Universidade do Estado do Pará
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação
Centro de Ciências Naturais e Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais
Doutorado Acadêmico



DÊNIS JOSÉ CARDOSO GOMES

SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAETÉ: DINÂMICA HIDROCLIMÁTICA, OFERTA E VALORAÇÃO SOB CENÁRIOS DE MUDANÇA DE USO E COBERTURA DO SOLO

Belém
2026

Universidade do Estado do Pará
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação
Centro de Ciências Naturais e Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais
Doutorado Acadêmico



DÊNIS JOSÉ CARDOSO GOMES

SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAETÉ: DINÂMICA HIDROCLIMÁTICA, OFERTA E VALORAÇÃO SOB CENÁRIOS DE MUDANÇA DE USO E COBERTURA DO SOLO

Belém
2026

Dênis José Cardoso Gomes

SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAETÉ: DINÂMICA HIDROCLIMÁTICA, OFERTA E VALORAÇÃO SOB CENÁRIOS DE MUDANÇA DE USO E COBERTURA DO SOLO

Tese apresentada como requisito para obtenção de título de Doutorado em Ciências Ambientais no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. Universidade do Estado do Pará Orientadora: Professora Drª. Norma Ely Santos Beltrão.

Belém
2026

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP),
Biblioteca do Centro de Ciências Naturais e Tecnologia, UEPA, Belém - PA.

G633s Gomes, Dênis José Cardoso

Serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica do Rio Caeté: dinâmica hidroclimática, oferta e valorização sob cenários de mudança de uso do solo. / Dênis José Cardoso Gomes; Orientadora: Norma Ely Santos Beltrão. -- Belém, 2026.
199 f. : il. ; 30 cm

Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Universidade do Estado do Pará, Centro de Ciências Naturais e Tecnologia, Belém, 2026.

1. Mudanças climáticas. 2. Desmatamento. 3. Impacto Ambiental. 4. Proteção Ambiental. I. Beltrão, Norma Ely Santos. II. Título.

CDD 551.6

Dênis José Cardoso Gomes

Serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica do rio Caeté: Dinâmica hidroclimática, oferta e valoração sob cenários de mudanças do uso e cobertura do solo

Tese apresentada como requisito parcial para obtenção do título de doutor em Ciências Ambientais no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.
Universidade do Estado do Pará.

Data da aprovação: 26/02/2026

Banca Examinadora

_____ – Orientadora
Profa. Dra. Norma Ely Santos Beltrão
Doutora em Economia Agrícola
Universidade do Estado do Pará

_____ – 1º Examinadora
Profa. Dra. Éliane de Castro Coutinho
Doutora em Ciências Ambientais
Universidade do Estado do Pará

_____ – 2º Examinador
Prof. Dr. Maurício do Nascimento Moura
Doutor em Ciências Ambientais
Universidade Federal do Pará

_____ – 3º Examinador
Prof. Dr. João de Athaydes Silva Júnior
Doutor em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido
Universidade Federal do Pará

_____ – 4º Examinador
Prof. Dr. Manoel Tavares de Paula
Doutor em Ciências Agrárias
Universidade do Estado do Pará

À minha família ...

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus que sempre abençoou minha vida com oportunidades e provações.

Agradeço à minha família e alguns parentes que sempre me ajudaram apoiando minha carreira, especialmente aos meus pais José Benedito Ferreira Gomes e Denise do Socorro Cardoso Gomes, em que ambos sempre apoiaram minha jornada acadêmica, fundamentais nas minhas vitórias e razões pelas quais levanto todos para as batalhas da vida. Agradeço aos meus velhos amigos que estiveram ao meu lado quando não tinha nada.

Gratidão enorme a professora Dra. Norma Beltrão por sempre buscar orientar da melhor maneira na jornada acadêmica, pesquisadora que me recebeu e inseriu no Grupo NUPAD e LEGA, onde criamos uma ótima relação e parceria acadêmica. Sempre procurou auxiliar nas pesquisas científicas e decisões acadêmicas. Além disso, sempre incentivou a troca de conhecimentos multidisciplinar, extraindo o melhor e visando a evolução profissional. Sempre serei grato.

Agradeço aos colegas do PPGCA/UEPA que me apoiaram em vários momentos de amizade. Dentro os quais externo minha imensa gratidão a Ana Carolina, essencial ao longo do doutorado ajudando em situações pontuais, porém extremamente relevantes, além de ser uma excelente companhia neste período.

Agradeço ao professor Dr. Altem Pontes que sempre buscou resolver as pendências acadêmicas, além de suas ações e conselhos que possibilitou uma melhor realização do curso.

Agradeço também a Universidade do Estado do Pará, Centro de Ciências Naturais e Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais por proporcionarem a estrutura e recursos para o desenvolvimento da pesquisa. Grato ao Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pelo recurso financeiro.

Ninguém vai bater tão duro quanto a vida,
mas não se trata de bater duro, se trata do
quanto você aguenta apanhar e continuar
tentando ..."

Rocky Balboa

RESUMO

As mudanças ambientais, representadas principalmente por fatores naturais e antrópicos, ou seja, extremos climáticos e avanço do desmatamento. Essas pressões ocasionam desequilíbrio nos padrões de funcionamento dos sistemas ambientais, como nos Serviços Ecossistêmicos (SEs). Analisar as alterações dos SEs neste cenário de intensas mudanças ambientais a nível de bacias hidrográficas, possibilita obter informações do quanto está sendo afetado os SEs relacionados ao ciclo hidrológico, como provisão da água e regulação (gases, clima, hídrica, eventos extremos e controle da erosão). O objetivo desta pesquisa foi analisar o quanto os as mudanças ambientais impactaram na oferta de SEs na Bacia Hidrográfica do rio Caeté (BHC). Na análise climática, utilizou-se dados hidroclimáticos (índices climáticos, precipitação, temperatura máxima do ar, evapotranspiração e vazão). Aplicou-se os testes de Mann-Kendall e Pettitt para detectar se houve sinais mudanças climáticas e o ano exato. Para verificar os SEs, adquiriu-se dados geoespacializados (altitude, declividade, geomorfologia, hidrografia, estradas e uso e cobertura do solo) com a finalidade de projetar o desmatamento e os SEs da BHC para o ano de 2040. Usou-se a modelagem ambiental do Dinamica EGO para realizar a projeção e a metodologia do *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB) na classificação dos SEs com base no uso e cobertura do solo (1985, 2023 e 2040). A Valoração dos Serviços Ecossistêmicos (VSE) foi estimada através do método de transferêncida de benefícios. Os cálculos estatísticos foram feitos no R Studio e o mapeamento produzido no software QGIS 3.3. No setor norte do oceano Atlântico Tropical possui maior relação com o regime de chuvas da BHC. Dentre as variáveis hidrometeorológicas, destaca-se a forte correlação entre a precipitação e temperatura máxima do ar, assim como a precipitação e vazão do rio Caeté. Não há tendências estatisticamente significativas em relação as variáveis hidrometeorológicas. Entretanto, detectou-se pontos de mudanças nos padrões dos índices climáticos nos anos de 1996 (ATN) e 2014 (ATS). Os maiores volumes de precipitação (2.618,5 mm) e evapotranspiração (1.628,8 mm) concentram-se na região Sudoeste da BHC. Na região Nordeste predomina-se os maiores valores de temperatura máxima do ar. A BHC apresentou grandes áreas de desmatamento, motivado especialmente pelo avanço do pasto até alcançar no ano de 2023 aproximadamente 48,3% de área da BHC. A plantação de dendê expandiu-se na região da nascente do rio Caeté em uma zona altamente sensível e seus efeitos negativos na hidrologia local são alarmantes. A urbanização avançou sobre região do baixo curso do rio Caeté e também contribuiu em uma menor escala para a supressão da mata ciliar. Todas essas ações antrópicas causaram grandes déficits nas VSE da BHC com perdas de aproximadamente 2 bilhões de dólares, principalmente a pecuária que reduziu os SEs de regulação (gases, clima, água, eventos extremos e controle da erosão). A agricultura ameaça a VSE de provisão da água e regulação (hídrica, eventos extremos e controle de erosão). Projeções para o ano de 2040 são todas pessimistas. Não houve sinais de mudanças hidroclimáticas significativas. O desmatamento foi a principal causa da redução dos VSE na BHC, medidas de contenção como implementação de sistemas agroflorestais são extremamente necessários para respostas a curto prazo.

Palavras-chave: Mudanças Hidroclimáticas; Desmatamento; Prognóstico; Impactos Ambientais; Perdas Econômica.

ABSTRACT

Environmental changes, mainly represented by natural and anthropogenic factors—such as climatic extremes and the advance of deforestation—exert pressures that cause imbalances in the functioning patterns of environmental systems, including Ecosystem Services (ESs). Analyzing changes in ESs within this context of intense environmental transformations at the watershed scale allows for assessing the extent to which ESs related to the hydrological cycle, such as water provision and regulation (gas, climate, water, extreme events, and erosion control), are being affected. The objective of this research was to analyze the extent to which environmental changes have impacted the provision of ESs in the Caeté River Basin (CRB). In the climatic analysis, hydroclimatic data were used, including climate indices, precipitation, maximum air temperature, evapotranspiration, and streamflow. The Mann–Kendall and Pettitt tests were applied to detect the presence and timing of climatic change signals. To assess the ESs, geospatial data (altitude, slope, geomorphology, hydrography, roads, and land use and land cover) were obtained to project deforestation and the provision of ESs in the CRB for the year 2040. Environmental modeling using Dinamica EGO was employed to perform the projection, and the methodology proposed by The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) was applied to classify the ESs based on land use and land cover (1985, 2023, and 2040). The Ecosystem Services Valuation (ESV) was estimated using the benefit transfer method. Statistical analyses were performed in RStudio, and the mapping was produced using QGIS 3.3 software. The northern sector of the Tropical Atlantic Ocean shows the strongest relationship with the rainfall regime in the CRB. Among the hydrometeorological variables, there is a strong correlation between precipitation and maximum air temperature, as well as between precipitation and the Caeté River streamflow. No statistically significant trends were detected for the hydrometeorological variables. However, change points were identified in the patterns of climatic indices in the years 1996 (TNA) and 2014 (TSA). The highest precipitation (2,618.5 mm) and evapotranspiration (1,628.8 mm) values are concentrated in the southwestern region of the CRB. In the northeastern region, the highest values of maximum air temperature prevail. The CRB showed extensive areas of deforestation, mainly driven by the expansion of pasturelands, which by 2023 occupied approximately 48.3% of the basin area. Oil palm cultivation has expanded in the headwater region of the Caeté River, a highly sensitive zone, and its negative effects on local hydrology are alarming. Urbanization has advanced over the lower course of the Caeté River and has also contributed, to a lesser extent, to the suppression of riparian vegetation. All these anthropogenic activities have caused substantial deficits in the ESV of the CRB, with estimated losses of approximately USD 2 billion. Livestock farming was the primary driver, leading to reductions in regulating ecosystem services (gases, climate, water, extreme events, and erosion control). Agriculture threatens the ESV associated with water provision and regulation (hydrological regulation, protection against extreme events, and erosion control). Projections for the year 2040 are entirely pessimistic. Deforestation was identified as the main cause of the reduction in ESV in the CRB. Containment measures, such as the implementation of agroforestry systems, are urgently needed to provide short-term responses.

Keywords: Change Climate; Deforestation; Prognosis; Environmental Impacts; Economics Loss.

LISTA DE TABELAS

Artigo 1

Tabela 1. Informações sobre as fontes das variáveis hidroclimáticas 66
Tabela 2. Estatística de validação: Dados Medidos e Estimados 69
Tabela 3. Estatística de correlação: Índices climáticos e Precipitação (P) 70
Tabela 4. Estatística de correlação (ρ): Variáveis Hidrometeorológicas (VH) 70
Tabela 5. Detecção tendências de mudanças hidroclimáticas 70

Artigo 2

Tabela 1. Informações sobre a aquisição dos dados geoambientais 90

Tabela 2. Informações sobre as características dados geoambientais 92

Tabela 3. Serviços ecossistêmicos, funções e exemplos usados neste estudo 95

Tabela 4. Escala de potencialidades dos serviços ecossistêmicos 96

Tabela 5. Índice de Similaridade Fuzzy (ISF) 96

Tabela 6. Taxa de transição entre as classes nos períodos de 1985-2013 e 2013-2023: Bacia Hidrográfica do rio Caeté 97

Tabela 7. Matriz de avaliação dos serviços ecossistêmicos com os respectivos uso e cobertura do solo: Bacia Hidrográfica do rio Caeté 100

Artigo 3

Tabela 1. Informações sobre as classes de uso e cobertura do solo e seus respectivos biomas associados aos coeficientes de VSE globais 131

Tabela 2. Valores individuais de SEs (US$.ha^{-1}.ano)..... 132

Tabela 3. Áreas das classes do uso e cobertura do solo: bacia hidrográfica do rio Caeté 134

Tabela 4. Estimativa de valoração dos serviços ecossistêmicos por uso e cobertura do solo: bacia hidrográfica do rio Caeté..... 134

Tabela 5. Áreas das classes do uso e cobertura do solo: bacia hidrográfica do rio Caeté..... 135

Tabela 6. Estimativa da valoração dos serviços ecossistêmicos por uso e cobertura do solo: bacia hidrográfica do rio Caeté..... 136

Tabela 7. Estimativa da valoração dos serviços ecossistêmicos: bacia hidrográfica do rio Caeté..... 136

LISTA DE FIGURAS

Artigo 1

Figura 1. Localização da área de estudo: bacia hidrográfica do Caeté 65

Figura 2. Fluxograma da aquisição e processamento dos dados..... 69

Figura 3. Variabilidade espacial da precipitação (1985-2023), Evapotranspiração (1985-2023) e Temperatura do ar (1985-2021): Bacia Hidrográfica do rio Caeté 71

Figura 4. Variabilidade temporal da precipitação (1985-2023), Evapotranspiração (1985-2023) e Temperatura máxima do ar (1992-2021) e vazão (1985-2023): Bacia Hidrográfica do rio Caeté..... 72

Artigo 2

Figura 1. Localização da área de estudo: bacia hidrográfica do rio Caeté..... 89

Figura 2. Mudanças do uso e cobertura do solo (1985-2023): Bacia Hidrográfica do rio Caeté 91

Figura 3. Fluxograma das etapas da modelagem ambiental 94

Figura 4. Fluxograma dos procedimentos e etapas metodológicas ….....96

Figura 5. Mudanças espaciais do uso e cobertura do solo reclassificada (1985-2013-2023) e projetada (2040): Bacia Hidrográfica do rio Caeté …..... 98

Figura 6. Diagnóstico (1985-2023) e Projeção (2040) da oferta de Serviços Ecossistêmicos da provisão e regulação: Bacia Hidrográfica do rio Caeté …..... 101

Artigo 3

Figura 1. Localização da área de estudo: bacia hidrográfica do rio Caeté..... 129

Figura 2. Mudanças do uso e cobertura do solo (1985-2023): Bacia Hidrográfica do rio Caeté..... 130

Figura 3. Fluxograma dos procedimentos adotados e etapas metodológicas …..... 133

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Artigo 1

1. ENOS – El Niño Oscilação Sul 62

2. DA – Dipolo do Atlântico 62

3. Pt – Pacífico tropical 62

4. EN – El Niño 62

5. LN – La Niña 62

6. DA^+ – Dipolo do Atlântico positivo 62

7. DA^- – Dipolo do Atlântico negativo 62

8. At – Atlântico tropical 62

9. ZCIT – Zona de Convergência Intertropical 63

10. TSM – Temperatura da Superfície do Mar 64

11. BHC – Bacia Hidrográfica do rio Caeté 64

12. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 64

13. AC – Alto Caeté 64

14. BC – Baixo Caeté 64

15. EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária 64

16. NOAA – *National Oceanic and Atmospheric Administration* 65

17. ION – Índice Oceânico Niño 65

18. ATN – Atlântico Tropical Norte 65

19. ATS – Atlântico Tropical Sul 65

20. P – Precipitação 66

21. $Tmáx_{ar}$ – Temperatura Máxima do ar 66

22. Et – Evapotranspiração 66

23. INMET – Instituto Nacional de Meteorologia 66

24. ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico 66

25. V – Vazão 66

26. CHIRPS – *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Stations* 66

27. SIG – Sistema de Informação Geográfica 67

28. H_0 – Hipótese Nula 68

29. H_a – Hipótese Alternativa 68

30. NS – Coeficiente de Nash–Sutcliffe 68

31. MK_z – Teste de Mann-Kendall 70

32. p – Teste de Pettitt 70

Artigo 2

1. SEs – Serviços Ecossistêmicos 87

2. MEA – *Millennium Ecosystem Assessment* 87

3. BHC – Bacia Hidrográfica do rio Caeté 88

4. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 89

5. ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico 90

6. AC – Alto Caeté 90

7. BC – Baixo Caeté 90

8. EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária 90

9. ALOS PALSAR – *Advanced Land Observing Satellite Phased Array type L-band Synthetic Aperture Radar* 90

10. DNIT – Departamento Nacional de Infraestrutura de Transporte 90

7. VE – Variáveis Estática 92

8. VD – Variáveis Dinâmica 92

9. PE – Pesos de Evidências 93

10. ISF – Índice de Similaridade Fuzzy 93

15. TEEB – *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*..... 94

16. SEDEC – Secretaria Nacional de Defesa Civil..... 103

Artigo 3

1. SEs – Serviços Ecossistêmicos..... 126

2. TEEB – *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*..... 126

3. VSE – Valoração de Serviços Ecossistêmicos 126

4. BHC – Bacia Hidrográfica do rio Caeté..... 128

5. ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico 128

6. AC – Alto Caeté..... 128

7. BC – Baixo Caeté..... 128

8. EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária 128

9. GEE – *Google Earth Engine* 129

10. APPs – Áreas de Proteção Permanente..... 139

11. UC – Unidades de Conservação 140

SUMÁRIO

1.	**CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO**	**19**
	1.1 – Contextualização e Motivações da Pesquisa	19
	1.2 – Objetivos Gerais e Específicos	21
	1.3 – Estrutura da Tese	21
2.	**CAPÍTULO 2: REFERENCIAL TEÓRICO**	**22**
	2.1 – Clima	22
	2.2 - Desmatamento	27
	2.3 – Geotecnologias e Sensoriamento Remoto	30
	2.4 - Serviços Ecossistêmicos	32
	2.5 – Clima x Desmatamento	36
	2.6 – Modelagem Hidroambiental	38
	2.7 – Valoração dos Serviços Ecossistêmicos	39
3.	**CAPÍTULO 3: MATERIAL E MÉTODOS**	**40**
	3.1 – Área de Estudo	41
	3.2 – Aquisição de Dados	43
	3.3 – Procedimentos Metodológicos	49
4.	**CAPÍTULO 4: Artigo 1**	**60**
	4.1 – Mudanças hidroclimáticas na bacia hidrográfica do rio Caeté	60
5.	**CAPÍTULO 5: Artigo 2**	**84**
	5.1 – Projeção da valoração dos serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica do rio Caeté	84
6.	**CAPÍTULO 6: Artigo 3**	**124**
	6.1. Prognóstico da valoração dos serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica do rio Caeté	124

7. CONCLUSÕES GERAIS **148**

REFERÊNCIAS GERAIS **150**

APÊNDICES **188**

CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO

1.1– Contextualização e Motivações da Pesquisa

As interações entre os sistemas naturais e ações antrópicas causam sérios impactos no equilíbrio ambiental. Os efeitos das mudanças ambientais relacionadas a fatores de origem climática e antropogênica foram relatados recentemente (Liu et al., 2022). Por isso, estudos sinérgicos entre as forçantes naturais e humanas causam perturbações no equilíbrio do meio ambiente, como alterações hidroclimáticas (Gomes et al., 2022).

Segundo Gomes e Beltrão (2024), as variações hidroclimáticas são representadas pelo acoplamento oceano-atmosférico e impulsionadas pelas flutuações da Temperatura da Superfície do Mar (TSM). Os pesquisadores ainda reiteraram que mudanças na TSM do oceano Atlântico e Pacífico modulam o regime de precipitação, o que consequentemente afeta a vazão dos rios. As alterações espaço-temporais das chuvas também impactam em outras variáveis meteorológicas, isto influência na no clima local (Salviano; Groppo; Pellegrino, 2016; Guedes; Silva, 2020). Essas mudanças nos padrões meteorológicos na escala regional também estão associadas ao desmatamento, pois as florestas através do processo de evapotranspiração são responsáveis por grande parte do reabastecimento de água pluvial na atmosfera (Dias et al., 2024).

Por tanto, as mudanças do uso e cobertura do solo vem sendo discutidas nos últimos anos devido essa conexão planta-solo-atmosfera. As pesquisas usam os dados oriundos de satélites para classificar os diversos tipos de cobertura presentes sobre o solo, monitorando suas transformações espaciais ao longo do tempo. Os produtos geoespacializados do uso e cobertura do solo são fundamentais na mitigação não apenas do desmatamento, mas as consequências desta prática, como por exemplo os ganhos e perdas dos Serviços Ecossistêmicos (SEs).

Para Francesconi et al. (2016) os SEs são benefícios que a natureza oferta ao ser humano como por exemplo os recursos florestais, hídricos, entre outros. Os mesmos autores também destacaram que os SEs são categorizados em provisão, regulação, manutenção e cultural. Vale ainda ressaltar que há subclasses em cada um desses tipos de SEs mencionados. Aznarez et al. (2021) alertaram sobre os impactos das mudanças climáticas nos SEs.

Como geralmente os SEs são estimados com base no uso e cobertura do solo (Depellegrin et al., 2016), a projeção e mapeamento desta variável torna-se fundamental para uma gestão sustentável (Muhammad et al., 2022). O uso de modelos simuladores de cenários podem servir como indicadores para os problemas ambientais e seus pontos mais críticos (Francesconi et al., 2016), pois esses impactos tornam-se preocupantes quando há o avanço agrícola para dentro de áreas de proteção integral (Silva et al., 2021).

Assim, avaliar a Valoração dos Serviços Ecossistêmicos (VSE) torna-se crucial para mensurar em termos econômicos o custo dos impactos ambientais. Quando esses sinais de degradação ambiental ocorrem são avaliados em uma bacia hidrográfica, facilita a compreensão das mudanças observadas neste sistema natural hidrológico.

A Bacia Hidrográfica do rio Caeté (BHC) possui dentro de seus limites algumas áreas protegidas como as Unidades de Conservação (UC) compostas por Reservas Extrativistas (RESEX): Caeté-Taperaçu e Arai-Peroba. E o acelerado avanço das fronteiras agrícolas desta região (Osis et al., 2019) comprometem a estabilização do funcionamento dos SEs da BHC, principalmente de áreas protegidas, uma vez que são grandes os benefícios dos SEs oriundos dessas UC (Silva et al., 2021b). Esses pesquisadores ainda reforçaram que o estudo dos SEs é importante para a sociedade compreender as consequências de sua relação com a natureza. Além disso, é importante avaliar os impactos do desmatamento e das mudanças climáticas nos sistemas fluviais (Salmona et al., 2023), uma vez que a vazão dos rios são importantes indicadores de SEs relacionados a regulação hídrica (Ekka et al., 2020).

Neste contexto, gerar produtos e discussões acerca de forçantes que influenciam na oferta e valoração dos SEs podem trazer respostas dos reais impactos da relação do ser humano com a natureza nas esferas socioambientais e econômicas. Assim, a pergunta científica principal que nortea esta pesquisa é: há sinais de mudanças hidroclimáticas e de desmatamento que possam estar contribuindo para a perda dos serviços ecossistêmicos e consequentemente na sua valoração?

A hipótese da pesquisa é que, embora as mudanças climáticas possam estar alterando o sistema hidroclimático regional, possivelmente o desmatamento acelerado observado na BHC seja o principal fator que alterou consideravelmente a valoração

dos SEs da BHC, bem como colaborou para que as projeções futuras de cenários pessimistas sejam as prováveis tendências desta região.

1.2.1 – Objetivo Geral

Avaliar os impactos das mudanças hidroclimáticas e do avanço do desmatamento sobre a oferta e a valoração dos serviços ecossistêmicos na Bacia Hidrográfica do rio Caeté, em cenários atual e projetado.

1.2.2 – Objetivos Específicos

- Identificar tendências nas variáveis hidroclimáticas (precipitação, temperatura máxima do ar, evapotranspiração e vazão) e avaliar suas implicações sobre a disponibilidade hídrica na BHC.
- Avaliar os impactos do desmatamento sobre a oferta de serviços ecossistêmicos de provisão e regulação e projetar cenários futuros com base na modelagem de uso e cobertura do solo.
- Estimar a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos em cenários atual e projetado, utilizando o método de transferência de benefícios.

1.3 – Estrutura da Tese

A tese está organizada no formato de capítulos, com o total de 7 capítulos, onde cada um dos capítulos 4, 5 e 6 procuram responder questionamentos científicos. Os demais capítulos 1, 2, 3 e 7 descrevem a introdução, fundamentação teórica, material e métodos, conclusão e recomendações. A abordagem dos capítulos é descrita com mais detalhes a seguir.

O capítulo 1 (Introdução) contextualiza-se a tese abordando a problemática da pesquisa, destacando pontos relevantes como mostrar a necessidade de suprir algumas lacunas do conhecimento e definir os respectivos objetivos para preencher tais lacunas. No capítulo 2 (Fundamentação Teórica), é feita uma descrição da literatura científica dos principais temas relacionados a tese, como por exemplo: hidroclimatologia, uso e cobertura do solo, serviços ecossistêmicos, valoração,

geoprocessamento, modelagem hidroambiental. O capítulo 3 (Material e Métodos) apresenta-se a caracterização ambiental da área de estudo, bem como as informações referente as variáveis utilizadas na pesquisa, ou seja, os dados medidos e produtos estimados geoespacializados. O tratamento e processamento aplicados nos dados e produtos será mostrado nos respectivos capítulos 4, 5 e 6, nos quais contém os resultados e respostas das perguntas científicas que compõe a tese.

No capítulo 4 (Mudanças hidroclimáticas na bacia hidrográfica do rio Caeté), responde à pergunta científica 1 (diante do agravamento das mudanças climáticas, as variáveis hidrometeorológicas na bacia hidrográfica do rio Caeté possuem sinais de alterações significativas na sua variabilidade padrão das últimas décadas?). Para investigar e responder tal questionamento, foi analisado a variabilidade espaço-temporal de alguns componentes hidroclimatológicos e aplicado cálculos estatísticos que evidenciam sinais das mudanças climáticas na bacia hidrográfica do rio Caeté. Essas variáveis hidroclimáticas servirão como indicadores de serviços ecossistêmicos climáticos. Em seguida, o capítulo 5 com o título Projeção da oferta de serviços ecossistêmicos sob cenários de mudança de uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio caeté responde à pergunta científica 2 (o aumento do desmatamento provocado pelo avanço das fronteiras agropastoris e urbanização afetará negativamente a oferta dos serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica do rio Caeté?). Partindo-se deste questionamento, apresenta-se as mudanças espaciais no uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Caeté, assim como os efeitos deste processo como a projeção de alteração do fornecimento dos serviços ecossistêmicos. Por fim, o capítulo 6, valoração econômica dos serviços ecossistêmicos sob cenários de mudança de uso do solo na bacia hidrográfica do rio caeté (1985–2040), responde à pergunta científica 3 (a redução da oferta dos serviços ecossistêmicos provoca a diminuição da sua valoração presente e futura?). Para responder tal pergunta, será calculado valores monetários das respectivas ofertas dos serviços ecossistêmicos baseado nas suas respectivas geoespacializações e assim para se obter a relação do valor monetário para cada área dos serviços ecossistêmicos.

CAPÍTULO 2: REFERENCIAL TEÓRICO

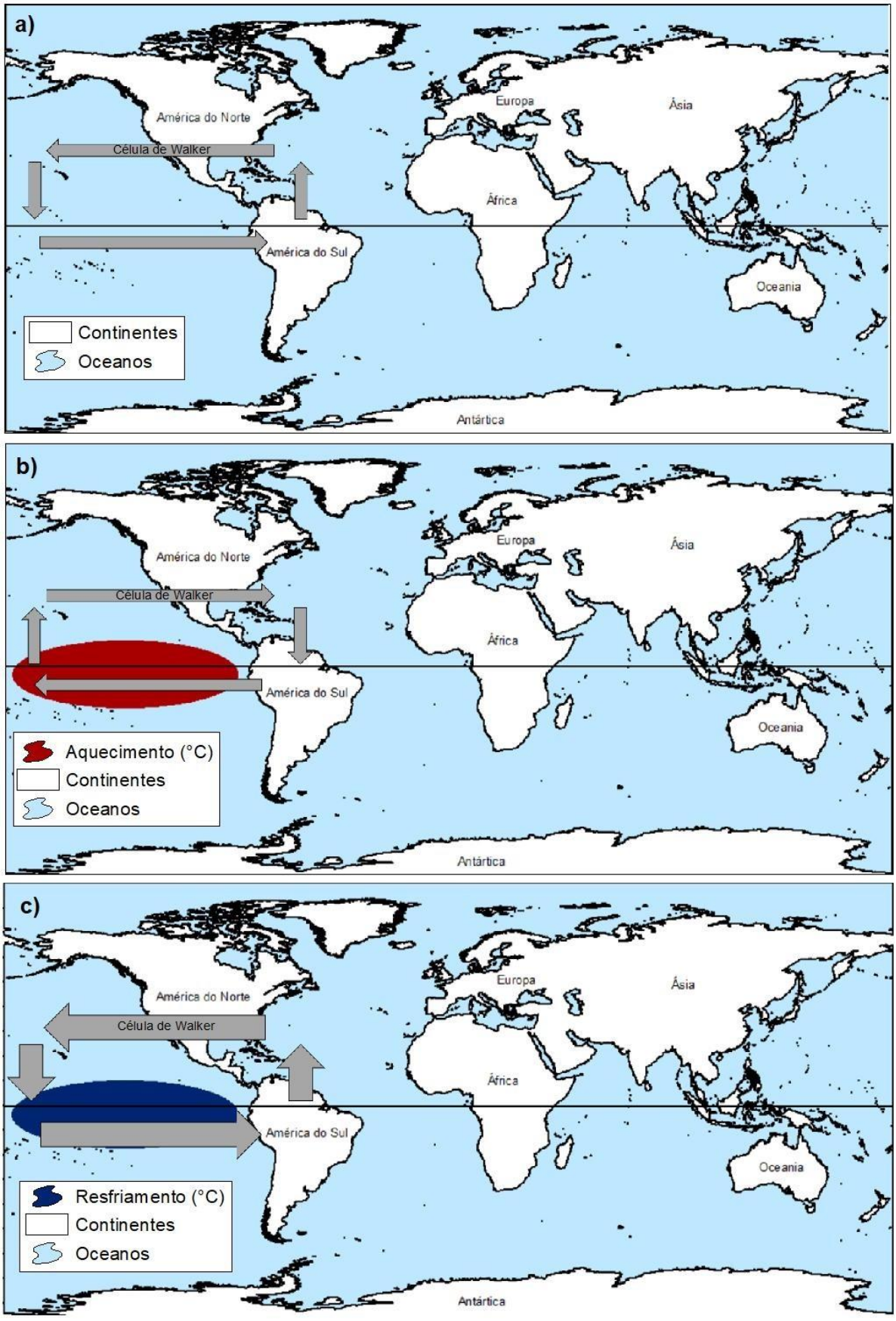
2.1 – Clima

A interação oceano-atmosfera é o processo que explica como a atmosfera varia ao longo do espaço e do tempo, através da ação conjunta de componentes oceânicas e meteorológicas (Gomes; Beltrão, 2024), onde muitos autores denominam de variáveis climáticas (Bloomfield et al., 2022; Zheng et al., 2022; Magruder et al., 2024). A atmosfera possui vários aspectos físicos que caracterizam sua variabilidade espaço-temporal. Algumas variáveis oceânicas e meteorológicas influenciam na oscilação atmosférica, assim como são responsáveis pelo clima global, como por exemplo: Temperatura da Superfície do Mar (TSM); Radiação Solar; Pressão Atmosférica; Velocidade e Direção do Vento; Nebulosidade; Precipitação Pluviométrica; Temperatura do ar; Evapotranspiração, Umidade Relativa do ar (Varejão-Silva, 2006).

Uma componente atmosférica de suma importância para explicar o clima global é a Circulação Geral da Atmosfera (CGA). A CGA é o termo que representa a dinâmica do vento na atmosfera, ou seja, a distribuição dos ventos e como circulam no planeta Terra, no qual são oriundos do movimento de rotação do globo terrestre, bem como a diferença de pressão atmosférica entre duas regiões (Peters; Richter, 2016; Wang, 2019). Dentre os sistemas de circulação do ar existentes e que modulam o clima tropical, destacam-se as células de Hadley (Sen, 2021; Kim et al., 2022) e Walker (Barichivich et al., 2018; Sohn et al., 2019; Kaboth-Bahr; Mudelsee, 2022). Segundo Wang (2019), ambas as células possuem movimentos do ar ascendentes e descendentes (subsidentes), o que está diretamente ligado a formação de nuvens na região afetada pelos ramos (ascendentes e descendentes). Os autores ainda sugeriram que o ramo ascendente do ar favorece o levantamento do calor e umidade da superfície para a atmosfera superior, e o ramo subsidente dificulta este processo, forçando o calor e umidade a permanecerem na superfície, o que retarda a formação das chuvas.

Em anos marcados pela ausência de extremos climáticos oriundos do Pacífico tropical (Pt), geralmente os padrões das células (Hadley e Walker) não são afetados (Yun et al., 2021). Contudo, nos períodos de ocorrência de El Niño (La Niña) a direção e intensidade da circulação do ar são alterados significativamente, isto ocasiona mudanças temporárias nos efeitos normalmente causados pelas células de Hadley e Walker na atmosfera (Barichivich et al., 2018; Kim et al., 2022). A Figura 1 ilustra como os eventos de El Niño e La Niña modificam os padrões normais da célula Walker, principal circulação que modula o regime chuvoso na Amazônia.

Figura 1. Sistemas de Circulação do Vento na atmosfera: (a) Padrão (Neutro); (b) El Niño; (c) La Niña.



Fonte: Autor (2024).

A atmosfera da Terra, mas especificamente na zona tropical é altamente dinâmica, isto significa que as componentes físicas que influenciam no tempo também possuem intensa variabilidade. Está alta instabilidade na região equatorial é impulsionada pelos fenômenos atmosféricos, também conhecidos com outros termos como: eventos extremos (Lee; Julien; Lee, 2023; Gomes; Beltrão, 2024), extremos climáticos (Jorge; Lucena, 2018; Gomes et al., 2022a) e fenômenos climáticos (Gomes; Beltrão; Lima, 2024). Os eventos extremos são formados pelo interação oceano-atmosfera, e alteram os padrões meteorológicos ao longo do espaço e do tempo. Dentre os fenômenos climáticos que mais impactam o clima global e a nível regional são o El Niño Oscilação Sul (ENOS) e o Dipolo do Atlântico (DA), respectivamente.

O ENOS é o fenômeno climático mais conhecido no mundo, pois impacta o clima não só das zonas tropicais como também das zonas temperadas (Lin; Qian, 2019; Wiedermann et al., 2021). É constituído pelas fases positivas (águas quentes) e negativas (águas frias). A fase positiva chamada de El Niño é marcada pelo aquecimento anômalo das águas superficiais na região do Pt. Está condição térmica favorece a diminuição da pressão atmosférica sobre o Pt e consequentemente modifica os padrões de circulação geral do vento, principalmente as células de Hadley (Wang et al., 2021) e de Walker (Xie et al., 2022). Assim, há maior convecção do ar no Pt e movimento de subsidência do ar sobre a região amazônica e na zona setentrional do Nordeste brasileiro, o que dificulta a formação de nuvens precipitantes e o volume de chuvas nessas regiões.

Na fase negativa, o fenômeno climático denominado de La Niña ocorre quando há o resfriamento anômalo das águas superficiais no Pt. Isto contribui para o aumento nos valores barométricos sobre o Pt, fato que altera a velocidade e direção dos ventos nas células de circulação de Hadley (Wang; Qin, 2023) e Walker (Xie et al., 2022). Sob tais condições, há o fortalecimento dos movimentos de descendência do ar no Pt e consequentemente aumento da atividade convectiva do ar na Amazônia e ao Norte da região Nordeste do Brasil, cenário favorável para o desenvolvimento das nuvens e aumento no regime chuvoso nessas regiões. Vale ressaltar que durante o evento La Niña os padrões de vento não mudam a direção de sua circulação, permanecendo o mesmo sentido giratório das condições neutras, mudando apenas a magnitude desses

movimentos, no qual sua intensidade aumenta tanto no sentido ascendente quanto descendente.

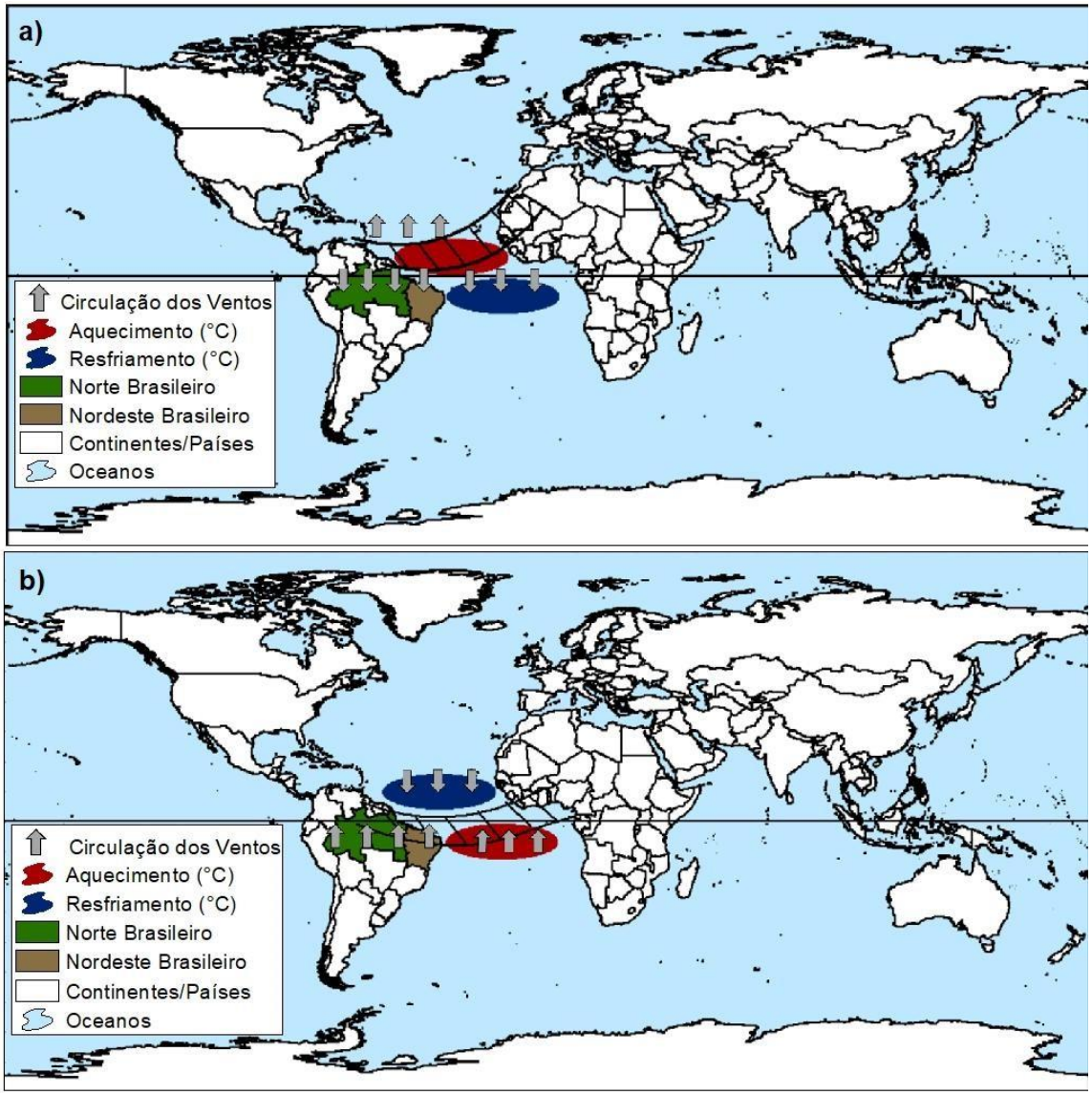
Para classificar um evento climático como El Niño (La Niña), é necessário que a TSM do Pt permaneça com valores anômalos de 0,5 °C (-0,5 °C) por pelo menos 5 meses consecutivos ou mais. Assim, dependendo da magnitude e tempo de persistência o fenômeno pode ser categorizado como fraco, médio e forte (Jorge; Lucena, 2018). Alguns trabalhos sugeriram que tais extremos climáticos modularam os padrões atmosféricos de modo mais intenso nas últimas décadas (Gomes; Beltrão, 2024). Sabe-se que geralmente o ENOS impacta o clima na escala interanual, ou seja, é formado em um ano e termina no ano posterior (Gomes et al., 2022b; Giraldo-Osorio et al., 2022), com casos extremos que duram mais que 2 anos (Hagen; Azevedo et al., 2024).

Em diversas partes do mundo, há relatos dos impactos do ENOS no clima das localidades, no qual ambos os eventos El Niño e La Niña provocaram tanto redução quanto aumento da precipitação, isto significa que sob o efeito de um mesmo fenômeno climático, há detecção de vários pontos de anomalias de chuva (positivas e negativas) no mesmo continente (Wiedermann et al., 2021). Desta maneira, o ENOS é marcado por provocar alta variabilidade da precipitação a nível regional e global. Tal cenário é mostrado em estudos feitos em vários territórios do mundo como: África (Mathivha et al., 2024; Palmer et al., 2024), América do Norte (Becker; Tippett, 2024; Beverly et al., 2024), América do Sul (Goudard; Limberger; Carpernedo, 2024; Vargas-León; Giraldo-Osorio, 2024), Antártica (Lim et al., 2023), Ártico (Deng; Dai, 2024), Ásia (Masood et al., 2023; Wijeratne et al., 2023), Austrália (McGregor; Gallant; Van Rensch, 2024), Europa (King; Yu; Sillman, 2020; Fuentes-Franco et al., 2023).

O DA é outro evento climático que influencia no âmbito regional (Figura 2), mais especificamente na zona tropical entre os continentes americano (Gomes; Beltrão, 2024; Batista; Costa, 2024) e africano (Limbu; Guirong, 2020). Também é um fenômeno climático composto por fases positivas (Figura 2a) e negativas (Figura 2b), no qual são denominadas como Dipolo do Atlântico positivo (DA^+) e Dipolo do Atlântico negativo (DA^-), respectivamente. Segundo Nóbrega, Santiago e Soares (2016), o DA^+ (DA^-) ocorre quando as águas do setor Norte do Atlântico tropical aquecem (resfriam) anomalamente de forma mais intensa em relação a região Sul do mesmo oceano, onde está no mesmo período geralmente resfria (aquece) atingindo valores anômalos.

Para classificar como DA^+ ou DA^-, tais condições térmicas inversas precisam ocorrer durante pelo menos 4 meses consecutivos ou mais com uma diferença de anomalias de TSM de pelo menos 0,2°C entre os setores Norte e Sul do At (Gomes; Beltrão, 2024; Batista; Costa, 2024). Vale ressaltar que o extremo climático DA^+ (DA^-) favorece a diminuição (aumento) das chuvas na região amazônica (Gomes; Beltrão; Lima, 2023) e no Nordeste brasileiro (Jorge; Lucena, 2018; Freitas, 2023).

Figura 2. Fenômeno do Dipolo do Atlântico: (a) DA^+; (b) DA^-.



Fonte: Autor (2024).

2.2 – Desmatamento

O desmatamento é um processo antigo do meio ambiente em que consiste na transformação da floresta em outros tipos de uso e cobertura do solo de modo natural ou antrópico (FAO, 2024). Em todo mundo, o desmatamento ocorre alterando vários

biomas em muitos continentes como: África (Kouassi et al., 2021), América do Norte (Simmons et al., 2023), América do Sul (Silva-Junior et al., 2023), Ásia (Hossain et al., 2023), Austrália (Heagney; Falster; Kovac, 2021), Europa (Shukla et al., 2023).

No entanto, mesmo que ciclos naturais contribuam para o desmatamento, desde os tempos antigos o ser humano começou a retirar a cobertura florestal de maneira acelerada (Jakab et al., 2021). De acordo com as investigações de Huguenin e Meireles (2022), desde o período colonial o desmatamento intensificou-se no território brasileiro. Os autores também discutiram a respeito das principais motivações associadas ao desmatamento, no qual apontaram as atividades agrícolas de plantação de cana-de-açúcar e café como as responsáveis pelos primeiros processos de supressão florestal. Silva et al. (2022) complementaram que nas últimas décadas da atualidade, ações antrópicas que fomentaram o desmatamento foram outras monoculturas como a soja, pecuária e exploração da madeira. Este cenário é impulsionado pelo crescimento populacional, pois isto aumenta a demanda por espaço (Hussain et al., 2022; Martin, 2023) e consumo de produtos alimentícios (McConnell; Viña, 2018; Hall et al., 2022). Assim, analisar e detectar regiões de desmatamento é fundamental a segurança alimentar, uma vez que tal problemática está associada a produção de agropastoril (Cerri et al., 2018).

Alguns produtos alimentícios são os principais responsáveis pelo desmatamento, como por exemplo a plantação de soja (Gusso; Ducati; Bartolotto, 2017; Maranhão et al., 2019; Aragão et al., 2022), cana de açúcar (El Chami; Daccache; El Moujabber, 2020; Lima et al., 2020; Cherubin et al., 2021), café (Meyfroidt; Phuong; Hoang, 2013; Davis; Veja, 2023), arroz (He et al., 2022), trigo (Chai; Pardey; Silverstein, 2022; Le Roux et al., 2024), milho (Han; Huang, 2021; Huang et al., 2021), algodão (Eisfelder et al., 2024; Gumma; Panjala; Teluguntla, 2024), óleo de palma (Bausano et al., 2023; Chiriacò et al., 2024), entre outros (Trigoso et al., 2020; Ashiagbor et al., 2022). Vale reforçar que as áreas de plantações são criadas através do desmatamento de florestas para uso da terra associado a atividades agrícolas.

O pasto também é uma prática antropogênica que provavelmente é a ação humana que mais desmata no mundo (Kroeger et al., 2021). Este terreno composto por gramíneas (Casler; Undersander, 2019) tem a função de alimentar o gado e é oriunda do desmatamento, no qual a retirada da floresta é feita para o uso da terra

como áreas de pastagem (Phelps; Kaplan, 2017; Simoes et al., 2020; Martín-Arias et al., 2022; Souza et al., 2023). O pasto é a principal atividade pecuária, onde alguns países destacam-se como líderes na exportação da carne bovina (França et al., 2021; Greenwood, 2021; Li et al., 2021).

Outro tipo de intervenção antrópica é o processo urbanização, onde a expansão dos grandes centros urbanos provoca a supressão da cobertura vegetal (Gondwe; Lin; Muthali, 2021; Kaiser et al., 2022; Jamei et al., 2022; Ortiz et al., 2022; Kalfas et al., 2023; Waleed; Sajjad; Shazil, 2024). Tais zonas urbanas comumente retiram as árvores para construção de casas habitacionais, prédios comerciais, parques industriais, entre outros. Sylvester et al. (2024) em suas pesquisas reforçaram esse pensamento ao relatar que a demanda por áreas tanto para atividades agrícolas quanto para a urbanização impulsionou a maior parte do desmatamento em florestas tropicais.

As atividades de mineração são outras ações antrópicas que impactam significativamente as florestas de todo o mundo (Chaddad et al., 2022; Maus et al., 2022; Mutimba; Watanabe; Chand, 2024), pois para haver a extração do minério é preciso desmatar a área de interesse. Além disso, tal prática eventualmente provoca contaminação de rios (Dube et al., 2024), solos (Pecina et al., 2023).

A expansão de áreas antrópicas sobre áreas naturais foram intensificando ao longo dos anos, assim, tornou-se comum em artigos científicos publicados nos últimos anos a utilização de uma expressão que represente as formas (antrópicas ou naturais) que estão sobre a superfície terrestre (Simoes et al., 2020; Martín-Arias et al., 2022; Hoffmann et al., 2023; Truong et al., 2024). O uso e cobertura do solo é o termo usado para indicar as várias formas presentes na terra, seja antrópica ou naturais (Aryal; Sitaula; Frery, 2023; Barnieh et al., 2023; Junaid et al., 2023). As áreas antrópicas geralmente são classificadas como: agricultura, pasto, mineração e zona urbana. Enquanto áreas naturais são compostas por: florestas, campos, massa d'água. Então, o uso e cobertura do solo é muito utilizado nos trabalhos para detectar e analisar o avanço do desmatamento e qual ação antrópica é responsável (Souza Jr. et al., 2020; Ibarra-Bonilla et al., 2021; Potapov et al., 2022).

2.3 – Geotecnologias e Sensoriamento Remoto

Nos últimos anos, as geotecnologias e o sensoriamento remoto evoluíram (Hammah et al., 2021) e contribuem para gerar produtos que representam a espacialização de vários elementos ambientais (França et al., 2022; Gomes; Beltrão; Lima, 2023). Os satélites são um dos instrumentos geotecnológicos criados e lançados ao espaço na órbita terrestre para observar a variabilidade das componentes ambientais da Terra (Kohrs et al., 2014; Madry; Pelton, 2020). Existem vários satélites orbitando o planeta Terra, no qual cada um possui um sensor responsável por captar as informações tanto da superfície terrestre quanto da atmosfera e retransmitir para armazenar no seu banco de dados (Kohrs et al., 2014; Kansakar; Hossain, 2016). Informações de alguns exemplos de produtos oriundos de dados de satélites são descritas a seguir na Tabela 1.

Tabela 1. Informações de satélites.

Satélites	Sensor	Função	Referência
Landsat (8 e 9)	TM e TIRS	Medição do terreno com resolulção de 30 m (TM) e irradiação terrestre (TIRS)	https://www.usgs.gov/faqs/what-landsat-satellite-program-and-why-it-important.
CMORPH	SSM/I, AMSU-B e TMI	Medição da emissão termal das gotas de chuva	https://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/janowiak/cmorph_description.html.
ALOS PALSAR	PALSAR	Medição da topografia do terreno	https://www.earthdata.nasa.gov/data/catalog/alaska-satellite-facility-distributed-active-archive-center-alos-psr-version-1.
TRMM	TMI	Medição da emissão termal das gotas de chuva	https://gpm.nasa.gov/missions/trmm.
GOES	ABI e GLM	Monitorar o ambiente terrestre	https://www.noaa.gov/jetstream/goes_east

Fonte: Autor (2025).

Os produtos espacializados mais usados são o Landsat (Nasiri et al., 2022; Frimpong et al., 2023; Junaid et al., 2023), CMORPH (Bezak; Borrelli; Panagos, 2022; Gummadi et al., 2022; Dehaghani, 2023), ALOS PALSAR (Watanabe et al., 2021; Yang et al., 2023), etc. Todos esses satélites citados fornecem dados para realizar o mapeamento de variáveis geoambientais.

Assim, alguns trabalhos usaram produtos de variáveis geoambientais para mapear e analisar suas distribuições espaço-temporais (França et al., 2022; Gomes; Beltrão; Lima, 2023). As variáveis geoambientais que mais são mapeadas por meio

dos produtos oriundos do sensoriamento remoto são componentes climáticas como precipitação (Gomes et al., 2022a; Gomes; Beltrão, 2024), temperatura do ar (Fick; Hijmans, 2017; Ding et al., 2023), evapotranspiração (McNally et al., 2022; Vulova et al., 2023), uso e cobertura do solo (Junaid et al., 2023; Truong et al., 2024), geomorfologia, solos, rochas, declividade, rios (Gomes; Beltrão; Lima, 2023).

O *Climate Hazard InfraRed Precipitation with Station* (CHIRPS) é um produto climático derivado da combinação de imagens de satélite com medições reais das estações pluviométricas na superfície terrestre (CHIRPS, 2024). Muitos trabalhos científicos usaram para mapear a variabilidade espaço-temporal da precipitação em vários lugares do mundo (Bai et al., 2018; Rivera; Caroletti; Coscarelli; Caloiero, 2019; Hinrichs; Marianetti, 2019; Shen et al., 2020; Popovych; Dunaieva, 2021; Ocampo-Marulanda et al., 2022; Gomes; Beltrão, 2024; Ahmed et al., 2024), pois seu produto possui uma alta resolução espacial (0,05°) e temporal (1981-2024: nas escalas diária, semanal, mensal, anual e climática), além da facilidade de acesso aos dados com duas opções referente ao tipo de dado disponível (tiff, NetCDF).

O Projeto MapBiomas (2025) é uma organização criada por especialistas em sensoriamento remoto e mapeamento e operada com ações colaborativas da comunidade científica, empresas privadas, Organizações Não Governamentais (ONG) e demais interessados. Utiliza-se processamento de dados em nuvem com parceria do *Google Earth Engine* (GEE) e disponibiliza-se de forma gratuita. A finalidade do Projeto Mapbiomas é o monitoramento e mapeamento das mudanças espaço-temporais do uso e cobertura dos solos nos biomas brasileiros, através de técnicas de geoprocessamento que auxiliaram na observação do desmatamento em grandes áreas (Souza Jr. et al., 2020; Gomes et al., 2022).

Tal empreitada é fundamental para diagnósticos e prognósticos ambientais (Souza Jr. et al., 2020; Silva et al., 2023), no qual as análises do mapeamento contribuem para estudos sobre os impactos ambientais do avanço de fronteiras agropastoris, expansão da urbanização, atividades mineradoras, atividade madeireira, assim como avaliar serviços ecossistêmicos, entre outros. Giri e Long (2014) mostraram o alto grau de precisão das observações remotas e sua importância no monitoramento ambiental na América do Sul.

2.4 – Serviços Ecossistêmicos

A interação do ser humano com a natureza tem se intensificado devido ao crescimento populacional e consequentemente aumento da demanda do homem por recursos naturais para sua subsistência (Mengist; Soromessa; Feyisa, 2020). Muitas vezes essa relação do ser humano com a natureza gera sérios impactos ambientais, pois geralmente afetam negativamente as funções ecológicas do meio natural e consequentemente a sociedade (Sánchez et al., 2021). Por esse motivo, as discussões sobre a oferta dos serviços ecossistêmicos emergiram nas reuniões ambientais e transformaram ao longo dos anos o modo como o ser humano interage com a natureza (Hejnowicz; Rudd, 2017).

O termo Serviços Ecossistêmicos (SEs) é usado comumente para se referir a tal disponibilidade de recursos naturais que a natureza oferece (Costanza et al., 1997; De Groot et al., 2012; Costanza et al., 2014; Mengist; Soromessa; Feyisa, 2020). Existe também a expressão serviços geossistêmicos foi descrita com sua definição de forma similar aos SE, porém, englobaram variáveis geoambientais (geomorfologia, rochas, solos, relevo) e uma nova categoria de funções ecossistêmicas (Van Ree; Van Beukering; Boekestijn, 2017; Norrman et al., 2021; Frisk et al., 2022). Ha et al. (2023) utilizaram o denominação de serviços ecossistêmicos hidrológicos para especificar os tipos de SEs que sua pesquisa abordou.

Desta maneira, o uso da nomeclatura serviços ecossistêmicos pode ser usada nos textos científicos adaptando para determinado estudo, desde que tenha coerência no contexto do estudo. Os Serviços Ecossistêmicos Hidroclimáticos (SEHs) são um exemplo a ser explorado neste estudo, uma vez que podem ser englobar SEs de provisão da água e regulação (hídrica, clima, eventos extremos). Alguns trabalhos utilizaram uma descrição similar no estudo de SEs relacionados a variáveis hidrológicas (Koschke et al., 2014; Aznarez et al., 2021; Senent-Aparicio; Mulligan, 2024). Porém, independente do termo usado, a definição generalizada descreve os SEs como benefícios ofertados pela natureza e usufruídos pelo ser humano para suprir suas necessidades e o equilíbrio de seu bem-estar (Costanza et al., 1997; De Groot et al., 2012; Costanza et al., 2014; Van der Meulen; Braat; Brils, 2016). Costanza et al. (1997) propôs 17 tipos de SEs descritas detalhadamente na Tabela. 2.

Tabela 2. Serviços ecossistêmicos e funções usadas neste estudo.

N°	Serviços Ecossistêmicos	Funções Ecossistêmicas	Ex.
1	Regulação de Gás	Regulação da composição química da atmosfera	Equilíbrio do CO_2/O_2, O_3 para proteção UVB e níveis de SO_x
2	Regulação Climática	Regulação da temperatura global, precipitação e outros processos climáticos biologicamente mediados em níveis globais ou locais	Regulação dos gases do efeito estufa, produção de DMS afetando a formação de nuvens
3	Regulação de Perturbação	Capacitância, amortecimento e integridade da resposta do ecossistema a flutuações ambientais.	Proteção contra tempestades, controle de enchentes, recuperação de secas e outros aspectos da resposta do habitat à variabilidade ambiental, principalmente controlados pela estrutura da vegetação
4	Regulação da Água	Regulação de fluxos hidrológicos	Abastecimento de água para processos agrícolas (como irrigação) ou industriais (como moagem) ou transporte
5	Abastecimento de Água	Armazenamento e retenção de água	Abastecimento de água por bacias hidrográficas, reservatórios e aquíferos
6	Controle da Erosão e Retenção de Sedimentos	Retenção de solo dentro de um ecossistema	Prevenção da perda de solo por vento, escoamento ou outros processos de remoção, armazenamento de sedimentos em lagos e áreas úmidas
7	Formação do Solo	Processos de formação do solo	Intemperismo de rochas e acúmulo de material orgânico
8	Ciclagem de Nutrientes	Armazenamento, ciclagem interna, processamento e aquisição de nutriente.	Fixação de nitrogênio, ciclos de N, P e outros elementos ou nutrientes
9	Tratamento de Esgoto	Recuperação de nutrients móveis e remoção ou decomposição de nutrientes e compostos em excesso ou xenobióticos.	Tratamento de resíduos, controle de poluição, desintoxicação
10	Polinização	Movimento dos gametas florais	Abastecimento de polinizadores para a reprodução de populações de plantas
11	Controle Biológico	Regulação Trópico-Dinâmica da população	Controle de predadores-chave sobre espécies de presas, redução do herbivorismo por predadores de topo
12	Refúgio	Hábitat para populações residentes e transitórias	Berçários, habitats para espécies migratórios, habitats regionais para espécies localmente colhidas ou áreas de invernada

13	Produção de Comida	Aquela porção da produção primária bruta extratável como alimento	Produção de peixes, caça, cultivos, nozes e frutas por meio de caça, coleta, agricultura de subsistência ou pesca
14	Matéria-Prima	Aquela porção da produção primária bruta extratável como matéria-prima	A produção de madeira, combustível ou forragem
15	Recursos Genéticos	Fontes de materiais biológicos e produtos únicos	Medicina, produtos para ciência de materiais, genes para resistência a patógenos de plantas e pragas agrícolas, espécies ornamentais (animais de estimação e variedades hortícolas de plantas
16	Recreação	Oferecendo oportunidades para atividades recreativas	Ecoturismo, pesca esportiva e outras atividades recreativas ao ar livre
17	Cultural	Oferecendo oportunidades para usos não comerciais	Valores estéticos, artísticos, educacionais, espirituais e/ou científicos de ecossistemas

Fonte: Costanza (1997). Adaptador por Autor (2024).

Os SEs passaram por atualizações ao longo dos anos e uma nova classificação foi proposta com 5 categorias e são: captação de carbono/regulação climática; regulação e manutenção hidrológica; manutenção do solo; serviços paisagísticos; biodiversidade (Costanza et al., 2008; Parevochtchikova et al., 2019). Entretanto, a *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA) também reclassificou os SEs, porém com apenas 4 tipos denominados: provisão; apoio; regulação e cultural (MEA, 2005).

