surface water availability in the Cerrado biome, which may heavily impact international economy and food security, especially under the current scenario of weakening environmental policies in Brazil (BARBOSA; ALVES; GRELE, 2021; MILHORANCE, 2022; RAJÃO *et al.*, 2022). Therefore, policies in countries importing legislation from importing countries of the Brazilian agricultural commodities, such as the due diligence discussed in the EU, should be considered as one more element helping to reduce deforestation rates in the Cerrado and other non-forest biomes by requiring adjustments in the supply-chain of its products.

Here we demonstrated that land occupation in the Cerrado biome and additional effects of climate changes have impacted water availability in that region. Combined, climate changes and agricultural lands are linked to the international consumption of agricultural commodities, which ultimately impacts local communities and increases water conflicts at local and regional levels. It is therefore a must to support political strategies and the necessary measures to mitigate the negative effects of water overuse and review of land occupation models.

### **Acknowledgments**

We thank the Institute for Society, Population and Nature - ISPN; Department of Forest Sciences of University of Brasília; the Global Observatory for Ecosystem Services Lab, Department of Forestry, University of Michigan State; and Climate scenarios used were from the NEX-GDDP dataset, prepared by the Climate Analytics Group and NASA

Ames Research Center using the NASA Earth Exchange, and distributed by the NASA Center for Climate Simulation (NCCS), for the support that made this study possible. The authors express their gratitude to Ms. Suzana Müller for her total and careful review of the manuscript.

**Funding Information:** Institute for Society, Population and Nature - ISPN

**Supplementary Materials:** The following supporting information can be downloaded at: [www.mdpi.com/xxx/s1](http://www.mdpi.com/xxx/s1).

**Author Contributions:** Conceptualization, Salmons.Y.B.; methodology and validation Salmons.Y.B., Silva.J.F.; Sampaio J.M.; ; formal analysis, Salmons.Y.B, S.A Souza,Cahola L.R.C, Skole D.L, Matricardi, E.A.T., Pedlowski, M.A.; investigation, Salmons.Y.B.; Resources, Salmons.Y.B, Silva.J.F.; data curation, S.A Souza.Salmons.Y.B.; writing—preparation of original draft, Salmons.Y.B.; writing—review and editing, Skole D.L, Matricardi E.A.T, Brandão R.A. Silva A.L., Filho O.A.C, Pedlowsky, M.A..All authors have read and agreed with the published version of the manuscript." See the [CRediT taxonomy](#) for an explanation of the term. Authorship should be limited to those who contributed substantially to the reported work.

**Funding:** This research was funded by the Institute for Society, Population and Nature - ISPN and was funded by 2019.

**Data Availability Statement:** Os principais dados utilizados nesta pesquisa estão disponíveis no [Hidroweb](#), [Mapbiomas](#) e [NASA Center for Climate Simulation \(NCCS\)](#)

**Acknowledgments:** We thank the Institute for Society, Population and Nature - ISPN; Department of Forest Sciences of University of Brasília; the Global Observatory for Ecosystem Services Lab, Department of Forestry, University of Michigan State; and Climate scenarios used were from the NEX-GDDP dataset, prepared by the Climate Analytics Group and NASA Ames Research Center using the NASA Earth Exchange, and distributed by the NASA Center for Climate Simulation (NCCS), for the support that made this study possible..

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest.The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript; or in the decision to publish the results.

