

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
CENTRO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Patrícia Santos de Oliveira

AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS HIDROLÓGICOS NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO LAGO PARANOÁ/DF DE 1985 A 2024

BRASÍLIA
2025

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
CENTRO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

PATRÍCIA SANTOS DE OLIVIERA

AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS
HIDROLÓGICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO
LAGO PARANOÁ/DF DE 1985 A 2024

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília, como requisito para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento Sustentável. Área de Concentração: Política e Gestão da Sustentabilidade.

Orientador: Professor Dr. Gustavo Macedo de Mello Baptista.

BRASÍLIA
2025

RESUMO

A Bacia do Lago Paranoá, localizada no Distrito Federal, apresenta um cenário de gestão complexo devido à sua multifuncionalidade e aos diversos desafios hidrológicos que enfrenta, tais como a disponibilidade hídrica, a recarga e os riscos de contaminação de aquíferos. Essa situação é intensificada pela elevada pressão de urbanização e pelos efeitos crescentes das mudanças climáticas, o que contribuem para a perda de serviços ecossistêmicos hidrológicos na bacia. Nesse contexto, este trabalho objetivou avaliar a oferta dos serviços ecossistêmicos de abastecimento e de regulação na bacia entre 1985 e 2024, analisando a influência das mudanças de cobertura do solo e do clima. A metodologia adotada se baseou na análise das mudanças de cobertura do solo a partir de dados do MapBiomas, na avaliação das tendências climáticas, utilizando séries de precipitação e de evapotranspiração, e na modelagem e avaliação dos serviços ecossistêmicos hidrológicos por meio da aplicação do *Seasonal Water Yield* (InVEST) para o mesmo período. Os resultados indicaram uma alteração do regime hidrológico, com tendência de redução da precipitação e da evapotranspiração real. Verificou-se também a redução de formações florestais em detrimento da expansão urbana. Quanto aos serviços ecossistêmicos, observou-se aumento do escoamento superficial e reduções da recarga subterrânea e da vazão de base, comprometendo a regulação e o abastecimento hídrico. Os resultados demonstram que a expansão urbana e a variabilidade climática atuaram como fatores relevantes para a perda desses serviços. As Unidades Hidrográficas (UHs) mais urbanizadas foram as mais impactadas em termos de serviços ecossistêmicos, enquanto as UHs com cobertura de Cerrado nativo se confirmaram como as principais produtoras de água. Contudo, uma tendência de perda de serviços foi observada mesmo nessas áreas preservadas, reforçando a influência das mudanças climáticas. Por fim, este trabalho fornece subsídios quantitativos e espacializados para um ordenamento territorial mais sustentável, destacando a importância de uma gestão hídrica integrada que considere simultaneamente as pressões antrópicas e climáticas.

Palavras-chave: Serviços ecossistêmicos hidrológicos. Modelagem SWY InVEST. Bacia do Lago Paranoá. Mudanças climáticas. Cobertura do solo.

ASSESSMENT OF HYDROLOGICAL ECOSYSTEM SERVICES IN THE LAKE PARANOÁ WATERSHED (FEDERAL DISTRICT, BRAZIL) FROM 1985 TO 2024.

ABSTRACT

The Lake Paranoá Basin, located in the Federal District of Brazil, presents a complex management scenario due to its multifunctionality and the various hydrological challenges it faces, such as water availability, aquifer recharge, and contamination risks. This situation is intensified by high urbanization pressure and the increasing effects of climate change, which contribute to the loss of hydrological ecosystem services in the basin. In this context, this study aimed to assess the supply of water provision and regulation ecosystem services in the basin between 1985 and 2024, analyzing the influence of land cover and climate changes on the supply of these services. The adopted methodology was based on the analysis of land cover changes using MapBiomas data, the assessment of climate trends over the same period using precipitation and evapotranspiration data series, and the modeling and evaluation of hydrological ecosystem services through the application of the Seasonal Water Yield (InVEST) model. The results indicated change in the hydrological regime, with a trend of reduction in precipitation and actual evapotranspiration. A reduction in forest formations occurred due to urban expansion. Regarding ecosystem services, an increase in surface runoff and reductions in groundwater recharge and baseflow were observed, compromising water regulation and supply. The results demonstrate that both urban expansion and climate variability acted as relevant factors for the loss of ecosystem services. The most urbanized Hydrographic Units (HUs) were the most impacted, while the HUs with native Cerrado coverage were confirmed as the main water producers. However, a trend of service loss was observed even in these preserved areas, reinforcing the influence of climate change. Finally, this work provides quantitative and spatialized inputs for more sustainable territorial planning, emphasizing the importance of integrated water management that simultaneously considers anthropogenic and climatic pressures.

Keywords: Hydrological ecosystem services. SWY InVEST modeling. Lake Paranoá Basin. Climate change. Land cover.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Modelo de cascata	16
Figura 2 – Unidades hidrográficas na Bacia do Lago Paranoá	22
Figura 3 – Regiões Administrativas na Bacia do Lago Paranoá	23
Figura 4 – Unidades de Conservação na Bacia do Lago Paranoá	24
Figura 5 – Comparação entre as normais climatológicas dos períodos de 1961-1990, 1981-2010 e 1991-2020 para precipitação mensal em Brasília (DF)	25
Figura 6 – Comparação entre as normais climatológicas dos períodos de 1961-1990, 1981-2010 e 1991-2020 para temperatura média do ar mensal em Brasília (DF)	26
Figura 7 – Zoneamento Ecológico-Econômico na Bacia do Lago Paranoá	28
Figura 8 – Solos na Bacia do Lago Paranoá	31
Figura 9 – Elevação na Bacia do Lago Paranoá	35
Figura 10 – Evolução da ocupação do solo entre 1985 e 2024 na Bacia do Lago Paranoá	40
Figura 11 – Ocupação do solo entre 1985 e 2024 nas Unidades Hidrográficas da Bacia do Lago Paranoá	41
Figura 12 – Ocupação do solo em 1985 e 2024 na Bacia do Lago Paranoá	42
Figura 13 – Precipitação total média entre 1985 e 2024 na Bacia do Lago Paranoá	44
Figura 14 – Precipitação total média entre 1985 e 2024 nas Unidades Hidrográficas da Bacia do Lago Paranoá	45
Figura 15 – Evapotranspiração de referência média entre 1985 e 2024 na Bacia do Lago Paranoá	46
Figura 16 – Evapotranspiração de referência média entre 1985 e 2024 nas Unidades Hidrográficas da Bacia do Lago Paranoá	47
Figura 17 – Evapotranspiração real média entre 1985 e 2024 na Bacia do Lago Paranoá	49
Figura 18 – Evapotranspiração real média entre 1985 e 2024 nas Unidades Hidrográficas da Bacia do Lago Paranoá	50
Figura 19 – Escoamento superficial médio entre 1985 e 2024 na Bacia do Lago Paranoá	51
Figura 20 – Escoamento superficial médio entre 1985 e 2024 nas Unidades Hidrográficas da Bacia do Lago Paranoá	52
Figura 21 – Escoamento superficial na Bacia do Lago Paranoá entre 1985 e 2024	53
Figura 22 – Recarga local média entre 1985 e 2024 na Bacia do Lago Paranoá	54

Figura 23 – Recarga local média entre 1985 e 2024 nas Unidades Hidrográficas da Bacia do Lago Paranoá	55
Figura 24 – Recarga local na Bacia do Lago Paranoá entre 1985, 1995 e 2024	56
Figura 25 – Risco ecológico de perda de recarga de aquífero na Bacia do Lago Paranoá	57
Figura 26 – Escoamento de base médio entre 1985 e 2024 na Bacia do Lago Paranoá	58
Figura 27 – Escoamento de base médio entre 1985 e 2024 nas Unidades Hidrográficas da Bacia do Lago Paranoá	59
Figura 28 – Escoamento de base na Bacia do Lago Paranoá em 1985 e 2024	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classificação dos grupos hidrológicos dos solos da Bacia do Lago Paranoá	32
Tabela 2 – Valores de CN para cada tipo de uso e cobertura da terra	33
Tabela 3 – Valores do fator Kc para cada tipo de uso e cobertura da terra	34

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Dados de entrada utilizado no modelo SWY-InVEST

31

LISTA DE ABREVIATURAS

APA	Área de Proteção Ambiental
ASTER GDEM	<i>Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer Global Digital Elevation Model</i>
CN	Curva Número
CGIAR-CSI	<i>Consortium for Spatial Information</i>
CHIRPS	<i>Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data</i>
CICES	Classificação Internacional Comum de Serviços Ecológicos
DF	Distrito Federal
ER	Escoamento Rápido
ET ₀	Evapotranspiração de Referência
ETR	Evapotranspiração Real
GEE	<i>Google Earth Engine</i>
ICESat GLAS	<i>NASA's Ice, Cloud, and land Elevation Satellite Geoscience Laser Altimeter System</i>
InVEST	<i>Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs</i>
K _c	Coefficiente da vegetação ou da cultura
L	Recarga Local
MDE	Modelo Digital de Elevação
PARNA	Parque Nacional
PDOT	Plano Diretor de Ordenamento Territorial
PRISM	<i>Portable Remote Imaging SpectroMeter</i>
RA	Região Administrativa
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
SWY	<i>Seasonal Water Yield</i>
SZDPE	Subzona de Dinamização Produtiva com Equidade
SZSE	Subzona de Diversificação Produtiva e de Serviços Ecológicos
TFA	<i>Threshold Flow Accumulation</i>
UH	Unidade Hidrográfica
VB	Vazão de Base
ZEE	Zoneamento Ecológico-Econômico
ZEEDPE	Zona Ecológico-Econômica de Dinamização Produtiva com Equidade
ZEEDPSE	Zona Ecológico-Econômica de Diversificação Produtiva e Serviços Ecológicos

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	11
1.1 HIPÓTESES DE PESQUISA.....	14
1.2 OBJETIVOS.....	14
1.2.1 Objetivo Geral.....	14
1.2.2 Objetivos Específicos.....	14
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	14
2.1 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS.....	14
2.1.1 Conceitos e Classificações.....	14
2.1.2 Zoneamento Ecológico-Econômico.....	19
2.2 FERRAMENTAS PARA ANÁLISE DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS.....	20
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	21
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	21
3.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	28
3.2.1 Mudanças na Cobertura do Solo na Bacia do Lago Paranoá.....	28
3.2.2 Mudanças de Precipitação e Evapotranspiração na Bacia do Lago Paranoá.....	29
3.2.3 Serviços Ecosistêmicos Hidrológicos.....	30
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	39
4.1 MUDANÇAS DE OCUPAÇÃO DO SOLO.....	39
4.2 PRECIPITAÇÃO.....	43
4.3. EVAPOTRANSPIRAÇÃO.....	46
4.3.1. Evapotranspiração de Referência.....	46
4.2.2. Evapotranspiração Real.....	48
4.4 ESCOAMENTO SUPERFICIAL.....	51
4.5 RECARGA LOCAL.....	54
4.6 ESCOAMENTO DE BASE.....	57
4.7 UNIDADES HIDROLÓGICAS E SUBZONAS DO ZEE-DF.....	61
5. CONCLUSÃO.....	65
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	67

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas naturais fornecem serviços essenciais para a manutenção da vida humana na Terra (DAILY, 1997). Conhecidos como serviços ecossistêmicos, eles evidenciam a interdependência entre o funcionamento dos ecossistemas e o bem-estar humano. De natureza prática, o conceito tem ganhado relevância além da academia, integrando agendas governamentais e debates da sociedade civil voltados à mitigação de conflitos entre sociedade e meio ambiente (FERRAZ *et al.*, 2019).

Dentre esses serviços, os hidrológicos se destacam pela centralidade da água para a vida e para as atividades humanas. Os recursos hídricos são fundamentais para o desenvolvimento econômico, social e ambiental, e sua demanda cresce com o avanço das sociedades, tornando estes recursos cada vez mais complexos e disputados (ANA, 2024b).

A oferta desses serviços é vulnerável a fatores como mudanças climáticas (ANA, 2024b), degradação do solo e poluição dos corpos d'água (FERRAZ *et al.*, 2019). No contexto das mudanças climáticas, projeta-se para o Brasil um aumento geral de temperatura e evapotranspiração, com redução na precipitação. Essa tendência aponta para a diminuição da disponibilidade hídrica superficial na maior parte do país, inclusive no Cerrado, onde secas tendem a se intensificar até o final do século (ANA, 2024b; CIRAT, 2023).

Esse cenário é agravado pelas alterações na cobertura do solo. A substituição da vegetação nativa por atividades agropecuárias ou áreas urbanizadas, associada à compactação e degradação dos solos, altera o ciclo hidrológico. Assim, o acesso à água doce se consolida como um dos principais desafios globais do século XXI, exigindo uma gestão integrada dos ecossistemas produtores de água (LEE *et al.*, 2016).

Esse contexto é particularmente crítico no Distrito Federal (DF). Localizado em cabeceiras de rios, o DF possui águas de excelente qualidade, mas em quantidade limitada, configurando a terceira pior disponibilidade hídrica per capita do Brasil (SEMA-DF, 2021). A situação é intensificada pelo crescimento demográfico acelerado e por um histórico de manejo inadequado do solo (ARAÚJO *et al.*, 2011). A expansão urbana e agrícola baseada em monoculturas exerce intensa pressão sobre as áreas naturais, especialmente em áreas próximas a cursos d'água, pressionando os mananciais que abastecem as cidades do DF, notadamente o Lago Descoberto e o Lago Paranoá (DISTRITO FEDERAL, 2019). Ainda, projeções climáticas indicam o aumento de eventos críticos, como a crise hídrica de 2017, potencializando vulnerabilidades e conflitos pelo uso da água (CIRAT, 2023).

A Bacia do Lago Paranoá, foco deste estudo, é a única integralmente inserida no território distrital, que abriga cerca de 3 milhões de habitantes, com uma estimativa média de crescimento de 40 mil pessoas por ano (IBGE, 2025). Esse crescimento projeta maiores conflitos de uso, aumento da demanda hídrica e incremento de cargas poluidoras. Elemento central do planejamento urbano-ambiental da capital, a bacia sofre, desde a construção de Brasília, com uma expansão urbana intensa e desordenada (FONSECA; STEINKE, 2003), que resultou na substituição significativa de áreas naturais por urbanas (MENEZES, 2010). Essa dinâmica reflete uma dissonância entre o ordenamento legal e a ocupação real do território (MENON, 2006), com consequências diretas como a degradação dos corpos hídricos, a diminuição da infiltração e a perda de serviços ecossistêmicos hidrológicos.

O Lago Paranoá, formado artificialmente em 1960, é o principal corpo hídrico da bacia. Concebido como peça-chave do projeto urbanístico, suas funções originais incluíam regulação microclimática, recreação e geração de energia (OLIVEIRA; STEINKE, 2020). Diante das mudanças climáticas e da crescente demanda hídrica, o lago tornou-se uma alternativa estratégica para o abastecimento público, atuando como manancial suplementar durante a crise de 2017 e reduzindo a pressão sobre o Sistema Descoberto (CIRAT, 2023), além de operar como receptor de efluentes tratados (IBRAM, 2018).

O DF enfrenta, portanto, significativos desafios relativos ao ciclo hidrológico, tais como: a recarga e a contaminação de aquíferos, a disponibilidade hídrica e as outorgas, e o enquadramento dos corpos d'água. Diante disso, é imperativo buscar um desenvolvimento sustentável e fomentar ecossistemas resilientes, por meio de políticas públicas que assegurem a manutenção do ciclo hidrológico e dos serviços ecossistêmicos associados, como a produção de água para abastecimento público.

Nesse sentido, o Zoneamento Ecológico-Econômico do Distrito Federal (ZEE-DF) (DISTRITO FEDERAL, 2019), instituído como instrumento da Política Nacional do Meio Ambiente em 2019, configura-se como o instrumento mais abrangente de planejamento territorial. Ele visa promover um território resiliente à água, assegurando usos múltiplos, antrópicos e ecossistêmicos, de forma sustentável, contínua e acessível. Para isso, compatibiliza características ambientais e socioeconômicas, considerando vulnerabilidades e potencialidades do território, e incorpora o conceito de serviços ecossistêmicos em sua estrutura. O ZEE-DF utiliza como base territorial as bacias hidrográficas, mais especificamente as Unidades Hidrográficas (UHs) para elaborar as zonas, e avalia simultaneamente o ciclo da água e os níveis de permeabilidade do solo para determinar os riscos ecológicos (perda de solos por erosão,

contaminação potencial de subsolo, perda de áreas de recarga de aquífero e perda de remanescentes de Cerrado Nativo) e os riscos socioecômicos da vulnerabilidade populacional.

Para que instrumentos como o ZEE-DF atinjam plena eficácia, é crucial avançar na mensuração dos serviços ecossistêmicos hidrológicos. A quantificação, o mapeamento e a modelagem espacial desses serviços em escala de bacia hidrográfica são fundamentais para identificar áreas críticas de perda de recarga, erosão ou poluição difusa, especialmente sob as pressões combinadas das mudanças climáticas e do uso do solo (BENDITO, 2023). Ferramentas que permitem tal mensuração auxiliam na avaliação e otimização da gestão territorial, contribuindo para a adaptação a condições adversas e a garantia da segurança hídrica (ANA, 2024b).

Contudo, a integração do conceito de serviços ecossistêmicos na tomada de decisão ainda enfrenta desafios. Há uma lacuna significativa entre a teoria e a prática, devido à dificuldade de aplicar estruturas conceituais à complexidade real (IKEMATSU *et al.*, 2022). É necessário avançar em ferramentas de quantificação e modelagem que abordem processos em diferentes escalas temporais e espaciais (OUDENHOVEN *et al.*, 2012). A maioria dos estudos ainda se concentra em análises pontuais, sem explorar adequadamente as dimensões espacial e temporal (IKEMATSU; QUINTANILHA, 2020), especialmente no bioma Cerrado (LIMA, 2019).

Assim, a modelagem hidrológica surge como ferramenta promissora para operacionalizar esses conceitos. Modelos, como o *Seasonal Water Yield* (SWY) do *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs* (InVEST), desenvolvido pelo *Natural Capital Project* da Universidade de Stanford, geram dados e análises detalhadas sobre a realidade hidrológica e a dinâmica dos serviços ecossistêmicos (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2024), oferecendo o potencial para preencher essa lacuna metodológica.

Este potencial é relevante para a Bacia do Lago Paranoá, cuja multifuncionalidade, abrigando usos como lazer, geração de energia, assimilação de efluentes e abastecimento público, cria um contexto de gestão complexo. Diante da pressão antrópica, das mudanças climáticas e da fragilidade hídrica do DF, torna-se necessário avaliar como essas variáveis impactam a capacidade dos ecossistemas de fornecer serviços hídricos. Embora o ZEE-DF represente um avanço ao incorporar a lógica dos serviços ecossistêmicos, sua implementação efetiva depende de ferramentas capazes de quantificar e espacializar tais serviços.

Portanto, esta dissertação aplicou o modelo SWY do InVEST para gerar dados quantitativos e espacializados sobre abastecimento e regulação hídrica na Bacia do Lago Paranoá, integrando séries temporais de 40 anos, mudanças de uso do solo e variáveis climáticas. Ao fazer isso,

busca-se não apenas suprir uma lacuna nos estudos sobre bacias hidrográficas do Cerrado, mas também compreender a evolução do fornecimento desses serviços.

1.1 HIPÓTESES DE PESQUISA

Esta pesquisa parte das hipóteses de que as mudanças na cobertura do solo, decorrentes principalmente da urbanização, e as mudanças climáticas impactaram negativamente na oferta dos serviços ecossistêmicos de abastecimento e regulação hídrica na Bacia do Lago Paranoá de 1985 a 2024, e que esse impacto variou entre suas respectivas unidades hidrográficas.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Para testar esta hipótese, este estudo tem como principal objetivo avaliar a oferta de serviços ecossistêmicos de abastecimento e regulação hídrica entre 1985 e 2024 na Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá.

1.2.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos consistem em:

- Avaliar a influência das mudanças de ocupação do solo na oferta de serviços ecossistêmicos hidrológicos na área de estudo para o mesmo período.
- Analisar como as mudanças de precipitação e evapotranspiração interferem na oferta de serviços ecossistêmicos hidrológicos na área de estudo para o mesmo período.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

2.1.1 Conceitos e Classificações

Nesta pesquisa, adota-se o termo serviços ecossistêmicos, reconhecendo-o como um conceito científico amplamente difundido e em contínua evolução. Este termo é caracterizado como um objeto de fronteira, adaptável a diversas perspectivas, mas mantendo coerência entre distintos pontos de vista (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2016).

Introduzido por Ehrlich e Ehrlich (1981) como estratégia para incentivar a conservação da biodiversidade, o conceito foi desenvolvido de forma subsequente por ecologistas que

reforçaram a noção dos ecossistemas como provedores de serviços e bens econômicos essenciais. A partir do final da década de 1990, o termo ganhou destaque nos debates internacionais, impulsionado pela Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Rio-92), quando diversos autores adotaram o conceito em publicações que se tornaram referências globais (FERRAZ *et al.*, 2019).

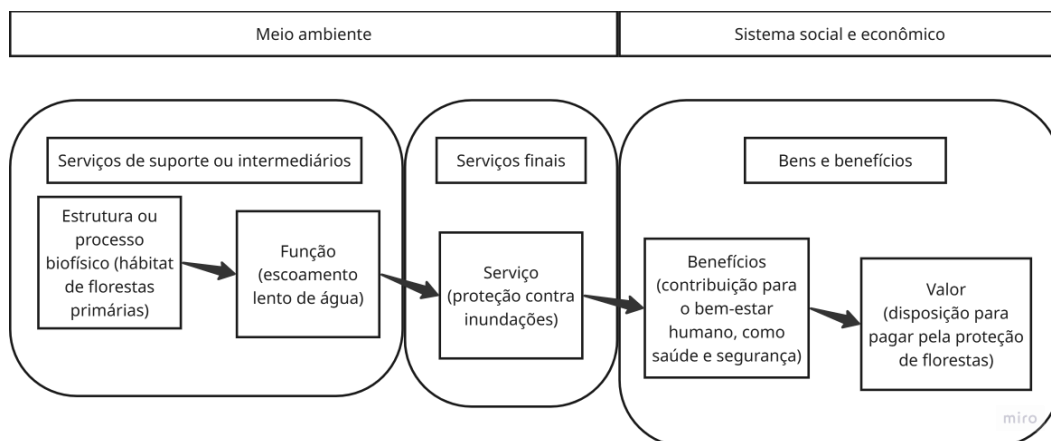
Daily (1997) foi um dos primeiros autores a abordar o conceito de serviços ecossistêmicos como "*as condições e processos através dos quais os ecossistemas naturais, e as espécies que os compõem, sustentam e satisfazem a vida humana*". Essa abordagem foi posteriormente endossada e ampliada pela *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005), iniciativa da ONU que contribuiu para consolidar o termo nas agendas políticas nacionais (FERRAZ *et al.*, 2019).

A definição mais aceita atualmente é a de MEA (2005) em que "*os serviços do ecossistema são os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas*". MEA (2005) ainda classificou os serviços em quatro categorias: provisão (fornecimento de alimentos, água e outros bens), regulação (regulação de processos e ciclos ecológicos), culturais (benefícios intangíveis) e de suporte (condições necessárias para a geração dos demais serviços).

É no âmbito dessa abordagem que se inserem os serviços ecossistêmicos hidrológicos, os quais, conforme definidos por Brauman *et al.* (2007), compreendem "*os benefícios que as pessoas recebem por meio dos efeitos dos ecossistemas terrestres sobre a água doce*". Tais serviços se manifestam em cinco categorias: melhoria de abastecimento de água extrativa (consumo municipal, agrícola, comercial, industrial e termoelétrico) e in-situ (geração de hidroeletricidade, recreação aquática, transporte e produção de peixes de água doce), mitigação de danos relacionados à água (redução de danos por inundações, assoreamento de corpos d'água), prestação de serviços culturais relacionados à água e serviços de suporte relacionados à água.

Apesar de ser um objeto de fronteira, há um consenso conceitual de que a geração de serviços ecossistêmicos segue uma cadeia de valor ecológico que parte de estruturas e processos ecológicos e culmina no bem-estar humano. Essa cadeia é conceitualizada como modelo em cascata por Potschin e Haines-Young (2016), que descreve as relações causais entre o ecossistema, em um extremo, e o bem-estar humano, em outro (Figura 1).

Figura 1 – Modelo de cascata.



Fonte: Adaptado de Potschin e Haines-Young (2016).