Como os SEs são processos associados a sistemas ambientais, as intensas mudanças ocorridas nas paisagens naturais nas últimas décadas afetam diretamente o funcionamento dos SEs (Gomes et al., 2020; Lahon et al., 2023; Dammag et al., 2024). A dinâmica do uso e cobertura do solo são um exemplo dessas mudanças ambientais, no qual pode-se considerar como a principal variável ambiental que auxilia na avaliação dos SEs, uma vez que o uso e cobertura do solo é a base vários trabalhos nesta temática (Belay; Malese; Senamaw, 2022; Ma, 2022; Shrestha et al., 2022; Vatitsi et al., 2023). Isto significa que cada classe do uso e cobertura do solo está relacionado a uma oferta de SEs (Wang et al., 2015; Kusiima et al., 2022; Silva et al., 2023). Por exemplo, a categoria floresta fornece maior regulação climática e hidrológica, controle de processos erosivos, ou seja, a supressão florestal provoca a redução da oferta desses SEs citados (Carvalho et al., 2021). Enquanto a classe agricultura fornece maior provisão em relação as demais classes do uso e cobertura do solo (Thomasz et al., 2024).

Birkhofer et al. (2015) descreveram que um dos principais desafios dos estudos de SEs é entender como funciona a sinergia entre cada tipo de SEs, pois apesar do desmatamento para fins agropastoris reduzir a oferta de SEs de regulação, há o aumento de outros SEs como provisão de comida e matéria-prima. Isto mostra o quanto os SEs são conectados uns aos outros e grandes alterações podem acarretar em sérios problemas ambientais como o desequilíbrio de sistemas naturais.

Outro ponto importante a se destacar é a área de estudo, pois há muitos trabalhos que abordam os SEs a nível municipal (Moreno et al., 2024), regional (Schirpke et al., 2019), unidades de conservação (Silva; Beltrão; Morales, 2023), bioma (Brasileiro; Machado; Aguiar, 2022) e até bacias hidrográficas (Silva; Beltrão; Gomes, 2023; Albrecht; Isaac; Rasanen, 2024). Contudo, este último ainda é pouco explorado (Barbosa; Atkinson; Dearing, 2015), o que se torna necessário fortalecer o acervo desta área e buscar compreender mais sobre o funcionamento do SEs neste sistema hidrológico.

Pullanikkatil, Palamuleni e Ruhiiga (2016) concordaram com esse pensamento e reforçaram que é preciso haver análises integradas da gestão de bacias hidrográficas com os SEs. Isto possivelmente melhoraria a qualidade dos resultados de monitoramento e pesquisas voltados a eficiência das gestões ambientais. Embora alguns trabalhos não tenham usado bacia hidrográficas em seus estudos de SEs, houve pesquisas que consideraram variáveis hidroclimáticas (precipitação e evapotranspiração) como indicadores de SEs (Casagrande et al., 2021; Reygadas, Spera e Salisbury, 2023). Tais informações só reforçam a importância de estudar SEHs á nível de bacias hidrográficas, pois é a unidade territorial que melhor representa o ciclo hidrológico, processo natural que possui alta sensibilidade a mudanças ambientais, o que facilita detectar variações fora do padrão.

Uma forma bastante utilizada para avaliar os SEs, é o mapeamento da oferta de cada tipo de SEs (Simões; Fiore; Silva, 2022), pois através dos mapas técnicos pode-se identificar as áreas com maior e menor oferta dos SEs. Assim, produtos gerados a partir estimação dos SEs em uma determinada área de estudo, como uma bacia hidrográfica é essencial para a gestão hídrica (Tezer et al., 2020; Volmer et al., 2022; Kumar et al., 2024), bem como contribuir para o planejamento político na tomada de decisões a respeito de possíveis intervenções humanas na bacia e seus impactos nos SEs (Pascual et al., 2022; Volmer et al., 2022; Admasu; Yeshitela; Argaw, 2023).

2.5 – Clima x Desmatamento

A variabilidade climática é um aspecto físico natural da Terra. Contudo, como a atmosfera está conectada a superfície oceânica e terrestre, as mudanças que ocorrem nesses ambientes afetam os padrões climáticos (Lawrence et al., 2022). Assim, estudos de várias regiões do mundo detectaram que o avanço acelerado do desmatamento tem causado alterações no clima dessas localidades (Wolff et al., 2021; Leon et al., 2022; Li et al., 2022; Smith; Baker; Spracklen, 2023; Strandberg et al., 2023). Diante de tais alertas, Crispino e Loberto (2024) questionaram se a população está ciente da gravidade do problema em que a intensificação das mudanças climáticas pode causar, alarmando para os sérios impactos futuros bem como evidências observadas na região do Mediterrâneo Europeu.

Por isso, Santos, Ferreira e Pedersen (2022) destacaram os desafios da humanidade para combater os iminentes efeitos das mudanças climáticas, no qual ainda apontaram alguns direcionamentos e alegaram que a literatura científica possui grande acervo com soluções economicamente viáveis. Um exemplo disso foi a proposta de Duncanson et al. (2023) em que os autores reforçaram a importância do aumento do monitoramento e preservação das florestas, especialmente Áreas de Proteção Permanente (APP). A maior aplicação da moratória de soja é um meio que pode atenuar o desmatamento retardar o avanço da fronteira agrícola (Soterroni et al., 2019).

Na Amazônia, o estudo e monitoramento ambiental é fundamental, uma vez que é uma região estratégica e crucial para questões econômicas e socioambientais (Santiago; Couto, 2020; Rorato et al., 2023; Prasniewski et al., 2024). Desta maneira, entender as variações climática é crucial nos últimos tempos, especialmente por ser uma região marcada pela abundância hídrica e alta variabilidade hidroclimática (Paca et al., 2020; Gomes et al., 2022; Gomes et al., 2024). Além disso, as grandes áreas desmatadas observadas em todo território amazônico (Souza Jr. et al., 2020; Artaxo, 2023; Flores et al., 2024) são um agravante provocado pelas ações antrópicas. Assim, artigos científicos têm abordado a questão do quanto o clima e o desmatamento impactam no meio ambiente (Marengo et al., 2018; Flores et al., 2024), bem como nos SE (Pandey; Ghosh, 2023; Dammag et al., 2024).

Sabe-se que bacias hidrográficas são unidades territoriais altamente sensíveis as mudanças ambientais (Lira et al., 2022). Por isso, entender os efeitos dos extremos

climáticos com o ENOS e o DA na recarga hídrica é de suma importância para a prevenção de possíveis emergências climáticas. Fato que está relacionado ao desmatamento, uma vez que tal prática intensifica o efeito estufa com o aumento da emissão de gases agravantes como o Dióxido de Carbono (Artaxo, 2023). Este fenômeno natural da Terra é responsável pela manutenção do aquecimento de todo o planeta, e quando há um excesso de emissão de gases nocivos oriundos do desmatamento para a atmosfera, o efeito estufa é agravado e elevam-se as temperaturas do mundo, processo conhecido como aquecimento global (Artaxo, 2023). O aquecimento global é um problema ambiental emergente que influencia na variabilidade climática da Terra e provoca vários impactos negativos como secas extremas (Kim; So; Bae, 2020), mudanças no regime hidroclimático (Siddique et al., 2021), ameaça na segurança alimentar (Kompas; Che; Grafton, 2024), inflação nos preços de produtos para subsistência (Kotz et al., 2024).

No entanto, existem também um outro processo natural chamado de mudanças climáticas. As mudanças climáticas são tendências (positivas ou negativas) nos padrões de variabilidade que persistem por décadas (30 anos ou mais) e estão relacionadas a ciclos naturais (ciclos solares, erupções vulcânicas) e antrópicas (desmatamento) do planeta Terra (IPCC, 2018). Atualmente, há debates sobre as ações antropogênicas intensificarem as mudanças climáticas e o aumento da frequência de extremos climáticos ocasionarem desastres naturais (Abbas et al., 2022). Contudo, linhas de pensamento divergem, sob a alegação de que as mudanças climáticas fazem parte do ciclo natural do Terra, e seus efeitos não possuem relação com as atividades humanas, o que fortalece o discurso dos céticos sobre está problemática (Ashe; Poberezhskaya, 2022). Recentes descobertas paleoclimáticas sugeriram que o tempo de duração deste ciclo está diminuindo (Kiessling; Smith; Raja, 2023), ou seja, há um aquecimento mais rápido nos últimos séculos (Forster et al., 2024), assim como mudanças na precipitação (Valler et al., 2022).

Por tanto, entender as mudanças climáticas é essencial para prevenção de vários impactos ambientais relacionados a este processo como dificuldade para regeneração florestal (Enríquez-de-Salamanca, 2022), aumento do desconforto térmico (Oliveira et al., 2021), rendimento na produção agrícola (Pulighe et al., 2024), secas extremas (Grosser; Schmalz, 2023), entre outros. Na Amazônia, projeções indicaram que o desmatamento causado pela expansão da fronteira agropastoril, foi responsável por alterações nos padrões hidroclimáticos (Leal Filho et al., 2025), o que

indica a vulnerabilidade da floresta diante de pressões antrópicas. Essa interconexão socioambiental também está ligada a questões econômicas, no qual as consequências do desmatamento pode custar grandes perdas financeiras relacionadas a oferta de SEs climáticos (Sánchez et al., 2021). O avanço das tecnologias surgiram técnicas para auxiliar na prevenção contra tais impactos ambientais.

2.6 – Modelagem Hidroambiental

Os modelos são aplicações de técnicas computacionais baseada em formulações matemáticas para a compreensão e análise de fenômenos ambientais (Banjara et al., 2024; Taloor et al., 2024). Assim, a modelagem hidroambiental é a aplicação voltada para modelos que representam ciclos hidrológicos (Keller et al., 2023) e mudanças na paisagem da superfície terrestre, como por exemplo o desmatamento (Piontekowski et al., 2019). Este tipo de modelagem precisa de dados das variáveis geoambientais, medidos ou estimados, para processar em um determinado software (Souza et al., 2022).

Os modelos hidrológicos são um exemplo de modelagem no qual os dados de entrada geralmente são dados de precipitação, evapotranspiração, vazão, escoamento superficial, infiltração (Keller et al., 2023), enquanto outras modelagens consideram a topografia e solo (Cunha et al., 2023; Pakoksung et al., 2024). Após o processamento, os dados de saída são produtos que representam previsões hidrológicas (Andraos, 2024) e energia hidrelétrica (Serrão et al., 2021; Lucas et al., 2022), análise de eventos extremos (Imran et al., 2024), monitoramento hidrológico (Bruno et al., 2021).

Outro tipo de processamento de dados é a modelagem ambiental, no qual geralmente ampliam o uso de dados para variáveis socioambientais e econômicas para gerar diagnósticos e prognósticos da paisagem (Souza et al., 2022). Segundo os mesmos autores tais dados são: climáticos; uso e cobertura do solo; topográficos; Produto Interno Bruto (PIB); rendimentos agropastoris; Índice de Desenvolvimento Humano (IDH); uso de maquinários e insumos agrícolas; densidade populacional.

Assim, os dados de uso e cobertura do solo tornaram-se extremamente importante para este tipo de modelagem, pois ao longo dos anos foram atualizados e

alguns produtos passaram a disponibilizar mais informações socioambientais (Souza et al., 2020; Taloor et al., 2024). Isto pode ser ratificado nos vários trabalhos que utilizaram o uso e cobertura do solo para análise do desmatamento (Piontekowski et al., 2019; Asif et al., 2023), previsões de mudanças na paisagem (Piontekowski et al., 2019; Monjardin-Armenta et al., 2022; Ahmad; Shao; Javed, 2023) e modelagem hidroambiental (Nyatuame; Amekudzi; Agodzo, 2020; Kumar et al., 2022; Mekonnen; Manderson, 2023; Yu et al., 2023; Ware et al., 2024).

Alguns modelos hidroambientais são usados para avaliar a oferta de SEs (Hinata; Basso; Santos, 2021; Yang et al., 2023; Zhang et al., 2023a; Li et al., 2024) como por exemplo: *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs* (InVEST), *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE), Dinamica EGO e *Ecosystem Services Assessment* (ESA). Enquanto o InVEST é aplicado somente para a avaliação dos SE (Dennedy-Frank et al., 2016; Wu et al., 2023), o SWAT é utilizado tanto para estimar SE de regulação, apoio e provisão (Aznarez et al., 2021) quanto para simular variações hidroclimáticas (Cong et al., 2020).

O RUSLE é usado para estimar o grau de erosão do solo (Samarinas et al., 2024), por isso, também é aplicado com a finalidade de avaliar SEs de apoio (Yang et al., 2023; Li et al., 2024; Portalanza et al., 2025). O Dinamica EGO é utilizado para analisar diagnósticos e prognósticos das mudanças do uso e cobetura do solo, assim como dos SEs (Hinata; Basso; Santos, 2021). O ESA é um modelo usado para estimar a valoração dos SEs (Zhang et al., 2023a). Kusiimar et al. (2021) realiazaram a projeção dos SEs baseado em dados de uso e cobertura do solo.

2.7 – Valoração do Serviços Ecossistêmicos

O termo valor é a relevância ou utilidade de um objeto ou atividade tem para um indivíduo ou sociedade atingir uma meta (Zandebasiri et al., 2023). Para Hejnowicz e Rudd (2017), a atribuição de valor é relativamente subjetiva, pois há muitas interpretações devido estar fortemente influenciada por culturas e crenças de uma sociedade. Costanza et al. (2014) trouxe uma visão diferente, no qual associou o valor intrínseco da natureza. Para os autores, a valoração ambiental são as compensações financeiras necessárias para atingir uma meta de preservação da natureza.

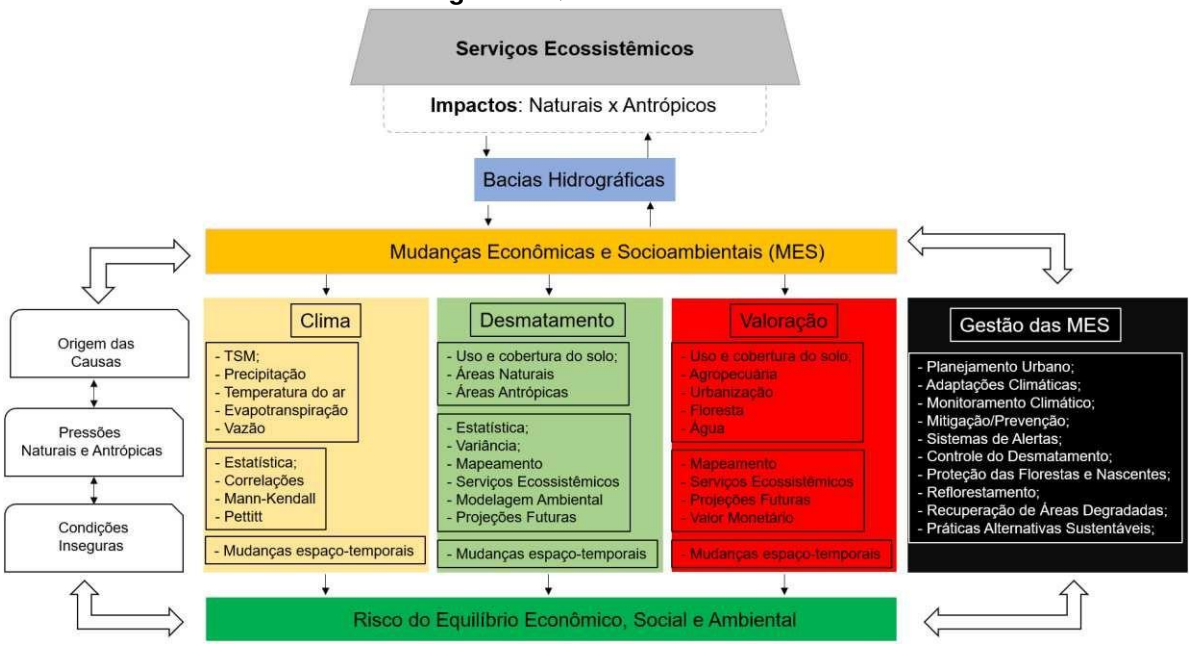
A Valoração dos Serviços Ecossistêmicos (VSE) é a atribuição de um valor de compensação referente as funções ecossistêmicas fornecidas pela natureza para a sociedade, ou seja, é a avaliação estimada das ofertas dos SEs convertida em valor monetário (Costanza et al., 2014). Os tipos de uso e cobertura do solo, naturais (floresta, campo, massa d'água) ou antrópicos (agricultura, pasto, zona urbana, mineração), são atribuído um valor monetário fornecido pelos SEs (Shi et al., 2022).

Há várias maneiras de estimar e avaliar a valoração dos SEs (Costanza et al., 2014; Chopra; Berihun et al., 2021; Khuman; Dhyani, 2022; Shrestha et al., 2023; Brander et al., 2024), porém, destaca-se o VSE com um dos modelos mais utilizados (Croci; Lucchitta; Penati, 2021). O VSE contribui com análises ambientais fundamentais para o desenvolvimento regional, como por exemplo fornece informações a respeito da perda monetária relacionada ao aumento do risco ecológico (Zhang et al., 2023b), expansão de práticas agroecológica (Berihun et al., 2021), previsões das mudanças do uso da terra (Dammag et al., 2024).

CAPÍTULO 3: MATERIAL E MÉTODOS

A Figura 3 ilustra o quadro conceitual da referida tese, no qual pode-se observar as principais ideias e conceitos utilizados na pesquisa. Além disso, é possível obter uma melhor compreensão as conexões dos temas e análises para responder as perguntas científicas.

Figura 3. Quadro conceitual da tese.

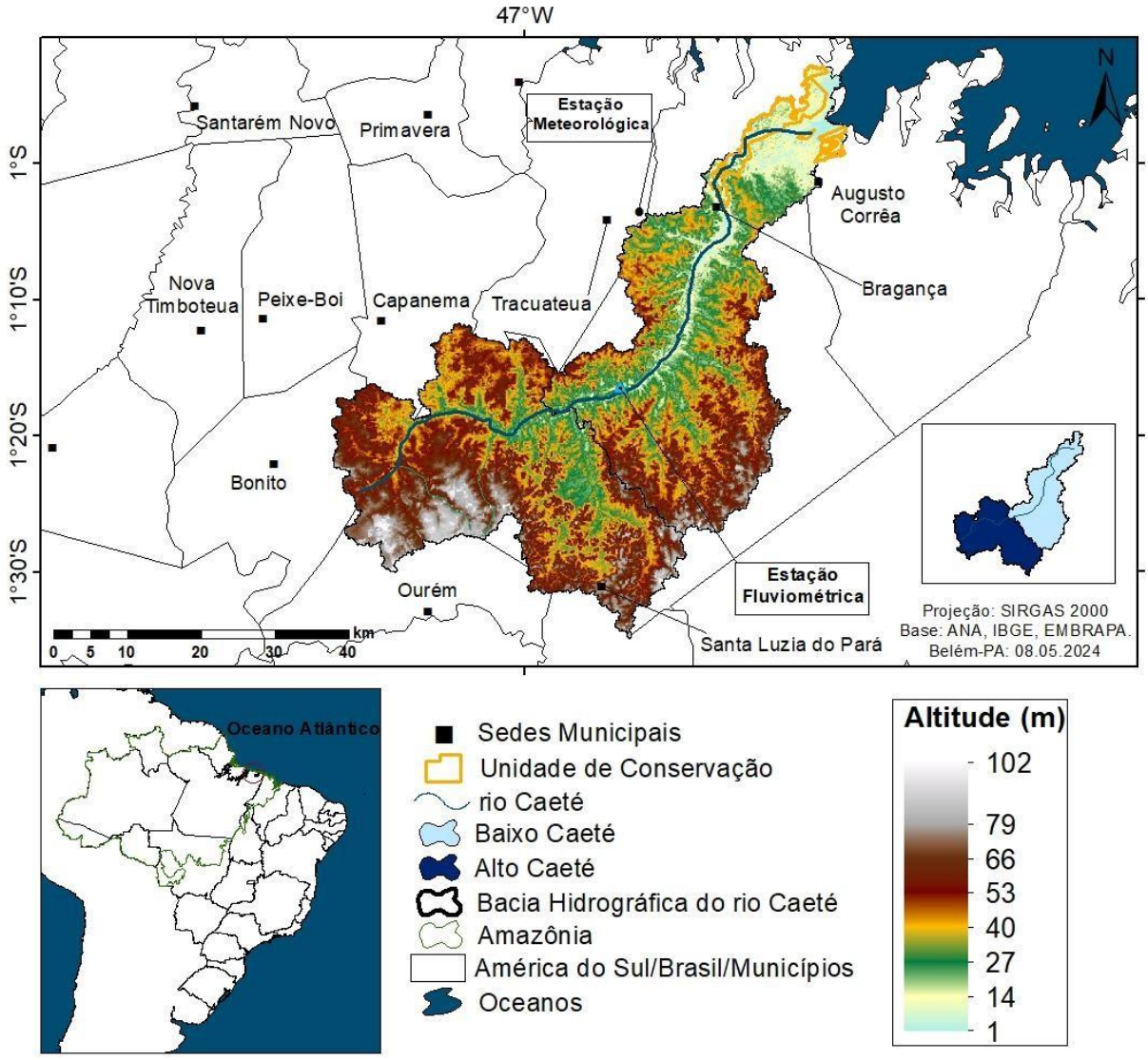


Fonte: Autor (2024).

3.1 – Área de Estudo

A área de estudo é a Bacia Hidrográfica do rio Caeté (BHC), localizada na Amazônia Setentrional na parte Nordeste Paraense, mais especificamente na zona litorânea (Figura 4). A BHC possui extensão territorial de aproximadamente 2.088,8 km^2 e abrange alguns municípios como Bonito, Bragança, Capanema, Ourém, Santa Luzia do Pará, São Miguel do Guamá e Tracuateua (IBGE, 2023).

Figura 4. Localização da área de estudo: Bacia Hidrográfica do rio Caeté.



Fonte: Autor (2023).

3.1.1 – Hidrografia

A hidrografia da BHC é caracterizada pelo sistema de drenagem composta pelo rio principal denominado de Caeté com comprimento de aproximadamente 97,4 km e seus principais afluentes (rios: Aripé, Grande e Jeripaú-Mirim), com a nascente do rio

Caeté situada no município de Bonito (ANA, 2023) nos altiplanos (53 m – 102 m), região do Alto Caeté (AC). Este corpo hídrico percorre na direção Norte para regiões de planícies (1 m – 40 m), onde localiza-se o Baixo Caeté (BC), até desaguar no oceano Atlântico tropical (EMBRAPA, 2023a).

3.1.2 – Clima

A climatologia é classificada pelo clima equatorial, zoneamento tórrido (muito quente), tipos climáticos denominados amazônico oriental e litorâneo amazônico (Novais; Machado, 2023). A média anual do clima de acordo com o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2024) é caracterizada e detalhada na Tabela 3.

Tabela 3. Climatologia da Bacia Hidrográfica do rio Caeté.

Variável	Média Climatológica anual
Precipitação acumulada	2.400 mm
Temperatura Máxima do ar	33,0 °C
Umidade Relativa do ar	85%
Evapotranspiração acumulada	1.000 mm
Direção e Velocidade do Vento	NE – 1,5 m/s
Nebulosidade	0,6 décimos
Insolação acumulada	2.400 horas
Pressão Atmosférica	1.010 hPa

Fonte: Autor (2024). Adaptado de INMET (2024).

A sazonalidade da BHC é característica da região amazônica, no qual o regime de precipitação modula o clima local, com a estação chuvosa marcada entre os meses de dezembro até maio, período de atuação da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), principal sistema meteorológico que abastece a região com grande volume de recarga pluvial (Acosta et al., 2022). A estação menos chuvosa ocorre entre os meses de junho até novembro, época em que a ZCIT se desloca para o hemisfério Norte e consequentemente reduz a precipitação na BHC (Acosta et al., 2022).

3.1.3 – Solos

Segundo os dados da EMBRAPA (2023b), a BHC possui composição pedológica dominada por latossolos com aproximadamente 1.391,7 km^2 (67,9 %), principalmente nos terrenos mais baixos, além da presença de argissolos que abrangem cerca de 228,2 km^2 (11,1 %) e plintossolos com 1,8 km^2 (0,1 %), solos marcados por baixa saturação, ou seja, naturalmente mais suscetíveis a maior infiltração da água (Gomes Filho et al., 2011; Bono et al., 2012; Lanzanova et al., 2020). Há também gleissolos nesta região com 48,2 km^2 (2,3 %), no qual possuem características de alta saturação do solo, pois geralmente estão presente em áreas de várzea (Borges et al., 2004; Dias

et al., 2018). Na parte do Alto Caeté, há o predomínio dos neossolos com cerca de 379,1 km^2 (18,5 %), solo com baixa capacidade de infiltração (Almeida et al., 2020).

3.1.4 – Geomorfologia

A geomorfologia da Amazônia é caracterizada pela geodiversidade (Jézéquel et al., 2022). Na faixa litorânea amazônica, foi relatado formações geomorfológicas como colinas, superfícies e tabuleiros (Gomes et al., 2023), dunas e escarpas (Negrão; Sousa; Ranieri, 2022), planícies e terras fluviais (IBGE, 2024). A BHC, é marcada por tabuleiros costeiros compostos por rochas sedimentares, colinas do Gurupi ao Sul, planícies fluviais na parte central, mangues e rias ao Norte.

3.1.5 – Vegetação

A vegetação característica do bioma amazônico é composta por: floresta ombrófila distribuídas de forma densa e algumas clareiras, floresta estacional verde com feições semideciduais, representadas por vegetação primária e secundária (Projeto MapBiomas, 2023). Na zona litorânea paraense, há a maior concentração de mangues (Hayashi et al., 2023; Owuor et al., 2024), bem como forte presença de matas ciliares (Projeto MapBiomas, 2024). A região da BHC é marcada pelas florestas amazônicas, matas ciliares, manguezal e restingas (praias).

3.2 – Aquisição de Dados

3.2.1 – Índices Climáticos

Nos capítulos 4 e 6, onde são apresentados alguns resultados da tese utilizou-se dados hidroclimáticos de formas variadas (espacial e temporal). Os índices climáticos (1984-2022) foram calculados baseados dos valores de TSM e disponibilizados gratuitamente pela *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA, 2023). A Tabela 4 descreve a magnitude dos eventos ENOS nos seus respectivos períodos, o que indica as fases positiva (EN) e negativa (LN) do fenômeno. As tonalidades das cores quentes (EN) e frias (LN) auxiliam como indicador da fase do evento ENOS. O monitoramento do ENOS é feito pelo índice climático denominado Índice Oceânico Niño (ION) do Pt descrito na Tabela 5. Outros índices climáticos usados para a análise foi o Atlântico Tropical Norte (ATN) e o Atlântico Tropical Sul (ATS) do At, como mostra as Tabela 6 e Tabela 7 respectivamente.

Tabela 4. Magnitude e período dos eventos ENOS.

El Niño (Cores Quentes⁺)				*La Niña (Cores Frias⁻)*		
Fraco	Moderado	Forte	Muito Forte	Fraco	Moderado	Forte
2004-05	1986-87	1987-88	1997-98	1983-84	1995-96	1988-89
2006-07	1994-95	1991-92	2015-16	1984-85	2011-12	1998-99
2014-15	2002-03	-	-	2000-01	-	1999-00
2018-19	2009-10	-	-	2005-06	-	2007-08
-	-	-	-	2008-09	-	2010-11
-	-	-	-	2016-17	-	
-	-	-	-	2017-18	-	

Fonte: Autor (2023). Adaptado de Golden Gate Weather Services (2023).

Tabela 5. Anomalias da média trimestral da TSM do Pt (ION).

ION/Ano	*DJF*	*JFM*	*FMA*	*MAM*	*AMJ*	*MJJ*	*JJA*	*JAS*	*ASO*	*SON*	*OND*	*NDJ*
1984	-0,6	-0,42	-0,34	-0,43	-0,51	-0,45	-0,3	-0,16	-0,24	-0,56	-0,92	-1,14
1985	-1,04	-0,85	-0,77	-0,78	-0,78	-0,63	-0,49	-0,46	-0,4	-0,35	-0,27	-0,36
1986	-0,49	-0,47	-0,31	-0,2	-0,12	-0,04	0,22	0,44	0,71	0,94	1,14	1,22
1987	1,23	1,19	1,06	0,95	0,97	1,22	1,51	1,7	1,65	1,48	1,25	1,11
1988	0,81	0,54	0,14	-0,31	-0,88	-1,3	-1,3	-1,11	-1,19	-1,48	-1,8	-1,85
1989	-1,69	-1,43	-1,08	-0,83	-0,58	-0,4	-0,31	-0,27	-0,24	-0,22	-0,16	-0,05
1990	0,14	0,21	0,28	0,29	0,29	0,31	0,33	0,38	0,39	0,35	0,4	0,41
1991	0,41	0,26	0,22	0,26	0,45	0,64	0,73	0,64	0,62	0,79	1,21	1,53
1992	1,71	1,63	1,48	1,29	1,06	0,73	0,37	0,09	-0,13	-0,25	-0,28	-0,13
1993	0,09	0,3	0,5	0,67	0,7	0,57	0,32	0,25	0,15	0,1	0,04	0,06
1994	0,06	0,07	0,17	0,31	0,42	0,41	0,44	0,43	0,55	0,74	1,01	1,09
1995	0,96	0,72	0,53	0,3	0,14	-0,03	-0,24	-0,54	-0,81	-0,97	-1	-0,98
1996	-0,9	-0,75	-0,59	-0,39	-0,31	-0,3	-0,27	-0,32	-0,35	-0,4	-0,45	-0,49
1997	-0,5	-0,36	-0,1	0,28	0,75	1,22	1,6	1,9	2,14	2,33	2,4	2,39
1998	2,24	1,93	1,44	0,99	0,45	-0,13	-0,78	-1,12	-1,31	-1,35	-1,48	-1,57
1999	-1,55	-1,3	-1,07	-0,98	-1,02	-1,04	-1,1	-1,11	-1,16	-1,26	-1,46	-1,65
2000	-1,66	-1,41	-1,07	-0,81	-0,71	-0,64	-0,55	-0,51	-0,55	-0,63	-0,75	-0,74
2001	-0,68	-0,52	-0,44	-0,34	-0,25	-0,12	-0,08	-0,13	-0,19	-0,29	-0,35	-0,31
2002	-0,15	0,03	0,09	0,2	0,43	0,65	0,79	0,86	1,01	1,21	1,31	1,14
2003	0,92	0,63	0,38	-0,04	-0,26	-0,16	0,08	0,21	0,26	0,29	0,35	0,35
2004	0,37	0,31	0,23	0,17	0,17	0,28	0,47	0,64	0,7	0,67	0,66	0,69
2005	0,64	0,58	0,45	0,43	0,29	0,11	-0,06	-0,14	-0,11	-0,29	-0,57	-0,81
2006	-0,79	-0,67	-0,47	-0,28	-0,05	0,04	0,12	0,27	0,48	0,71	0,9	0,95
2007	0,71	0,32	-0,03	-0,23	-0,29	-0,41	-0,54	-0,84	-1,13	-1,4	-1,54	-1,6
2008	-1,59	-1,42	-1,19	-0,92	-0,75	-0,54	-0,35	-0,26	-0,3	-0,41	-0,6	-0,73
2009	-0,8	-0,69	-0,52	-0,24	0,09	0,35	0,47	0,54	0,65	0,95	1,31	1,57
2010	1,55	1,31	0,94	0,44	-0,09	-0,59	-1,03	-1,38	-1,61	-1,7	-1,69	-1,59
2011	-1,37	-1,09	-0,83	-0,64	-0,47	-0,38	-0,46	-0,65	-0,89	-1,06	-1,14	-1,03
2012	-0,81	-0,62	-0,5	-0,38	-0,18	0,05	0,27	0,33	0,31	0,21	0,01	-0,21
2013	-0,38	-0,33	-0,24	-0,21	-0,27	-0,34	-0,38	-0,35	-0,31	-0,23	-0,22	-0,27
2014	-0,37	-0,36	-0,17	0,13	0,3	0,23	0,07	0,03	0,18	0,44	0,59	0,66

2015	0,6	0,56	0,62	0,79	1,02	1,25	1,54	1,83	2,11	2,37	2,53	2,64
2016	2,53	2,23	1,68	1,03	0,48	0	-0,34	-0,57	-0,68	-0,74	-0,71	-0,56
2017	-0,29	-0,06	0,15	0,29	0,39	0,38	0,16	-0,14	-0,44	-0,7	-0,88	-0,97
2018	-0,87	-0,76	-0,6	-0,41	-0,13	0,06	0,11	0,2	0,43	0,7	0,85	0,81
2019	0,8	0,82	0,81	0,75	0,63	0,52	0,3	0,11	0,13	0,29	0,46	0,55
2020	0,5	0,5	0,4	0,2	-0,1	-0,3	-0,4	-0,6	-0,9	-1,2	-1,3	-1,2
2021	-1	-0,9	-0,8	-0,7	-0,5	-0,4	-0,4	-0,5	-0,7	-0,8	-1	-1
2022	-1	-0,9	-1	-1,1	-1	-0,9	-0,8	-0,9	-1	-1	-0,9	-0,8

Fonte: NOAA (2023). El Niño (cores quentes), La Niña (cores frias).

Tabela 6. Anomalias mensais de TSM do At (ATN).

TNA	***JAN***	***FEV***	***MAR***	***ABR***	***MAI***	***JUN***	***JUL***	***AGO***	***SET***	***OUT***	***NOV***	***DEZ***
1984	-0,05	-0,20	-0,10	-0,19	-0,16	-0,37	-0,35	-0,28	-0,24	-0,49	-0,46	-0,50
1985	-0,43	-0,37	-0,62	-0,65	-0,70	-0,30	-0,05	-0,08	-0,16	-0,14	-0,08	-0,25
1986	-0,62	-0,63	-0,61	-0,64	-0,54	-0,59	-0,38	-0,41	0,04	-0,20	-0,60	-0,69
1987	-0,32	-0,17	0,22	0,33	0,37	0,62	0,48	0,56	0,40	0,45	0,36	0,52
1988	0,15	-0,02	0,27	0,38	0,29	0,34	0,27	0,03	0,06	-0,20	-0,23	-0,23
1989	-0,42	-0,48	-0,66	-0,89	-0,66	-0,17	0,25	0,39	0,06	0,12	-0,04	0,22
1990	-0,08	-0,10	-0,04	0,06	0,13	-0,02	0,06	0,30	0,40	0,41	0,33	0,17
1991	-0,14	-0,11	-0,22	-0,39	-0,42	-0,43	-0,39	-0,29	-0,14	-0,11	-0,15	-0,18
1992	0,00	0,04	-0,18	-0,29	-0,18	-0,11	-0,01	-0,23	-0,21	-0,06	-0,30	-0,23
1993	-0,25	-0,25	-0,23	-0,07	-0,04	0,07	-0,17	-0,11	-0,12	-0,13	-0,34	-0,41
1994	-0,59	-0,61	-0,60	-0,46	-0,50	-0,43	-0,39	-0,29	-0,24	-0,08	-0,03	-0,13
1995	-0,05	-0,04	-0,05	0,11	0,30	0,48	0,58	0,59	0,40	0,37	0,51	0,47
1996	0,74	0,40	0,22	0,31	0,36	0,18	0,12	-0,03	0,15	0,08	0,03	0,14
1997	0,31	0,34	0,15	0,27	0,43	0,54	0,34	0,16	0,26	0,59	0,58	0,44
1998	0,43	0,77	0,75	0,59	0,59	0,66	0,56	0,67	0,51	0,49	0,43	0,29
1999	-0,10	-0,20	-0,23	-0,13	0,11	0,15	0,17	0,34	0,38	0,25	0,13	0,27
2000	-0,18	-0,10	0,06	-0,01	-0,06	-0,16	0,01	0,15	0,02	0,00	-0,12	-0,19
2001	-0,13	-0,15	0,15	0,05	0,06	0,24	0,30	0,34	0,51	0,48	0,62	0,66
2002	0,78	0,53	0,37	-0,02	-0,19	-0,13	-0,06	-0,05	0,07	0,36	0,22	0,20
2003	0,27	0,00	0,04	0,00	0,06	0,22	0,36	0,59	0,66	0,80	0,48	0,49
2004	0,50	0,51	0,36	0,46	0,17	0,27	0,46	0,68	0,59	0,62	0,63	0,53
2005	0,46	0,38	0,68	0,81	1,01	0,92	0,84	0,74	0,73	0,54	0,40	0,55
2006	0,41	0,19	0,18	0,41	0,43	0,52	0,36	0,53	0,69	0,74	0,71	0,47
2007	0,46	0,56	0,33	0,40	0,21	0,16	0,09	0,01	0,11	0,24	0,24	0,09
2008	0,14	0,18	0,27	0,09	0,28	0,39	0,45	0,45	0,57	0,43	0,27	0,26
2009	0,07	-0,37	-0,34	-0,31	-0,23	0,05	0,45	0,41	0,35	0,63	0,51	0,54
2010	0,80	1,07	1,27	1,40	1,35	1,11	1,01	0,97	0,75	0,77	0,70	0,96
2011	0,97	0,53	0,41	0,33	0,41	0,59	0,43	0,49	0,36	0,44	0,21	0,23
2012	0,16	-0,02	-0,26	-0,17	0,09	0,31	0,30	0,52	0,72	0,78	0,75	0,55
2013	0,44	0,40	0,70	0,53	0,64	0,32	0,34	0,56	0,61	0,66	0,32	0,27
2014	0,13	-0,08	-0,35	-0,21	-0,06	-0,05	0,14	0,23	0,51	0,56	0,35	0,34
2015	0,17	0,11	-0,11	-0,24	0,08	-0,07	0,16	0,43	0,72	0,93	0,49	0,42
2016	0,50	0,45	0,39	0,32	0,38	0,39	0,37	0,49	0,39	0,55	0,46	0,52

2017	0,49	0,23	0,13	0,47	0,58	0,60	0,60	0,67	0,52	0,45	0,53	0,54
2018	0,28	-0,09	0,02	-0,17	-0,40	-0,48	-0,21	0,01	0,33	0,29	-0,01	-0,04
2019	0,08	0,14	0,01	-0,02	0,12	0,30	0,37	0,42	0,57	0,44	0,26	0,22
2020	0,25	0,5	0,73	0,62	0,52	0,72	0,65	0,59	0,52	0,61	0,39	0,46
2021	0,52	0,41	0,14	0,32	0,24	0,14	0,25	0,26	0,54	0,46	0,42	0,46
2022	0,47	0,22	0,64	0,78	1,0	1,40	1,40	1,30	1,40	1,30	1,1	1,20

Fonte: NOAA (2023). DA^{+} (vermelho), DA^{-} (azul).

Tabela 7. Anomalias mensais de TSM do At (ATS).

TSA	***JAN***	***FEV***	***MAR***	***ABR***	***MAI***	***JUN***	***JUL***	***AGO***	***SET***	***OUT***	***NOV***	***DEZ***
1984	0,68	0,65	0,79	0,50	0,26	0,46	0,55	0,77	0,84	0,59	0,31	0,25
1985	0,32	0,52	0,14	0,15	0,24	0,04	0,27	0,10	0,02	0,27	0,24	0,29
1986	0,20	0,47	0,38	0,28	0,26	0,41	0,19	0,21	0,30	0,14	-0,17	0,02
1987	0,02	0,08	0,16	0,04	0,28	0,42	0,50	0,43	0,32	0,42	0,63	0,39
1988	0,63	0,66	0,77	0,59	0,71	0,73	0,46	0,50	0,30	0,37	0,14	0,19
1989	0,41	0,23	0,35	0,29	0,33	0,31	0,26	0,39	0,21	0,28	-0,06	-0,25
1990	-0,34	0,13	0,32	0,35	-0,06	0,08	-0,11	-0,13	-0,07	0,10	0,17	0,22
1991	0,12	0,06	0,14	0,31	0,49	0,44	0,05	-0,33	-0,36	-0,36	-0,34	-0,08
1992	-0,27	-0,26	-0,40	-0,57	-0,66	-0,80	-0,60	-0,66	-0,56	-0,52	-0,79	-0,36
1993	-0,25	-0,13	-0,09	0,20	0,03	-0,03	0,05	0,04	0,44	0,69	0,75	0,50
1994	0,32	0,12	0,24	0,18	0,11	-0,18	-0,26	-0,17	-0,15	-0,05	0,08	0,20
1995	0,40	0,61	0,74	0,61	0,59	0,64	0,35	-0,07	-0,04	-0,05	0,12	0,00
1996	0,18	0,43	0,47	0,65	0,77	0,87	0,66	0,35	0,13	0,12	0,12	-0,06
1997	-0,22	-0,34	-0,47	-0,50	-0,54	-0,67	-0,27	-0,09	0,21	0,69	0,79	1,03
1998	0,72	0,74	0,69	0,54	0,54	0,66	0,85	0,59	0,41	0,21	0,32	0,11
1999	0,13	0,05	0,33	0,45	0,53	0,49	0,64	0,55	0,24	0,28	0,33	0,36
2000	0,21	0,39	0,40	0,37	0,29	0,20	0,15	0,20	0,02	0,10	0,07	-0,01
2001	0,16	0,17	0,29	0,38	0,47	0,36	0,15	0,14	0,11	0,20	0,16	0,01
2002	0,14	-0,06	0,29	0,31	0,49	0,33	0,47	0,01	-0,08	0,14	-0,07	0,35
2003	0,56	0,57	0,63	0,42	0,37	0,10	0,40	0,49	0,49	0,53	0,55	0,56
2004	0,41	0,22	-0,01	-0,26	-0,12	-0,08	0,08	0,22	0,33	0,14	0,24	0,43
2005	0,61	0,49	0,61	0,29	-0,06	-0,26	-0,32	0,01	-0,09	0,00	-0,07	-0,02
2006	0,04	0,23	0,41	0,31	0,24	0,41	0,30	0,33	0,27	0,23	0,08	0,32
2007	0,24	0,21	0,04	0,24	0,28	0,43	0,23	0,15	0,27	0,11	0,10	0,20
2008	0,19	0,36	0,60	0,64	0,82	0,70	0,66	0,51	0,28	0,27	0,31	0,41
2009	0,45	0,35	0,54	0,52	0,79	0,59	0,39	0,24	0,19	0,45	0,30	0,70
2010	0,79	0,68	0,89	0,68	0,62	0,85	0,60	0,48	0,23	0,43	0,40	0,41
2011	0,45	0,59	0,72	0,49	0,30	0,20	0,27	0,20	0,24	0,28	-0,05	-0,48
2012	-0,32	-0,51	-0,08	-0,33	-0,04	0,04	-0,03	-0,08	0,02	0,03	0,03	0,18
2013	0,39	0,25	0,26	0,35	0,48	0,28	0,23	0,25	0,03	0,04	-0,07	0,11
2014	0,11	0,22	0,22	0,23	0,48	0,47	0,17	0,24	0,26	0,16	-0,32	-0,12
2015	0,43	0,42	0,23	0,36	0,46	0,38	0,07	-0,11	-0,04	0,28	0,37	0,70
2016	0,81	0,59	0,60	0,39	0,35	0,68	0,63	0,52	0,26	0,46	0,28	0,67
2017	0,58	0,09	0,29	0,40	0,47	0,57	0,35	0,59	0,27	0,42	0,20	0,17
2018	0,62	-0,01	0,17	0,28	0,28	0,46	0,38	0,41	0,36	0,53	0,39	0,66

2019	0,75	0,68	1,02	0,65	0,65	0,58	0,50	0,41	0,48	0,47	0,78	1,03
2020	1,28	0,84	0,66	0,72	0,88	0,60	0,55	0,50	0,24	0,39	0,12	-0,11
2021	0,21	-0,06	0,14	0,37	0,76	0,89	1,11	0,92	0,58	0,65	0,50	0,26
2022	0,47	0,73	0,57	0,46	0,36	0,61	0,34	0,38	0,35	0,52	0,51	0,60

Fonte: NOAA (2023). DA^{+} (vermelho), DA^{-} (azul).

Os dados utilizados representam as variáveis hidroclimáticas medidas (precipitação, temperatura máxima do ar, evapotranspiração e vazão) e estimadas/geoespacializadas (precipitação, temperatura máxima do ar, evapotranspiração, escoamento superficial hídrico, fluxo de água subterrânea e umidade do solo).

3.2.2 – Desmatamento

Nos capítulos 4, 5 e 6, no qual contêm grande parte dos resultados da tese, utilizou-se dados referente ao uso e cobertura do solo. O produto de uso e cobertura do solo pertence a coleção 9 do Projeto MapBiomas (2023).

O Projeto MapBiomas é uma iniciativa tomada por uma rede colaborativa, composta por ONG's, universidades e investidores, no qual a finalidade é produzir mapeamento anual de variáveis ambientais como por exemplo: uso e cobertura do solo, superfície aquática, cicatrizes de fogo, irrigação, pastagem, mineração, entre outros. Tais produtos são atualizados a cada ano, bem como foram processados, armazenados e disponibilizados na sua própria plataforma virtual na forma de coleções (Projeto MapBiomas, 2023).

A primeira variável ambiental (utilizada nesta tese) gerada pelo Projeto MapBiomas (2023) é o uso e cobertura do solo, no qual possui uma série histórica espaço-temporal de 39 anos (1985-2023) com resolução (30 m x 30 m). Além disto, podem ser visualizadas, processadas e adquiridas pela computação em nuvem (ambiente virtual) do *Google Earth Engine* (GEE) nos seguintes tipos de territórios: países, estados, municípios, biomas, bacias hidrográficas, unidades de conservação, entre outros. A classificação quanto ao uso e cobertura do solo atual é formada por 5 classes básicas (florestas; vegetação herbácea e arbustiva; área não vegetada; agropecuária; corpo d'água) e suas respectivas subclasses (Souza Jr., 2020), onde foram utilizadas algumas destas subclasses na BHC.

As atualizações nas suas coleções (3.1; 4.0, 4.1; 5.0; 6.0; 7.0; 7.1; 8.0 e 9.0) geralmente são o mapeamento de novas subclasses, como por exemplo nas primeiras coleções algumas plantações da agropecuária eram denominadas de cultura anual e perene, mas ao longo dos anos foram adicionados nas novas coleções de subclasses que representam cada cultura (soja, cana de açúcar, arroz, café, dendê, etc.). Além dessas, também houveram atualizações na classe florestal com o mapeamento da restinga e matas ciliares.

O produto do uso e cobertura do solo do Projeto MapBiomas (2023) é disponibilizado no tipo de arquivo denominado raster (*.tiff*), adequado para manipulação em software de geoprocessamento, como no caso desta tese, onde foi trabalhado no QGIS. Este produto no formato raster é gerado baseado na classificação (pixel a pixel) de imagens Landsat por meio de processamento em nuvens de algoritmos de aprendizagem de máquina no GEE.

3.2.3 – Variáveis Hidrometeorológicas

Os dados hidroclimáticos (Tabela 8) usados foram obtidos de diversas fontes que monitoram e disponibilizam observações hidrometeorológicas. A Precipitação (P), Temperatura Máxima do ar ($Tmáx_{ar}$) e Evapotranspiração (Et), adquiriu-se na escala mensal das medições observacionais de estações meteorológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2024). Também utilizou-se dados de Vazão (V) obtidos das estações hidrometeorológicas da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2024).

Além disto, utilizou-se dados de combinações de produtos desenvolvidos para estimar a espacialização da variável Precipitação (P), como o produto CHIRPS (*Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Stations*) que possui alta resolução espacial (0,05°) e temporal (anual).

Tabela 8. Informações sobre as fontes das variáveis hidroclimáticas.

Variáveis Hidroclimáticas	Período	Fontes
	Medidos (Pontuais)	
P	1985-2023	INMET (2023)
$Tmáx_{ar}$	1992-2023	INMET (2023)
Et	2006-2019	INMET (2023)
V	1985-2023	ANA (2023)
	Estimados (Espacialização)	
P	1985-2023	CHIRPS (2023)

$Tmáx_{ar}$	1985-2021	WorldClim 2.1 (2023)
Et	1985-2023	Giovanni (2023)

Fonte: Autor (2024).

De modo similar, adquiriu-se os dados espaciais de $Tmáx_{ar}$ (°C), baseados nos dados do WorldClim 2.1. Os dados possuem resolução espacial de aproximadamente de 21 km^2 e resolução temporal de 1985 até 2021, disponibilizados na escala mensal, e no formato *.tiff* (Fick; Hijmans, 2017; WorldClim 2.1, 2023). Os dados geoespacializados de evapotranspiração ($kg/m^{-2}/s^{-1}$) foram obtidos na plataforma Giovanni (2023), são baseados na combinação dos dados do MERRA-2 e do CHIRPS, simulados pelo modelo Noah 3.6.1 no Sistema de Assimilação de Dados Terrestres (FLDAS) da Rede de Sistemas de Alerta Antecipado de Fome (FEWS NET). Os dados possuem resolução espacial de 0,1° e resolução temporal de 1982 até 2024 (presente), disponibilizados na escala mensal e no formato NetCDF. Todos os dados hidroclimático são indicadores de oferta de Serviços Ecossistêmicos que possuem relação direta com as variáveis hidroclimáticas (Casagrande et al., 2021; Reygadas; Spera; Salisbury, 2023).

3.3 – Procedimentos Metodológicos

Os dados de precipitação medidos foram organizados com o auxílio do software Hidro 1.4 para observar a variação pluviométrica ao longo do tempo. A precipitação espacial possui formato *.tiff* e no software QGIS 3.3 foi feito o recorte deste produto nas delimitações da BHC. Após definir o período de análise da precipitação espacial da BHC com 38 anos (1985-2022), calculou-se a média através da Eq. 1.

$$\frac{\mathrm{Pe1} + \mathrm{Pe2} + \mathrm{Pe3} + \ldots + \mathrm{Pe39}}{39} \qquad \text{Eq. 1}$$

P_e = Precipitação espacial anual;

Os dados de Temperatura Máxima do ar ($Tmáx_{ar}$) medidos foram organizados para observar a variação da $Tmáx_{ar}$ ao longo do tempo. A $Tmáx_{ar}$ espacial foi tratada no software QGIS 3.3, onde primeiramente recortou-se este produto nas delimitações da BHC (He et al., 2022). Em seguida calculou-se a média de cada ano com os dados geoespacializados mensais através da Eq. 2, bem como a média climatológica da

$Tmáx_{ar}$ espacial dos 37 anos (1985-2021) por meio da Eq. 3. Todos esses cálculos foram feitos na ferramenta *Raster Calculator*.

$$\frac{\text{Tmjan} + \text{Tmfev} + \text{Tmmar} + \ldots + \text{Tmdez}}{12} \quad \text{Eq. 2}$$

T_m = Temperatura máxima do ar espacial mensal;

$$\frac{\text{Ta1985} + \text{Ta1986} + \text{Ta1987} + \ldots + \text{Ta2023}}{39} \quad \text{Eq. 3}$$

T_a = Temperatura máxima do ar espacial anual;

Os dados de Evapotranspiração (Et) medidos foram organizados para observar a variação da Et ao longo do tempo. A Et espacial adquirida no formato *NetCDF* foi tratada na ferramenta denominada *Make NetCDF Raster Layer*, transformou-se os dados no formato *NetCDF* para *GeoTIFF* (Li et al., 2021; McNally et al., 2022). Em seguida calculou-se a média de cada ano com os dados geoespaciais mensais através da Eq. 4 e também a média climatológica da Et espacial dos 38 anos (1985-2023) por meio da Eq. 5. Posteriormente, converteu-se os dados de Et de $kg/m^2/s$ para mm através da Eq. 6. Todos esses cálculos foram processados na ferramenta *Raster Calculator*. Além disto, a espacialização das variáveis meteorológicas da BHC foi feita com a finalidade de investigar se há mudanças na distribuição espacial na região de estudo.

$$\frac{\text{Etejan} + \text{Etefev} + \text{Etemar} + \ldots + \text{Etedez}}{12} \quad \text{Eq. 4}$$

Et_e = Evapotranspiração espacial mensal;

$$\frac{\text{Ete1985} + \text{Ete1986} + \text{Ete1987} + \ldots + \text{Ete2023}}{39} \quad \text{Eq. 5}$$

Et_e = Evapotranspiração espacial anual;

$$\text{Et (mm/mês)} = \text{Et } (kg/m^2/s) \times 10.800 \text{ (s/3h)} \times 8 \text{ (3h/dia)} \times 30 \text{ (dias)} \quad \text{Eq. 6}$$

3.3.1 – Estatística

3.3.1.1 – Validação dos Dados Hidroclimáticos

Nas análises estatísticas da variabilidade temporal hidroclimática, primeiramente aplicou-se o teste de Shapiro-Wilk para verificar se as variáveis possuem distribuição normal ($p < 0,05$), assim a consistência dos resultados foi avaliada para se tomar a decisão de utilizar os demais testes estatísticos (Gadedjisso-Tossou; Adjegan; Kablan, 2021). Se o teste acusar dados homogêneos (< 0,05) significa que a hipótese foi nula (h_0) e será aplicado testes estatísticos paramétricos. Contudo, se o teste apontar que os dados não são homogêneos (> 0,05), isto indica que a hipótese foi alternativa (h_a) e recomenda-se realizar testes estatísticos não-paramétricos, ou seja, houve alterações estatisticamente significativas na série de dados (Gadedjisso-Tossou; Adjegan; Kablan, 2021).

A validação dos dados espacializados (estimados) será feita para mensurar sua representatividade espacial, baseada na metodologia de Caroletti et al. (2019), no qual será correlacionado os dados da estação meteorológica (medidos) com o pixel correspondente ao produto raster sobreposto a este ponto de coleta. A correlação de Pearson (r) será calculada (Eq. 7) para as variáveis homogêneas, enquanto a correlação de Spearman (ρ) será aplicada (Eq. 8) para as variáveis não homogêneas (Silva et al., 2021a).

$$r = \frac{\sum(X-\bar{X}).(Y-\bar{Y})}{\sqrt{\sum(X-\bar{X})^2.\sum(Y-\bar{Y})^2}} \quad \text{(Eq. 7)}$$

O r é um índice estatístico (adimensional) que através da avaliação da relação de dependência entre variáveis, indica o nível desta relação por meio de um intervalo numérico (-1 a 1) e baseado no sinal de polaridade (positivo e negativo), demonstra a oscilação (aumenta ou diminui) da variável dependente em comparação a variável independente (Kim et al., 2021).

$$\rho = 1 - \frac{6\sum_{i=1}^{n} d^2}{1-(n^2-1)} \quad \text{(Eq. 8)}$$

n = número de observações;

d = diferença entre X (variável dependente) e Y (variável independente);

Aplicou-se o coeficiente de Nash-Sutcliffe (1970) conforme a Eq. 9 para verificar a eficiência do produto estimado (CHIRPS) em representar a precipitação observada (ANA) na BHC (Krakauer et al., 2013). A estatística de Nash-Sutcliffe (NS) é

classificada baseada na Tabela 9 como descrito a seguir (Lufi; Ery; Rispiningtati, 2020):

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} (P_{Obs} - P_{Est})^2}{\sum_{i=1}^{n} (P_{Obs} - P_{Obs})^2} \quad \text{(Eq. 9)}$$

n = número de observações;

P_{Obs} = Precipitação Observada;

P_{Obs} = Precipitação Observada;

P_{Est} = Precipitação Estimada média;

Tabela 9. Classificação dos valores do índice de eficiência do coeficiente de NS.

NS	Interpretação
≤ 0	Inaceitável
0,0 ≤ 0,40	Fraco (Insatisfatório)
0,41 ≤ 0,60	Moderado (Satisfatório)
0,60 ≤ 0,80	Bom (Satisfatório)
0,81 ≤ 1,0	Ótimo (Satisfatório)

Fonte: Autor (2024). Adaptado de Perreault et al. (2022).

3.3.1.1 – Testes Não Paramétricos

Os testes estatísticos não paramétricos que serão utilizados são considerados indicadores de mudanças climáticas, e será aplicado na região de estudo (BHC). Todos os cálculos estatísticos a seguir foram realizados no software livre R Studio (Getahun; Li; Pun, 2021; Haider et al., 2024).

3.3.1.1.1 – Mann-Kendall (MK)

Foi adotada a metodologia de Aschale et al. (2023) e Gomes et al. (2024) em que será aplicado nas variáveis hidrometeorológicas (precipitação, temperatura máxima do ar, evapotranspiração e vazão) cálculos estatísticos de detecção de tendências climáticas como o teste de Mann-Kendall (MK). O teste de MK é utilizado para detectar a existência de tendências (redução ou crescimento) nos valores das séries históricas hidroclimáticas (Mann, 1945; Kendall, 1975; Alemu; Dioha, 2020; Gomes et al., 2024) na BHC. Para o cálculo do teste de MK, adotou-se o nível de significância de 5% ($p < 0,05$), no qual testou-se as H_0 e H_a (Mann, 1945; Kendall, 1975; Gomes et al., 2024).

Além disso, também será considerado o indicador estatístico denominado Tau de Kendall (τ) para avaliar se há mudanças hidroclimatológicas (Asfaw et al., 2018; Alcântara et al., 2019). O τ geralmente é obtido quando se realiza o teste de MK e possui a função de um indicador estatístico complementar ao valor de MK calculado, no qual segundo as investigações de Ely e Dubreuil (2017), possui um intervalo (-1 a +1) que aponta a tendência (diminuição ou aumento) da série histórica.

Para realizar a estatística de MK, será necessário calcular (Eq. 10 e Eq. 11) primeiramente o Sinal (S) da série hidroclimatológica a partir da soma dos valores de S da diferença de todos os valores dos dados em análise (x_i) em relação aos dados posteriores (x_i). Por exemplo, quando S > 0 (S < 0), as observações hidrometeorológicas seguintes da série temporal tendem a ser maiores (menores) que as observações anteriores, isto significa que existem evidências estatísticas de tendências de aumento (diminuição) da série analisada (Alemu; Dioha, 2020).

$$S = \sum_{i=1}^{n=\perp} 1 \sum_{j=n+1}^{n} 1 \; S\,(x_j - x_i) \qquad \text{(Eq. 10)}$$

$$\text{Sinal (S)} = \begin{cases} +1 \text{ se } (x_j - x_i) > 0 \\ 0 \text{ se } (x_j - x_i) = 0 \\ -1 \text{ se } (x_j - x_i) < 0 \end{cases} \qquad \text{(Eq. 11)}$$

Kendall (1975) ressalta que ao analisar uma série histórica superior a 10 medições, o cálculo de S é aproximadamente distribuído com a média. Assim, a estatística de variância (Var (S)) é calculada por meio da Eq. 12.

$$\text{Var (S)} = \frac{n\,(n-1)(2n+5) - \sum t\,(t-1)(2t+5)}{18} \qquad \text{(Eq. 12)}$$

n é o número de termos e *t* é o número de termos iguais.

