



Universidade de Brasília – UnB  
Instituto de Geociências - IG

AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DO POTENCIAL DE  
PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS NO DISTRITO  
FEDERAL

**TESE DE DOUTORADO**

**Nº 53**

Larissa Ane de Sousa Lima

Orientador: Prof. Dr. Henrique Llacer Roig

Brasília – DF

2019



Universidade de Brasília – UnB  
Instituto de Geociências - IG

AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DO POTENCIAL DE  
PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NO DISTRITO  
FEDERAL

**Larissa Ane de Sousa Lima**

**Orientador: Prof. Dr. Henrique Llacer Roig**

Tese apresentada junto ao curso de Pós-graduação em Geociências Aplicadas (Área de concentração Geoprocessamento e Análise Ambiental) do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília para obtenção do título de doutor em Geociências.

Brasília-DF

2019

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**

**Instituto de Geociências**

**AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DO POTENCIAL DE PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS**

**ECOSSISTÊMICOS NO DISTRITO FEDERAL**

**Larissa Ane de Sousa Lima**

**BANCA EXAMINADORA**

---

**Prof. Dr. Henrique Llacer Roig**

**Presidente**

---

**Prof. Dr. Jansle Vieira Rocha**

**Membro Externo**

---

**Prof. Dr. Rejane Ennes Cicerelli**

**Membro Interno**

---

**Prof. Dr. Gustavo Macedo de Mello Baptista**

**Membro Interno**

**Brasília-DF, 2019**

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente, agradeço a Deus, por sempre iluminar meu caminho. Aos meus pais, pelo amor e apoio incondicional. Minha querida avó Divina, pelas orações. Minha irmã Lorena, pela ajuda. Minhas tias, tios e primos por todo suporte.

Gostaria de agradecer, especialmente, ao meu orientador, Henrique, por toda paciência, amizade, compreensão ensinamentos e oportunidades ao longo desses sete anos de convivência. Se meu orientador fosse outro, talvez eu não tivesse chegado até aqui. Obrigada!

Obrigada a um anjo chamado Marina, por dedicar seu tempo a me auxiliar nesse trabalho, agradeço pelo encorajamento e incentivo. Agradeço também a Dr. Adriana Reatto e a Dr. Marisa Prado por todas as contribuições na concepção desse trabalho.

Ao João Pedro, muito obrigada por me emprestar sua mesa e seu ombro, e por toda ajuda nos detalhes da tese. Agradeço também aos amigos Kássia, Thiago, Carol, Karen e Alane; aos amigos da Ambientare e do 2 CGEO, especialmente à Rafaella, Fábio, Pedro, Elton, Stefany, Kélita, Amaral e Thalles, obrigada pelos bons momentos e experiências compartilhadas e também pelo apoio e compreensão a mim dedicados.

Agradeço também aos professores e demais funcionários do IG, aos colegas de laboratório, gerentes e chefes da Ambientare e 2 CGEO e todas as outras pessoas que de alguma forma contribuíram e fizeram parte de minha jornada.

*Aos meus pais.*

*“Se quer seguir-me, narro-lhe; não uma aventura, mas experiência, a que me induziram, alternadamente, séries de raciocínios e intuições. Tomou-me tempo, desânimos, esforços. Dela me prezo, sem vangloriar-me. Surpreendo-me, porém, um tanto à-parte de todos, penetrando conhecimento que os outros ainda ignoram. O senhor, por exemplo, que sabe e estuda, suponho nem tenha ideia do que seja na verdade — um espelho? Demais, decerto, das noções de física, com que se familiarizou, as leis da óptica. Reporto-me ao transcendente. Tudo, aliás, é a ponta de um mistério. Inclusive, os fatos. Ou a ausência deles. Duvida? Quando nada acontece, há um milagre que não estamos vendo.”*