Nesse modelo, o início da cadeia é caracterizado pelas estruturas e processos biofísicos do ecossistema. A estrutura biofísica engloba a composição, a distribuição e a abundância dos componentes bióticos e abióticos que formam a base para o funcionamento do ecossistema, pode ser designada como um tipo de hábitat. Os processos, por sua vez, correspondem às dinâmicas e interações que mantêm o sistema ecológico, como a produção primária, a ciclagem de nutrientes, a fotossíntese e a infiltração da água no solo.

Dessas estruturas e processos emergem as funções ecossistêmicas, compreendidas como as características ou comportamentos do ecossistema que sustentam sua capacidade de fornecer um serviço ecossistêmico. No contexto hidrológico, isto inclui funções como a capacidade de infiltração do solo, a regulação do ciclo da água e a filtragem de poluentes. Estas funções são designadas como serviços intermediários ou de suporte, por constituírem a base necessária para a produção dos serviços finais.

Os serviços finais contribuem diretamente para o bem-estar humano, como o fornecimento de água potável, a regulação de cheias ou a manutenção da qualidade da água. Esses serviços geram benefícios, como segurança hídrica e a redução de prejuízos por desastres naturais, aos quais podem ser atribuídos valores. Essa valoração pode ser expressa de diversas formas, abrangendo desde critérios monetários até considerações éticas, estéticas ou outros critérios qualitativos.

No contexto específico dos serviços hidrológicos, estes são gerados por quatro atributos: quantidade, qualidade, localização e temporalidade do fluxo hídrico, e estão vinculados à integridade de estruturas e processos ecossistêmicos. Quando conservados, tais

atributos potencializam a provisão dos serviços, quando degradados, resultam em sua deterioração (BRAUMAN *et al.*, 2007).

O ciclo hidrológico integra sistemas de águas superficiais, subterrâneas e atmosféricas. Impactos negativos em qualquer um desses componentes afetam todo o ciclo, podendo prolongar o tempo necessário para que a água retorne a condições de uso humano. Além disso, fatores que causam tais impactos atuam de forma sinérgica, amplificando seus efeitos sobre os serviços hídricos (ZEE-DF, 2019a).

A vegetação atua como a principal força motriz dos efeitos dos ecossistemas sobre a água, embora todos os elementos de um ecossistema afetem a provisão de serviços hidrológicos. A remoção da cobertura vegetal expõe o solo diretamente à ação da chuva, eliminando a proteção antes oferecida pela vegetação. Sem a absorção realizada pelas raízes, a água tende a se infiltrar rapidamente, podendo saturar o solo e causar processos erosivos, ou a escoar superficialmente em solos impermeabilizados. Esse processo compromete a recarga de aquíferos e amplia a variabilidade hídrica (BRAUMAN *et al.*, 2007). Dentre as intervenções antrópicas, a impermeabilização do solo se destaca como a mais prejudicial e danosa ao ciclo da água (ZEE-DF, 2019a).

As mudanças climáticas também interferem nos atributos hidrológicos. No aspecto quantitativo, alterações nos padrões de precipitação e temperatura podem aumentar ou reduzir a disponibilidade de água. Por exemplo, como chuvas intensas, superam a capacidade de infiltração do solo, afetando a regulação hídrica e aumentando os riscos de erosão (BRAUMAN *et al.*, 2007).

Diante desses desafios crescentes, observa-se nas últimas décadas uma mobilização em prol da temática de serviços ecossistêmicos, feita por meio da organização de fóruns nacionais e internacionais e da criação de redes de pesquisa, plataformas colaborativas, agências especializadas e institutos dedicados à abordagem dos SE, para além dos marcos estabelecidos pela MEA (2005) já citados. Essas iniciativas congregam atores diversos, incluindo instituições acadêmicas, governos, organizações não governamentais e setor privado. Dentre alguns dos exemplos mais relevantes, destacam-se *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB), *Natural Capital Project* e Classificação Internacional Comum de Serviços Ecossistêmicos (CICES).

TEEB introduziu uma perspectiva econômica ao debate ao ressaltar os custos decorrentes da perda de biodiversidade e da degradação dos ecossistemas (TEEB, 2010). Uma abordagem de classificação semelhante à proposta pela MEA (2005) é aplicada, distinguindo serviços

de provisão, regulação e culturais, enquanto uma quarta categoria é denominada serviços de habitat, enfatizando a importância dos ecossistemas em prover habitats para espécies e manter diversidade genética.

O *Natural Capital Project* é uma parceria interdisciplinar global entre a Universidade de Stanford, a Universidade de Minnesota, *The Nature Conservancy* e *World Wildlife Fund*, reunindo pesquisadores, profissionais e líderes de diversas áreas do conhecimento. Seu objetivo central é melhorar o bem-estar humano mediante a promoção de maiores investimentos em capital natural, além de facilitar a incorporação do valor da natureza nos processos decisórios de governos e corporações. Como principal contribuição técnica, o projeto desenvolveu a plataforma InVEST, uma ferramenta de modelagem que permite mapear e quantificar serviços ecossistêmicos em múltiplas dimensões (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2024).

Por fim, a CICES é desenvolvida a partir dos trabalhos sobre contabilidade ambiental realizados pela Agência Ambiental Europeia. Esta classificação foi concebida com o objetivo de estabelecer um sistema padronizado internacionalmente que facilitasse a integração entre processos ecossistêmicos, serviços derivados e sua valoração (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2016).

Fundamentando-se no modelo em cascata proposto por Haines-Young e Potschin (2016), CICES adota uma estrutura hierárquica organizada em três níveis principais (seções, divisões e classes) que permite aos usuários a flexibilidade de escolher o detalhamento apropriado para suas aplicações específicas.

A classificação incorpora as categorias de serviços de provisão, regulação e culturais de MEA (2005) em seu nível superior de seções, porém exclui a categoria de serviços de suporte. Esta opção metodológica se justifica por considerar esses serviços sinônimos de funções e processos ecológicos, cuja inclusão em outra categoria resultaria em dupla contagem na valoração, uma vez que seu valor já está incorporado nos serviços finais que sustentam (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2016).

Nesse sistema de classificação, verifica-se uma relação de dependência hierárquica entre os níveis, na qual as características dos serviços nos estratos inferiores herdam atributos conceituais dos níveis superiores. Simultaneamente, observa-se uma lógica taxonômica que agrupa elementos conforme sua similaridade conceitual e funcional, garantindo que serviços de uma mesma categoria compartilhem maior afinidade entre si do que com serviços de outras classes. Também, em todos os níveis da estrutura, as categorias mantêm exclusividade e não sobreposição (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2016).

FERRAZ *et al.* (2019) também destaca outras iniciativas de diferentes áreas que contribuem para a disseminação da temática de serviços ecossistêmicos entre ciência e políticas públicas, como *International Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES), *Ecosystem Service Partnership* (ESP), *Mapping and Assessment Ecosystem Services* (MAES) e *Biodiversity Observation Network* (GEO BON).

2.1.2 Zoneamento Ecológico-Econômico

O conceito de serviços ecossistêmicos vem sendo incorporado em instrumentos de políticas públicas, demonstrando sua relevância prática para o planejamento territorial. Nesse contexto, o Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) se destaca como um instrumento estratégico, que subsidia a formulação de políticas de ordenamento e gestão do território em todas as esferas federativas. No ZEE, os serviços ecossistêmicos assumem um papel importante ao serem utilizados como base para a definição de zonas e diretrizes que visam compatibilizar o desenvolvimento socioeconômico com a conservação dos ecossistemas.

A relevância dessa abordagem é corroborada por uma série de estudos científicos que utilizam o ZEE-DF como referencial. Por exemplo, Da Silva *et al.* (2022) investigaram a implementação de novas áreas urbanas no Distrito Federal sob uma perspectiva de expansão sustentável. Seu objetivo foi identificar espaços com potencial de ocupação que minimizem impactos ambientais e preservem a oferta de serviços ecossistêmicos. O estudo propôs as regiões do Programa de Assentamento Dirigido do DF, Brazlândia e da Rota do Cavalo como áreas prioritárias para uma urbanização sustentável. Os resultados obtidos foram posteriormente confrontados com o ZEE-DF, utilizado como referencial de validação, confirmando a consonância entre suas recomendações e o arcabouço legal de planejamento territorial, o que reforça a utilidade do zoneamento como ferramenta de suporte à decisão baseada em critérios de serviços ecossistêmicos.

De modo complementar, Oliveira (2022) focou no papel das áreas verdes urbanas para a provisão de serviços ambientais hídricos no DF. Sua pesquisa concluiu que a localização da cobertura vegetal associada às bases ecológicas do território (elementos naturais estruturantes, como solos, relevo, rede de drenagem, zonas de recarga aquífera, etc.) é um indicador mais relevante para monitorar a provisão hídrica do que o índice de área verde por habitante. Ao cruzar seus resultados com os dados do ZEE-DF, a autora identificou uma desarticulação: os maiores percentuais de áreas verdes não coincidiam espacialmente com as zonas de risco ecológico para recarga de aquíferos delimitadas pelo zoneamento. Essa discrepância evidencia

que os padrões urbanos vigentes reduzem o potencial de provisão hídrica, confirmando as problemáticas ambientais e hídricas já apontadas pelo ZEE-DF, e reforça que, para uma gestão territorial eficaz, as diretrizes do zoneamento devem ser consideradas na definição e implantação das áreas verdes.

Lima (2019) utilizou o cenário tendencial proposto pelo ZEE-DF como base para avaliar espacial e temporalmente o Potencial de Prestação de Serviços Ecosistêmicos Hídricos no DF para projeção futura. Seu estudo não apenas validou academicamente as previsões de queda no potencial hídrico contidas no próprio ZEE-DF, mas também demonstrou a aplicabilidade do instrumento como ferramenta de modelagem e previsão de cenários, transcendendo sua função meramente normativa.

Em síntese, esses estudos consolidam o ZEE-DF não apenas como um marco legal, mas como um referencial técnico-científico. Eles ilustram como o zoneamento é utilizado para validar propostas de planejamento (DA SILVA *et al.*, 2022), diagnosticar falhas na implementação de políticas urbanas (OLIVEIRA, 2022) e projetar cenários futuros de degradação ambiental (LIMA, 2019), sempre tendo os serviços ecossistêmicos como conceito central para uma gestão territorial sustentável.

2.2 FERRAMENTAS PARA ANÁLISE DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

A avaliação da oferta de serviços ecossistêmicos pode ser realizada por meio de diversas abordagens metodológicas. Como sintetizado por Ikematsu *et al.* (2022), existem dezenas de ferramentas desenvolvidas para quantificar, modelar, mapear e valorar serviços. Essas ferramentas apresentam características distintas em termos de necessidade de dados de entrada, escala de aplicação, habilidades técnicas requeridas, tempo de processamento e tipos de serviços modelados, e podem gerar resultados desde mapas espacialmente explícitos até relatórios e indicadores qualitativos.

Dentre essas ferramentas, o InVEST, desenvolvido pelo *Natural Capital Project*, consiste em um conjunto de modelos que permite o mapeamento e a quantificação dos serviços ecossistêmicos em termos biofísicos e econômicos e se destaca como uma das mais utilizadas globalmente para a modelagem de serviços ecossistêmicos. Sua predominância se deve a características que o tornam adequado para diversas aplicações: é um software de código aberto, possui uma interface amigável que demanda menos dados de entrada se comparado a modelos hidrológicos complexos, e oferece flexibilidade para adaptação a contextos específicos. Esses atributos viabilizam análises em regiões com limitação de dados monitorados, como é

comum em países em desenvolvimento (IKEMATSU *et al.*, 2022; NATURAL CAPITAL PROJECT, 2024).

Para o estudo de serviços ecossistêmicos hidrológicos, como a produção e regulação de água, o módulo SWY do InVEST se mostra relevante. Ele foi concebido para gerar resultados espacialmente explícitos da produção hídrica e do escoamento superficial, utilizando funções de produção ecológica que integram dados de clima, solo, topografia e cobertura do solo (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2024). Essa capacidade de visualizar espacialmente a oferta de serviços ecossistêmicos hidrológicos é importante para a identificação de áreas críticas para conservação ou restauração, direcionando políticas públicas de forma mais eficiente.

A aplicabilidade e o desempenho do modelo SWY têm sido validados em diversos contextos. Benra *et al.* (2021), ao aplicarem o modelo em sub-bacias do sul do Chile, concluíram que ele apresenta alto potencial para avaliações multiescala de serviços, especialmente em escalas anuais e em regiões com disponibilidade limitada de dados, como é o caso de muitos países da América Latina. De forma similar, Anjinho *et al.* (2022) compararam três modelos hidrológicos do InVEST (SWY, *Nutrient Delivery Ratio* e *Sediment Delivery Ratio*) em uma bacia subtropical brasileira, concluindo que o SWY apresentou o melhor desempenho entre eles ao representar efetivamente a variabilidade espacial e temporal da vazão média anual quando comparado com dados observados. Halder *et al.* (2022), ao estimarem a produção hídrica em uma bacia hidrográfica na Índia, também identificaram uma performance significativa do modelo, demonstrando ainda que a vazão é fortemente influenciada pelo volume de precipitação e pelos padrões de uso do solo.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Esta seção descreve a área de estudo e os procedimentos metodológicos empregados para analisar as mudanças espaço-temporais na cobertura do solo, precipitação e evapotranspiração, bem como para modelar os serviços ecossistêmicos de regulação e abastecimento hídrico.

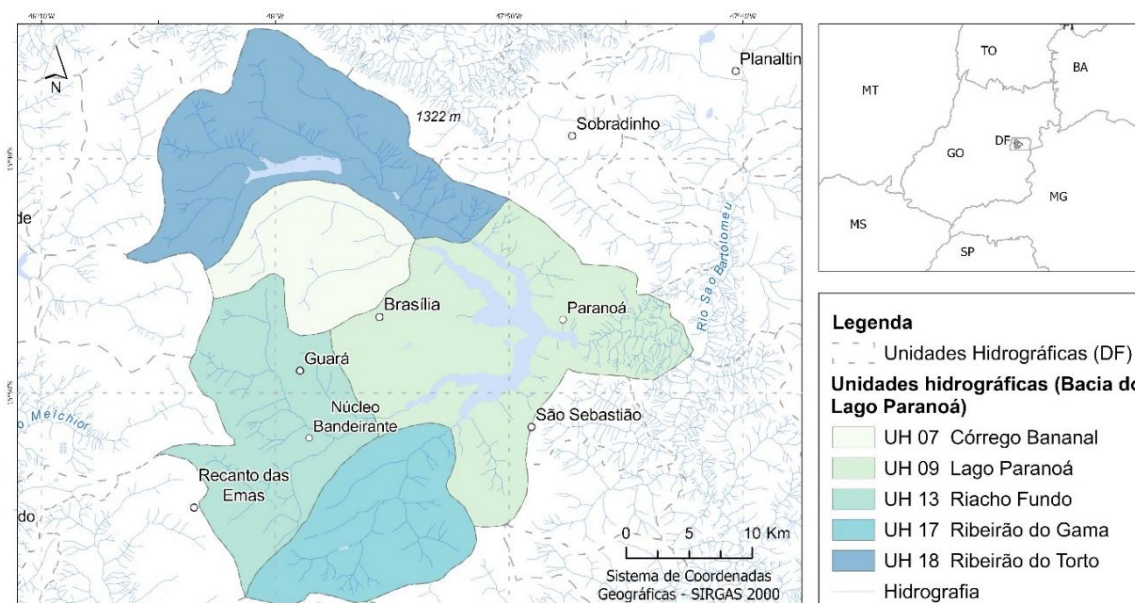
3.1 ÁREA DE ESTUDO

Uma bacia hidrográfica é uma área cuja drenagem direciona suas águas para um corpo hídrico específico, formada por um rio principal e seus afluentes, que juntos compõem sub-bacias. Seus limites são definidos por divisores de água, como serras e elevações, abrangendo não apenas os cursos d'água, mas também o solo, a vegetação, as áreas ocupadas pelo ser

humano e outros elementos ambientais. Por integrar diferentes componentes naturais e antrópicos, a bacia hidrográfica permite uma gestão sistêmica dos recursos naturais, funcionando como um espaço em que a água, o solo e as atividades humanas interagem de forma dinâmica (TUCCI, 2004).

A Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá, foco deste estudo, está situada no Planalto Central e integra a Região Hidrográfica do Paraná. Com uma área total de 1.054 km². É dividida em cinco UHs: Córrego Bananal, Lago Paranoá, Riacho Fundo, Ribeirão do Gama e Ribeirão do Torto (SEMA-DF, 2017) (Figura 2). Os principais corpos hídricos são o lago Paranoá, que está localizado no centro da bacia, a uma altitude de 1000 metros, e o lago de Santa Maria, situado na região centro-norte, com altitudes superiores a 1050 metros. Outros corpos hídricos de relevância da bacia hidrográfica são ribeirão Torto, córrego Urubú, riacho Fundo e ribeirão do Gama (ADASA, 2024). Embora seus rios e córregos sejam perenes, a bacia apresenta baixa disponibilidade de recursos hídricos superficiais, devido ao seu relevo e às condições climáticas locais (CIRAT, 2023).

Figura 2 – Unidades hidrográficas na Bacia do Lago Paranoá.

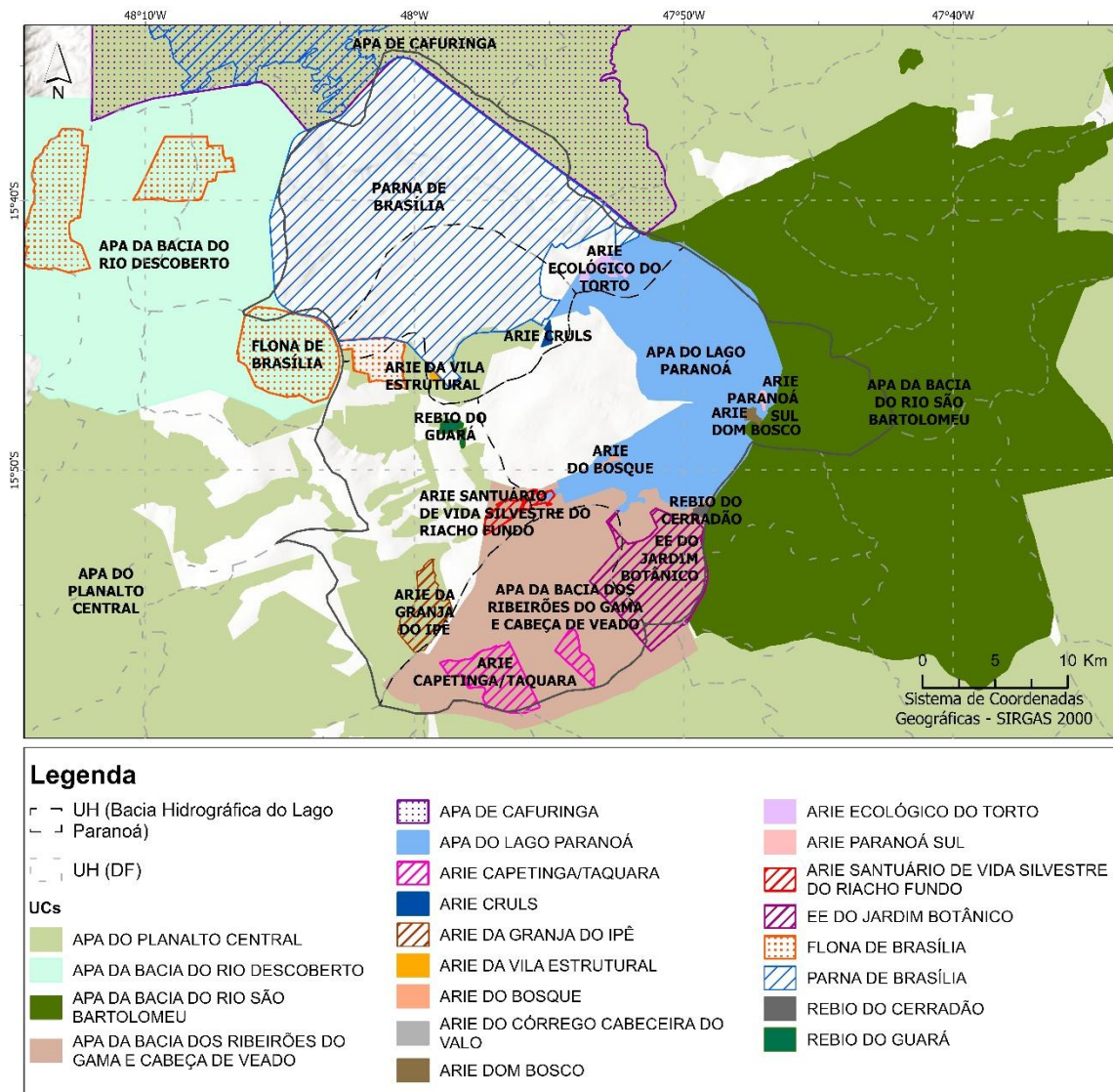


Fonte: Elaboração própria com dados de GeoPortal (2024).

É composta também pelas seguintes Regiões Administrativas (RAs): Águas Claras, Arniqueira, Candangolândia, Cruzeiro, Gama, Guará, Itapoã, Jardim Botânico, Lago Norte, Lago Sul, Núcleo Bandeirante, Paranoá, Park Way, Plano Piloto, Recanto das Emas, Riacho

Apesar da intensa pressão antrópica sobre o ecossistema natural, a região abriga áreas protegidas que desempenham papel relevante na preservação ambiental e cultural. A primeira área de proteção integral, o Parque Nacional de Brasília, foi criada em 1961, visando proteger a fauna, flora e mananciais da barragem de Santa Maria (PELUSO; CIDADE, 2014). Outras áreas também ganham destaque, como a Área de Proteção Ambiental (APA) dos Ribeirões do Gama e Cabeça do Veado, e a Reserva da Biosfera do Cerrado (CAESB, 2003) (Figura 4).

Figura 4 – Unidades de Conservação na Bacia do Lago Paranoá.

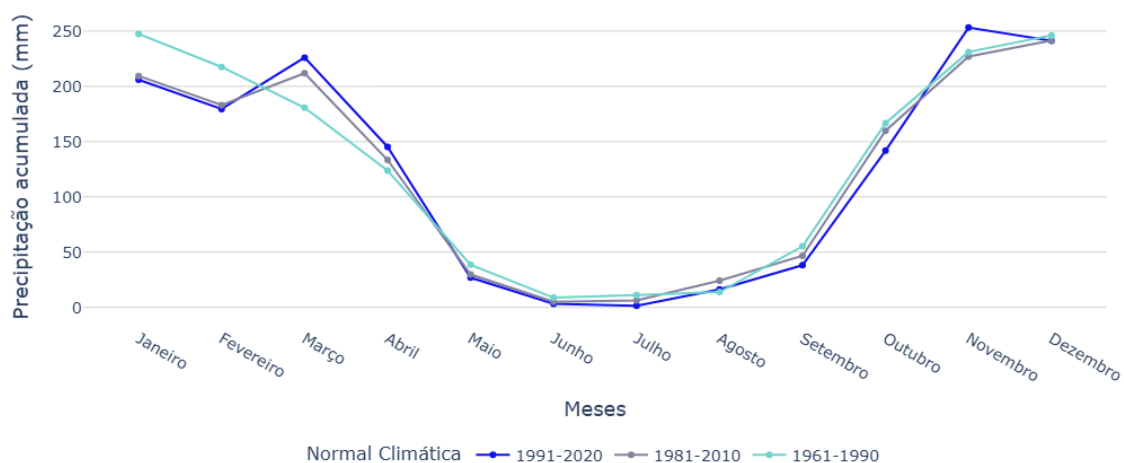


Fonte: Elaboração própria com dados de GeoPortal (2024) e ANA (2024c).

O clima da Bacia do Paranoá é classificado como tropical de savana segundo a classificação de Köppen. As normais climatólogicas da estação convencional de Brasília (DF) indicam uma tendência de redução da precipitação anual, acompanhada por uma maior

acentuação da sazonalidade. De acordo com a normal climatológica de 1991 a 2020, verifica-se que 94% da precipitação anual se concentra no período chuvoso, de outubro a abril, cujo pico de 253 mm ocorre em novembro. O período seco, por sua vez, estende-se de maio a setembro, atingindo seu mínimo em julho, com 1,5 mm (Figura 5).