O último passo, é o cálculo do MK_z (Eq. 13), no qual resulta em valores negativos ou positivos que indicam a detecção de tendências de diminuição ou aumento na série hidroclimática (Mahmood et al., 2019; Gomes et al., 2024). A H_a é aceita quando o valor de MK_z > 1,96 para um nível de confiança de 95% (Salviano et al., 2016).

$$MK_z = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{Var\ (S)}}, \text{ se } S > 0 \\ 0, \quad \text{se } S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{Var\ (S)}}, \text{ se } S < 0 \end{cases} \quad \text{(Eq. 13)}$$

3.3.1.1.2 – Pettitt (P)

Para verificar se houve ponto de ruptura na série histórica em relação aos padrões de variabilidade temporal, buscou-se detectar pontos de mudanças através do teste de Pettitt (P) nas medições hidroclimáticas (Jaiswal et al., 2015; Bougara et al., 2020). Este cálculo foi feito com a primeira etapa descrita na Eq. 14. Em seguida, o valor do Sinal (S) da mudança hidroclimatológica é realizado pela Eq. 15, no qual a diferença entre a medição final (amostra anterior) e inicial (amostra posterior) indicará se há mudanças positivas, negativas ou neutras. Esta etapa serve para contar o número de vezes que o valor da amostra anterior é superado.

$$U_{t,\,N} = \sum_{i=1}^{t} 1 \sum_{j=t+1}^{n} 1\ \text{sgn}\ (x_i - x_j) \quad \text{(Eq. 14)}$$

N = tamanho da amostra;

t = tempo;

sgn = coeficiente;

x_i = amostras iniciais; x_j = amostras finais;

$$\text{Sinal (S)} = \begin{cases} +1 \text{ se } (x_j - x_i) > 0 \\ 0 \text{ se } (x_j - x_i) = 0 \\ -1 \text{ se } (x_j - x_i) < 0 \end{cases} \quad \text{(Eq. 15)}$$

Posteriormente, é calculado a estatística k(t), no qual representa o ponto de mudança na série histórica analisada. Isto significa que em um conjunto de dados na escala temporal anual, o ponto de mudança é o ano em que houver a quebra nos padrões na variabilidade hidrometeorológica, etapa é calculada pela Eq. 16. O nível de significância é obtido por meio da Eq. 17.

$$k(t) = \text{máx}_{\,1 \le t \le N} |U_t, N| \quad \text{(Eq. 16)}$$

k(t) = ponto de mudança temporal;

N = número de anos da série histórica;

$$P = 2e^{\frac{-6\,(KN)^2}{(N^3+N^2)}} \quad \text{(Eq. 17)}$$

P = nível de significância;

KN = valor crítico máximo e mínimo;

N = número de anos da série histórica;

3.3.2 – Projeção do Uso e Cobertura do Solo

Primeiramente, o produto do uso e cobertura do solo foi inserido no software QGIS 3.3, sobreposto ao arquivo *shapefile* representativo da BHC para a realização do recorte da área de interesse (BHC) da pesquisa. Para esse procedimento, utilizou-se a função *ArcToolbox* que possui várias ferramentas de manipulação de dados geoespacializados, no qual usou-se as opções na sequência: *Spatial Analyst Tools>Extraction>Extract by Mask*. Deste modo, obteve-se as classes de uso e cobertura do solo da BHC. Contudo, no ambiente denominado *Table of Contents* (Tabela de Atributos), acessou-se a função propriedades da pasta no layout em que contém as classes do uso e cobertura do solo e transformou-se a projeção cartográfica do sistema de coordenadas do produto para *Universal Transversa Mercator* (UTM), para calcular a área de cada categoria do uso e cobertura do solo, e assim observar se houve diminuição ou aumento das variáveis ambientais (classes) no período de 1985 até 2023.

A estimação da projeção dos cenários do uso e cobertura do solo da BHC será feita na plataforma do Dinamica EGO. Este modelo foi criado por um grupo de pesquisadores do setor de sensoriamento remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) e possibilita ao usuário vários tipos de análises complexas das interações ambientais baseado nas linguagens de programação C++ e Java, compatíveis com o Linux e Windows (Gaur; Singh, 2023). Os mesmos autores reforçaram que a combinação dos procedimentos intuitívos associados a modelagem ambiental e geoestatística tornam o Dinamica EGO um modelo recomendado.

Este modelo realizará a projeção do uso e cobertura do solo, no qual tal modelagem ambiental é gratuita e sofisticada para representação e análises precisas das complexas dinâmicas territoriais, bem como a geração de produtos que

possibilitam visualizar fenômenos ambientais e suas variações espaço-temporais (Soares-Filho et al., 2024).

O modelo Dinamica EGO funciona baseado em algoritmos de autômatos celulares, ou seja, uma grade composta por células (pixel) é alterada conforme as mudanças de células vizinhas e os ajustes específicos da modelagem, bem como o peso de evidências como variáveis estáticas. Assim, é fundamental saber o conceito de alguns termos principais, como variáveis estáticas e dinâmicas. De acordo com Gomes et al. (2024), variáveis estáticas (declividade, geomorfologia, altitude, rochas, relevo, etc.) são componentes geoambientais em que as mudanças espaciais ocorrem de forma muito lenta, geralmente na escala temporal secular ou mais. Enquanto, variáveis dinâmicas (clima, uso e cobertura do solo, etc.) as alterações espaciais da paisagem são mais aceleradas, no intervalo de tempo de horas a décadas.

Assim, a etapa de pré-processamento consiste na preparação dos dados de entrada do modelo compostos por variáveis estáticas (altitude, declividade e geomorfologia) e variáveis dinâmicas (uso e cobertura do solo, densidade de drenagem e distância das estradas). Todos esses dados ambientais geoespacializados, antes de inserir no modelo, precisam estar ajustados para padronizar alguns aspectos do arquivo como: projeção cartográfica (SIRGAS 2000) e resolução temporal (30 metros).

Após a aferição dos dados, recomenda-se analisar os mesmos através do cálculo dos Pesos de Evidências (PE) no Dinamica EGO (Prieto-Amparán et al., 2019). O PE calcula a correlação entre o pixel de uma classe do uso e cobertura do solo e a variável estática correspondente, assim como realiza o cálculo da probabilidade de mudança deste pixel para uma outra classe de uso e cobertura do solo. Por tanto, será gerado cenário para o ano de 2040, onde representará o desmatamento futuro na BHC (Prieto-Amparán et al., 2019; Santos et al., 2023).

A validação da simulação para avaliar a eficiência do modelo será feita pelo Índice de Similaridade Fuzzy (ISF). O ISF compara os produtos do uso e cobertura do solo observado e o simulado, buscando analisar a concordância dos pixels entre a amostra de referência (uso e cobertura do solo: 1985-2013-2023) e a simulação (uso e cobertura do solo: 2040). Para realizar este procedimento, é necessário obter-se uma projeção do período da amostra de referência. Deste modo, será feito uma simulação teste para gerar uma matriz de transição entre o intervalo de tempo de 2013 até 2023, com a finalidade e gerar a simulação do ano de 2023 e comparar com o uso

e cobertura do solo real de 2023 observado através do ISF para verificar a proximidade da projeção feita pelo modelo (Hagen, 2003; Kabuanga et al., 2021).

3.3.3 – Serviços Ecossistêmicos

Na parte da identificação das áreas com potenciais ofertas de Serviços Ecossistêmicos (SEs) da BHC, baseou-se na classificação da *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB, 2010). Assim, adotou-se as classes do uso e cobertura solo como indicadores das ofertas dos SEs (Depellegrin et al., 2016; Lima et al., 2017; Simões; Fiore; Silva, 2022), com os seguintes tipos de SEs descritos na Tabela 10, ou seja, para cada tipo de uso e cobertura do solo será contabilizado e mapeado todos os possíveis SEs ofertados por aquele ecossistema. Vale ressaltar que a análise será concentrada em SEs relacionados a provisão da água, regulação de gases, hídrica e climática, bem como SEs de apoio como controle da erosão do solo.

Tabela 10. Serviços ecossistêmicos, funções e exemplos usados neste estudo.

Serviços Ecossistêmicos	Funções Ecossistêmicas	Exemplo
Provisão de Água	Armazenamento e retenção de água.	Abastecimento de água por bacias hidrográficas, reservatórios e aquíferos.
Regulação dos Gases	Regulação da composição química da atmosfera	Equilíbrio do CO_2/O_2, O_3 para proteção UVB e níveis de SO_x
Regulação Climática	Regulação da temperatura global, precipitação e outros processos climáticos biologicamente mediados em níveis globais ou locais	Regulação dos gases do efeito estufa, produção de DMS afetando a formação de nuvens.
Regulação de Perturbação	Capacitância, amortecimento e integridade da resposta do ecossistema a flutuações ambientais.	Proteção contra tempestades, controle de enchentes, recuperação de secas e outros aspectos da resposta do habitat à variabilidade ambiental, principalmente controlados pela estrutura da vegetação.
Regulação da Água	Regulação de fluxos hidrológicos.	Abastecimento de água para processos agrícolas (como irrigação) ou industriais (como moagem) ou transporte.
Controle da Erosão e Retenção de Sedimentos	Retenção de solo dentro de um ecossistema.	Prevenção da perda de solo por vento, escoamento ou outros processos de remoção, armazenamento de sedimentos em lagos e áreas úmidas.

Fonte: Autor (2024). Adaptado de Costanza (1997; 2014).

Posteriormente, propõem-se uma reclassificação e análise dos SEs com base nas projeções de uso e cobertura do solo feita pelo modelo Dinamica EGO, ou seja,

para o ano 2040 será realizado o mapeamento do SEs futuro. Desta maneira, poderá se estimar e obter informações de como estará o fornecimento de SEs da BHC nas próximas décadas, e concomitantemente levantar discussões relacionadas ao desmatamento impulsionado por pressões antrópicas como o avanço de fronteiras agrícolas e processos de urbanização.

3.3.4 – Valoração dos Serviços Ecossistêmicos

Para a obtenção da Valoração dos Serviços Ecossistêmicos (VSE), será adotado a metodologia proposta primeiramente por Kreuter et al. (2001), sendo aplicada posteriormente por vários autores (Andrade et al., 2012; Dias et al., 2016; Carvalho et al., 2021; Yang; Xie; Zang, 2022; Admasu; Yeshitela; Argaw, 2023). A VSE por classe de uso e cobertura do solo, também conhecido na literatura científica como método *Benefit Transfer* (Transferência de Benefícios) consiste em utilizar os coeficientes de VSE globais (Tabela 11), ou seja, dados existentes de ambientes similares para posteriormente adaptar e calcular (Equação 18) valores de VSE locais, no caso a BHC.

$$VSE_{total} = \Sigma(A_{total} * VSE_c) \quad \text{(Eq. 18)}$$

VSE_{total} é o valor total dos SEs;
A_{total} é a área total do uso do solo (ha);
VSE_c é o valor do coeficiente dos SEs por classe de uso do solo (US$.ha^{-1}.ano).

Os trabalhos de De Groot et al. (2012) e Costanza et al. (2014) nos quais foram baseado este procedimento será calculado o VSE_{total} com o sistema de unidades padrão (US$.ha^{-1}.ano), ou seja, dólares americanos por hectare por ano. Contudo, será considerado os devidos reajustes monetários e valor médio do dólar norte americano para o atual (ano) cenário econômico internacional.

Tabela 11. Informações sobre as classes de uso e cobertura do solo e seus respectivos biomas associados aos coeficientes de VSE globais.

Classes do uso e cobertura do solo	Biomas	VSE Globais (US$.ha^{-1}.ano^{-1})
Floresta	Floresta Tropical	5.382,0
Mangue	Floresta Tropical	193.843,0
Vegetação Ripária	Floresta Tropical	5.382,0
Área Alagada	Lagos/Rios	25.681,0

Campo	Savana	4.166,0
Pasto	Savana	4.166,0
Área Urbana	Urbanos	6,661,0
Mineração	Deserto	0
Massa d'água	Lagos/Rios	12.512,0
Agricultura	Terra de Cultivo	5.567,0

Fonte: Autor (2025). Adaptado de Costanza et al. (2014) e Admasu, Yeshitela, Argaw (2023).

Para calcular o valor de cada categoria de uso e cobertura do solo utilizará a Eq. 18, substituindo a A_{total} pela área de cada classe de uso do solo (A_{uso}). A variação anual absoluta (US$) e relativa (%) dos valores de SEs será obtida pelas Eq. 19 e 20 respectivamente.

$$\Delta V_{abs} = V_{ano\ f} - V_{ano\ i} \quad \text{(Eq. 19)}$$

$$\Delta V_{rel} = \frac{V_{ano\ f}}{V_{ano\ i}} - 1 \quad \text{(Eq. 20)}$$

ΔV_{abs} é a variação anual absoluta;

ΔV_{rel} é a variação anual relativa;

$V_{ano\ f}$ é a valores dos SEs do ano final;

$V_{ano\ i}$ é a valores dos SEs do ano inicial;

CAPÍTULO 4: MUDANÇAS HIDROCLIMÁTICAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAETÉ[1]

Resumo

Nas últimas décadas, as mudanças climáticas provocam vários impactos ambientais na Amazônia Oriental. O objetivo do trabalho foi detectar e determinar se as tendências hidroclimáticas referente aos indicadores climáticos, precipitação, temperatura máxima do ar, evapotranspiração e vazão estão aumentando ou diminuindo a disponibilidade hídrica na Bacia Hidrográfica do Caeté (BHC). Foram usados dados medidos (índices climáticos, precipitação, temperatura máxima do ar, evapotranspiração e vazão), bem como produtos estimados geoespacializados meteorológicos. Validou-se os dados estimados, assim como calculou-se a correlação entre as variáveis hidroclimáticas. Além disso, usou-se os testes de Mann-Kendall e Pettitt para obter-se tendências climáticas. Todos os cálculos estatísticos foram feitos no software R Studio, enquanto os mapeamentos foram produzidos no software QGIS 3.3. Os dados meteorológicos estimados representam bem as variáveis. No setor norte do oceano Atlântico Tropical possui maior relação com o regime de chuvas da BHC. Dentre as variáveis hidrometeorológicas, destaca-se a forte correlação entre a precipitação e temperatura máxima do ar, assim como a precipitação e vazão do rio Caeté. Não há tendências estatisticamente significativas em relação as variáveis hidrometeorológicas. Contudo, detectou-se pontos de mudanças nos padrões dos índices climáticos nos anos de 1996 (ATN) e 2014 (ATS). Os maiores volumes de precipitação (2.618,5 mm) e evapotranspiração (1.628,8 mm) concentram-se na região Sudoeste da BHC. No setor Nordeste predomina-se os maiores valores de temperatura máxima do ar. Eventos extremos oriundos do oceano Atlântico tropical podem contribuir de modo mais frequente e intenso nas tendências negativas de vazão do rio Caeté.
Palavras-Chave: Índices Climáticos; Hidrologia; Litoral Amazônico.

Abstract

In recent decades, climate change has caused various environmental impacts in the Eastern Amazon. The objective of the study was to detect and determine whether the hydroclimatic trends related to climate indicators, precipitation, maximum air temperature, evapotranspiration, and streamflow are increasing or decreasing water availability in the Caeté River Watershed (CrW). The following data were used: measured data (climate indices, precipitation, maximum air temperature, evapotranspiration, and flow), as well as estimated geospatial meteorological products. The estimated data were validated, and the correlation between the hydroclimatic variables was calculated. Furthermore, the Mann-Kendall and Pettitt tests were used to identify climate trends. All statistical calculations were performed in R Studio software, while the mappings were produced in QGIS 3.3 software. The estimated meteorological data accurately represents the variables. In the Northern sector tropical Atlantic Ocean has a greater relationship with the CrW rainfall regime. Among the hydrometeorological variables, the strong correlation between precipitation and maximum air temperature, as well as between precipitation and the flow of the Caeté River, stands out. There are no statistically significant trends concerning the hydrometeorological variables. However, changes in the patterns of climatic indices were detected in the years 1996 (Tropical North Atlantic) and 2014 (Tropical South Atlantic). The highest volumes of precipitation (2,618.5 mm) and evapotranspiration (1,628.8 mm) are concentrated in the Southwest region of the CrW. Highest volumes of precipitation (2,618.5 mm) and evapotranspiration (1,628.8 mm) are concentrated in the Southwest region of the CrW. In the Northeast sector, the highest values of maximum air temperature predominate. Extreme events originating from the tropical Atlantic Ocean can more frequently and intensely contribute to negative trends in the flow of the Caeté River.
Keywords: Climate Index; Hydrology; Amazon Coast.

[1] **Periódico Publicado**: Revista Aracê. **DOI**: https://doi.org/10.56238/arev8n2-029.

1. INTRODUÇÃO

O clima amazônico é modulado por mecanismos climáticos e sistemas meteorológicos que atuam na região. Alguns mecanismos climáticos ocorrem na escala interanual e decadal, bem como são provenientes da interação oceano-atmosfera, como por exemplo a Oscilação Decadal do Pacífico (ODP), o El Niño Oscilação Sul (ENOS) e o Dipolo do Atlântico (DA).

O ENOS é um fenômeno climático que se origina no oceano Pacífico tropical (Pt), onde suas fases positivas (aquecimento) e negativas (resfriamento) são denominadas de El Niño (EN) e La Niña (LN), respectivamente. O EN é quando as águas superficiais do Pt oriental aquecem de forma anômala, tal condição provoca a diminuição da precipitação na maior parte da região amazônica (Towner et al., 2020). Os pesquisadores complementaram que o evento de LN o setor do Pt oriental resfria anomalamente, o que favorece o aumento das chuvas em vários pontos na Amazônia.

Segundo Batista e Costa (2024), o DA é um extremo climático que também possui suas fases positivas (quente) e negativas (fria) chamadas de Dipolo do Atlântico positivo (DA^+) e Dipolo do Atlântico negativo (DA^-). Os pesquisadores ainda complementaram que o DA^+ contribui para o aumento da precipitação na Amazônia, o DA^- favorece a redução da recarga pluvial. Estudos sugerem que pelo fato do Atlântico tropical (At) está situado mais próximo da Amazônia, o DA exerce uma influência maior no clima deste bioma brasileiro, especialmente na parte leste e na zona costeira paraense (Gomes et al., 2022a; Gomes; Beltrão, 2024; Gomes et al., 2024).

A detecção dos eventos de EN (LN) ocorre quando os indicadores climáticos do ION atingem valores de $\leq +0,5$ °C ($\geq -0,5$ °C), persistindo por no mínimo 5 meses ou mais consecutivos (Glantz; Ramirez, 2020; Gonzales; Ingol, 2021). No oceano At, o fenômeno meteorológico conhecido como DA^+ (DA^-) é definido quando há formação de um gradiente de TSM, isto significa que são observados valores anômalos entre o Atlântico Tropical Norte (ATN) e Atlântico Tropical Sul (ATS), sendo maiores/iguais a 0,2 °C e menores/igual a -0,2 °C, respectivamente, por no mínimo quatro meses consecutivos (Souza; Kayano; Ambrizzi, 2005).

Portanto, analisar a variabilidade climática amazônica e fatores externos que impactam seus padrões meteorológicos é fundamental para prevenção de eventos extremos como a ocorrência de desastres naturais (Towner et al., 2021). Componentes atmosféricas como precipitação, temperatura do ar e

evapotranspiração estão diretamente ligados à formação de tais ameaças naturais na Amazônia, como por exemplo chuvas extremas que podem evoluir para uma tempestade, bem como ocasionar inundações, alagamentos e enxurradas (Chaudhary; Piracha, 2021).

Outra variável importante é a vazão dos rios, pois possuem relação com eventos de inundações e tempestades. Existem vários estudos que apontam a relação da vazão dos rios a fatores meteorológicos, como em anos de LN e o DA^- o aumento do abastecimento pluviométrico acarreta na intensificação da descarga fluvial (Ficchì et al. 2021; Canchala et al., 2024). Os rios amazônicos são suscetíveis às mudanças no regime de chuvas, isto significa que extremos pluviais, seja no excesso ou na escassez, impactam nos padrões das oscilações fluviais e ocasionalmente, podem evoluir para eventos de inundação ou seca (Mu; Jones, 2022).

A redução das chuvas na Amazônia geralmente ocorre quando a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), o principal sistema meteorológico indutor de precipitação, se desloca periodicamente para longe da região amazônica, no final do outono austral (Vargas et al., 2022; Vásquez et al., 2022), o que provoca a diminuição da recarga pluvial, bem como a temperatura do ar aumenta neste período. Assim, em anos de anomalias climáticas (EN e DA^+) que dificultam a formação das chuvas o aquecimento do ar torna-se um perigo, uma vez que temperaturas do ar extremas favorecem a estiagem ou até a seca em alguns rios amazônicos (Gorenstein et al., 2023; Jiang et al., 2024).

Há relatos científicos dos impactos negativos à saúde humana relacionados à elevação da temperatura do ar, como o aumento de doenças respiratórias (Machado-Silva et al., 2020) e intensificação do desconforto térmico (Santos et al., 2023). Além disso, valores extremos da temperatura do ar favorecem a formação das ondas de calor, fenômeno que prejudica a saúde do ser humano e pode levar até ao óbito (Silveira et al., 2023).

No caso da evapotranspiração, não é uma variável que provoca diretamente algum grande impacto a curto prazo, porém, como é uma etapa essencial do ciclo hidrológico, o déficit no seu volume ou até tendências negativas contínuas indica que alterações na cobertura vegetal, assim como possíveis reduções de água na superfície terrestre (D'Acunha et al., 2024). A longo prazo, isto pode diminuir o transporte de água para a atmosfera e consequentemente a redução das chuvas na região (Leite-Filho et al., 2021), o que torna eventuais temperaturas do ar extremas

um sério problema, especialmente na estação menos chuvosa em uma região naturalmente quente como a Amazônia.

Assim, estabelecido como a variabilidade hidrometeorológica na região amazônica é afetada pelas oscilações climáticas dos oceanos adjacentes ao continente Sul-Americano, torna-se necessário estudos sob a perspectiva dos processos naturais do meio ambiente, principalmente zona litorânea paraense em partes com baixa distribuição de estações de monitoramento hidroclimático. O uso das geotecnologias e técnicas de geoprocessamento são fundamentais para solucionar este problema. O sensoriamento remoto é a combinação das geotecnologias e técnicas de geoprocessamento que proporciona a detecção à distância das variáveis ambientais (Crocker et al., 2023). A vantagem da utilização desta técnica são a geração de produtos geoespacializados que representam a componente meteorológica detectada na superfície terrestre (Wu et al., 2020; Cullen; Suhili, 2023; Tran; Liou, 2024).

Deste modo, diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi detectar e determinar se as tendências hidroclimáticas referente as variáveis Temperatura da Superfície do Mar (TSM), precipitação, temperatura máxima do ar, evapotranspiração e vazão estão aumentando ou diminuindo a disponibilidade hídrica na BHC.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 – Área de Estudo

A área de estudo é a Bacia Hidrográfica do rio Caeté (BHC), localizada na Amazônia Setentrional no Nordeste Paraense, mais especificamente na zona litorânea (Figura 1). A BHC possui extensão territorial de aproximadamente 2.088,8 km^2 e abrange alguns municípios como Bonito, Bragança, Capanema, Ourém, Santa Luzia do Pará, São Miguel do Guamá e Tracuateua (IBGE, 2023).

A climatologia é classificada pelo clima equatorial, zoneamento tórrido (muito quente), tipos climáticos denominados amazônico oriental e litorâneo amazônico (Novais; Machado, 2023). Além disso, a média anualmente é marcada por grandes volumes de precipitação (2.400,0 mm), altos valores de temperatura máxima do ar (33,0°C), evapotranspiração regular (1.000,0 mm).

A hidrografia da BHC é caracterizada pelo sistema de drenagem composta pelo rio principal denominado de Caeté com comprimento de aproximadamente 97,4 km e seus afluentes (rios: Aripé, Grande e Jeripaú-Mirim), com a nascente do rio Caeté situada no município de Bonito (ANA, 2023) nos altiplanos (53 m – 102 m), região do Alto Caeté (AC). Este corpo hídrico percorre na direção Norte para regiões de planícies (1 m – 40 m), onde localiza-se o Baixo Caeté (BC), até deságuar no oceano Atlântico tropical (EMBRAPA, 2023a).

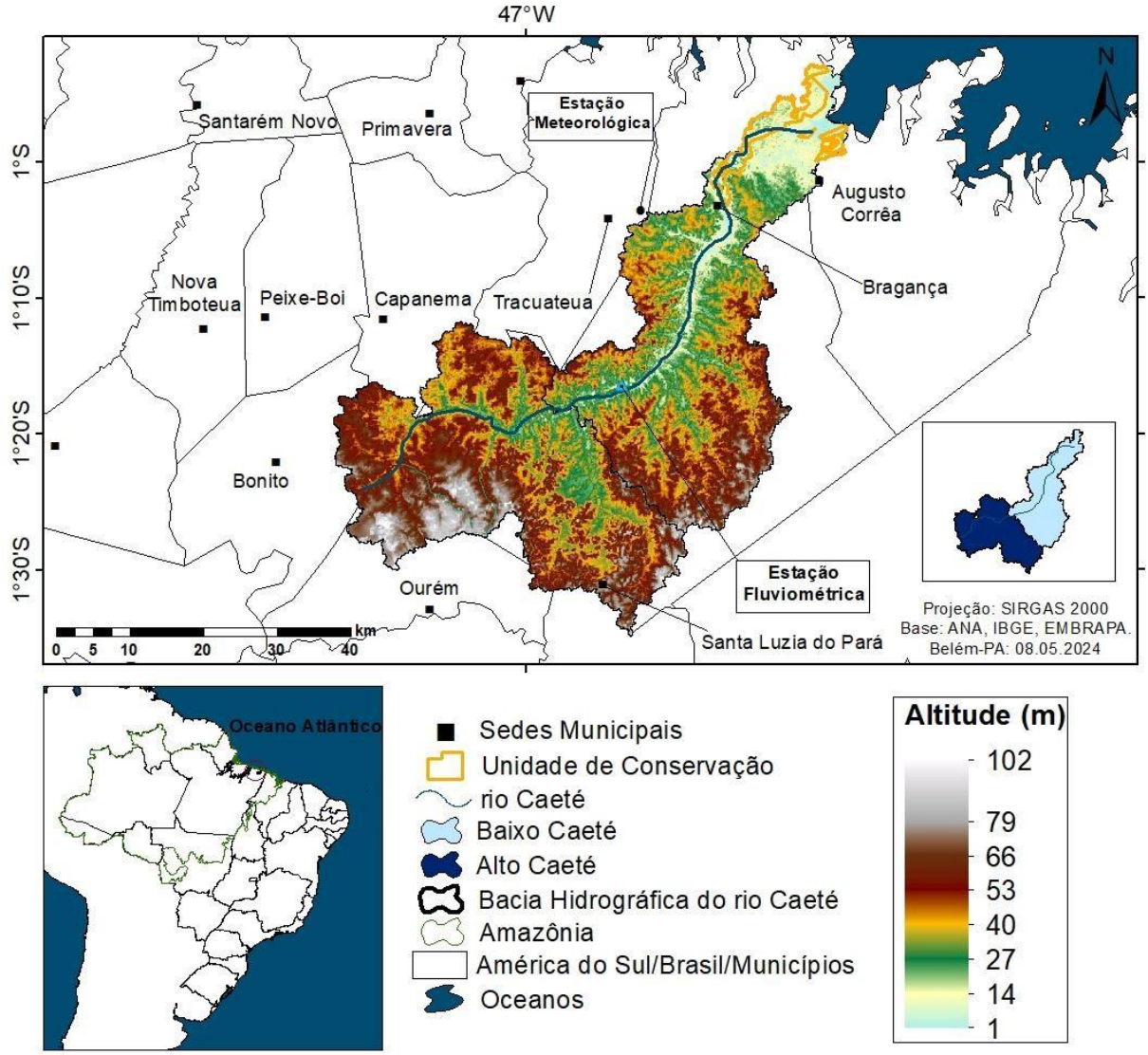


Figura 1. Localização da área de estudo: Bacia Hidrográfica do rio Caeté. **Fonte**: Autor (2023).

2.2 – Aquisição de dados

Adquiriu-se índices climáticos (1984-2023) gerados a partir da TSM da *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA, 2023). Os valores de Índice Oceânico Niño (ION) representa as tendências anômalas de TSM's compostas por médias trimestrais contínuas (Dezembro, Janeiro e Fevereiro) indicadores das

variabilidades do acoplamento oceânico-atmosférico (aquecimento/resfriamento) de uma região do Pt (NOAA, 2023).

Os dados utilizados representam as variáveis hidroclimáticas (Tab. 1) como Precipitação (P), Temperatura Máxima do ar ($Tmáx_{ar}$) e Evapotranspiração (Et), oriundos das medições observacionais de estações meteorológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2024) e de estações hidrometeorológicas da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2024) como medições de Vazão (V).

Além disto, utilizou-se dados de combinações de produtos desenvolvidos para estimar a espacialização da variável Precipitação (P), como o produto CHIRPS (*Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Stations*) que possui alta resolução espacial (0,05°) e temporal (diário, semanal, mensal, anual e climático). Também foi usado dados espacializados de Temperatura Máxima do ar ($Tmáx_{ar}$).

Tabela 1. Informações sobre as fontes das variáveis hidroclimáticas.

Variáveis Hidroclimáticas	Período	Fontes
Medidos (Pontuais)		
ION	1985-2023	NOAA (2023)
ATN	1985-2023	NOAA (2023)
ATS	1985-2023	NOAA (2023)
P	1985-2023	INMET (2023)
$Tmáx_{ar}$	1992-2023	INMET (2023)
Et	2006-2019	INMET (2023)
V	1985-2023	ANA (2023)
Estimados (Espacialização)		
P	1985-2023	CHIRPS (2023)
$Tmáx_{ar}$	1985-2021	WorldClim 2.1 (2023)
Et	1985-2023	Giovanni (2023)

Fonte: Autor (2024).

Os dados geoespacializados de evapotranspiração ($kg/m^{-2}/s^{-1}$) foram obtidos na plataforma Giovanni (2023). Esses dados são baseados na combinação dos dados de reanálise do *MERRA-2* e de produto de sensoriamento remoto do *CHIRPS*, simulados pelo modelo *Noah 3.6.1* no Sistema de Assimilação de Dados Terrestres (*FLDAS*) da Rede de Sistemas de Alerta Antecipado de Fome (*FEWS NET*). Os dados possuem resolução espacial de 0,1° e resolução temporal de 1982 até 2024 (presente), disponibilizados na escala mensal e no formato *NetCDF*.

De modo similar, adquiriu-se os dados espaciais de $Tmáx_{ar}$ (°C), baseados nos dados do *WorldClim 2.1*. Os dados possuem resolução espacial de aproximadamente de 21 km^2 e resolução temporal de 1985 até 2021, disponibilizados na escala mensal, e no formato *.tiff* (Fick; Hijmans, 2017; WorldClim 2.1, 2023).

Processamento dos Dados

Alguns dados hidrometeorológicos (P e V) foram organizados utilizando o software Hidro 1.4 e, posteriormente, transferidos para uma planilha eletrônica. Em seguida, todos os dados hidroclimáticos (ION, ATN, ATS, P, $Tmáx_{ar}$, Et e V) foram processados, e os gráficos representativos foram gerados com o objetivo de observar sua variabilidade temporal anual (Gomes et al., 2024b).

Os dados hidroclimáticos espacializados (P, $Tmáx_{ar}$ e Et) foram processados separadamente utilizando a ferramenta computacional *Raster Calculator* em um Sistema de Informação Geográfica (SIG), uma vez que cada conjunto de dados foi adquirido em diferentes formatos de arquivo, escalas e unidades de medida. Assim, foi necessário padronizar todos os dados para formatos uniformes, escala anual e sistemas de medição mais convencionais. Antes do processo de padronização, todos os produtos raster foram recortados de acordo com os limites da área da BHC.

Para os dados espaciais de P, foram selecionados 39 anos (1985–2023), e a média desse período foi calculada para gerar um único produto representativo da distribuição de P na BHC (Gomes; Beltrão, 2024a). No caso do $Tmáx_{ar}$, como os dados estavam em escala mensal, inicialmente foi calculada a média anual para cada ano, seguida do cálculo da média dos 37 anos (1985–2021) (He et al., 2022). O mesmo procedimento de conversão da escala mensal para anual foi aplicado aos dados de Et, a fim de obter a média climatológica dos 39 anos (1985–2023). No entanto, duas etapas adicionais foram realizadas. Primeiramente, para melhorar a visualização no ambiente SIG, utilizou-se a ferramenta *Make NetCDF Raster Layer* para converter os dados de Et do formato *NetCDF* para *GeoTIFF* (Li et al., 2021; McNally et al., 2022). Em seguida, as unidades dos dados de Et foram convertidas de $kg \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ para mm utilizando a Eq. 1.

$$Et\ (mm/mês) = Et\ (kg/m^2/s) \times 10.800\ (s/3h) \times 8\ (3h/dia) \times 30\ (dias) \quad \text{Eq. 1}$$

Estatística

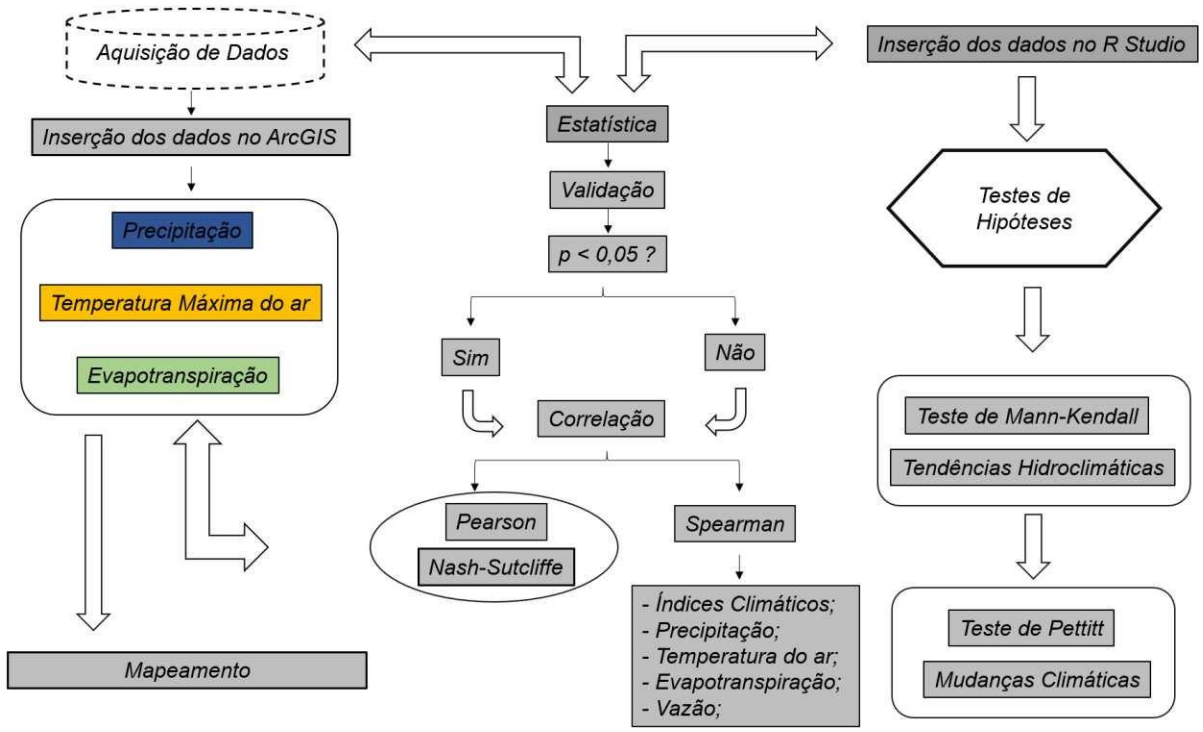
Nas análises estatísticas da variabilidade temporal hidroclimática, primeiramente aplicou-se o teste de Shapiro-Wilk para verificar se as variáveis possuem distribuição normal ($p < 0,05$), assim a consistência dos resultados foi avaliada para se tomar a decisão de utilizar os demais testes estatísticos (Gadedjisso-Tossou; Adjegan;

Kablan, 2021). Se o teste acusar dados homogêneos ($p < 0,05$) significa que a hipótese foi nula (h_0), mas se o teste apontar que os dados não são homogêneos, isto indica que a hipótese foi alternativa (h_a), ou seja, houve alterações estatisticamente significativas na série de dados (Gadedjisso-Tossou; Adjegan; Kablan, 2021).

A validação dos dados espacializados (estimados) será feita para mensurar sua representatividade espacial, baseada na metodologia de Caroletti et al. (2019), no qual será correlacionado os dados da estação meteorológica (medidos) com o pixel correspondente ao produto raster sobreposto a este ponto de coleta. A correlação de Pearson (*r*) será calculada para as variáveis homogêneas, enquanto a correlação de Spearman (ρ) será aplicada para as variáveis não homogêneas (Silva et al., 2021a). O coeficiente de eficiência de Nash–Sutcliffe (NS) foi utilizado para avaliar o desempenho dos dados estimados (espacializados) na representação dos dados observados (estação meteorológica) dentro da área da BHC (Krakauer et al., 2013). Rata et al. (2020) aplicaram a estatística NS e, em uma escala de 0 a 1, classificaram os dados estimados como ótimos quando o valor de NS excede 0,90.

Foi adotada a metodologia de Asfaw et al. (2018) e Aschale et al. (2023) em que se aplicou nas variáveis hidrometeorológicas (precipitação, temperatura máxima do ar, evapotranspiração e vazão) cálculos estatísticos de detecção de tendências climáticas (teste de Mann-Kendall). Assim, calculou-se os pontos de mudanças (teste de Pettitt) nas séries temporais (Jaiswal et al., 2015; Bougara et al., 2020), em que tais testes estatísticos são indicadores de mudanças climáticas na região de estudo. Além disto, foi feita a espacialização das variáveis climática da BHC com a finalidade de investigar se há mudanças na distribuição espacial. Todos os cálculos estatísticos foram realizados no software livre R Studio (Getahun; Li; Pun, 2021; Haider et al., 2024). A Figura 2 ilustra o fluxograma para melhor compreensão dos procedimentos adotados no trabalho.

Figura 2. Fluxograma da aquisição e tratamento dos dados.



Fonte: Autor (2024).

3. RESULTADOS

A validação dos dados climáticos geoespacializados (Tabela 2) obteve resultados satisfatórios com alta correlação (r = 0,93; r = 0,90) entre as observações e estimações referentes a P e $Tmax_{ar}$ na região da BHC. Enquanto a Et possui correlações classificadas como medianas (r = 0,60). O NS também avaliou os dados climáticos e indicou proximidade (NS = 0,99) entre os valores estimados em relação aos medidos de P e $Tmax_{ar}$, apesar da Et possuir indícios (NS = 0,81) relativamente inferior.

Tabela 2. Estatística de validação: Dados Medidos e Estimados.

	P	**$Tmax_{ar}$**	**Et**
r	0,93	0,90	0,60
NS	0,99	0,99	0,81

Fonte: Autor (2024).

A correlação entre as variáveis climáticas (Tabela 3) possui indicativos distintos entre os oceanos At e Pt. Destaca-se a alta correlação negativa (ρ = -0,95) entre o ATN e a precipitação, uma correlação inversamente proporcional, ou seja, quanto maior (menor) as anomalias de TSM nesta região do At menor (maior) será as tendências de precipitação na BHC. Entretanto, o ATS apresentou alta correlação positiva (ρ = 0,83) com a precipitação, indicando que tais variáveis possuem uma

relação diretamente proporcional, isto significa que o (a) aumento (diminuição) dos valores anômalos de TSM do ATS acarreta no (a) aumento (diminuição) do regime pluviométrico da BHC. O Pt possui baixa correlação negativa (ρ = -0,21), ou seja, quanto maior (menor) os valores do ION menor (maior) será o volume de chuvas na região da BHC.

Tabela 3. Estatística de correlação: Índices climáticos e Precipitação (P).

	ION	**ATN**	**ATS**
		TSM x P (ρ)	
P	-0,21	-0,95	0,83

Fonte: Autor (2024).

A Tabela 4 descreve a correlação estatística entre as variáveis hidrometeorológicas. Destaca-se a alta correlação positiva (ρ = 0,80) entre a P e a $Tmax_{ar}$. Outra alta correlação (ρ = 0,72) diretamente proporcional foi entre a P e a V. Tais informações indicam que se houver aumento da P, a $Tmax_{ar}$ e a V também tendem a aumentar.

Tabela 4. Estatística de correlação (ρ): Variáveis Hidrometeorológicas (VH).

VH	**P**	**$Tmax_{ar}$**	**Et**	**V**
P	**1**	0,80	0,50	0,72
$Tmax_{ar}$	0,80	**1**	-0,61	-0,63
Et	0,50	-0,61	**1**	0,50
V	0,72	-0,63	0,50	**1**

Fonte: Autor (2024).

A Tabela 5 descreve as tendências e mudanças hidroclimáticas da interação oceano-atmosfera. Dentre os indicadores climáticos dos oceanos, destaca-se o aumento dos valores do ATN (S = 309; *sen'slope* = 0,0001; MK_z = 3,73) e do ATS (S = 217; *sen'slope* = 0,01; MK_z = 2,52). Além disso, há detecção de mudança nos padrões do ATN (p = 0,001) e ATN (p = 0,04) nos anos de 1996 e 2014, respectivamente.

Tabela 5. Detecção tendências de mudanças hidroclimáticas.

	Mann-Kendall					**Pettitt**	
	S	*Var (S)*	τ	*sen'slope*	MK_z	*t*	*p*
	Índices Climáticos						
ION	-73	6830	-0,09	0,38	-0,88	-	0,83
ATN	309	6834	0,41	0,0001	3,73	1996	0,001
ATS	217	7363	0,27	0,01	2,52	2014	0,04
	Variáveis Hidrometeorológicas						
P	-37	6327	-0,05	0,65	-0,45	-	0,99

$Tmax_{ar}$	14	3461	-0,03	0,82	0,23	-	0,14
Et	-23	3336	0,25	0,22	-0,39	-	0,74
V	-117	6327	-0,16	0,14	-1,47	-	0,39

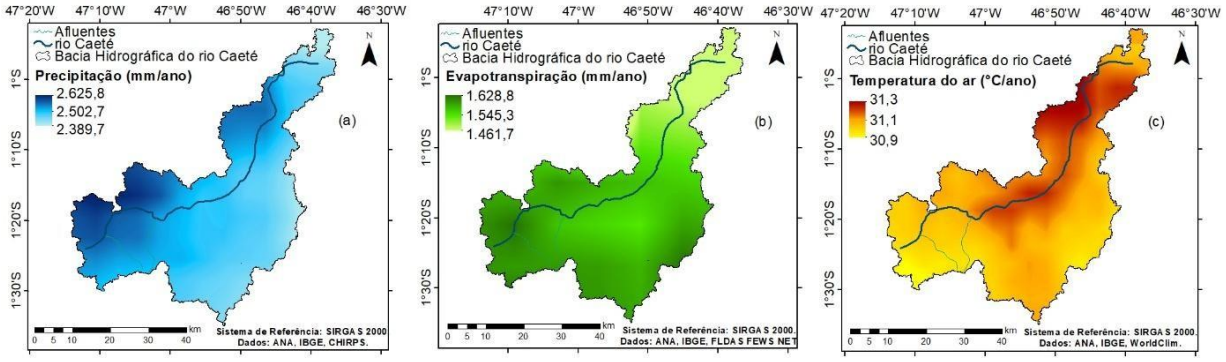
Fonte: Autor (2024).

Os testes estatísticos indicam que as variáveis hidrometeorológicas não possuem tendências e mudanças significativas na série histórica analisada. Contudo, é pertinente mencionar que a V (S = -117; MK_z = -1,47) apresentou indícios de tendências de redução, porém, ainda são considerados estatisticamente não significativos.

A Figura 3a apresenta a variabilidade espacial pluviométrica na BHC. Os maiores volumes de chuva (2.618,5 mm) concentram-se na parte Oeste da BHC. Observou-se valores de precipitação (2.513,7 mm) relativamente inferiores nas proximidades da nascente do rio Caeté e uma área no baixo Caeté. Contudo, identificou-se as menores precipitações (2.423,4 mm) á Leste da BHC, bem como na região da foz do rio Caeté.

Observa-se a variabilidade espacial da Et na BHC (Figura 3b), onde os maiores valores de Et (1.628,8 mm) são observados ao Sul e também a Oeste, como na precipitação e a Sudeste do BC. Os menores valores de Et (1.461,8 mm) concentram-se no extremo Norte do BC, condizente com o mapa de precipitação, na região da Foz do rio Caeté.

Figura 3. Variabilidade espacial da (a) precipitação (1985-2023), (b) Evapotranspiração (1985-2023) e (c) Temperatura do ar (1985-2021): Bacia Hidrográfica do rio Caeté.



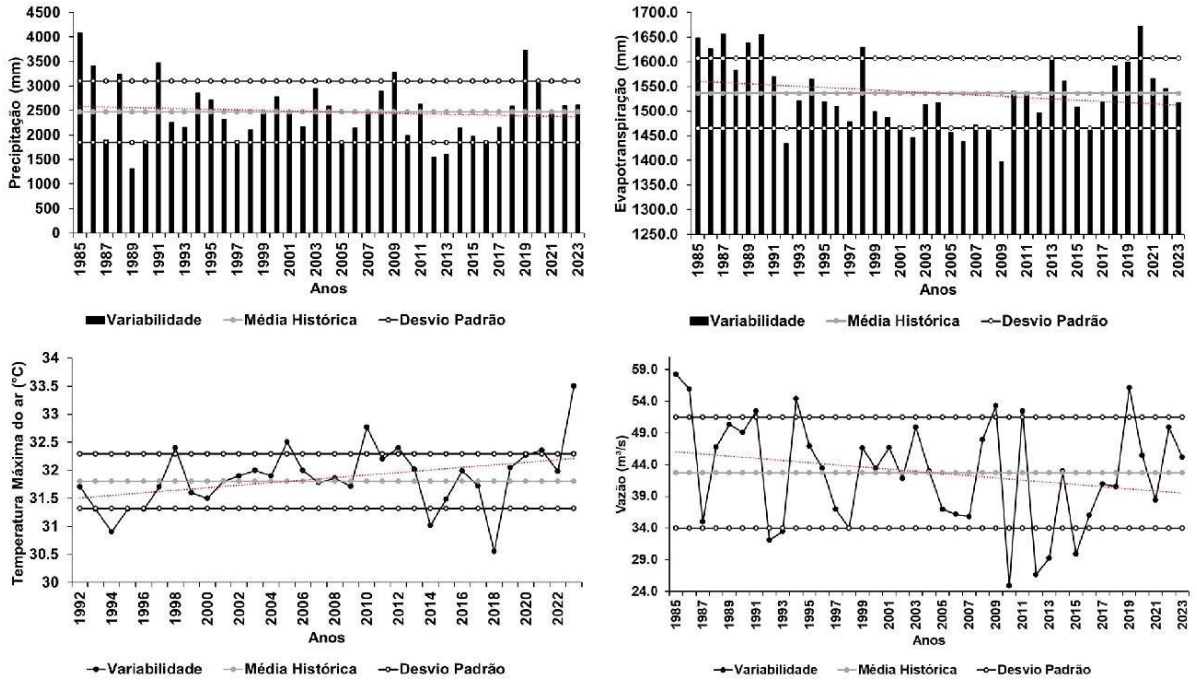
Fonte: Autor (2024).

A variabilidade espacial da $Tmáx_{ar}$ na BHC (Figura 3c), com os maiores valores de $Tmáx_{ar}$ (33,1 °C) são observados em uma área ao Norte no BC. No trecho Centro-Norte do rio Caeté observou-se $Tmáx_{ar}$ (30,4 °C), enquanto as menores $Tmáx_{ar}$ (27,8 °C) foram detectadas dominando toda a região do AC, Nordeste e extremo Norte da BC.

A Figura 4 apresenta a variabilidade temporal pluviométrica na BHC com padrões irregulares e tendências negativas ao longo dos anos. Os maiores volumes de precipitação ocorreram nos anos de 1985 (4.084,4 mm), 1986 (3.410,8 mm), 1988 (3.235,8 mm), 1991 (3.471,1 mm), 2009 (3.284,3 mm) e 2019 (3.735,0 mm). Os fenômenos climáticos ENOS (1985, 1988 e 2009) e DA^- (1986, 1991 e 2019) contribuíram para esses extremos pluviométricos.

No entanto, observou-se também os menores valores de precipitação nos anos de 1989 (1.315,2 mm), 2012 (1.552,6 mm) e 2013 (1.612,1 mm). No ano de 2012, o volume baixo de chuva foi influenciado pelo DA^+ ocorrido neste período, fenômeno que dificultou a produção de precipitação no litoral paraense. Entretanto, vale ressaltar alguns pontos importantes, como os menores valores de precipitação observados em 1989, no qual provavelmente ocorreu uma falha no instrumento de medição ou na observação meteorológica. Enquanto no ano de 2013, não houve detecção de fenômenos climáticos dos oceanos At e Pt que pudesse causar um déficit hídrico na BHC.

Figura 4. Variabilidade temporal da precipitação (1985-2023), Evapotranspiração (1985-2023) e Temperatura máxima do ar (1992-2021) e vazão (1985-2023): Bacia Hidrográfica do rio Caeté.



Fonte: Autor (2024).

Observa-se a variabilidade temporal da Et na BHC com tendências relativamente negativas, no qual as maiores medições ocorreram nos anos de 2009 (1.279,3 mm) e 2010 (1.234,1 mm). No entanto, os menores valores de Et foram

identificados nos anos de 2011 (731,5 mm) e 2013 (794,3 mm). Nos demais anos, a oscilação anual não houve extremos de Et observados.

A variabilidade da $Tmáx_{ar}$ na BHC possui oscilação irregular ao longo dos anos (1992-2022) e tendências positivas. Os maiores extremos de altas $Tmáx_{ar}$ ocorreram nos anos de 1998 (32,4 °C), 2005 (32,5 °C), 2010 (32,8 °C), 2012 (32,4 °C) e 2021 (32,4 °C). Possivelmente esses anos atingiram valores altos em função dos efeitos de fenômenos climáticos que favorecem a elevação da $Tmáx_{ar}$ como o EN (1998) e o DA^+ (2005, 2010 e 2012). Os menores valores de $Tmáx_{ar}$ foram observados nos anos de 1994 (30,9 °C), 2014 (31,0 °C) e 2018 (30,5 °C). Nesses períodos, ocorreram os fenômenos da interação oceano-atmosfera que contribuíram para a diminuição da $Tmáx_{ar}$, como por exemplo o LN (2018) e o o DA^- (1994 e 2014).

A oscilação da vazão no rio Caeté apresenta alta variabilidade irregular com tendências negativas ao longo dos anos. Os maiores picos de vazão ocorreram nos anos de 1985 (58,2 m^3/s), 1986 (55,9 m^3/s), 1991 (52,4 m^3/s), 1994 (54,4 m^3/s), 2009 (53,3 m^3/s), 2011 (52,4 m^3/s), 2019 (56,1 m^3/s). Enquanto os menores extremos de descarga fluvial foram observados nos anos de 1992 (32,1 m^3/s), 1993 (33,5 m^3/s), 2010 (24,9 m^3/s), 2012 (26,7 m^3/s), 2013 (29,3 m^3/s), 2015 (29,9 m^3/s).

4. DISCUSSÃO

As interações oceanos-atmosfera referentes ao Pt, indicam que as anomalias de TSM apresentaram tendências negativas nos últimos 30 anos e continuam contribuindo para o regime de chuvas na Amazônia Oriental. Outros trabalhos também observaram a baixa correlação do ION com a precipitação na Amazônia Oriental (Franca; Mendonça, 2016; Santos; Melo; Brito, 2016; Gomes et al., 2022a; Espinoza et al., 2024), isto significa que tais informações sugerem maior número de eventos de LN e consequentemente aumento das chuvas na região da BHC.

Entretanto, no caso do At os valores anômalos de TSM possuem tendências crescentes ao longo das décadas. Contudo, vale destacar que a região Norte do At apresentou aquecimento mais intenso e maior correlação estatística com a precipitação da BHC, isto indica maior sensibilidade da região da BHC a oscilações de escala climática oriunda desta parte do oceano At, como a redução das chuvas provocadas pelo fenômeno DA^+ (Franca; Mendonça, 2016; Towner et al., 2020; Gomes et al., 2023). Embora com menor intensidade no aquecimento e na correlação

estatística, o setor Sul do At também apresenta variabilidade que sugerem alertas para a região da BHC, como a vulnerabilidade ao aumento de chuvas potencializados por eventos climáticos como o DA^- (Franca; Mendonça, 2016; Towner et al., 2020; Gomes et al., 2023).

Os dados geoespacializados estimados representam satisfatoriamente as medições reais das variáveis meteorológicas (P, $Tmáx_{ar}$ e Et). Assim, recomenda-se o uso destes os produtos meteorológicos utilizados neste trabalho devido sua alta variabilidade espaço-temporal, especialmente em áreas com baixa densidade de estações meteorológicas. Esta característica do produto também o torna muito útil para fins de observação das mudanças temporais e espaciais em regiões estratégicas e com carência de informações meteorológicas. Algumas pesquisas também concordaram com tais informações (Paca et al., 2020; Bobrowski; Weidinger; Schickhoff, 2021; McNally et al., 2022; Mulungu; Mukama, 2022; Kyrgyzbay; Kakimzhanov; Sagin, 2023; Qian et al., 2024).

O regime pluviométrico da BHC é marcado por extremos de chuvas anuais (excedentes e déficit) influenciados por fenômenos climáticos como DA e ENOS. Tal informação é preocupante quando as correlações estatísticas indicam a contribuição da TSM dos oceanos adjacentes ao continente Sul-Americano, especialmente o At. Outros resultados importantes oriundas dos indicadores estatísticos é a relação entre as variáveis climáticas, pois eventos climáticos como LN (EN) e DA^- (DA^+) que favorecem (dificultam) a produção de chuvas na região amazônica atuam indiretamente como modulador das demais componentes meteorológicas. Pesquisas corroboram com tais observações e mostraram a mesma influência dos extremos climáticos DA e ENOS em alguns pontos da Amazônia (Amaya; Villazon; Willems, 2018; Marengo et al., 2018; Giraldo-Osorio; Trujillo-Osorio; Baez-Villanueva, 2022; Gomes et al., 2022b; Thielen et al., 2023; Palácios et al., 2024), bem como seus efeitos em bacias hidrográficas próximas a BHC (Gomes et al., 2022a; Gomes et al., 2023; Gomes; Beltrão, 2024a).

Nos anos chuvosos (secos) na Amazônia, a tendência da $Tmáx_{ar}$ é diminuir (aumentar), assim como para a Et espera-se o aumento (redução), ou seja, isto significa que se a $Tmáx_{ar}$ persistir com o aumento a tendência é haver diminuição do volume de Et na BHC, evidências constatadas pela correlação estatística (r). Paca et al., 2022 observaram a mesma relação entre as variáveis meteorológicas na

Amazônia e sugeriram que está relação depende também do uso e cobertura do solo da região. Além disso, as variáveis meteorológicas não apresentaram tendências estatisticamente significativas, indícios de que as oscilações atmosféricas possuem variabilidade dentro do padrão climatológico, ou seja, sem tendências crescentes ou decrescentes alarmantes. Hu e Mo (2022) também observaram em seus estudos a relação da precipitação e $Tmáx_{ar}$ com a Et da bacia amazônica, onde indicaram que há predominância de tendências negativas e atribuíram este declínio aos efeitos do El Niño na região.

A relação entre as variáveis hidroclimáticas também é modulada pelos mecanismos climáticos (ENOS e DA), o que pode ser observado na BHC, uma vez que nos anos chuvosos (secos) sob efeitos dos fenômenos climáticos, o sistema fluvial principal foi afetado pelas oscilações extremas das chuvas. Embora a observação das tendências de redução da V ao longo dos anos seja um fato ratificado pelo índice de MK (MK_z = -1,47), tal valor estatístico não é o suficiente para confirmar uma tendência estatisticamente significativa, uma vez que o cálculo de MK precisaria alcançar o valor de MK_z = -1,96 ou superior.

Contudo, o valor de MK_z obtido da V do rio Caeté é um alerta para a diminuição da descarga fluvial deste corpo hídrico. E apesar da redução da recarga pluviométrica possivelmente outros fatores estejam contribuindo para a redução da V, como por exemplo o excesso de desmatamento, especialmente em zonas sensíveis como a cabeceira do rio Caeté. Algumas pesquisas relataram que mesmo sob influência de fatores climáticos favoráveis ao aumento da recarga pluvial, a supressão florestal provoca a diminuição da V em rios na Amazônia (Gomes et al., 2022) e no Cerrado (Gomes et al., 2023).

As tendências meteorológicas não indicaram contribuição significativamente para a redução da V, como por exemplo a neutralidade dos padrões da retroalimentação da atmosfera por meio da evapotranspiração, processo realizado pelas florestas. Contudo, Serrão et al. (2023a) estudaram a bacia hidrográfica do rio Mearim, situada na zona de transição entre biomas (amazônico e cerrado) próximo ao litoral. Os autores alegaram que mesmo sob intensas mudanças no uso e cobertura do solo, este fator não foi suficiente para afirmar que tal dinâmica da paisagem provocou a redução da V e sugeriram que provavelmente o armazenamento de água no solo foi responsável pela manutenção da evapotranspiração e da V, assim como

comentaram que o clima ainda controla os processos hidrológicos da região. Prognósticos apontaram cenários negativos alarmante que a persistência do desmatamento descontrolado pode reverter a situação e o uso e cobertura do solo passar a modular com maior influência na vazão de rios amazônicos (Serrão et al., 2023b).

5. CONCLUSÃO

A variabilidade da TSM oriunda dos oceanos At e Pt apresentaram tendências positivas significativas, indicando que a persistência deste aquecimento provavelmente contribui para o aumento da intensidade e frequência de ocorrência de eventos de DA^{+}. Além disso, este cenário pode favorecer para o aumento ainda maior do controle climático do At sobre o regime pluviométrico da região amazônica, especialmente a zona litorânea e elevar o risco de desastres naturais.

Dentre os elementos hidrometeorológicos, a precipitação possui uma variabilidade temporal anual que responde as influências dos fenômenos climáticos, principalmente os eventos de DA, condição que impacta tanto na $Tmáx_{ar}$ quanto na Et da BHC. Destaca-se a redução da vazão do rio Caeté como um indício preocupante, pois apesar de estatisticamente insignificante, a persistência desta tendência acarretar em impactos negativos para o fornecimento dos serviços ecossistêmicos de regulação (clima, água, desastres naturais).

Embora as evidências climáticas possam sugerir que a despreocupação com mudanças bruscas nos padrões hidrometeorológicos a um curto prazo, é possível que a BHC seja mais sensível as alterações da sua paisagem e as pressões antrópicas possam estar afetando o ciclo hidrológico e consequentemente a vazão do rio Caeté. O monitoramento hidroclimático precisa continuar, bem como a análise sobre como e quanto a influência da contínua interferência dos fatores antropogênicos podem provocar danos socioambientais e econômicos irreversíveis a BHC.

REFERÊNCIAS

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). **Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos**. Disponível: http://www.snirh.gov.br/hidroweb/. Acesso: 4/3/2023.

AMAYA, A. G.; VILLAZON, M. F.; WILLEMS, P. Assessment of rainfall variability and its relationship to ENSO in a Sub-Andean watershed in Central Bolivia. **Water**, v. 10, n. 6, 2018. https://doi.org/10.3390/w10060701.

ASCHALE, T. M.; PERES, D. J.; GULLOTTA, A.; SCIUTO, G.; CANCELLIERE, A. Trend analysis and identification of the meteorological factors influencing reference evapotranspiration. **Water**, v. 15, p. 1-17, 2023. https://doi.org/10.3390/w15030470.

ASFAW, A.; SIMANE, B.; HASSEN, A.; BANTIDER, A. Variability and time series trend analysis of rainfall and temperature in northcentral Ethiopia: a case study in Woleka sub-basin. **Weather and Climate Extremes**, v. 19, p. 29-41, 2018. https://doi.org/10.1016/j.wace.2017.12.002.

BATISTA, G. R.; COSTA, C. E. A. S. influence of climatc phenomena on rainfall in th Tapajós River Basin. **Revista Agrogeoambiental**, v. 16, p. 1-13, 2024. https://doi.org/10.18406/2316-1817v16nunico20241847.

BOBROWSKI, M.; WEIDINGER, J.; SCHICKHOFF, U. Is new always better? Frontier in global climate datasets for modeling treeline species in the Himalayas. **Atmosphere**, v. 12, n. 5, p. 1-22, 2021.

BOUGARA, H.; HAMED, K. B.; BORGEMEISTER, C.; TISCHBEIN, B.; KUMAR, N. Analyzing trend and variability of rainfall in the Tafna basin (Northwestern Algeria). **Atmosphere**, v. 11, n. 4, p. 1-24, 2020. https://doi.org/10.3390/atmos11040347.

CANCHALA, T.; CARVAJAL-ESCOBAR, Y.; ALFONSO-MORALES, W.; TORRES, W. A.; SÁNCHEZ-TORRES, D.; CERÓN, W. L. Seasonal influence of tropical Pacific and Atlantic sea surface temperature on streamflow variability in the Patia River basin. **Theoretical and Applied Climatology**, 2024. https://doi.org/10.1007/s00704-024-04934-6.

CASAGRANDE, E.; RECANATI, F.; RULLI, M. C.; BEVACQUA, D.; MELIÀ, P. Water balance partitioning for ecosystem service assessment. A case study in the Amazon. **Ecological Indicators**, v. 121, 2021. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107155.

CAROLETTI, G. N.; COSCARELLI, R.; CALOIERO, T., 2019. Validation of satellite, reanalysis and RCM data of Monthly rainfall in Calabria (Southern Italy). **Remote Sensing**, v. 11, n. 13, p. 1-20, 2019. https://doi.org/10.3390/rs11131625.