*João Guimarães Rosa – O Espelho.*

# AValiação E Monitoramento DO Potencial DE Prestação DE Serviços Ecosistêmicos NO Distrito Federal

Autor: Larissa Ane de Sousa Lima

Orientador: Henrique Llacer Roig

**RESUMO:** Os serviços ecossistêmicos - SE são benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas e que sustentam a vida na Terra. Alguns desses serviços vêm sendo degradados ao longo do tempo, devido às ações antrópicas sobre os sistemas naturais. Sendo assim, o objetivo dessa tese é avaliar, espacial e temporalmente, o Potencial de Prestação de Serviços Ecosistêmicos Hídricos – PPSEh no Distrito Federal - DF, por meio de indicadores de SE e técnicas de geoprocessamento. O DF está localizado no Bioma Cerrado, o segundo maior bioma do Brasil, e que vem apresentando perda de sua vegetação natural, devido à expansão das áreas urbanas e da fronteira agrícola. A baixa disponibilidade hídrica do DF, com precipitação pluviométrica abaixo da média por alguns anos consecutivos, o crescimento populacional e a exploração agrícola vêm causando conflitos em relação ao uso da água, que culminou em uma crise hídrica entre 2017/18. Nesse contexto, torna-se oportuno o desenvolvimento de uma abordagem para avaliação do PPSEh. A metodologia consistiu na elaboração de indicadores para potencial de prestação de cinco serviços ecossistêmicos – PPSE a saber: manutenção dos fluxos de água, controle de erosão, mitigação de alagamento, manutenção da qualidade da água subterrânea e manutenção da qualidade da água superficial. Os mapas de PPSE foram integrados por meio de média igualmente ponderada, gerando o mapa de PPSEh. Inicialmente, a metodologia foi aplicada para o ano de 2014, onde 60% do DF apresentou potencial médio, 22% alto, 18% baixo, 0,1% muito alto, não havendo expressividade para classe “muito baixo”. As bacias do Descoberto e do Corumbá apresentaram a maior área com baixo PPSEh, 33% e 37% respectivamente. Em seguida, a metodologia foi aplicada para a série histórica 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2001 e também para o Cenário Tendencial, elaborado de acordo com as tendências levantadas pelo Zoneamento Ecológico Econômico – ZEE-DF. Os resultados apontaram reduções nos PPSE e PPSEh, associadas às alterações do uso do solo, especificamente à expansão da área urbana e agropastoril. No período de 1953 a 1964 houve diminuição do PPSEh em 71% do DF. As bacias do Rio Preto, Rio Corumbá e Rio Descoberto apresentaram as maiores diminuições de PPSEh, 86%, 80% e 78%, respectivamente. Para o Cenário Tendencial, houve diminuição do PPSEh em 9% do DF em relação à 2014. Os PPSE mais afetados ao longo do período avaliado foram Manutenção dos Fluxos de Água, em que o PPSE baixo era apenas 4% em 1953 aumentando para 35% em 2014; e Manutenção da Qualidade das Águas Subterrâneas, em que o PPSE baixo era de apenas 0,3% em 1953 aumentando para 35% em 2014. As áreas com piores PPSEh são as áreas urbanas de alta densidade, e os PPSEh mais altos estão localizados nas unidades de conservação. Os principais *drivers* das mudanças dos padrões de uso do solo e diminuição dos PPSE e PPSEh são a expansão urbana e agropastoril. Entre as pressões que ocasionaram a diminuição dos PPSE e PPSEh pode-se destacar retirada de cobertura vegetal nativa, impermeabilização das superfícies, aumento da demanda hídrica, aumento da drenagem pluvial urbana, aumento do volume de efluentes domésticos, irregularidade fundiária, entre outros. A metodologia aplicada possibilitou a avaliação espacial e temporal dos PPSE e PPSEh, por meio de técnicas simples e dados de fácil acesso, aquisição e atualização. O detalhamento dos mapas de uso do solo pode melhorar os resultados obtidos. A abordagem de avaliação integrada de áreas urbanas, rurais e naturais permitiu a identificação das principais pressões exercidas sobre SE no DF, possibilitando a sinalização de áreas prioritárias a intervenção, podendo-se destacar a bacia do Descoberto, e as áreas urbanas de alta densidade.