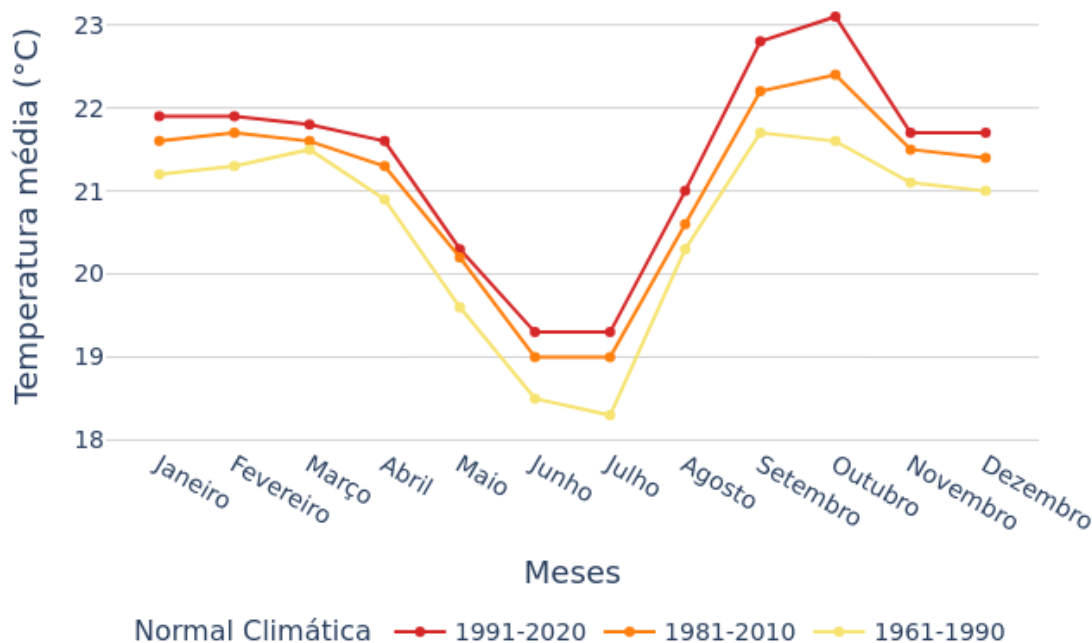
Figura 5 – Comparação entre as normais climatológicas dos períodos de 1961-1990, 1981-2010 e 1991-2020 para precipitação mensal em Brasília (DF).



Fonte: Elaboração própria com dados de INMET (2025).

Já as temperaturas médias se elevaram em todos os meses do ano e, especificamente, no mês de outubro, a elevação é de 1,5°C quando comparados com períodos de 1961-1990 e 1991-2020, passando de uma média de 21,6°C para 23,1°C (Figura 6).

Figura 6 – Comparação entre as normais climatológicas dos períodos de 1961-1990, 1981-2010 e 1991-2020 para temperatura média do ar mensal em Brasília (DF).



Fonte: Elaboração própria com dados de INMET (2025).

O principal corpo hídrico superficial do DF é o Lago Paranoá. Sua concepção data o final do século XIX, idealizado pela Missão Cruls (1894) como parte do projeto da futura capital do país. Sua criação ocorreu durante a construção de Brasília, é um lago artificial formado por uma barragem construída na confluência dos cinco principais rios: riacho Cabeça de Veado, riacho Gama, riacho Fundo, riacho Bananal e riacho Torto (CODEPLAN, 2020).

O lago foi projetado com três finalidades principais: a melhoria do microclima da região, o provisionamento de espaços para recreação e lazer, e a geração de energia elétrica (CODEPLAN, 2020).

Neste último aspecto, destaca-se a Usina Hidrelétrica do Paranoá (UHE Paranoá), que entrou em operação em 1962, sendo uma importante fonte de energia para o abastecimento do DF na época. Atualmente, embora sua contribuição relativa tenha diminuído, ela ainda responde por aproximadamente 2% da demanda energética da região, além de ser um atrativo turístico de Brasília (Usina Hidrelétrica Paranoá, 2023).

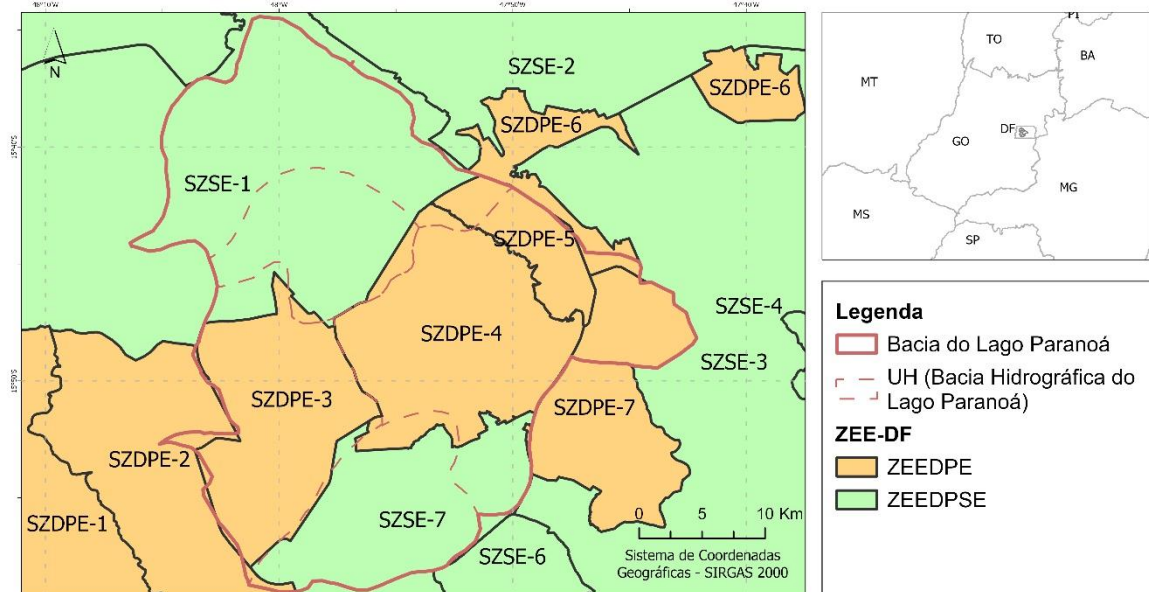
Com a rápida ocupação urbana pós-construção de Brasília, o Lago Paranoá passou a ser receptor direto das águas de drenagem pluvial urbana e diluidor de efluentes sanitários não tratados. Esta carga excessiva de nutrientes desencadeou em um processo de eutrofização, comprometendo a qualidade da água e as funcionalidades originais do lago.

Em resposta a isso, a Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB) implementou, na década de 1990, o Programa de Recuperação e Despoluição do Lago Paranoá, promovendo a redução da carga de nutrientes que atingia o lago, por meio da ampliação da coleta e, sobretudo, do tratamento de esgoto com a construção de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs). Este esforço bem-sucedido transformou o Lago Paranoá em um dos poucos casos de sucesso de despoluição de lagos urbanos no mundo, permitindo o retorno de suas funções ecológicas e recreativas (CODEPLAN, 2020).

Atualmente, o Lago Paranoá integra o sistema de abastecimento público do Distrito Federal como fonte complementar em situações emergenciais. O abastecimento da população é majoritariamente garantido pelos reservatórios do Descoberto (64%) e de Santa Maria, que compõe o sistema Torto/Santa Maria (19%). Como reservatório de múltiplos usos, o Lago Paranoá é operado conforme seu nível altimétrico, e em cenários de crise hídrica, passa a contribuir de forma suplementar para o abastecimento público, reforçando a segurança hídrica da região (ANA, 2025).

Do ponto de vista do planejamento estabelecido pelo ZEE-DF, a Bacia do Paranoá está inserida em duas zonas distintas, cada uma com vocações e diretrizes específicas. A Zona Ecológico-Econômica de Diversificação Produtiva e Equidade (ZEEDPE) localiza-se predominantemente na porção central da bacia, abrangendo principalmente as UHs do Riacho Fundo e do Lago Paranoá, e a Zona Ecológico-Econômica de Dinamização Produtiva e Serviços Ecossistêmicos (ZEEDPSE) situa-se nas extremidades norte e sul, englobando as UHs do Ribeirão do Torto, Córrego Bananal e Ribeirão do Gama (Figura 7).

Figura 7 – Zoneamento Ecológico-Econômico na Bacia do Lago Paranoá.



Fonte: Elaboração própria com dados de ZEE-DF (2019b).

A ZEEDPE tem como objetivo central diversificar a base produtiva do DF, devido à forte presença humana e de infraestrutura, aliando desenvolvimento e inclusão socioeconômica. Suas diretrizes enfatizam a necessidade de preservar áreas remanescentes que prestam serviços ecossistêmicos, especialmente aqueles relacionados ao ciclo hidrológico, além de fomentar a requalificação urbana e a adoção de infraestruturas sustentáveis de manejo de águas.

A ZEEDPSE é voltada para assegurar atividades produtivas que favoreçam a preservação da infraestrutura ecológica e do ciclo hidrológico, dado que apresenta altos níveis de permeabilidade do solo e de preservação de Cerrado nativo. Essa zona abriga áreas estratégicas para o abastecimento hídrico do Distrito Federal, como a Represa de Santa Maria, localizada no interior do Parque Nacional de Brasília, reforçando sua importância na provisão de água em quantidade e qualidade (ZEE-DF, 2019b).

3.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

3.2.1 Mudanças na Cobertura do Solo na Bacia do Lago Paranoá

Para quantificar e mapear mudanças na cobertura do solo na bacia do Lago Paranoá foi utilizada a Coleção 10 do MapBiomas, que fornece dados anuais de cobertura do solo para todo o Brasil entre 1985 e 2024. Esta base abrange mais de 20 classes, incluindo formações florestais,

áreas agropecuárias, corpos d'água, zonas urbanas e mineração, é gerada por meio de algoritmos de aprendizado de máquina aplicados a imagens Landsat (resolução espacial de 30 metros) e apresenta acurácia global de 90% (SOUZA *et al.*, 2020). O MapBiomas tem fundamentado diversos estudos ambientais e modelagens espaciais de serviços ecossistêmicos (BENDITO, 2023; IKEMATSU, 2022).

A partir desses dados, analisou-se a evolução temporal da cobertura do solo em escala de bacia e por UH, com o objetivo de identificar as principais transições ocorridas ao longo do período. Os mapas resultantes foram utilizados como insumo para a modelagem dos serviços ecossistêmicos hidrológicos.

3.2.2 Mudanças de Precipitação e Evapotranspiração na Bacia do Lago Paranoá

Para investigar a influência das mudanças climáticas na oferta de serviços ecossistêmicos hidrológicos, as tendências temporais da precipitação e da Evapotranspiração de Referência (ET₀), principais variáveis climáticas utilizadas como insumos na modelagem, foram analisadas ao longo da série histórica de 1985 a 2024.

Os dados de precipitação mensal foram obtidos da versão 3 do *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data* (CHIRPS3) através do *Google Earth Engine* (GEE) (GORELICK *et al.*, 2017). Esse conjunto de dados, de abrangência quase global, apresenta resolução espacial de aproximadamente 5 km (0,05°) e está disponível mensalmente a partir de 1981. A série combina imagens de satélite com dados de estações meteorológicas, sendo amplamente reconhecida por sua aplicação em análises de tendências climáticas e no monitoramento de secas sazonais (CLIMATE HAZARDS CENTER, 2025).

A ET₀, que representa a demanda atmosférica por água sob condições ideais de disponibilidade hídrica, foi adquirida a partir do *TerraClimate* pela plataforma do GEE (GORELICK *et al.*, 2017). Esse conjunto de dados, com resolução de aproximadamente 4 km e disponibilidade mensal entre 1958 e 2024, é calculado com base na equação de ASCE Penman-Monteith, integrando variáveis como radiação solar, velocidade do vento e temperatura média do ar (ABATZOGLOU *et al.*, 2018).

Para a análise temporal, calculou-se o total acumulado anual de precipitação e a média anual de ET₀, tanto para a bacia como um todo quanto para cada UH. Essa abordagem permitiu avaliar variações interanuais e identificar tendências climáticas ao longo do período estudado.

3.2.3 Serviços Ecosistêmicos Hidrológicos

3.2.3.1 Modelo de Produção Sazonal de Água

Para avaliar a oferta dos serviços ecosistêmicos hidrológicos de abastecimento e regulação hídrica na Bacia do Lago Paranoá, este estudo aplicou o modelo SWY, integrante do InVEST (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2024). A escolha deste modelo se justifica por sua capacidade de realizar avaliações espaço-temporais em escala de bacia hidrográfica, mesmo em contextos com limitações de dados de campo.

O modelo simula o balanço hídrico ao distribuir a precipitação em três componentes principais: evapotranspiração, escoamento superficial e fluxo subterrâneo. Entre seus principais resultados, destacam-se índices espaciais que quantificam a contribuição de diferentes áreas para a geração de fluxo rápido, relacionado à regulação hídrica e controle de inundações, e fluxo de base, que reflete a disponibilidade de água subterrânea e é indicador de abastecimento hídrico (Benra *et al.*, 2021; NATURAL CAPITAL PROJECT, 2024).

O modelo foi aplicado para os mesmos anos do mapeamento de cobertura do solo, o que permite analisar as variações espaço-temporais dos serviços ecosistêmicos hidrológicos e investigar como as mudanças no uso da terra e as alterações climáticas influenciaram essas dinâmicas ao longo do período estudado.

3.2.3.2 Dados de Entrada do SWY

Para aplicação do modelo SWY foram utilizados os seguintes dados: precipitação acumulada mensal, evapotranspiração de referência mensal, Modelo Digital de Elevação (MDE), cobertura do solo, grupos hidrológicos do solo, limite da bacia de contribuição, fator Curva-Número (CN), coeficiente de vegetação ou de cultura (K_c) e o número de eventos de chuva mensal (Quadro 1). As entradas rasters, independente da escala espacial, foram reamostradas pelo modelo para corresponder ao tamanho da célula do DEM (30m).

Quadro 1 – Dados de entrada utilizado no modelo SWY-InVEST.

Dado	Tipo	Fonte
Cobertura do solo	Raster	MapBiomass (SOUZA <i>et al.</i> , 2020)
Grupos hidrológicos do solo	Raster	Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005)
Tabela biofísica - Fator Curva-Número (CN)	Tabela	Sartori (2004) e Anjinho <i>et al.</i> (2022)
Tabela biofísica - Coeficiente de cultura (Kc)	Tabela	Allen <i>et al.</i> (1998) e Anjinho <i>et al.</i> (2022)
Modelo digital de elevação	Raster	NASADEM (NASA, 2020)
Límite da bacia hidrográfica a ser modelada	Vetor	GeoPortal (2024)
Evapotranspiração de referência mensal	Raster	<i>TerraClimate</i> (Abatzoglou <i>et al.</i> , 2018)
Precipitação mensal	Raster	CHIRPS3 (Climate Hazards Center, 2025)
Número de eventos de chuva mensal	Tabela	INMET (2024)

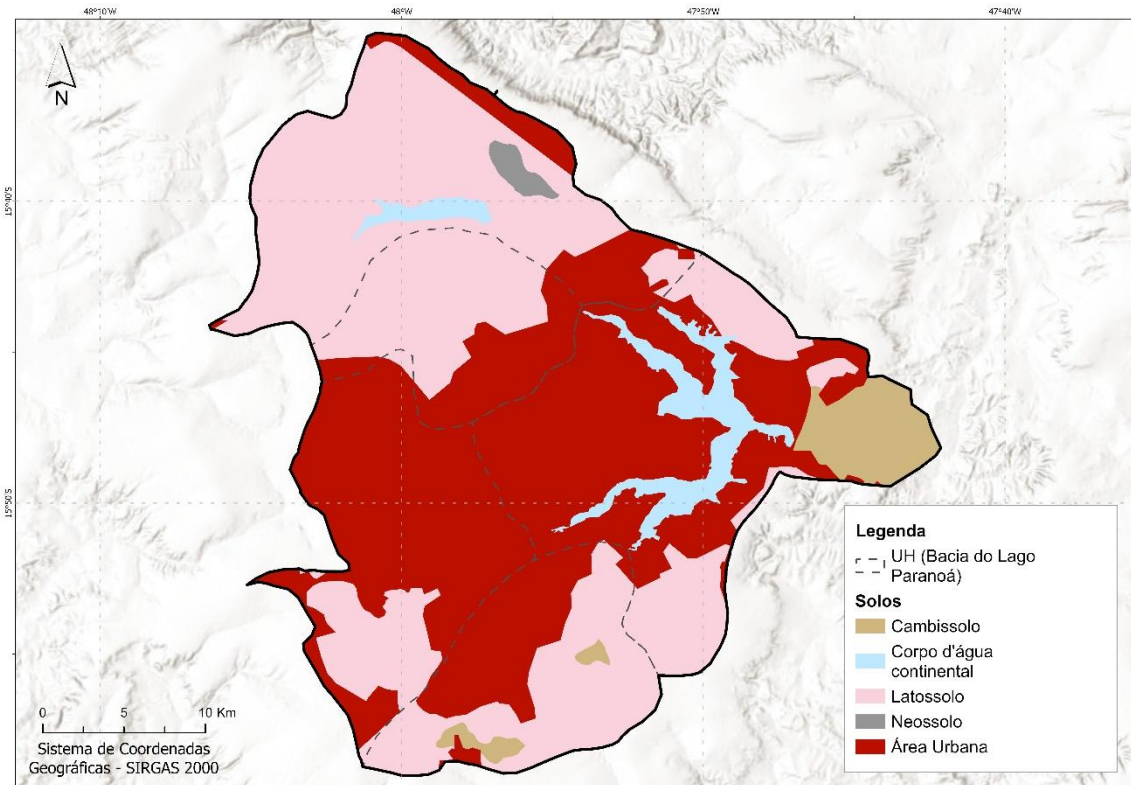
Fonte: Elaboração própria.

3.2.3.2.1 Grupo Hidrológico de Solos

Os grupos hidrológicos de solo foram estabelecidos para a área de estudo com base na Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros, um agrupamento definido de acordo com o potencial de escoamento de cada tipo de solo (SARTORI; LOMBARDI NETO; GENOVEZ, 2005). Esta sistemática categoriza os solos em quatro grupos (A, B, C e D), que variam conforme seu potencial de geração de escoamento superficial, do menor (grupo A) ao maior (grupo D).

Para espacializar esses grupos, utilizou-se o mapa pedológico do IBGE (2021) na escala 1:250.000. Conforme a Figura 8, para além das áreas urbanas, a bacia é, predominantemente, constituída por Latossolos e Cambissolos. De forma geral, os Latossolos destacam-se pela elevada profundidade, boa drenagem e textura argilosa, conferindo-lhes alta capacidade de infiltração e armazenamento de água. Em contraste, os Cambissolos são solos mais rasos e menos desenvolvidos, com menor capacidade de infiltração e maior susceptibilidade à erosão (EMBRAPA, 2021).

Figura 8 – Solos na Bacia do Lago Paranoá.



Fonte: Elaboração própria com dados de IBGE (2021).

A partir do mapa de solos, converteu-se as unidades pedológicas mapeadas em seus respectivos grupos hidrológicos, com base nas características de infiltração e textura de cada uma (Tabela 1).

Tabela 1 – Classificação dos grupos hidrológicos dos solos da Bacia do Lago Paranoá.

Grupo hidrológico	Solo
A	Corpo d'água continental
A	Latossolo
C	Cambissolo
D	Neossolo
D	Área Urbana

Fonte: Elaboração própria com dados de Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005).

3.2.3.2.2 Tabela Biofísica

A tabela biofísica consiste nos valores mensais de Kc e CN para as coberturas de solo existentes na bacia (Tabelas 2 e 3). O fator CN é utilizado para converter chuva em escoamento

superficial e infiltração no solo a partir das propriedades e da cobertura do solo. Valores mais altos de CN indicam maior potencial de escoamento superficial, enquanto valores mais baixos indicam maior infiltração de água no solo (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2024). Os valores para este fator foram propostos de acordo com Sartori (2004) e Anjinho *et al.* (2022) e definidos de acordo com cada grupo hidrológico do solo.

Tabela 2 – Valores de CN para cada tipo de uso e cobertura da terra.

Cobertura do solo	Valores de CN por grupo hidrológico de solo			
	A	B	C	D
Formação Florestal	36	60	73	79
Formação Savânica	39	61	74	80
Campo Alagado e Área Pantanosa	39	61	74	80
Formação Campestre	39	61	74	80
Pastagem	49	69	79	84
Soja	67	78	85	89
Outras Lavouras Temporárias	67	78	85	89
Café	65	75	82	86
Outras Lavouras Perenes	65	75	82	86
Silvicultura	36	70	73	79
Mosaico de Usos	67	78	85	89
Área Urbanizada	98	98	98	98
Outras Áreas não Vegetadas	77	86	91	94
Rio, Lago e Oceano	99	99	99	99

Fonte: Elaboração própria com base em Sartori (2004) e Anjinho *et al.* (2022).

O coeficiente K_c representa o fator de evapotranspiração da vegetação e impacta nas necessidades hídricas da área em estudo (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2024). Os valores mensais deste coeficiente foram propostos com base em Allen *et al.* (1998) e Anjinho *et al.* (2022).

Tabela 3 –Valores do fator Kc para cada tipo de uso e cobertura da terra.

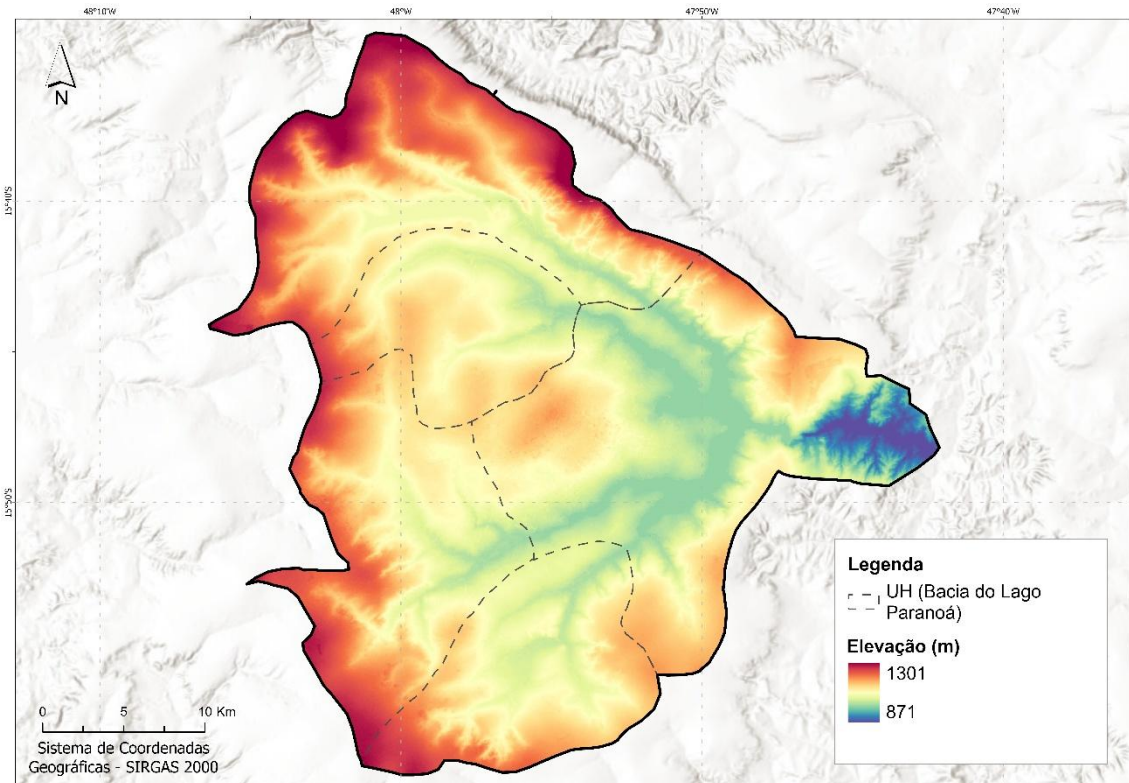
Cobertura do solo	Valores mensais de Kc											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Formação Florestal	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Formação Savânica	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Campo Alagado e Área Pantanosa	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Formação Campestre	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85
Pastagem	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75
Soja	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8
Outras Lavouras Temporárias	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8
Café	0.69	0.69	0.69	0.5	0.5	0.29	0.29	0.29	0.5	0.69	0.69	0.69
Outras Lavouras Perenes	0.69	0.69	0.69	0.5	0.5	0.29	0.29	0.29	0.5	0.69	0.69	0.69
Silvicultura	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Mosaico de Usos	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8
Área Urbanizada	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Outras Áreas não Vegetadas	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Rio, Lago e Oceano	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Fonte: Elaboração própria com base em Allen *et al.* (1998) e Anjinho *et al.* (2022).