CHAUDHARY, M.; PIRACHA, A. Natural disaster – Origins, impacts, management. **Encyclopedia**, v. 1, n. 4, p. 1101-1131, 2021. https://doi.org/10.3390/encyclopedia1040084.

CROCKER, E.; GURUNG, K.; CALVERT, J.; NELSON, D.; YANG, J. Integrating GIS, Remote Sensing, and citizen science to map Oak decline risk across the Daniel Boone National Forest. **Remote Sensing**, v. 15, n. 9, p. 1-16, 2023. https://doi.org/10.3390/rs15092250.

CULLEN, C. A.; SUHILI, R. Assessing rainfall variability in Jamaica using CHIRPS: techniques and measures for persistence, long and short-term trends. **Geographies**, v. 3, n. 2, p. 375-397, 2023. https://doi.org/10.3390/geographies3020020.

D'ACUNHA, B.; DALMAGRO, H. J.; ARRUDA, P. H. Z.; BIUDES, M. S.; LATHUILLIÈRE, M. J.; URIBE, M.; COUTO, E. G.; BRANDO, P. M.; VOURLITIS, G.; JOHNSON, M. S. Changes in evapotranspiration, transpiration and evapotranspiration across natural and managed landscapes in the Amazon, Cerrado and Pantanal biomes. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 346, p. 1-16, 2024. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109875.

DIAS, F. G.; CIRILO, B. B. Diagnóstico da fragilidade ambiental da biacia do rio Caeté/PA como subsídio ao planejamento ambiental. **Geoambiente on-line**, n. 32, p. 74-95, 2018.

Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias (EMBRAPA). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS)**. Disponível: http://geoinfo.cnps.embrapa.br/layers/?limit=100&offset=0. Acesso: 11/03/2023ª.

Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias (EMBRAPA). **Brasil em Relevo**. Disponível: https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/relevobr/download/index.htm. Acesso: 11/05/2023b.

ESPINOZA, J.; JIMENEZ, J. C.; MARENGO, J. A.; SCHONGART, J.; RONCHAIL, J.; LAVADO-CASIMIRO, W.; RIBEIRO, J. V. The new record of drought and warmth in the Amazon in 2023 related to regional and global climatic features. **Scientific Reports**, v. 14, n. 8107, 2024. https://doi.org/10.1038/s41598-024-58782-5.

FRANCA, R. R.; MENDONÇA, F. A. A pluviosidade na Amazônia meridional: variabilidade e teleconexões extra-regionais. **Confins [on-line]**, n. 29, 2016.

FICCHÌ, A.; CLOKE, H.; NEVES, C.; WOOLNOUGH, S.; PEREZ, E. C.; ZSOTER, E.; PINTO, I.; MEQUE, A.; STEPHENS, E. Beyond El Niño: unsung climate modes drive

African floods. **Weather and Climate Extremes**, v. 33, p. 1-12, 2021. https://doi.org/10.1016/j.wace.2021.100345.

FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WorldClim2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 37, n. 12, p. 4302-4315, 2017. https://doi.org/10.1002/joc.5086.

GADEDJISSO-TOSSOU, A.; ADJEGAN, K.; KABLAN, A. K. M. Rainfall and temperature trend analysis by Mann-Kendall test and significance for rainfed cereal yields in Northern Togo. **Sci**, v. 3, n. 1, p. 1-20, 2021. https://doi.org/10.3390/sci3010017.

GETAHUN, Y. S.; LI, M.; PUN, I. Trend and change-point detection analyses of rainfall and temperature over the Awash River basin of Ethiopia. **Heliyon**, v. 7 n. 9, 2021. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08024.

GIRALDO-OSORIO, J. D.; TRUJULLO-OSORIO, D. E.; BAEZ-VILLANUEVA, O. M. Analysis of ENSO-Driven variability, and long-term changes, of extreme precipitation indices in Colombia, using the satellite rainfall estimates CHIRPS. **Water**, v. 14, n. 11, 2022. https://doi.org/10.3390/w14111733.

GLANTZ, M. H., RAMIREZ, I. J. Reviewing the Oceanic Niño Index (ONI) to Enhance societal readiness for El Niño's impacts. **International Journal of Disaster Risk Science**, v. 11, p. 394-403, 2020. https://doi.org/10.1007/s13753-020-00275-w.

Golden Gate Weather Services. Disponível: https://ggweather.com/enso/oni.htm. Acesso: 12/09/2023.

GOMES, D. J. C., BELTRÃO, N. E. S. Impacts of ocean-atmosphere interaction phenomena on hydrometeorology of the Gurupi river watershed, Eastern Amazon. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 34, n. 20, p. 643-667, 2024. https://doi.org/10.55761/abclima.v34i20.16900.

GOMES, D. J. C., BELTRÃO, N. E. S; DIAS, Y. A. S.; MAIA, E. T. Eventos de inundação em anos extremos de Dipolo do Atlântico e La Niña no Arquipélago do Marajó. **Revista Brasileira de Climatologia**, 2024.

GOMES, D. J. C.; BELTRÃO, N. E. S.; LIMA, A. M. M. Influence of climatic phenomena and deforestation on hydroenvironmental fragility, Gurupi river watershed, Northern Brazil. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 56, n. 3, p. 375-385, 2023.

GOMES, D. J. C.; BELTRÃO, N. E. S.; PEREIRA, F. M.; REIS, A. C. M.; PINHEIRO, A. M. P.; SILVA, D. F. Estimativa de precipitação dos dados CHIRPS e GPCC e manos

extremos climáticos, bacia hidrográfica do rio Guamá-PA. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 3, p. 1583-1598, 2022a.

GOMES, D. J. C.; NASCIMENTO, M. M. M.; PEREIRA, F. M.; DIAS, G. F. M.; MEIRELES, R. R.; SOUZA, L. G. N.; PICANÇO, A. R. S.; RIBEIRO, H. M. C. Flow variability in the Araguaia River hydrographic basin influenced by precipitation in extreme years and deforestation. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 57, n. 3, p. 451-466, 2022b.

GONZALES, E., INGOL, E. Determination of a new coastal ENSO oceanic index for Northern Peru. **Climate**, v. 9, n. 5, p. 1-23, 2021. https://doi.org/10.3390/cli9050071.

GORENSTEIN, I.; WAINER, I.; PAUSATA, F. S. R.; PRADO, L. F.; KHODRI, M.; DIAS, P. L. S. A 50-year cycle of sea surface temperature regulates decadal precipitation in the tropical and South Atlantic region. **Communications Earth & Environmental**, v. 4, n. 427, 2023. https://doi.org/10.1038/s43247-023-01073-0.

HAIDER, S.; KARIM, M. R.; ISLAM, M. S.; MEGUMI, T. A.; RAHNAMA, Q. S. Extreme weather events and spatio-temporal characterization of climate change variables in Bangladesh during 1975-2019. **Heliyon**, v. 10, n. 5, 2024. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e27118.

HE, Q.; WANG, M.; LIU, K.; LI, K.; JIANG, Z. GPRChina Temp 1km: a high-resolution monthly air temperature data set for China (1951-2020) based on machine learning. **Earth System Science Data**, v. 14, n. 7, p. 3273-3292, 2022.

HU, S.; MO, X. Diversified evapotranspiration responses to climatic change and vegetation greening in eight global great river basins. **Journal of Hydrology**, v. 613 part A, 2022. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128411.

Instituto Brasileiro de Geografia Física (IBGE). **Geociências**. Disponível: https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html. Acesso: 10/10/2022.

Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). **Normais Climatológicas**. Disponível: https://clima.inmet.gov.br/NormaisClimatologicas/19611990/precipitacao_acumulada_mensal_anual. Acesso: 19/06/2023.

JIANG, N.; ZHU, C.; HU, Z.; MCPHADEN, M. J.; CHEN, D.; LIU, B.; MA, S.; YAN, Y.; ZHOU, T.; QIAN, W.; LUO, J.; YANG, X.; LIU, F.; ZHU, Y. Enhanced risk of record-breaking regional temperatures during the 2023-24 El Niño. **Scientific Reports**, v. 14, n. 2521, 2024. https://doi.org/10.1038/s41598-024-52846-2.

LEITE-FILHO, A. T.; SOARES-FILHO, B. S.; DAVIS, J. L.; ABRAHÃO, G. M.; BORNER, J. Deforestation reduces rainfall and agricultural revenues in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**, v. 12, n. 2591, 2021. https://doi.org/10.1038/s41467-021-22840-7.

KYRGYZBAY, K.; KAKIMZHANOV, Y.; SAGIN, J. Climate data verification for assessing climate change in Almaty region of the Republic of Kazakhstan. **Climate Services**, v. 32, p. 1-19, 2023. https://doi.org/10.1016/j.cliser.2023.100423.

LI, W.; PERERA, S.; LINSTEAD, E.; THOMAS, R.; EL-ASKARY, H.; PIECHOTA, T.; STRUPPA, D. Investigating decadal changes of multiple hydrological products and land-cover changes in the Mediterranean region for 2009-2018. **Earth System and Environment**, v. 5, p. 285-302, 2021.

MACHADO-SILVA, F.; LIBONATI, R.; LIMA, T. F. M.; PEIXOTO, R. B.; FRANÇA, J. R. A.; MAGALHÃES, M. A. F. M.; SANTOS, F. L. M.; RODRIGUES, J. A.; DACAMARA, C. C. Drought and fires influence the respiratory diseases hospitalizations in the Amazon. **Ecological Indicators**, v. 109, 2020. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105817.

MARENGO, J. A.; SOUZA JR., C. M.; THONICKE, K.; BURTON, C.; HALLADAY, K.; BETTS, R. A.; ALVES, L. M.; SOARES, W. R. Changes in climate and land use over the Amazon region: current and future variability and trends. **Frontiers in Earth Science**, v. 6, 2018. https://doi.org/10.3389/feart.2018.00228.

MCNALLY, A.; JACOB, J.; ARSENAULT, K.; SLINSKI, K.; SARMIENTO, D. P.; HOELL, A.; PERVEZ, S.; ROWLAND, J.; BUDDE, M.; KUMAR, S.; PETERS-LIDARD, C.; VERDIN, J. P. A Central Asia hydrologic monitoring dataset for food and water security applications in Afghanistan. Earth System Science Data, v. 14, p. 3115-3135, 2022. https://doi.org/10.5194/essd-14-3115-2022.

MULUNGU, D. M. M.; MUKAMA, E. Evaluation and modelling of accuracy of satellite-based CHIRPS rainfall data in Ruvu subbasin, Tanzania. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 9, p. 1287-1300, 2022. https://doi.org/10.1007/s40808-022-01555-8.

MU, Y.; JONES, C. An observation analysis of precipitation and deforestation age in the Brazilian Legal Amazon. **Atmospheric Research**, v. 271, p. 1-9, 2022. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2022.106122.

NOAA. National Oceanic and Atmospheric Administration. *Climate Indices: Monthly Atmospheric and Ocean Times Series*. Dispoível: https://psl.noaa.gov/data/climateindices/list/. Acesso: 10/12/2023ª.

NOVAIS, G. T.; MACHADO, L. A. Os climas do Brasil: Segundo a classificação climática de Novais. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 32, p. 1-39, 2023.

PACA, V. H. M.; ESPINOZA-DÁVALOS, G. E.; MOREIRA, D. M.; COMAIR, G. Variability of trends in precipitation across the Amazon River basin determined from the CHIRPS precipitation product and from station records. **Water**, v. 12, n. 5, 2020. https://doi.org/10.3390/w12051244.

PACA, V. H. M.; ESPINOZA-DÁVALOS, G. E.; SILVA, R.; TAPAJÓS, R.; GASPAR, A. B. S. Remote sensing products validated by flux tower data in Amazon rain forest. **Remote Sensing**, v. 14, n. 5, p. 1-20, 2022. https://doi.org/10.3390/rs14051259.

PALÁCIOS, R.; CASTAGNA, D.; BARBOSA, L.; SOUZA, A. P.; IMBIRIBA, B.; ZOLIN, C. A.; NASSARDEN, D.; DUARTE, L.; MORAIS, F. G.; FRANCO, M. A.; CIRINO, G.; KUHN, P.; SODRÉ, G.; CURADO, L.; BASSO, J.; PAULO, S. R.; RODRIGUES, T. ENSO effects on the relationship between aerossols and evapotranspiration in the south of the Amazon biome. **Environmental Research**, v. 250, p. 1-12, 2024. https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118516.

QIAN, J.; ZHANG, L.; SCHLINK, U.; MENG, Q.; LIU, X.; JANSCÓ, T. High spatial and temporal resolution multi-source anthropogenic heat estimation for China. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 203, 2024. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107451.

REYGADAS, Y.; SPERA, S. A.; SALISBURY, D. S. Effects of deforestation and forest degradation on ecosystem service indicators across the Southwestern Amazon. **Ecological Indicators**, v. 147, 2023. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.109996.

SANTOS, A. F.; MOURA, F. R. T.; SERUFFO, M. C. R.; SANTOS, W. P.; COSTA, G. B.; COSTA, F. A. R. The impact of meteorological changes on the quality of life regarding thermal confort in the Amazon region. **Frontiers in Climate**, v. 5, p. 1-19, 2023. https://doi.org/10.3389/fclim.2023.1126042.

SANTOS, C. A. C.; MELO, M. M. M. S.; BRITO, J. I. B. Tendências de Índices de Extremos Climáticos para o Estado do Amazonas e suas relações com a TSM dos oceanos Tropicais. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 31, n. 1, p. 1-10, 2016.

SERRÃO, E. A. O.; PONTES, P. R. M.; CAVALCANTE, R. B. L.; XAVIER, A. C. F.; FERREIRA, T. R.; TERASSI, P. M. B. Hydrological processes in a watershed on the

transition from Amazon to Cerrado in Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 129, 2023a. https://doi.org/10.1016/j.jsames.2023.104507.

SERRÃO, E. O. A.; SILVA, M. T.; FERREIRA, T. R.; XAVIER, A. C. F.; SANTOS, C. A.; ATAIDE, L. C. P.; PONTES, P. R. M.; SILVA, V. P. R. Climate and land use change: future impacts on hydropower and revenue for the Amazon. **Journal of Cleaner Production**, v. 385, 2023b. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135700.

SILVEIRA, I. H.; HARTWIG, S. V.; MOURA, M. N.; CORTES, T. R.; JUNGER, W. L.; CIRINO, G.; IGNOTTI, E.; OLIVEIRA, B. F. A. Heat waves and mortality in the Brazilian Amazon: effect modification by heat wave characteristics, population subgroup, and cause of death. **Environmental Health**, v. 248, 2023. https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.114109.

SOUZA, E. B., KAYANO, M. T., AMBRIZZI, T., 2005. Intraseasonal and submonthly variability over the eastern Amazon and northeast Brazil during the autumn rainy season. **Theorical and Applied Climatology**, v. 81, n. ¾, p. 177-191, 2005. https://doi.org/10.1007/s00704-004-0081-4.

SILVA, G. M. F.; ZANCHI, F. B.; SILVA, J. B. L.; BERNARDES, M. E. C. Disponibilidade hídrica de uma bacia hidrográfica no sul da Bahia. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 3, p. 1597-1611, 2021ª. https://doi.org/10.26848/rbgf.v14 3.p1597-1611.

THIELEN, D. R.; RAMONI-PERAZZI, P.; ZAMORA-LEDEZMA, E.; PUCHE, M. L.; MARQUEZ, M.; QUINTERO, J. I.; ROJAS, W.; QUINTERO, A.; BIANCHI, G.; SOTO-WERSCHITZ, I.; ARIZAPANA-ALMONACID, M. A. Effect of extreme El Niño events on the precipitation of Ecuador. **Natural Hazard and Earth System Sciences**, v. 23, n. 4, p. 1507-1527, 2023. https://doi.org/10.5194/nhess-23-1507-2023.

TOWNER, J.; CLOKE, H. L.; LAVADO, W.; SANTINI, W.; BAZO, J.; PEREZ, E. C.; STEPHENS, E. M. Attribution of Amazon floods to modes of climate variability: a review. Meteorological Applications, v. 27, n. 5, p. 1-36, 2020. https://doi.org/10.1002/met.1949.

TOWNER, J.; FICCHI, A.; CLOKE, H. L.; BAZO, J.; PEREZ, E. C.; STEPHENS, E. M. Influence of ENSO and tropical Atlantic climate variability on flood characteristics in the Amazon basin. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 25, p. 3875-3895, 2021. https://doi.org/10.5194/hess-25-3875-2021.

TRAN, D.; LIOU, Y. Creating a spatially continuous air temperature dataset for Taiwan using thermal remote-sensing data and machine learning algorithms. **Ecological Indicators**, v. 158, p. 1-23, 2024. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111469.

VARGAS, D.; PUCHA-COFREP, D.; SERRANO-VICENTI, S.; BURNEO, A.; CARLOSAMA, L.; HERRERA, M.; CERNA, M.; MOLNÁR, M.; JULL, A. J. T.; TEMOVSKI, M.; LÁSZLÓ, E.; FUTÓ, I.; HORVÁTH, A.; PALCSU, L. ITCZ precipitation and cloud cover excursions control *Cedrela nebulosa* tree-ring oxygen and carbon isotopes in the northwestern Amazon. **Global and Planetary Change**, v. 211, p. 1-15, 2022. https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2022.103791.

VÁSQUEZ, P. I. L.; ALVES BARBOSA, H.; SAMPAIO, G.; SÁNCHEZ, P. C. A.; UTIDA, G.; PAREJA QUISPE, D.; REJAS AYUGA, J. G.; ABI KARAM, H.; MAKSIC, J.; SHIMIZU, M. H.; WILLIAM CRUZ, F. Multidecadal variability of the ITCZ from the last millennium extreme precipitation changes in Northeastern Brazil. **EGUsphere**, p. 1-26, 2022.

WorldClim. Historical monthly weather data. Disponível: https://worldclim.org/data/monthlywth.html. Acesso: 21/03/2023.

WU, J.; LAKSHMI, V.; WANG, D.; LIN, P.; PAN, M.; CAI, X.; WOOD, E. F.; ZENG, Z. The reliability of global remote sensing evapotranspiration products over Amazon. **Remote Sensing**, v. 12, n. 4, 2020. https://doi.org/10.3390/rs12142211.

CAPITULO 5 - PROJEÇÃO DA OFERTA DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS SOB CENÁRIOS DE MUDANÇA DE USO E COBERTURA DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAETÉ[2]

Resumo

O avanço do desmatamento nas últimas décadas está afetando significativamente o fornecimento de Serviços Ecossistêmicos (SEs). Na Amazônia, este problema ambiental impacta os SEs hidroclimáticos e outros SEs relacionados a interação solo-atmosfera. Diante deste cenário, o objetivo deste trabalho foi detectar se há sinais de mudanças futuras nas ofertas dos SEs na Bacia Hidrográfica do rio Caeté (BHC). Adquiriu-se dados geoespacializados de diversas fontes como: altitude e declividade (ALOS PALSAR), geomorfologia (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), hidrografia (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico), estradas (Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes) e uso e cobertura do solo (1985, 2013 e 2023) do Projeto MapBiomas. Após a reclassificação dos dados brutos de uso e cobertura do solo (12 classes) para categorias mais simplificadas (floresta, pasto, área urbana, mineração, corpo hídrico e agricultura), inseriu-se os todos os dados geoambientais na plataforma de modelagem ambiental Dinamica EGO para realizar a projeção do uso e cobertura do solo para o ano de 2040. Posteriormente, classificou-se os SEs baseado na metodologia do *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB), no qual considerou-se a oferta de SEs de cada classe do uso e cobertura do solo (1985, 2023 e 2040). Todo mapeamento foi feito no software QGIS 3.3. A BHC apresentou grandes áreas de desmatamento no período analisado (1985-2023), impulsionado principalmente pela expansão da pecuária a partir de 2000 (ano que as florestas começaram a reduzir), no qual alcançou em 2023 cerca de 48,3% do território da BHC. No ano de 2013, a plantação de dendê destacou-se com o crescimento na região da cabeceira do rio Caeté, apesar da área pequena em relação ao pasto, essa monocultura expandiu-se em uma zona altamente sensível e seus efeitos negativos na hidrologia local são alarmantes. A urbanização avançou sobre região do baixo curso do rio Caeté e também contribuiu em uma menor escala para a supressão da vegetação na BHC, especialmente a mata ciliar. Todas essas ações antrópicas causaram grandes déficits nas ofertas dos SEs da BHC, principalmente a pecuária que reduziu os SEs de regulação (gases, clima, água, eventos extremos e controle da erosão). A agricultura ameaça a provisão da água. No caso da urbanização, diminuiu os SEs de controle de erosão e a proteção contra eventos extremos. Projeções para o ano de 2040 são todas pessimistas. É urgente a implementação de práticas conservacionistas como sistemas agroflorestais, bem como maior proteção para a região da nascente do rio Caeté.

Palavras-Chave: Desmatamento, Modelagem Ambiental, Regulação Hidroclimática.

Abstract

The advance of deforestation in recent decades has significantly affected the provision of Ecosystem Services (ESs). In the Amazon, this environmental issue impacts hydroclimatic ESs and other services related to soil–atmosphere interactions. In this context, the objective of this study was to detect whether there are signs of future changes in the provision of ESs in the Caeté River Basin (CRB). Geospatial data were acquired from several sources, including altitude and slope (ALOS PALSAR), geomorphology (Brazilian Institute of Geography and Statistics), hydrography (National Water and Basic Sanitation Agency), roads (National Department of Transport Infrastructure), and land use and land cover (1985, 2013, and 2023) from the MapBiomas Project. After reclassifying the raw land use and land cover data (12 classes) into simplified categories (forest, pasture, urban area, mining, water body, and agriculture), all geoenvironmental data were integrated into the Dinamica EGO environmental modeling platform to project land use and land cover for the year 2040. Subsequently, the ESs were classified based on the methodology proposed by The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), in which the provision of ESs for each land use and land cover class (1985, 2023, and 2040) was considered. All mapping procedures were performed using QGIS 3.3 software. The CRB showed extensive deforested areas during the analyzed period (1985–2023), mainly driven by the expansion of livestock farming after 2000—the year when forest areas began to decline—reaching approximately 48.3% of the CRB's territory by 2023. In 2013, oil palm cultivation stood out for its expansion in the headwater region of the

[2] **Periódico Pretendido**: Science of the Total Environment Journal.

Caeté River. Although its area is small compared to pasture, this monoculture has expanded into a highly sensitive zone, and its negative effects on local hydrology are alarming. Urbanization has expanded over the lower course of the Caeté River and has also contributed, to a lesser extent, to vegetation suppression in the CRB, particularly affecting riparian forests. All these anthropogenic actions have caused major deficits in the provision of ESs in the CRB, especially livestock farming, which has reduced regulation services (gases, climate, water, extreme events, and erosion control). Agriculture poses a threat to water provision, while urbanization has diminished ESs related to erosion control and protection against extreme events. Projections for the year 2040 are all pessimistic. The implementation of conservation practices, such as agroforestry systems, as well as stronger protection measures for the headwater region of the Caeté River, is urgently needed.
Keyword: Deforestation, Environmental Modelling, Hydroclimatic Regulation.

1. INTRODUÇÃO

As mudanças ambientais estão cada vez mais acentuadas nas últimas décadas e relatos científicos indicam que alguns ecossistemas terrestres estão próximos de atingir seu ponto de inflexão ou ponto de não retorno, termo usado para se referir ao limite máximo que um ambiente resiste a condições estressantes, no qual uma pequena perturbação pode ocasionar mudanças abruptas no seu estado natural, conforme discutido por Flores et al. (2024). Os autores ainda reiteraram que esta condição, também conhecida como transição crítica, torna as análises e prognósticos ambientais mais desafiadores, uma vez que novas variantes podem surgir como resposta as alterações do meio natural.

O desmatamento é uma das vertentes que mais têm crescido e intensificado as mudanças ambientais (Sandker et al., 2017; Smith; Baker; Spracklen, 2023; Reddington et al., 2025). Na Amazônia, este processo da retirada da floresta nativa é feita com a finalidade de uso tanto para atividade madeireira (Lapola et al., 2023), mas uso da terra destinado à urbanização (Martin, 2023), mineração (Giljum et al., 2022) e principalmente para o setor agropecuário como o avanço das fronteiras agropastoris (Ribeiro et al., 2025). Essas ações antrópicas são comumente chamadas de uso e cobertura do solo, no qual possuem classificações tanto para áreas naturais (florestas, campos, corpos hídricos) para áreas antropogênicas (agricultura, mineração, pasto e zonas urbanas). Assim, foram segmentadas para facilitar o monitoramento ambiental e análises mais específicas, buscando responder as motivações de cada caso de desmatamento (Souza Jr. et al., 2020).

A Amazônia é marcada há alguns anos pelo avanço do desmatamento e mudanças climáticas (Justino et al., 2025), no qual cada vez mais vem sendo utilizado produtos de áreas mapeadas e classificadas quanto aos seus respectivos tipos de uso e cobertura do solo, servindo como um indicador ambiental sob a perspectiva quali-

quantitativa como perda de biomassa (Feitosa et al., 2023), redução da biodiversidade (Hallaj et al., 2024; Leal Filho et al., 2025), aumento do risco de eventos extremos (Silva et al., 2023; Yoon et al., 2025), desregulação hidroclimática (Wongchuig et al., 2023), entre outros. Seydewitz et al. (2023) afirmaram que aproximadamente 90% dos desmatamentos de florestas primárias são impulsionados pela expansão da fronteira agropastoril e principais responsáveis pela diminuição da oferta de Serviços Ecossistêmicos (SEs).

Os SEs são um conjunto de benefícios fornecidos pela natureza que possibilita o maior bem-estar do ser humano (Costanza, 1997; De Groot et al., 2012; Costanza et al., 2014). Costanza (1997) e posteriormente a *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) classificaram esses SEs em quatro categorias básicas (provisão, regulação, manutenção e cultural), nas quais cada uma representa alguns dos SEs, contabilizando no total de 17 SEs. Embora tentativas de atualizações das categorias básicas tenham surgido ao longo dos anos (Costanza et al., 2008; Parevochtchikova et al., 2019), o MEA (2005) ainda permanece com suas definições, com pequenas alterações sem muita significância.

Muitos trabalhos usam os produtos geoespacializados do uso e cobertura do solo para estimar o quanto das mudanças do uso e cobertura do solo impactam na oferta dos SEs (Lahon et al., 2023; Hallaj et al., 2014; Gabisa; Kabite; Mammo, 2025; Tonyaloglu, 2025). Contudo, apesar das intervenções humanas afetar negativamente os SEs (Silva; Beltrão; Gomes, 2023; Lungarska; Chakir, 2024), a intensificação dos efeitos das mudanças climáticas nos últimos anos afetou o equilíbrio dos sistemas ambientais e consequentemente os SEs (Ioan; Roseo; Brambilla, 2025; Maragno, Gerla; Musco, 2025). Por isso, analisar as variações dos SEs relacionados diretamente a provisão de água (Ávila-García et al., 2020; Admasu; Yeshitela; Argaw, 2023) e regulação (gases, hidroclimáticas, eventos extremos e proteção contra desastres naturais) é fundamental para o melhor entendimento dos impactos negativos das mudanças ambientais na oferta desses SEs (Grimaldi et al., 2014; Belay; Malese; Senamaw, 2022; Legesse; Degefa; Soromessa, 2025).

Por tanto, os estudos dessas mudanças ambientais com enfoque nos SEs associados a variáveis hidroclimáticas, analisar a nível de bacias hidrográficas torna-se essencial, uma vez que além dessa delimitação territorial ser muito sensível a alterações do meio ambiente (Lira et al., 2022; Prashanth et al., 2023), também

favorece as análises tanto hidrológicas quanto estabilização de terreno contra desastres naturais (Manchado et al., 2022; Birhanu et al., 2024). Intensas modificações da paisagem natural de bacias hidrográficas podem ocasionar grande desestabilização do funcionamento dos sistemas naturais, assim como dos SEs (Maximus, 2025; Nigussie et al., 2025; Silva et al., 2025).

Diante do aumento das mudanças ambientais (Barati et al., 2023; Chen et al., 2025), projetar possíveis cenários futuros do uso e cobertura do solo torna-se de suma importância para compreender tanto o ritmo do avanço do desmatamento quanto saber qual atividade antrópica está causando este prognóstico negativo do ponto de vista da conservação e preservação ambiental (Zhang; Cheng; Wu, 2023; Bright et al., 2025). Para alcançar atingir está meta, é crucial o uso das geotecnologias como a combinação do sensoriamento remoto e técnicas de geoprocessamento para mapear as dinâmicas do uso e cobertura do solo (Gomes; Beltrão; Lima, 2023; Seyam; Haque; Rahman, 2023) e o fornecimento de SEs (Silva; Beltrão; Gomes, 2023; Pereira; Fernandes; Vieira, 2024).

No processo de monitoramento espaço-temporal e a projeção do uso e cobertura do solo, é necessário obter-se também outras informações de variáveis geoambientais como geomorfologia, altitude, declividade, hidrografia, estradas, clima, entre outros (Silva et al., 2024; Mendoza-Ponce et al., 2025). Desta maneira, poderá se estimar e obter evidências de como estará o fornecimento de SEs nas próximas décadas de bacias hidrográficas em uma região altamente desmatada na Amazônia Oriental, e concomitantemente levantar discussões relacionadas a supressão florestal impulsionada por pressões antrópicas como o avanço de fronteiras agropastoris e processos de urbanização. Assim, o objetivo deste trabalho foi detectar se há sinais de mudanças futuras nas ofertas dos serviços ecossistêmicas na bacia hidrográfica do rio Caeté.

2. MATERIAL E MÉTODOS

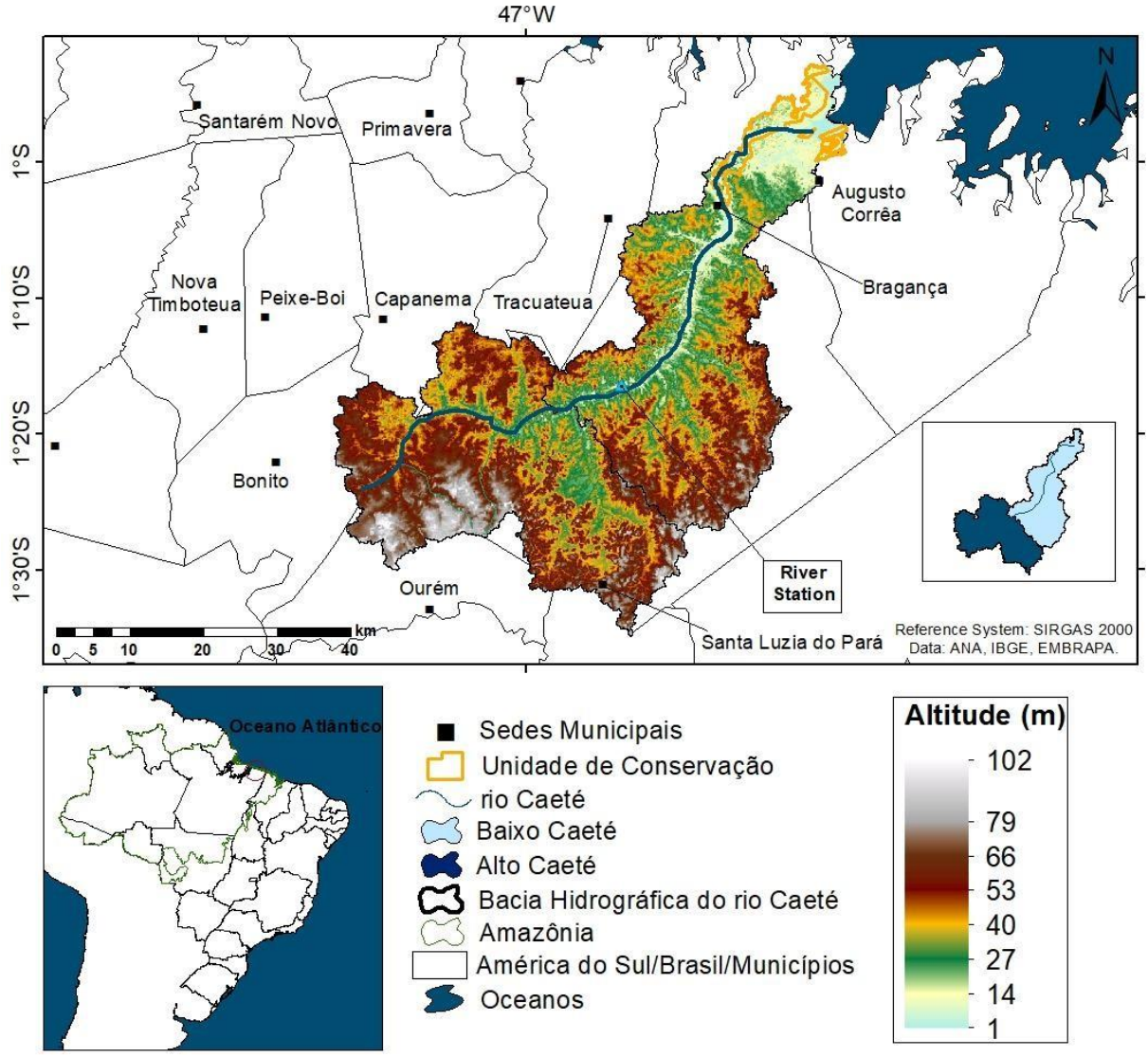
Área de Estudo

A área de estudo é a Bacia Hidrográfica do rio Caeté (BHC), localizada no Nordeste Paraense (Leste Amazônico), na zona litorânea da costa Norte brasileira (Figura 1). A BHC abrange o território de aproximadamente 2.088,8 km^2 e onde situa-

se alguns municípios como Bonito, Bragança, Capanema, Ourém, Santa Luzia do Pará, São Miguel do Guamá e Tracuateua (IBGE, 2023).

O clima da BHC é marcado pelas características da zona tropical (muito quente) e tipos climáticos denominados amazônico oriental e litorâneo amazônico (Novais; Machado, 2023). Anualmente o clima da região é composto por regime de precipitação de 2.400,0 mm, temperatura máxima do ar de 33,0°C e evapotranspiração de 1.000,0 mm.

Figura 1. Localização da área de estudo: Bacia Hidrográfica do rio Caeté.



Fonte: Autor (2023).

A hidrologia da BHC possui sistemas fluviais como o rio principal (Caeté) com extensão (nascente até a foz) de aproximadamente 97,4 km e seus afluentes (rios: Aripé, Grande e Jeripaú-Mirim). A cabeceira do rio Caeté situa-se no município de Bonito (ANA, 2023) nos altiplanos (53 m – 63 m), região do Alto Caeté (AC). Este

corpo hídrico percorre na direção Norte para regiões de planícies (1 m – 14 m), onde localiza-se o Baixo Caeté (BC), até desaguar no oceano Atlântico tropical (EMBRAPA, 2023a).

Aquisição de Dados

A Tabela 1 descreve a origem das diversas fontes utilizadas que foram adquiridos os dados geoambientais. Todas as variáveis foram obtidas para a inserir na modelagem ambiental e projetar as mudanças do uso e cobertura do solo.

Tabela 1. Informações sobre a aquisição dos dados geoambientais.

Variáveis Geoambientais	Fonte	Site
Altitude e Declividade	Advanced Land Observing Satellite Phased Array type L-band Synthetic Aperture Radar (ALOS PALSAR)	https://search.asf.alaska.edu/#/
Geomorfologia	Instituto Brasileiro de Estatística e Geografia (IBGE)	https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/geomorfologia.html
Estradas	Departamento Nacional de Infraestrutura de Transporte (DNIT)	https://servicos.dnit.gov.br/vgeo/
Hidrografia	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA)	https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/home
Uso e Cobertura do Solo	Projeto MapBiomas	https://brasil.mapbiomas.org/downloads/

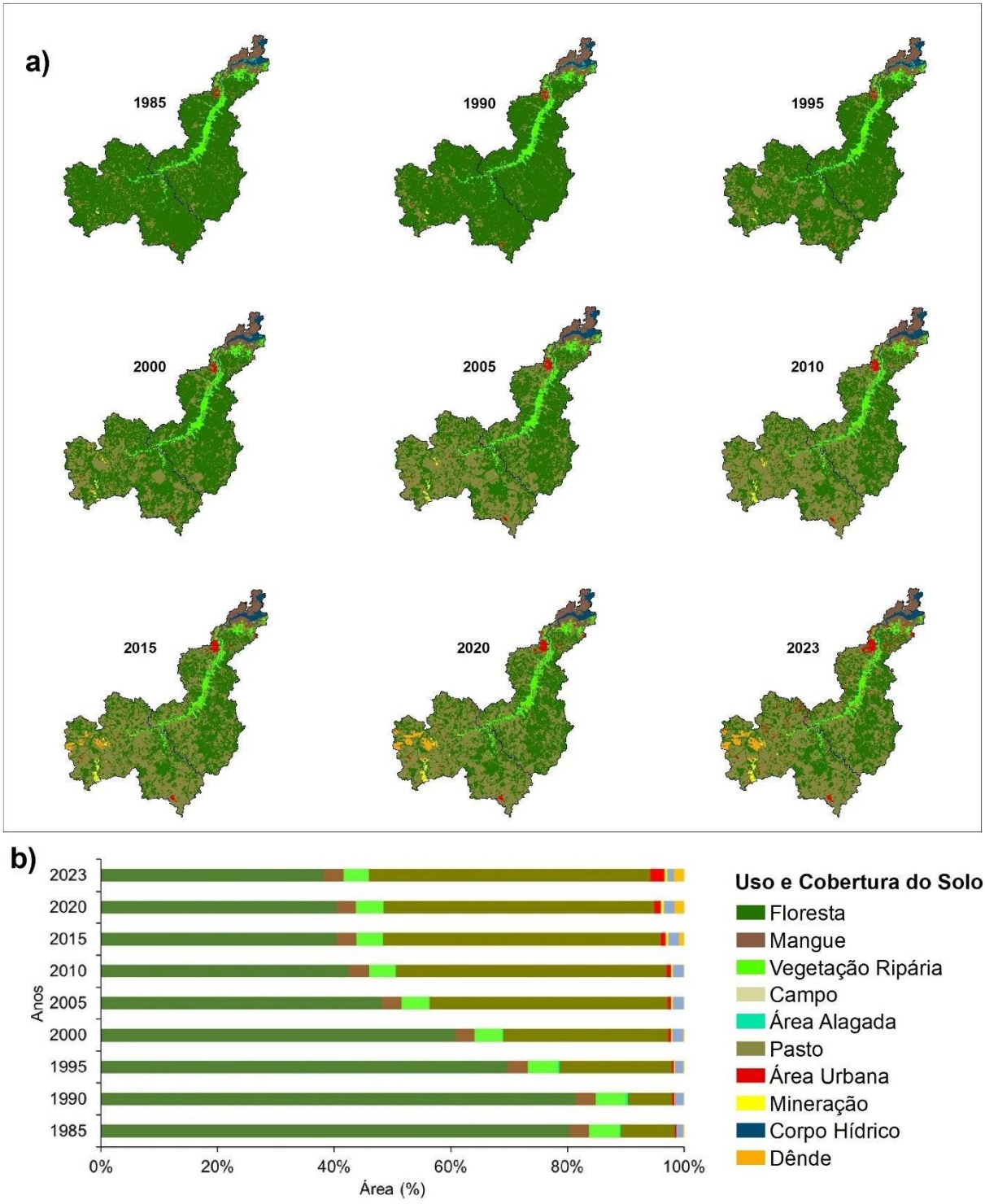
Fonte: Autor (2025).

Procedimentos Metodológicos

Os dados que mostram as mudanças do uso e cobertura do solo (1985, 2013 e 2023) foram manipulados no software QGIS 3.3. Primeiramente recortou-se a área da BHC, onde foi identificado 11 classes (Figura 2): floresta, mangue, vegetação ripária, reflorestamento, campo, pasto, área urbana, mineração, corpo hídrico, dendê, soja e lavoura temporária. Além disso, indica qual tipo de uso e cobertura do solo está associado ao desmatamento. Informações mais detalhadas podem ser observadas na Tabela 2 do Apêndice.

As florestas são a classe natural dominante no ano de 1985 com 1.681,0 km^2 (80,5 %). Contudo, houve uma drástica redução a partir de 2013 para 890,6 km^2 (42,6 %), onde após este ano a supressão florestal diminui seu ritmo até atingir cerca de 797,5 km^2 (38,2 %) no ano de 2023. O declínio da vegetação ripária também é um indicador do desmatamento, no qual observa-se a redução para aproximadamente 89,5 km^2 (4,3 %).

Figura 2. Mudanças espaço-temporais do uso e cobertura do solo (1985-2023): Bacia Hidrográfica do rio Caeté.



Fonte: Autor (2025).

Observa-se o avanço acelerado da pecuária em vários pontos da BHC, representado pelas grandes áreas de pasto no ano de 1985 com 193,7 km^2 (9,3 %) e seu aumento em 2023 para 1.009,0 km^2 (48,3 %). No caso da agricultura, plantações

de dendê são destaque com sua expansão concentradas na região do Alto Caeté, nas proximidades da nascente do rio, local onde foram observados 3,4 km^2 (0,1 %) em 1985 e aumentou para 35,0 km^2 (1,7 %) no ano de 2023. Outra classe associada as atividades antrópicas são as áreas urbanas ao longo da BHC, especialmente na região do baixo curso do rio Caeté, onde identificou-se 5,9 km^2 (0,3 %) de território no ano de 1985 e sua expansão para 49,6 km^2 (2,4 %) em 2023.

Em seguida, usando a ferramenta *reclassify*, foi feito um agrupamento das classes de uso e cobertura do solo, o que reduziu para uma nova classificação de 6 categorias: floresta, pasto, área urbana, mineração, corpo hídrico e agricultura. Este procedimento foi necessário como preparação dos dados para a modelagem ambiental subsequente. Dentre as componentes geoambientais obtidas (Tabela 2), foram feitas classificações baseadas nas suas mudanças espaciais ao longo do tempo e denominadas de Variáveis Estática (VE) e Variáveis Dinâmica (VD). A VE (VD) são variáveis geoambientais em que as mudanças espaciais ocorrem de forma muito lenta (acelerada), geralmente na escala temporal secular ou mais (anos), ou seja, demoram muito (pouco) tempo para que haja alterações significativas na sua distribuição espacial (Gomes et al., 2023; Silva et al., 2024).

Tabela 2. Informações sobre as características dados geoambientais.

Variáveis Geoambientais	Tipo	Resolução Espacial
Altitude e Declividade	Estática/Contínua	12,5 m
Geomorfologia	Estática/Contínua	30 m
Estradas	Estática/Contínua	30 m
Hidrografia	Estática/Contínua	30 m
Uso e Cobertura do Solo	Dinâmica/Discreta	30 m

Fonte: Autor (2025).

Assim, de acordo com Silva et al. (2024) algumas variáveis são condicionantes naturais contínuas (declividade, geomorfologia, altitude, densidade de estradas e hidrografia) e outras variáveis são agentes antrópicos discretos (uso e cobertura do solo). Ressalta-se que no caso das estradas, embora seja de origem antropogênica, as principais rodovias não mudam facilmente ao longo dos anos.

Apesar da resolução espacial das variáveis geoambientais seja diferente, usou-se o software QGIS 3.3 para redimensionar. Primeiramente foi feito o recorte da delimitação da área de estudo (BHC) para cada variáveis geoambiental, no qual gerou camadas raster. Em seguida, as 6 camadas rasterizadas, todas na mesma projeção SIRGAS 2000, foram sobrepostas (alinhadas verticalmente) e assim o tamanho dos

pixels das variáveis geoambientais foram padronizados para 30 metros, baseado na resolução espacial do uso e cobertura do solo.

Projeção do Uso e Cobertura do Solo

A estimação da projeção dos cenários do uso e cobertura do solo da BHC foi feito por modelagem ambiental da plataforma do Dinamica EGO. A modelagem ambiental é gratuita e sofisticada para representação e análises precisas das complexas dinâmicas territoriais, bem como a geração de produtos que possibilitam visualizar fenômenos ambientais e suas variações espaço-temporais (Soares-Filho et al., 2024).

O modelo Dinamica EGO funciona baseado em algoritmos de autômatos celulares, ou seja, uma grade composta por células (pixel) é alterada conforme as mudanças de células vizinhas e os ajustes específicos da modelagem, assim como o peso de evidências como variáveis estáticas. Após a aferição dos dados, analisou-se os mesmos através do cálculo dos Pesos de Evidências (PE) no Dinamica EGO (Prieto-Amparán et al., 2019). O PE calcula a correlação entre o pixel de uma classe do uso e cobertura do solo e a variável estática correspondente, assim como realiza o cálculo da probabilidade de mudança deste pixel para uma outra classe de uso e cobertura do solo.

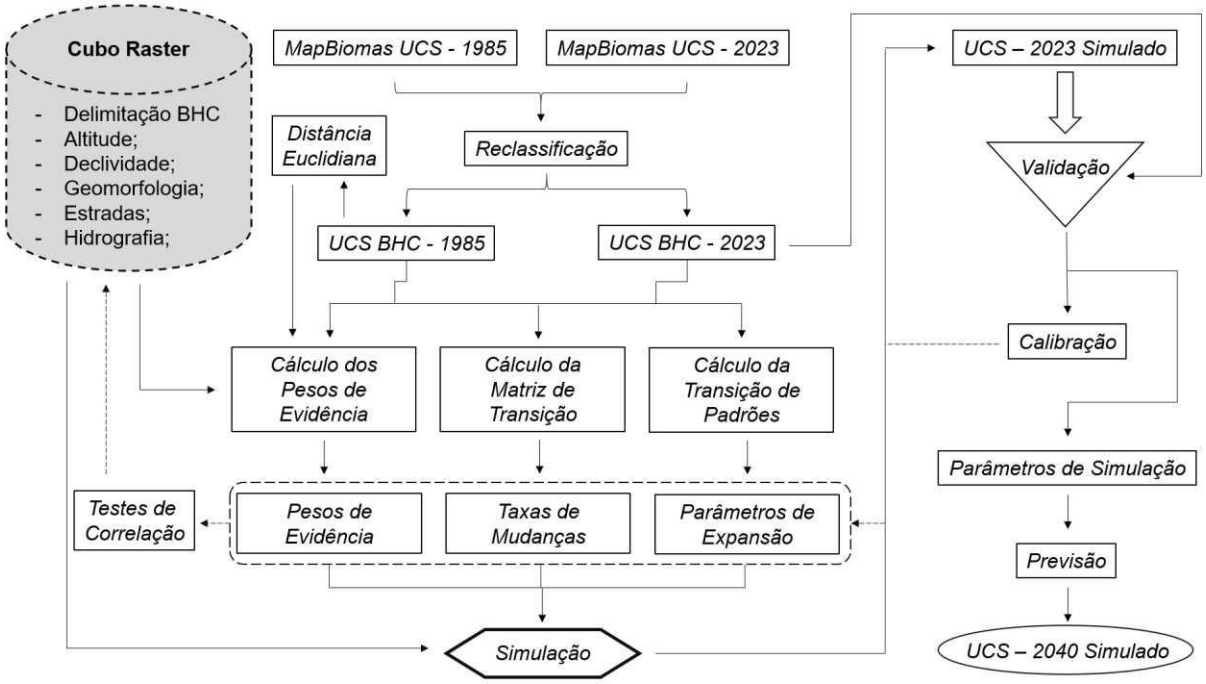
Para uma maior precisão da projeção do desmatamento, analisou-se as mudanças de uso e cobertura do solo da BHC em três anos distintos (1985, 2013 e 2023), uma vez que a taxa de desmatamento no primeiro recorte temporal (1985-2013) foi bem superior em relação ao segundo período (2013-2023) (Silva et al., 2024). Por tanto, gerou-se cenário para o ano de 2040 (Prieto-Amparán et al., 2019; Santos et al., 2023), onde representam o desmatamento futuro na BHC.

A validação da simulação para avaliar a eficiência do modelo foi feita pelo Índice de Similaridade Fuzzy (ISF). O ISF comparou os produtos do uso e cobertura do solo observado e o simulado, buscando analisar a concordância dos pixels entre a amostras de referência (uso e cobertura do solo: 1985-2013-2023) e a simulação (uso e cobertura do solo: 2040) (Nascimento et al., 2020). Para realizar este procedimento, foi necessário obter-se uma projeção do período da amostra de referência. Deste modo, foi feito uma simulação teste para gerar uma matriz de transição entre o intervalo de tempo de 2013 até 2023, com a finalidade e gerar a simulação do ano de

2023 e comparar com o uso e cobertura do solo real de 2023 observado através do ISF para verificar a proximidade da projeção feita pelo modelo (Hagen, 2003; Kabuanga et al., 2021).

O modelo foi rodado para o processamento da projeção para 2040 somente após a modelagem ambiental atingir um nível de similaridade aceitável (Branco; Almeida; Francisco, 2022; Silva et al., 2024). Assim, o ISF serviu para indicar estatisticamente o quanto a simulação do uso e cobertura do solo (2040) conseguiu se aproximar do uso e cobertura do solo real (1985-2013-2023). O fluxograma sintetiza como foi realizado os procedimentos adotados na modelagem ambiental (Figura 4).

Figura 4. Fluxograma das etapas da modelagem ambiental.



Fonte: Autor (2025). *BHC: Bacia Hidrográfica do rio Caeté. USC: Uso e Cobertura do Solo.

3.3.3 – Serviços Ecossistêmicos

Na parte da identificação das áreas com potenciais ofertas de SEs da BHC, baseou-se na classificação da *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB, 2010). Assim, adotou-se as classes do uso e cobertura solo como indicadores das ofertas dos SEs (Depellegrin et al., 2016; Lima et al., 2017; Simões; Fiore; Silva, 2022), com os seguintes tipos de SEs descritos na Tabela 3, ou seja, para cada tipo de uso e cobertura do solo contabilizou-se e mapeou-se todos os potenciais SEs ofertados pela classe de uso do solo. Vale ressaltar que a análise foi concentrada em SEs

relacionados a provisão e regulação relacionados a questão hidroclimática e estabilização do terreno da BHC.

Tabela 3. Serviços ecossistêmicos, funções e exemplos usados neste estudo.

Serviços Ecossistêmicos	Funções Ecossistêmicas	Exemplo
Provisão de Água	Armazenamento e retenção de água.	Abastecimento de água por bacias hidrográficas, reservatórios e aquíferos.
Regulação dos Gases	Regulação da composição química da atmosfera	Equilíbrio do CO_2/O_2, O_3 para proteção UVB e níveis de SO_x
Regulação Climática	Regulação da temperatura global, precipitação e outros processos climáticos biologicamente mediados em níveis globais ou locais	Regulação dos gases do efeito estufa, produção de DMS afetando a formação de nuvens.
Regulação de Eventos Extremos	Capacitância, amortecimento e integridade da resposta do ecossistema a flutuações ambientais.	Proteção contra tempestades, controle de enchentes, recuperação de secas e outros aspectos da resposta do habitat à variabilidade ambiental, principalmente controlados pela estrutura da vegetação.
Regulação da Água	Regulação de fluxos hidrológicos.	Abastecimento de água para processos agrícolas (como irrigação) ou industriais (como moagem) ou transporte.
Controle da Erosão e Retenção de Sedimentos	Retenção de solo dentro de um ecossistema.	Prevenção da perda de solo por vento, escoamento ou outros processos de remoção, armazenamento de sedimentos em lagos e áreas úmidas.

Fonte: Autor (2024). Adaptado de Costanza (1997; 2014).

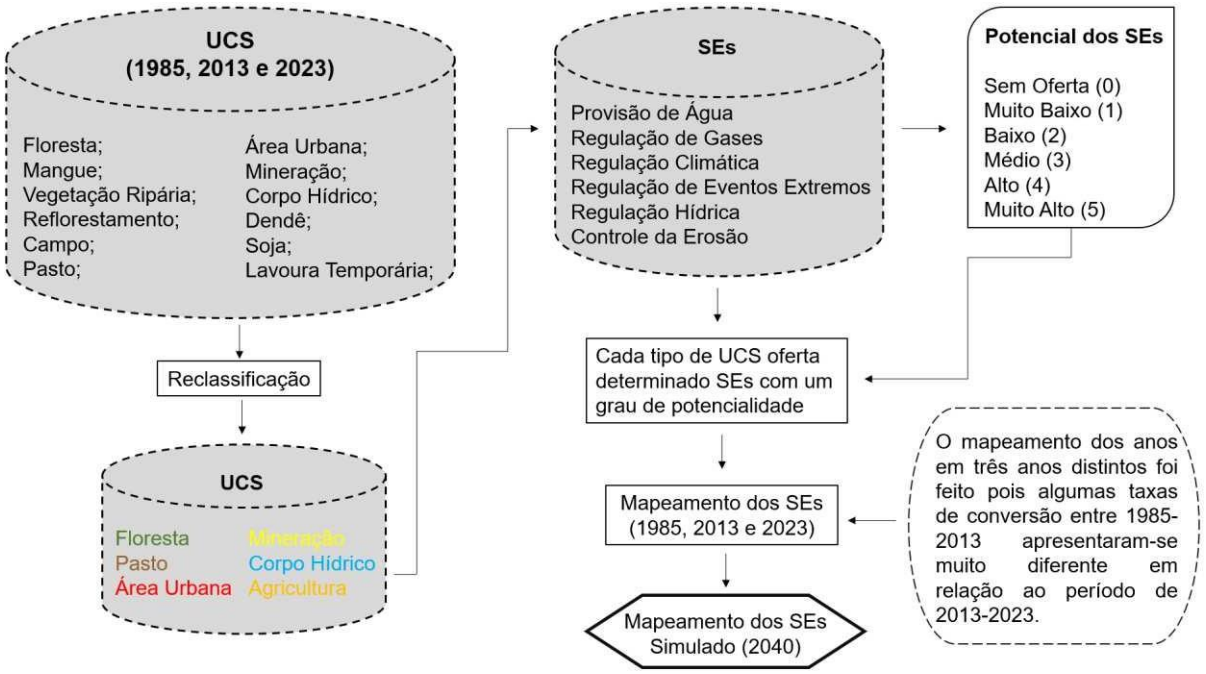
O processo de relacionar o uso e cobertura do solo e os SEs baseou-se na metodologia de Burckhard et al. (2009), aplicada também por outros autores como Depellegrin et al. (2016), Silva, Beltrão e Gomes (2023). A ponderação foi realizada em duas etapas, no qual primeiramente foram atribuídos pesos na forma de valores numéricos que indicam o potencial de fornecimento de SEs de cada classe do uso e cobertura do solo da BHC. Posteriormente foram consultados especialistas da área de SEs que contribuíram significativamente na confirmação dos pesos nas suas respectivas classes de uso e cobertura do solo. As escalas dos pesos e seus significados são descritos na Tabela 4. Assim, foi feito a reclassificação e análise dos SEs com base nas projeções de uso e cobertura do solo feita pelo modelo Dinamica EGO, ou seja, estimou-se e mapeou-se os SEs para o uso e cobertura do solo de 2040, para avaliar a projeção dos SEs na BHC. A Figura 5 ilustra as etapas realizadas no mapeamento do uso e cobertura do solo e dos SEs.

Tabela 4. Escala de potencialidades dos serviços ecossistêmicos.

Escala	Potêncial
0	Sem potencial de ofertar o SEs
1	Muito Baixo
2	Baixo
3	Médio
4	Alto
5	Muito Alto

Fonte: Autor (2024).

Figura 5. Fluxograma dos procedimentos e etapas metodológicas.



Fonte: Autor (2025). *UCS: Classes de Uso e Cobertura do Solo. SEs: Serviços Ecossistêmicos.

3. RESULTADOS

A Tabela 5 descreve os resultados da similaridade estatística (ISF) que mostra o produto de uso e cobertura do solo simulado apresenta valores de similaridade máxima superior a 72 % com o uso e cobertura do solo real em uma janela de pixel (11x11).

Tabela 5. Índice de Similaridade Fuzzy (ISF).

Pareamento do Tamanho da Janela (Pixel)	Similaridade	
	Mínima	**Máxima**
1x1	0,0241	0,2936
3x3	0,0451	0,4135
5x5	0,0560	0,5183
7x7	0,0634	0,6030
9x9	0,0686	0,6707
11x11	0,0724	0,7238

Fonte: Autor (2025).

As taxas de transição entre as classes do uso e cobertura do solo ao longo dos 38 anos (Tabela 6) apresentam o pasto como a principal classe como destino, ou seja, tendências de crescimento de conversão de outras classes para o pasto. As maiores taxas de mudanças são das florestas para o pasto, ou seja, cerca de 38 % das áreas de florestas transformaram-se em pasto (1985-2013). Contudo, no período de 2013 a 2023, apesar de observar a continuidade de uma grande conversão para o pasto (19 %), houve uma redução significativa. Destaca-se também alta taxa de transformação das áreas agrícolas para o pasto maiores que 52 % (1985-2013), porém na última década (2013-2023) a conversão reduziu consideravelmente. A transição das áreas mineradoras para corpos hídricos também foi alta no período de 1985 a 2013, porém diminuiu muito na década posterior para taxas inferiores 1 %.

Tabela 6. Taxa de transição entre as classes nos períodos de 1985-2013 e 2013-2023: Bacia Hidrográfica do rio Caeté.

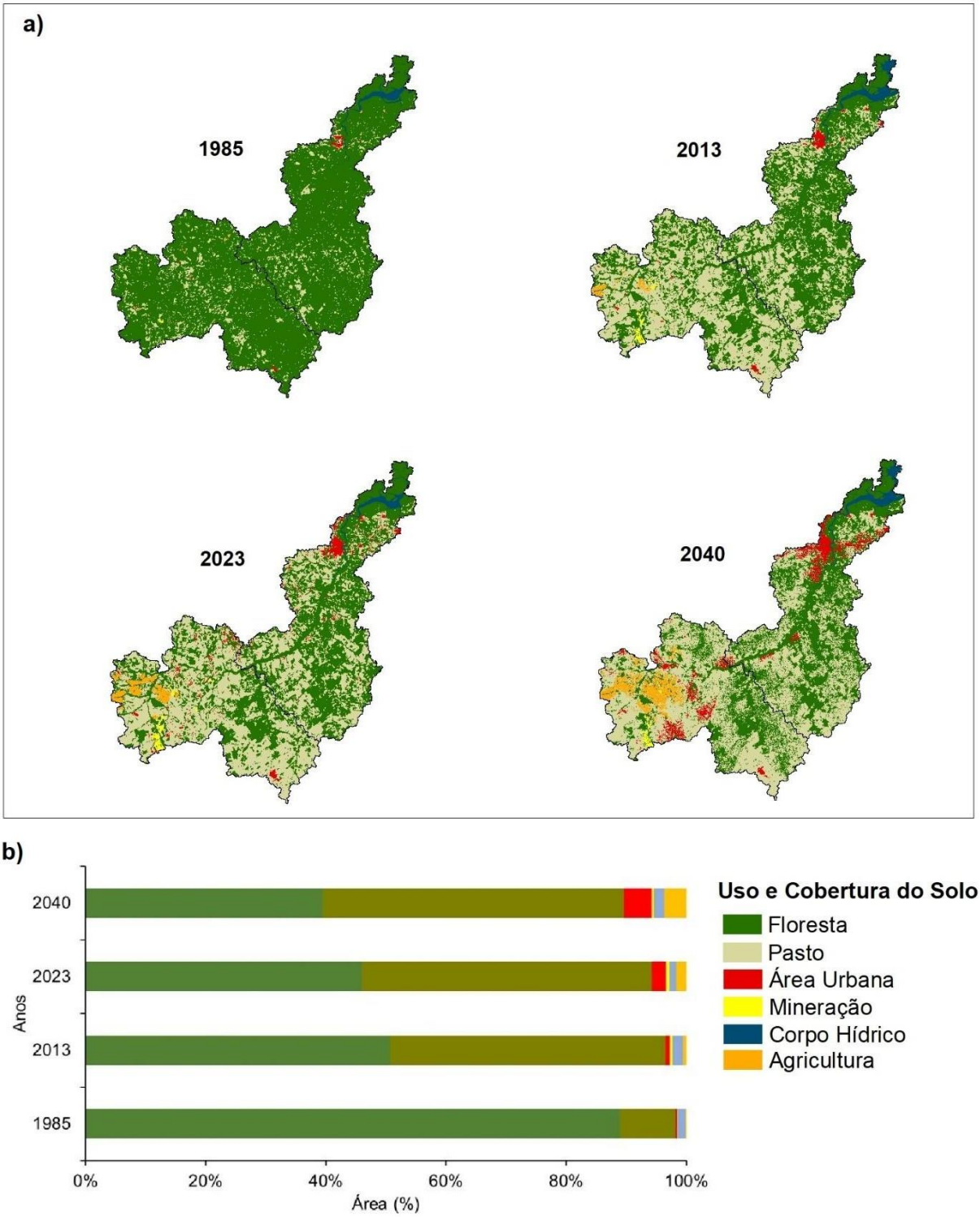
		Taxa de Transição	
De	**Para**	**1985-2013**	**2013-2023**
Floresta	Pasto	0,3834	0,1942
Pasto	Floresta	0,2543	0,1106
Mineração	Corpo Hídrico	0,1965	0,0033
Corpo Hídrico	Floresta	0,1124	0,3870
Agricultura	Floresta	0,4347	0,0217
Agricultura	Pasto	0,5283	0,0425

Fonte: Autor (2025). *Floresta (1); Pasto (2); Área Urbana (3); Mineração (4); Corpo Hídrico (5); Agricultura (6).