## References

1. Hoekstra, A. Y. & Hung, P. Q. *Virtual water trade a quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade*. 120 <https://waterfootprint.org/media/downloads/Report11.pdf> (2002).
2. Baird Langenbrunner. Water, water not everywhere. *Nature Climate Change* (2021).
3. Ashok Mishra, P. D. Separating the impacts of climate change and human activities on streamflow: A review of methodologies and critical assumptions. *J. Hydrol.* **548**, 278–290 (2017).
4. Sano, E. E., Rosa, R., Brito, J. L. S. & Ferreira, L. G. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesqui. Agropecuária Bras.* **43**, 153–156 (2008).
5. Denis Castilho, M. P. *Cerrados perspectivas e olhares*. (Vieira, 2010).
6. *Trase Yearbook 2020 The state of forest risk supply chains, Brazilian Soybean*. <https://insights.trase.earth/yearbook/contexts/brazil-soy/> (2020).
7. Jepson, W., Brannstrom, C. & Filippi, A. Access Regimes and Regional Land Change in the Brazilian Cerrado, 1972–2002. *Ann. Assoc. Am. Geogr.* **100**, 87–111 (2010).
8. Mapbiomas. Mapbiomas. <https://mapbiomas.org/> (2021).
9. *Trase. Trase Yearbook 2022 The state of forest risk supply chains, Brazilian beef*. <https://insights.trase.earth/yearbook/contexts/brazil-beef> (2020).
10. IBGE. *Produção Agrícola Municipal*. <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas> (2020).
11. FAO. *World agriculture: towards 2015/2030*. <https://www.fao.org/3/y3557e/y3557e06.htm> (2002).
12. IPEA. *Boletim de taxa de Cambio*. <http://www.ipeadata.gov.br/ExibeSerie.aspx?serid=31924> (2022).
13. de Area Leão Pereira, E. J., de Santana Ribeiro, L. C., da Silva Freitas, L. F. & de Barros Pereira, H. B. Brazilian policy and agribusiness damage the Amazon rainforest. *Land Use Policy* **92**, 104491 (2020).