3.2.3.2.3 Modelo Digital de Elevação

O MDE é um raster em que o valor de cada pixel representa sua elevação em relação ao nível do mar. O MDE utilizado foi o dado global *NASADEM Digital Elevation 30m* (NASA, 2020), obtido por meio da plataforma GEE (GORELICK *et al.*, 2017) (Figura 9). O NASADEM é um reprocessamento de dados *Shuttle Radar Topography Mission* (STRM), com melhorias na precisão e evitar problemas topográficos comuns em aquisição de dados SAR, como *shadow*, ao incorporar dados auxiliares dos conjuntos de dados *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer Global Digital Elevation Model* (ASTER GDEM), *NASA's Ice, Cloud, and land Elevation Satellite Geoscience Laser Altimeter System* (ICESat GLAS) e *Portable Remote Imaging SpectroMeter* (PRISM), e possui resolução espacial de 30 m (BUCKLEY *et al.*, 2020).

Figura 9 – Elevação na Bacia do Lago Paranoá.



Fonte: Elaboração própria com dados de NASA (2020).

De acordo com a Figura 9, a porção oeste da bacia apresenta as maiores elevações, atingindo a cota máxima de 1.301 m, enquanto a porção leste tem menores altitudes, com mínimo de 871 m. Esse gradiente altitudinal reflete a configuração geomorfológica regional, com declividade geral orientada de oeste para leste, condicionando consequentemente o direcionamento do fluxo hídrico nesta mesma orientação.

3.2.3.2.4 Limite de Acumulação de Fluxo

O *Threshold Flow Accumulation* (TFA) é o parâmetro que determina o número mínimo de pixels a montante que devem contribuir para que um determinado pixel seja classificado como parte de um curso d'água. O valor adequado desse parâmetro é aquele que melhor representa a rede hidrográfica real da bacia hidrográfica em estudo. Para este estudo, adotou-se o valor 500, que produziu uma rede hidrográfica com maior similaridade visual aos dados de rios e corpos hídricos de ANA (2013).

3.2.3.2.5 Parâmetros de Calibração

Quanto aos parâmetros de calibração, o valor sugerido e utilizado de α foi de 1/12. Este parâmetro é a proporção da recarga local anual disponível a montante em cada mês, está relacionado à sazonalidade da precipitação (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2024).

O valor inicial sugerido e utilizado do parâmetro β foi de 1. Ele representa a proporção da recarga a montante disponível para a evapotranspiração a jusante, está relacionado com a topografia local e a capacidade de armazenamento de água dos solos (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2024).

O valor padrão sugerido e utilizado do parâmetro γ foi de 1. Ele é a proporção de recarga dos pixels a montante disponível para pixels a jusante, está relacionado com as propriedades do solo e com a topografia, e desempenha um papel similar ao de β . (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2024).

3.2.3.2.6 Zonas climáticas

O SWY também disponibiliza opções avançadas de modelagem que consideram zonas climáticas. Enquanto a tabela padrão de eventos de chuva mensal fornece um único valor para toda a área de estudo, essa opção permite a utilização de um mapa que especifica o número de eventos de chuva em cada zona. Isso resulta em uma representação mais precisa das condições de precipitação locais na modelagem hidrológica, especialmente em áreas grandes ou onde a precipitação varia significativamente de um local para outro (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2024). Tais zonas foram delimitadas com base no método de Thiessen (1911) e com dados de localização das estações pluviométricas disponibilizados por ANA (2024a), que estavam operantes e que possuíam consistência de dados no ano modelado de acordo com os critérios de WMO (2017).

3.2.2.3 Dados de Saída do SWY

O modelo gera três principais variáveis hidrológicas para o diagnóstico da bacia, são eles: Escoamento Rápido (ER), Recarga Local (L) e Vazão de Base (VB).

O escoamento rápido é a fração da precipitação com menor tempo de permanência na bacia hidrográfica, fluindo rapidamente pela superfície durante ou após um evento de chuva, com potencial para causar inundações. Seu cálculo combina o método do *Curve Number* (CN) com uma distribuição exponencial das precipitações mensais, considerando as propriedades do solo e da cobertura vegetal para determinar a partição entre infiltração e escoamento superficial

(NATURAL CAPITAL PROJECT, 2024). Para pixels em corpos hídricos, o ER equivale à precipitação mensal; para os demais, aplicam-se as equações:

$$ER_{i,m} = n_m \times \left((a_{i,m} - S_i) \exp\left(-\frac{0,2S_i}{a_{i,m}}\right) + \frac{S_i^2}{a_{i,m}} \exp\left(\frac{0,8S_i}{a_{i,m}}\right) E_i\left(\frac{S_i}{a_{i,m}}\right) \right) \times (25,4 \left[\frac{mm}{in}\right])$$

(Equação 1)

$$a_{i,m} = \frac{P_{i,m}}{25,4} \text{ (Equação 2)}$$

$$S_i = \left(\frac{100}{CN_i} - 10\right) [in] \text{ (Equação 3)}$$

onde $ER_{i,m}$ é o escoamento rápido mensal para o pixel i no mês m (mm); n_m é o número de eventos de chuva no mês m ; $a_{i,m}$ é a precipitação média mensal do pixel i para o mês m (mm) (Equação 2), $P_{i,m}$ é a precipitação mensal pixel i para o mês m , S_i é o potencial máximo de retenção do pixel i (Equação 3), CN_i é o número da curva (adimensional), $E1$ é a função integral exponencial e 25,4 é fator de conversão de polegadas (usado na equação) para milímetros (usado no modelo). Por fim, o escoamento superficial anual é a somatória dos resultados mensais.

Em seguida, o modelo calcula a recarga local, que é a parcela da chuva infiltrada no solo. Ela é a contribuição potencial para o escoamento de base, ou seja, é a precipitação que não se transformou em escoamento rápido e nem foi evapotranspirada pela vegetação (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2024). Seu cálculo é feito pela seguinte fórmula:

$$L_i = P_i - ER_i - ETR_i \text{ (Equação 4)}$$

onde L_i é a recarga local anual para cada pixel i (mm); P_i é a precipitação anual para cada pixel i (mm); ER_i é o escoamento rápido anual para cada pixel i (mm); ETR_i é a evapotranspiração real anual para cada pixel i (mm).

A ETR representa a quantidade de água que é evaporada e transpirada em condições reais de disponibilidade hídrica no solo. Este valor é limitado pela demanda atmosférica representada pela evapotranspiração potencial ou pela água disponível no solo. A evapotranspiração potencial consiste na quantidade máxima de água dada a cobertura do solo (Equação 6). A água disponível no solo representa a água que fica armazenada no solo e pode ser usada por plantas

e por processos evaporativos. A evapotranspiração real anual consiste na soma dos resultados mensais. A ETR para cada pixel i no mês m é calculada como:

$$ETR_{i,m} = \min (PET_{i,m}; P_{i,m} - ER_{i,m} - \alpha_m \beta_i L_{sum.avail,i}) \text{ (Equação 5)}$$

$$PET_{i,m} = K_{c,i,m} \times ET_{0,i,m} \text{ (Equação 6)}$$

onde $PET_{i,m}$ é a evapotranspiração potencial pixel i no mês m (mm), $K_{c,i,m}$ é o coeficiente de cultura para o pixel i no mês m , $ET_{0,i,m}$ é a evapotranspiração de referência para o pixel i no mês m (mm), $P_{i,m}$ é a precipitação mensal para o pixel i no mês m (mm), $ER_{i,m}$ é o escoamento rápido para o pixel i no mês m (mm), α_m representa a fração hídrica da disponibilidade anual a montante para o mês m e β_i representa a fração hídrica proveniente da área montante que está disponível para evapotranspiração na área a jusante para o pixel i , $L_{sum.avail,i}$ representa a soma da água subsuperficial potencialmente disponível proveniente das áreas montantes no pixel i (mm).

A ETR , sendo um resultado intermediário da modelagem, também foi analisada para complementar a investigação dos impactos das mudanças de cobertura do solo e climáticas na dinâmica hídrica da bacia.

Por fim, a vazão de base é a parcela da recarga local que de fato contribui para a manutenção das vazões dos corpos d'água, principalmente no período de estiagem. VB possui maior tempo de permanência na bacia, pois se move pela paisagem de forma lenta, levando de meses a anos para chegar aos corpos hídricos (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2024).

Caso um pixel não receba água suficiente para atender às necessidades de sua vegetação, a recarga local será negativa, utilizando a água proveniente de áreas a montante. Quando a recarga local é negativa, o pixel não contribui para o escoamento de base, resultando em uma vazão de valor zero. Caso o pixel contribua para a recarga do lençol freático, a vazão de base será determinada em função tanto do volume de fluxo que sai do pixel quanto da contribuição relativa para a recarga neste mesmo pixel (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2024). Esta variável é determinada pela seguinte fórmula:

$$VB_i = \max \left(B_{sum,i} \times \frac{L_i}{L_{sum,i}}, 0 \right) \text{ (Equação 7)}$$

onde L_i é a recarga local para o pixel i (mm), $L_{sum,i}$ é a recarga cumulativa a montante para o pixel i (mm), $B_{sum,i}$ é fluxo de base cumulativo (proporcional ao fluxo de base cumulativo que sai dos pixels adjacentes a jusante menos o fluxo de base cumulativo gerado no próprio pixel a jusante) para o pixel i (mm).

As principais limitações do modelo SWY são relacionadas a abordagem simplificada para estimar os escoamentos superficial e de base. O cálculo do escoamento superficial se fundamenta no método CN, que apresenta a limitação de não incorporar efeitos topográficos. No caso do fluxo de base há simplificações vinculadas as escalas espacial e temporal. Por isso, é recomendável que a análise dos resultados priorize comparações relativas na área de estudo em detrimento da interpretação direta de valores absolutos (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2024).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Esta seção apresenta e discute os resultados das análises espaço-temporais da cobertura do solo, da precipitação, da evapotranspiração e da modelagem dos serviços ecossistêmicos hídricos. Na sequência, estes resultados são discutidos com foco na sua relação com as zonas propostas pelo ZEE-DF (DISTRITO FEDERAL, 2019).

4.1 MUDANÇAS DE OCUPAÇÃO DO SOLO

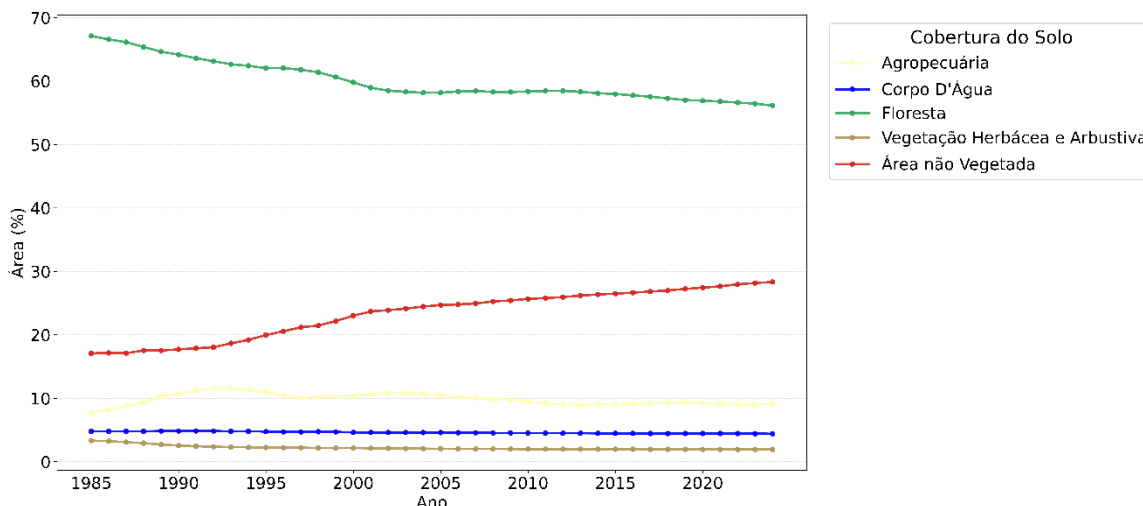
A bacia como um todo apresenta uma transição de vegetação nativa para áreas urbanas (Figura 10). Para fins de análise, as ocupações do solo das Figuras 10 e 11 foram agrupadas. As formações florestais e savânicas foram combinadas na categoria floresta; as formações campestres e campos alagados foram agrupadas como vegetação herbácea e arbustiva; silvicultura, pastagem, agricultura e mosaicos de uso foram reunidos na categoria agropecuária; e as áreas urbanizadas juntamente com outras áreas não vegetadas foram classificadas como área não vegetada.

Em relação à cobertura florestal, observa-se um declínio contínuo ao longo do período analisado. Em 1985, 67% da área era ocupada por formação florestal, percentual que caiu para 56% em 2024. Em contrapartida, as áreas não vegetadas aumentaram de forma expressiva devido a expansão urbana, passando de 17% para 28% no mesmo intervalo.

A vegetação herbácea e arbustiva se manteve estável, com uma queda de 3% para 2% da área total durante todo o período. Já a agropecuária apresentou um crescimento inicial, passando de 8% em 1985 para 12% em 1992, seguido por uma redução gradual, retornando a

9% em 2024. Os corpos hídricos permaneceram relativamente constantes, em torno de 4%, embora com uma leve tendência de redução.

Figura 10 – Evolução da ocupação do solo entre 1985 e 2024 na Bacia do Lago Paranoá.



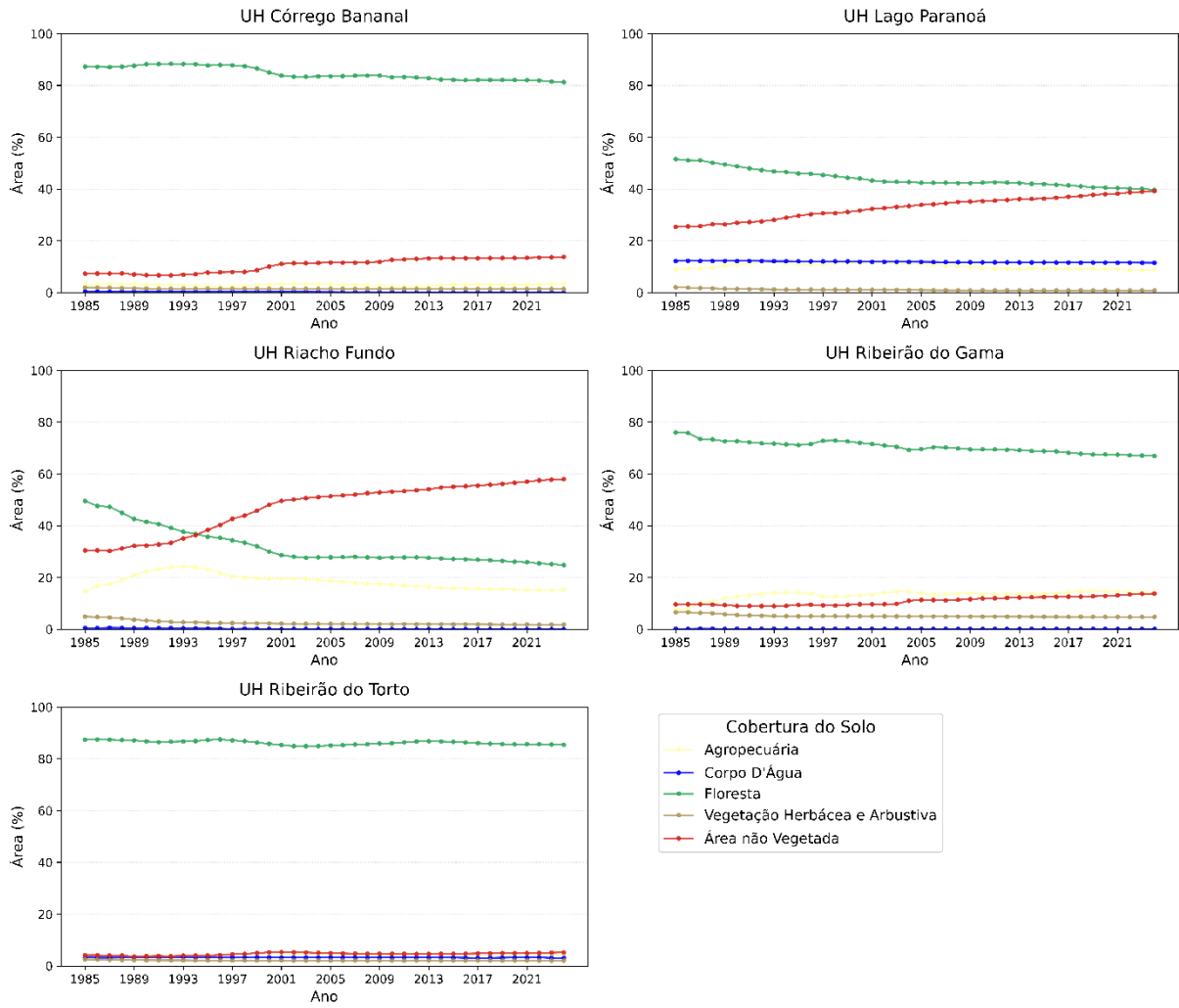
Fonte: Elaboração própria com dados de MapBiomas (SOUZA *et al.*, 2020).

Os dados observados nas Figura 11 e 12 mostram a tendência de redução da cobertura vegetal nativa e expansão das áreas urbanizadas em todas as UHs analisadas.

A UH Riacho Fundo apresenta a situação mais crítica, com redução florestal de 50% para 25% e expansão urbana de 30% para 58%, impulsionada pelas RAs Vicente Pires e Riacho Fundo II. A UH Lago Paranoá teve um declínio florestal de 52% para 40% e crescimento urbano de 25% para 39%, associado ao adensamento do Plano Piloto e do Lago Norte. A UH Ribeirão do Gama perdeu, aproximadamente, 10% de cobertura florestal, com aumento urbano de 10% para 14% e da agropecuária de 8% para 14%, principalmente, devido a expansão do Park Way e do Lago Sul.

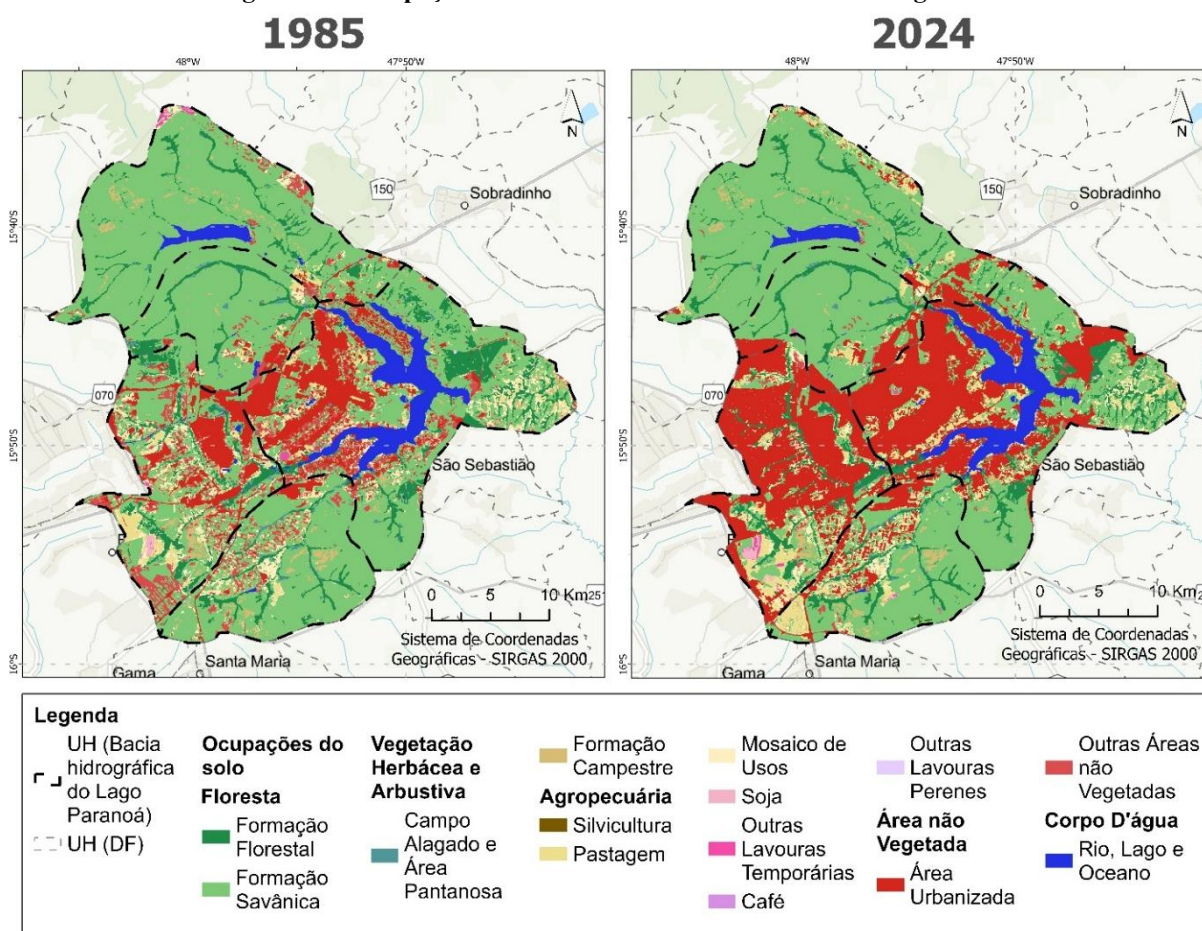
Em contraste, as UHs Ribeirão do Torto e Córrego Bananal mantiveram uma elevada cobertura florestal em 2024 (85% e 81%, respectivamente), apresentando quedas mais modestas de respectivamente, 2% e 6% desde 1985.

Figura 11 – Ocupação do solo entre 1985 e 2024 nas Unidades Hidrográficas da Bacia do Lago Paranoá.



Fonte: Elaboração própria com dados de GeoPortal (2024) e MapBiomias (SOUZA *et al.*, 2020).

Figura 12 – Ocupação do solo em 1985 e 2024 na Bacia do Lago Paranoá.



Fonte: Elaboração própria com dados de GeoPortal (2024) e MapBiomias (SOUZA *et al.*, 2020).

A bacia do Paranoá contém maciços de Cerrado nativo importantes do DF, como o Parque Nacional (PARNA) de Brasília (UC Federal de Proteção Integral), nas UHs Córrego do Bananal e Ribeirão do Torto, e três áreas núcleo da Reserva da Biosfera do Cerrado no DF, a Estação Ecológica do Jardim Botânico, a Reserva Biológica do IBGE e a Fazenda Experimental Água Limpa da Universidade de Brasília, na UH Ribeirão do Gama.

Com os dados analisados, observa-se que esses maciços se mostraram preservados ao longo do tempo, demonstrando que a efetividade das UCs de Proteção Integral. As UHs majoritariamente inseridas no PARNA Brasília mantiveram as menores taxas de perda vegetal, reflexo do regime legal estabelecido pelo SNUC (BRASIL, 2000). Já as UHs com UCs de Uso Sustentável apresentam maior antropização, dada maior flexibilidade e menor eficácia de preservação da sua categoria de manejo, como a UH Lago Paranoá e UH Ribeirão do Gama, respectivamente, com as APAs do Planalto Central e Gama e Cabeça de Veado.

A conversão de áreas naturais por pressão antrópica, especialmente em áreas próximas a cursos d'água, tem exercido crescente pressão sobre os mananciais que abastecem as cidades

do DF. Neste contexto, destaca-se o papel fundamental das unidades de conservação: a UH Ribeirão do Torto, sob proteção do PARNA, registrou a menor perda de corpos d'água, corroborando a eficácia dessas áreas protegidas na preservação de mananciais (PELUSO; CIDADE, 2014). Esses resultados reforçam a assertividade da política de criação de UCs no DF, essencial para a conservação dos remanescentes de Cerrado principalmente nas áreas planas, historicamente mais sujeitas à conversão para usos antrópicos.

Do ponto de vista ecossistêmico, as mudanças de ocupação do solo são alterações das estruturas do ecossistema, neste caso, de impermeabilização do solo e perda de vegetação. Essas alterações estruturais, por sua vez, comprometem processos ecossistêmicos, por exemplo, ao contribuir com a diminuição da infiltração de água no solo e a perda da interceptação das chuvas por perda de vegetação. Como consequência, perde-se capacidade de recarga de aquíferos e capacidade de amortecimento de cheias, o que afeta negativamente serviços ecossistêmicos finais.