Observa-se o alto índice de reflorestamento, com transições significativas no período de 1985-2013 na conversão de áreas de pasto e corpos hídricos em florestas de aproximadamente 25 % e 11 %, respectivamente. Contudo, vale destacar que as transições pasto-floresta (11 %) e corpo hídrico-floresta (38 %) persistiram com grandes taxas de conversão entre 2013 e 2023. A transição da agricultura para floresta também foi significativa no período de 1985-2013 com 43 %, mas entre 2013 e 2023 reduziu para valores irrelevantes.

Foram observadas 6 categorias de uso e cobertura do solo BHC (Figura 6a): floresta, pasto, área urbana, mineração, corpo hídrico e agricultura. Entre os anos de 1985 até 2023, as florestas reduziram drasticamente, enquanto as demais classes antrópicas aumentaram, especialmente o pasto e agricultura. As projeções para 2040 também indicaram o mesmo cenário.

Figura 6. Mudanças espaço-temporais do uso e cobertura do solo reclassificado (1985-2013-2023) e projetado (2040): Bacia Hidrográfica do rio Caeté.



Fonte: Autor (2025).

Entre os anos de 1985 e 2013 (Figura 6b), houve uma grande diminuição das florestas de 803,7 km^2 (38,5 %), especialmente no AC. Grande parte dessa redução florestal está associada ao avanço da fronteira agropastoril, como o crescimento do

pasto que aumentou cerca de 762,9 km^2 (36,5 %). A expansão agrícola representada pela classe da agricultura também contribuiu com pequenas áreas de soja e lavouras temporárias, mas principalmente plantações de dendê próximo a cabeceira do rio Caeté, com aumento de aproximadamente 8,2 km^2 (0,4 %).

O crescimento da urbanização foi detectado, especialmente ao norte no BC, onde situa-se o município de Bragança, classe que houve aumento de 9,9 km^2 (0,5 %). Outras ações antrópicas identificadas foram atividades de mineração na região do AC, onde houve expansão de 7,6 km^2 (0,3 %). Vale ressaltar que o corpo hídrico foi uma área natural que houve aumento na sua cobertura de 14,3 km^2 (0,7 %).

A transição do ano de 2013 para 2023 também foi marcada pelo contínuo desmatamento. A cobertura florestal diminuiu em torno de 98,5 km^2 (4,7 %), no qual alguns dos mesmos pontos detectou-se avanço das áreas de pasto com aumento de 51,8 km^2 (2,5 %). A agricultura também cresceu consideravelmente no AC com expansão de 23,8 km^2 (1,1 %). Além disso, observa-se aumento significativo das áreas urbanas de 33,8 km^2 (1,6 %).

Estima-se que para o ano de 2040, a supressão florestal persista com um declínio de 134,4 km^2 (6,4 %) das florestas da BHC. Quanto as fronteiras agropastoris, as atividades pecuárias possuem projeções de aumento do pasto de 36,7 km^2 (1,7 %), enquanto que a agricultura possivelmente cresça cerca de 40,5 km^2 (1,9 %). Prognósticos de processos de urbanização indicam que haja expansão de 46,2 km^2 (%) na BHC. As projeção apontam que a mineração reduza em torno de 4,3 km^2 (0,2 %). Mais detalhes estão descritos na Tabela 14 no apêndice.

A Tabela 7 descreve a matriz de avaliação dos SEs e suas respectivas classes de uso e cobertura do solo da BHC. Apenas a classe de mineração não apresentou oferta de SEs, assim, obteve-se peso zero. As florestas destacam-se como a categoria que mais forneceu SEs de provisão (3) e regulação (5), seguida pelos corpos hídricos (0-5). Nas áreas agropastoris, foram atribuídos os pesos mínimos (1) para regulação (gases e clima). As cidades ofertam SEs de modo razoável apenas no controle de processos erosivos, por isso considerou-se peso médio (3).

Tabela 7. Matriz de avaliação dos serviços ecossistêmicos com os respectivos uso e cobertura do solo: Bacia Hidrográfica do rio Caeté.

	Floresta	Pasto	Área Urbana	Corpo Hídrico	Mineração	Agricultura
			Provisão			
Água	3	0	0	5	0	0
			Regulação			
Gases	5	1	0	3	0	1
Eventos Extremos	5	0	0	0	0	0
Climática	5	1	0	5	0	1
Hídrica	5	0	0	5	0	0
Erosão do Solo	5	0	3	0	0	0

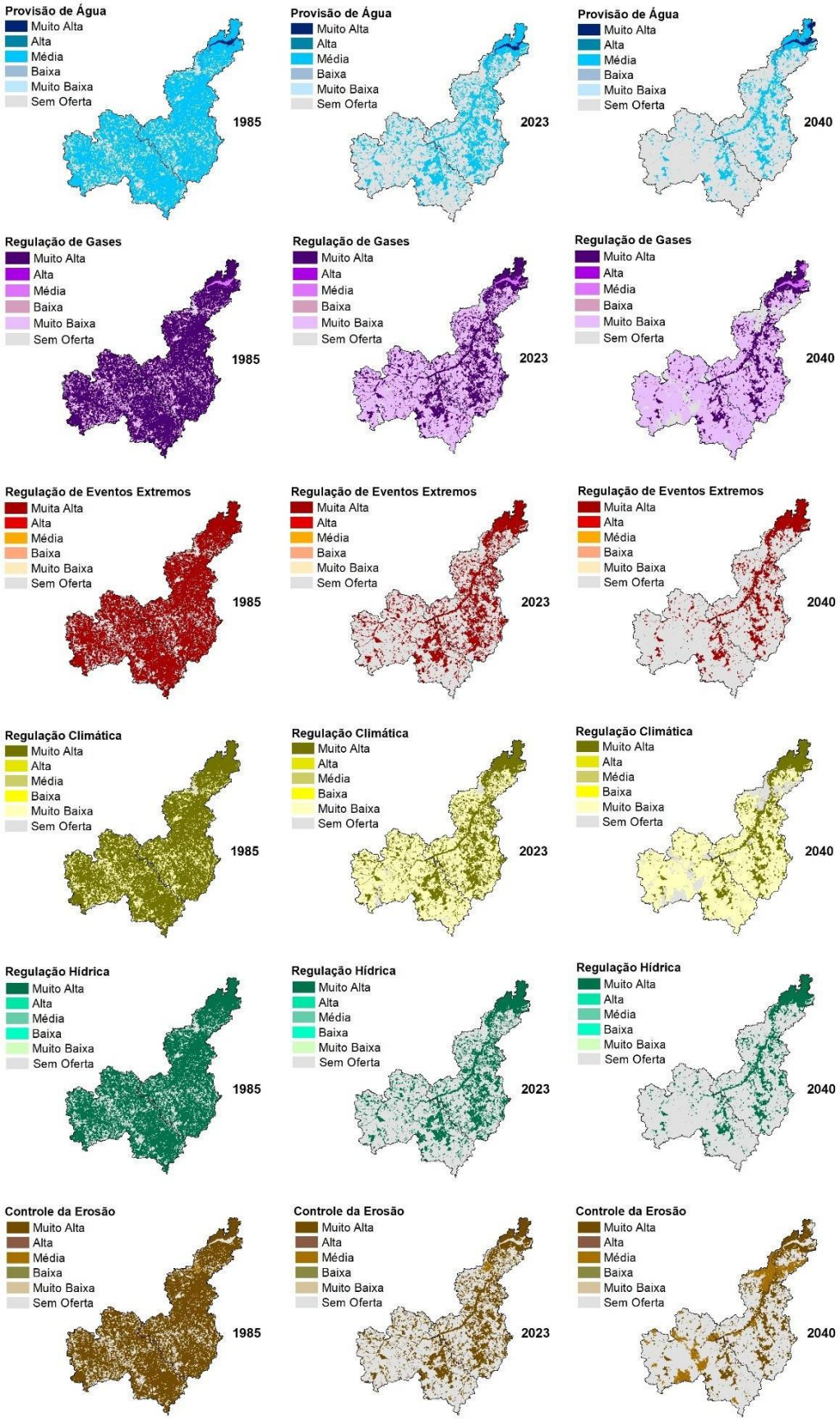
Fonte: Autor (2025).

A Figura 7 mostra as mudanças dos SEs ofertados pela BHC entre os anos de 1985 até 2023, bem como o prognóstico para 2040. Observa-se que 1985 as florestas ofertaram provisão de água (89,1%) classificada como média na maior parte da BHC. Enquanto ao norte na região da foz do rio Caeté há fornecimento muito alto de 1,1 % de água devido a concentração de corpos hídricos. Alguns pontos de ausência de SEs são identificados mais ao sul no AC que abrangem cerca de 9,8 %. No ano de 2023, a BHC continuou perdendo SEs, pois observa-se que a produção de água muito alta (1,1 %) e média (45,9 %) na região diminuiu significativamente. Tal problemática também foi causado pela transição da cobertura florestal para áreas agropastoris.

O aumento de áreas sem oferta atingiu valores críticos de 52,9 %. A projeção dos SEs fornecidos pela BHC para o ano de 2040 mostram cenários muito alarmantes. Apesar do aumento para 1,8 % da classe muito alta, a disponibilidade hídrica da BHC na classe média tende a reduzir para 39,5 %, o que resultará em maiores áreas sem oferta com 58,7 %. Quanto a regulação dos SEs, em 1985 a BHC forneceu SEs muito alto de 89,2 % na regulação dos gases, devido a alta concentração de florestas na região. Há também oferta média de 1,1 % associada aos corpos hídricos. Além disso, as zonas agropastoris fornecem SEs mínimo de 9,3 % na regulação dos gases.

Observa-se pequenas áreas de 0,4 % sem oferta de SEs. No ano de 2023, a regulação de gases nas categorias muito alta reduziu para 45,9 %, mas principalmente a classe muito baixa com valores de 50,0 % de oferta de SEs, no qual passaram a estar na categoria média com 1,1 % devido o avanço do pasto e aumento de áreas sem oferta (2,9 %). Estima-se projeções negativas (2040) da regulação de gases com redução das categorias muito alto (39,5 %) e médio (1,8 %), porém, há indícios de aumento na classe muito baixo (53,7 %), possivelmente influenciado pelo aumento do pasto. Também ocorrerá o aumento de zonas sem oferta (4,9 %) de SEs.

Figura 7. Diagnóstico (1985-2023) e Projeção (2040) da oferta de Serviços Ecossistêmicos da provisão e regulação: Bacia Hidrográfica do rio Caeté.



Fonte: Autor (2025).

Em 1985, a regulação de eventos extremos da BHC possuiu uma oferta muito alta de 89,1 % de SEs, promovido pela cobertura vegetal. As demais áreas (10,9%) não fornecem SEs. Entretanto, no ano de 2023 a moderação na ocorrência de eventos extremos muito alta continuou a diminuir para 45,9 % e consequentemente aumentou as áreas sem fornecimento de SEs para 54,1 %. Quanto a proteção contra eventos extremos, estima-se (2040) uma diminuição moderada na classe muito alta (39,5 %) e aumento nas áreas sem SEs (60,5 %).

No ano de 1985, a regulação do clima ofertada pela BHC foi dominada por SEs muito alto de 90,2 %, SEs fornecido pelas florestas. Vários pontos classificados como oferta de SEs muito baixo de 9,5 % relacionado a agricultura e pasto. Áreas sem oferta de SEs são quase irrelevantes com 0,3 %. No ano de 2023 o fornecimento de SEs muito alta do clima da BHC reduziu para 47,1 %, enquanto a categoria muito baixa aumentou para 50,0 %, no qual está relacionado na substituição de áreas florestais em pasto. A ausência de oferta também cresceu para 2,9 %. Segundo os prognósticos a capacidade de regulação do clima e do fluxo hídrico na região de estudo possui tendências negativas, uma vez que áreas com SEs muito alto (41,3 %) reduzirão e a classe muito baixa aumentará (53,7 %), juntamente com o déficit de SEs (4,9 %).

Observa-se em 1985 uma oferta muita alta de regulação do fluxo hídrico na BHC com 90,2 %, também devido a grande presença da floresta nesse período na região. E relacionado a está conservação ambiental, nota-se poucas áreas de 9,8 % sem oferta de SEs. Ao longo dos anos a estabilidade do fluxo hídrico foi comprometida com a persistência da diminuição de ofertas muito alta para 47,1 % e aumento de áreas sem oferta para 52,9 %. Segundo os prognósticos (2040) a capacidade de regulação do clima e do fluxo hídrico na região de estudo possui tendências negativas, uma vez que áreas com SEs muito alto (41,3 %) reduzirão e a classe muito baixa aumentará (53,7 %), juntamente com o déficit de SEs (4,9 %).

O controle dos processos erosivos é muito alto com 89,1 % de SEs fornecidos pela BHC por causa das florestas. Algumas áreas classificadas como média ofertam 0,3 % de SEs promovido pela proteção razoável das cidades. Também é observado áreas de 10,6 % que não fornecem nenhum SEs. O controle da erosão muito alta reduziu para 45,9 % com a supressão florestal. Apesar do aumento razoável da classe média para 2,4 %, expansão de zonas sem oferta para 51,7 % mostram o crescimento da instabilidade do terreno. Projeções (2040) apontam redução de fornecimento muito

alto (39,5 %) e aumento na categoria média (4,6 %), além da expansão de áreas instáveis sem oferta (55,9 %).

4. DISCUSSÃO

A calibração para a simulação do cenário futuro de uso e cobertura do solo obteve valores bem satisfatórios, ou seja, atingiram um nível de similaridade aceitável (acima de 70%) para a predição do desmatamento na BHC. Outros trabalhos realizados na região amazônica também obtiveram valores tanto abaixo (Cruz; Blanco; Oliveira Júnior, 2022), próximos (Branco; Almeida; Francisco, 2022) quanto até superiores (Silva et al., 2024) aos alcançado na BHC. Isto corrobora para a melhor credibilidade e confiabilidade da projeção do uso e cobertura do solo e SEs para a BHC.

As mudanças do uso e cobertura do solo observado na BHC segue alguns padrões detectados no mundo, especialmente quando se trata das motivações, no qual geralmente está relacionado ao avanço da urbanização (Cortês e Silva Júnior, 2021; Bikis et al., 2025) e da fronteira agropastoril (Donoso et al., 2024; West et al., 2025). O rápido e desordenado crescimento dos núcleos urbanos são um problema enfrentado na BHC, como detectado em parte do trecho no BC, local de expansão da cidade de Bragança. O crescimento da urbanização na BHC reduziu a maioria dos SEs, exceto no aumento razoável na proteção do solo contra processos erosivos, uma vez que o asfalto e infraestrutura urbana impedem que as gotas de chuva intensa atinjam diretamente o solo, prejudicando assim os processos de infiltração e escoamento.

Vaezi, Ahmadi e Cerdà (2017) concordaram que o impacto da gota de chuva em solo descoberto aumenta os processos erosivos. Entretanto, apesar de Ferreira et al. (2021) constatarem que a pavimentação atenua a ação da chuva diretamente, os mesmo autores reforçaram que o escoamento superficial gerado pela alta impermeabilidade da superfície urbana aumenta a erosão do solo em áreas adjacentes. Construções de habitações em locais inapropriados como as margens de rios e sem planejamento urbano (Louis et al., 2024) podem acarretar sérias consequências irreversíveis em decorrência de desastres naturais como alagamentos, inundações e erosões do solo. Segundo a Secretaria Nacional de Defesa Civil (SEDEC, 2025), entre os anos de 2015 a 2019 a cidade de Bragança, situada no BC da BHC, sofreu impacto de 6 eventos de alagamentos e 8 ocorrências

de erosão do solo, no qual registrou-se 11.385 pessoas afetadas dentre as quais muitas ficaram desabrigadas (89), desalojadas (25) e feridas (2). Enquanto a perda material também foi significativa com 1.126 habitações danificadas e 26 casas completamente destruídas. Tais informações evidenciam a BHC sofreu perda da oferta de SEs de regulação de eventos extremos e controle da erosão provocado pela urbanização.

Estudos indicaram que a urbanização pode inibir temporariamente a erosão do solo na região (Wang et al., 2018), pois além de poucas áreas de solo exposto, os autores reforçaram que o crescimento urbano próximo a zonas agrícolas promove uma tendência do aumento de migração para a cidade e consequentemente diminuição das atividades agrícolas. No entanto, essas tendências também são observadas nas projeções da BHC para 2040 próxima á margem do rio Caeté, o que pode acarretar no aumento de carga sedimentar no corpo hídrico e o surgimento do assoreamento provocar o desequilíbrio hidrológico como a redução da vazão. Outro problema são que os efeitos da urbanização no aumento da erosão do solo podem ser maior em regiões de clima úmido e com precipitação anual superior a 1.500 mm (Jeong et al., 2025), características climáticas similares ao da BHC. Ma et al. (2024) destacaram que o avanço da urbanização causa perda na oferta de vários SEs, principalmente o controle da erosão, o que foi observado ao longo dos anos na BHC com prognósticos alarmantes.

O pasto é outra ação antrópica e principal causador do avanço acelerado do desmatamento das florestas da BHC ao longo dos 38 anos. Este problema ambiental é prejudicial em diversos aspectos para o meio ambiente, mas principalmente para a estabilidade do solo, pois a retirada da cobertura florestal diminui a oferta de SEs de controle da erosão, ou seja, permite que o solo não só receba com maior intensidade os efeitos cinéticos da erosividade (Mineo et al., 2019) como o aumento do escoamento superficial hídrico contribui para a remoção das primeiras camadas de solo e início de processos erosivos mais críticos (Schwamback et al., 2024). Em regiões chuvosas como na BHC, solos com alta erodibilidade podem evoluir para o caso mais crítico de erosão do solo, as voçorocas (Anderson; Rowntree; Le Roux, 2021; Chen et al., 2023).

Além disso, a conversão de áreas de floresta para pasto também impacta negativamente no fornecimento de SEs como a provisão de água, como por exemplo na redução da transpiração das plantas que libera vapor d' água para atmosfera

(Oliveira et al., 2020), na manutenção de nascentes de corpos hídricos que geralmente situam-se dentro das florestas (Vásquez-Velásquez, 2016; Alaniz et al., 2022). A substituição acelerada de florestas por pasto interfere nos SEs de regulação hidroclimática, como o fluxo hidrológico da BHC que possivelmente foram afetados. Muitos trabalhos ratificaram esses efeitos em florestas tropicais, como a alteração da precipitação (Leite-Filho et al., 2021; Qin et al., 2025), diminuição da infiltração (Rufino et al., 2025), aumento do escoamento superficial (Zhao et al., 2022), intensificação da vazão de rios (Lyra; Rigo, 2019; Gomes et al., 2024) e declínio da evapotranspiração (Oliveira et al., 2020) foram afetados pelo intenso desmatamento impulsionados pelo avanço do pasto.

Entretanto, D'Acunha et al. (2024) estudaram a evapotranspiração na Amazônia e não observaram mudanças significativas. Alves et al. (2024) sugeriram em suas pesquisas que apesar do pasto reduzir a infiltração no solo, práticas de manejo como o revolvimento do solo favorecem a normalização da penetração da água no solo. Vale ressaltar a importância do reflorestamento para o reequilíbrio hidrológico e aumento da provisão da água, especialmente em áreas estratégicas como no entorno de nascentes na cabeceiras e ao longo das margens do rio (Koschke et al., 2014).

Constatou-se na BHC taxas de conversão significativas de zonas agropastoris e corpos hídrico para florestas, porém, além de situar-se longe dos pontos mais críticos, a retirada florestal para usar a área como pasto é muito superior e a redução da mata ciliar também contribui para a redução da oferta de SEs de regulação hídrica e controle de processos erosivos. A diminuição da vegetação ripária na região do AC é uma situação crítica, pois, as projeções indicam aumento de áreas agropastoris, possivelmente acarretará a intensificação do escoamento superficial hídrico e transportará mais sedimentos erodidos e agrotóxicos para a montante do rio, o que pode provocar pontos de assoreamento e poluição hídrica.

A intensificação das alterações florestais impacta nos padrões hidroclimáticos de uma região chuvosa e podem acarretar no aumento da frequência de sérios eventos extremos (Yoon et al., 2025), situação observada na BHC (SEDEC, 2025), pois a supressão florestal também reduziu a oferta desse tipo de SEs. Na bacia hidrográfica do Xingu (Amazônia Oriental), os efeitos do avanço da supressão florestal na região do arco do desmatamento reduziram os SEs de regulação dos eventos extremos, pois foram detectados pontos de diminuição de dias úmidos e aumento de

dias secos no período menos chuvoso, sinais de risco a secas severas mais prolongadas (Moreira; Santos, 2025). Lima et al. (2024) mostraram que fenômenos climáticos podem potencializar secas extremas prolongadas e afetar comunidades tradicionais amazônicas como diminuição da navegabilidade, impactos negativos que podem ocorrer na BHC e afetar as atividades no rio Caeté e seus afluentes.

Entretanto, Corey et al. (2007) alertaram sobre o quanto a supressão florestal aumenta globalmente os riscos a eventos extremos de inundação. Alborzi et al. (2022) complementaram ao afirmar que os fatores naturais são responsáveis por desastres naturais, mas as ações antrópicas como o desmatamento potencializam sua ocorrência. Estudos evidenciam o aumento da frequência e intensidade de eventos extremos no Brasil, desde a região sul (Pillar; Overbeck, 2024), bem como na Amazônia (Silva et al., 2023). Essas pesquisas sinalizam o grande problema do desmatamento da BHC e consequentemente a diminuição da oferta de SEs para regular os eventos extremos. Entre os anos de 2019 a 2025 houve 14 eventos extremos de tempestades em várias localidades da BHC, que afetou 142.389 habitantes, com população desabrigada (66), desalojada (3.376), 134 pessoas feridas e 258 casas danificadas (SEDEC, 2025). Os impactos socioambientais desses eventos extremos na BHC são indicadores que a região é vulnerável, o que evidencia a baixa regulação aos eventos extremos da BHC causado pelo avanço do pasto. Prognósticos apontam que nas próximas décadas o pasto será responsável pela grande perda dos SEs de regulação.

Quanto a regulação do clima e dos gases, embora sejam SEs fornecidos pelo pasto, a oferta de ambos foi reduzida na BHC, uma vez que anteriormente havia maior disponibilidade desses SEs devido o predomínio das grandes áreas de floresta, classe que diminuiu consideravelmente em 2023 para 50 %. Esta situação diminui a capacidade da região de contribuir na captura de gases agravantes do efeito estufa, bem como em atenuar os efeitos do aquecimento global com aumento da temperatura. Kroeger et al. (2021) relataram que a transformação da floresta tropical amazônica em área de pasto contribui para o aumento de emissão de gases que intensificam o efeito estufa. É importante ressaltar que embora a regulação dos gases na BHC tenha reduzido devido a conversão de floresta para pasto, esta classe de uso e cobertura do solo ainda contribui significativamente na captação de gases do efeito estufa como CO_2 (Paudel et al., 2021). Contudo, áreas de pasto também são emissoras de gases traço como o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O), principalmente em áreas de pasto

onde eram florestas tropicais, local com alto teor de umidade no solo, fator crucial para a geração do metano (Paudel et al., 2021). Leal Filho et al. (2025) projetaram que devido as altas taxas de desmatamento a região amazônica pode passar de sumidouro para grande emissor de CO_2, o que foi diagnosticado na BHC com prognósticos agravantes.

O avanço da fronteira agrícola na BHC impactou negativamente na região. Embora espacialmente seja pequena quando comparado as áreas de pasto, a agricultura presente na BHC é composta por pequenas áreas de lavouras temporárias, soja e grande parte plantação de dendê. A agricultura expandiu-se em uma região muito sensível no AC, nas margens do rio Caeté e muito próximo a sua nascente, o que torna-se um problema mais crítico. Sabe-se que plantações de dendê (Safitri et al., 2019) e soja (Volken et al., 2022) necessitam de bastante água para sua subsistência, por isso, é provável que o cultivo desses tipos de plantações esteja alterando o balanço hídrico da BHC, principalmente a partir da recarga hídrica do solo.

A vazão do rio Caeté possivelmente também pode estar apresentando tendências negativas, ou seja, diminuindo ao longo dos anos devido a redução da floresta nativa e mata ciliar, paralelo ao aumento de plantações que consomem muita água do solo.

Tarigan et al. (2016) observaram o avanço das plantações de dendê em uma bacia hidrográfica na floresta tropical Indo-Malásia e detectaram alterações na regulação do fluxo hídrico, especificamente na redução doo escoamento superficial, o que provavelmente ocorreu na BHC, uma vez que o SEs de regulação hídrica também diminui. Akram et al. (2022) sugeriram que as mudanças ambientais forçaram o avanço da plantação de dendenzal para áreas de solos marginais, pois com as modificações dos padrões de chuva reduziram o reabastecimento pluvial e provocou a busca por terras mais úmidas com lençóis freáticos para aumentar a recarga hídrica da cultura via absorção radicular. Pesquisas apontaram que o desmatamento em áreas próximas de nascentes de rios ameaça o fornecimento de água das cabeceiras de rios e podem ocasionar até a diminuição das vazões (Haigh; Jansky; Hellin, 2004; Alaniz et al., 2022). Na BHC, além do desmatamento, a plantação de dendenzeiros perto da nascente do rio Caeté são claros sinais de que essa cultura ameaça a oferta de SEs hídricos da região.

Embora a agricultura presente na BHC esteja fornecendo SEs muito baixo na regulação dos gases e do clima, o alto consumo de água para sobrevivência do dendê e da soja impactam negativamente na provisão e fluxo da água na BHC. Reygadas,

Spera e Salisbury (2023) estudaram SEs na Amazônia Ocidental e observaram que apenas 12% de perturbação da floresta nativa acarretou em alterações nos padrões climáticos (precipitação, temperatura da superfície terrestre e evapotranspiração) da região, isto mostra a redução dos SEs de regulação climática e hídrica. Essas informações corroboram com relatos na literatura científica sobre a alta sensibilidade das bacias hidrográficas a pequenas modificações ambientais (Lira et al., 2022).

Na BHC, nos últimos 38 anos ações antrópicas perturbaram áreas naturais em cerca de 50%, essas evidências revelam o quanto o avanço de desmatamento impactou na oferta de SEs de regulação do clima e hídrica da região. De acordo com descobertas de Tarigan et al. (2020), plantações de dendenzal no Sudeste Asiático aumentaram a evapotranspiração e a compactação do solo, esses fatores provocaram a redução da vazão dos rios ns proximidades.

A oferta de controle da erosão do solo é comprometida com o avanço dessas plantações, o que sinaliza para o risco hidrológico do rio Caeté, especialmente quando as projeções indicam crescimento do cultivo do dendê nas proximidades da nascente e consequentemente diminuição dos SEs. Os processos erosivos tornam-se uma ameaça hidrológica devido o possível aumento de transporte e deposição de sedimentos no rio Caeté, fator que pode ocasionar pontos de assoreamento e futuramente inundações. Este cenário torna-se ainda mais crítico, quando observa-se que as projeções para 2040 apontam aumento da urbanização ao longo do rio Caeté, situação que serve de alerta para o aumento do risco de inundações, principalmente sob efeito de tempestades e períodos chuvosos.

Conforme foi discutido em pesquisas (Souza Jr., 2020; Ribeiro et al., 2025), a principal motivação para o desmatamento na Amazônia é o crescimento das fronteiras agropastoris, mesmas evidências observadas na BHC. Diante deste cenário, algumas alternativas para problemas de diminuição da oferta na BHC são emergentes, como a transição de pastagens tradicionais para o uso de sistemas silvipastoris, no qual este último contribuí significativamente para a maior regulação no controle da erosão (Amorin et al., 2023; Moreno-Perez et al., 2025). O sistema agroflorestal que também favorece no aumento das ofertas dos SEs como atenuação do clima, fluxo hídrico, proteção contra eventos extremos e controle da erosão, tornando-se uma solução sustentável para mitigação de problemas ambientais relacionados ao desmatamento acelerado (Carvalho et al., 2024).

5. CONCLUSÃO

As mudanças do uso e cobertura do solo nos últimos 38 anos provocaram várias alterações na BHC. Áreas naturais reduziram consideravelmente devido o aumento de áreas afetadas pelas ações antrópicas. O crescimento urbano na região do baixo Caeté, assim como as projeções (2040) de expansão da urbanização no alto Caeté, é uma situação que precisa de um maior alerta, pois a retirada da mata ciliar das margens do rio principal causa grandes reduções no fornecimento de SEs de regulação hídrica, proteção contra eventos extremos e controle de erosão.

As atividades pecuárias na BHC foram responsáveis pela diminuição das florestas e da mata ciliar. Assim, a redução de todos os SEs observado na BHC foram causados pelo avanço das atividades de pasto, com projeções alarmantes. Ações mais sustentáveis como adoção de práticas agroflorestais podem ser o melhor caminho para atenuar os efeitos do pasto, especialmente em áreas mais críticas como no alto Caeté.

Na última década, a expansão agrícola na região da cabeceira da BHC é outra preocupação, uma vez que o crescimento de plantação de dendê nas proximidades da nascente do rio Caeté ameaça os SEs tanto de provisão quanto de regulação da água. Estima-se que nos próximos anos a tendência de crescimento dessa monocultura aumente os riscos hidrológicos na região. Medidas de contenção do avanço do dendê e redirecionamento para áreas distantes do rio Caeté e seus afluentes são cruciais para evitar não só efeitos negativos na recarga hídrica como possíveis poluição oriunda de agrotóxicos transportados via escoamento superficial, uma vez que solos de dendezal são muito compactos, ocasionando baixa infiltração.

A conservação e a preservação da BHC são fundamentais para manutenção futura da economia da região. Por tanto, a contenção do avanço acelerado do desmatamento, principalmente de origem ilegal, aumentará as chances dos habitantes da região de usufruir melhor os SEs ofertados pela BHC. Diante das mudanças climáticas afetando cada vez mais o cotidiano da população, especialmente nos trópicos, diminuir a supressão florestal na BHC é um meio de mitigar os efeitos negativos de extremos climáticos.

REFERÊNCIAS

ADMASU, S.; YESHITELA, K.; ARGAW, M. Impact of land use land cover changes on ecosystem service values in the dire and legedadi watersheds, central highlands of Ethiopia: impacation for landscape management decision making. **Heliyon**, v. 9, n. 4, p. 1-14, 2023. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15352.

AKRAM, H.; LEVIA, D. F.; HERRICK, J. E.; LYDIASARI, H.; SCHUTZE, N. Water requirements for oil palm grown on marginal lands: a simulation approach. **Agricultural Water Management**, v. 260, p. 1-11, 2022. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107292.

ALANIZ, A. J.; SMITH-RAMÍREZ, C.; RENDÓN-FUNES, A.; HIDALGO-CORROTEA, C.; CARVAJAL, M. A.; VERGARA, P. M.; FUENTES, N. Multiscale spatial analysis of headwater vulnerability in South-Central Chile reveals a high threat due deforestation and climate change. **Science of The Total Environment**, v. 849, 2022. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157930.

ALBORZI, A.; ZHAO, Y. NAZEMI, A.; MIRCHI, A.; MALLAKPOUR, I.; MAFTAKHARI, H.; ASHRAF, S.; IZADI, R.; AGHAKOUCHAK, A. The tale of three floods: from extreme events and cascades of highs to anthropogenic floods. **Weather and Climate Extremes**, v. 38, p. 1-12, 2022. https://doi.org/10.1016/j.wace.2022.100495.

ALVES, M. A. B.; BORELLA, D. R.; PAULISTA, R. S. D.; ALMDEIDA, F. T.; SOUZA, A. P. CARVALHO, D. F. Water infiltration in diferent soil covers and management in the cerrado-amazon ecotone, Brazil. **Soil Systems**, v. 8, n. 1, p. 1-16, 2024. https://doi.org/10.3390/soilsystems8010031.

AMORIM, H. C. S.; ASHWORTH, A. J.; O'BRIEN, P. L.; THOMAS, A. L.; RUNKLE, B. R. K.; PHILIPP, D. Temperate silvopastures provide greater ecosystem services than conventional pastures systems. **Scientific Reports**, v. 13, n. 18658, 2023. https://doi.org/10.1038/s41598-023-45960-0.

ANDERSON, R. L.; ROWNTREE, K. M.; LE ROUX, J. J. An interrogation of research on the influence of rainfall on gully erosion. **Catena**, v. 206, 2021. https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105482.

ÁVILA-GARCÍA, D.; MARATÓ, J.; PÉREZ-MAUSSÁN, A.; SANTILLÁN-CARVANTES, P.; ALVARADO, J.; COMÍN, F. A. Impacts of alternative land-use policies on water

ecosystem services in the Río Grande de Comitán-Lagos de Montebello watershed, Mexico. **Ecosystem Services**, v. 45, 2020. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101179.

BARATI, A. A.; ZHOOLIDEH, M.; AZADI, H.; LEE, J.; SCHEFFRAN, J. Interactions of land-use cover and climate change at global level: how to mitigate the environmental risks and warming effects. **Ecological Indicators**, v. 146, p. 1-9, 2023. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109829.

BELAY, T.; MELESE, T.; SENAMAW, A. Impacts of land use and land cover change on ecosystem service values in the Afroalpine area of Guna Mountain, Northwest Ethiopia. **Heliyon**, v. 8, n. 12, p. 1-11, 2022. https://doi.org/10.1016/j.heliyon 2022.e12246.

BIRHANU, L.; MEKONEN, Y.; TILAHUN, A.; AMSALU, N.; BALZTER, H. Impact of land use and land cover change on soil erosion in Dondor watershed, Blue Nile Basin, Northwestern Ethiopia. **Sustainability**, v. 16, n. 23, p. 1-19, 2024. https://doi.org/10.3390/su162310421.

BRADSHAW, C. J. A.; SODHI, N. S.; PEH, K. S.; BROOK, B. W. Global evidence that deforestation amplifies flood risk and severity in the developing world.**Global Change Biology**, v. 13, n. 11, p. 2379-2395, 2007. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01446.x.

BIKIS, A.; ENGDAW, M.; PANDEY, D.; PANDEY, B. K. The impact of urbanization on land use land cover change using geographic information system and remote sensing: a case of Mizan Aman city Southwest Ethiopia. **Scientific Reports**, v. 15, n. 12014, 2025. https://doi.org/10.1038/s41598-025-94189-6.

BURKHARD, B.; KROLL, F.; MULLER, F.; WINDHORST, W. Landspaces' capacities to provide ecosystem services – A concept for land-cover based assessments. **Landscape Online**, v. 15, p. 1-22, 2009. https://doi.org/10.3097/LO.200915.

BRANCO, T. L.; ALMEIDA, C. M.; FRANCISCO, C. N. Modelagem Dinamica Espacial das mudanças de uso e cobertura da terra na Região Hidrográfica da Baía da Ilha Grande-RJ: um enfoque sobre comunidades tradicionais e unidades de conservação. **Revista Brasileira de Cartografia**, v., 74, n. 1, p. 137-158, 2022. https://doi.org/10.14393/rbcv74n1-59436.

CARVALHO, C. B. M.; MELLO, A. C. L.; CUNHA, M. V.; APOLINÁRIO, V. X. O.; DUBEUX JÚNIOR, J. C. B.; SILVA, V. J.; MEDEIROS, A. S.; IZIDRO, J. L. P. S.; BRETAS, I. L. Ecosystem services provided by silvopastoral systems: a review. **The Journal of Agricultural Science**, v. 162, n. 5, p. 417-432, 2024. https://doi.org/10.1017/s0021859624000595.

CHEN, S.; ZHUANG, Q.; TAHERIPOUR, F.; YUAN, Y.; BENAVIDEZ, L. Assessment of global land cover changes using satellite data: intermittent and long-term lando cover changes from 2001 to 2020. **Environmental Research Letters**, v. 20, n. 3, 2025. https://doi.org/10.1088/1748-9326/adb5a3.

CHEN, Z.; GUO, M.; WANG, W.; WANG, W.; FENG, L. Response of soil erodibility of permanent gully heads to revegetation along a vegetation zone gradient in the loess-table and gully region of the Chinese loess Plateau. **Science of The Total Environment**, v. 892, 2023. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164833.

CÔRTES, J. C.; SILVA JÚNIOR, R. D. The interface between deforestation and urbanization in the Brazilian Amazon. **Ambiente & Sociedade**, v. 24, p. 1-22, 2021. https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20190182r1vu2021L1AO.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253-260, 1997. https://doi.org/10.1038/387253a0.

COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; SUTTON, P.; PLOEG, S.; ANDERSON, S. J.; KUBISZEWSKI, I.; FARBER, S.; TURNER, R. K. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152-158, 2014. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002.

COSTANZA, R. Ecosystem services: multiple classification systems are needed. Letter to Editor. **Biological Conservation**, v. 141, n. 2, p. 350-352, 2008. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2007.12.020.

CRUZ, J. S.; BLANCO, C. J. C.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. F. Modeling of land use and land cover change dynamics for future projection of the Amazon number curve. **Science of The Total Environemt**, v. 811, 2022. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152348.

D'ACUNHA, B.; DALMAGRO, H. J.; ARRUDA, P. H. Z.; BIUDES, M. S.; LATHUILLIÈRE, M. J.; URIBE, M.; COUTO, E. G.; BRANDO, P. M.; VOURLITIS, G.; JOHNSON, M. S. Changes in evapotranspiration, transpiration and evapotranspiration across natural and managed landscapes in the Amazon, Cerrado and Pantanal biomes. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 346, p. 1-16, 2024. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109875.

DONOSO, V. G.; HIRYE, M. C. M.; GERWENAT, C.; REICHER, C. Amazon deforestation and global meat consumption trends: Na assessment of land use change and market data from Rondônia that shows why we should consider changing our diets. **Sustainability**, v. 16, n. 11, p. 1-15, 2024. https://doi.org/10.3390/su16114526.

DE GROOT, R.; BRANDER, L.; PLOEG, S.; COSTANZA, R.; BERNARD, F.; BRAT, L.; CHRISTIE, M.; CROSSMAN, N.; GHERMANDI, A.; HEIN, L.; HUSSAIN, S.; KUMAR, P.; MCVITTIE, A.; PORTELA, R.; RODRIGUEZ, L. C.; BRINK, P.; BEUKERING, P. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p. 50-61, 2012. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005.

DEPELLEGRIN, D.; PEREIRA, P.; MISIUNE, L.; EGARTER-VIGL. Mapping ecosystem services potential in Lithuania. **International Journal of Sustainable Development & World Ecology**, p. 441-455, 2016. https://doi.org/10.1080/13504509.2016.1146176.

FEITOSA, T. B.; FERNANDES, M. M.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M.; GARCIA, J. R.; ARAUJO FILHO, R. N.; FERNANDES, M. R. M.; CUNHA, E. R. Assessing economic and ecological impacts of carbon stock and land use changes in Brazil's Amazon forest: A 2050 projection. **Sustainable Production and Consumption**, v. 41, p. 64-74, 2023. https://doi.org/10.1016/j.spc.2023.07.009.

FERREIRA, A. T. S.; RIBEIRO, M. C. H.; OLIVEIRA, R. C.; FERREIRA, M. L.; MESSIAS, C. G. Water surface loss and deforestation in the Brazilian Amazon biome by farming expansion and weak legislation. **Earth**, v. 6, n. 3, p. 1-26, 2025. https://doi.org/10.3390/earth6030108.

FERREIRA, C. S. S.; KALANTARI, Z.; SEIFOLLAHI-AGHMIUNI, S. GHAJARNIA, N.; RAHMATI, O.; SOLOMUN, M. K. Chapter 21 – Rainfall-runoff-erosion processes in

urban areas. **Precipitation – Earth Surface Responses and Processes**, p. 481-498, 2021. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822699-5.00018-5.

FLORES, B. M.; MONTOYA, E.; SAKSCHEWSKI, B.; NASCIMENTO, N.; STAAL, A.; BETTS, R. A.; LEVIS, C.; LAPOLA, D. M.; ESQUÍVEL-MUELBERT, A.; JAKOVAC, C.; NOBREM C. A.; OLIVEIRA, R. S.; BORMA, L. S.; NIAN, D.; BOERS, N.; HECHT, S. B.; STEEGE, H.; ARIEIRA, J.; LUCAS, I. L.; BERENGUER, E.; MARENGO, J. A.; GATTI, L. V.; MATTOS, C. R. C.; HIROTA, M. Critical transitions in the Amazon forest system. **Nature**, v. 626, p. 555-564, 2024. https://doi.org/10.1038/s41586-023-06970-0.

GILJUM, S.; MAUS, V.; KUSCHNIG, N.; LUCKENEDER, S.; TOST, M.; SONTER, L. J.; BEBBINGTON, A. J. A pantropical assessment of deforestation caused by industrial mining. **PNAS**, v. 119, n. 38, p. 1-7, 2022. https://doi.org/10.1073/pnas.2118273119.

GOMES, D. J. C.; BELTRÃO, N. E. S. Impacts of ocean-atmosphere interaction phenomena on hydrometeorology of the Gurupi river watershed, Eastern Amazon. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 34, n. 20, p. 643-667, 2024. https://doi.org/10.55761/abclima.v34i20.16900.

GOMES, D. J. C.; BELTRÃO, N. E. S.; LIMA, A. M. M. Influence of climatic phenomena and deforestation on hydroenvironmental fragility, Gurupi River watershed, Northern Brazil. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 58, n. 3, p. 375-385, 2023. https://doi.org/10.5327/Z2176-94781621.

GRIMALDI, M.; OSZWALD, J.; DOLÉDEC, S.; HURTADO, M. P.; MIRANDA, I. S.; SARTRE, X. A.; ASSIS, W. S.; CASTAÑEDA, E.; DESJARDINS, T.; DUBS, F.; GUEVARA, E.; GOND, V.; LIMA, T. T. S.; MARICHAL, R.; MICHELOTTI, F.; MITJA, D.; NORONHA, N. C.; OLIVEIRA, M. N. D.; RAMIREZ, B.; RODRIGUEZ, G.; SARRAZIN, M.; SILVA JR., M. L.; COSTA, L. G. S.; SOUZA, S.; VEIGA, I.; VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P. Ecosystem Services of regulation and support in amazonian pioneer fronts: searching for landscape drivers. **Landscape Ecology**, v. 29, p. 311-328, 2014. https://doi.org/10.1007/s10980-013-9981-y.

HAGEN, A. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. **Intenational Journal of Geographical Information Science**, v. 17, n. 3, p. 235-249, 2003. https://doi.org/10.1080/13658810210157822.

HAIGH, M. J.; JANSKY, L.; HELLIN, J. Headwater deforestation: a challenge for environmental management. **Global Environmental Change**, v. 14, n. suplement, p. 51-61, 2004. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2003.11.004.

HALLAJ, Z.; BIJANI, M.; KARAMIDEHKORDI, E.; YOUSEFPOUR, R.; YOUSEFZADEH, H. Forest land use change effects on biodiversity ecosystem services and human well-being: a systematic analysis. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 23, p. 1-14, 2024. https://doi.org/10.1016/j.indic.2024.100445.

IOAN, S.; ROSEO, F.; BRAMBILLA, M. Mountain ecosytem services under a changing climate: a global perspective. **Ecosystem Services**, v. 73, p. 1-12, 2025. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2025.101732.

JEONG, A.; CONNOR, D. S.; DORN, R. I.; SEONG, Y. B. Estimating urbanization's impact on soil erosion: A global comparative analysis and case study of Pheonix, USA. **Land**, v. 14, n. 8, p. 1-,26 2025. https://doi.org/10.3390/land14081590.

JUSTINO, S. T. P.; SILVA, R. B. G.; SILVA, R. B. SIMÕES, D. Land use change and its climatic and vegetation impacts in the Brazilian Amazon. **Sustainability**, v. 17, n. 15, p. 1-25, 2025. https://doi.org/10.3390/su17157099.

KABUANGA, J. M.; KANKONDA, O. M.; SAQALLI, M.; MAESTRIPIERI, N.; BILINTOH, T. M.; MWERU, J. M.; LIAMA, A. B.; NISHULI, R.; MANÉ, L. Historical changes and future trajectories of deforestation in the Ituri-Epulu-Aru landscape (Democratic Republic of the Congo). **Land**, v. 10, n. 10, p. 1-24, 2021. https://doi.org/10.3390/land10101042.

KOSCHKE, L.; LORZ, C.; FURST, C.; LEHMANN, T.; MAKESCHIN, F. Assessing hydrological and provising ecosystem services in a case study in Western Central Brazil. **Ecological Processes**, v. 3, n. 2, 2014. https://doi.org/10.1186/2192-1709-3-2.

KROEGER, M. E.; MEREDITH, L. K.; MEYER, K. M.; WEBSTER, K. D.; CAMARGO, P. B.; SOUZA, L. F.; TSAI, S. M.; VAN HAREN, SALESKA, S.; BOHANNAN, B. J. M.; RODRIGUES, J. L. M.; BERENGUER, E.; BARLOW, J.; NUSSLEIN, K. Rainforest-to-pasture conversion stimulates soil methanogenesis across the Brazilian Amazon. **The ISME Journal**, v. 15, p. 658-672, 2021. https://doi.org/10.1038/s41396-020-00804-x.

LAHON, D.; SAHARIAH, D.; DEBNATH, J.; NATH, N.; MERAJ, G.; KUMAR, P.; HASHIMOTO, S.; FAROOQ, M. Assessment of ecosystem service value response to LULC changes using geospatial techniques: a case study in the Merbil wetland of the Brahmaputra valley, Assam, India. **International Journal of Geo-Information**, v. 12, n. 4, p. 1-23, 2023. https://doi.org/10.3390/ijgi12040165.

LAPOLA, D. M.; PINHO, P.; BARLOW, J.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BERENGUER, E.; CARMENTA, R.; LIDDY, H. M.; SEIXAS, H.; SILVA, C. V. J.; SILVA-JUNIOR, C. H. L.; ALENCAR, A. A. C.; ANDERSON, L. O.; ARMENTERAS, D.; BROVKIN, V.; CALDERS, K.; CHAMBERS, J.; CHINI, L.; COSTA, M. H.; FARIA, B. L.; FEARSIDE, P. M.; FERREIRA, J.; GATTI, L.; GUTIERREZ-VELEZ, V. H.; HAN, Z.; HIBBARD, K.; KOVEN, P.; PONGGRATZ, J.; PORTELA, B. T. T.; ROUNSEVELL, M.; RUANE, A. C.; SCHALDACH, R.; DA SILVA, S. S.; VON RANDOW, C.; WALKER, W. S. The drivers and impacts of Amazon forest degradation. **Science**, v. 379, n. 6630, 2023.

LEGESSE, F.; DEGEFA, S.; SOROMESSA, T. Quantifying ecosystem service values amid land use and land cover transformation in the Upper Awash River Basin: A path toward climate change mitigation. **Journal of Water & Climate Change**, v. 16, n. 5, p. 1765-1781, 2025. https://doi.org/10.2166/wcc.2025.656.

LEITE-FILHO, A. T.; SOARES-FILHO, B. S.; DAVIS, J. L.; ABRAHÃO, G. M.; BORNER, J. Deforestation reduces rainfall and agricultural revenues in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**, v. 12, n. 2591, 2021. https://doi.org/10.1038/s41467-021-22840-7.

LEAL FILHO, W.; DINIS, M. A. P.; CARNOVA, M. A.; CATALDI, M.; COSTA, G. A. S.; ENRICH-PRAST, A.; SYMEONAKIS, E.; BREARLEY, F. Q. Managing ecosystem services in the Brazilian Amazon: the influence of deforestation and forest degradation in the word's largest rain forest. **Geoscience Letters**, v. 12, n. 24, 2025. https://doi.org/10.1186/s40562-025-00391-9.

LIMA, J. E. F. W.; AQUINO, F. G.; CHAVES, T. A.; LORZ, C. Development of a spatially explicit approach for mapping ecosystem services in the Brazilian Savanna – MapES. **Ecological Indicators**, v. 82, p. 513-525, 2017. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.028.

LIMA, L. S.; SILVA, F. E. O.; ANASTÁCIO, P. R. D.; KOLANSKI, M. P.; PEREIRA, A. C. P.; MENEZES, M. S. R.; CUNHA, E. L. T. P.; MACEDO, M. N. Severe droughts

reduce river navigability and isolate communities in the Brazilian Amazon. **Communications Earth & Environment**, v. 5, n. 370, 2024. https://doi.org/10.1038/s43247-024-01530-4.

LIRA, K. C. S., FRANCISCO, H. R., FEIDEN, A. Classification of environmental fragility in watershed using Fuzzy logic and AHP method. **Sociedade & Natureza**, v. 34, p. 1-17, 2022. https://doi.org/10.14393/SN-v34-2022-62872.

LOUIS, M. J.; CROSATO, A.; MOSSELMAN, E.; MASKEY, S. Effects of urbanization and deforestation on flooding: case study of Cap-Haitien city, Haiti. **Journal of Flood Risk Management**, v. 17, n. 4, 2024.

LUNGARSKA, A.; CHAKIR, R. Projection of climate change impacts on ecosystem services and the role of land use adaptation in France. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 22, p. 1-15, 2024. https://doi.org/10.1016/j.indic.2024.100369.

LYRA, B. U.; RIGO, D. Deforestation impact on discharge regime in the Doce River Basin. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, n. 4, p. 1-11, 2019. https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2370.

MANCHADO, A. M.; BALLESEROS-CÁNOVAS, J. A.; ALLEN, S.; STOFFEL, M. Deforestation controls landslide susceptibility in Far-Western Nepal. **Catena**, v. 219, p. 1-11, 2022. https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106627.

MARAGNO, D.; GERLA, F.; MUSCO, F. Integration of climate change and ecosystem services into spatial plans: a new approach in the province of Rimini. **Land**, v. 14, n. 5, p. 1-25, 2025. https://doi.org/10.3390/land14050934.

MARTIN, S. T. Population growth and deforestation in Amazonas, Brazil, from 1985 to 2020. **Population and Environment**, v. 45, n. 27, p. 1-18, 2023. https://doi.org/10.1007/s11111-023-00438-z.

MA, S.; DENG, G.; WANG, L.; HU, H.; FANG, X.; JIANG, J. Telecoupling between urban expansion and forest ecosystem service loss through cultivated land displacement: A case study of Zhejiang province, China. **Journal of Environmental Management**, v. 357, 2024. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120695.

MAXIMUS, J. K. Assessing watershed vulnerability to erosion and sedimentation: integrating DEM and LULC data in Guyana's diverse landscapes. **HydroResearch**, v. 8, p. 178-193, 2025. https://doi.org/10.1016/j.hydres.2024.11.002.

MEA. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystem and Human well-being: Synthesis. Island Press, Washigton, DC, USA, p. 1-155, 2005. Disponível: https://www.millenniumassessment.org/en/index.html. Acesso: 14/08/2024.

MENDOZA-PONCE, A.; ESTRADA, F.; CAMPO, J.; CALDERÓN, O.; DEL CARMEN, M. A.; RAMÍREZ, A. Historic land-use dynamics and future projections in Mexico's Valley Megalopolis. **Journal of Land Use Science**, v. 20, n. 1, p. 98-116, 2025. https://doi.org/10.1080/1747423X.2025.2492014.

MINEO, C.; RIDOLFI, E.; MOCCIA, B.; RUSSO, F.; NAPOLITANO, F. Assessment of rainfall kinetic-energy-intensity relationships. **Water**, v. 11, n. 10, p. 1-23, 2019. https://doi.org/10.3390/w11101994.

MOREIRA, R. M.; SANTOS, B. C. Precipitation dynamics in forests and deforestation areas during the dry season in the Central-Eastern Amazon: a case study in the Xingu basin. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 37, p. 49-67, 2025. https://doi.org/10.55761/abclima.v37i21.18918.

MORENO-PEREZ, C.; MORA-MOTTA, D.; ORTIZ-MOREA, F.; BLESH, J.; SILVA-OLAYA, A. M. Transitioning from extensive pastures to silvopastoral systems improves multiple soil ecosystem services in Colombian Amazon. **Science of The Total Environment**, v. 974, p. 1-11, 2025. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179185.

NASCIMENTO, N.; WEST, T. A. P.; BIBER-FREUDENBERGER, L.; SOUSA-NETO, E. R.; OMETTO, J.; BORNER, J. A bayesian network approach to modeling land-use decisions under environmental policy incentives in the Brazilian Amazon. **Journal of Land Use Science**, v. 15, n. 2-3, p. 127-141, 2020. https://doi.org/10.1080/1747423X.2019.1709223.

NIGUSSIE, W.; AL-NAJJAR, H.; KALANTAR, B.; NEGA, W.; BIZELK, T.; SURYABHAGAVAN, K. V.; ADANE, N. Evaluating the impact of land use/land cover and rainfall changes on regional soil erosion. **Geomatics, Natural Hazard and Risk**, v. 16, n. 1, p. 1-35, 2025. https://doi.org/10.1080/19475705.2025.2520374.

OLIVEIRA, G.; CHEN, J. M.; MATAVELI, G. A. V.; CHAVES, M. E. D.; RAO, J.; STERNBERG, M.; SANTOS, T. V.; SANTOS, C. A. C. Evapotranspirtação and precipitation over pasture and soybean areas in the Xingu River Basin, an expanding amazonian agricultural frontier. **Agronomy**, v. 10, n. 8, p. 1-14, 2020. https://doi.org/10.3390/agronomy10081112.

PAUDEL, S.; COBB, A. B.; BOUGHTON, E. H.; SPIEGAL, S.; BOUGHTON, R. K.; SILVEIRA, M. L.; SWAIN, H. M.; REUTER, R.; GOODMAN, L. E.; STEINER, J. L. A framework for sustainable management of ecosystem services and disservices in perennial grassland agroecosystems. **EcoSphere**, v. 12, n. 11, 2021. https://doi.org/10.1002/ecs2.3837.

PEREIRA, F. S.; FERNANDES, D. A.; VIEIRA, I. C. G. Impact of land use and land cover change on ecosystem service values in the Eastern Amazon. **Ambiente & Sociedade**, v. 27, p. 1-21, 2024. https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc0069vu27l2oa.

PEREVOCHTCHIKOVA, M.; MORA, G. D. M.; FLORES, J. A. H.; MARÍN, W.; FLORES, A. L.; BUENO, A. R.; NEGRETE, I. A. Systematic review of integrated studies on functional and thematic ecosystem services in Latin America, 1992-2017. Ecosystem Services, v. 36, 2019. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100900.

PILLAR, V. D.; OVERBECK, G. E. Learning from a climate disaster: the catastrophic floods in southern Brazil. **Science**, v. 385, n. 6713, 2024. https://doi.org/10.1126/science.adr8356.

PRASHANTH, M.; KUMAR, A.; DHAR, S.; VERMA, O.; RAI, S. K.; KOUSER, B. Land use/land cover change and its implication on soil erosion in an ecologically sensitive Himachal Himalayan watershed, Northern India. **Frontiers in Forest and Global Change**, v. 6, p. 1-17, 2023. https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.1124677.

PRIETO-AMPARÁN, J. A.; VILLARREAL-GUERRERO, F.; MARTÍNEZ-SALVADOR, M.; MANJARREZ-DOMÍNGUEZ, C.; VÁZQUEZ-QUINTERO, G.; PINEDO-ALVAREZ, A. Spatial near future modeling of land use and land cover changes in the temperate forests of Mexico. **Peer J**, v. 7, p. 1-25, 2019. https://doi.org/10.7717/peerj.6617.

QIN, Y.; WANG, D.; ZIEGLER, A. D.; FU, B.; ZENG, Z. Impact of amazonian deforestation on precipitation reverses between seasons. **Nature**, v. 639, p. 102-108, 2025. https://doi.org/10.1038/s41586-024-08570-y.

REDDINGTON, C. L.; SMITH, C.; BUTT, E. W.; BAKER, J. C. A.; OLIVEIRA, B. F. A.; YAMBA, E. I.; SPRACKLEN, D. V. Tropical deforestation is associated with considerable heat-related mortality. **Nature Climate Change**, v. 15, p. 992-999, 2025. https://doi.org/10.1038/s41558-025-02411-0.

REYGADAS, Y.; SPERA, S. A.; SALISBURY, D. S. Effects of deforestation and forest degradation on ecosystem service indicators across the Southwestern Amazon. **Ecological Indicators**, v. 147, p. 1-12, 2023. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.109996.

RIBEIRO, J. M. P.; MACULAN, G.; ÁVILA, B. O.; MORAIS, V. A.; HOECKESFELD, L.; SECCHI, L.; GUERRA, J. B. S. O. A. Deforestation by production displacement: expansion of cropland and cattle ranching on Amazon forest. **Environment, Development and Sustainability**, 2025. https://doi.org/10.1007/s10668-024-05917-3.

RUFINO, P. R.; GUCKER, B.; VOLK, M.; STRAUCH, M.; CARDOZO, F. S.; BOECHAT, I. G.; FARAMARZI, M.; PEREIRA, G. Modeling the nexus of climate change and deforestation: implications for the blue water resources of the Jari River, Amazonia. **Water**, v. 17, n. 5, p. 1-23, 2025. https://doi.org/10.3390/w17050660.

SAFITRI, L.; HERMANTORO, H.; PURBOSENO, S.; KAUTSAR, V.; SAPTOMO, S. K.; KURNIAWAN, A. Water footprint and crop water usage of oil palm (*Eleasis guineensis*) in central Kalimantan: environemental sustainability indicators for different crop age and soil conditions. **Water**, v. 11, n. 1, p. 1-16, 2019. https://doi.org/10.3390/w11010035.

SANDKER, M.; FINEGOLD, Y.; D'ANNUNZIO, R.; LINDQUIST, E. Global deforestation patterns: comparing recent and past forest loss processes through a spatially explicit analysis. **International Forestry Review**, v. 19, n. 3, p. 350-368, 2017. https://doi.org/10.1505/146554817821865081.

SANTOS, J. L.; YANAI, A. M.; GRAÇA, P. M. L. A.; CORREIA, F. W. S.; FEARSIDE, P. M. Amazon deforestation: simulated impact of Brazil's proposed BR-319 highway

project. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, n. 1217, 2023. https://doi.org/10.1007/s10661-023-11820-7.

SCHWAMBACK, D.; BRANDÃO, A. R. A.; ROSALEM, L. M. P.; OLIVEIRA, P. T. S.; ANACHE, J. A. A.; WENDLAND, E.; BERNDTSSON, R.; PERSSON, M. Land use transformations in the Brazilian Savanna: A decade of soil erosion and runoff measurements. **Catena**, v. 246, 2024. https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108412.

Secretaria Nacional de Proteção e Defesa Civil (SEDEC) - **Sistema Integrado de Informações sobre Desastres Naturais (S2iD)**. Disponível: https://s2id.mi.gov.br/. Acesso: 07/07/2025.

SEYAM, M. M. H.; HAQUE, M. R.; RAHMAN, M. M. Identifying the land use land cover (LULC) changes using remote sensing and GIS approach: a case study at Bhaluka in Mymensingh, Bangladesh. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 7, p. 1-12, 2023. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100293.

SEYDEWITZ, T.; PRADHAN, P.; LANDHOLM, D. M.; KROPP, J. P. Deforestation drivers across the tropics and their impacts on carbon stocks and ecosystem services. **Anthropocene Science**, v. 2, p. 81-92, 2023. https://doi.org/10.1007/s44177-023-00051-7.