14. Sauer, S. Soy expansion into the agricultural frontiers of the Brazilian Amazon: The agribusiness economy and its social and environmental conflicts. *Land Use Policy* **79**, 326–338 (2018).
15. Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. & Kent, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**, 853–858 (2000).
16. Sano, ano, Almeida, S. P. de A. & Ribeiro, J. F. *Cerrado: ecologia e flora*. vol. 1 (Embrapa, 2008).
17. Almagro, A., Oliveira, P. T. S., Meira Neto, A. A., Roy, T. & Troch, P. CABra: a novel large-sample dataset for Brazilian catchments. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **25**, 3105–3135 (2021).
18. Silva, A. L. da *et al.* Water Appropriation on the Agricultural Frontier in Western Bahia and Its Contribution to Streamflow Reduction: Revisiting the Debate in the Brazilian Cerrado. *Water* **13**, 1054 (2021).
19. Spera, S. A., Galford, G. L., Coe, M. T., Macedo, M. N. & Mustard, J. F. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. *Glob. Change Biol.* **22**, 3405–3413 (2016).
20. Nóbrega, R. L. B. *et al.* Effects of conversion of native cerrado vegetation to pasture on soil hydro-physical properties, evapotranspiration and streamflow on the Amazonian agricultural frontier. *PLOS ONE* **12**, e0179414 (2017).
21. Gonçalves, R. D., Engelbrecht, B. Z. & Chang, H. K. Análise hidrológica de séries históricas da Bacia do Rio Grande (BA): contribuição do Sistema Aquífero Urucuia. *Águas Subterrâneas* **30**, 190 (2016).
22. Dias, L. C. P., Macedo, M. N., Costa, M. H., Coe, M. T. & Neill, C. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. *J. Hydrol. Reg. Stud.* **4**, 108–122 (2015).
23. Marengo, J. A. & Alves, L. M. Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. *Rev. Bras. Meteorol.* **20**, 215–226 (2005).
24. Pousa, R. *et al.* Climate Change and Intense Irrigation Growth in Western Bahia, Brazil: The Urgent Need for Hydroclimatic Monitoring. *Water* **11**, 933 (2019).
25. Favareto, A., Nakagawa, L., Pó, M., Seifer, P. & Kleeb, S. *Entre chapadas e baixões do Matopiba: dinâmicas territoriais e impactos socioeconômicos na fronteira da expansão agropecuária*. (Ilustre, 2019).
26. *Os Pixôs da Discórdia e a Digna Raiva: uma análise dos conflitos por terra, água e território em Correntina - BA*. (Hernandes Reis, 2019).
27. Strassburg, B. B. N. *et al.* Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat. Ecol. Evol.* **1**, 1–3 (2017).
28. Oliveira, P. T. S. *et al.* The water balance components of undisturbed tropical woodlands in the Brazilian cerrado. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **19**, 2899–2910 (2015).
29. Marengo, J. A., Jimenez, J. C., Espinoza, J.-C., Cunha, A. P. & Aragão, L. E. O. Increased climate pressure on the agricultural frontier in the Eastern Amazonia–Cerrado transition zone. *Sci. Rep.* **12**, 457 (2022).
30. Soterroni, A. C. *et al.* Expanding the Soy Moratorium to Brazil's Cerrado. *Sci. Adv.* **5**, eaav7336 (2019).
31. Timpe, K. & Kaplan, D. The changing hydrology of a dammed Amazon. *Sci. Adv.* **3**, e1700611 (2017).
32. Luo, X. *et al.* Modeling surface water dynamics in the Amazon Basin using MOSART-Inundation v1.0: impacts of geomorphological parameters and river flow representation. *Geosci. Model Dev.* **10**, 1233–1259 (2017).
33. Rodrigues, A. A. *et al.* Cerrado deforestation threatens regional climate and water availability for agriculture and ecosystems. *Glob. Change Biol.* gcb.16386 (2022) doi:10.1111/gcb.16386.
34. Arora, V. K. The use of the aridity index to assess climate change effect on annual runoff. *J. Hydrol.* **265**, 164–177 (2002).
35. Calijuri, M. L., Castro, J. de S., Costa, L. S., Assemany, P. P. & Alves, J. E. M. Impact of land use/land cover changes on water quality and hydrological behavior of an agricultural subwatershed. *Environ. Earth Sci.* (2015) doi:10.1007/s12665-015-4550-0.
36. Li, C. *et al.* An analytical approach to separate climate and human contributions to basin streamflow variability. *J. Hydrol.* **559**, 30–42 (2018).
37. Kalman, R. E. A New Approach to Linear Filtering and Prediction Problems1. *J. Basic Enginnering* **82**, 35–45 (1960).
38. Chui, C. K. & Chen, G. *Kalman filtering: with real-time applications*. (Springer, 2009).
39. Li, J. & Heap, A. D. A review of comparative studies of spatial interpolation methods in environmental sciences: Performance and impact factors. *Ecol. Inform.* **6**, 228–241 (2011).
40. Xavier, A. C., King, C. W. & Scanlon, B. R. Daily gridded meteorological variables in Brazil (1980–2013): DAILY GRIDDED METEOROLOGICAL VARIABLES IN BRAZIL (1980–2013). *Int. J. Climatol.* **36**, 2644–2659 (2016).
41. Pettitt, A. N. A non-parametric approach to the changepoint problem. *Appl. Stat.* **28**, 126–135 (1979).
42. Mapbiomas. Mapbiomas. <https://mapbiomas.org/> (2019).
43. Bradley. *Distribution-Free Statistical Tests*. in (1968).
44. Thom, H. C. S. Same methods of climatological analyses. *World Meteorol. Organ.* **53** (1966).
45. Sen, P. K. Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall's Tau. *J. Am. Stat. Assoc.* **63**, 1379–1389 (1968).
46. Rosin, C., Amorim, R. & Morais, T. Análise de tendências hidrológicas na bacia do rio das Mortes / analysis of hydrological trends in the Rio das Mortes watershed. *Rev. Bras. Recur. Hídricos* **20**, 991–998 (2015).
47. Sriwongsitanon, N. & Taesombat, W. Effects of land cover on runoff coefficient. *J. Hydrol.* **410**, 226–238 (2011).
48. Tibshirani, R. Regression Shrinkage and Selection Via the Lasso. *J. R. Stat. Soc. Ser. B Methodol.* **58**, 267–288 (1996).
49. Hastie, T., Tibshirani, R. & Friedman, J. H. *The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction*. (Springer, 2009).
50. Duan, Q., Sorooshian, S. & Gupta, V. Effective and efficient global optimization for conceptual rainfall-runoff models. *Water Resour. Res.* **28**, 1015–1031 (1992).