Essa transição no uso do solo impacta nos parâmetros biofísicos da modelagem hidrológica. O Kc tem menores valores para áreas antropizadas em relação a áreas naturais, o que contribui para a diminuição da evapotranspiração potencial do ecossistema, e que influencia na evapotranspiração real.

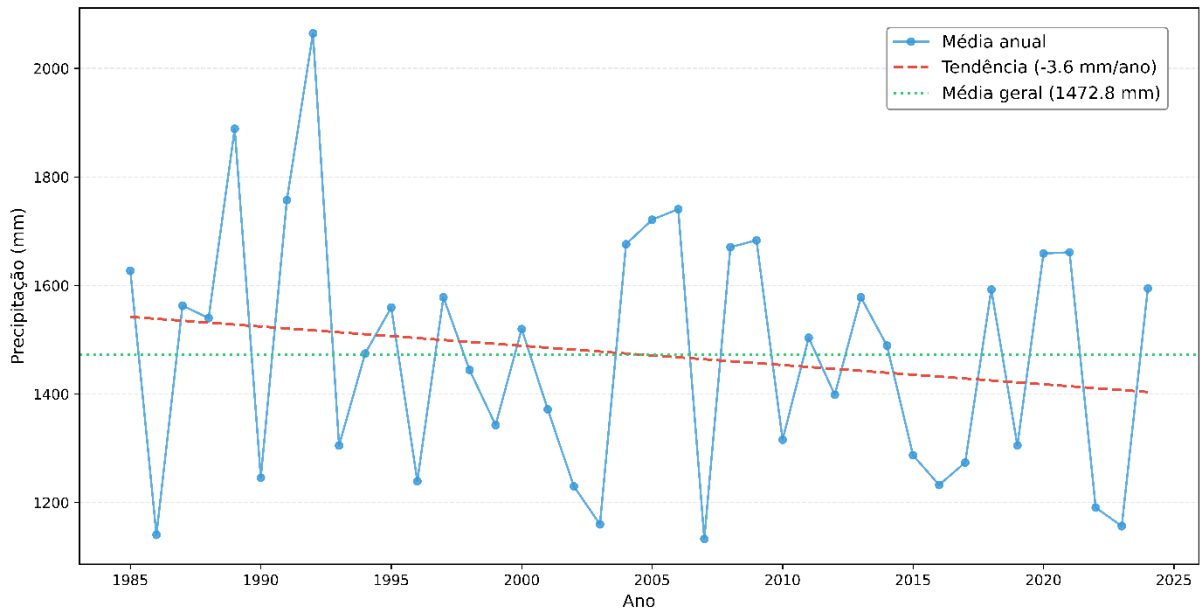
A urbanização também altera o CN, utilizado para calcular o escoamento superficial. Com a antropização, o solo perde sua capacidade de infiltração, fazendo com que o CN aumente e, conseqüentemente, haja um incremento no volume de escoamento superficial.

4.2 PRECIPITAÇÃO

A precipitação média anual na bacia durante o período estudado foi de 1.473 mm, com uma variação interanual de 15% (Figura 13). Destaca-se 1992, que registrou o pico máximo de 2.064 mm, e 2007, com o mínimo de 1.132 mm.

Ao analisar a tendência temporal, observa-se uma redução na precipitação ao longo dos anos, com uma taxa média de declínio de 3,6 mm por ano. Entretanto, essa tendência não é estatisticamente significativa segundo o teste de Mann-Kendall (KENDALL, 1948), possivelmente devido a limitações da série de dados utilizadas (CAMPOS; CHAVES, 2020). Embora a série possua 40 anos, o que é suficiente para análises climáticas de longo prazo, a alta variabilidade interanual da precipitação e eventuais inconsistências nos registros podem mascarar mudanças reais, dificultando a detecção de pequenas tendências pelos testes estatísticos aplicados.

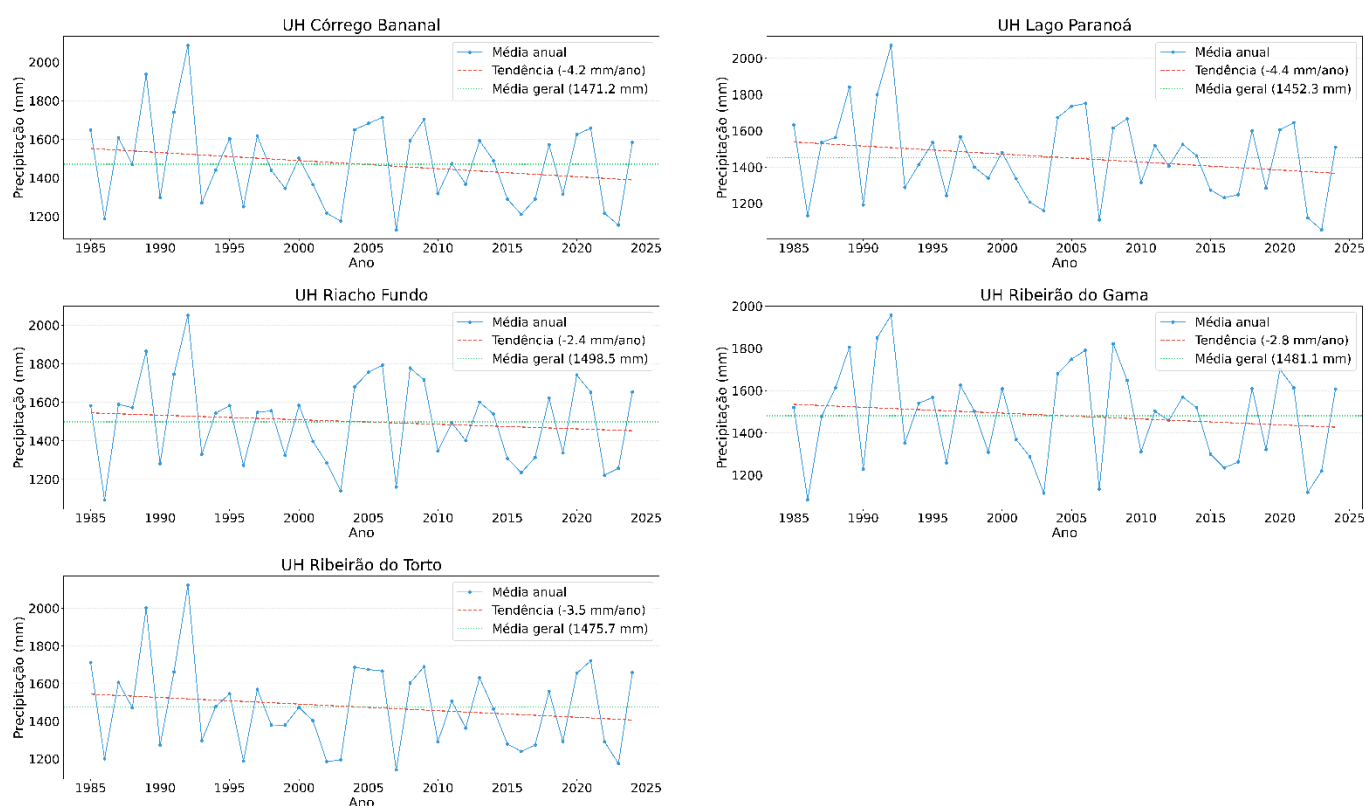
Figura 13 – Precipitação total média entre 1985 e 2024 na Bacia do Lago Paranoá.



Fonte: Elaboração própria com dados de precipitação do SWY.

Quanto à distribuição espacial da precipitação, as UHs exibiram padrões pluviométricos homogêneos (Figura 14), com médias anuais variando entre 1.452 mm (UH Lago Paranoá) e 1.499 mm (UH Riacho Fundo). Todas as UHs acompanharam a tendência de declínio observada para a bacia como um todo, embora tais variações também não tenham se mostrado estatisticamente significativas. Ressalta-se, contudo, que a resolução espacial do dado utilizado (aproximadamente 5 km) limita a detecção de variabilidades pluviométricas inerentes a escalas hidrográficas mais refinadas.

Figura 14 – Precipitação total média entre 1985 e 2024 nas Unidades Hidrográficas da Bacia do Lago Paranoá.



Fonte: Elaboração própria com dados de precipitação do SWY.

Embora as tendências de diminuição da precipitação observadas neste estudo não tenham sido estatisticamente significativas, o comportamento identificado é coerente com as projeções climáticas para o Cerrado apresentadas por Campos e Chaves (2020) e Oliveira et al. (2014), que apontam o potencial impacto do desmatamento sobre os padrões pluviométricos regionais. Segundo a literatura, os mecanismos da relação entre desmatamento e redução de precipitação estão associados às alterações nos processos biofísicos superficiais após a remoção da vegetação nativa. Mudanças no albedo, na rugosidade aerodinâmica e, principalmente, na evapotranspiração, tendem a comprometer os processos convectivos essenciais para a formação de chuvas na região (CAMPOS; CHAVES, 2020).

Esta mudança no regime pluviométrico altera o balanço hídrico da bacia ao afetar seus processos e funções hidrológicas. Com menos água disponível, a capacidade de infiltração no solo é reduzida, comprometendo a recarga de aquíferos e a disponibilidade hídrica para a vegetação.

Do ponto de vista da modelagem hidrológica, a diminuição da precipitação afeta os cálculos de forma não linear, dado sua dependência das características do solo e da cobertura vegetal. No cálculo do escoamento superficial, por exemplo, menores volumes de chuva geralmente resultam em menor escoamento. No entanto, em áreas urbanizadas com solos impermeáveis, esse escoamento se mantém elevado mesmo com a redução pluviométrica, devido à baixa capacidade de infiltração do solo.

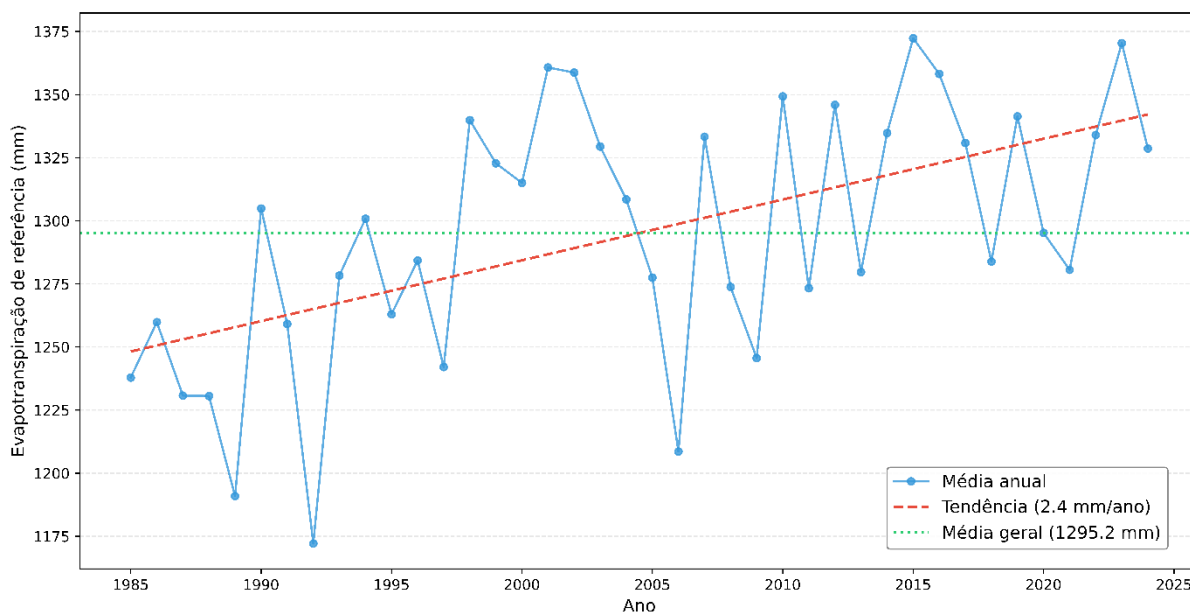
Há impactos também para a recarga local, a redução das chuvas diminui a recarga, efeito que pode ser amplificado pela combinação entre a impermeabilização do solo e o aumento da evapotranspiração, criando um cenário de dupla pressão sobre os recursos hídricos subterrâneos.

4.3. EVAPOTRANSPIRAÇÃO

4.3.1. Evapotranspiração de Referência

A série histórica da evapotranspiração de referência mostrou uma média anual de 1.295 mm para toda a bacia, com uma variação interanual de 4% (Figura 15). Destaca-se 2016, que apresentou o valor máximo registrado de 1.372 mm, e 1992, com o mínimo histórico de 1.172 mm.

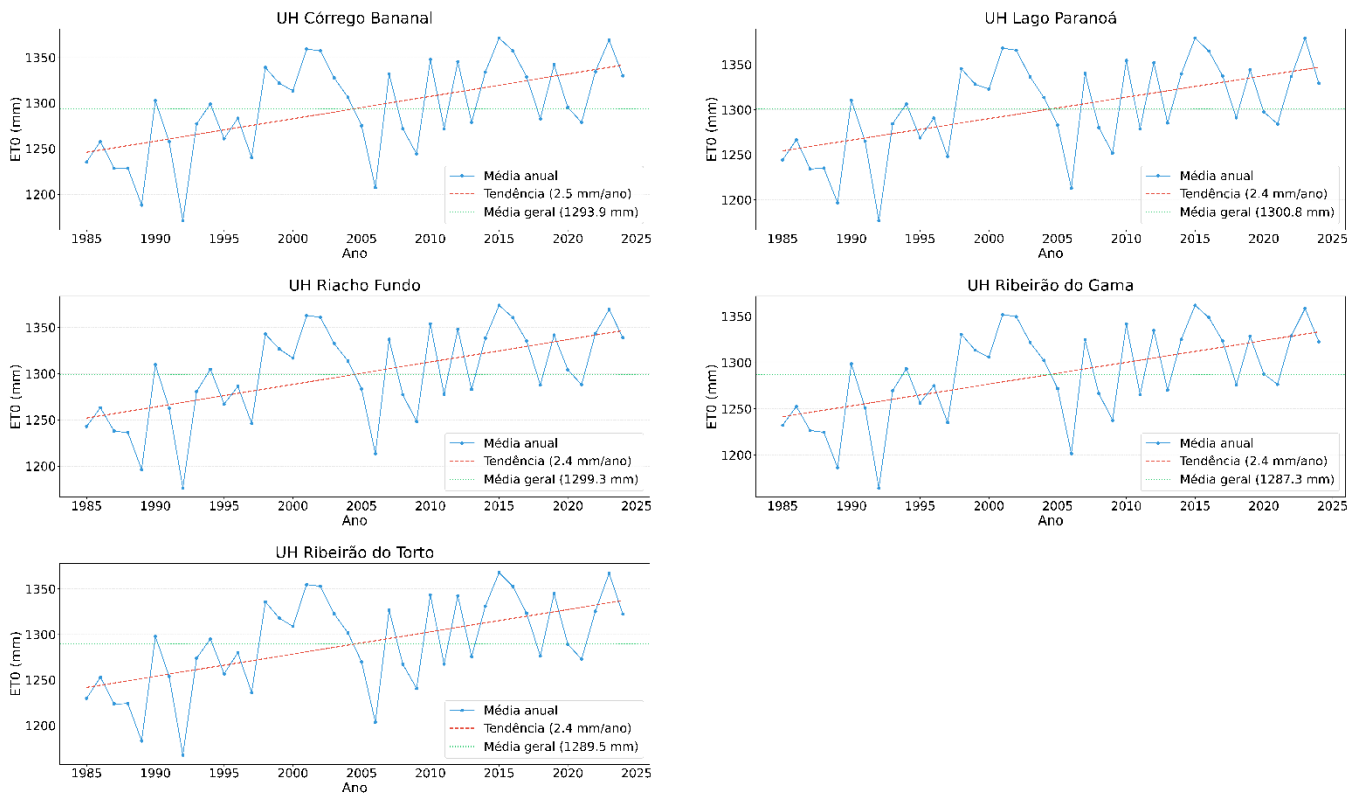
Figura 15 – Evapotranspiração de referência média entre 1985 e 2024 na Bacia do Lago Paranoá.



Fonte: Elaboração própria com dados de TerraClimate (ABATZOGLOU *et al.*, 2018).

Quanto à distribuição espacial, as UHs apresentaram comportamento semelhante ao observado para a bacia como um todo, com tendências estatisticamente significativas de aumento da evapotranspiração de referência. As médias anuais variaram entre 1.287 mm e 1.300 mm, com taxas de crescimento entre 2,4 e 2,5 mm/ano (Figura 16). Essa uniformidade espacial sugere que o padrão de aumento observado possui caráter regional, possivelmente associado à atuação de fatores climáticos de larga escala. No entanto, ressalta-se que os dados utilizados possuem resolução espacial de 4 km, o que limita análises mais detalhadas em nível de UH.

Figura 16 – Evapotranspiração de referência média entre 1985 e 2024 nas Unidades Hidrográficas da Bacia do Lago Paranoá.



Fonte: Elaboração própria com dados de TerraClimate (ABATZOGLOU *et al.*, 2018).

A tendência temporal da bacia mostrou um aumento estatisticamente significativo da ET_0 com a taxa de 2,4 mm/ano. Este aumento está alinhado com as projeções de mudanças climáticas para a região do Cerrado, onde o incremento das temperaturas médias intensifica os processos de evaporação e transpiração (INMET, 2025; HOFMANN *et al.*, 2021).

Apesar da ET_0 não levar em consideração diretamente a mudança da cobertura do solo, a supressão de vegetação, altera o balanço de energia local, com uma redução no fluxo de calor latente e um conseqüente aumento do fluxo de calor sensível, o que leva a um aumento na temperatura do ar, fazendo que a ET_0 também aumente (Oliveira *et al.*, 2014).

Este crescimento da demanda atmosférica por água representa um estresse adicional sobre os recursos hídricos, particularmente durante a estação seca, quando a disponibilidade hídrica está reduzida é ainda mais pressionada pela maior capacidade evaporativa da atmosfera.

A combinação de diminuição da precipitação com aumento de ET_0 sugere uma alteração no regime hidrológico da bacia, com potencial diminuição da água disponível para serviços ecossistêmicos. Esta condição pode amplificar os impactos da urbanização identificados anteriormente, particularmente nas UHs com maior perda de cobertura vegetal nativa, onde a capacidade de retenção e infiltração de água já está comprometida.

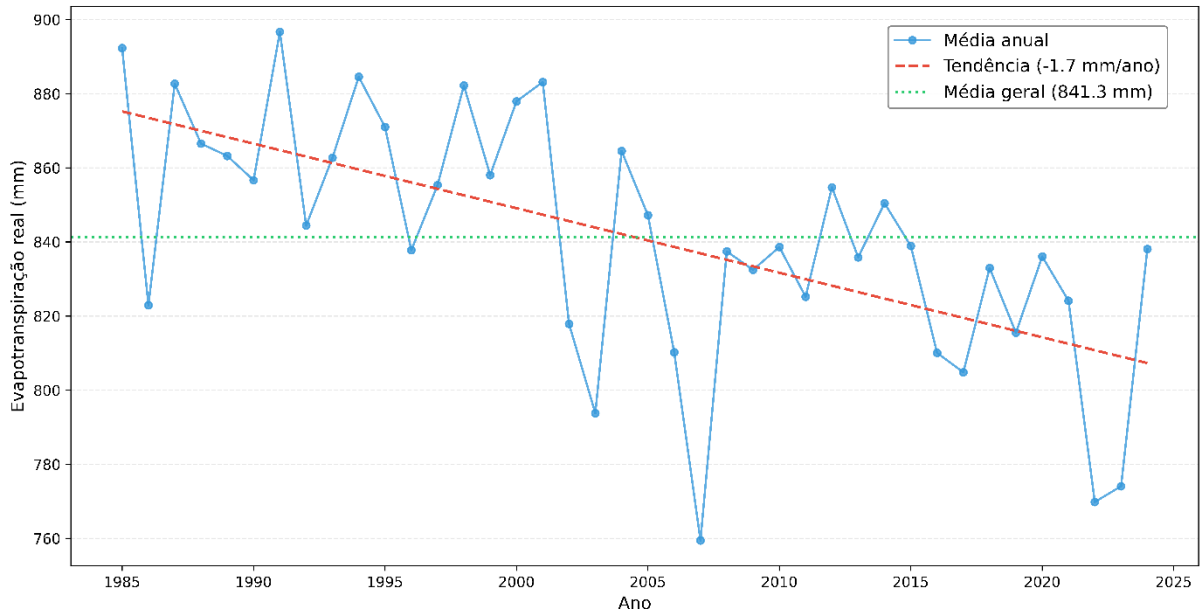
Para a modelagem hidrológica, o aumento da ET_0 contribui para o aumento da PET. No entanto, é importante considerar que o coeficiente de cultura K_c , que ajusta a ET_0 para diferentes tipos de cobertura vegetal, diminui significativamente quando áreas naturais (por exemplo, vegetação nativa do Cerrado com $K_c = 0,9$) são convertidas para usos antrópicos (por exemplo, áreas urbanas com $K_c = 0,2$). Essa redução no K_c atenua o efeito do aumento da ET_0 sobre a PET, especialmente em regiões com intensa urbanização.

4.2.2. Evapotranspiração Real

A evapotranspiração real apresentou uma média anual de 841 mm durante o período analisado, com variação interanual de 4%. Os extremos ocorreram em 1991, com pico máximo de 897 mm, e em 2007, com mínimo de 759 mm (Figura 17).

Contrastando com a tendência de aumento da ET_0 , a ETR exibiu declínio estatisticamente significativo de 1,7 mm/ano, sinalizando que a quantidade de água que evaporou do solo e a transpiração da cobertura vegetal vem reduzindo com o decorrer do tempo. Tal declínio é corroborado por Oliveira *et al.* (2014), que complementa que o desmatamento promove um decréscimo significativo na ETR no Cerrado.

Figura 17 – Evapotranspiração real média entre 1985 e 2024 na Bacia do Lago Paranoá.

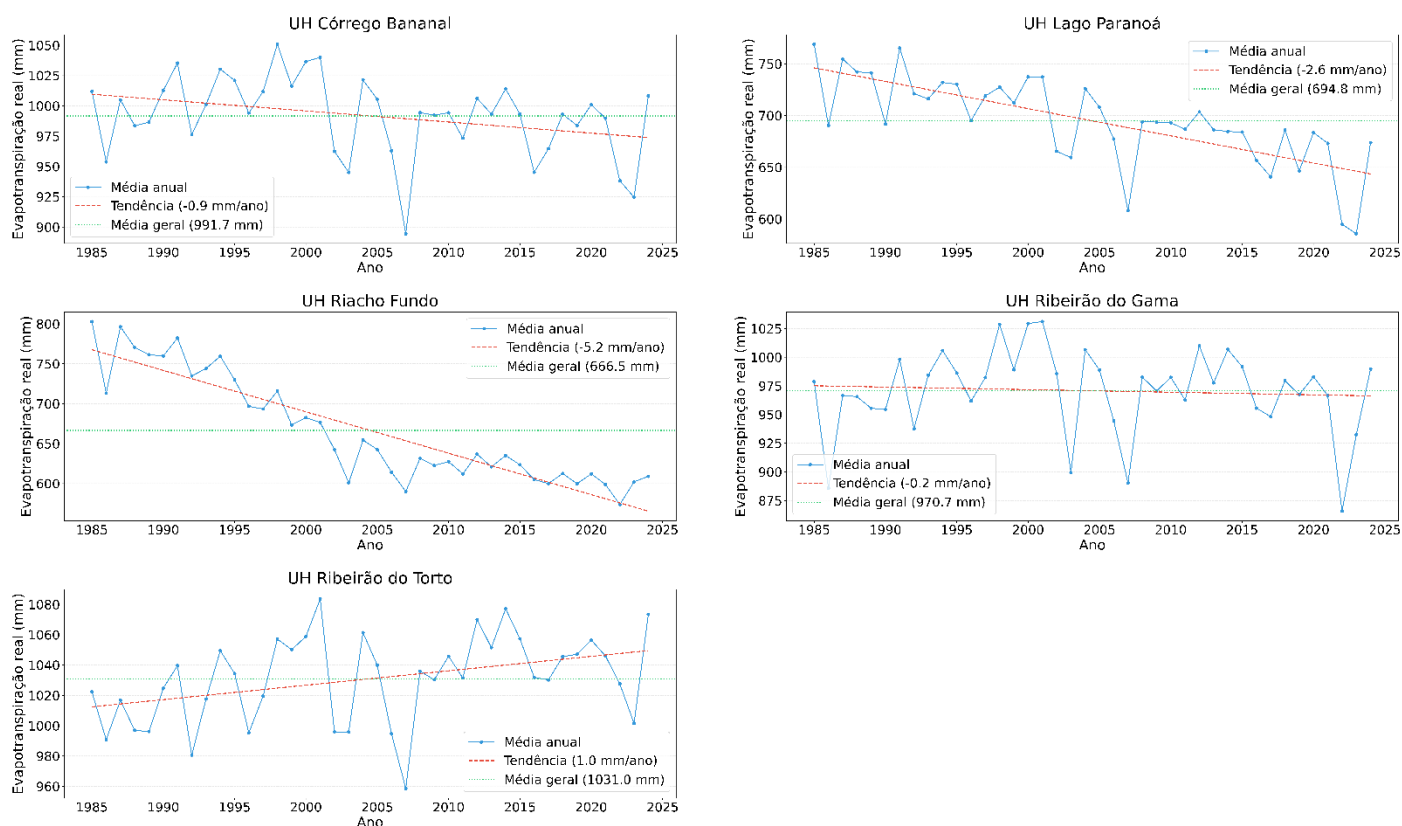


Fonte: Elaboração própria com dados de evapotranspiração real do SWY.