SILVA, D. F.; BELTRÃO, N. E. S.; GOMES, D. J. C. Land use and land cover dynamics and potential consequences on the the ecosystem services in Marapanim river watershed, Pará, Brazil. **Revista Floresta**, v. 53, p. 342-351, 2023. https://doi.org/10.5380/rf.v53i3.84218.

SILVA, E. F.; GUIMARÃES, J. T. F.; SALOMÃO. G. N.; SAHOO, P. K.; FERREIRA, D. B. S.; FIGUEIREDO, M. M. J. C.; RAMOS, S. J.; SILVA JÚNIOR, R. O.; MELO, A. M. Q.; NASCIMENTO JUNIOR, W. R.; SOUZA FILHO, P. W. M.; SILVA, M. S.; PONTES, P. R. M.; DALL'AGNOL, R. Multidecadal analysis of erosion susceptibility in a watershed heavily impacted by deforestation in southeastern Amazonian. **International Journal of Sediment Research**, v. 40, n. 3, p. 426-438, 2025. https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2025.01.010.

SILVA, F. S.; TOLEDO, P. M.; LIMA, A. M. M.; MELO, S. N. Fronteiras em transformação: modelagem dinâmica espacial da cobertura da terra e influência de variáveis explicativas em áreas protegidas da Amazônia brasileira. Interespaço –

Revista de Geografia e Interdisciplinaridade, v. 10, n. 2 (ed. especial), p. 1-33, 2024. https://doi.org/10.18764/2446-6549.e23158.

SILVA, S. S.; BROWN, F.; SAMPAIO, A. O.; SILVA, A. L. C.; SANTOS, N. C. R. S.; LIMA, A. C.; AQUINO, A. M. S.; SILVA, P. H. C.; MOREIRA, J. G. V.; OLIVEIRA, I.; COSTA, A. A.; FEARSIDE, P. M. Amazon climate extremes: increasing droughts and floods in Brazil's state of Acre. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 21, n. 4, p. 311-317, 2023. https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.10.006.

SIMÕES, G. S.; FIORE, F. A.; SILVA, L. C. Mapeamento dos serviços ecossistêmicos providos pela Área de Proteção Ambiental do Rio Grande do Sul. **Ambiente & Sociedade**, v. 25, p. 1-26, 2022. https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20210188r2vu2022l2oa.

SMITH, C.; BAKER, J. C. A.; SPRACKLEN, D. V. Tropical deforestation causes large reductions in observed precipitation. **Nature**, v. 615, p. 270-275, 2023. https://doi.org/10.1038/s41586-022-05690-1.

SOARES, B. S.; FERREIRA, B. M.; FIGUEIRA, D. S.; RODRIGO, H. O.; HISSA, L. B. V.; LIMA, L. S. **Dinamica Project. Remote Sensing Center**. Federal University of Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, Brazil. Disponibilizado: https://www.csr.ufmg.br/dinamica/. Acesso: 19/10/2024.

SOUZA, JR., C. M.; SHIMBO, J. Z.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; ALENCAR, A. A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; FERREIRA, L. G.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; OLIVEIRA, S. W.; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E. J. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with landsat archive and Earth Engine. Remote Sensing, v. 12, n. 17, p. 1-27, 2020. https://doi.org/10.3390/rs12172735.

TARIGAN, S.; STIEGLER, C.; WIEGAND, K.; KNOHL, A.; MURTILAKSONO, K. Relative contribution of evapotranspiration and soil compaction to the fluctuation of catchment discharge: case study from a plantation landscape. **Hydrological Sciences Journal**, v. 65, n. 7, p. 1239-1248, 2020. https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1739287.

TARIGAN, S. D.; SUNARTI; WIEGAND, K.; DISLICH, C.; SLAMET, B.; HEINONEN, J.; MEYER, K. Mitigation options for improving the ecosystem function of water flow regulation in a watershed with rapid expasion of soil palm plantations. **Sustainability of Water Quality and Ecology**, v. 8, p. 4-13, 2016. https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2016.05.001.

TONYALOGLU, E. E. Future land use/land cover and its impacts on ecosystem services: case of Aydin, Turkey. **International Journal of Environmental Science and technology**, v. 22, p. 4601-4617, 2025. https://doi.org/10.1007/s13762-024-05907-y.

TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity. **Integrando a Economia da Natureza: uma síntese da abordagem, conclusões e recomendações do TEEB**. 2010.

VAEZI, A. R.; AHMADI, M.; CERDÀ, A. Contribution of raindrop impact to the change of soil physical properties and water erosion under semi-arid rainfalls. **Science of The Total Environment**, v. 583, p. 382-392, 2017. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.078.

VOLKEN, N. J.; MINOTI, R. T.; ALVES, C. M. A.; VERGARA, F. E. Analyzing the impact of agricultural water-demand management on water availability in the Urubu river basin – Tocantins, Brazil. **Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 17, n. 4, p. 1-23, 2022. https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2847.

WANG, L.; XIAO, Y.; RAO, E.; JIANG, L.; XIAO, Y.; OUYANG, Z. Na assessment of the impact of urbanization on soil erosion in Inner Mongolia. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 3, p. 1-13, 2018. https://doi.org/10.3390/ijerph15030550.

WEST, C.; RABESCHINI, G.; SINGH, C.; KASTNER, T.; LIMA, M. B.; DERMAWAN, A.; CROFT, S.; PERSSON, U. M. The global deforestation footprint of agriculture and forestry. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 6, p. 325-341, 2025. https://doi.org/10.1038/s43017-025-00660-3.

WONGCHUIG, S.; ESPINOZA, J. C.; CONDOM, T.; JUNQUAS, C.; SIERRA, J. P.; FITA, L.; SORENSSON, A.; POLCHER, J. Changes in the surface and atmospheric water budget due to projected Amazon deforestation: lessons from a fully coupled

model simulation. **Journal of Hydrology**, v. 625 part A, p. 1-21, 2023. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.130082.

YOON, A.; HOHENEGGER, C.; BAO, J.; BRUNNER, L. Extreme events in the Amazon after deforestation. **EGUsphere**, p. 1-25, 2025. https://doi.org/10.5194/egusphere-2025-3221.

ZHANG, T.; CHENG, C.; WU, X. Mapping the spatial heterogeneity of global land use and land cover from 2020 to 2100 at a 1km resolution. **Scientific Data**, v. 10, n. 748, p. 1-15, 2023. https://doi.org/10.1038/s41597-023-02637-7.

ZHAO, B.; LEI, H.; YANG, D.; YANG, S.; SANTISIRISOMBOON, J. Runoff and sediment response to deforestation in a large Southeast Asian monsoon watershed. **Journal of Hydrology**, v. 606, 2022. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127432.

CAPÍTULO 6: VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS SOB CENÁRIOS DE MUDANÇA DE USO DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAETÉ (1985–2040)[3]

Resumo

As mudanças de uso e cobertura são uma das formas de detectar o desmatamento, mas também de estimar o serviço ecossistêmico atribuído a cada classe. O crescimento das atividades antrópicas intensificou o desmatamento, o que consequentemente afeta o valor atribuído aos serviços ecossistêmicos. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi estimar a projeção da valoração dos serviços ecossistêmicos na Bacia Hidrográfica do rio Caeté (BHC). Utilizou-se dados uso e cobertura do solo (1985, 2013 e 2023) do Projeto MapBiomas. Agrupou-se os dados brutos de uso e cobertura do solo (12 classes) para 6 classes (floresta, pasto, área urbana, mineração, corpo hídrico e agricultura). A projeção do uso e cobertura do solo para o ano de 2040 foi feita pela modelagem ambiental Dinamica EGO para Posteriormente, classificou-se os SEs baseado na classificação da *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB), no qual considerou-se a oferta de SEs de cada classe do uso e cobertura do solo (1985, 2023 e 2040). Assim, obteve-se a Valoração dos Serviços Ecossistêmicos (VSE) através do método de transferência de benefícios. Todo mapeamento foi feito no software QGIS 3.3. A BHC apresentou grandes áreas de desmatamento no período analisado (1985-2023), impulsionado principalmente pela expansão da pecuária com domínio de 48,3% da BHC. Outros problemas detectados foram a urbanização ao Norte e a plantação de dendê na cabeceira do rio Caeté que podem causar efeitos negativos na hidrologia local. As ações antrópicas são responsáveis pelas reduções na VSE da BHC, principalmente o pasto que reduziu os VSE de provisão e regulação. A agricultura ameaça a VSE provisão da água e regulação hídrica. A urbanização, diminuiu a VSE de regulação hídrica e proteção contra eventos extremos. Projeções para o ano de 2040 são todas pessimistas. É urgente a implementação de práticas conservacionistas como manejo de monoculturas combinada com sistemas agroflorestais, bem como maior proteção para a região da nascente do rio Caeté.

Palavras-Chave: Desmatamento; Prognósticos; Perda Monetária.

Abstract

Land use and land cover changes represent one of the primary approaches for detecting deforestation, as well as for estimating the ecosystem service value assigned to each class. The expansion of anthropogenic activities has intensified deforestation, which consequently affects the value attributed to ecosystem services. In this context, the objective of this study was to estimate the projected valuation of ecosystem services in the Caeté River Basin (CRB). Land use and land cover data (1985, 2013, and 2023) were obtained from the MapBiomas Project. The original land use and land cover dataset (12 classes) was aggregated into six classes (forest, pasture, urban area, mining, water body, and agriculture). The projection of land use and land cover for the year 2040 was performed using the Dinamica EGO environmental modeling platform. Subsequently, ecosystem services (ESs) were classified based on the framework proposed by The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), considering the provision of ESs associated with each land use and land cover class (1985, 2023, and 2040). Thus, the Ecosystem Services Valuation (ESV) was obtained using the benefit transfer method. All mapping procedures were performed using QGIS 3.3 software. The CRB exhibited extensive areas of deforestation during the analyzed period (1985–2023), mainly driven by the expansion of livestock farming, which accounted for 48.3% of the basin area. Other detected issues include urban expansion in the northern sector and oil palm cultivation in the headwaters of the Caeté River, both of which may cause negative effects on local hydrology. Anthropogenic activities are responsible for the reductions in ESV within the CRB, particularly pasture expansion, which reduced provisioning and regulating ecosystem service values. Agriculture threatens the ecosystem service value (ESV) associated with water provision and hydrological regulation. Urbanization has reduced the ESV related to hydrological regulation and protection against extreme events. Projections for the year 2040 are entirely pessimistic. The implementation of conservation practices—such as improved monoculture management combined with agroforestry systems—as well as stronger protection measures for the headwater region of the Caeté River, is urgently needed.

Keyword: Desmatamento; Prognosis; Monetary Loss.

[3] **Periódico Pretendido**: Ecosystem Services Journal.

1. INTRODUÇÃO

As mudanças ambientais ocorridas no mundo interferem na funcionalidade padrão da relação entre o ser humano e a natureza (Eppinga et al., 2023; Faria et al., 2023; Morante-Filho et al., 2023). Zhang, Shi, Wang (2022) afirmaram que as mudanças climáticas e transformações do uso e cobertura do solo são mecanimos impulsionadores das alterações na oferta de serviços ecossistêmicos. Tais alterações estão associadas a dinâmica do uso e cobertura do solo, ou seja, um indicador ambiental para monitorar o desmatamento (Fernandes et al., 2021; Shuangao et al., 2026). O desmatamento das florestas é uma forma de transformação de áreas naturais para antrópicas, no qual provocam efeitos negativos nas funções ecossistêmicas de um ambiente (Tonyaloglu, 2025; Shuangao et al., 2026). Isto significa que modificar uma região preservada afeta na disponibilidade de serviços ecossistêmicos (Silva; Beltrão; Morales, 2023).

O Serviços Ecossistêmicos (SEs) são um conjunto de benefícios fornecidos pela natureza que melhoram a qualidade de vida do ser humano (De Groot et al., 2012; Costanza et al., 2014). Existem vários tipos de SEs, mas alguns estão relacionados com as variáveis hidroclimáticas de uma região como: provisão (água) e regulação (gases, eventos extremos, clima, hídrica e erosão do solo). Analisar esses SEs em específico contribui para a melhor compreensão de como o avanço do desmatamento pode estar impactando o equilíbrio ambiental. Contudo, quantificar possíveis mudanças de SEs tanto na forma de área quanto no valor atribuído a esses SEs é o modo mais utilizado para alertar sobre esse tipo de impacto ambiental (Carrasco et al., 2014; Strand et al., 2018; Gomez et al., 2023). A *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB, 2026) estabeleceu padrões de valoração econômica dos SEs e contribuiu para aumento da importância dos bens ofertados pela natureza.

A Valoração dos Serviços Ecossistêmicos (VSE) é a atribuição de valor para cada SEs ofertado de uma região (De Groot et al., 2012; Costanza et al., 2014). A VSE pode ser compreendido como uma forma de compensação monetária da contribuição dos ecossistemas para o equilíbrio do meio ambiente (Costanza et al., 2014). Segundo Jacobs et al. (2023), a VSE consiste em quantificar e estimar o custo em valores econômicos para melhor elucidar a importância dos SEs.

Desta maneira, De Groot et al. (2012) e Costanza et al. (2014) estabeleceram que essa valoração financeira dos ecossistemas é classificada baseada tanto nos

biomas mundiais quanto nas respectivas categorias do uso e cobertura do solo. Lian et al. (2025) utilizaram esta proposta e avaliaram a VSE de uma bacia hidrográfica na floresta tropical do sudeste asiático. Li et al. (2023) apontaram que ao estudar a VSE, é crucial adaptar-se os valores globais de referência ás características locais da região de estudo. Isto ajudará a obter resultados mais próximos possíveis da realidade da área de estudo.

Portanto, analisar a VSE no contexto de bacias hidrográficas é fundamental para melhor compreensão da importância monetária dos SEs de provisão da água e regulatórios, uma vez que a muitos dos trabalhos concentram-se suas análises na identificação e mapeamento dos SEs (Casagrande et al., 2021; Ha et al., 2023). Schlattmann et al. (2022) reforçaram que avaliação da oferta de SEs hidrológicos é crucial para a gestão da sustentabilidade de bacias hidrográficas. Eventuais períodos de estresse hídrico podem impactar negativamente nos SEs em bacias hidrográficas (Yu et al., 2020), especialmente relacionados aos recursos hídricos (Casagrande et al., 2021). Esta situação pode ser impulsionada e/ou agravada pelo desmatamento, principalmente próximo a nascentes de rios (Alaniz et al., 2022), o que pode acarretar na redução da produção e regulação hídrica, afetando suas respectivas VSE.

Segundo Ha et al. (2023) os SEs hidrológicos são benefícios vinculados à variáveis hidroclimáticas como precipitação e vazão. Essas componentes são essenciais no controle de umidade do solo e consequentemente na interação entre a superfície terrestre e a atmosfera, ou seja, contribuem na regulação da concentração de gases relacionados ao efeito estufa e aquecimento global (Ha et al., 2023). Mengist et al. (2022) mostraram o quanto os SEs climáticos e hidrológicos são importantes na valoração de uma região.

Assim, a conservação e manejo do solo adequado, juntamente com um bom planejamento das mudanças do uso e cobertura do solo proporcionam a maior VSE quanto ao controle de erosão (Bartkowski et al., 2020; Parron; Villanueva; Glenk, 2022 Costa et al., 2024). Alterações na composição do subsolo (interna) e sobre a superfície terrestre (externa) acabam afetando negativamente as estruturas pedológicas e expondo o solo a agentes exógenos erosivos como as chuvas intensas (Steinhoff-Knopp; Kuhn; Burkhard, 2021). Conforme pesquisas de Walz et al. (2021) e Vári et al. (2022), esse cenário acarreta outro problema ambiental, como o aumento da vulnerabilidade do solo à perturbações causadas por eventos extremos (desastres naturais), reduzindo assim o VSE da região.

O estudo da VSE à nível de bacias hidrográficas ainda é muito limitado, especialmente na região amazônica. Mengist, Soromessa e Feyisa (2020) ratificaram sobre está problemática e alertaram sobre a negligência e pouca importância dos gestores ambientais e comunidade científica acerca da importância do SEs regulatórios. Os autores argumentaram que este tipo de SEs é fundamental para a oferta de outros SEs.

Além disso, apesar de haver pesquisas sobre a projeção da VSE em várias partes do mundo (Kubiszewski et al., 2017; Dammag et al., 2024; Du et al., 2024; Lahon et al., 2025), são poucos os trabalhos que abordaram essa temática no Brasil e menos ainda na Amazônia (Feitosa et al., 2023). Diante dos argumentos explicitados, torna-se de suma importância investigar o quanto as mudanças do uso e cobertura do solo em uma bacia hidrográfica amazônica situada em uma zona de alta pressão antrópica estão causando perdas monetárias devido a diminuição de oferta dos SEs de provisão hídrica e regulação (gases, eventos extremos, clima, hídrica e erosão do solo). Assim, o objetivo deste trabalho foi estimar a projeção da valoração de alguns serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica do rio Caeté.

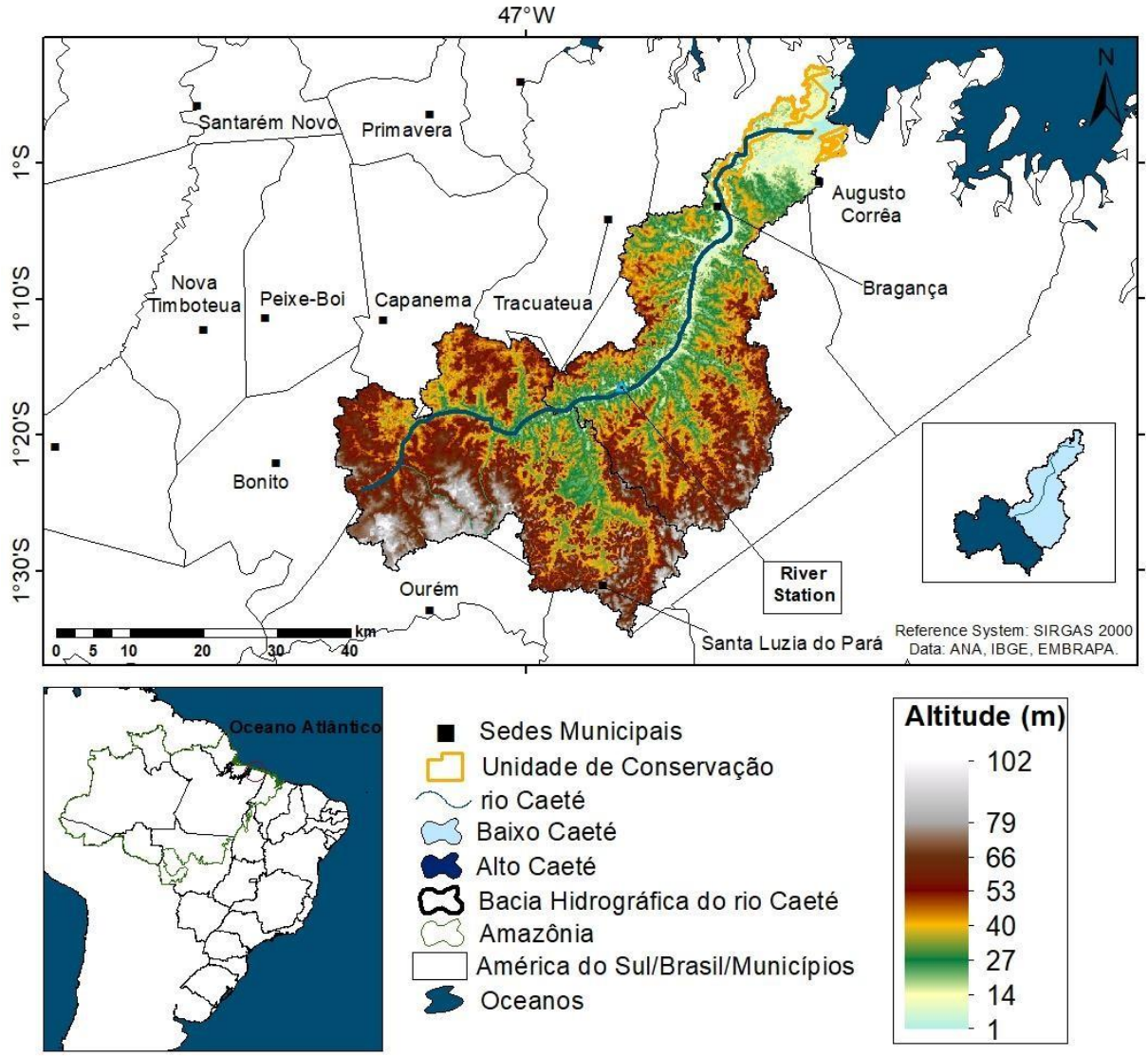
2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A região de estudo é a Bacia Hidrográfica do rio Caeté (BHC), situada no Amazônia Oriental (Figura 1). A BHC possui cerca de 2.088,8 km^2, onde abrange os municípios de Bonito, Bragança, Capanema, Ourém, Santa Luzia do Pará, São Miguel do Guamá e Tracuateua (ANA, 2023).

O regime climático da BHC é caracterizado por médias anuais com precipitações de 2.400,0 mm, temperatura máxima do ar de 33,0°C e evapotranspiração de 1.000,0 mm. A BHC é composta por redes de drenagem com o rio Caeté (nascente até a foz) medindo aproximadamente 97,4 km e alimentado pelos seus tributários (rios: Aripé, Grande e Jeripaú-Mirim). A cabeceira do rio Caeté localiza-se na região do planalto (53 m – 63 m) do Alto Caeté (AC). O rio Caeté escoa na direção das planícies (1 m – 14 m) ao Norte no Baixo Caeté (BC), até desembocar no oceano Atlântico tropical (EMBRAPA, 2023).

Figura 1. Localização da área de estudo: Bacia Hidrográfica do rio Caeté.



Fonte: Autor (2023).

Aquisição de Dados

Os dados utilizados foram os produtos geoespacializado no formato raster (*.tiff*) do uso e cobertura do solo (1985 e 2023). Esses dados são oriundos do Projeto MapBiomas (2025) e adquiriu-se através da plataforma virtual do *Google Earth Engine* (GEE). O uso e cobertura do solo simulado para o ano de 2040 foi obtido por meio da projeção realizada no software Dinamica EGO (Capítulo 5).

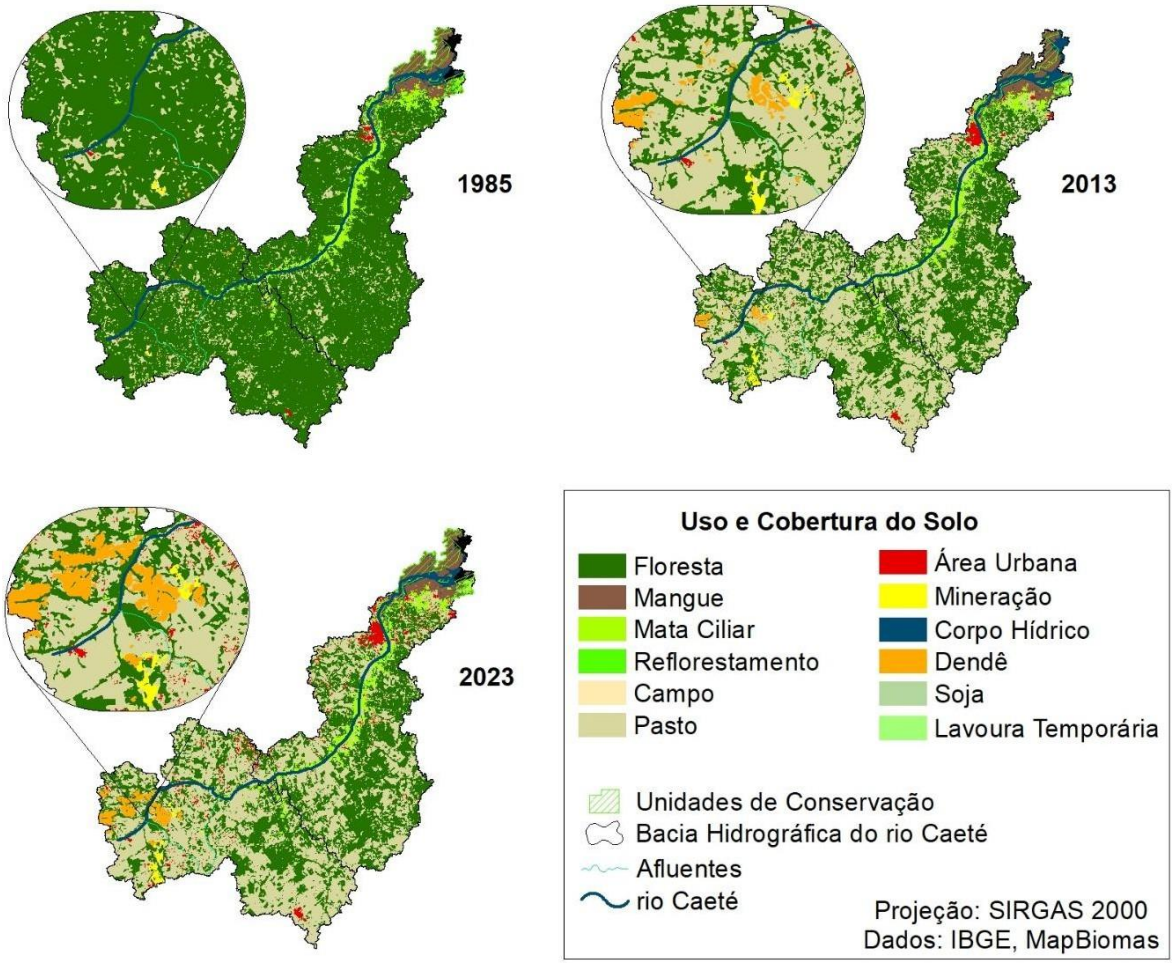
Procedimentos Metodológicos

O mapeamento das mudanças do uso e cobertura do solo (1985, 2013 e 2023) foram manipulados no software QGIS 3.3. Foi identificado 11 classes (Figura 2): floresta, mangue, vegetação ripária, reflorestamento, campo, pasto, área urbana,

mineração, corpo hídrico, dendê, soja e lavoura temporária. Informações mais detalhadas podem ser observadas na Tabela 2 do Apêndice.

Observa-se o avanço acelerado da pecuária em vários pontos da BHC, representado pela grandes áreas de pasto no ano de 1985 com 193,7 km^2 (9,3 %) e seu aumento em 2023 para 1.009,0 km^2 (48,3 %). No caso da agricultura, plantações de dendê são destaque com sua expansão concentradas na região do Alto Caeté, nas proximidades da nascente do rio, local onde foram observados 3,4 km^2 (0,1 %) em 1985 e aumentou para 35,0 km^2 (1,7 %) no ano de 2023.

Figura 2. Mudanças do uso e cobertura do solo (1985-2013-2023): Bacia Hidrográfica do rio Caeté.



Fonte: Autor (2025).

Outra classe associada as atividades antrópicas são as áreas urbanas ao longo da BHC, especialmente na região do baixo curso do rio Caeté, onde identificou-se 5,9 km^2 (0,3 %) de território no ano de 1985 e sua expansão para 49,6 km^2 (2,4 %) em 2023. Em seguida, usando a ferramenta *reclassify*, foi feito um agrupamento das classes de uso e cobertura do solo, o que reduziu para uma nova classificação de 6 categorias: floresta, pasto, área urbana, mineração, corpo hídrico e agricultura. Este

procedimento foi necessário como preparação dos dados para a modelagem ambiental subsequente.

Para a obtenção da Valoração dos Serviços Ecossistêmicos (VSE), foi adotado a metodologia proposta primeiramente por Kreuter et al. (2001), sendo aplicada posteriormente por vários autores (Andrade et al., 2012; Dias et al., 2016; Carvalho et al., 2021; Yang; Xie; Zang, 2022; Admasu; Yeshitela; Argaw, 2023). A VSE ofertada individualmente (Equação 1) pelas categorias de uso e cobertura do solo foi obtido através do produto entre os coeficientes de VSE globais (Tabela 1) e as áreas de cada classe de uso e cobertura do solo.

Tabela 1. Informações sobre as classes de uso e cobertura do solo e seus respectivos biomas associados aos coeficientes de VSE globais.

Classes do uso e cobertura do solo	Biomas	VSE Globais (US$.ha^{-1}.ano^{-1})
Floresta (1)	Floresta Tropical	5.382,0
Mangue (2)	Floresta Tropical	193.843,0
Mata Ciliar (3)	Floresta Tropical	5.382,0
Área Alagada (4)	Lagos/Rios	25.681,0
Campo (5)	Savana	4.166,0
Pasto (6)	Savana	4.166,0
Área Urbana (7)	Urbanos	6,661,0
Mineração (8)	Deserto	0
Corpo Hídrico (9)	Lagos/Rios	12.512,0
Dendê (10)	Terra de Cultivo	5.567,0
Soja (11)	Terra de Cultivo	5.567,0
Lavoura Temporária (12)	Terra de Cultivo	5.567,0

Fonte: Autor (2025). Adaptado de Costanza et al. (2014) e Admasu, Yeshitela, Argaw (2023).

$$VSE_{t(u)} = VC_{(u)} \cdot A_{(u)} \quad \text{(Eq. 1)}$$

$VSE_{t(u)}$ é o valor total dos SEs estimado para cada classe de uso e cobertura do solo 'u' (US$.ano);

$A_{(u)}$ é a área total de cada classe do uso e cobertura do solo (ha);

$VC_{(u)}$ é o valor do coeficiente dos SEs por classe de uso do solo (US$.ha^{-1}.ano);

As categorias de uso e cobertura do solo proposta pelo Projeto MapBiomas (2025) e descrito na Tabela 1 foram reclassificadas agrupando classes que ofertam SEs e valoração similares. A reclassificação é composta pelas seguintes classes: Floresta (1, 2 e 3), Pasto (5 e 6), Área Urbana (7), Mineração (8), Corpo Hídrico (4 e 9) e Agricultura (10, 11 e 12). Este procedimento foi necessário para melhor modelagem ambiental e projeção da VSE para o ano de 2040. Aplicou-se a Equação

1 para a nova classificação com total de seis classes de uso e cobertura do solo, contudo utilizou-se somente a VSE individual dos SEs descritos na Tabela 2.

A VSE por SEs (Equação 2) adquiriu-se pela soma do produto entre a área específica de contribuição dos SEs e a VSE de todas as classes de uso e cobertura do solo (Tabela 2). Informações mais detalhadas sobre a contribuição de SEs de cada área das classes de uso e cobertura do solo são observadas na Tabela 15 (Anexo).

$$VSE_{t(SEs)} = \Sigma(A_t \,.\, VSE_c) \qquad \text{(Eq. 2)}$$

$VSE_{t(SEs)}$ é o valor da contribuição do SEs, baseado em todas as classes de uso e cobertura do solo;
A_t é a área da classe do uso do solo (ha);
$VSE_{(u)}$ é o valor do coeficiente dos SEs por classe de uso do solo (US$.ha^{-1}.ano).

Os trabalhos nos quais se baseia este procedimento calcularam o VSE_{total} utilizando o sistema de unidades padrão (US$.ha^{-1}.ano). Contudo, considerou-se os devidos reajustes monetários e atualizações do valor médio do dólar norte americano para o cenário econômico internacional (Costanza et al., 2014).

A Tabela 2 descreve a valoração dos tipos de SEs (Costanza et al., 2014) relacionados a cada categoria de uso e cobertura do solo da BHC. Com exceção da mineração, todas as demais classes contribuem com o fornecimento de pelo menos um tipo de SEs. O maior destaque são as florestas, nos quais ofertam todos os SEs estudados, especialmente na regulação climática. Os corpos hídricos também são cruciais para a provisão e regulação da água.

Tabela 2. Valores individuais de SEs (US$.ha^{-1}.ano): bacia hidrográfica do rio Caeté.

SEs \ UCS	Floresta	Pasto	Área Urbana	Mineração	Corpo Hídrico	Agricultura
			Provisão			
Água	27	0	0	0	1.808	0
			Regulação			
Gases	12	9	0	0	0	0
Eventos Extremos	66	0	0	0	0	0
Climática	2.044	40	0	0	0	411
Hídrica	8	3	16	0	7.518	0
Erosão do Solo	337	44	0	0	0	107
Total	**2.494**	**156**	**921**	**0**	**9.326**	**918**

Fonte: Autor (2025). Adaptado de Costanza et al. (2014) e Carvalho et al. (2021).

Para calcular o valor de cada categoria de uso e cobertura do solo utilizou-se a Eq. 1, substituindo a A_{total} pela área de cada classe de uso do solo (A_{uso}). A variação anual absoluta (US$) e relativa (%) dos valores de SEs será obtida pelas Eq. 3 e 4 respectivamente. Para melhor compreensão da metodologia adotada, a Figura 3 ilustra as etapas e procedimentos aplicados.

$$\Delta V_{abs} = V_{ano\ f} - V_{ano\ i} \quad \text{(Eq. 3)}$$

$$\Delta V_{rel} = \frac{V_{ano\ f}}{V_{ano\ i}} - 1 \quad \text{(Eq. 4)}$$

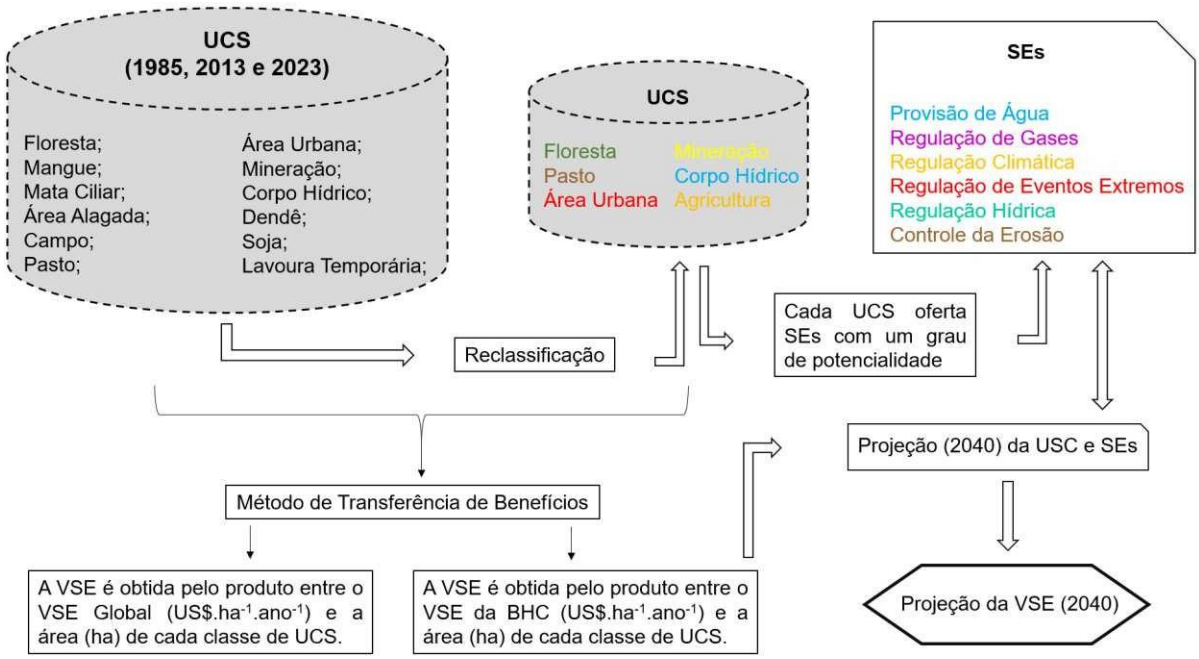
ΔV_{abs} é a variação anual absoluta;

ΔV_{rel} é a variação anual relativa;

$V_{ano\ f}$ é a valores dos SEs do ano final;

$V_{ano\ i}$ é a valores dos SEs do ano inicial;

Figura 3. Fluxograma dos procedimentos adotados e etapas metodológicas.



Fonte: Autor (2026).

3. RESULTADOS

As mudanças do uso e cobertura do solo na BHC foram significativas entre 1985 até 2023 (Tabela 3). No ano de 2023, as áreas de florestas reduziram mais da metade (38,2%). Este déficit pode estar associado ao crescimento do pasto (48,3%),

no qual possivelmente impulsionou o desmatamento na BHC. As demais classes houveram alterações pouco significativas do ponto de vista espacial.

Tabela 3. Áreas das classes do uso e cobertura do solo: bacia hidrográfica do rio Caeté.

Classes\Ano	1985		2013		2023	
	ha	*%*	*ha*	*%*	*ha*	*%*
Floresta	1.681.000	80,5	890.600	42,6	797.500	38,2
Mangue	70.400	3,4	71.100	3,4	72.100	3,5
Mata Ciliar	109.900	5,3	95.900	4,6	89.500	4,3
Área Alagada	4,3	0,2	0,6	0	0	0
Campo	600	0	200	0	50	0
Pasto	193.700	9,3	957.500	45,8	1.009.000	48,3
Área Urbana	5.900	0,3	15.800	0,8	49.600	2,4
Mineração	1.000	0	8.600	0,4	11.500	0,6
Corpo Hídrico	22.800	1,1	37.100	1,8	24.000	1,1
Dendê	3.400	0,2	11.600	0,6	35.000	1,7
Soja	0	0	0	0	300	0
Lavoura*	0	0	20	0	100	0

Fonte: Autor (2025). * Temporária.

A Tabela 4 descreve o diagnóstico da valoração dos SEs por classe de uso e cobertura do solo na BHC durante. Dentre as áreas naturais, as florestas foram a categoria que mais desvalorizou devido o desmatamento, no ano de 1985 a VSE foi cerca de 9.047.142.000 US$.ha^{-1}, o que reduziu drasticamente em 2023 para 4.292.145.000 US$.ha^{-1}. A valoração da mata ciliar também foi reduzida ao longo dos anos (1985-2023) para 481.689.000 US$.ha^{-1}. Destaca-se a preservação dos mangues e seu crescimento, o que aumentou consideravelmente a valoração da BHC.

Tabela 4. Estimativa de valoração dos serviços ecossistêmicos por uso e cobertura do solo: bacia hidrográfica do rio Caeté.

Classes\Ano	1985		2013		2023	
	ha	*US$.ha^{-1}*	*ha*	*US$.ha^{-1}*	*ha*	*US$.ha^{-1}*
Floresta	1.681.000	9.047.142.000	890.600	4.793.209.200	797500	4.292.145.000
Mangue	70.400	13.646.547.200	71.100	13.782.237.300	72100	13.976.080.300
Mata Ciliar	109.900	591.481.800	95.900	516.133.800	89.500	481.689.000
Área Alagada	4,3	23.142.600	600	3.229.200	0	0
Campo	600	2.499.600	200	833.200	50	208.300
Pasto	193.700	806.954.200	957.500	3.988.945.500	1.009.000	4.203.494.000
Área Urbana	5.900	39.299.900	15.800	105.243.800	49.600	330.385.600
Mineração	1.000	0	8.600	0	11.500	0
Corpo Hídrico	22.800	285.273.600	37.100	464.195.200	24.000	300.288.000
Dendê	3.400	18.927.800	11.600	64.577.200	35.000	194.845.000
Soja	0	0	0	0	300	1.670.100
Lavoura*	0	0	20	111.340	100	556.700

Fonte: Autor (2025). * Temporária.

O crescimento das áreas antrópica também foi significativo, principalmente associadas ao setor agropecuário na BHC. No ano de 1985, o pasto possuía valoração

em torno de 806.954.200 US$.ha^{-1}, valores foram mais que quintuplicados em 2023 com aproximadamente 4.203.494.000 US$.ha^{-1}. Dentre as classes agrícolas, o dendê foi a cultura que mais se destacou, no qual estima-se que em 1985 a VSE foi de 18.927.800 US$.ha^{-1} e aumentou no ano de 2023 para 194.845.000 US$.ha^{-1}. A soja e lavouras temporárias também surgiram ao longo dos anos com pouca predominância de áreas e consequentemente baixa valoração. A classe referente ao corpo hídrico aumentou ligeiramente sua valoração.

As projeções das alterações do uso e cobertura do solo (Tabela 5) indicam que para o ano de 2040 somente as florestas diminuirão (39,5%). Estima-se que o pasto aumente para 50,1%, o que provavelmente explica o prognóstico de desmatamento. Além disso, o crescimento significativo de outras classes também contribui para a contínua progressão da supressão florestal.

Tabela 5. Áreas das classes do uso e cobertura do solo: bacia hidrográfica do rio Caeté.

Classes\Ano	**1985**		**2023**		**2040**	
	ha	*%*	*ha*	*%*	*ha*	*%*
Floresta	1.861.300	89,1	1.057.600	45,9	824.700	39,5
Pasto	194.300	9,3	957.200	48,3	1.045.700	50,1
Área Urbana	5.900	0,3	15.800	2,4	95.800	4,6
Mineração	1.000	0	8.600	0,6	7.200	0,3
Corpo Hídrico	22.800	1,1	37.100	1,1	37.200	1,8
Agricultura	3.400	0,2	11.600	1,7	75.900	3,6

Fonte: Autor (2025).

Na Tabela 6, observa-se que as maiores alterações de VSE ocorreram nas florestas, no qual em 1985 estima-se que apresentavam VSE de 4.642.082.200 US$.ha^{-1} e diminuíram em 2023 para 2.391.995.400 US$.ha^{-1}. A projeção indica que para o ano de 2040 a VSE continuará decaindo e deverá alcançar aproximadamente 2.056.801.800 US$.ha^{-1}.

Entretanto, esta diminuição da cobertura florestal possivelmente será causada pelo avanço do pasto e contribuiu para o aumento da valoração desta classe, pois no ano de 1985 possuía VSE de 30.310.800 US$.ha^{-1}, enquanto no ano de 2023 atingiram cerca de 157.404.000 US$.ha^{-1}. No ano de 2024, estima-se que a VSE aumentará para 163.129.200 US$.ha^{-1}.

Tabela 6. Estimativa da valoração dos serviços ecossistêmicos por uso e cobertura do solo: bacia hidrográfica do rio Caeté.

Classes\Ano	1985		2023		2040	
	ha	*US$.ha^{-1}*	*ha*	*US$.ha^{-1}*	*ha*	*US$.ha^{-1}*
Floresta	1.861.300	4.642.082.200	959.100	2.391.995.400	824.700	2.056.801.800
Pasto	194.300	30.310.800	1.009.000	157.404.000	1.045.700	163.129.200
Área Urbana	5.900	5.433.900	49.600	45.681.600	95.800	88.231.800
Mineração	1.000	0	11.500	0	7.200	0
Corpo Hídrico	22.800	212.632.800	24.000	223.824.000	37.200	346.927.200
Agricultura	3.400	3.121.200	35.400	32.497.200	75.900	69.676.200

Fonte: Autor (2025).

A agricultura no ano de 1985 possuía VSE de 3.121.200 US$.ha^{-1} e aumentou para 32.497.200 US$.ha^{-1} em 2023. Isto deverá aumentar consideravelmente e alcançar valoração de aproximadamente 69.676.200 US$.ha^{-1}. Enquanto a valoração dos corpos hídricos também tendeu a aumentar para 346.927.200 US$.ha^{-1}.

Estima-se que as mudanças da valoração dos SEs na BHC (Tabela 7) causaram grandes impactos nas funções ecossistêmicas da região. Destaca-se a provisão da água, no qual houve drástica redução (2023) para 1.803.988.500 US$.ha^{-1}. Contudo, projeções (2040) indicam que haverá tendências de diminuição para 1.581.586.500 US$.ha^{-1}.

Tabela 7. Estimativa da valoração dos serviços ecossistêmicos: bacia hidrográfica do rio Caeté.

SEs	1985 (US$.ha^{-1})	2023 (US$.ha^{-1})	2040 (US$.ha^{-1})
	Provisão		
Água	3.457.323.500	1.803.988.500	1.581.586.500
	Regulação		
Gases	43.167.600	41.330.100	39.278.400
Eventos Extremos	122.845.800	63.300.600	54.430.200
Climática	7.020.660.000	6.980.540.000	6.943.140.000
Hídrica	15.728.127.800	15.406.668.200	15.117.656.400
Erosão do Solo	1.004.792.000	977.708.000	949.794.400

Fonte: Autor (2025).

Na regulação hídrica, observa-se a diminuição de oferta do SEs em 2023, com valoração de 6.980.540.000 US$.ha^{-1} e a persistência na redução para o ano de 2040 com VSE de 6.943.140.000 US$.ha^{-1}. O fornecimento de regulação de eventos extremos foi outro SEs que houve redução significativa de 63.300.600 US$.ha^{-1} no ano de 2023. O prognóstico de 2040 é a contínua desvalorização com decréscimo para 54.430.200 US$.ha^{-1}. Em 2023, houve grande diminuição da valoração da oferta de controle de erosão para 977.708.000 US$.ha^{-1}. Projeções negativas para 2040 apontam diminuição da VSE para a 949.794.400 US$.ha^{-1}. A VSE de regulação

climática reduziu para 6.980.540.000 US$.ha^{-1} no ano de 2023. Este decréscimo persiste nas projeções estimadas para 2040, com VSE possivelmente próximo de 6.943.140.000 US$.ha^{-1}.

4. DISCUSSÃO

As mudanças do uso e cobertura do solo ocorrida na BHC impactaram consideravelmente na VSE. O desmatamento para a conversão de áreas florestais em pasto foi o principal responsável pela redução do valor monetário da BHC. Este fator, contribuiu para as tendências negativas da VSE de regulação dos gases. Strand et al. (2018) e Fernandes et al. (2021) também observaram que o desmatamento impulsionado pela expansão das fronteiras agropastoris afetou na valoração dos SEs, como a redução do carbono.

Este problema ambiental pode provocar diminuição da regulação climática e até influenciar outros SEs como a proteção contra eventos extremos e fluxo hídrico. Ghafoor et al. (2022) projetaram que a preservação florestal no Paquistão contribuiria para maior VSE de regulação climática, concordando com os prognósticos para a BHC. O avanço do desmatamento ao superar metade de uma área florestada reduz a precipitação local e impactar na economia agrícola regional (Leite-Filho et al., 2021). Na BHC, detectou-se que a diminuição da cobertura vegetal está próximo de 50% da área total, evidenciando a perda da VSE de regulação climática.

Algumas pesquisas também sugeriram que o avanço do pasto na Amazônia causou a diminuição dos SEs hidrológicos (Casagrande et al., 2021; Silva; Beltrão; Gomes, 2023), o que consequentemente afetou de modo negativo na valoração do SEs amazônicos (Silva; Beltrão; Gomes, 2023; Silva; Beltrão; Morales, 2023). Vale ressaltar que este déficit é relacionado a SEs de regulação hidroclimática, proteção de eventos extremos e controle de erosão. De acordo com Sharma et al. (2019) a mudança do uso e cobertura do solo na floresta tropical do Nepal provocou reduções na valoração desses tipos de SEs, no qual o pasto foi um dos principais responsáveis pelo déficit negativo. Wang et al. (2023) detectaram na floresta tropical chinesa que a diminuição do pasto aumentou a VSE de regulação de gases e hidroclimático.

Os SEs hidrológicos são os maiores benefícios ofertados pelas bacias hidrográficas (Ha et al., 2023; Gianuca; Silva; Asmus, 2024; Gwal et al., 2024), fator que torna preocupante a situação observada na BHC, uma vez que a provisão e

regulação da água foram os SEs mais afetados nos últimos anos e com projeções negativas. Pereira, Fernandes e Vieira (2024) avaliaram a perda na valoração dos SEs na bacia hidrográfica do rio Gurupi (próxima a BHC) e constataram que embora o desmatamento causado pela expansão da fronteira agropastoril tenha aumentado a valoração da capacidade de provisão, SEs de regulação foram muito prejudicados, o que forçou o declínio na valoração quanto a regulação. É importante ressaltar que SEs como regulação (hídrica, clima e proteção a eventos extremos) são essenciais para a manutenção da provisão de água e comida, ou seja, a função ecossistêmica regulatória pode impactar em outros SEs (Strand et al., 2018).

Na BHC, o crescimento do pasto e principalmente da agricultura não ocorreram de modo adequado. Áreas de pasto muito próximas aos corpos hídricos impactam negativamente no controle da erosão e consequentemente na regulação hídrica e de eventos extremos, causando grande redução na valoração da região. Na Etiópia, a supressão da cobertura florestal ocasionou na perda VSE de controle de erosão (Tolessa; Senbeta; Kidane, 2017). Isto mostra o quanto a expansão desordenada de classes antrópicas pode desencadear sérios problemas ambientais e impactar no valor monetário de uma bacia hidrográfica. Admasu, Yeshitela e Argaw (2023) estudaram os SEs de bacias hidrográficas situadas na floresta tropical da Etiópia e mostraram que a expansão agropastoril reduziu consideravelmente a VSE de provisão da água e regulação (gases, clima, hídrica, eventos extremos e controle de erosão).

Deresse, Ereso e Geremu (2023) destacaram que alguns SEs são conectados. Os mesmos autores ainda reforçaram que atividades antrópicas como agropecuária e mineração sob um solo altamente erodível agravado por chuvas intensas é uma combinação para erosão do solo. Isto significa que a conversão inadequada de floresta para áreas antrópicas intensifica os processos erosivos e desregula o controle da erosão, impactando na regulação de eventos extremos e do fluxo hídrico. Toda essa problemática é observada na BHC com a diminuição da VSE, local onde Dias e Cirilo (2018) identificaram o mesmo padrão de desmatamento e pontos de alta erodibilidade.

A agricultura, representada principalmente pela plantação de dendê é um problema ambiental muito sério na BHC, especialmente devido sua localização, na cabeceira próximo a nascente do rio Caeté. Isto afeta na provisão de água, assim como na regulação hídrica e eventos extremos, fatores que futuramente podem

impactar na própria produção do dendê e as demais atividades agrícolas observadas na região.

Strand et al. (2018) revelaram que a região da BHC foi altamente desmatada e resultou na perda da valoração dos SEs em grande parte da Amazônia Oriental. Esta informação evidencia a situação alarmante que se encontra essa região altamente degradada, pois Strand et al. (2018) ainda reforçaram que áreas de pasto situadas a sota-vento no leste paraense são vulneráveis a redução das chuvas, ou seja, diminuição da valoração da regulação climática.

Na floresta tropical da China, o processo de urbanização resultou na redução da VSE de provisão hídrica (Hasan; Shi; Zhu, 2020). Alguns pontos na BHC precisam estar em alerta sobre o crescimento urbano, especialmente ao Norte na cidade de Bragança, onde as projeções para 2040 indicam grande expansão e contínua perda na VSE. Cai, Shu e Lin (2024) sugeriram que zonas de floresta em ambiente urbano contribuem para a VSE da regulação climática, hídrica e de eventos extremos. Contudo, o avanço de áreas urbanas sem o planejamento adequado pode acabar impactando negativamente na VSE (Pham; Lin, 2023). Kapoor (2026) alerta que a rápida urbanização tende a atingir a resiliência ecológica e dos sistemas naturais da região, o que afeta no fornecimento na valoração dos SEs regulatórios.

A redução no valor monetário da provisão hídrica e dos serviços ecossistêmicos de regulação (gases, clima, regulação hídrica, eventos extremos e controle da erosão) observada na BHC ao longo dos 39 anos de análise, somada à persistência desse déficit nas projeções para 2040, configura um padrão de desvalorização também identificado em outras bacias hidrográficas (Valdez; Ruiz-Luna; Berlang-Robles, 2016; Abbasnezhad; Abrams; Wenger, 2024; Cheng et al., 2023). Assim, alternativas de monitoramento e contenção de perdas no VSE são cruciais para a estabilização da eficiência das funções ecossistêmicas na BHC.

Entre as alternativas para mitigar as projeções negativas da VSE na BHC, destaca-se a adoção mais rigorosa não apenas da manutenção, mas também da expansão de Áreas de Preservação Permanente (APPs), cuja conservação pode representar uma economia de até 15 vezes o custo operacional de sua implantação (Chen, 2021). As áreas mais intensamente desmatadas da BHC, sobretudo ao sul, demandam urgentemente a criação de novas APPs, enquanto na porção litorânea é necessário reforçar a expansão das já existentes.

Segundo Strange, Jacobsen e Thorsen (2019), é fundamental identificar quando e onde implementar políticas ambientais de restauração de ecossistemas, uma vez que a prática de reflorestamento em terras com aptidão agrícola pode comprometer a relação custo-benefício. Os autores argumentam que a incerteza quanto ao retorno da valoração e, consequentemente, o arrependimento pela decisão tomada, relacionado à destinação de terras férteis para práticas conservacionistas, acarretam perda monetária ao reverter áreas reflorestadas para uso agrícola. Ortega-Barrueta et al. (2025) ainda complementam que é preciso estar atento com o tipo de manejo florestal, uma vez que aplicações dessa técnica de modo inadequado podem provocar reduções na VSE de regulação climática e hídrica.

Embora este estudo tenha feito a projeção da VSE na BHC, é necessário elucidar algumas limitações. A base de dados usadas para alimentar o modelo preditor foram variáveis geoambientais disponíveis com melhor acesso possível, porém, há possibilidades de melhorar a precisão da projeção com a utilização de mais variáveis, como solos, clima (precipitação, temperatura do ar, etc.), zoneamentos sociais (assentamentos, quilombolas, terras indígenas) e Unidades de Conservação (UC). Além disso, estimativas de mudanças de SEs derivados de observações de satélite possuem menor grau de incerteza em áreas úmidas (Song, 2018).

Outro aspecto relevante é a possibilidade de mudanças nas diretrizes das políticas ambientais, que podem assumir caráter conservacionista ou permissivo em relação ao meio ambiente, alterando as projeções de uso e cobertura do solo. Tais mudanças podem afetar a sinergia existente na interação entre os SEs (He; Liu; Liu, 2024), que, por sua vez, é influenciada pelas mudanças climáticas (Augustynczik; Yousefpour, 2021) e pelo desmatamento (Franco et al., 2025). Nesse sentido, pesquisas futuras podem adotar modelos mais robustos que avaliem a sinergia entre os SEs, quantificando a contribuição de cada serviço ecossistêmico para as mudanças no hidroclima local, bem como o papel das diferentes classes de uso e cobertura do solo nesse processo.

5. CONCLUSÃO

As mudanças de uso e cobertura do solo na BHC entre os anos de 1985 e 2023 ocorreram de modo intenso a ponto de reduzir consideravelmente a VSE até 1,9

bilhões de dólares. As projeções apontam que a perda monetária continuará e poderá alcançar valores extremos acima de 2 bilhões US$ até o ano de 2040. Esses déficits na VSE estão relacionados com o crescimento das áreas de pasto.

A cabeceira do rio Caeté é a região mais comprometida da BHC, pois é o setor onde há mais desmatamento impulsionado pelo avanço da fronteira agropastoril e consequentemente maior perda no VSE. Outro agravante no Alto Caeté é o crescimento de plantações de dendê muito próximo do rio principal e de sua nascente. Além da conversão de floresta para dendenzal reduzir da VSE, a alta demanda hídrica do dendê pode estar afetando também o provisionamento de água, assim como SEs de regulação como fluxo hídrico, clima, proteção contra eventos extremos e controle de erosão. As predições para 2040 indicaram que a perda continuará alta.

Medidas de contenção devem ser aplicadas de forma urgente na BHC, pois o alto grau de transformação da paisagem natural e projeções negativas são claras evidências de que a região carece de políticas ambientais. Nas áreas de pasto, as prioridades são reflorestar as margens das nascentes e ao longo do rio, assim como a mesma importância pontos de terras degradadas tem que implementar práticas de revitalização. No caso do dendezal próximo aos corpos hídrico, é necessário o manejo da cultura nos pontos mais críticos para áreas mais distantes. Após a realocação, sugere-se transformar o dendenzal em sistemas agroflorestais, processos que tornará a interação planta-solo-água-atmosfera bem mais sustentável.

REFERÊNCIAS

ABBASNEZHAD, B.; ABRAMS, J. B.; WENGER, S. J. The impact of projected land use changes on the availability of ecosystem services in the Upper Flint River watershed, USA. **Land**, v. 13, n. 6, p. 1-18, 2024. https://doi.org/10.3390/land13060893.

ADMASU, S.; YESHITELA, K.; ARGAW, M. Impact of land use and land cover changes on ecosystem service values in the Dire and Legedadi watersheds, central highland of Ethiopia: implication for landscape management decision making. **Heliyon**, v. 9, n. 4, p. 1- 14, 2023. https://doi.org/10.1016%2Fj.heliyon 2023.e15352.

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Divisão de Bacias**. Disponível: https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/fe192ba0-45a9-4215-90a5-3fba6abea174.

ALANIZ, A. J.; SMITH-RAMÍREZ, C.; RENDÓN-FUNES, A.; HIDALGO-CORROTEA, C.; CARVAJAL, M. A.; VERGARA, P. M.; FUENTES, N. Multiscale spatial analysis of headwater vulnerability in South-Central Chile reveals a high threat due deforestation and climate change. **Science of The Total Environment**, v. 849, 2022. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157930.

ANDRADE, D. C.; ROMERO, A. R.; FASIABEN, M. C. R.; GARCIA, J. R. Dinâmica do uso do solo e valoração de serviços ecossistêmicos: notas de orientação para políticas ambientais. Desenvolvimento e Meio Ambiente, n. 25, p. 53-71, 2012.

AUGUSTYNCZIK, A. L. D.; YOUSEFPOUR, R. Assessing the synergistic value of ecosystem services in European beech forest. **Ecosystem Services**, v. 49, 2021. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101264.

BARTKOWSKI, B.; BARTKE, S.; HELMING, K.; PAUL, C.; TECHEN, A.; HANSJURGENS, B. Potential of the economic valuation of soil-based ecosystem services to inform sustainable soil management and policy. **Peer J**, v. 8., p. 1-31, 2020. https://doi.org/10.7717/peerj.8749.

CAI, W.; SHU, C.; LIN, L. Integrating ecosystem service values into urban planning for sustainable development. **Land**, v. 13, n. 12, p. 1-22, 2024. https://doi.org/10.3390/land13121985.

CARRASCO, L. R.; NGHIEM, T. P. L.; SUNDERLAND, T.; KOH, L. P. Economic valuation of ecosystem services fails to capture biodiversity value of tropical forest. Biological Conservation, v. 178, p. 163-170, 2014. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.08.007.

CARVALHO, W. S.; CUNHA, M. L. C.; AMARAL, I. C.; MAGALHÃES FILHO, F. J. C. Valoração de serviços ecossistêmicos em uma bacia de abastecimento na Rota de Integração Latino-Americana. Interações, v. 22, n. 3, p. 869-881, 2021. https://doi.org/10.20435/inter.v22i3.3041.

CASAGRANDE, E.; RECANATI, F.; RULLI, M. C.; BEVACQUA, D.; MELIÀ, P. Water balance partitioning for ecosystem service assessment. A case study in the Amazon. **Ecological Indicators**, v. 121, 2021. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107155.

CHENG, Y.; KANG, Q.; LIU, K.; CUI, P.; ZHAO, K.; LI, J.; MA, X.; NI, Q. Impact of urbanization on ecosystem service value from the perspective os spatio-temporal heterogeneity: A case study from the Yellow River Basin. **Land**, v. 12, n. 7, p. 1-27, 2023. https://doi.org/10.3390/land12071301.

CHEN, H. The ecosystem service value of maintaining and expanding terrestrial protected areas in China. **Science of The Total Environment**, v. 781, 2021. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146768.

COSTA, A. M.; MOURA, M. S.; NAVARRO, I. F.; SILVA, V. C.; PISSARRA, T. C. T.; VALERA, C. A.; FERNANDES, L. F. S.; PACHECO, F. A. L. Ecosystem services potential and soil conservation policies with emphasis on degraded pasture in Brazil. **Geography and Sustainability**, v. 5, n. 4, p. 660-672, 2024. https://doi.org/10.1016/j.geosus.2024.07.010.

COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; SUTTON, P.; PLOEG, S.; ANDERSON, S. J.; KUBISZEWSKI, I.; FARBER, S.; TURNER, R. K. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152-158, 2014. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002.

DAMMAG, A. Q.; DAI, J.; CONG, G.; DERHEM, B. Q.; LATIF, H. Z. Assessing and predicting changes os ecosystem service values in response to land use/land cover dynamics in Ibb city, Yemen: a three-decade analysis and future outlook. **International Journal of Digital Earth**, v. 17, n. 1, p. 1-30, 2024. https://doi.org/10.1080/17538947.2024.2323174.