51. Zhang, J., Zhang, Y., Song, J. & Cheng, L. Evaluating relative merits of four baseflow separation methods in Eastern Australia. *J. Hydrol.* **549**, 252–263 (2017).
52. Clark Labs. The Land Change Modeler for Ecological Sustainability. *IDRISI Focus Pap.* 2 (2007).
53. Eastman, J. R. IDRISI Taiga Guide to GIS and Image Processing. *IDRISI Taiga Guide GIS Image Process.* 342 (2009).
54. Rajão, R. *et al.* The risk of fake controversies for Brazilian environmental policies. *Biol. Conserv.* **266**, 109447 (2022).
55. Azevedo, A. A. & Saito, C. H. O perfil dos desmatamentos em Mato Grosso, após implementação do licenciamento ambiental em propriedades rurais. *CERNE* **19**, 111–122 (2013).
56. Françoso, R. D. *et al.* Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Nat. Conserv.* **13**, 35–40 (2015).
57. Almeida, C. M., Gleriani, J. M., Castejon, E. F. & Soares-Filho, B. S. Using neural networks and cellular automata for modelling intra-urban land-use dynamics. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* **22**, 943–963 (2008).
58. Clark Labs. Land Change Modeler: An application within IDRISI for analyzing and predicting land cover change and assessing the implications of that change for biodiversity. 4.
59. Guan, D., Gao, W., Watari, K. & Fukahori, H. Land use change of Kitakyushu based on landscape ecology and Markov model. *J. Geogr. Sci.* **18**, 455–468 (2008).
60. Yang, X., Zheng, X.-Q. & Chen, R. A land use change model: Integrating landscape pattern indexes and Markov-CA. *Ecol. Model.* **283**, 1–7 (2014).
61. Ruiz-Benito, P., Cuevas, J. A., Bravo, R., Garcia-del-Barrio, J. M. & Zavala, M. A. Land use change in a Mediterranean metropolitan region and its periphery: assessment of conservation policies through CORINE Land Cover data and Markov models. *For. Syst.* **19**, 315 (2010).
62. Pontius, R., Huffaker, D. & Denman, K. Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models. *Ecol. Model.* **179**, 445–461 (2004).
63. Pontius Júnior, R. G. & Chen, H. GEOMOD Modeling Land-Use & Cover Change Modeling. 44 (2006).
64. Thrasher, B., Maurer, E. P., McKellar, C. & Duffy, P. B. Technical Note: Bias correcting climate model simulated daily temperature extremes with quantile mapping. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **16**, 3309–3314 (2012).
65. Avila-Diaz, A., Benezoli, V., Justino, F., Torres, R. & Wilson, A. Assessing current and future trends of climate extremes across Brazil based on reanalyses and earth system model projections. *Clim. Dyn.* **55**, 1403–1426 (2020).
66. Avila-Diaz, A., Abrahão, G., Justino, F., Torres, R. & Wilson, A. Extreme climate indices in Brazil: evaluation of downscaled earth system models at high horizontal resolution. *Clim. Dyn.* **54**, 5065–5088 (2020).
67. Salviano, M. F., Groppo, J. D. & Pellegrino, G. Q. Análise de Tendências em Dados de Precipitação e Temperatura no Brasil. *Rev. Bras. Meteorol.* **31**, 64–73 (2016).
68. Zhao, F., Zhang, L., Xu, Z. & Scott, D. F. Evaluation of methods for estimating the effects of vegetation change and climate variability on streamflow: EFFECTS OF VEGETATION AND CLIMATE VARIABILITY. *Water Resour. Res.* **46**, (2010).