**PALAVRAS-CHAVE:** Mudanças do Uso e Ocupação do Solo, gestão, água, Brasília.

# **EVALUATION AND MONITORING OF ECOSYSTEM SERVICE POTENTIAL IN THE FEDERAL DISTRICT**

Author: Larissa Ane de Sousa Lima

Advisor: Henrique Llacer Roig

**ABSTRACT:** Ecosystem Services (ES) are benefits that people acquire from the ecosystem and sustain the life cycles on Earth. Some of these services are being degraded over time due to anthropic actions over the natural systems. Thus, this thesis aims to evaluate, spatially and temporally, the services potential payload that can be derived from hydric ecosystems (PPSEh for the Distrito Federal - DF), using ES indicators and geoprocessing techniques. The DF is located in the Cerrado biome, second largest biome in Brazil, which has been demonstrating continuous natural vegetation loss, mainly because of urban and rural areas enlargement. The low hydric availability on the DF, with pluviometric precipitation lower than the average over a few consecutive years, population growth and crops expansion are generating conflicts about water use with a water crisis in 2017/18. With all that, a method for PPSEh evaluation seems appropriated. The methodology consists in developing indicators for the services potential payload that can be derived from hydric ecosystems, such as: waterflow maintenance, erosion control, flooding relieving, underground water quality assessment and superficial water quality assessment. All PPSE maps were integrated through a default weighted average in order to generate the PPSEh map. Initially, the method was applied over data collected in 2014, when 60% of the DF has shown an “average” potential, 22% scored “high”, 18% were “low”, 0.1% scored “very high” and very little was classified as “very low”. The Descoberto and Corumbá basins have shown the lowest PPSEh, 33% and 37%, respectively. The method was then applied to historical data from 1953, 1964, 1973, 1984, 1994 and 2001 and in a Short-Future Forecast Scenario, provided by the Economic-Ecological Zoning for the DF (ZEE-DF). The results indicate towards a reduction for PPSE and PPSEh, linked to land use/land cover modifications, more specifically to the increase of urban and agricultural. Between 1953 and 1964, the method indicates a PPSEh reduction in 71% of the DF’s territory. The Rio Preto, Rio Corumbá and Rio Descoberto basins had been the most affected regarding their PPSEh scores, with 86%, 80% and 78% in 1964 lesser than in 1953, respectively. For the Short-Future Forecast Scenario, there is a reduction of 9% of DF’s territory PPSEh in comparison to 2014. The high-density urban areas are the ones that show the worst results for the PPSEh, whilst the natural vegetation conservation units are the ones that scores best. The main PPSEh “detractors” are urban areas and rural expansion. Between the factors to work against PPSE and PPSEh indicators maintenance, natural vegetation removal, land impermeabilization, higher hydric demands, urban pluvial drainage systems increase, domestic effluents increase, land irregularities can be pointed out. A higher detailed land usage map can enhance the results. The approach of integrating urban, rural and natural areas allowed the identification of several active factors over the SE for the DF, which lead to critical area signalizations for intervention, such as the Descoberto basin and the high-density urban areas.

**KEY WORDS:** Land use/Land cover changes, management, water, Brasília.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 Abordagem em "cascata": relações entre ecossistemas e bem-estar humano. ....	11
Figura 2.2 Classificação e descrição das funções ecossistêmicas. ....	13
Figura 2.3 Classificação e descrição dos serviços ecossistêmicos. ....	15
Figura 2.4 Abordagem DPSIR. ....	18
Figura 3.1 Localização do Distrito Federal .....	37
Figura 3.2: Fluxo de trabalho para mapeamento do potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos (PPSEh) do Distrito Federal. ....	39
Figura 3.3 Procedimentos para geração do indicador potencial de recarga de aquífero. ....	41
Figura 3.4 Mapa de grupos de solos hidrológicos do Distrito Federal.....	42
Figura 3.5 Mapa de uso e ocupação do solo ano de 2014 .....	43
Figura 3.6: Procedimentos para geração do indicador perda de solo por erosão. ....	45
Figura 3.7 Procedimentos para geração do indicador risco de alagamento.....	49
Figura 3.8 Procedimentos para geração do indicador risco de contaminação das águas subterrâneas. ....	51
Figura 3.9 Procedimentos para geração do indicador risco de contaminação das águas superficiais.....	54
Figura 3.10 Porcentagem das classes muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto de cada potencial de prestação de serviços ecossistêmicos – PPSE para o Distrito Federal.....	60
Figura 3.11 Mapa de capacidade máxima de retenção de água no solo (S) do Distrito Federal. ....	62
Figura 3.12 Mapa de disponibilidade hídrica potencial do Distrito Federal. ....	63
Figura 3.13 Mapa de taxa de infiltração do Distrito Federal.....	64
Figura 3.14 Potencial de prestação de serviço ecossistêmico – PPSE manutenção dos fluxos de água para o Distrito Federal.....	65
Figura 3.15: Perda de solo por erosão no Distrito Federal. ....	67
Figura 3.16: Perda de solo por tolerância no Distrito Federal.....	68
Figura 3.17: Perda de solo por erosão, considerando a tolerância à perda e a profundidade de cada classe de solo.....	69
Figura 3.18 Potencial de prestação de serviço ecossistêmico – PPSE controle de erosão para o Distrito Federal.....	70