DERESSE, T.; ERESO, T.; GEREMU, E. Impacts of erosion on ecosystem provisioning services Oddo Shakiso District, Guji Zone, Oromia, Ethiopia. **Cogent Arts & Humanities**, v. 10, n. 2, p. 1-15, 2022. https://doi.org/10.1080/23311983.2023.2286085.

DIAS, F. G.; CIRILO, B. B. Diagnóstico da fragilidade ambiental da biacia do rio Caeté/PA como subsídio ao planejamento ambiental. Geoambiente on-line, n. 32, p. 74-95, 2018. https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i32.51294.

DIAS, P.; PELEGRINA, M. A.; JULIÃO, R. P.; BERTOTTI, L. G. Análise exploratória de estatística espacial aplicada ao espaço urbano. Ambiência, v. 12, n. 12, p. 539-549, 2016.

DU, L.; LIU, H.; LIU, H.; LIU, W.; QUAN, Z.; ZHANG, Y. Value assessment and prediction of regulating ecosystem services in Hainan tropical rainforest National Park, China. **Sustainability**, v. 16, n. 21, p. 1-17, 2024. https://doi.org/10.3390/su16219170.

Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias (EMBRAPA). **Brasil em Relevo**. Disponível: https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/relevobr/download/index.htm. Acesso: 11/05/2023.

EPPINGA, M. B.; BOER, H. J.; READER, M. O.; ANDERIES, J. M.; SANTOS, M. J. Environmental change and ecosystem functioning drive transitions in social-ecological systems: A stylized modelling approach. Ecological Economic, v. 211, 2023. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2023.107861.

FARIA, D. MORANTE-FILHO, J. C.; BAUMGARTEN, J.; BOVENDORP, R. S.; CAZETTA, E.; GAIOTTO, F. A.; MARIANO-NETO, E.; MIELKE, M. S.; PESSOA, M. S.; ROCHA-SANTOS, L.; SANTOS, A. S.; SOARES, L. A. S. S.; TALORA, D. C.; VIEIRA, E. M.; BENCHIMOL, M. The brackdown of ecosystem functionality driven by deforestation in global biodiversity hotspot. Biological Conservation, v. 283, 2023. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110126.

FEITOSA, T. B.; FERNANDES, M. M.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M.; GARCIA, J. R.; ARAUJO FILHO, R. N.; FERNANDES, M. R. M.; CUNHA, E. R. Assessing economic and ecological impacts of carbon stock and land use changes in Brazil's Amazon Forest: a 2050 projection. **Sustainable Production and Consumption**, v. 41, p. 64-74, 2023. https://doi.org/10.1016/j.spc.2023.07.009.

FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. M.; GARCIA, J. R.; MATRICARDI, E. A. T.; LIMA, A. H. S.; ARAÚJO FILHO, R. N.; GOMES FILHO, R. R.; PISCOYA, V. C.; PISCOYA, T. O. F.; CUNHA FILHO, M. Land use and land cover changes and carbon stock valuation in the São Francisco river basin, Brazil. **Environmetal Challenges**, v. 5, p. 1-10, 2021. https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100247.

FRANCO, M. A.; RIZZO, L. V.; TEIXEIRA, M. J.; ARTAXO, P.; AZEVEDO, T.; LELIEVELD, J.; NOBRE, C. A.; POHLKER, C.; POSCHL, U.; SHIMBO, J.; XU, X.; MACHADO, L. A. T. How climate change and deforestation interact in the transformation of the Amazon rainforest. **Nature Communications**, v. 16, n. 7944, p. 1-10, 2025. https://doi.org/10.1038/s41467-025-63156-0.

GHAFOOR, G. Z.; SHARIF, F.; SHAHID, M. G.; SHAHZAD, L.; RASHEED, R.; KHAN, A. U. H. Assessing the impact of land use land cover change on regulatory ecosystem services of subtropical scrub forest, Soan Valley Pakistan. **Scientific Reports**, v. 12, n. 10052, 2022. https://doi.org/10.1038/s41598-022-14333-4.

GIANUCA, K.; SILVA, T.; ASMUS, M. Ecosystem-based spatial modeling: assessing the supply of hydrological services in a watershed in Southern Brazil. **Ecological Modelling**, v. 492, 2024. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2024.110723.

GÓMEZ, R.; AGUIRRE, J.; OLIVEROS, L.; PALADINES, R.; ORTIZ, N.; ENCALADA, D.; ARMENTERAS, D. A participatory approach to economic valuation of ecosystem

services in Andean Amazonia: three country case studies for policy planning. Sustainability, v. 15, n. 6, p. 1-16, 2023. https://doi.org/10.3390/su15064788.

GWAL, S.; SENA, D. R.; SRIVASTAVA, P. K.; SRIVASTAVA, S. K. Identifying conservation priority areas of hydrological ecosystem services using hot and cold spot analysis at watershed scale. **Remote Sensing**, v. 16, n. 18, p. 1-20, 2024. https://doi.org/10.3390/rs16183409.

HASAN, S.; SHI, W.; ZHU, X. Impact of land use land cover changes on ecosystem service value – A case study of Guangdong, Hong Kong, and Macao in South China. **PLoS ONE**, v. 15, n. 4, 2020. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231259.

HA, L. T.; BASTIAANSSEN, W. G. M.; SIMONS, G. W. H.; POORTINGA, A. A new framework of 17 hydrological ecosystem services (HESS17) for supporting river basin planning and environmental monitoring. **Sustainability**, v. 15, n. 7, p. 1-26, 2023. https://doi.org/10.3390/su15076182.

HE, Z.; LIU, W.; LIU, C. Evaluation and trade-offs/synergies of ecosystem services in an ecologically fragile region: A case study of western Jilin province. **Sustainability**, v. 16, n. 20, p. 1-19, 2024. https://doi.org/10.3390/su16208778.

JACOBS, S.; KELEMEN, E.; O'FARREL, P.; MARTIN, A.; SCHAAFSMA, M.; DENDONCKER, N.; PANDIT, R.; MWAMPAMBA, T. H.; PALOMO, I.; CASTRO, A.; HUAMBACHANO, M. A.; FILYUSHKINA, A.; GUNIMEDA, H. The pitfalls of plural valuation. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 64, 2023. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2023.101345.

KAPOOR, A. Changes in ecosystem service values due to urbanization in the national Capital Region of India (2005-2025). **Discover Cities**, v. 3, n. 16, p. 1-26, 2026. https://doi.org/10.1007/s44327-026-00196-1.

KREUTER, U. P.; HARRIS, H. G.; MATLOCK, M. D.; LACEY, R. E. Change in ecosystem service in the San Antonio area, Texas. Ecological Economics, v. 39, n. 3, p. 333-346, 2001. https://doi.org/10.1016/s0921-8009(01)00250-6.

KUBISZEWSKI, I.; COSTANZA, R.; ANDERSON, S.; SUTTON, P. The future value os ecosystem services: global scenarios and national implications. **Ecosystem Services**, v. 26, part A, p. 289-301, 2017. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.004.

LAHON, D.; MERAJ, G.; HASHIMOTO, S.; DEBNATH, J.; BABA, A. M.; FAROOQ, M.; ISLAM, M. N.; SINGH, S. K.; KUMAR, P.; KANGA,, S.; CHANDAN, P.; SHARMA, S.; SAHARIAH, D. Projected trends in ecosystem service valuation in response to land use land cover dynamics in Kishtwar high altitude National Park, India. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 21, p. 81-106, 2025. https://doi.org/10.1007/s11355-024-00626-5.

LEITE-FILHO, A. T.; SOARES-FILHO, B. S.; DAVIS, J. L.; ABRAHÃO, G. M.; BORNER, J. Deforestation reduces rainfall and agricultural revenues in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**, v. 12, n. 2591, 2021. https://doi.org/10.1038/s41467-021-22840-7.

LIAN, S.; LAN, A.; FAN, Z.; FENG, B.; XIAO, K. Long-term analysis and multi-scenarios simulation of ecosystem service values in Typical Karst River basins. **Land**, v. 14, n. 4, p. 1-22, 2025. https://doi.org/10.3390/land14040824.

LI, X.; GONG, S.; SHI, Q.; FANG, Y. A review of ecosystem services based on bibliometric analysis: progress, challenges, and future directions. **Sustainability**, v. 15, n. 23, p. 1-18, 2023. https://doi.org/10.3390/su152316277.

MENGIST, W.; SOROMESSA, T.; FEYISA, G. L. A global view of regulatory ecosystem services: existed knowledge, trends, and research gaps. **Ecological Processes**, v. 9, n. 40, p. 1-14, 2020. https://doi.org/10.1186/s13717-020-00241-w.

MENGIST, W.; SOROMESSA, T.; FEYISA, G. L. Estimating the total ecosystem services value of Eastern afromontane biodiversity hotspots in response to landscape dynamics. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 14, p. 1-11, 2022. https://doi.org/10.1016/j.indic.2022.100178.

ORTEGA-BARRUETA, U.; SERTUTXA, U.; AMETZAGA-ARREGI, I.; YESTE, J. C.; ESTEBAN, R.; LARRINAGA, L. R.; MIGUEL-OTI, F. S.; PEÑA, L. Effect of forest management on the ecosystem services supply and multifunctionality in the Urdaibai biosphere reserve. **Ecosystem Services**, v. 76, p. 1-13, 2025. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2025.101793.

PARRON, L. M.; VILLANUEVA, A. J.; GLENK, K. Estimating the value of ecosystem services in agricultural landscapes amid intensification pressures: The Brazilian case. **Ecosystem Services**, v. 57, 2022. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101476.

PEREIRA, F. S.; FERNANDES, D. A.; VIEIRA, I. C. G. Impacts of land use and land cover change on ecosystem service values in the Eastern Amazon. **Ambiente &**

Sociedade, v. 27, p. 1-21, 2024. https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc0069vu27L2OA.

PHAM, K. T.; LIN, T. Effects of urbanization on ecosystem service values: A case study of Nha Trang, Vietnam. **Land Use Policy**, v. 128, p. 1-10, 2023. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.106599.

SILVA, D. F.; BELTRÃO, N. E. S.; GOMES, D. J. C. Land use and land cover dynamics and potential consequences on the the ecosystem services in Marapanim river watershed, Pará, Brazil. **Revista Floresta**, v. 53, p. 342-351, 2023. https://doi.org/10.5380/rf.v53i3.84218.

SCHLATTMANN, A.; NEUENDORF, F.; BURKHARD, K.; PROBST, E.; PUJADES, E.; MAUSER, W.; ATTINGER, S.; VON HAAREN, C. Ecological sustainability assessment of water distribution for the maintenance of ecosystems, their services and biodiversity. **Environmental Management**, v. 70, n. 2, p. 329-349, 2022. https://doi.org/10.1007/s00267-022-01662-3.

SHARMA, R.; RIMAL, B.; BARAL, H.; NEHREN, U.; PAUDYAL, K.; SHARMA, S.; RIJAL, S.; RANPAL, S.; ACHARYA, R. P.; ALENAZY, A. A.; KANDEL, P. Impact of land cover change on ecosystem services in a tropical forested landscape. **Resources**, v. 8, n. 1, p. 1-13, 2019. https://doi.org/10.3390/resources8010018.

SHUANGAO, W.; CABRAL, P.; XU, Y.; CAMPOS, F. S. Land use and land cover changes drive ecosystem services value in the Chinese county of Qianyang. Scientific Reports, v. 16, n. 253, 2026. https://doi.org/10.1038/s41598-025-29320-8.

SILVA, M. G.; BELTRÃO, N. E. S.; MORALES, G. P. Valoração dos serviços ecossistêmicos em uma unidade de conservação na Amazônia Brasileira. **Revista Geoaraguaia**, v. 13, n. 1, p. 208-227, 2023.

SONG, X. Global estimates of ecosystem service value and change: taking into account uncertainties in satellite-based land cover data. **Ecological Economics**, v. 143, p. 227-235, 2018. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.07.019.

STEINHOFF-KNOPP, B.; KUHN, T. K.; BURKHARD, B. The impact of soil erosion on soil-related ecosystem services: development and testing a scenario-based assessment approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 274, p. 1-18, 2021.

STRAND, J.; SOARES-FILHO, B.; COSTA, M. H.; OLIVEIRA, U.; RIBEIRO, S. C.; PIRES, G. F.; OLIVEIRA, A.; RAJÃO, R.; MAY, P.; VAN DER HOFF, R.; SIIKAMAKI, J.; MOTTA, R. S.; TOMAN, M. Spatially explicit valuation of the Brazilian Amazon forest's ecosystem services. **Nature Sustainability**, v. 1, p. 657-664, 2018. https://doi.org/10.1038/s41893-018-0175-0.

STRANGE, N.; JACOBSEN, J. B.; THORSEN, B. J. Afforestation as a real option with joint production of environmental services. **Forest Policy and Economic**, v. 104, p. 146-156, 2019. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2019.04.015.

TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity. **Integrando a Economia da Natureza: uma síntese da abordagem, conclusões e recomendações do TEEB**. 2010. Disponível: https://teebweb.org/. Acesso: 05/12/2025.

TOLESSA, T.; SENBETA, F.; KIDANE, M. The impact of land use/land cover change on ecosystem services in the central highlands of Ethiopia. **Ecosystem Services**, v. 23, p. 47-54, 2017. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.11.010.

TONYALOGLU, E. E. Future land use/land cover and its impacts on ecosystem services: case of Aydin, Turkey. International Journal of Environmental Science and Technology, v. 22, p. 4601-4617, 2025. https://doi.org/10.1007/s13762-024-05907-y.

VALDEZ, V. C.; RUIZ-LUNA, A.; BERLANGA-ROBLES, C. A. Effects of land use changes on ecosystem services value provided by coastal wetlands: recent and future landscape scenarios. **Journal of Coastal Zone Management**, v. 19, p. 1-7, 2016. https://doi.org/10.4172/jczm.1000418.

VÁRI, A. KOZMA, Z.; PATAKI, B.; JOLÁNKAI, Z.; KARDOS, M.; DECSI, B.; PINKE, Z.; JOLÁNKAI, G.; PÁSZTOR, L.; CONDÉ, S.; SONDEREGGER, G.; CZÚCZ, B. Disentangling the ecosystem service 'flood regulation': mechnisms and relevant ecosystem condition characteristic. **Ambio**, v. 51, n. 8, p. 1855-1870, 2022. https://doi.org/10.1007/s13280-022-01708-0.

WALZ, Y.; JANZEN, S.; NARVAEZ, L.; ORTIZ-VARGAS, A.; WOELKI, J.; DOSWALD, N.; SEBESVARI, Z. Disaster-related losses of ecosystem and their services. Why and how do losses matter for disaster risk reduction? **International Journal of Disaster Risk Reduction**, v. 63, p. 1-16, 2021. https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2021.102425.

WANG, Q.; XIONG, K.; ZHOU, J.; XIAO, H.; SONG, S. Impact of land use and land cover change on the landscape pattern and service value of the village ecosystem in the karst desertification control. **Frontiers in Environmental Science**, v. 11, p. 1-15, 2023. https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1020331.

YANG, J.; XIE, B.; ZHANG, D. Spatial-temporal Evolution of ESV and its response to land use change in the Yellow River Basin, China. **Scientific Reports**, v. 12, n. 13103, 2022. https://doi.org/10.1038/s41598-022-17464-w.

YU, Y.; DISSE, M.; HUTTNER, P.; CHEN, X.; BRIEDEN, A.; HINNENTHAL, M.; ZHANG, H.; LEI, J.; ZENG, F.; SUN, L.; GAO, Y.; YU, R. Assessing ecosystem services under water stress in the largest inland river basin in China based on hydro-ecological modeling. **Hydrology and Earth System Sciences**, 2020.

ZHANG, B.; SHI, Y.; WANG, S. A review on the driving mechanisms of ecosystem services change. **Ecosystem Services and Eco-Compensation**, v. 13, n. 1, p. 68-79, 2022. https://doi.org/10.5814/j.issn.1674-764x.2022.01.008.

CONCLUSÃO GERAL

Com base nas evidências hidroclimáticas e nas mudanças de uso e cobertura do solo na BHC, constatou-se que os principais impactos sobre o fornecimento de SEs decorreram do desmatamento, impulsionado sobretudo pela expansão da pecuária. Embora as variações hidroclimáticas tenham registrado alguns anos extremos, os dados não indicaram sinais estatisticamente significativos de mudanças climáticas na BHC. Contudo, a vazão do rio Caeté apresentou níveis de redução preocupantes, provavelmente associados a fatores antrópicos. Essas evidências são relevantes para considerar que os fatores climáticos naturais não foram determinantes para as variações observadas na BHC.

Por outro lado, o avanço do desmatamento contribuiu significativamente para a deterioração da oferta dos SEs na BHC, com grandes perdas no fornecimento de regulação climática, regulação hídrica, proteção contra eventos extremos e controle da erosão. Esse cenário evidencia a magnitude dos impactos sofridos pela BHC ao longo das últimas décadas, ampliando os riscos da região frente a extremos climáticos e desastres naturais.

Tal situação torna a região particularmente vulnerável em anos de La Niña (LN) e Dipolo do Atlântico negativo (DA^-), eventos potencializadores de tempestades severas, inundações e, a longo prazo, processos erosivos. No período menos chuvoso, episódios de secas extremas mais prolongadas podem ser agravados pela perda florestal, especialmente sob a influência de fenômenos como El Niño (EN) e Dipolo do Atlântico positivo (DA^+). As projeções indicaram tendência de aumento do desmatamento e de perdas nos SEs, reforçando a gravidade do cenário.

As reduções nos SEs resultaram em expressivas perdas na VSE, evidenciando que os impactos ambientais observados na BHC acarretaram sérias consequências econômicas, com tendências futuras apontando para cenários pessimistas. Embora o pasto seja o principal responsável pelas reduções na VSE, a agricultura também constitui uma preocupação relevante, sobretudo a cultura do dendê. A combinação de pastagem e dendê na BHC expõe o solo ao impacto direto das gotas de chuva que, associado às alterações na estrutura do solo, acelera os processos erosivos, reduzindo ainda mais a VSE de regulação do controle da erosão.

É necessária maior atenção e urgência no monitoramento e na preservação da região da cabeceira da BHC, onde o nível de desmatamento é alarmante, sobretudo em áreas sensíveis como a nascente do rio Caeté. Essa situação compromete tanto a oferta dos SEs de regulação quanto a provisão hídrica. A literatura científica corrobora a redução do provisionamento hídrico observada na BHC, e as projeções indicam que, caso não sejam adotadas medidas para conter a supressão florestal, a diminuição da disponibilidade de água tende a persistir.

Como alternativas de mitigação em curto prazo, propõe-se a adoção de sistemas agroflorestais e o manejo adequado de monoculturas para maior contenção do desmatamento. Contudo, a implementação efetiva de políticas ambientais e o fortalecimento do monitoramento, especialmente com o auxílio das geotecnologias, constituem o caminho mais promissor para a proteção das bacias hidrográficas.

REFERÊNCIAS GERAIS

ABBASS, K.; QASIM, M. Z.; SONG, H.; MURSHED, M.; MAHMOOD, H.; YOUNIS, I. A review of the global climate change impacts, adaptation, and sustainable mitigation measures. Environmental Science and Pollution Research, v. 29, p. 42539-42559, 2022. https://doi.org/10.1007/s11356-022-19718-6.

ACOSTA, R. P.; LADANT, J.; ZHU, J.; POULSEN, C. J. Evolution of the Atlantic Intertropical Convergence Zone, and the South American and African monsoons over the past 95-Myr and their impact on the Tropical rainforest. Paleoceanography and Paleoclimatology, v. 37, n. 7, p. 1-23, 2022. https://doi.org/10.1029/2021PA004383.

ADMASU, S.; YESHITELA, K.; ARGAW, M. Impact of land use and land cover changes on ecosystem service values in the Dire and Legedadi watersheds, central highland of Ethiopia: implication for landscape management decision making. Heliyon, v. 9, n. 4, p. 1- 14, 2023. https://doi.org/10.1016%2Fj.heliyon.2023.e15352.

AHMAD, M. N.; SHAO, Z.; JAVED, A. Modelling land use/land cover (LULC) change dynamics, future prospects, and its environmental impacts based on geospatial data models and remote sensing data. Environmental Science and Pollution Research, v. 30, p. 32985-33001, 2023. https://doi.org/10.1007/s11356-022-24442-2.

AHMED, J. S.; BUIZZA, R.; DELL'ACQUA, M.; DEMISSIE, T.; PÈ, M. E. Evaluation of ERA5 and CHIRPS rainfall estimates against observations across Ethiopia. Meteorology and Atmospheric Physics, v. 136, n. 17, 2024. https://doi.org/10.1007/s00703-024-01008-0.

ALCÂNTARA, L. R. P.; COSTA, I. R. A.; BARROS, V. H. O.; SANTOS NETO, S. M.; COUTINHO, A. P.; ANTONINO, A. C. D. Análise de tendência para dados pluviométricos no município de Toritama-PE. Journal of Environmental Analysis and Progress, v. 4, n. 2, p. 130-139, 2019.

ALBRECHT, E.; ISAAC, R.; RASANEN, A. Legal and political arguments on aquatic ecosystem services and hydropower devepment – A case study on Kemi River basin, Finland. Ecosystem Services, v. 67, p. 1-14, 2024. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2024.101623.

ALEMU, Z. A.; DIOHA, M. Climate change and trend analysis of temperature: the case of Addis Ababa, Ethiopia, Environmental Systems Research, v. 9, n. 27, p. 1-15, 2020. https://doi.org/10.1186/s40068-020-00190-5.

ALMEIDA, C. C. S.; PISCOYA, V. C.; BARRETO, T. N. A.; ROLIM NETO, F. C. Capacidade de infiltração em neossolo flúvico e cambissolo háplico no semiárido Pernambuco. Revista de Geografia, v. 37, n. 2, p. 1-20, 2020. https://doi.org/10.51359/2238-6211.2020.240612.

ANDRADE, D. C.; ROMERO, A. R.; FASIABEN, M. C. R.; GARCIA, J. R. Dinâmica do uso do solo e valoração de serviços ecossistêmicos: notas de orientação para políticas ambientais. Desenvolvimento e Meio Ambiente, n. 25, p. 53-71, 2012.

ANDRAOS, C. Enhancing low-flow forecasts: A multi-model approach for rainfall-runoff models. Hydrology, v. 11, n. 3, p. 1-13, 2024. https://doi.org/10.3390/hydrology11030035.

ARAGÃO, R. B. A.; LIMA, M. G. B.; BURNS, G. L.; ROSS, H. To clear or not to clear: unpacking soy formers' decision-making on deforestation in Brazil's Cerrado. Frontiers in Sustainable Food Systems, v. 6, p. 1-19, 2022. https://doi.org/10.3389/fsufs.2022.942207.

ARTAXO, P. Amazon deforestation implications in local/regional climate change. Earth, Atmospheric, and Planetary Science, v. 120, n. 50, p. 1-3, 2023. https://doi.org/10.1073/pnas.2317456120.

ARYAL, J.; SITAULA, C.; FRERY, A. C. Land use and land cover (LULC) performance modeling using machine learning algorithms: a case study of the city of Melborne, Australia. Scientific Reports, v. 13, n. 13510, 2023. https://doi.org/10.1038/s41598-023-40564-0.

ASCHALE, T. M.; PERES, D. J.; GULLOTTA, A.; SCIUTO, G.; CANCELLIERE, A. Trend analysis and identification of the meteorological factors influencing reference evapotranspiration. Water, v. 15, p. 1-17, 2023. https://doi.org/10.3390/w15030470.

ASFAW, A.; SIMANE, B.; HASSEN, A.; BANTIDER, A. Variability and time series trend analysis of rainfall and temperature in northcentral Ethiopia: a case study in Woleka sub-basin. Weather and Climate Extremes, v. 19, p. 29-41, 2018. https://doi.org/10.1016/j.wace.2017.12.002.

ASHE, T.; POBEREZHSKAYA, M. Russian climate scepticism: an understudied case Climate Change, v. 172, n. 41, 2022. https://doi.org/10.1007/s10584-022-03390-3.

ASHIAGBOR, G.; ASANTE, W. A.; FORKUO, E. K.; ACHEAMPONG, E.; FOLI, E. Monitoring cocoa-driven deforestation: the contexts of encroachment and land use policy implications for deforestation free cocoa supply chains in Ghana. Applied Geography, v. 147, 2022. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2022.102788.

ASIF, M.; KAZMI, J. H.; TARIQ, A.; ZHAO, N.; GULUZADE, R.; SOUFAN, W.; ASLAM, M. Modelling of land use and land cover changes and prediction using CA-Markov and Randon Forest. Geocarto International, v. 38, n. 1, p. 1-21, 2023. https://doi.org/10.1080/10106049.2023.2210532.

AZNAREZ, C.; JIMENO-SÁEZ, P.; LÓPEZ-BALLESTEROS, A.; PACHECO, J. P.; SENENT-APARICIO, J. Analysing the impact of climate change on hydrological ecosystem services in Laguna del Sauce (Uruguay) using the SWAT model and remote sensing data. **Remote Sensing**, v. 13, n. 10, p. 1-23, 2021. https://doi.org/10.3390/rs13102014.

BAI, L.; SHI, C.; LI, L.; YANG, Y.; WU, J. Accuracy of CHIRPS satellite-rainfall products over mainland China. Remote Sensing, v. 10, n. 3, p. 1-28 2018. https://doi.org/10.3390/rs10030362.

BANJARA, M.; BHUSAL, A.; GHIMIRE, A. B.; KALRA, A. Impact of land use and land cover change on hydrological processes in urban watershed: analysis and forecasting for flood risk management. Geosciences, v. 14, n. 2, p. 1-15, 2024. https://doi.org/10.3390/geosciences14020040.

BARBOSA, C. C. A.; ATKINSON, P. M.; DEARING, J. A. Remote sensing of ecosystem services: A systematic review. Ecological Indicators, v. 52, p. 430-443, 2015. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.01.007.

BARICHIVICH, J.; GLOOR, E.; PEYLIN, P.; BRIENEN, R. J. W.; SCHONGART, J.; ESPINOZA, J. C.; PATTNAYAK, K. C. Recent intensification of Amazon flooding extremes driven by strengthened Walker circulation. Science Advances, v. 40, n. 9, 2018. https://doi.org/10.1126/sciadv.aat8785.

BARNIEH, B. A.; JIA, L.; MENENTI, M.; YU, L.; NYANTAKYI, E. K.; KABO-BAH, A. T.; JIANG, M.; ZHOU, J.; LV, Y.; ZENG, Y. BENNOUR, A. Spatiotemporal patterns in

Land Use/Land Cover observed by fusion of multi-source fine-resolution data in West Africa. Land, v. 12, n. 5, p. 1-36, 2023. https://doi.org/10.3390/land12051032.

BATISTA, G. B.; COSTA, C. E. A. S. Influence of climatic phenomena on rainfall in the Tapajós River Basin. Revista Agrogeoambiental, v. 16, p. 1-13, 2024. https://doi.org/10.18406/2316-1817v16nunico20241847.

BAUSANO, G.; MASIERO, M.; MIGLIAVACCA, M.; PETTENELLA, D.; ROUGIEUX, P. Food, biofuels or cosmetics? Land-use, deforestation and CO_2 emissions embodied in the palm oil consumption of four European countries: a biophysical accounting approach. Agricultural and Food Economics, v. 11, n. 35, 2023. https://doi.org/10.1186/s40100-023-00268-5.

BIRK, K.; DIEHL, E.; ANDERSSON, J.; EKROOS, J.; FRUH-MULLER, A.; MACHNIKOWSKI, F.; MADER, V. L.; NILSSON, L.; SASAKI, K.; RUNDLOF, M.; WALTERS, V.; SMITH, H. G. Ecosystem services – current challenges and opportunities for ecological research. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 2, n. 87, p. 1-12, 2014. https://doi.org/10.3389/fevo.2014.00087.

BORGES, J. R.; PAULETTO, E. A.; SOUSA, R. O.; PINTO, L. F. S.; LEITZKE, V. W. Resistência à penetração de um gleissolo submetido a sistemas de cultivo e culturas. Revista Brasileira Agrociência, v. 10, n. 1, p. 83-86, 2004. https://doi.org/10.1590/s0100-06832001000300001.

BRANDER, L. M.; DE GROOT, R.; SCHAGNER, J. P.; GUISADO-GOÑI, V.; VAN'T HOFF, V.; SOLOMONIDES, S.; MCVITTIE, A.; EPPINK, F.; SPOSATO, M.; DO, L.; GHERMANDI, A.; SINCLAIR, M.; THOMAS, R. Economic values for escosystem services: A global synthesis and way forward. Ecosystem Services,v. 66, p. 1-13, 2024. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2024.101606.

BRUNO, G.; PIGNONE, F.; SILVESTRO, F.; GABELLANI, S.; SCHIAVI, F.; REBORA, N.; GIORDANO, P.; FALZACAPPA, M. Performing hydrological monitoring at a national scale by exploiting rain-gauge and radar networks: The Italian case. Atmosphere, v. 12, n. 6, p. 1-22, 2021. https://doi.org/10.3390/atmos12060771.

BECKER, E. J.; TIPPETT, M. K. Impact of ENSO and trends on the distribution of North American wintertime daily temperature. Journal of Climate, v. 37, n.13, p. 3509-3520, 2024. https://doi.org/10.1175/JCLI-D-23-0569.1.

BELAY, T.; MELESE, T.; SENAMAW, A. Impacts of land use and land cover change on ecosystem servisse values in the Afroalpine área of Guna mountain, Northwest Ethiopia, v. 8, n. 12, p. 1- 11, 2022. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12246.

BERIHUN, M. L.; TSUNEKAWA, A.; HAREGEWEYN, N.; TSUBO, M.; FENTA, A. A. Changes in ecosystem servisse values strongly influenced by human activities in contrasting agro-ecological environments. Ecological Processes, v. 10, n. 52, 2021. https://doi.org/10.1186/s13717-021-00325-1.

BEVERLEY, J. D.; COLLINS, M.; LAMBERT, F. H.; CHADWICK, R. Drivers of changes to the ENSO-Europe teleconnection under future warming. Geophysical Research Letters, v. 51, n. 10, p. 1-9, 2024. https://doi.org/10.1029/2023GL107957.

BEZAK, N.; BORRELLI, P.; PANAGOS, P. Exploring the possible role of satellite-based rainfall data in estimating inter and intra-annual global rainfall erosivity. Hydrology and Earth System Sciences, v. 26, n. 7, p. 1907-1924, 2022. https://doi.org/10.5194/hess-26-1907-2022.

BLOOMFIELD, H. C.; BRAYSHAW, D. J.; DEAKIN, M.; GRENWOOD, D. Hourly historical and near-future Weather and climate variables for energy system modelling. Earth System Science Data, v. 14, n. 6, p. 2749-2766, 2022. https://doi.org/10.5194/essd-14-2749-2022.

BONO, J. A. M.; MACEDO, M. C. M.; TORMENA, C. A.; NANNI, M. R.; GOMES, E. P.; MULLER, M. M. L. Infiltração de água no solo em um latossolo vermelho da região sudoeste dos cerrados com diferentes sistemas de uso e manejo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 36, p. 1845-1853, 2012. https://doi.org/10.1590/s0100-06832012000600019.

BRASILEIRO, L. A. M.; MACHADO, R. B.; AGUIAR, L. M. S. Ecosystem services provided by bats are at risk in Brazil. Frontiers in Ecology and Evolution, v. 10, p. 1-15, 2022. https://doi.org/10.3389/fevo.2022.852177.

CAROLETTI, G. N.; COSCARELLI, R.; CALOIERO, T. Validation of satellite, reanalysis and RCM data of Monthly rainfall in Calabria (Southern Italy). Remote Sensing, v. 11, n. 13, p. 1-20, 2019. https://doi.org/10.3390/rs11131625.

CARVALHO, W. S.; CUNHA, M. L. C.; AMARAL, I. C.; MAGALHÃES FILHO, F. J. C. Valoração de serviços ecossistêmicos em uma bacia de abastecimento na Rota de

Integração Latino-Americana. Interações, v. 22, n. 3, p. 869-881, 2021. https://doi.org/10.20435/inter.v22i3.3041.

CASLER, M. D.; UNDERSANDER, D. J. Chapter 2 – Identification of temperate pasture grasses and legumes. Horse Pasture Management, p. 11-35, 2019. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812919-7.00002-0.

CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C.; MAIA, S. M. F.; CHERUBIN, M. R.; FEIGL, B. J.; LAL, R. Reducing Amazon deforestation through agricultural intensification in the Cerrado for advancing food security and mitigating climate change. Sustainability, v. 10, n. 4, p. 1-18, 2018. https://doi.org/10.3390/su10040989.

CHADDAD, F.; MELLO, F. A. O.; TAYEBI, M.; SAFANELLI, J. L.; CAMPOS, L. R.; AMORIM, M. T. A.; SOUSA, G. P. B.; FERREIRA, T. O.; RUIZ, F.; ROSAS, J. T. F.; DEMATTÊ, J. A. M. Impacto f mining-induced deforestation on soil surface temperature and carbono stocks: A case study using remote sening in the Amazon rainforest. Journal of South American Earth Sciences, v. 119, 2022. https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.103983.

CHAI, Y.; PARDEY, P. G.; SILVRSTEIN, K. A. T. Scientific selection: A century of increasing crop varietal diversity in US wheat. PNAS, v. 119, n. 51, p. 1-12, 2022. https://doi.org/10.1073/pnas.2210773119.

CHIRIACÒ, M. V.; GALLI, N.; SANTINI, M.; RULLI, M. C. Deforstation and greenhouse gas emissions could arise When replacing palm oil with Other vegetable oils. Science of The Total Environment, v. 914, p. 1-19, 2024. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169486.

CHIRPS. Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station Data. CHIRPS: rainfall estimates from rain gauge and satellite observations. University of California, Santa Barbara. Disponível: https://www.chc.ucsb.edu/data/chirps. Acesso: 28.07.2024.

CHOPRA, B.; KHUMAN, Y. S. C.; DHYANI, S. Advances in ecosystem services valuation studies in India: learnings from a systematic review. Anthropocene Science, v. 1, p. 342-357, 2022. https://doi.org/10.1007/s44177-022-00034-0.

CHURUBIN, M. R.; CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; NOGUEIRA, L. A. H.; SOUZA, G. M.; CANTARELLA, H. Land use and Management effects on sustainable

sugarcane-derived bioenergy. Land, v. 10, n. 1, p. 1-24, 2021. https://doi.org/10.3390/land10010072.

CONG, W.; SUN, X.; GUO, H.; SHAN, R. Comparison of the SWAT and InVEST models to determine hydrological ecosystem service spatial patterns, priotities and trade-offs in a complex basin. Ecological Indicators, v. 112, 2020. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106089.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, v. 387, p. 253-260, 1997. https://doi.org/10.1038/387253a0.

COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; SUTTON, P.; PLOEG, S.; ANDERSON, S. J.; KUBISZEWSKI, I.; FARBER, S.; TURNER, R. K. Changes in the global value of ecosystem services. Global Environmental Change, v. 26, p. 152-158, 2014. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002.

COSTANZA, R. Ecosystem services: multiple classification systems are needed. Letter to Editor. Biological Conservation, v. 141, n. 2, p. 350-352, 2008. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2007.12.020.

CRISPINO, M.; LOBERTO, M. Do people pay attention to climate change? Evidence from Italy. Journal o Economic Behavior & Organization, v. 219, p. 434-449, 2024. https://doi.org/10.1016/j.jebo.2024.01.028.

CROCI, E.; LUCCHITTA, B.; PENATI, T. Valuing ecosystem services at the urban level: A critical review. Sustainability, v. 13, n. 3, p. 1-16, 2021. https://doi.org/10.3390/su13031129.

CUNHA, Z. A.; MELLO, C. R.; BESKOW, S.; VARGAS, M. M.; GUZMAN, J. A.; MOURA, M. M. A modeling approach for analyzing the hydrological impacts of the agribusiness land-use scenarios in an Amazon Basin. Land, v. 12, n. 7, p. 1-20, 2023. https://doi.org/10.3390/land12071422.

DAMMAG, A. Q.; DAI, J.; CONG, G.; DERHEM, B. Q.; LATIF, H. Z. Assessing and predicting changes of ecosystem servisse values in reponse to land use/land cover dynamics in Ibb city, Yemen: a three-decade analysis and future outlook. International

Journal of Digital Earth, v. 17, n. 1, p. 1-30, 2024. https://doi.org/10.1080/17538947.2024.2323174.

DAVIS, A. P.; VEJA, F. E. Coffee's legacy; almost 300 years of deforestation. Nature, v. 621, n. 691, 2023. https://doi.org/10.1038/d41586-023-03019-0.

DE GROOT, R.; BRANDER, L.; PLOEG, S.; COSTANZA, R.; BERNARD, F.; BRAT, L.; CHRISTIE, M.; CROSSMAN, N.; GHERMANDI, A.; HEIN, L.; HUSSAIN, S.; KUMAR, P.; MCVITTIE, A.; PORTELA, R.; RODRIGUEZ, L. C.; BRINK, P.; BEUKERING, P. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p. 50-61, 2012. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005.

DEHAGHANI, A. M.; GOHARI, A.; ZAREIAN, M. J.; HAGHIGHI, A. T. A comprehensive evaluation of the satellite precipitation products across Iran. Journal of Hydrology: Regional Studies, v. 46, p. 1-14, 2023. https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2023.101360.

DENG, J.; DAI, A. Arctic sea ice-air interactions weaken El Niño-Southern Oscillation. Science Advances, v. 10, n. 13, p. 1-13, 2024. https://doi.org/10.1126/sciadv.adk3990.

DENNEDY-FRANK, P. J.; MUENICH, R. L.; CHAUBEY, I.; ZIV, G. Comparing two tools for ecosystem servisse assessments regarding water resources decisions. Journal of Environmental Management, v. 177, p. 331-340, 2016. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.012.

DEPELLEGRIN, D.; PEREIRA, P.; MISIUNE, L.; EGARTER-VIGL. Mapping ecosystem services potential in Lithuania. International Journal of Sustainable Development & World Ecology, p. 441-455, 2016. https://doi.org/10.1080/13504509.2016.1146176.

DIAS, F. G.; CIRILO, B. B. Diagnóstico da fragilidade ambiental da biacia do rio Caeté/PA como subsídio ao planejamento ambiental. Geoambiente on-line, n. 32, p. 74-95, 2018. https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i32.51294.

DIAS, P.; PELEGRINA, M. A.; JULIÃO, R. P.; BERTOTTI, L. G. Análise exploratória de estatística espacial aplicada ao espaço urbano. Ambiência, v. 12, n. 12, p. 539-549, 2016.

DIAS, T. S. S.; SOUZA, E. B.; RUIVO, M. L. P.; CUNHA, A. C.; ADAMI, M.; SOUZA, P. J. O. P.; ANJOS, L. J. S. Relationships between current climate and deforestation

on *citrus* productivity in Northeastern Pará (Eastern Amazon). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 17, n. 2, p. 1375-1395, 2024. https://doi.org/10.26848/rbgf.v17 2.p1375-1395.

DING, X.; ZHAO, Y.; FAN, Y.; LI, Y.; GE, J. Machine learning-assisted mapping of city-scale air temperature: using sparce meteorological data for urban climate modeling and adaptation. Building and Environment, v. 234, 2023. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2023.110211.

DUBE, T.; DUBE, T.; DALU, T.; GXOKWE, S.; MARAMBANYIKA, T. Assessment of land use and land cover, water nutrient and metal concentration related to illegal mining activities in an Austral semi-arid river system: A remote sensing and multivariate analysis approach. Science of The Total Environment, v. 907, 2024. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167919.

DUNCANSON, L.; LIANG, M.; LEITOLD, V.; ARMSTON, J.; MOORTHY, S. M. K.; DUBAYAH, R.; COSTEDOAT, S.; ENQUIST, B. J.; FATOYINBO, L.; GOETZ, S. J.; GONZALEZ-ROGLICH, M.; MEROW, C.; ROEHRDANZ, P. R.; TABOR, K.; ZVOLEFF, A. The effectiveness of global protected areas for climate change mitigation. Nature Communications, v. 14, n. 2908, 2023. https://doi.org/10.1038/s41467-023-38073-9.

EISFELDER, C.; BOEMKE, B.; GESSNER, U.; SOGNO, P.; ALEMU, G.; HAILU, R.; MESMER, C.; HUTH, J. Cropland and crop type classification with sentinel-1 and sentinel-2 time series using Google Earth Engine for agricultural monitoring in Ethiopia. Remote Sensing, v. 16, n. 5, p. 1-27, 2024. https://doi.org/10.3390/rs16050866.

EL CHAMI, D.; DACCACHE, A.; EL MOUJABBER, M. What are the impacts of sugarcane production on ecosystem services and human well-being? A review. Annals of Agricultural Sciences, v. 65, n. 2, p. 188-199, 2020. https://doi.org/10.1016/j.aoas.2020.10.001.

EKKA, A.; PANDE, S.; JIANG, Y.; ZAAG, P. Anthropogenic modifications and river ecosystem services: A landscape perspective. Water, v. 12, n. 10, p. 1-21, 2020. https://doi.org/10.3390/w12102706.

ELY, D. F.; DUBREUIL, V. Análise das tendências espaço-temporais das precipitações anuais para o estado do Paraná – Brasil. Revista Brasileira de Climatologia, v. 21, p. 553-569, 2017. https://doi.org/10.5380/abclima.v21i0.48643.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS). Disponível: http://geoinfo.cnps.embrapa.br/layers/?limit=100&offset=0. Acesso: 11/03/2023a.

ENRÍQUEZ-DE-SALAMANCA, A. Effects of climate change on forest regeneration in central Spain. Atmosphere, v. 13, n. 7, p. 1-11, 2022. https://doi.org/10.3390/atmos13071143.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Geospatial information for sustainable food system – Land Use and Land Cover. Disponível: https://www.fao.org/geospatial/our-work/what-we-do/land-cover-and-land-use/en/. Acesso: 28.07.2024.

FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WorldClim2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 37, n. 12, p. 4302-4315, 2017. https://doi.org/10.1002/joc.5086.

FLORES, B. M.; MONTOYA, E.; SAKSCHEWSKI, B.; NASCIMENTO, N.; STAAL, A.; BETTS, R. A.; LEVIS, C.; LAPOLA, D. M.; ESQUÍVEL-MUELBERT, A.; JAKOVAC, C.; NOBRE, C. A.; OLIVEIRA, R. S.; BORMA, L. S.; NIAN, D.; BOERS, N.; HECHT, S. B.; STEEGE, H.; ARIEIRA, J.; LUCAS, I. L.; BERENGUER, E.; MARENGO, J. A.; GATTI, L. V.; MATTOS, C. R. C.; HIROTA, M. Critical transitions in the Amazon forest system. Nature, v. 626, p. 555-564, 2024. https://doi.org/10.1038/s41586-023-06970-0.

FORSTER, P. M.; SMITH, C.; WALSH, T.; LAMB, W. F.; LAMBOLL, R.; HALL, B.; HAUSER, M.; RIBER, A.; ROSEN, D.; GILLETT, N. P.; PALMER, M. D.; ROGELJ, J.; VON SCHUCKMANN, K.; TREWIN, B.; ALLEN, M.; ANDREW, R.; BETTS, R. A.; BORGER, A.; BOYER, T.; BROERSMA, J. A.; BUONTEMPO, C.; BURGESS, S.; CAGNAZZO, C.; CHENG, L.; FRIEDLINGSTEIN, P.; GETTELMAN, A.; GUTSCHOW, J.; ISHII, M.; JENKINS, S.; LAN, X.; MORICE, C.; MUHLE, J.; KADOW, C.; KENNEDY, J.; KILLICK, R. E.; KRUMMEL, P. B.; MINX, J. C.; MYHRE, G.; NAIK, V.; PETERS, G. P.; PIRANI, A.; PONGRATZ, J.; SCHLEUSSNER, C.; SENEVIRATNE, S. I.; SZOPA, S.; THORNE, P.; KOVILAKAM, M. V. M.; MAJAMAKI, E.; JALKANEN, J.; VAN MARLE, M.; HOESLY, R. M.; ROHDE, R.; SCHUMACHER, D.; VAN DER WERF, G.; VOSE, R.; ZICKFELD, K.; ZHANG, X.; MASSON-DELMOTTE, V.; ZHAI, P. Indicators

of global climate change 2023: annual update of key indicators of the state of the climate system and human influence. Earth System Science Data, v. 16, n. 6, p. 2625-2658, 2024. https://doi.org/10.5194/essd-2023-166-cc10.

FRANÇA, L. C. J.; LOPES, L. F.; MORAIS, M. S.; LISBOA, G. S.; ROCHA, S. J. S.; MORAIS JUNIOR, V. T. M.; SANTANA, R. C.; MUCIDA, D. P. Environmental fragility zoning using GIS and AHP modeling: perspectives for the conservation of natural ecosystems in Brazil. Conservation, v. 2, n. 2, p. 349-366, 2022. https://doi.org/10.3390/conservation2020024.

FRANÇA, F.; SOLAR, R.; LEES, A. C.; MARTINS, L. P.; BERENGUER, E.; BARLOW, J. Reassessing the role of cattle and pasture in Brazil's deforestation: A response to "fire, deforestation, and livestock: when the smoke clears". Land Use Policy, v. 108, 2021. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105195.

FRANCESCONI, W.; SRINIVASAN, R.; PÉREZ-MIÑANA, E.; WILLCOCK, S. P.; QUINTERO, M. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to model ecosystem services: a systematic review. **Journal of Hydrology**, v. 353, p. 625-636, 2016. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.034.

FREITAS, W. S. O uso de correlação máxima de TSM do dipole do Atlântico e a precipitação no estado do Ceará. Ciência & Natura, v. 45, p. 1-27, 2023. https://doi.org/10.5902/2179460x71512.

FRIMPONG, B. F.; KORANTENG, A.; ATTA-DARKWA, T.; FOSU JUNIOR, O.; ZAWILA-NIEDZWIECKI, T. Land cover changes utilising landsat satellite imageries for the Kumasi metropolis and its adjoining municipalities in Ghana (1986-2022). Sensors, v. 23, n. 5, p. 1-20, 2023. https://doi.org/10.3390/s23052644.

FRISK, E. L.; VOLCHKO, Y.; SANDSTROM, O. T.; SODERQVIST, T.; ERICSSON, L. O.; MOSSMARK, F.; LINDHE, A.; BLOM, G.; LANG, L.; CARLSSON, C.; NORRMAN, J. The geosystem services concept – What is it and can it support subsurface planning? Ecosystem Services, v. 58, p. 1-15, 2022. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101493.

FUENTES, R.; DOCQUIER, D.; KOENIGK, T.; ZIMMERMANN, K.; GIORGI, F. Winter heavy precipitation events over Northern Europe modulated by a weaker NAO

variability by the end of the 21st century. **NPJ Climate and Atmospheric Science**, v. 6, n. 72, p. 1-9, 2023. http://dx.doi.org/10.1038/s41612-023-00396-1.

GAUR, S.; SINGH, R. A comprehensive review on land use/land cover (LULC) change modeling for urban development: current status and future prospects. **Sustainability**, v. 15, n. 2, p. 1-12, 2023. https://doi.org/10.3390/su15020903.

GIRALDO-OSORIO, J. D.; TRUJULLO-OSORIO, D. E.; BAEZ-VILLANUEVA, O. M. Analysis of ENSO-Driven variability, and long-term changes, of extreme precipitation indices in Colombia, using the satellite rainfall estimates CHIRPS. **Water**, v. 14, n. 11, 2022. https://doi.org/10.3390/w14111733.

GIRI, C.; LONG, J. Land cover characterization and mapping of South America for the year 2010 using landsat 30 m satellite data. **Remote Sensing**, v. 6, n. 10, p. 9494-9510, 2014. https://doi.org/10.3390/rs6109494.

GOMES, D. J. C.; BELTRÃO, N. E. S. Impacts of ocean-atmosphere interaction phenomena on hydrometeorology of the Gurupi river watershed, Eastern Amazon. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 34, n. 20, p. 643-667, 2024. https://doi.org/10.55761/abclima.v34i20.16900.

GOMES, D. J. C.; BELTRÃO, N. E. S.; LIMA, A. M. M. Influence of climatic phenomena and deforestation on hydroenvironmental fragility, Gurupi River watershed, Northern Brazil. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 58, n. 3, p. 375-385, 2023. https://doi.org/10.5327/Z2176-94781621.

GOMES, D. J. C.; NASCIMENTO, M. M. M.; PEREIRA, F. M.; DIAS, G. F. M.; MEIRELES, R. R.; SOUZA, L. G. N.; PICANÇO, A. R. S.; RIBEIRO, H. M. C. Flow variability in the Araguaia River Hydrographic basin influenced by precipitation in extreme years and deforestation. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 57, n. 3, p. 451-466, 2022. https://doi.org/10.5327/Z2176-94781358.

GOMES FILHO, R. R.; SILVA, J. H.; PAULINO, H. B.; CARNEIRO, M. A. C.; COSTA, C. A. G. Velocidade de infiltração da água nem plintossolo háplico de campo de Murundu sob uma cronossequência de interferência antrópica. Revista Brasileira de Agricultura Irrigada, v. 5, n. 3, p. 245-253, 2011. https://doi.org/10.7127/rbai.v5n300054.

GOMES, L. C.; BINCHI, F. J. J. A.; CARDOSO, I. M.; FERNANDES FILHO, E. I.; SCHULTE, R. P. O. Land use change drives the spatio-temporal variation of ecosystem services and their interactions along an altitudinal gradient in Brazil. **Landscape Ecology**, v. 35, p. 1571-1586, 2020. https://doi.org/10.1007/s10980-020-01037-1.

GONDWE, J. F.; LIN, S.; MUNTHALI, R. M. Analysis of land use and land cover changes in urban areas using remote sensing: case of Blantyre city. Discrete Dynamics in Nature and Society, p. 1-17, 2021. https://doi.org/10.1155/2021/8011565.

GOUDARD, G.; LIMBERGER, L.; CARPENEDO, C. B. Influence of eastern, central and mix El Niño on the variability of rainfall in southeastern South America. Frontiers in Earth Science, v. 12, p. 1-17, https://doi.org/10.3389/feart.2024.1134782.

GREENWOOD, P. L. Review: An overview of beef production from pasture and feedlot globally, as demand for beef and the need for sustainable practices increase. Animal, v. 15, p. 1-16, 2021. https://doi.org/10.1016/j.animal.2021.100295.

GROSSER, P. F.; SCHMALZ, B. Projecting hydroclimatic extremes: climate change impacts on drought in a German low mountain range catchment. Atmosphere, v. 14, n. 8, p. 1-24, 2023. https://doi.org/10.3390/atmos14081203.

GUEDES, R. V. S.; SILVA, T. L. V. Análise descritiva da precipitação, temperatura, umidade e tendências climáticas no Recife-PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 7, p. 3234-3253, 2020. https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.07.p3234-3253.

GUMMADI, S.; DINKU, T.; SHIRSATH, P. B.; KADIYALA, M. D. M. Evoluation of multiple satellite precipitation products for rainfed maize production systems over Vietnam. Scientific Reports, v. 12, n. 485, 2022. https://doi.org/10.1038/s41598-021-04380-8.

GUMMA, M. K.; PANJALA, P.; TELUGUNTLA, P. Mapping heterogeneous land use/land cover and crop types in Senegal using sentinel-2 data and machine learning algorithms. International Journal of Digital Earth, v. 17, n. 1, p. 1-18, 2024. https://doi.org/10.1080/17538947.2024.2378815.

GUSSO, A.; DUCATI, J. R.; BORTOLOTTO, V. C. Analysis of soybean cropland expansion in the southern Brazilian Amazon and its relation to economic drivers. Acta Amzonica, v. 47, n. 4, p. 281-292, 2017. https://doi.org/10.1590/1809-4392201700543.

HAGEN, A. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. Intenational Journal of Geographical Information Science, v. 17, n. 3, p. 235-249, 2003. https://doi.org/10.1080/13658810210157822.

HAGEN, M.; AZEVEDO, A. El Niño-Southern Oscillation (ENSO) variations and climate changes worldwide. Atmospheric and Climate Sciences, v. 14, p. 233-249, 2024. https://doi.org/10.4236/acs.2024.142015,

HA, L. T.; BASTIAANSSEN, W. G. M.; SIMONS, G. W. H.; POORTINGA, A. A new framework of 17 hydrological ecosystem services (HESS17) for supporting river basin planning and environmental monitoring. **Sustainability**, v. 15, n. 7, p. 1-26, 2023. https://doi.org/10.3390/su15076182.

HALL, C. M.; RASMUSSEN L. V.; POWELL, B.; DYNGELAND, C.; JUNG, S.; OLSEN, R. S. Deforestation reduces fruit and vegetable consumption in rural Tanzania. PNAS, v. 119, n. 10, p. 1-9, 2022. https://doi.org/10.1073/pnas.2112063119.

HAMMAH, R.; YACOUB, T.; MCQUILAN, A.; CURRAN, J. The evolution of Geotech – 25 years of innovation. 1° ed. London, 2021. https://doi.org/10.1201/9781003188339.

HAN, E.; HUANG, Q. Global commodity markets, Chinese demand for maize, and deforestation in Northern Myanmar. Land, v. 10, n. 11, p. 1-18, 2021. https://doi.org/10.3390/land10111232.

HAYASHI, S. N.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; NASCIMENTO JR., W. R.; FERNANDES, M. E. B. Status of mangroves land use on the Brazilian Amazon coast from RapidEye imagery and GEOBIA approach. Geosciences, v. 95, n. 2, p. 1-18, 2023. https://doi.org/10.1590/0001-3765202320210468.

HEAGNEY, E. C.; FALSTER, D. S.; KOVAC, M. Land clearing in south-eastern Australia: drivers, policy effects and implications for the future. Land Use Policy, v. 102, p. 1-12, 2021. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105243.

HEJNOWICZ, A. P.; RUDD, M. A. The value landscape in ecosystem services: value, value wherefore art thou value. **Sustainability**, v. 9, n. 5, p. 1-34, 2017. https://doi.org/10.3390/su9050850.

HE, K.; LU, H.; SUN, G.; WANG, Y.; ZHENG, Y.; ZHENG, H.; LEI, S.; LI, Y.; ZHANG, J. Dynamic interaction between deforestation and rice cultivation during the Holocene in the lower Yangtze River, China. Frontiers in Earth Science, v. 10, p. 1-13, 2022. https://doi.org/10.3389/feart.2022.849501.

HINATA, S. S.; BASSO, L. A.; SANTOS, J. G. Mapping and assessment of ecosystem services between 1985 and 2019 in the Arroio Passo Fundo watershed (Guaíba/RS). Sociedade & Natureza, v. 33, p. 1-14, 2021. https://doi.org/10.14393/sn-v33-2021-59170.

HOFFMANN, P.; REINHART, V.; RECHID, D.; NOBLET-DUCOUDRÉ, N.; DAVIN, E. L.; ASMUS, C.; BECHTEL, B.; BOHNER, J.; KATRAGKOU, E.; LUCYSSAERT, S. High-resolution land use and land cover dataset for regional climate modelling: historical and future changes in Europe. Earth System Science Data, v. 15, n. 8, p. 3819-3852, 2023. https://doi.org/10.5194/essd-15-3819-2023.

HOSSAIN, M. S.; KHAN, M. A. H.; OLUWAJUWON, T. V.; BISWAS, J.; ABDULLAH, S. M. R.; TANVIR, M. S. S. I.; MUNIRA, S.; CHOWDHURY, M. N. A. Spatiotemporal change detection of land use land cover (LULC) in Fashiakhali wildlife sanctuary (FKWS) impact area, Bangladesh, employing multispectral images and GIS. Modeling Earth Systems and Environment, v. 9, p. 3151-3173, 2023. https://doi.org/10.1007/s40808-022-01653-7.

HUANG, W.; ZONG, M.; FAN, Z.; FENG, Y.; LI, S.; DUAN, C.; LI, H. Determining the impacts of deforestation and corn cultivation on soil quality in tropical acidic red soils using a soil quality index. Ecological Indicators, v. 125, p. 1-10, 2021. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107580.

HUGUENIN, L.; MEIRELLES, R. M. S. Breve resgate histórico sobre as mudanças climáticas relacionadas ao uso da terra no Brasil. Revista Brasileira de Educação Ambiental, v. 17, n. 5, p. 132-149, 2022.

HUSSAIN, K.; RAHMAN, F.; ULLAH, I.; AHMAD, Z.; SCHICKHOFF, U. Assessing the impacts of population growth and roads on forest cover: A temporal approach to

reconstruct the deforestation process in District Kurram, Pakistan, since 1972. Land, v. 11, n. 6, p. 1-23, 2022. https://doi.org/10.3390/land11060810.

IBARRA-BONILLA, J. S.; VELLARREAL-GUERRERO, F.; PRIETO-AMPARÁN, J. A.; SANTELLANO-ESTRADA, E.; PINEDO-ALVAREZ, A. Characterizing the impact of Land Use/Land-Cover changes on a temperate forest using the Markov model. The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science, v. 24, n. 3 part 2, p. 1013-1022, 2021. https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2021.11.004.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Geomorfologia. Disponível: https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/geomorfologia.html. Acesso: 06/08/2024.

IMRAN, M.; HOU, J.; WANG, T.; LI, D.; GAO, X.; NOOR, R. S.; JING, J.; AMEEN, M. Assessment of the impacts of rainfall characteristics and land use pattern on runoff accumulation in the Hulu River Basin, China. Water, v. 16, n. 2, p. 1- 25, 2024. https://doi.org/10.3390/w16020239.

IPCC. Intergovernamental Panel on Climate Change, 2018: Annex I: Glossary [Matthews, J.B.R. (ed.)]. In: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 541-562. https://doi.org/10.1017/9781009157940.008.

JAKAB, G.; PÁL, I.; SILYE, L.; SUMEGI, P.; TÓTH, A.; SUMEGI, B.; FRINK, J. P.; MAGYARI, E. K.; KERN, Z.; BENKO, E. Social context of late medieval and early modern deforestation periods in the Apuseni mountains (Romania) based on an integrated evaluation of historical and paleobotanical records. Environmental Archaeoloy, v. 28, n. 5, p. 345-366, 2021. https://doi.org/10.1080/14614103.2021.1942744.

JAMEI, Y.; SEYEDMAHMOUDIAN, M.; JAMEI, E.; HORAN, B.; MEKHILEF, S.; STOJCEVSKI, A. Investigating the relationship between Land Use/Land Cover change and Land Surface Temperature using Google Earth Engine; case study: Melborne, Australia. Sustainability, v. 14, n. 22, p. 1-34, 2022. https://doi.org/10.3390/su142214868.

JÉZÉQUEL, C.; OBERDORFF, T.; TEDESCO, P. A.; SCHMITT, L. Geomorphological diversity of rivers in the Amazon Basin. Geomorphology, v. 400, 2022. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2021.108078.

JORGE, R. L. O.; LUCENA, D. B. Eventos extremos anuais de precipitação em Mauriti-CE. Ciência & Natura, v. 40, p. 1-10, 2018. https://doi.org/10.5902/2179460x34045.

JUNAID, M.; SUN, J.; IQBAL, A.; SOHAIL, M.; ZAFAR, S.; KHAN, A. Mapping LULC dynamics and its potential implication on forest cover in Malam Jabba region with Landsat time series imagery and Random Forest Classification. Sustainability, v. 15, n. 3, p. 1-23, 2023. https://doi.org/10.3390/su15031858.

KABOTH-BAHR, S.; MUDELSEE, M. The multifaceted history of the Walker circulation during the Plio-Pleistocene. Quaternary Science Reviews, v. 286, p. 1-16, 2022. https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2022.107529.

KABUANGA, J. M.; KANKONDA, O. M.; SAQALLI, M.; MAESTRIPIERI, N.; BILINTOH, T. M.; MWERU, J. M.; LIAMA, A. B.; NISHULI, R.; MANÉ, L. Historical changes and future trajectories of deforestation in the Ituri-Epulu-Aru landscape (Democratic Republic of the Congo). Land, v. 10, n. 10, p. 1-24, 2021. https://doi.org/10.3390/land10101042.