69. Potenza, R., Alencar, A., Azevedo, T. & Shimbo, J. Análise das emissões brasileiras de e suas implicações para as metas climáticas do Brasil 1970 – 2020 gases de efeito estufa. [https://seeg-br.s3.amazonaws.com/Documentos%20Analiticos/SEEG\\_9/OC\\_03\\_relatorio\\_2021\\_FINAL.pdf](https://seeg-br.s3.amazonaws.com/Documentos%20Analiticos/SEEG_9/OC_03_relatorio_2021_FINAL.pdf) (2022).
70. Vos, J. & Hinojosa, L. Virtual water trade and the contestation of hydrosocial territories. *Water Int.* **41**, 37–53 (2016).
71. Velez-Torres, I. Water Grabbing in the Cauca Basin: The Capitalist Exploitation of Water and Dispossession of Afro-Descendant Communities. *Water Altern.* **5**, 431–449 (2012).
72. Rígel, R. L., Hoogendam, P., Vos, J. & Boelens, R. Transforming hydrosocial territories and changing languages of water rights legitimization: Irrigation development in Bolivia’s Pucara watershed. *Geoforum* 202–213 (2019).
73. Lemes, A. S., Eloy, L., Coelho Filho, O. & Santos, M. R. B. *Environmental policy reform and water grabbing in an agricultural frontier in the Brazilian Cerrado. In: Frontier Territories: Countering the Green Revolution Legacy in the Brazilian Cerrado.* (Lídia Cabral, Sérgio Sauer, Alex Shankland, (in press)).
74. Boelens, R., Hoogesteger, J., Swyngedouw, E., Vos, J. & Wester, P. Hydrosocial territories: a political ecology perspective. *Water Int.* **41**, 1–14 (2016).
75. Brasil, L. S. *et al.* Dams Change Beta Diversity of Aquatic Communities in the Veredas of the Brazilian Cerrado. *Front. Ecol. Evol.* **9**, 612642 (2021).
76. Brasil, L. S., Juen, L. & Cabette, H. S. R. The effects of environmental integrity on the diversity of mayflies, Leptophlebiidae (Ephemeroptera), in tropical streams of the Brazilian Cerrado. *Ann. Limnol. - Int. J. Limnol.* **50**, 325–334 (2014).
77. Tomas, W. M. *et al.* Distance sampling surveys reveal 17 million vertebrates directly killed by the 2020’s wildfires in the Pantanal, Brazil. *Sci. Rep.* **11**, 23547 (2021).
78. Agência Nacional de Águas. *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018: informe anual: versão atualizada.* 72 (2019).
79. Allan, J. A. Virtual Water: A Strategic Resource Global Solutions to Regional Deficits. *Groundwater* **36**, 545–546 (1998).
80. Oliveira, G. & Hecht, S. Sacred groves, sacrifice zones and soy production: globalization, intensification and neo-nature in South America. *J. Peasant Stud.* **43**, 251–285 (2016).
81. FAO. *The future of food and agriculture. Trends and challenges. Food and Agriculture Organization of the United Nations.* (2017).
82. Oliveira, R. S. *et al.* Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. *Funct. Ecol.* **19**, 574–581 (2005).

83. Rausch, L. L. *et al.* Soy expansion in Brazil's Cerrado. *Conserv. Lett.* **12**, 10 (2019).
84. AGROSTAT - Estatísticas de Comércio Exterior do Agronegócio Brasileiro. *AGROSTAT - Estatísticas de Comércio Exterior do Agronegócio Brasileiro* <https://indicadores.agricultura.gov.br/agrostat/index.htm> (2022).
85. Barbosa, L. G., Alves, M. A. & Grelle, C. E. V. Actions against sustainability: Dismantling of the environmental policies in Brazil. *Land Use Policy* (2021).
86. Milhorange, C. Policy dismantling and democratic regression in Brazil under Bolsonaro: Coalition politics, ideas, and underlying discourses. *Rev. Policy Res.* ropr.12502 (2022) doi:10.1111/ropr.12502.