Figura 3.19 Potencial de prestação de serviço ecossistêmico – PPSE mitigação de alagamento para o Distrito Federal. ....	72
Figura 3.20 Potencial de prestação do serviço ecossistêmico – PPSE manutenção da qualidade da água subterrânea para o Distrito Federal. ....	74
Figura 3.21 Potencial de prestação do serviço ecossistêmico – PPSE manutenção da qualidade da água subterrânea para as áreas urbanas do Distrito Federal e atendimento da rede de esgoto. ....	77
Figura 3.22 Índice de degradação das APP por unidade hidrográfica.....	78
Figura 3.23 Potencial de prestação do serviço ecossistêmico – PPSE manutenção da qualidade da água superficial para o Distrito Federal.....	79
Figura 3.24 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh para o Distrito Federal. ....	82
Figura 3.25 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh no Distrito Federal: porcentagem das classes baixo, médio, alto e muito alto.....	83
Figura 3.26 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh e regiões administrativas do Distrito Federal. ....	84
Figura 3.27 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh: porcentagem das classes muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto por região administrativa. ....	85
Figura 3.28 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh e bacias hidrográficas do Distrito Federal.....	86
Figura 3.29 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh: porcentagem das classes muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto por bacia hidrográfica no Distrito Federal. ....	87
Figura 3.30 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh baixo ou muito baixo acumulado para o Distrito Federal.....	92
Figura 3.31 Porcentagem de áreas com potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh baixo ou muito baixo acumulado para o Distrito Federal. ....	93
Figura 4.1 Localização do Distrito Federal .....	107
Figura 4.2: Fluxo de trabalho para mapeamento do potencial de prestação de serviços ecossistêmicos do Distrito Federal .....	109
Figura 4.3 Série histórica de uso e ocupação do solo do Distrito Federal para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial. ....	117

Figura 4.4 Porcentagem das classes de uso do solo do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2001,2014 e cenário tendencial. ....	118
Figura 4.5 Densidade demográfica do Distrito Federal para os anos 1953, 1964, 1973, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial. ....	121
Figura 4.6 Índice de degradação das Áreas de Preservação Permanente - APP Distrito Federal para os anos 1953, 1964, 1973, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial. ....	123
Figura 4.7 Porcentagem das classes muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto para o PPSE manutenção dos fluxos de água do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial. ....	124
Figura 4.8 Potencial de prestação do serviço ecossistêmico – PPSE manutenção dos fluxos de água do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial. ....	125
Figura 4.9 Porcentagem das classes muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto para o PPSE controle de erosão do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial. ....	127
Figura 4.10 Potencial de prestação do serviço ecossistêmico – PPSE controle de erosão do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial. ....	128
Figura 4.11 Porcentagem das classes muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto para o PPSE mitigação de alagamento do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial. ....	130
Figura 4.12 Potencial de prestação do serviço ecossistêmico – PPSE mitigação de alagamento do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial.	131
Figura 4.13 Porcentagem das classes muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto para o PPSE manutenção da qualidade das águas subterrâneas do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial. ....	132
Figura 4.14 Potencial de prestação do serviço ecossistêmico – PPSE manutenção da qualidade da água subterrânea do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial. ....	134
Figura 4.15 Porcentagem das classes muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto para o PPSE manutenção da qualidade das águas superficiais do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial. ....	136

Figura 4.16 Potencial de prestação do serviço ecossistêmico – PPSE manutenção da qualidade da água superficial do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial. ....	138
Figura 4.17 Porcentagem das classes muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto para o PPSEh do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial. ....	140
Figura 4.18 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh do Distrito Federal para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2006, 2014 e cenário tendencial. ....	141
Figura 4.19 Diferença do PPSEh: porcentagem de áreas em que houve diminuição, manutenção ou perda em relação ao ano anterior. ....	142
Figura 4.20 Diferença do potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh. ....	144
Figura 4.21 Diferença do PPSEh entre 1953 e 2014 por bacias hidrográficas do Distrito Federal ....	145
Figura 4.22 Evolução histórica do PPSEh e dos padrões antrópicos de uso do solo no Distrito Federal. ....	147
Figura 4.23 Abordagem <i>Driver</i> , Pressão, Estado, Impacto, Resposta – DPSIR no contexto do Distrito Federal. ....	148

## LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 Alguns trabalhos publicados nos últimos anos que apresentam mapeamentos de serviços ecossistêmicos. ....	22
Tabela 3.1 Dados utilizados na elaboração dos indicadores. ....	40
Tabela 3.2 Valores de Curva - Número .....	43
Tabela 3.3: Valores erodibilidade dos solos (K) por classe de solo .....	46
Tabela 3.4: Valores do Fator CP para as classes de uso do solo .....	47
Tabela 3.5: Valores de tolerância a perda de solo e profundidade por classe de solo.....	48
Tabela 3.6 Ponderação dos planos de informação de acordo com o risco de alagamento. ....	50
Tabela 3.7 Ponderação dos planos de informação de acordo com o risco de contaminação das águas subterrâneas. ....	53
Tabela 3.8 Ponderação dos planos de informação de acordo com o risco de contaminação das águas superficiais.....	57
Tabela 3.9 Serviços ecossistêmicos e seus indicadores.....	60
Tabela 4.1 Dados utilizados na elaboração dos indicadores. ....	110
Tabela 4.2 Serviços ecossistêmicos e seus indicadores.....	115
Tabela 4.3 População do Distrito Federal para os anos 1964, 1973, 1984, 1994, 2000 e 2010. ....	119

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ADASA – Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento

APP – Áreas de proteção permanente

BPBES – Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos

CAESB – Companhia de Saneamento Ambiental de Brasília

CBD – *Convention on Biological Diversity*

CN – Curva número

DF – Distrito Federal

DPSIR - Drivers, Pressões, Estado, Impacto, Resposta

EMATER – Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural

ESP – *Ecosystem Services Partnership*

ETE – Estações de Tratamento de Esgoto

FLONA – Floresta Nacional de Brasília

GDF – Governo do Distrito Federal

IDF – Intensidade-Duração-Frequência

IPBES - *Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*

IPSEU – Índice do Potencial de Prestação de Serviços Ecossistêmicos urbanos

LULC – *Land use land cover*

MDE – Modelo Digital de Elevação

MAES – *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services*

MEA – *Millennium Ecosystem Assessment*

MESLI – *Multiple Ecosystem Services Landscape Index*

NRVI – *Normalized Remaining Vegetation Index*

PDAD – Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílio

PDDU – Plano Diretor de Drenagem Urbana

PDOT – Plano Diretor de Ordenamento Territorial

PGIRH – Plano de Gestão Integrada dos Recursos Hídricos

PPSE – Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos

PPSEh – Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos

RA – Região administrativa

RIDE – Região Integrada de Desenvolvimento

SE – Serviços ecossistêmicos

SEGETH – Secretaria de Gestão do Território e Habitação

SEh – Serviços ecossistêmicos hídricos

SEMA – Secretaria de Meio Ambiente

SGA – *Sub-Global Assessment Network*

SIG- Sistema de informação geográfica

SISDIA – Sistema Distrital de Informações Ambientais

SRTM – *Shuttle Radar Topographic Mission*

TEEB – *Economics of Ecosystems and Biodiversity*

TeSE – Tendências em Serviços Ecossistêmicos

TESV – *Total Ecosystem Service Value*

UnB – Universidade de Brasília

UST – *Urban Structure Types*

UTB – Unidades Territoriais Básicas

ZEE – Zoneamento Ecológico Econômico

## SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO .....	1
1 INTRODUÇÃO.....	2
REFERÊNCIAS .....	6
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	9
2.1 SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS: Histórico e conceito.....	9
2.2 ABORDAGEM BASEADA EM SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS .....	19
2.3 INDICADORES de serviços ecossistêmicos .....	27
REFERÊNCIAS .....	29
3 PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS HÍDRICOS – O CASO DO DISTRITO FEDERAL - BRASIL.....	33
3.1 INTRODUÇÃO .....	33
3.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	36
3.3 RESULTADOS e discussões .....	59
3.4 CONCLUSÕES.....	94
REFERÊNCIAS .....	96
4 AVALIAÇÃO DO IMPACTO DA EVOLUÇÃO DO PADRÃO DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO SOBRE OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS HÍDRICOS NO DISTRITO FEDERAL: ANÁLISE TEMPORAL E PERSPECTIVAS PARA O FUTURO 104	
4.1 INTRODUÇÃO .....	104
4.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	106
4.3 RESULTADOS e discussões .....	114
4.4 CONCLUSÃO .....	149
REFERÊNCIAS .....	150
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	157