A heterogeneidade espacial nos valores de ETR reflete o gradiente de preservação da vegetação nativa na bacia (Figura 18). As UHs Ribeirão do Torto (1031 mm/ano) e Córrego do Bananal (992 mm/ano) mantiveram as maiores médias de ETR, o que se atribui à preservação de sua cobertura vegetal nativa, que sustenta maior disponibilidade de água no solo e processos transpiratórios mais eficientes. Em contrapartida, as UHs Riacho Fundo (667 mm/ano) e Lago Paranoá (695 mm/ano) apresentaram os menores valores, o que condiz seu maior grau de urbanização e impermeabilização do solo. Estas condições limitam a infiltração e o armazenamento de água no solo, restringindo a água disponível para evapotranspiração.

Contra a tendência geral de declínio, a UH Ribeirão do Torto registrou tendência de aumento de 1 mm/ano. Isso se atribui à manutenção de sua cobertura vegetal nativa ao longo do tempo, permitindo com que seguisse a tendência do aumento de ET_0 , ainda que numa crescente menor.

Figura 18 – Evapotranspiração real média entre 1985 e 2024 nas Unidades Hidrográficas da Bacia do Lago Paranoá.



Fonte: Elaboração própria com dados de evapotranspiração real do SWY.

De forma geral, o cenário da bacia do Paranoá apresenta um ciclo de retroalimentação negativa, o aumento da temperatura eleva a demanda atmosférica por umidade (ET_0), enquanto a redução na cobertura vegetal suprime a ETR. Essa diminuição no fluxo de vapor d'água para a atmosfera contribui para a redução das chuvas, o que, por sua vez, intensifica o déficit hídrico e amplifica o aquecimento, caracterizando o comprometimento da resiliência climática e do balanço hídrico da área de tudo.

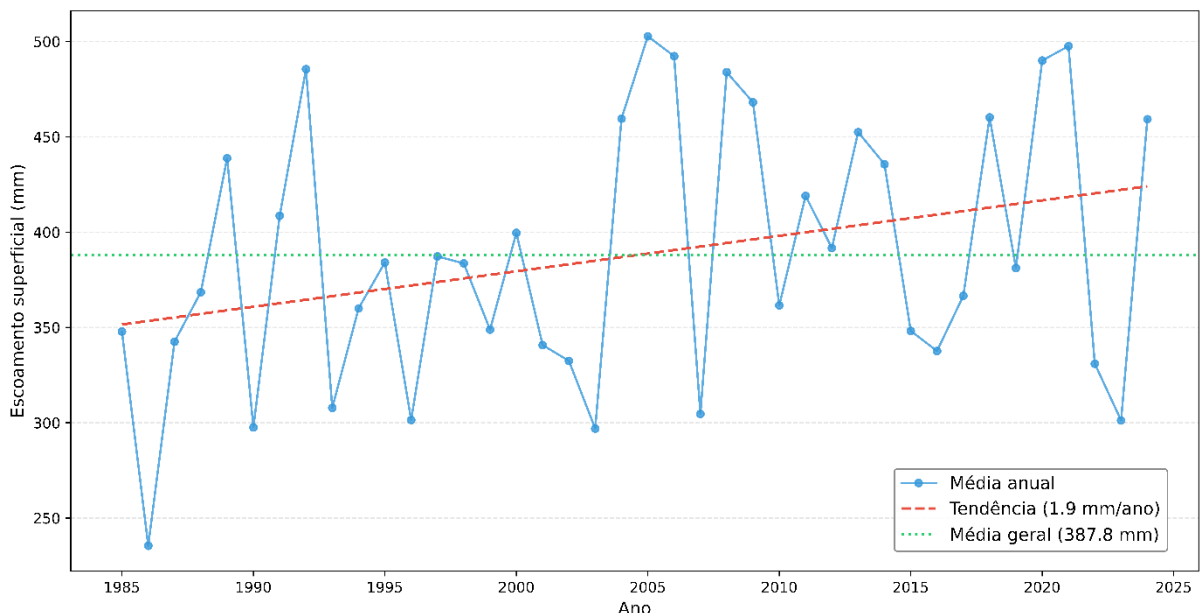
Este ciclo tem como principal influência as mudanças no uso e cobertura do solo, em especial o desmatamento. A supressão da vegetação nativa por pastagens ou áreas urbanas não apenas reduz diretamente a ETR ao eliminar a capacidade de transpiração das plantas, mas também altera as propriedades biofísicas da superfície. A perda da vegetação diminui a rugosidade aerodinâmica, reduz a capacidade de infiltração da água no solo e suprime o efeito de resfriamento evaporativo, criando as condições ideais para a intensificação do ciclo de aquecimento e secura (HOFMANN *et al*, 2021; OLIVEIRA *et al*, 2014).

No contexto da modelagem hidrológica, a ETR influencia no cálculo da recarga local. Se mantidas constantes as demais variáveis, um aumento da ETR reduziria a recarga local. No entanto, como observado pelos resultados, valores elevados de ETR estão associados a ecossistemas com maior presença de vegetação, os quais, por sua vez, estão associados a menor escoamento superficial. Assim, a dinâmica integrada do sistema em que a mesma vegetação que sustenta ETR elevada também minimiza ER, contribui para a estabilidade ou o aumento da recarga local, dependendo das interações entre infiltração, uso de água pela vegetação e características do solo.

4.4 ESCOAMENTO SUPERFICIAL

O escoamento superficial médio na bacia do Lago Paranoá apresentou 388 mm/ano de média histórica, com variação interanual de 18%, refletindo sua sensibilidade às flutuações climáticas e antrópicas. Os valores extremos registrados em 2006 (502 mm) e 1986 (235 mm) demarcam a amplitude da variabilidade do sistema, enquanto a tendência de aumento de 1,9 mm/ano (não significativa estatisticamente) sugere mudanças progressivas no balanço entre escoamento e infiltração (Figura 19).

Figura 19 – Escoamento superficial médio entre 1985 e 2024 na Bacia do Lago Paranoá.



Fonte: Elaboração própria com dados de escoamento superficial do SWY.

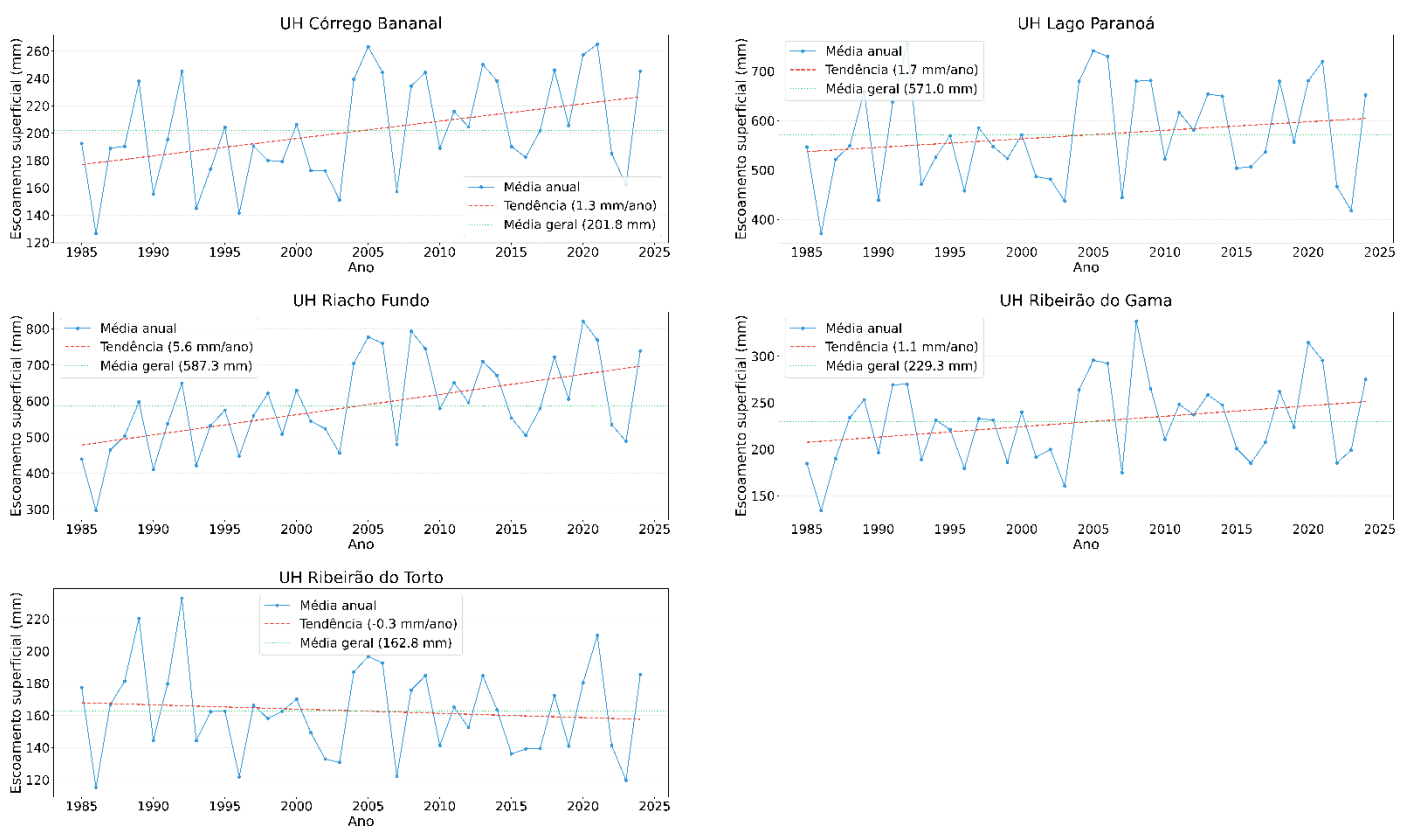
As UHs têm padrões distintos, espelhando as diferenças entre urbanização e preservação ambiental (Figura 20). As UHs Lago Paranoá (571 mm) e Riacho Fundo (588 mm) se

destacaram com os maiores valores médios, associados à intensa impermeabilização do solo, especialmente na RA Vicente Pires. A tendência de aumento mais acentuada também ocorre na UH Riacho Fundo com 5,6 mm/ano, o que pode sinalizar o papel crítico da urbanização na amplificação do escoamento superficial.

Na UH Lago Paranoá, o crescimento menos expressivo (1,7 mm/ano) deve-se à presença do próprio lago, onde o escoamento é contabilizado como precipitação. Contudo, as áreas periféricas ao lago, sob intensa urbanização, registram aumentos mais significativos (Figuras 20 e 21).

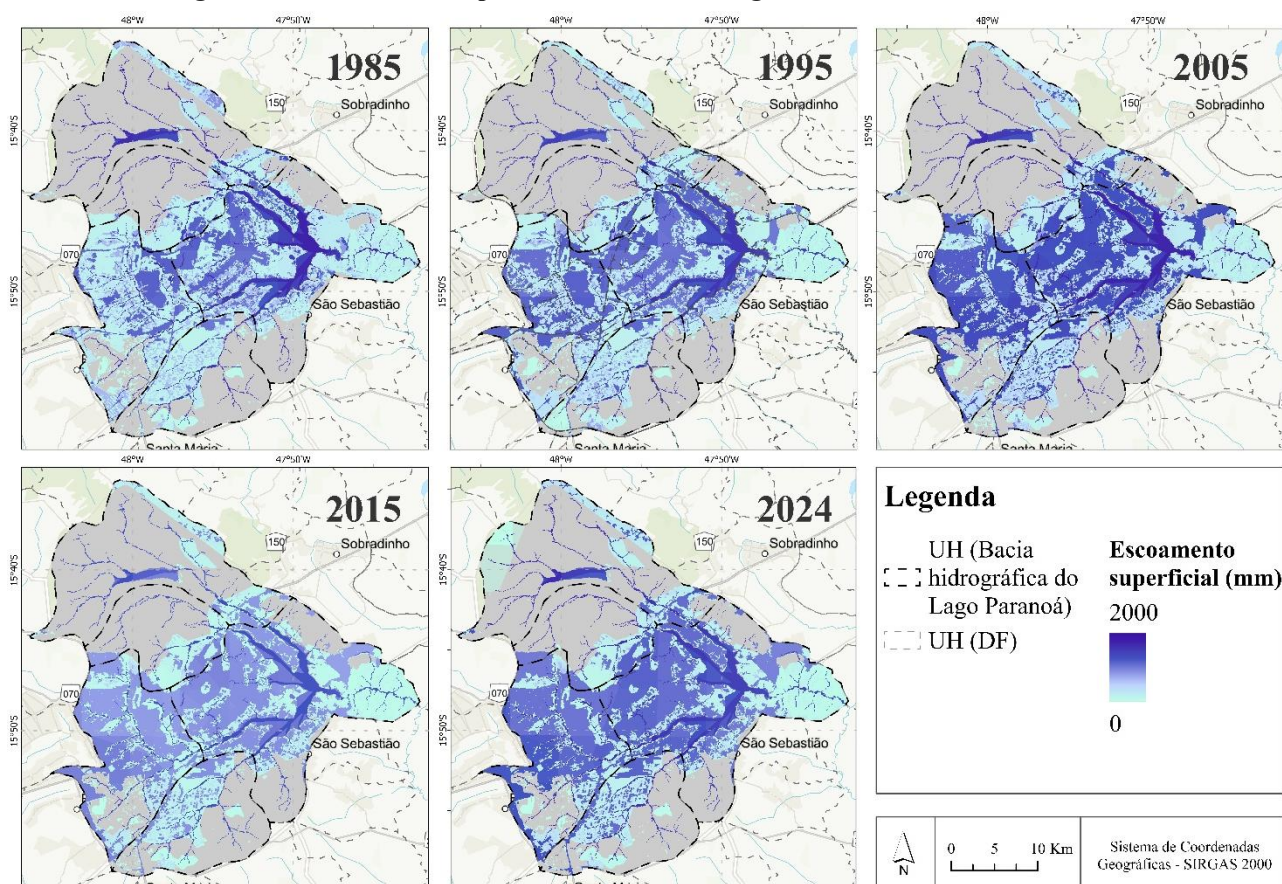
Em contraste, a UH Ribeirão do Torto registrou o menor valor médio (163 mm) e foi a única tendência de declínio (-0,3 mm/ano). A UH Córrego Bananal apresentou uma média de 202 mm com aumento de 1,3 mm/ano, enquanto o Ribeirão do Gama apresentou uma média de 230 mm/ano com crescimento de 1,1 mm/ano influenciado pela urbanização do Park Way e Lago Sul (Figuras 20 e 21).

Figura 20 – Escoamento superficial médio entre 1985 e 2024 nas Unidades Hidrográficas da Bacia do Lago Paranoá.



Fonte: Elaboração própria com dados de escoamento superficial do SWY.

Figura 21 – escoamento superficial na Bacia do Lago Paranoá entre 1985 e 2024.



Fonte: Elaboração própria com dados de escoamento superficial do SWY e do GeoPortal (2024).

A correlação entre precipitação e escoamento superficial é evidente nas séries históricas, com anos mais chuvosos correspondendo a maiores picos de escoamento e, vice-versa (Figuras 14 e 20). A Figura 21 confirma que as porções centrais e oeste da bacia, correspondentes às áreas urbanizadas, mantêm os maiores volumes de escoamento, ainda que com as oscilações decorrentes da variabilidade climática interanual.

Contudo, a tendência de aumento do escoamento superficial frente à diminuição da precipitação na série histórica evidencia a influência da urbanização na dinâmica hidrológica da bacia. A impermeabilização do solo e a perda de cobertura vegetal se tornaram fatores determinantes nas alterações hidrológicas, conforme comprovado pelo contraste entre as UHs intensamente urbanizadas com maiores aumentos do escoamento e a UH Ribeirão do Torto, que apresentou as menores alterações na cobertura do solo e teve uma diminuição do escoamento.

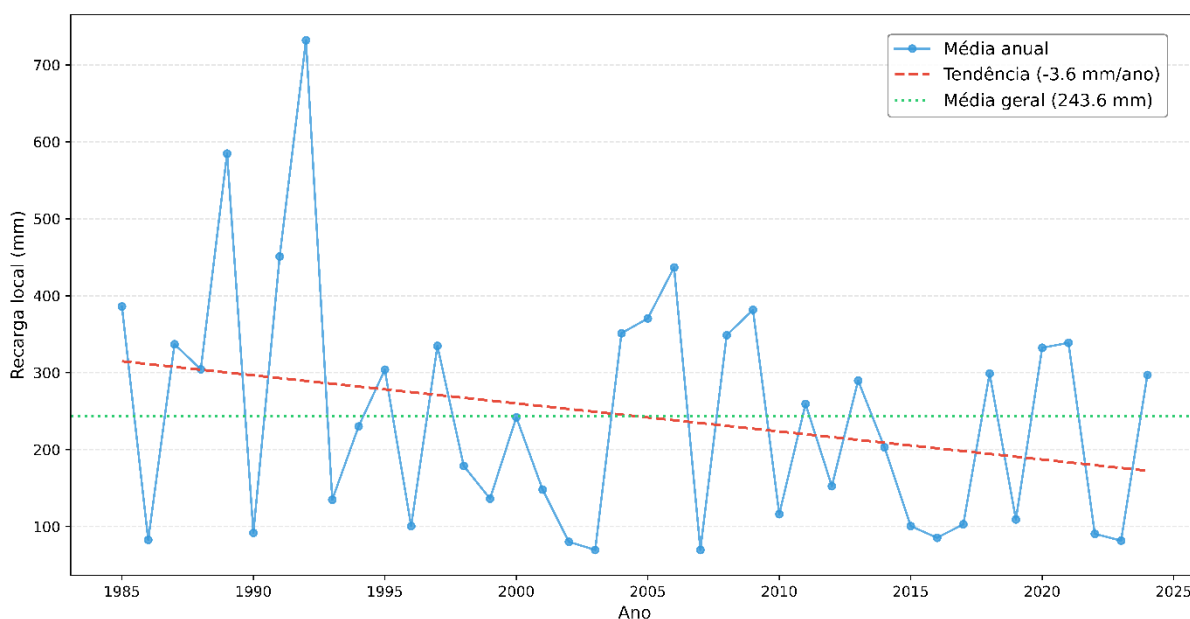
Como consequência, observa-se maior vulnerabilidade no controle de enchentes e na regulação hídrica, apresentadas, por exemplo, em alagamentos no Plano Piloto e em processos

erosivos nas margens fluviais entre Guará e guas Claras (SANTOS; ANDRADE, 2023; ADAMATTI; COSTA; KOIDE, 2023).

4.5 RECARGA LOCAL

A bacia apresentou uma recarga hídrica média anual de 244 mm durante o período analisado, porém com uma alta variabilidade interanual de 58%, refletindo a sensibilidade deste processo às flutuações climáticas e antrópicas. Os valores extremos, máximo de 732 mm em 1992 e mínimos de 70 mm em 2003 e 2007, demarcam a amplitude de recarga da bacia. A tendência de declínio de 3,6 mm/ano, ainda que não estatisticamente significativa, aponta para uma progressiva redução da capacidade de recarga, o que amplia a vulnerabilidade hídrica durante eventos de estiagem (Figura 22).

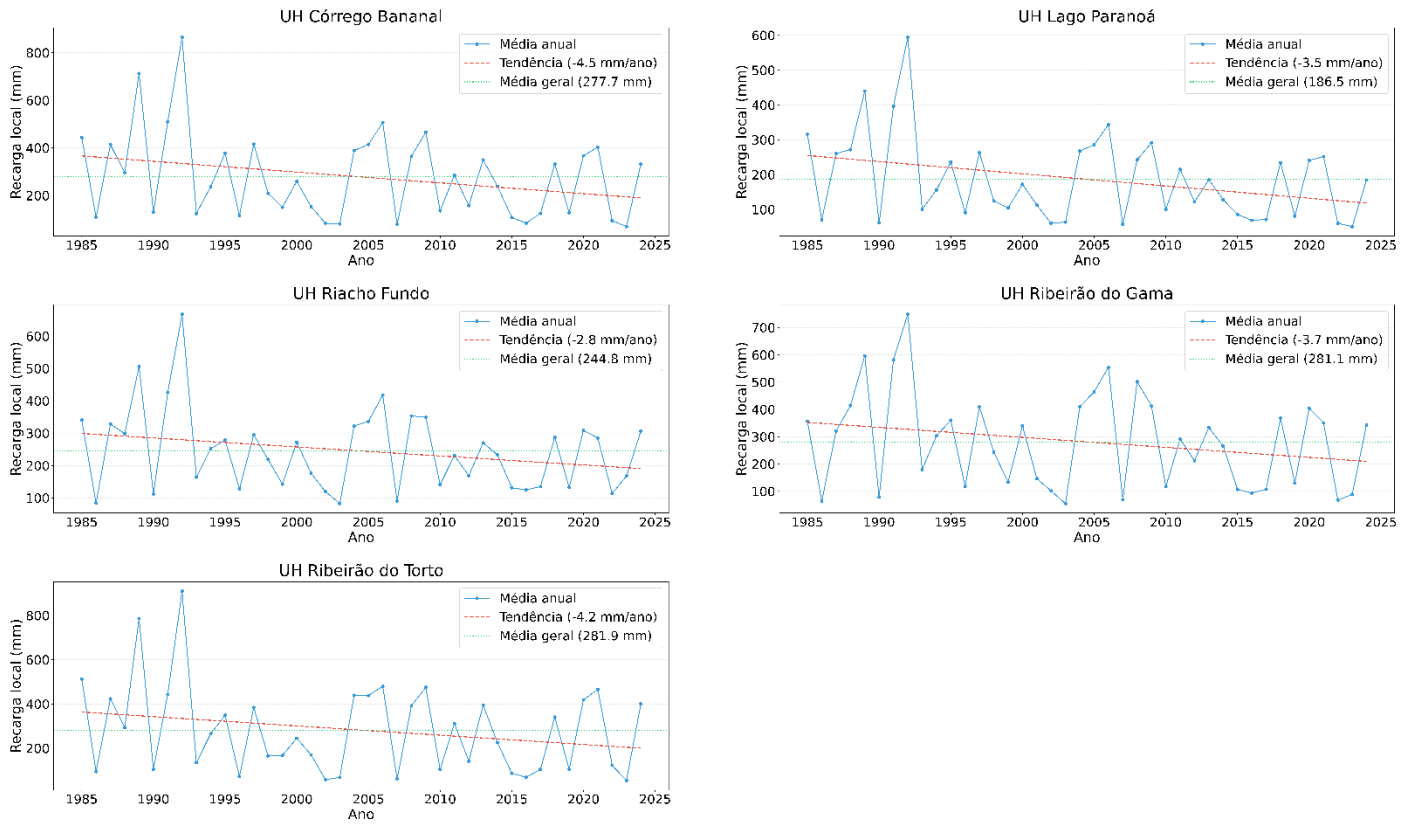
Figura 22 – Recarga local média entre 1985 e 2024 na Bacia do Lago Paranoá.



Fonte: Elaboração própria com dados de recarga local do SWY.