KAISER, E. A.; ROLIM, S. B. A.; GRONDONA, A. E. B.; HACKMANN, C. L.; LINN, R. M.; KAFER, P. S.; ROCHA, N. S.; DIAZ, L. R. Spatiotemporal influences of LULC changes on Land Surface Temperature in rapid urbanization area by using Landsat-TM and TIRS imagens. Atmosphere, v. 13, n. 3, p. 1-18, 2022. https://doi.org/10.3390/atmos13030460.

KALFAS, D.; KALOGIANNIDIS, S.; CHATZITHEODORIDIS, F.; TOSKA, E. Urbanization and land use planning for achieving the sustainable development goals (SDGs): A case study of Greece. Urban Science, v. 7, n. 2, p. 1-23, 2023. https://doi.org/10.3390/urbansci7020043.

KANSAKAR, P.; HOSSAIN, F. A review of applications of satellite earth observation data for global societal benefit and stewardship of planet earth. Space Policy, v. 36, p. 46-54, 2016. https://doi.org/10.1016/j.spacepol.2016.05.005.

KELLER, A. A.; GARNER, K.; RAO, N.; KNIPPING, E.; THOMAS, J. Hydrological models for climate-based assessments at the watershed scale: A critical review of existing hydrologic and water quality models. Science of The Total Environment, v. 867, p.1-10, 2023. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161209.

KENDALL, M. G., 1975. Rank correlation methods. Oxford University Press, 272. https://psycnet.apa.org/record/1948-15040-000.

KIESSLING, W.; SMITH, J. A.; RAJA, N. B. Improving the relevance of paleontology to climate change policy. Environmental Sciences, v. 120, n. 7, p. 1-8, 2023. https://doi.org/10.1073/pnas.2201926119.

KIM, D.; KIM, H.; KANG, S. M.; STUECKER, M. F.; MERLIS, T. M. Weak Hadley cell intensity changes due to compensating effects of tropical and extratropical radiative forcing. NPJ Climate and Atmospheric Science, v. 5, n. 61, 2022. https://doi.org/10.1038/s41612-022-00287-x.

KIM, J.; SO, J.; BAE, D. Global warming impacts on severe drought characteristics in Asia monsoon region. Water, v. 12, n. 5, p. 1-18 2020. https://doi.org/10.3390/w12051360.

KIM, S., LEE, J., JEON, S., LEE, M., AN, H., JUNG, K., KIM, S., PARK, D. Correlation analysis between hydrologic flow metrics and Benthic Macroinvertebrates Index (BMI) in the Han River basin, South Korea. Sustainability, v. 13, p. 1-17, 2021. https://doi.org/10.3390/su132011477.

KING, M. P.; YU, E.; SILLMANN, J. Impact of strong and extreme El Niños on European hydroclimate. Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography, v. 72, n. 1, p. 1-10, 2020. https://doi.org/10.1080/16000870.2019.1704342.

KOHRS, R. A.; LAZZARA, M. A.; ROBAIDEK, J. O.; SANTEK, D. A.; KNUTH, S. L. Global satellite composites – 20 years of evolution. Atmospheric Research, v. 135-136, p. 8-24, 2014. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2013.07.023.

KOMPAS, T.; CHE, T. N.; GRAFTON, Q. Global impacts of heat and water stress on food production and severe food insecurity. Scientific Reports, v. 14, n. 14398, 2024. https://doi.org/10.1038/s41598-024-65274-z.

KOSCHKE, L.; LORZ, C.; FURST, C.; LEHMANN, T.; MAKESCHIN, F. Assessing hydrological and provisioning ecosystem services in a case study in Western Central Brazil. **Ecological Processes**, v. 3, n. 2, p. 1-15, 2014. https://doi.org/10.1186/2192-1709-3-2.

KOTZ, M.; KUIK, F.; LIS, E.; NICKEL, C. Global warming and heat extremes to enhance inflationary pressures. Communications Earth & Environment, v. 5, n. 116, 2024. https://doi.org/10.1038/s43247-023-01173-x.

KOUASSI, J.; GYAU, A.; DIBY, L.; BENE, Y.; KOUAMÉ, C. Assessing land use and land cover change and farmers' perceptions of deforestation and land degradation in South-West Côte d'Ivoire, West Africa. Land, v. 10, n. 4, p. 1-25, 2021. https://doi.org/10.3390/land10040429.

KRAKAUER, N. Y., PRADHANANG, S. M., LAKHANKAR, T., JHA, A. K. Evaluating satellite products for precipitation estimation in mountain regions: a case study for Nepal. Remote Sensing, v. 5, p. 4107-4123, 2013. https://doi.org/10.3390/rs5084107.

KREUTER, U. P.; HARRIS, H. G.; MATLOCK, M. D.; LACEY, R. E. Change in ecosystem service in the San Antonio area, Texas. Ecological Economics, v. 39, n. 3, p. 333-346, 2001. https://doi.org/10.1016/s0921-8009(01)00250-6.

KROEGER, M. E.; MEREDITH, L. K.; MEYER, K. M.; WEBSTER, K. D.; CAMARGO, P. B.; SOUZA, L. F.; TSAI, S. M.; VAN HAREN, J.; SALESKA, S.; BOHANNAN, B. J. M.; RODRIGUES, J. L. M.; BERENGUER, E.; BARLOW, J.; NUSSLEIN, K. Rainforest-to-pasture conversion stimulates soil methanogenesis across the Brazilian Amazon. The ISME Journal, v. 15, p. 658-672, 2021. https://doi.org/10.1038/s41396-020-00804-x.

KUMAR, M.; DENIS, D. M.; KUNDU, A.; JOSHI, N.; SURYAVANSHI, S. Understanding land use/land cover and climate change impacts on hydrological components of Usri watershed, India. Applied Water Science, v. 12, n. 39, 2022. https://doi.org/10.1007/s13201-021-01547-6.

KUMAR, S.; MADHU, M.; SINGH, R. K.; KAUSHAL, R.; DASH, C. J.; GOWDA, H. H. C.; BARLA, G. W. Changes in the value of ecosystem services due to watershed development in India's Eastern Ghats and incentives for better stewardship. Ecosystem Services, v. 65, p. 1-14, 2024. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2023.101580.

KUSIIMA, S. K.; EGERU, A.; NAMAALWA, J.; BYAKAGABA, P.; MFITUMUKIZA, D.; MUKWAYA, P.; MENSAH, S.; ASIIMWE, R. Interconnectedness of ecosystem services potential with land use/land cover change dynamics in Western Uganda. **Land**, v. 11, n. 11, p. 1-26, 2022. https://doi.org/10.3390/land11112056.

LAHON, D.; SAHARIAH, D.; DEBNATH, J.; NATH, N.; MERAJ, G.; KUMAR, P.; HASHIMOTO, S.; FAROOQ, M. Assessment of ecosystem service value in response to LULC change using geospatial techniques: A case study in the Merbil wetland of the Brahmaputra valley, Assam, India. International Journal of Geo-Information, v. 12, n. 4, p. 1-23, 2023. https://doi.org/10.3390/ijgi12040165.

LANZANOVA, M. E.; ELTZ, F. L. F.; NICOLOSO, R. S.; CARNEIRO, T. J.; REINERT, D. J.; ROCHA, M. R. Atributos físicos de um argissolo em sistemas de culturas de longa duração sob semeadura direta. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 34, p. 1333-1342, 2010. https://doi.org/10.1590/s0100-06832010000400030.

LAWRENCE, D.; COE, M.; WALKER, W.; VERCHOT, L.; VANDECAR, K. The unseen effects of deforestation: biophysical effects on climate. Frontiers in Forest and Global Change, v. 5, p. 1- 13, 2022. https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.756115.

LEAL FILHO, W.; DINIS, M. A. P.; CARNOVA, M. A.; CATALDI, M.; COSTA, G. A. S.; ENRICH-PRAST, A.; SYMEONAKIS, E.; BREARLEY, F. Q. Managing ecosystem services in the Brazilian Amazon: the influence of deforestation and forest degradation in the word's largest rain forest. **Geoscience Letters**, v. 12, n. 24, 2025. https://doi.org/10.1186/s40562-025-00391-9.

LEE, J. H.; JULIEN, P. Y.; LEE, S. Teleconnection of ENSO extreme events and precipitation variability over the United States. Journal of Hydrology, v. 619, 2023. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129206.

LEON, M.; CORNEJO, G.; CALDERÓN, M.; GONZÁLEZ-CARRIÓN, E.; FLOREZ, H. Effect of deforestation on climate change: A co-integration and causality approach with

time series. Sustainability, v. 14, n. 18, p. 1-14, 2023. https://doi.org/10.3390/su141811303.

LE ROUX, R.; FURUSHO-PERCOT, C.; DESWARTE, J.; BANCAL, M.; CHENU, K.; NOBLET-DUCOUDRÉ, N.; CORTÁZAR-ATAURI, I. G.; DURAND, A.; BULUT, B.; MAURY, O.; DÉCOME, J.; LAUNAY, M. Mapping the race between crop phenology and climate risks for wheat in France under climate change. Scientific Reports, v. 14, n. 8184, 2024. https://doi.org/10.1038/s41598-024-58826-w.

LI, C.; WU, X.; CHEN, G.; HAN, M.; CHEN, K.; YANGZONG, C.; LO, D.; ALSAEDI, A.; HAYAT, T. Pastureland use of China: Accounting variations from different input-output analyses. Land Use Policy, v. 109, 2021. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105597.

LI, H.; GUAN, Q.; FAN, Y.; GUAN, C. Ecosystem service value assessment of the Yellow River Delta based on satellite remote sensing data. Land, v. 13, n. 3, 2024. https://doi.org/10.3390/land13030276.

LIMA, J. E. F. W.; AQUINO, F. G.; CHAVES, T. A.; LORZ, C. Development of a spatially explicit approach for mapping ecosystem services in the Brazilian Savanna – MapES. Ecological Indicators, v. 82, p. 513-525, 2017. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.028.

LIMA, M.; SILVA JUNIOR, C. A.; PELISSARI, T. D.; LOURENÇONI, T.; LUZ, I. M. S.; LOPES, F. J. A. Sugarcane: Brazilian public policies threaten the Amazon and Pantanal biomes. Perspective in Ecology and Conservation, v. 18, n. 3, p. 210-212, 2020. https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.06.002.

LIMBU, P. T. S.; GUIRONG, T. Influence of the tropical Atlantic Ocean and its Walker circulation cell on October-December rainfall variability over Tanzania. International Journal of Climatology, v. 40, n. 13, p. 1-16, 2020. https://doi.org/10.1002/joc.6550.

LIM, Y.; WU, D. L.; KIM, K.; LEE, J. N. Decadal changes in the Antarctic sea ice response to the changing ENSO in the last four decades. Atmosphere, v. 14, n. 11, p. 1-21, 2023. https://doi.org/10.3390/atmos14111659.

LIN, J.; QIAN, T. A new picture of the global impacts of El Niño-Southern Oscillation. Scientific Reports, v. 9, n. 17543, 2019. https://doi.org/10.1038/s41598-019-54090-5.

LIRA, K. C. S., FRANCISCO, H. R., FEIDEN, A. Classification of environmental fragility in watershed using Fuzzy logic and AHP method. Sociedade & Natureza, v. 34, p. 1-17, 2022. https://doi.org/10.14393/SN-v34-2022-62872.

LIU, Y.; XU, Y.; ZHAO, Y.; LONG, Y. Using SWAT model to assess the impacts of land use and climate changes on flood in the Upper Weihe river, China. **Water**, v. 14, n. 13, p. 1-23, 2022. https://doi.org/10.3390/w14132098.

LI, Y.; BRANDO, P. M.; MORTON, D. C.; LAWRENCE, D. M.; YANG, H.; RANDERSON, J. T. Deforestation-induced climate change reduces carbon storage in remaining tropical forests. Nature Commuications, v. 13, n. 1964, 2022. https://doi.org/10.1038/s41467-022-29601-0.

LUCAS, E. W. M.; SILVA, F. D. S.; SOUZA, F. A. S.; PINTO, D. D. C.; GOMES, H. B.; GOMES, H. B.; LINS, M. C. C.; HERDIES, D. L. Regionalization of climate change simulations for the assessment of impacts on precipitation, flow rate and electricity generation in the Xingu River Basin in the Brazilian Amazon, Energies, v. 15, n. 20, p. 1-26, 2022. https://doi.org/10.3390/en15207698.

LUFI, S.; ERY, S.; RISPININGTATI, R. Hydrological analysis of TRMM (Tropical Rainfall Measuring Mission) Data in Lesti Sub Watershed. Civil and Environmental Science Journal, v. 3, n. 1, p. 18-30, 2020. http://dx.doi.org/10.21776/ub.civense.2020.00301.3.

MAHMOOD, R.; JIA, S.; ZHU, W. Analysis of climate variability, trends, and prediction in the most active parts of the lake Chad basin, Africa. Scientific Reports, v. 9, n. 6317, p. 1-18, 2019. https://doi.org/10.1038/s41598-019-42811-9.

MCCONNELL, W. J.; VIÑA, A. Interactions between food security and land use in th context of global change. Land, v. 7, n. 2, p. 1-3, 2018. https://doi.org/10.3390/land7020053.

MCNALLY, A.; JACOB, J.; ARSENAULT, K.; SLINSKI, K.; SARMIENTO, D. P.; HOELL, A.; PERVEZ, S.; ROWLAND, J.; BUDDE, M.; KUMAR, S.; PETERS-LIDARD, C.; VERDIN, J. P. A Central Asia hydrologic monitoring dataset for food and water security applications in Afghanistan. Earth System Science Data, v. 14, p. 3115-3135, 2022. https://doi.org/10.5194/essd-14-3115-2022.

MADRY, S.; PELTON, J. N. Historical perspectives on the evolution of small satellites. Handbook of Small Satellites, p. 33-48, 2020. https://doi.org/10.1007/978-3-030-36308-6_2.

MAGRUDER, L. A.; FARRELL, S. L.; NEUENSCHWANDER, A.; DUNCANSON, L.; CSATHO, B.; KACIMI, S.; FRICKER, H. A. Monitoring earth's climate variables with satellite laser altimetry. Nature Reviews Earth & Environment, v. 5, p. 120-136, 2024. https://doi.org/10.1038/s43017-023-00508-8.

MANN, H. B. Nonparametric tests against trend. Econometrica, v. 13, p. 245-259, 1945. https://doi.org/10.2307/1907187.

MAPBIOMAS. Projeto de mapeamento anual do uso e cobertura da terra no Brasil. Disponível: https://brasil.mapbiomas.org/o-projeto/. Acesso: 28.07.2024.

MARANHÃO, R. L. A.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; HERMUCHE, P. M.; GOMES, R. A. T. PIMENTEL, C. M. M.; GUIMARÃES, R. F. The spatiotemporal dynamics of soybean and cattle production in Brazil. Sustainability, v. 11, n. 7, p. 1-13, 2019. https://doi.org/10.3390/su11072150.

MARENGO, J. A.; SOUZA JR., C. M.; THONICKE, K.; BURTON, C.; HALLADAY, K.; BETTS, R. A.; ALVES, L. M.; SOARES, W. R. Changes in climate land use over the Amazon region: current and future variability and trends. Frontiers in Earth Science, v. 6, p. 1-21, 2018. https://doi.org/10.3389/feart.2018.00228.

MARTÍN-ARIAS, V.; EVANS, C.; GRIFFIN, R.; CHERRINGTON, E. A.; LEE, C. M.; MISHRA, D. R.; GOMEZ, N. A.; ROSADO, A.; CALLEJAS, I. A.; JAY, J. A.; ROSADO, S. Modeled impacts of LULC and climate change predictions on the hydrologic regime in Belize. Frontiers in Environmental Science, v. 10, p. 1-16, 2022. https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.848085.

MARTIN, S. T. Population growth and deforestation in Amazonas, Brazil, from1985 to 2020. Population and Environment, v. 45, n. 27, 2023. https://doi.org/10.1007/s11111-023-00438-z.

MASOOD, M. U.; HAIDER, S.; RASHID, M.; LODHI, M. U. K.; PANDE, C. B.; ALSHEHRI, F.; AHMED, K. O.; SCHOLZ, M.; SAMMEN, S. S. The effect of the El Niño Southern Oscillation on precipitation extremes in the Hindu Kush mountains range. Water, v. 15, n. 24, p. 1-38, 2023. https://doi.org/10.3390/w15244311.

MATHIVHA, F.; MABALA, L.; MATIMOLANE, S.; MBATHA, N. El Niño-induced drought impacts on reservoir water resources in South Africa. Atmosphere, v. 15, n. 3, p. 1-17, 2024. https://doi.org/10.3390/atmos15030249.

MAUS, V.; GILJUM, S.; SILVA, D. M.; GUTSCHLHOFER, J.; ROSA, R. P.; LUCKENEDER, S.; GASS, S. L. B.; LIEBER, M.; MCCALLUM, I. An update on global mining land use. Scientific Data, v. 9, n. 433, 2022. https://doi.org/10.1038/s41597-022-01547-4.

MCGREGOR, S.; GALLANT, A.; VAN RENSCH, P. Quantifying ENSOs impact on Australia's regional monthly rainfall risk. Geophysical Research Letters, v. 51, n. 6, p. 1-9, 2024. https://doi.org/10.1029/2023GL106298.

MEKONNEN, Y. A.; MANDERSON, T. M. Land use/land cover change impact on streamflow using Arc-SWAT model, in case of Fetam watershed, Abbay Basin, Ethiopia, v. 13, n. 111, 2023. https://doi.org/10.1007/s13201-023-01914-5.

MENGIST, W.; SOROMESSA, T.; FEYISA, G. L. A global view of regulatory ecosystem services: existed knowledge, trends, and research gaps. Ecological Processes, v. 9, n. 40, 2020. https://doi.org/10.1186/s13717-020-00241-w.

MEYFROIDT, P.; PHUONG, V. T.; ANH, H. V. Trajectories of deforestation, coffee expansion and displacement of shifting cultivation in the Central Highlands of Vietnam. Global Environmental Change, v. 23, n. 5, p. 1187-1198, 2013. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.04.005.

MEA. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystem and Human well-being: Synthesis. Island Press, Washigton, DC, USA, p. 1-155, 2005. Disponível: https://www.millenniumassessment.org/en/index.html. Acesso: 14/08/2024.

MONJARDIN-ARMENTA, S. A.; PLATA-ROCHA, W.; PACHECO-ANGULO, C. E.; FRANCO-OCHOA, C.; RANGEL-PEREZA, J. G. Geospatial simulation model of deforestation and reforestation using multicriteria evaluation. Sustainability, v. 12, n. 24, p. 1-20, 2020. https://doi.org/10.3390/su122410387.

MORENO, R.; NERY, A.; ZAMORA, R.; LORA, A.; GALÁN, C. Contribution of urban trees to carbon sequestration and reduction of air pollutants in Lima, Peru. Ecosystem Services, v. 67, p. 1-7, 2024. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2024.101618.

MUHAMMAD, R.; ZHANG, W.; ABBAS, Z.; GUO, F.; GWIAZDZINSKI, L. Spatialtemporal change analysis and prediction of future land use and land cover changes using QGIS MOLUSCE plugin and remote sensing big data: a case study of Linyi, China. Land, v. 11, n. 3, p. 1-24, 2022. https://doi.org/10.3390/land11030419.

MUTIMBA, K.; WATANABE, T.; CHAND, M. B. Land Use Land Cover (LULC) change dynamics associated with mining activities in Kitwe district and adequacy of the legal framework on mine closure in Zambia. Earth, v. 5. n. 2, p. 110-132, 2024. https://doi.org/10.3390/earth5020006.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models: Part 1. A discussion of principles. Journal of Hydrology, v. 10, n. 3, p. 282-290, 1970. https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6.

NASIRI, V.; DELJOUEI, A.; MORADI, F. SADEGHI, S. M. M. BORZ, S. A. Land use and land cover mapping using sentinel-2, landsat-8 satellite images, and Google Earth Engine: A comparison of two composition methods. Remote Sensing, v. 14, n. 9, p. 1-18, 2022. https://doi.org/10.3390/rs14091977.

NEGRÃO, Y. S.; SOUSA, H. C.; RANIERI, L. A. Vulnerabilidade à erosão costeira em praias amazôncas e a ocupação populacional em áreas de risco. Revista Brasileira de Geomorfologia, v. 23, n. 2, p. 1265-1284, 2022. https://doi.org/10.20502/rbg.v23i2.1951.

NOAA. National Oceanic and Atmospheric Administration. *Climate Indices: Monthly Atmospheric and Ocean Times Series*. Dispoível: https://psl.noaa.gov/data/climateindices/list/. Acesso: 10/12/2023.

NÓBREGA, R. S.; SANTIAGO, G. A. C. F.; SOARES, D. B. Tendências do controle climático oceânico sob a variabilidade temporal da precipitação no Nordeste do Brasil. Revista Brasileira de Climatologia, v. 18, p. 276-292, 2016. https://doi.org/10.5380/abclima.v18i0.43657.

NORRMAN, J.; ERICSSON, L. O.; NILSSON, K. L.; VOLCHKO, Y.; SJOHOLM, J.; MARKSTEDT, A.; SVAHN, V. Mapping subsurface qualities for planning purposes: a pilot study. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 17th World Conference ACUUS, v. 703, p. 3-4, 2021. https://doi.org/10.1088/1755-1315/703/1/012011.

NYATUAME, M.; AMEKUDZI, L. K.; AGODZO, S. K. Assessing the land use/land cover and climate change impact on water balance on Tordzie watershed. Remote Sensing Applications: Society and Environment, v. 20, 2020. https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100381.

OCAMPO-MARULANDA, C.; FERNÁNDEZ-ÁLVAREZ, C.; CERÓN, W. L.; CANCHALA, T.; CARVAJAL-ESCOBAR, Y.; ALFONSO-MORALES, W. A spatiotemporal assessment of the high-resolution CHIRPS rainfall dataset in southwestern Colombia using combined principal component analysis. Ain Shams Engineering Journal, v. 13, n. 5, p. 1-13, 2022. https://doi.org/10.1016/j.asej.2022.101739.

OLIVEIRA, B. F. A.; BOTTINO, M. J.; NOBRE, P.; NOBRE, C. A. Deforestation and climate change are projected to increase heat stress risk in the Brazilian Amazon. Communications Earth & Environment, v. 2, n. 207, 2021. https://doi.org/10.1038/s43247-021-00275-8.

ORTIZ, D. I.; PICHE-OVARES, M.; ROMERO-VEGA, L. M.; WAGMAN, J.; TROYO, A. The impact of deforestation, urbanization, and changing land use patterns on the ecology of mosquito and tick-borne diseases in Central America. Insects, v. 13, n. 1, p. 1-44, 2021. https://doi.org/10.3390%2Finsects13010020.

OSIS, R.; LAURENT, F.; POCCARD-CHAPUIS, R.; Spatial determinants and future land use scenarios of Paragominas municipality, an old agricultural frontier in Amazonia. Journal of Land Use Science, v. 14, n. 3, p. 258-279, 2019. https://doi.org/10.1080/1747423x.2019.1643422.

OWUOR, M.; SANTOS, T. M. T.; OTIENO, P.; MAZZUCO, A. C. A.; IHEATURU, C.; BERNADINO, A. F. Flow of mangrove ecosystem services to coastal communities in the Brazilian Amazon. Frontiers in Environmental Science, v. 12, p. 1-18, 2024. https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1329006.

PACA, V. H. M.; ESPINOZA-DÁVALOS, G. E.; MOREIRA, D. M.; COMAIR, G. Variability of trends in precipitation across the Amazon River Basin determined from the *CHIRPS* precipitation product and from station records. Water, v. 12, n. 5, p. 1-22, 2020. https://doi.org/10.3390/w12051244.

PAKOKSUNG, K. Impact of spatial rainfall scenarios on river basin runoff simulation a Nan River Basin study using the rainfall-runoff-inundation model. Eng, v. 5, n. 1, p. 51-69, 2024. https://doi.org/10.3390/eng5010004.

PALMER, P. I.; WAINWRIGHT, C. M.; DONG, B.; MAIDMENT, R. I.; WHEELER, K. G.; GENEY, N.; HICKMAN, J. E.; MADANI, N.; FOLWELL, S. S.; ABDO, G.; ALLAN, R. P.; BLACK, E. C. L.; FENG, L.; GUDOSHAVA, M.; HAINES, K.; HUNTINGFORD, C.; KILAVI, M.; LUNT, M. F.; SHAABAN, A.; TURNER, A. G. Drivers and impacts of Eastern African rainfall variability. Nature Reviews Earth & Environment, v. 4, p. 254-270, 2023. https://doi.org/10.1038/s43017-023-00397-x.

PANDEY, B.; GHOSH, A. Urban ecosystem services and climate change: a dynamic interplay. Frontiers in Sustainable Cities, v. 5, p. 1-34, 2023. https://doi.org/10.3389/frsc.2023.1281430.

PASCUAL, A.; GIARDINA, C. P.; POVAK, N. A.; HESSBURG, P. F.; ASNER, G. P. Integrating ecosystem services modeling and efficiencies in decision-support models conceptualization for watershed management. Ecological Modelling, v. 466, p. 1-4, 2022. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.109879.

PECINA, V.; JURICKA, D.; HEDBÁVNÝ, J.; KLIMÁNEK, M.; KYNICKÝ, J.; BRTNICKÝ, M. KOMENDOVÁ, R. The impacts of mining on soil pollution with metal(loid)s in resource-rich Mongolia. Scientific Reports, v. 13, n. 2763, 2023. https://doi.org/10.1038/s41598-023-29370-w.

PEREVOCHTCHIKOVA, M.; MORA, G. D. M.; FLORES, J. A. H.; MARÍN, W.; FLORES, A. L.; BUENO, A. R.; NEGRETE, I. A. Systematic review of integrated studies on functional and thematic ecosystem services in Latin America, 1992-2017. Ecosystem Services, v. 36, 2019. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100900.

PERREAULT, S.; ALEM, A. E.; CHOKMANI, K.; CAMBOURIS, A. N. Development to pedotransfer functions to predict soil physical properties in Southern Quebec (Canada). Agronomy, v. 12, n. 2, 2022. https://doi.org/10.3390/agronomy12020526.

PETERS, T.; RICHTER, M. The atmospheric circulation. Tropical Forestry Handbook. University Erlangen-Nurember, Germany, 2016, 320p. https://doi.org/10.1007/978-3-642-54601-3_36.

PHELPS, L. N.; KAPLAN, J. O. Land use for animal production in global change studies: defining and characterizing a framework. Global Change Biology, v. 23, n. 11, p. 4457-4471, 2017. https://doi.org/10.1111/gcb.13732.

PIONTEKOWSKI, V. J.; RIBEIRO, F. P.; MATRICARDI, E. A. T.; LUSTOSA JUNIOR, I. M.; BUSSINGUER, A. P.; GATTO, A. Modeling deforestation in the state of Rondônia. Floresta e Ambiente, v. 26, n. 3, p. 1-11, 2019. https://doi.org/10.1590/2179-8087.044118.

POPOVYCH, V. F.; DUNAIEVA, I. A. Assessment of the GPM IMERG and CHIRPS precipitation estimations for the steppe part of the Crimea. Meteorology Hydrology and Water Management, v. 9, n. 1-2, p. 1-13, 2021. https://doi.org/10.26491/mhwm/133088.

POTAPOV, P. HANSEN, M. C.; PICKENS, A.; HERNANDEZ-SERNA, A.; TYUKAVINA, A.; TURUBANOVA, S.; ZALLES, V.; LI, X.; KHAN, A.; STOLLE, F.; HARRIS, N.; SONG, X.; BAGGETT, A.; KOMMAREDDY, I.; KOMMAREDDY, A. The global 2000-2020 land use and land cover use change dataset derived from the landsat archive: first results. Frontiers in Remote Sensing, v. 3, p. 1-22, 2022. https://doi.org/10.3389/frsen.2022.856903.

PORTALANZA, D.; MORSTADT, J. D.; POLHMANN, V.; GALLARDO, G.; AGUILERA, K.; GARCIA, Y.; RODRIGUEZ-JARAMA, F. Mapping soil erosion and ecosystem service loss: integrating RUSLE and NDVI metrics support conservation in El Cajas National Park, Ecuador. **Hydrology**, v. 12, n. 11, p. 1-19, 2025. https://doi.org/10.3390/hydrology12110279.

PRASNIEWSKI, V. M.; GONZÁLEZ-DAZA, G.; ALVARENGA, G. V.; SANTOS-SILVA, L.; TEIXIDO, A. L.; IZZO, T. J. Economic, environmental and social threats of a mining exploration proposal on indigenous of Brazil. Acta Amazonica, v. 54, n. 2, p. 1-10, 2024. https://doi.org/10.1590/1809-4392202301922.

PRIETO-AMPARÁN, J. A.; VILLARREAL-GUERRERO, F.; MARTÍNEZ-SALVADOR, M.; MANJARREZ-DOMÍNGUEZ, C.; VÁZQUEZ-QUINTERO, G.; PINEDO-ALVAREZ, A. Spatial near future modeling of land use and land cover changes in the temperate forests of Mexico. Peer J, v. 7, p. 1-25, 2019. https://doi.org/10.7717/peerj.6617.

PULIGHE, G.; DI FONZO, A.; GAITO, M.; GIUCA, S.; LUPIA, F.; BONATI, G.; LEO, S. D. Climate change impact on yield and income of Italian agriculture system: a scoping review. Agricultural and Food Economics, v. 12, n. 23, 2024. https://doi.org/10.1186/s40100-024-00317-7.

PULLANIKKATIL, D.; PALAMULENI, L. G.; RUHIIGA, T. M. Land use/land cover change and implications for ecosystem services in the Likangala River Catchment, Malawi. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 93, p. 96-103, 2016. https://doi.org/10.1016/j.pce.2016.03.002.

RATA, M., DOUAOUI, A., LARID, M., DOUAIK, A. Comparison of geostatistical interpolation methods to map annual rainfall in the chéliff watershed, Algeria. Theoretical and Applied Climatology, v. 141, p. 1009-1024, 2020. https://doi.org/10.1007/s00704-020-03218-z.

REYGADAS, Y.; SPERA, S. A.; SALISBURY, D. S. Effects of deforestation and forest degradation on ecosystem service indicators across the Southwestern Amazon. **Ecological Indicators**, v. 147, 2023. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.109996.

RIVERA, J. A.; HINRICHS, S.; MARIANETTI, G. Using CHIRPS dataset to assess wet and dry conditions along the semiarid Central-Western Argentina. Advances in Meteorology, p. 1-18, 2019. https://doi.org/10.1155/2019/8413964.

RORATO, A. C.; DAL'ASTA, A. P.; LANA, R. M.; SANTOS, R. B. N.; ESCADA, M. I. S.; VOGT, C. M.; NEVES, T. C.; BARBOSA, M.; ANDREAZZI, C. S.; REIS, I. C.; FERNANDES, D. A.; SILVA-NUNES, M.; SOUZA, A. R.; MONTEIRO, A. M. V.; CODEÇO, C. T. Trajetorias: a dataset of environmental, epidemiological, and economic indicators for the Brazilian Amazon. Scientific Data, v. 10, n. 65, 2023. https://doi.org/10.1038/s41597-023-01962-1.

SALMONA, Y. B.; MATRICARDI, E. A. T.; SKOLE, D. L.; SILVA, J. F. A.; COELHO FILHO, O. A.; PEDLOWSKI, M. A.; SAMPAIO, J. M.; CASTRILLÒN, L. C. R.; BRANDÃO, R. A.; SILVA, A. L.; SOUZA, S. A. A Worrying future fo river flows in the Brazilian Cerrado proveked by land use and climate changes. **Sustainability**, v. 15, n. 5, p. 1-24, 2023. https://doi.org/10.3390/su15054251.

SAMARINAS, N.; TSAKIRIDIS, N. L.; KALOPESA, E.; ZALIDIS, G. C. Soil loss estimation by water erosion in agricultural areas introducing artificial intelligence

geospatial layers into the RUSLE model. Land, v. 13, n. 2, 2024. https://doi.org/10.3390/land13020174.

SÁNCHEZ, J. J.; MARCOS-MARTINEZ, R.; SRIVASTAVA, L.; SOONSAWAD, N. Valuing the impacts of forest disturbances on ecosystem services: An examination of recreation and climate regulation services in U.S. national forests. **Trees, Forests and People**, v. 5, p. 1-10, 2021. https://doi.org/10.1016/j.tfp.2021.100123.

SANTIAGO, A. R.; COUTO, H. T. Z. Socioeconomic development versus deforestation: considerations on the sustainability of economic and social growth in most Brazilian municipalities. Enviromental Devolopment, v. 35, p. 1-11, 2020. https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100520.

SANTOS, F. D.; FERREIRA, P. L.; PEDERSEN, J. S. T. The climate change challenge: A review of the barriers and solutions to deliver a Paris solution. Climate, v. 10, n. 5, p. 1- 32, 2022. https://doi.org/10.3390/cli10050075.

SANTOS, J. L.; YANAI, A. M.; GRAÇA, P. M. L. A.; CORREIA, F. W. S.; FEARSIDE, P. M. Amazon deforestation: simulated impact of Brazil's proposed BR-319 highway project. Environmental Monitoring and Assessment, v. 195, n. 1217, 2023. https://doi.org/10.1007/s10661-023-11820-7.

SALVIANO, M. F.; GROPPO, J. D.; PELLEGRINO, G. Q. Análise de tendências em dados de precipitação e temperatura no Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 31, n. 1, p. 64-73, 2016. https://doi.org/10.1590/0102-778620150003.

SCHIRPKE, U.; TAPPEINER, U.; TASSER, E. A transnational perspective of global and regional ecosystem servisse flows from and to mountain regions. Scientific Reports, v. 9, n. 6678, 2019. https://doi.org/10.1038/s41598-019-43229-z.

SENENT-APARICIO, J.; MULLIGAN, M. Current hydrological ecosystem services and potential impacts of business-as-usual land abandonment at the national scale for Spain. **Catena**, v. 242, p. 1-17, 2024. https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108111.

SEN, Z. Reservoirs for water supply under climate change impact – A review. Water Resources Mangement, v. 35, p. 3827-3843, 2021. https://doi.org/10.1007/s11269-021-02925-0.

SERRÃO, E. A. O.; SILVA, M. T.; FERREIRA, T. R.; ATAIDE, L. C. P. WANZELER, R. T. S.; SILVA, V. P. R.; LIMA, A. M. M.; SOUSA, F. A. S. Large-Scale hydrological modeling of flow and hdropower production, in a Brazilian watershed. Ecohydrology & Hydrobiology, v. 21, n. 1, p. 23-35, 2021. https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.09.002.

SHEN, Z.; YONG, B.; GOURLEY, J. J.; QI, W.; LU, D.; LIU, J.; REN, L.; HONG, Y.; ZHANG, J. Recent global performance of the Climate Hazards group Infrared Precipitation (CHIRP) with Station (CHIRPS). Journal of Hydrology, v. 591, p. 1-9, 2020. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125284.

SHI, F.; ZHOU, B.; ZHOU, H.; ZHANG, H.; LI, H.; LI, R.; GUO, Z.; GAO, X. Spatial autocorrelation analysis of land use and ecosystem servisse value in the Huangshui river basin at the grid scale. Plants, v. 11, n. 17, p. 1-20, 2022. https://doi.org/10.3390/plants11172294.

SHRESTHA, B.; ZHANG, L.; SHARMA, S.; SHRESTHA, S.; KHADKA, N. Effects on ecosystem services value due to land use and land cover change (1990-2020) in the transboundary Karnali River Basin, central Himalayas. SN Applied Sciences, v. 4, n. 137, 2022. https://doi.org/10.1007/s42452-022-05022-y.

SHRETHA, K.; SHAKYA, B.; ADHIKARI, B.; NEPAL, M.; SHAOLIANG, Y. Ecosystem services valuation for conservation and development decisions: A review of valuation studies and tools in the far Eastern Himalaya. Ecosystem Services, v. 61, 2023. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2023.101526.

SHUKLA, S.; MESHESHA, T. W.; SEN, I. S.; BOL, R.; BOGENA, H.; WANG, J. Assessing impacts of Land Use and Land Cover (LULC) change on stream flow and runoff in Rur Basin, Germany. Sustainability, v. 15, n. 12, p. 1-24, 2023. https://doi.org/10.3390/su15129811.

SIDDIQUE, R.; MEJIA, A.; MIZUKAMI, N.; PALMER, R. N. Impacts of global warming of 1.5, 2.0 and 3.0 °C on hydrologic regimes in the Northeastern U.S. Climate, v. 9, n. 1, p. 1-18, 2021. https://doi.org/10.3390/cli9010009.

SILVA-JUNIOR, C. H. L.; SILVA, F. B.; ARISI, B. M.; MATAVELI, G.; PESSÔA, A. C. M.; CARVALHO, N. S.; REIS, J. B. C.; SILVA JÚNIOR, A. R.; MOTTA, N. A. C. S.; MOREIRA E SILVA, P. V.; RIBEIRO, F. D.; SIQUEIRA-GAY, J.; ALENCAR, A.;

SAATCHI, S.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ANDERSON, L. O.; MELO, M. Brazilian Amazon indigenous territories under deforestation pressure. Scientific Reports, v. 13, n. 5851, 2023. https://doi.org/10.1038/s41598-023-32746-7.

SILVA, I. S.; NASCIMENTO, D. T. F.; ROMÃO, P. A.; SILVA, G. F. N.; SALES, M. M.; LUZ, M. P. Proposition of LULC mapping in progressive detailing for the surroundings of hydroelectric powerplant reservoirs: case study for the Batalha (Brazil). International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, v. 118, p. 1-10, 2023. https://doi.org/10.1016/j.jag.2023.103218.

SILVA, D. F.; BELTRÃO, N. E. S.; GOMES, D. J. C. Land use and land cover dynamics and potential consequences on the the ecosystem services in Marapanim river watershed, Pará, Brazil. Revista Floresta, v. 53, p. 342-351, 2023. https://doi.org/10.5380/rf.v53i3.84218.

SILVA, L. F.; BATTAZZA, A.; SOUZA, N. F.; FAGUNDES, N.; SOUZA, D.; ROCHA, N. S. Impactos das ações antrópicas aos biomas do Brasil: artigo de revisão. Meio Ambiente, v. 4, n. 1, p. 21-44, 2022.

SILVA, M. G.; BELTRÃO, N. E. S.; MORALES, G. P. Avaliação e mapeamento dos serviços ecossistêmicos ofertados pela reserva biológica nascentes da serra do Cachimbo, Pará, Brasil. Geosul, v. 36, n. 78, p. 516-536, 2021. https://doi.org/10.5007/2177-5230.2021.e71192.

SIMMONS, C.; ASTIER, M.; WALKER, R.; NAVIA-ANTEZANA, J. F.; GAO, Y.; GALVÁN-MIYOSHI, Y.; KLOOSTER, D. Forest transition and fuzzy environments in neoliberal Mexico. Land, v. 12, n. 4, p. 1-15, 2023. https://doi.org/10.3390/land12040840.

SIMÕES, G. S.; FIORE, F. A.; SILVA, L. C. Mapeamento dos serviços ecossistêmicos providos pela Área de Proteção Ambiental do Rio Grande do Sul. Ambiente & Sociedade, v. 25, p. 1-26, 2022. https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20210188r2vu2022l2oa.

SIMOES, R.; PICOLI, M. C. A.; CAMARA, G.; MACIEL, A.; SANTOS, L.; ANDRADE, P. R.; SÁNCHEZ, A.; FERREIRA, K.; CARVALHO, A. Land use and cover maps for Mato Grosso State in Brazil from 2001 to 2017. Scientific Data, v. 7, n. 34, 2020. https://doi.org/10.1038/s41597-020-0371-4.

SMITH, C.; BAKER, J. C. A.; SPRACKLEN, D. V. Tropical deforestation causes large reductions in observed precipitation. Nature, v. 615, p. 270-275, 2023. https://doi.org/10.1038/s41586-022-05690-1.

SOARES, B. S.; FERREIRA, B. M.; FIGUEIRA, D. S.; RODRIGO, H. O.; HISSA, L. B. V.; LIMA, L. S. Dinamica Project. Remote Sensing Center. Federal University of Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, Brazil. Disponibilizado: https://www.csr.ufmg.br/dinamica/. Acesso: 19/10/2024.

SOHN, B.; YEH, S.; LEE, A.; LAU, W. K. M. Regulation of atmospheric circulation controlling the tropical Pacific precipitation change in response to CO_2 increases. Nature Communications, v. 10, n. 1108, 2019. https://doi.org/10.1038/s41467-019-08913-8.

SOTERRONI, A. C.; RAMOS, F. M.; MOSNIER, A.; FARGIONE, J.; ANDRADE, P. R.; BAUMGARTEN, L.; PIRKER, J.; OBERSTEINER, M.; KRAXNER, F.; CÂMARA, G.; CARVALHO, A. X. Y.; POLASKY, S. Expanding the soy moratorium to Brazil's Cerrado. Science Advances, v. 5, n. 7, p. 1-9, 2019. https://doi.org/10.1126/sciadv.aav7336.

SOUZA, JR., C. M.; SHIMBO, J. Z.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; ALENCAR, A. A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; FERREIRA, L. G.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; OLIVEIRA, S. W.; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E. J. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with landsat archive and Earth Engine. Remote Sensing, v. 12, n. 17, p. 1-27, 2020. https://doi.org/10.3390/rs12172735.

SOUZA, J. M.; MORGADO, P.; COSTA, E. M.; VIANNA, L. F. N. Modeling of Land Use and Land Cover (LULC) change based on artificial neural networks for the Chapecó river ecological corridor Santa Catarina/Brazil. Sustainability, v. 14, n. 7, p. 1-23, 2022. https://doi.org/10.3390/su14074038.

SOUZA, K. B.; SANTOS, A. R.; PEZZOPANE, J. E. M.; DIAS, H. M.; FERRARI, J. L.; PELUZIO, T. M. O.; TOLEDO, J. V.; CARVALHO, R. C. F.; MOREIRA, T. R.; ARAÚJO, E. F.; SILVA, R. G.; SENHOELO, A. P.; COSTA, G. A.; MARDENI, V. D. N.; KUNZ, S. H.; SANTOS, E. C. Modeling dynamics in land use and land cover and its future

projection for the Amazon biome. Forest, v. 14, n. 7, p. 1-29, 2023. https://doi.org/10.3390/f14071281.

STRANDBERG, G.; CHEN, J.; FYFE, R.; KJELLSTROM, E.; LINDSTROM, J.; POSKA, A.; ZHANG, Q.; GAILLARD, M. Did the bronze age deforestation of Europe affect its climate? A regional climate model study using pollen-based land cover reconstructions. Climat of the Past, v. 19, n. 7, p. 1507-1530, 2023. https://doi.org/10.5194/cp-19-1507-2023.

SYLVESTER, J. M.; GUTIÉRREZ-ZAPATA, D. M.; PÉRES-MARULANDA, L.; VANEGAS-CUBILLOS, M.; BRUUN, T. B.; MERTZ, O.; CASTRO-NUNEZ, A. Analysis of food system drivers of deforestation highlights foreign direct investments and urbanization as threats to tropical forests. Scientific Reports, v. 14, n. 15179, 2024. https://doi.org/10.1038/s41598-024-65397-3.

TALOOR, A. K.; SHARMA, S.; PARSAD, G.; JASROTIA, R. Land use land cover simultions using integrated CA-Markov model in the Tawi Basin of Jammu and Kashmir India. Geosystems and Geoenvironment, v. 3, n. 2, p. 1-9, 2024. https://doi.org/10.1016/j.geogeo.2024.100268.

TEZER, A.; TURKAY, Z.; UZUM, O.; TERZI, F.; KOYLU, P.; KARACOR, E.; OKAY, N.; KAYA, M. Ecosystem services-based multi-criteria assessment for ecologically sensitive watershed management. Environment, Development and Sustainability, v. 22, p. 2431-2450, 2020. https://doi.org/10.1007/s10668-018-00300-5.

THOMASZ, E. O.; KASANZEW, A.; MASSOT, J. M.; GARCÍA-GARCÍA, A. Valuing ecosystem services in agricultural production in southwest Spain. Ecosystem Services, v. 68, p. 1-16, 2024. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2024.101636.

TRIGOSO, D. L.; LÓPEZ, R. S.; BRICEÑO, N. B. R.; LÓPEZ, J. O. S.; FERNÁNDEZ, D. G.; OLIVA, M.; HUATANGARI, L. Q.; MURGA, R. E. T.; CASTILLO, E. B.; GURBILLÓN, M. A. B. Land suitability analysis for potato crop in the Jucusbamba and Tincas microwatersheds (Amazonas, NW Peru): AHP and RS-GIS approach. Agronomy, v. 10, n. 12, p. 1-18, 2020. https://doi.org/10.3390/agronomy10121898.

TRUONG, V. T.; HIRAYAMA, S.; PHAN, D. C.; HOANG, T. T.; TADONO, T.; NASAHARA, K. N. JAXA's new high-rsolution land use and land cover map for Vietnam

using a time-feature convolutional neural network. Scientific Reports, v. 14, n. 3926, 2024. https://doi.org/10.1038/s41598-024-54308-1.

VALLER, V.; FRANKE, J.; BRUGNARA, Y.; BRONNIMANN, S. An updated global atmospheric pale-reanalysis covering the last 400 years. Geosci Data J., v. 9, n. 1, p. 89-107, 2022. https://doi.org/10.1002%2Fgdj3.121.

VAN DER MEULEN, E. S.; BRAAT, L. C.; BRILS, J. M. Abiotic flows should be inherent part of ecosystem servisse classification. Ecosystem Services, v. 19, p. 1-5, 2016. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.03.007.

VAN REE, C. C. D. F.; VAN BEUKERING, P. J. H.; BOEKESTIJN, J. Geosystem services: A hidden link in ecosystem management. Ecosystem Services, v. 26, part A, p. 58-69, 2017. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.013.

VAREJÃO-SILVA, M. A. Meteorologia e Climatologia. Recife-PE, 2006.

VARGAS-LEÓN, L. A.; GIRALDO-OSORIO, J. D. Analysis of anomalies due to the ENSO and long-term changes in extreme precipitation índices using data from ground stations. Hydrology, v. 11, n. 1, p. 1-30, 2024. https://doi.org/10.3390/hydrology11010007.

VATITSI, K.; IOANNIDOU, N.; MIRLI, A.; SIACHALOU, S.; KAGALOU, I.; LATINOPOULOS, D.; MALLINIS, G. LULC change effects on environmental quality and ecosystem services using EO data in two rural River Basins in Three, Greece. Land, v. 12, n. 6, p. 1- 27, 2023. https://doi.org/10.3390/land12061140.

VOLLMER, D.; BURKHARD, K.; ESMAIL, B. A.; GUERREIRO, P.; NAGBHATLA, N. Incorporating ecosystem services into water resources management – tools, policies, promosing pathways. Environmental Management, v. 69, p. 627-635, 2022. https://doi.org/10.1007/s00267-022-01640-9.

VULOVA, S.; ROCHA, A. D.; MEIER, R.; NOURI, H. City-wide, high-resolution mapping of evapotranspiration to guide climate-resilient planning. Remote Sensing of Environment, v. 287, p. 1-16, 2023. https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113487.

WALEED, M.; SAJJAD, M.; SHAZIL, M. S. Urbanization-led land cover change impacts terrestrial carbono storage capacity: A high-resolution remote sensing-based nation-

wide assessment in Pakistan (1990-2020). Environmental Impact Assessment Review, v. 105, 2024. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107396.

WANG, C. Three-ocean interactions and climate variability: a review and perspective. Climate Dynamics, v. 53, p. 5119-5136, 2019. https://doi.org/10.1007/s00382-019-04930-x.

WANG, Y.; QIN, J. The anomalous regional Hadley circulation in the ENSO cycle. Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography, v. 75, n. 1, p. 290-308, 2023. https://doi.org/10.16993/tellusa.3239.

WANG, X.; ZHU, J.; CHANG, C.; JOHNSON, N. C.; LIU, H.; LI, Y.; SONG, C.; XIN, M.; ZHOU, Y.; LI, X. Underestimated responses of Walker circulation to ENSO-related SST anomaly in atmospheric and coupled models. Geoscience Letters, v. 8, n. 17, 2021. https://doi.org/10.1186/s40562-021-00186-8.

WANG, Z.; WANG, Z.; ZHANG, B.; LU, C.; REN, C. Impact of land use/land cover changes on ecosystem services in the Nenjiang River Basin, Northeast China. **Ecological Processes**, v. 4, n. 11, p. 1-12, 2015. https://doi.org/10.1186/s13717-015-0036-y.

WARE, H. H.; CHANG, S. W.; LEE, J. E.; CHUNG, I. Assessment of hydrological responses to land use and land cover changes in forest-dominated watershed using SWAT model. Water, v. 16, n. 4, p. 1-17, 2024. https://doi.org/10.3390/w16040528.

WATANABE, M.; KOYAMA, C. N.; HAYASHI, M.; NAGATANI, I.; TADONO, T.; SHIMADA, M. Refined algorithm for forest Early warning system with ALOS-2/PALSAR-2 ScanSAR data in tropical forest regions. Remote Sensing of Environment, v. 265, p. 1-16, 2021. https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112643.

WIEDERMANN, M.; SIEGMUND, J. F.; DONGES, J. F.; DONNER, R. V. Differential imprints of district ENSO flavors in global patterns of very low and high seasonal precipitation. Frontiers in Climate, v. 3, p. 1-14, 2021. https://doi.org/10.3389/fclim.2021.618548.

WIJERATNE, V. P. I. S.; LI, G.; MEHMOOD, M. S.; ABBAS, A. Assessing the impact of long-term ENSO, SST, and IOD dynamics on extreme hydrological events (EHEs) in the Kelani River Basin (KRB), Sri Lanka. Atmosphere, v. 14, n. 1, p. 1-24, 2023. https://doi.org/10.3390/atmos14010079.

WOLFF, N. H.; ZEPPETELLO, L. R. V.; PARSONS, L. A.; AGGRAENI, I.; BATTISTI, D. S.; EBI, K. L.; GAME, E. T.; KROEGER, T.; MASUDA, Y. J.; SPECTOR, J. T. The effect of deforestation and climate change on all-cause mortality and unsafe work conditions due to heat exposure in Berau, Indonesia: a modeling study. The Lancet Planetary Health, v. 5, n. 12, p. 882-892, 2021. https://doi.org/10.1016/S2542-5196(21)00279-5.

WU, Y.; XU, Y.; ZHANG, X.; LI, C.; HAO, F. Multi-remote sensing data analysis for identifying the impact of human activities on water-related ecosystem services in the Yangtze River economic Belt, China. Water, v. 15, n. 5, p. 1-19, 2023. https://doi.org/10.3390/w15050915.

XIE, X.; HUANG, P.; ZHOU, S.; ZHANG, J. Changes in ENSO-drive Hadley circulation variability under global warming. Atmospheric Research, v. 274, 2022. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2022.106220.

YANG, J.; LI, J.; FU, G.; PAN, B.; HAO, L.; GUAN, X. Spatial and temporal patterns of ecosystem services and trade-offs/synergies in Wujiang River Basin, China. Remote Sensing, v. 15, n. 16, p. 1-22, 2023. https://doi.org/10.3390/rs15164099.

YANG, J.; XIE, B.; ZHANG, D. Spatial-temporal Evolution of ESV and its response to land use change in the Yellow River Basin, China. Scientific Reports, v. 12, n. 13103, 2022. https://doi.org/10.1038/s41598-022-17464-w.

YANG, S.; ZHANG, J.; FU, L.; CHEN, C.; LIU, Z. ZHANG, W. Adaptability analysis of sentinel-1A and ALOS/PALSAR-2 in landslide detection in the Qinling-Daba mountains. Applied Science, v. 13, n. 21, p. 1-28, 2023. https://doi.org/10.3390/app132112080.

YU, G.; MILLER, J. J.; HATCHETT, B. J.; BERLI, M.; WRIGHT, D. B.; MCDOUGALL, C.; ZHU, Z. The nonstationary flood hydrology of an urbanization arid watershed. Journal of Hydrometeorology, v.24, n. 1, p. 87-104, 2023. https://doi.org/10.1175/jhm-d-22-0117.1. b

ZANDEBASIRI, M.; GOUJANI, H. J.; IRANMANESH, Y.; AZADI, H.; VIIRA, A.; HABIBI, M. Ecosystem services valuation: a review of concepts, systems, new issues, and considerations about pollution in ecosystem services. Environmental Science and

Pollution Research, v. 30, p. 83051-83070, 2023. https://doi.org/10.1007/s11356-023-28143-2.

ZHANG, S.; WANG, Y.; WANG, Y.; LI, Z.; HOU, Y. Spatiotemporal Evolution and influencing mechanisms of ecosystem servisse value in the Tarim River Basin, Northwest China. Remote Sensing, v. 15, n. 3, p. 1-18, 2023a. https://doi.org/10.3390/rs15030591.

ZHANG, Y.; HU, X.; WEI, B.; ZHANG, X.; TANG, L.; CHEN, C.; WANG, Y.; YANG, X. Spatiotemporal exploration of ecosystem servisse value, landscape ecological risk, and their interactive relationship in Hunan province, Central-South China, over the past 30 years. Ecological Indicators, v. 156, p. 1-22, 2023b. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111066.

ZHENG, Y.; ZHANG, X.; YU, J.; XU, Y. Assessing the joint impacto of climatic variables on meteorological drought using machine learning. Frontiers in Earth Science, v. 10, p. 1-14, 2022. https://doi.org/10.3389/feart.2022.835142.

YUN, K.; TIMMERMANN, A.; STUECKER, M. F. Synchronized spatial shifts of Hadley and Walker circulations. Earth System Dynamics, v. 12, p. 121-132, 2021. https://doi.org/10.5194/esd-12-121-2021.

APÊNDICES

Tabela 12. Matriz de Amarração Metodológica.

Título	**Serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica do rio Caeté: dinâmica hidroclimática, oferta e valoração sob cenários de mudança de uso e cobertura do solo**			
Problema da Pesquisa	Como as mudanças hidroclimáticas e o desmatamento afetam a valoração dos serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica do rio Caeté			
Justificativa	As mudanças climáticas e avanço de fronteiras agropastois tem alterado o funcionamento de sistemas ambientais, e não há pesquisas publicadas que abordem a projeção do quanto esses fatores naturais e antrópicos impactarão nos serviços ecossistêmicos amazônicos.			
Objetivos da Pesquisa		**Fundamentação Teórica**	**Técnicas de Análises de Dados**	
Geral	**Específicos**			**Resultados**
Analisar o quanto as mudanças hidroclimáticas e o avanço do desmatamento impactam na valoração dos serviços ecossistêmicos na bacia hidrográgica do rio Caeté.	Detectar tendências hidroclimáticas e verificar se há aumento ou diminuição da disponibilidade hídrica na bacia hidrográfica do rio Caeté.	Mudanças Hidroclimáticas	- Análises estatística (correlações); - Testes de Hipóteses; - Mapeamento Climático;	Não houve mudanças hidroclimáticas estatisticamente significativas. Isto indica que embora haja tendências, não são consideradas sinais na região de mudanças hidroclimáticas.
	Avaliar a projeção do desmatamento na oferta dos serviços ecossistêmicos.	Estimação dos Serviços Ecossistêmicos baseado no uso e cobertura do solo	- Mapeamento dos Serviços Ecossistêmicos; - Projeção dos Serviços Ecossistêmicos	Detectou-se a diminuição da oferta dos serviços ecossistêmicos. As projeções indicam contínuas perdas nos serviços ecossistêmicos. Os impactos negativos na regulação climátia e no fluxo hídrico são preocupantes pois podem afetas os serviços ecossistêmicos.
	Analisar se há mudanças na valoração dos serviços ecossistêmicos e identificar qual fator (natural ou antrópico) está mais relacionado.	Estimar a perda econômica associada aos Serviços Ecossistêmicos	- Cálculo da Valoração dos Serviços Ecossistêmicos.	Observou-se perdas na valoração dos serviços ecossistêmicos. Projeções apontam que o desmatamento causado pelo pasto será o principal responsável que afetará

	drasticamente na econômia.

Fonte: Autor (2026).

Tabela 13. Mudanças do uso e cobertura do solo: bacia hidrográfica do rio Caeté.

Classes (km²) Tempo (anos)	1985	2013	2023
Floresta	1.681,0	890,6	797,5
Mangue	70,4	71,1	72,1
Vegetação Ripária	109,9	95,9	89,5
Reflorestamento	-	-	0,004
Campo	0,6	0,2	0,05
Pasto	193,7	957,5	1.009,0
Área Urbana	5,9	15,8	49,6
Mineração	1,0	8,6	11,5
Corpo Hídrico	22,8	37,1	24,0
Dendê	3,4	11,6	35,0
Soja	-	-	0,3
Lavoura Temporária	-	0,02	0,1

Fonte: Autor (2025).

Tabela 14. Mudanças do uso e cobertura do solo reclassificada: bacia hidrográfica do rio Caeté.

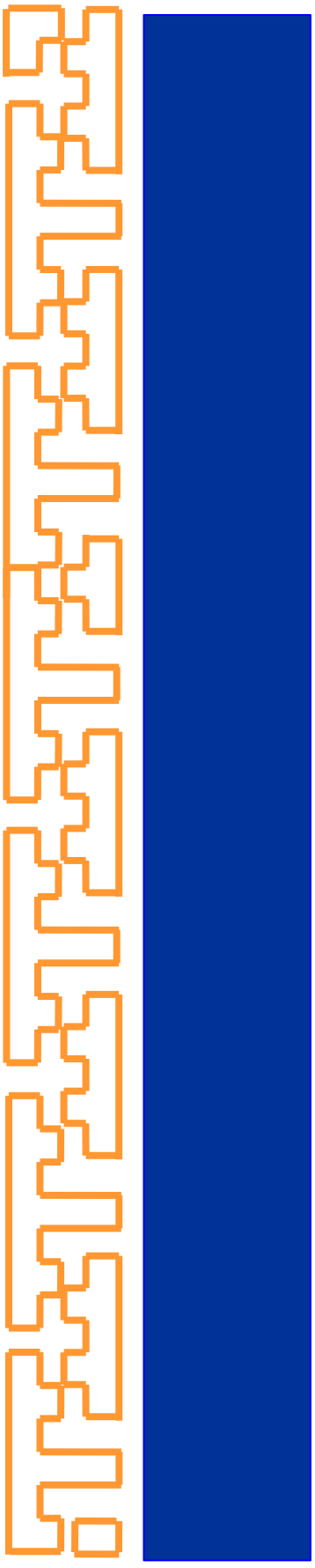
Classes (km²) Tempo (anos)	1985	2013	2023	2040
Floresta	1.861,3	1.057,6	959,1	824,7
Pasto	194,3	957,2	1.009,0	1.045,7
Área Urbana	5,9	15,8	49,6	95,8
Mineração	1,0	8,6	11,5	7,2
Corpo Hídrico	22,8	37,1	24,0	37,2
Agricultura	3,4	11,6	35,4	75,9

Fonte: Autor (2025).

Tabela 15. Mudanças dos serviços ecossistêmicos: bacia hidrográfica do rio Caeté.

SE (km²) Tempo (anos)	1985	2013	2023	2040
Provisão de Água				
Muito Alta	22,8	37,2	23,9	37,2
Média	1.861,5	1.058,0	959,5	824,7
Sem Oferta	204,6	993,6	1.105,1	1.224,6
Regulação de Gases				
Muito Alta	1.861,5	1.058,0	959,5	824,7
Média	22,8	37,2	23,9	37,2
Muito Baixa	194,7	969,1	1.044,1	1.121,6
Sem Oferta	6,9	24,5	61,2	103,0
Regulação de Eventos Extremos				
Muito Alta	1.861,5	1.095,2	959,5	824,7
Sem Oferta	227,4	993,6	1.129,2	1.261,8
Regulação Climática				
Muito Alta	1.884,3	1.095,2	983,4	861,9
Muito Baixa	197,7	969,1	1.044,1	1.121,6
Sem Oferta	6,9	24,5	61,2	103,0
Regulação Hídrica				
Muito Alta	1.884,3	1.095,2	983,4	861,9
Sem Oferta	227,4	993,6	1.105,3	1.224,6
Controle da Erosão				
Muito Alta	1.861,5	1.058,0	959,5	824,7
Média	5,9	15,9	49,7	95,8
Sem Oferta	221,5	1.014,9	1.079,5	1.166,0

Fonte: Autor (2025).





Universidade do Estado do Pará

Centro de Ciências Naturais e Tecnologia

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

Doutorado Acadêmico