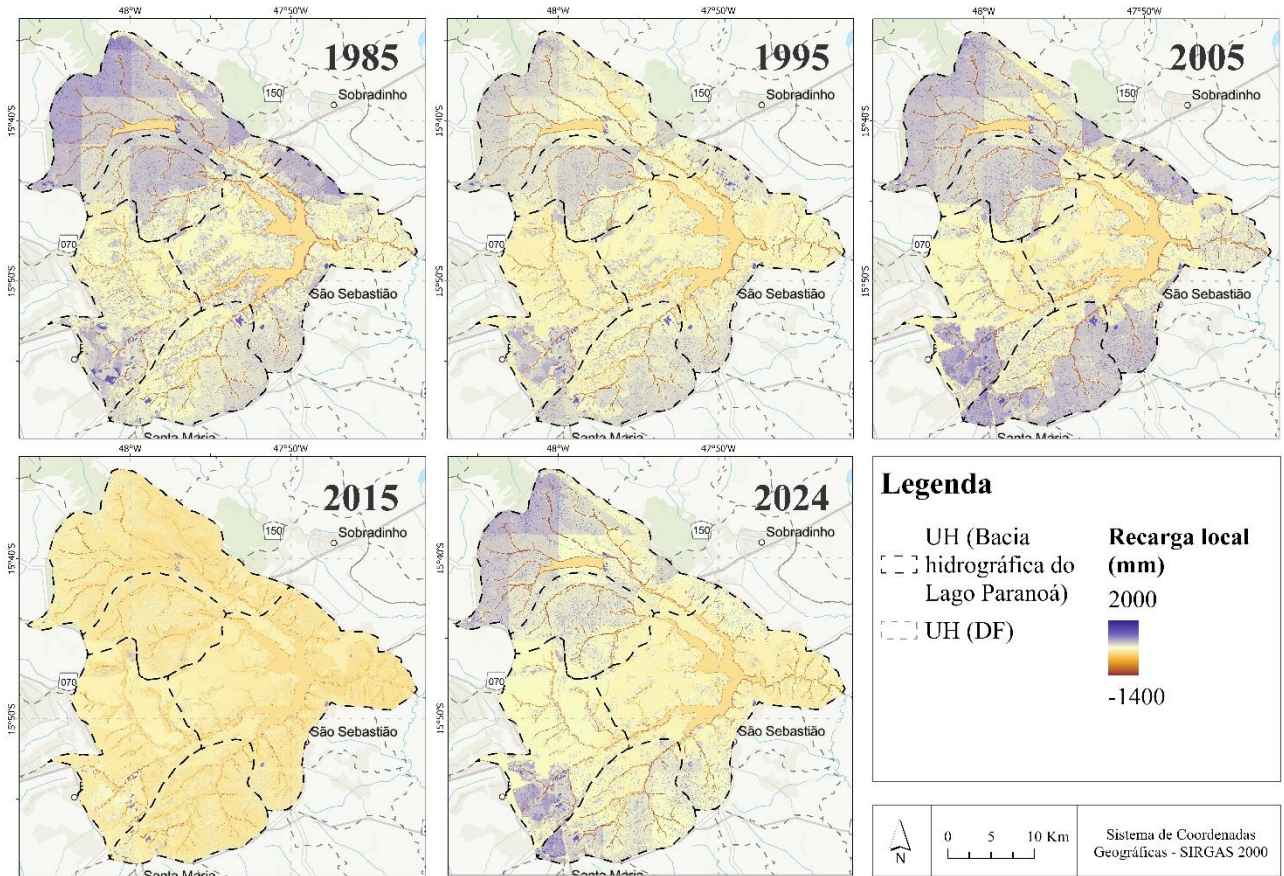
Todas as UHs apresentaram tendências de redução, porém com magnitudes distintas. As UHs Ribeirão do Torto (282 mm/ano) e Córrego do Bananal (278 mm/ano) mantiveram as maiores médias, mas registraram os declínios mais acentuados. Em contraste, as UHs Lago Paranoá (186 mm/ano) e Riacho Fundo (245 mm/ano) apresentaram os menores valores médios de recarga (Figuras 23 e 24).

Figura 23 – Recarga local média entre 1985 e 2024 nas Unidades Hidrográficas da Bacia do Lago Paranoá.



Fonte: Elaboração própria com dados de recarga local do SWY.

Figura 24 – Recarga local na Bacia do Lago Paranoá entre 1985, 1995 e 2024.



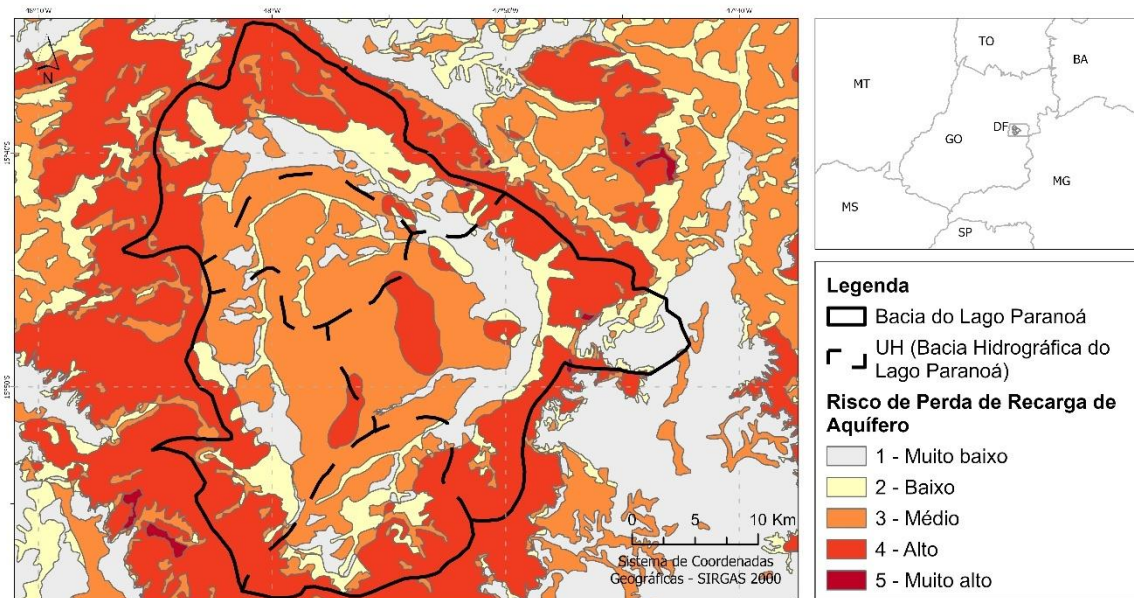
Fonte: Elaboração própria com dados de recarga local do SWY e do GeoPortal (2024).

A tendência geral de queda resulta da interação entre três fatores: redução pluviométrica, diminuição da evapotranspiração real e aumento do escoamento superficial. Mesmo áreas com cobertura vegetal preservada, que são as maiores produtoras de água, como Ribeirão do Torto e Córrego do Bananal, sofrem os efeitos combinados da menor precipitação e do aumento da temperatura, indicando que as mudanças climáticas já afetam negativamente a capacidade de fornecimento de serviços ecossistêmicos hidrológicos nessas áreas. Nas regiões urbanizadas, a impermeabilização do solo, dada as mudanças de sua cobertura, também é um fator que compromete a recarga dos aquíferos.

A perda de recarga constitui um risco ecológico conforme definido pela Matriz Ecológica do ZEE-DF (2019a), considerando maiores riscos para as áreas com maior produção de água, onde interferências negativas resultam em maiores impactos para este serviço ecossistêmico. A distribuição espacial do risco na bacia mostra que, aproximadamente, 29% da bacia apresenta risco muito baixo ou baixo, localizando-se principalmente nos corpos hídricos e imediações, 37% possui risco médio, concentrado na porção central da bacia, e 33% exibe risco alto a muito

alto, formando um anel prioritário de recarga na divisa da bacia, área estratégica para todo o DF (Figura 25).

Figura 25 – Risco ecológico de perda de recarga de aquífero na Bacia do Lago Paranoá.



Fonte: Elaboração própria com dados de ZEE-DF (2019a).

O ZEE-DF (2019a) afirma que os maciços de Cerrado são as áreas mais importantes para a produção de água no DF e que ainda se encontram em condição para pleno cumprimento de suas funções ecossistêmicas.

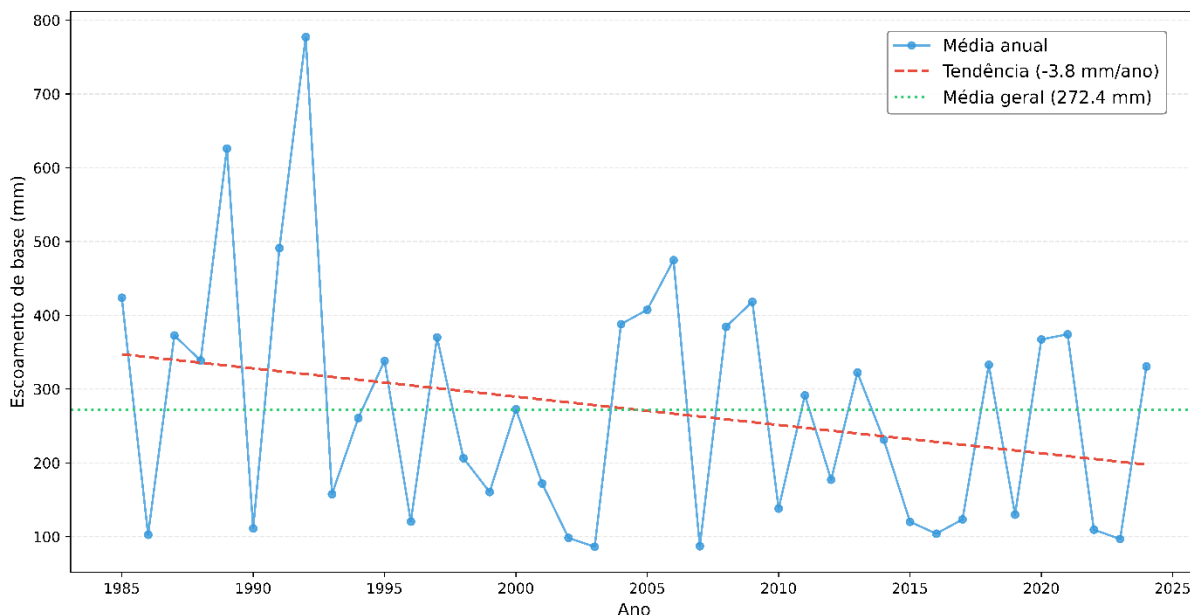
Os resultados deste estudo corroboram as afirmações do ZEE-DF quanto à relevância dessas áreas para a disponibilidade hídrica regional. No entanto, os dados analisados não permitem afirmar que tais áreas ainda estejam em pleno cumprimento de suas funções ecossistêmicas relacionadas à recarga local. A tendência de declínio identificada nas unidades hidrológicas associadas a essas áreas protegidas indica que pressões externas, como as mudanças climáticas, já afetam esses ambientes estratégicos, representando risco para a segurança hídrica do DF.

4.6 ESCOAMENTO DE BASE

O escoamento de base na bacia apresentou uma média anual de 272 mm, porém com elevada variabilidade interanual de 58%. Os valores extremos, máximo de 775 mm em 1992 e mínimos de 87 mm em 2003 e 2007, demarcam a amplitude deste fluxo hídrico. A tendência

de redução de 3,8 mm ao ano, embora não estatisticamente significativa, aponta para uma diminuição gradual do aporte hídrico subterrâneo, comprometendo a manutenção das vazões fluviais, principalmente, durante a estação seca (Figura 26).

Figura 26 – Escoamento de base médio entre 1985 e 2024 na Bacia do Lago Paranoá.

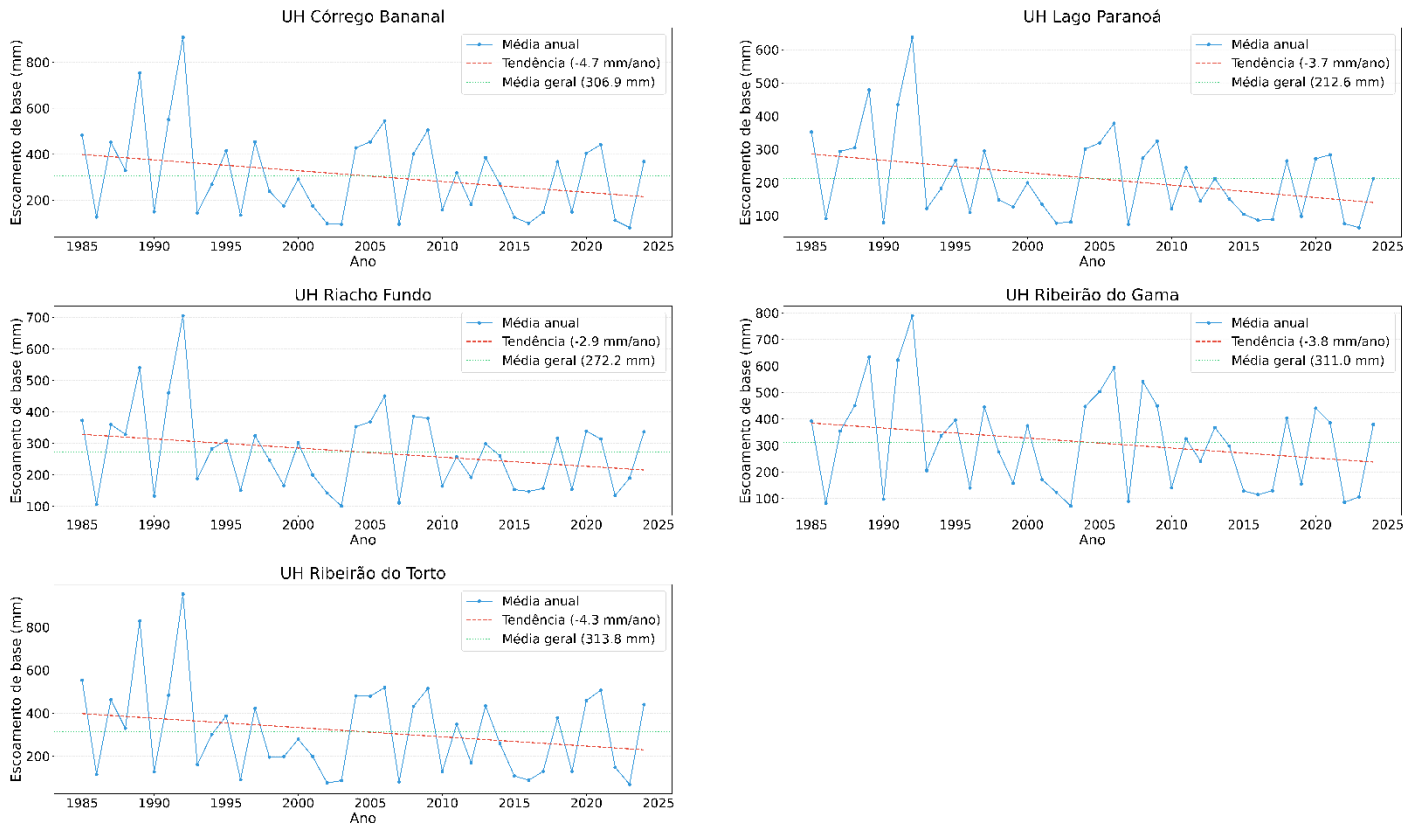


Fonte: Elaboração própria com dados de escoamento de base do SWY.

A distribuição espacial revela padrões semelhantes aos observados na recarga local. As UHs Ribeirão do Torto (314 mm/ano) e Córrego Bananal (307 mm/ano), com maior cobertura vegetal e solos mais permeáveis, mantêm os maiores valores de escoamento de base. No entanto, também registram os declínios mais acentuados (-4,3 e -4,7 mm/ano), evidenciando que mesmo áreas protegidas estão vulneráveis às mudanças climáticas.

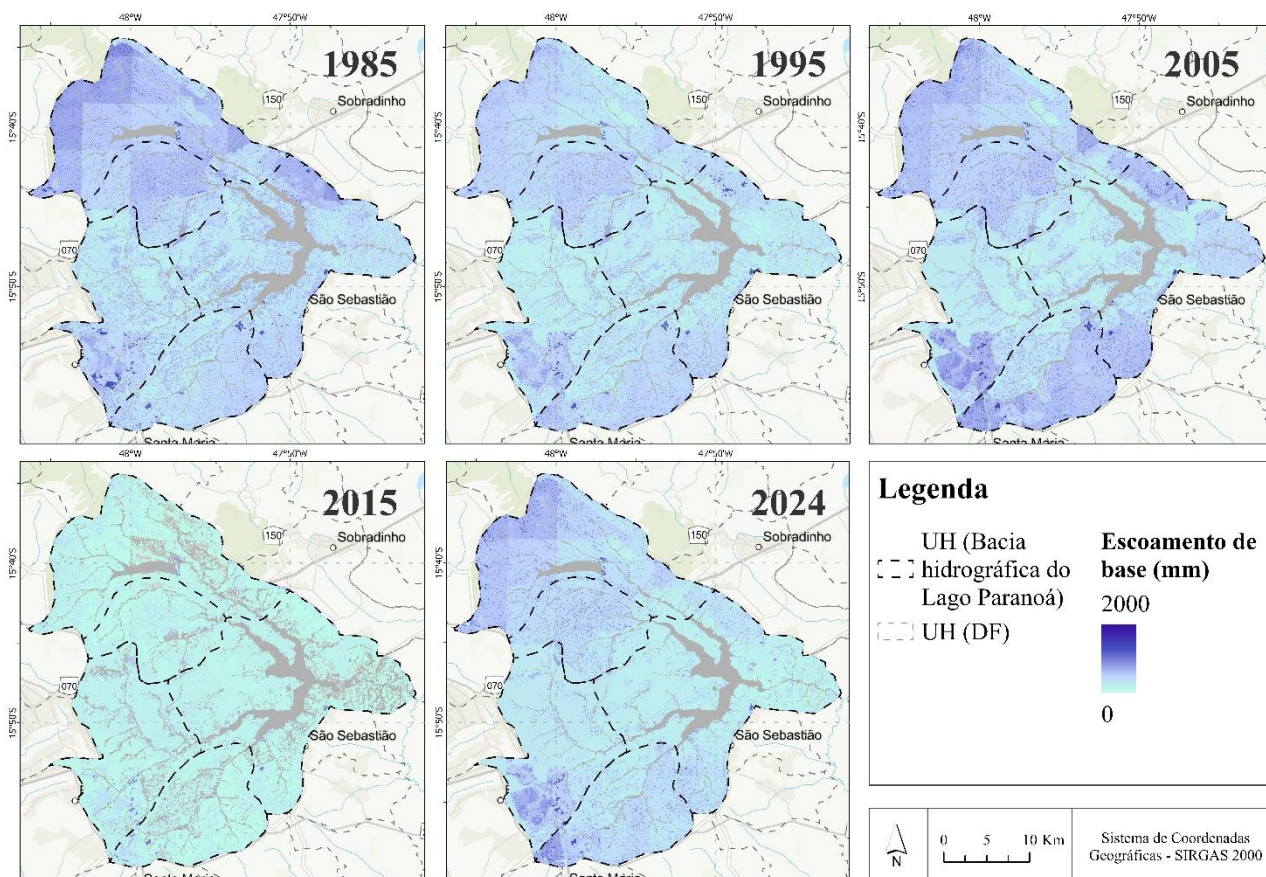
Por outro lado, as UHs Lago Paranoá (213 mm/ano) e Riacho Fundo (272 mm/ano), mais urbanizadas e impermeabilizadas, apresentam os menores valores. Nessas áreas, a intensa impermeabilização compromete a infiltração, resultando em recargas mínimas e escoamento de base reduzido, com pouca ou nenhuma contribuição para a vazão fluvial (Figuras 27 e 28).

Figura 27 – Escoamento de base médio entre 1985 e 2024 nas Unidades Hidrográficas da Bacia do Lago Paranoá.



Fonte: Elaboração própria com dados de escoamento de base do SWY.

Figura 28 – Escoamento de base na Bacia do Lago Paranoá em 1985 e 2024.



Fonte: Elaboração própria com dados de escoamento de base do SWY e do GeoPortal (2024).

Considerando que o escoamento de base representa o fluxo sustentado pelos aquíferos e que mantém as vazões dos rios durante estiagens, sua diminuição geral é reflexo da redução da recarga local e indica o comprometimento progressivo da capacidade de provisão hídrica do ecossistema. Resultados alinhados com o esperado para as bacias do Cerrado de acordo com Ferraz *et al.* (2025) Salmona *et al.* (2023).

Agravando este cenário, observa-se o aumento de valores de recarga local iguais ou inferiores a zero nas adjacências dos corpos hídricos (representados pela cor cinza na Figura 28), condição que implica em fluxo de base nulo e contribui para a intermitência de cursos d'água. Neste contexto, as unidades hidrográficas com maior cobertura vegetal, como Ribeirão do Torto, Córrego Bananal e o maciço de Cerrado no Ribeirão do Gama, desempenham papel importante na resiliência hídrica, pois a vegetação nativa favorece a infiltração, reduz o escoamento superficial e garante aporte contínuo aos cursos d'água mesmo em períodos secos. Apesar das tendências de declínio, estas áreas ainda sustentam os maiores volumes de

escoamento de base, evidenciando a relevância estratégica de sua conservação para a segurança hídrica da bacia.

4.7 UNIDADES HIDROLÓGICAS E SUBZONAS DO ZEE-DF

Além dos diagnósticos feitos pelas matrizes ecológica e socioeconômica, as diretrizes propostas pelo ZEE-DF (2019b) também são fundamentadas por cenários exploratórios (tendencial e desejado) feitos entre 2012 e 2014.

O cenário tendencial se refere ao prognóstico da situação atual sem considerar a implementação de novas medidas de gestão, projetando o agravamento das condições atuais. Nele está previsto riscos climáticos, como o aumento da temperatura em todas as estações do ano e a diminuição da precipitação, especialmente no verão, além de anomalias nos regimes de chuvas. Como consequência, as projeções hidrológicas associadas às mudanças climáticas indicam que a variabilidade natural do clima e as mudanças climáticas podem afetar as vazões por décadas.

No que se refere às mudanças no uso do solo, o ZEE-DF (2019b) prevê a expansão de áreas habitacionais e a consolidação de regiões já urbanizadas. Ainda projeta que o aumento da demanda por moradias exercerá pressão sobre os mananciais de abastecimento, seja pelo maior consumo de recursos hídricos, seja pela elevada geração de efluentes com reduzida capacidade de diluição, o que pode resultar na contaminação de corpos hídricos e na necessidade de captação em bacias mais distantes.

O cenário desejado, por sua vez, foi construído sob premissas que visam aumentar a resiliência territorial frente aos impactos das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos. Projeta-se, para longo prazo, uma dinamização econômica sustentável e a melhoria de indicadores ambientais, como a redução do desmatamento e o incremento na qualidade e quantidade da água. Isso se concretizaria por meio de medidas de regulação do uso e ocupação do solo, adoção de técnicas conservacionistas de manejo do solo e da água, e aplicação de conceitos de infraestrutura verde.

A análise dos dados desta pesquisa sugere a concretização do cenário tendencial. Verifica-se a ocorrência dos padrões climáticos projetados, caracterizados pela elevação das temperaturas e diminuição da precipitação, em conjunto com a consolidação do adensamento urbano. Além disso, essa conjunção de fatores exerce impactos negativos já perceptíveis na dinâmica hidrológica.

Com base na análise integrada de mudanças climáticas, cobertura do solo e dinâmica hidrológica realizada nesta pesquisa, segue avaliação mais aprofundada entre a conformidade das tendências observadas em cada UH com as diretrizes e vocações estabelecidas nas subzonas pelo ZEE-DF (2019b).

As UHs Ribeirão do Torto e Córrego Bananal são compostas em mais de 90% pela Subzona de Diversificação Produtiva e de Serviços Ecosistêmico (SZSE) 1, área de máxima permeabilidade do DF e principal produtora de água para abastecimento público. Essa subzona tem como vocação assegurar a produção hídrica em quantidade e qualidade compatíveis com o abastecimento público, permitindo apenas atividades de Economia da Conservação (N1) e do setor primário (N2), além de garantir a preservação do PARNA de Brasília (ZEE-DF, 2019b).

Os resultados confirmam a efetividade da proteção integral conferida pelo PARNA Brasília, evidenciada pela manutenção de elevada cobertura de vegetação nativa do Cerrado nessas UHs. Estas áreas também comprovam seu papel hidrológico estratégico como as maiores produtoras de recarga local e escoamento de base da bacia.

No entanto, os resultados mostram que as pressões climáticas em curso podem estar comprometendo progressivamente a capacidade dessas áreas de manterem seus serviços ecosistêmicos hidrológicos. Este quadro é alarmante, uma vez que qualquer perda na capacidade produtiva dessa subzona impacta diretamente o abastecimento público, em especial na UH Ribeirão do Torto, que alimenta a barragem de Santa Maria, segunda maior fonte de abastecimento do DF.

A SZSE 5, que abrange 88% da UH Ribeirão do Gama, caracteriza-se pela predominância de vegetação nativa do Cerrado e baixa pressão antrópica, tendo como objetivo a preservação e conservação ambientais, e a garantia da produção hídrica para abastecimento público por meio da manutenção dos maciços ecológicos e dos baixos níveis de impermeabilização do solo, e de atividades N1 e N2 (ZEE-DF, 2019b).

A análise do uso do solo confirma as afirmações do ZEE-DF de que as áreas da APA Ribeirões do Gama e Cabeça do Veado integradas à Reserva da Biosfera do Cerrado se mantiveram efetivamente preservadas. Em contraste, as áreas da APA próximas à ZEEDPE tiveram conversão antrópica mais expressiva.

Do ponto de vista hidrológico, a UH do Ribeirão do Gama apresentou a menor produção média de água entre as unidades da ZEEPSE, o que se atribui a sua maior pressão antrópica. Além disso, ainda que de forma menos acentuada, possui tendências de redução na recarga subterrânea e no escoamento de base, que acompanham o comportamento observado nas UHs

da SZSE 1, indicando uma vulnerabilidade partilhada entre as pressões climáticas e antrópicas que ultrapassam as diretrizes desta subzona.

A Subzona de Dinamização Produtiva com Equidade (SZDPE) 3 abrange 86% da UH Riacho Fundo, configura-se como uma área de comprometimento da quantidade e qualidade das águas do lago Paranoá. Caracterizada por significativa presença humana e um histórico de ocupação associado a processos de grilagem de terras, a subzona tem como diretriz principal promover a integridade ecológica do lago Paranoá e de seus cursos tributários. Para tanto, destina-se a assegurar a disponibilidade hídrica em padrões adequados para usos múltiplos, mediante a manutenção da permeabilidade do solo, proteção de nascentes, implementação de infraestrutura de saneamento ambiental e fomento das atividades N1, N2 e N3 (setor terciário) (ZEE-DF, 2019b).

Os dados desta UH confirmam a maior pressão antrópica por mudança de cobertura do solo entre as analisadas, refletindo sua vocação para maior densidade ocupacional. Também, há a tendência de declínio na provisão hídrica, atribuída tanto ao avanço da urbanização quanto aos efeitos das mudanças climáticas. Este cenário compromete a capacidade da subzona em cumprir sua função de garantir água em quantidade e qualidade adequadas para o lago Paranoá, indicando que diretrizes do ZEE, como combate aos parcelamentos irregulares e a implementação de sistemas de áreas verdes permeáveis intraurbanas, precisam ser fomentadas para conciliar desenvolvimento urbano e sustentabilidade hídrica.

A SZDPE 4 abrange 59% da UH Lago Paranoá e apresenta desafios relacionados à erosão, conservação de nascentes, lançamento de efluentes e gestão de drenagem pluvial. Apesar da considerável presença humana consolidada na área, os impactos diretos sobre o lago se encontram parcialmente controlados devido ao seu tombamento como Patrimônio Histórico Nacional.

A SZDPE 4 tem como vocação prioritária o fomento a atividades N3 relacionadas à cultura e ao turismo, desde que compatíveis com a preservação do patrimônio histórico e a proteção ecológica do lago Paranoá. Para garantir a manutenção da quantidade e qualidade de suas águas para usos múltiplos, as diretrizes enfatizam o controle da impermeabilização do solo, a proteção de nascentes e a conservação dos corpos hídricos, integrando desenvolvimento socioeconômico e sustentabilidade ambiental (ZEE-DF, 2019b).

Em termos de urbanização, esta subzona apresenta uma intensidade de ocupação territorial inferior à observada na SZDPE 3, embora ainda assim exerça pressão significativa sobre os serviços ecossistêmicos hidrológicos. O avanço da impermeabilização do solo tem elevado as

taxas de escoamento superficial, aumentando os desafios de drenagem urbana. Adicionalmente, a região tem experimentado uma tendência de redução nos volumes de precipitação, o que, combinado com os demais fatores antrópicos, tem impactado negativamente a recarga do lago Paranoá e nos demais corpos hídricos, comprometendo sua estabilidade hídrica.

A SZDPE 5 também se localiza majoritariamente na UH Lago Paranoá, mais especificamente, na RA do Lago Norte, com o objetivo de desonerar a área central de Brasília. Caracteriza-se também como ameaça ao lago Paranoá, marcada por pressão por adensamentos urbanos e desafios para assegurar mitigação dos altos riscos ambientais. É destinada à garantia de quantidade e qualidade das águas do Lago Paranoá por meio da manutenção das áreas de recarga de aquíferos, do controle da impermeabilização do solo, proteção de nascentes e corpos hídricos e aporte de infraestrutura de saneamento ambiental asseguradas, com prioridade para atividades dos tipos N1 e N3 (ZEE-DF, 2019b).

Os resultados desta pesquisa sugerem um padrão compatível com o forte adensamento urbano previsto no zoneamento, registrando a maior perda percentual de vegetação nativa entre as RAs da UH Lago Paranoá, confirmando sua condição de vetor emergente de expansão urbana. Contudo, evidencia-se o comprometimento de sua vocação hidrológica, uma vez que a RA apresentou a mais expressiva redução de recarga local em comparação com as demais áreas da UH (Figura 23), indicando um desalinhamento entre os objetivos de conservação hídrica e as dinâmicas de ocupação do solo em curso.

Por fim, a SZDPE 7 ocupa 15% da UH Lago Paranoá, na RA Paranoá, embora sua atuação seja mais estratégica para a Bacia do Rio São Bartolomeu (ZEE-DF, 2019b). Destinada ao gerenciamento do alto risco de erosão e assoreamento deste rio, esta subzona apresentou aumento do escoamento superficial e redução do escoamento de base. Estas tendências reforçam a necessidade de intensificar as medidas de controle erosivo e conservação do solo para assegurar o cumprimento de sua vocação no zoneamento.

O ZEE-DF reconhece a necessidade de planejar e executar um zoneamento que incorpore cenários de intensificação de riscos climáticos e hidrológicos. Essa abordagem prospectiva confere ao instrumento capacidade de atuação efetiva no enfrentamento desses riscos em prazos curtos e longos. Os resultados desta pesquisa validam essa premissa, demonstrando que o cenário tendencial do zoneamento, que prevê mudanças climáticas e de cobertura do solo, perda na capacidade de abastecimento e regulação hídrica, vem se confirmando tanto no período anterior quanto posterior à sua vigência em todas as subzonas presentes na bacia em estudo.

Diante desse quadro, a concretização do cenário desejado de segurança hídrica e resiliência territorial exige a implementação de medidas de curto prazo, paralelamente a efetiva execução e monitoramento das ações de longo prazo previstas no instrumento. Essa abordagem é essencial para reverter as tendências negativas identificadas nesta pesquisa quanto à provisão e regulação hídricas, realinhando o desenvolvimento territorial às vocações estabelecidas para as zonas e subzonas.

5. CONCLUSÃO

Esta pesquisa avaliou os serviços ecossistêmicos de abastecimento e regulação hídrica na bacia do Lago Paranoá por meio da modelagem SWY do InVEST, analisando também as mudanças no uso e ocupação do solo, nos regimes de precipitação e na evapotranspiração e suas influências na dinâmica hidrológica no período de 1985 a 2024.

Os resultados apontam para um cenário em que a urbanização, combinada com a redução das chuvas e da evapotranspiração real, alterou o regime hidrológico local. O principal reflexo observado é o aumento do escoamento superficial, e as reduções da recarga subterrânea e do escoamento de base, comprometendo tanto a capacidade de regulação quanto o potencial de abastecimento da bacia.

A relevância de UCs, como o PARNA e a Reserva da Biosfera do Cerrado, ficam em evidência ao se confirmarem como as maiores produtoras de água, reforçando a conservação das áreas nativas como importante estratégia para a segurança hídrica do DF. Contudo, a tendência de degradação dos serviços hídricos se manifesta mesmo em UHs com predominância de Cerrado nativo, sinalizando a influência das mudanças climáticas para agravar este quadro.

As UHs mais urbanizadas possuem os maiores aumentos de escoamento superficial, reflexo da pressão combinada das mudanças no uso do solo e do clima. Portanto, torna-se relevante adotar um ordenamento territorial mais sustentável para a bacia, que inclua a compensação de áreas de recarga e a instituição de diretrizes que assegurem o balanço de áreas permeáveis prioritárias para a recarga de aquíferos, conforme preconizado pelo ZEE-DF (2019b).

Ao comparar as tendências observadas na bacia e as diretrizes do ZEE-DF, constata-se que, embora as vocações das áreas estabelecidas pelo zoneamento tenham sido confirmadas, as perdas de serviços ecossistêmicos vão na direção oposta às instruções de sustentabilidade propostas. Essa dissonância reforça a necessidade executar de forma mais efetiva as diretrizes existentes e utilizá-las como orientação para outras políticas públicas.

De modo geral, este trabalho reforça a importância de uma abordagem integrada para a gestão hídrica, que considere simultaneamente as pressões antrópicas e climáticas. Os resultados gerados oferecem subsídio para tomadas de decisão e orientação de políticas públicas que visem a prevenção de escassez hídrica e o controle de eventos extremos.

Em sua maioria, os resultados não apresentaram significância estatística robusta, possivelmente devido à elevada variabilidade interanual das variáveis analisadas e às limitações de disponibilidade e resolução dos dados. Sendo assim, para pesquisas futuras, recomenda-se ampliar o período de análise e incorporar séries temporais mais longas e explorar bases de dados complementares com o objetivo de fortalecer as inferências estatísticas.

Sugere-se também aprofundar a análise da sazonalidade dos serviços ecossistêmicos hídricos, especialmente durante períodos críticos, como a estiagem, de modo a identificar padrões e pressões que podem não ser detectados em análises anuais agregadas.

Por fim, recomenda-se comparar os resultados obtidos pelo modelo SWY com outros modelos hidrológicos e com instrumentos de gestão de recursos hídricos aplicáveis à área de estudo, como o Plano de Recursos Hídricos da bacia. Assim como validar a modelagem a partir de dados de estações hidrometeorológicas, de modo a avaliar a robustez e a consistência das estimativas produzidas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABATZOGLOU, J. T.; DOBROWSKI, S. Z.; PARKS, S. A.; HEGEWISCH, K. C. TerraClimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958-2015. **Scientific Data**, v. 5, n. 1, 2018. DOI: 10.1038/sdata.2017.191.

ADAMATTI, C. D.; COSTA, M. E. L.; KOIDE, S. Estudo hidrodinâmico do escoamento superficial de águas pluviais de um evento extremo em uma bacia urbana no setor noroeste – DF. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 25., 2023, Aracaju. **Anais [...]**. Porto Alegre: ABRHidro, 2023.

ADASA (Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal). **Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal (PGIRH)**. Brasília, DF: ADASA, 2024.

ALLEN, R. G.; PEREIRA, S. L.; RAES, D.; SMITH, M. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. Roma: FAO, 1998.

ANA (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico). **HidroWeb: sistemas de informações hidrológicas**. Brasília, DF: ANA, 2024. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/>. Acesso em: 7 jan. 2025.

ANA (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico). **Impacto da mudança do clima nos recursos hídricos no Brasil: sumário executivo**. Brasília, DF: ANA, 2024. Disponível em: https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/noticias-e-eventos/noticias/ana-lanca-estudo-sobre-impactos-da-mudanca-climatica-nos-recursos-hidricos-das-diferentes-regioes-do-brasil/resumo-executivo_26012024.pdf. Acesso em: 11 jul. 2024.

ANA (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico). **Outros sistemas hídricos: Distrito Federal**. Brasília, DF: ANA, 2025. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/sar/outros-sistemas-hidricos/df>. Acesso em: 8 set. 2025.

ANA (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico). **Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos - SNIRH**. Brasília, DF: ANA, 2013. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/metadata/7bb15389-1016-4d5b-9480-5f1acdadd0f5>. Acesso em: 29 jun. 2024.

ANA (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico). **Unidades de Conservação**. Brasília, DF: ANA, 2024. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/9407d38f-84d2-48ea-97dd-ee152c493043>. Acesso em: 16 fev. 2025.

ANJINHO, P. S.; BARBOSA, M. A. G. A.; MAUAD, F. F. Evaluation of InVEST's Water Ecosystem Service Models in a Brazilian Subtropical Basin. **Water**, v. 14, n. 10, p. 1559, 2022.

ARAÚJO, P. C. *et al.* Avaliação da qualidade da água numa microbacia com diferentes tipos de uso agrícola, por meio de geoprocessamento. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15., 2011, Curitiba. **Anais [...]**. São José dos Campos: INPE, 2011.

BENDITO, Bianca Pietsch Cunha. **Modelagem hidrossedimentológica e dos serviços ecossistêmicos da Bacia do Rio Pardo (MG) em função do uso e cobertura do solo e do clima**. 2023. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) — Universidade de Brasília, Brasília, 2023.

BENRA, F.; DE FRUTOS, A.; GAGLIO, M.; ÁLVAREZ-GARRETÓN, C.; FELIPE-LUCIA, M.; BONN, A. Mapping water ecosystem services: Evaluating InVEST model predictions in data scarce regions. **Environmental Modelling & Software**, v. 138, p. 104982, 2021. DOI: 10.1016/j.envsoft.2021.104982.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 19 jul. 2000. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm. Acesso em: 20 out. 2025.

BRAUMAN, K. A.; DAILY, G. C., DUARTE, T. K. E.; MOONEY, H. A. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 32, n. 1, p. 67–98, 2007. DOI: 10.1146/annurev.energy.32.031306.102758.

BUCKLEY, S. M. *et al.* NASADEM (User Guide). Pasadena: National Aeronautics and Space Administration. **Jet Propulsion Laboratory, California Institute of Technology**, v. 48, 2020.

CAESB (Companhia Ambiental do Distrito Federal). **Plano de Gestão e Preservação do Lago Paranoá: produto 1 – levantamento, caracterização e situação atual**. Brasília, DF: CAESB, 2003. 289 p.

CAMPOS, O.; CHAVES, H. M. L. Tendências e variabilidades nas séries históricas de precipitação mensal e anual no Bioma Cerrado no período 1977-2010. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 35, p. 157-169, 2020.

CIRAT (Centro Internacional de Água e Transdisciplinaridade). **Projeto “Águas do Paranoá: plantando sustentabilidade no coração do Brasil”**. Brasília, DF: CIRAT, 2023.

CLIMATE HAZARDS CENTER. **CHIRPS: Rainfall Estimates from Rain Gauge and Satellite Observations**. Santa Barbara: University of California, 2025. Disponível em: <https://data.chc.ucsb.edu/products/CHIRPS-2.0/>. Acesso em: 25 mar. 2025.

CODEPLAN (Companhia de Planejamento do Distrito Federal). **Um panorama das águas do Distrito Federal**. Brasília, DF: Codeplan, 2020.

DA SILVA, M. S.; DE CASTRO, K. B.; CICERELLI, R. J.; DE ALMEIDA, T. Implementação de novas áreas urbanas para o Distrito Federal: uma perspectiva de expansão sustentável. **Revista Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 23, n. 88, p. 119-136, ago. 2022.

DAILY, G. C. Introduction: what are ecosystem services. **Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems**, v. 1, n. 1, 1997.

DISTRITO FEDERAL. **Lei nº 6.269, de 29 de janeiro de 2019**. Institui o Zoneamento Ecológico-Econômico do Distrito Federal - ZEE-DF e dá outras providências. Diário Oficial do Distrito Federal, Distrito Federal, 30 jan. 2019.

EHRlich, P. R.; EHRlich, A. H. Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species. New York: Random House, 1981.

EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). Sistema brasileiro de classificação de solos. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos: Rio de Janeiro**, v. 3, 2021. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/solos-tropicais/sibcs/chave-do-sibcs/>. Acesso em: 10 set. 2025.

FERRAZ, L. L.; PRADO, R. B.; PARRON, L. M.; CAMPANHA, M. M. Climate and land use changes impacts on streamflow in the Brazilian Cerrado basin. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 25, n. 2, p. 357-366, 2025.

FERRAZ, R. P. D. *et al.* Marco referencial em serviços ecossistêmicos. **Brasília, DF: Embrapa**, v. 160, 2019.

FONSECA, M. R. S.; STEINKE, E. T. Diagnóstico dos recursos hídricos superficiais no Distrito Federal. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 10., 2003, Rio de Janeiro. **Anais [...]**. Rio de Janeiro: UFRJ, 2003.

GEOPORTAL. **GeoPortal do Distrito Federal**. Brasília, DF: 2024. Disponível em: <https://www.geoportal.seduh.df.gov.br/geoportal/>. Acesso em: 22 jun. 2024.

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

HALDER, S.; DAS, S.; BASU, S. Estimation of seasonal water yield using InVEST model: a case study from West Bengal, India. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 15, n. 14, p. 1293, 2022. DOI: 10.1007/s12517-022-10551-2.

HOFMANN, G. S. *et al.* The Brazilian Cerrado is becoming hotter and drier. **Global Change Biology**, v. 27, n. 17, p. 4060-4073, 2021.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Distrito Federal**. Brasília, DF: 2025. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/df.html>. Acesso em: 8 ago. 2025.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Informações ambientais**. Brasília, DF: 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/15842-biomas.html>. Acesso em: 29 jun. 2024.

IBRAM (Instituto Brasília Ambiental). **APA do Lago Paranoá**. Brasília, DF: 2018. Disponível em: <https://www.ibram.df.gov.br/apa-do-lago-paranoa/>. Acesso em: 15 jul. 2024.

IKEMATSU, P.; PONTES, B.; PAVANI, B. F.; QUINTANILHA, J. A. Capítulo 23: Modelos, ferramentas e instrumentos para incorporação da avaliação de serviços ecossistêmicos na tomada de decisão. **Governança Ambiental na Macrometrópole Paulista face à Variabilidade Climática**. São Carlos, SP: RiMA Editorial, p. 427-444, 2022.

IKEMATSU, Priscila. **Dinâmica espaço-temporal da oferta de serviços ecossistêmicos na Macrometrópole Paulista**. 2022. Tese (Doutorado em Ciência Ambiental) – Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022.

IKEMATSU, P.; QUINTANILHA, J. A. A review of ecosystems services trade-offs, synergies and scenarios modelling for policy development support. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 54, p. 123-145, 2020.

INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). **Dados históricos**. 2024. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>. Acesso em: 29 jun. 2024.

INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). **Normais climatológicas do Brasil**. 2025. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/normais>. Acesso em: 24 mar. 2025.

LIMA, Larissa Ane de Sousa. **Avaliação e monitoramento do potencial de prestação de serviços ecossistêmicos no Distrito Federal**. 2019. Tese (Doutorado em Geociências Aplicadas) – Universidade de Brasília, Brasília, 2019.

KENDALL, Maurice George. **Rank correlation methods**. 1948.

LEE, B. X. *et al.* Transforming our world: implementing the 2030 agenda through sustainable development goal indicators. **Journal of public health policy**, v. 37, n. Suppl 1, p. 13-31, 2016.

USINA HIDRELÉTRICA PARANOÁ. **Acervo Memória da Eletricidade**. 2023. Disponível em: <https://memoriadaeletricidade.com.br/acervo/1816/usina-hidreletrica-paranoa>. Acesso em: 7 set. 2025.

MENEZES, P. H. B. J.; ROIG, H. L.; ALMEIDA, T.; NETO, G. B. S.; ISAIAS, F. B. Análise da evolução do padrão de uso e ocupação do solo na bacia de contribuição do Lago Paranoá - DF. **Estudos Geográficos**, v. 8, n. 1, p. 123-145, 2010. Disponível em: <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/estgeo/article/view/6314>. Acesso em: 11 jul. 2024.

MENEZES, MENEZES, Paulo Henrique Bretanha Junker. **Avaliação do efeito das ações antrópicas no processo de escoamento superficial e assoreamento na Bacia do Lago Paranoá**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

MENON, Luciana Gleyb Cardoso. **Os conflitos da urbanização e a sustentabilidade da Bacia do Paranoá**. 2006. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental) – Universidade Católica de Brasília, Brasília, 2006.

MEA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT). **Ecosystems and human well-being: a framework for assessment**. Washington, DC: Island Press, 2005.

NASA (National Aeronautics and Space Administration). **NASADEM merged DEM global 1 arc second V001**. 2020. Disponível em: https://doi.org/10.5067/MEaSURES/NASADEM/NASADEM_HGT.001. Acesso em: 30 dez. 2020.

NATURAL CAPITAL PROJECT. **Seasonal Water Yield**. 2024. Disponível em: https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/en/seasonal_water_yield.html. Acesso em: 22 jun. 2024.

OLIVEIRA, Aline da Nóbrega. **As áreas verdes nos padrões de ocupação do solo urbano no Distrito Federal e seu papel na provisão de serviços ecossistêmicos hídricos**. 2022. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade de Brasília, Brasília, 2022.

OLIVEIRA, T. M. G.; STEINKE, V. A. A bacia hidrográfica do Lago Paranoá como geopatrimônio fundante de Brasília, Brasil: unidade de paisagem referência de cultura e sustentabilidade geográfica. **Physis Terrae**, v. 2, n. 1, p. 47-62, 2020.

OLIVEIRA, P. T. S.; NEARING, M. A.; MORAN, M. S.; GOODRICH, D. C.; WENDLAND, E.; GUPTA, H. V. Trends in water balance components across the Brazilian Cerrado. **Water Resources Research**, v. 50, n. 9, p. 7100-7114, 2014. DOI: 10.1002/2013WR015202.

OUDENHOVEN, A. P. E.; A. P., PETZ, K.; ALKEMADE, R.; HEIN, L.; GROOT, R. S. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 110-122, 2012.

PELUSO, M. L.; CIDADE, L. C. F. Meio ambiente, expansão urbana e desafios territoriais em Brasília. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO EM ARQUITETURA E URBANISMO, 3., 2014, São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo: ENANPARQ, 2014.

POTSCHIN, M.; HAINES-YOUNG, R. Defining and measuring ecosystem services. In: POTSCHIN, M. *et al.* **Routledge handbook of ecosystem services**. Routledge, 2016. p. 25-44.

SALMONA, Y. B. *et al.* A worrying future for river flows in the Brazilian Cerrado provoked by land use and climate changes. **Sustainability**, v. 15, n. 5, p. 4251, 2023. DOI: 10.3390/su15054251.

SANTOS, Vinícius Machado Gomes dos; ANDRADE, Felipe Ribeiro. **Análise quantitativa dos prejuízos causados por chuvas no Distrito Federal**. 2023. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) – Centro Universitário de Brasília, Brasília, 2023.

SARTORI, Aderson. **Avaliação da classificação hidrológica do solo para a determinação do excesso de chuva do método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos: parte 1 - classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 4, p. 5-18, 2005.

SEMA-DF (Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Distrito Federal). **Diagnóstico das nascentes**. Brasília, DF: SEMA, 2021. Disponível em: https://www.sema.df.gov.br/wp-content/uploads/2023/02/Diagnostico_Nascentes.pdf. Acesso em: 22 jun. 2024.

SEMA-DF (Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Distrito Federal). **Mapa hidrográfico do DF**. Brasília, DF: SEMA, 2017. Disponível em: <http://www.sema.df.gov.br/mapa-hidrografico-do-df/>. Acesso em: 22 jun. 2024.

SOUZA, C. M. *et al.* 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. 2735, 2020. DOI: 10.3390/rs12172735.

TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity). **A economia dos ecossistemas e da biodiversidade para formuladores de políticas locais e regionais**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2010.

THIESSEN, A. H. Precipitation averages for large areas. **Monthly Weather Review**, v. 39, n. 7, p. 1082-1089, 1911.

TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 3. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2004.

WMO (World Meteorological Organization). **WMO guidelines on the calculation of climate normals**. Geneva: WMO, 2017.

ZEE-DF (ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO DO DISTRITO FEDERAL). **Cadernos Técnicos: Matriz Ecológica**. Brasília: Governo do Distrito Federal / Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Distrito Federal, 2019.

ZEE-DF (ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO DO DISTRITO FEDERAL). **Cadernos Técnicos: Zoneamento Final**. Brasília: Governo do Distrito Federal / Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Distrito Federal, 2019.