## **APRESENTAÇÃO**

Este documento foi elaborado como requisito para o doutoramento do programa de Pós-Graduação de Geociências Aplicadas na área de concentração de Geoprocessamento e Análise Ambiental do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília. O texto é composto por cinco capítulos.

O primeiro capítulo apresenta a introdução geral do trabalho, possibilitando a contextualização do tema. Traz os objetivos, hipótese, questionamentos e justificativa da tese. O segundo capítulo apresenta uma revisão bibliográfica sobre os temas centrais da tese, trazendo os principais conceitos sobre os quais se embasou o desenvolvimento do trabalho.

O terceiro e quarto capítulos foram escritos em formato de artigos científicos. O terceiro capítulo aborda o mapeamento do Potencial de Prestação de Serviços Ecossistêmicos Hídricos – PPSEh do Distrito Federal por meio de indicadores de Serviços Ecossistêmicos - SE, para o ano de 2014. O quarto capítulo apresenta o mapeamento de PPSEh para a série histórica selecionada e para o cenário futuro. Por fim, o quinto capítulo apresenta as considerações finais.

# 1 INTRODUÇÃO

No último século os seres humanos alteraram os ecossistemas mais rapidamente e extensivamente do que em qualquer outro período da história humana (MEA, 2005). A transformação do planeta contribuiu para ganhos líquidos substanciais no bem-estar humano e no desenvolvimento econômico, mas também provocou a perda e degradação dos serviços ecossistêmicos (MEA, 2005).

Os serviços ecossistêmicos - SE, conceito relativamente novo, busca apresentar um olhar diferenciado para a necessidade de preservação do meio ambiente natural, sob a perspectiva da necessidade humana. Eles correspondem aos benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas e que sustentam o bem-estar humano. Esses serviços podem ser divididos em quatro categorias principais: I) Serviços de provisão: bens ou produtos obtidos dos ecossistemas (alimentos, água potável, matérias primas, recursos genéticos, etc.); II) Serviços de regulação: benefícios obtidos a partir da regulação dos processos naturais de um ecossistema (regulação climática, regulação dos fluxos de água, controle de doenças, etc.) III) Serviços culturais: benefícios não materiais obtidos dos ecossistemas (recreação, valores estéticos e espirituais, etc.); IV) Serviços de suporte: serviços necessários para a produção de todos os outros serviços ecossistêmicos (produção de solo, produção de oxigênio, ciclagem de nutrientes, etc.) (MEA, 2005).

A abordagem baseada no conceito de serviços ecossistêmicos vem sendo aplicada e desenvolvida com vistas a avaliação da qualidade ambiental (DEPONTI et al., 2002; LAMARQUE et al., 2011; FERREIRA et al., 2012; RODRIGUEZ-LOINAZ et al. 2015). Entre os principais objetivos dessas abordagens está a compreensão de como as mudanças empreendidas pelos homens sobre os ecossistemas afetam sua capacidade continuar provendo os SE (COSTANZA et al, 1997; MARTÍNEZ-HARMS & BALVANERA, 2012; SEPPELT, et al 2012; HOEKSTRA & WIEDMANN 2014; DALLIMER, et al., 2015; GRIZETTI et al., 2016; TOMSCHA et al., 2016; CARDOSO et al., 2016; SPERA et al., 2016; SYRBE et al., 2017). Nesse sentido, o mapeamento do uso e cobertura do solo pode auxiliar a esclarecer e identificar as relações entre os sistemas econômicos, sociais e ambientais (MAES et al., 2012; BASTIAN et al., 2013; KOSCHKE et al, 2014; LIMA et al., 2017;).

O Cerrado é o segundo maior Bioma do Brasil, e possui enorme importância para provisão de serviços ecossistêmicos (SILVA & SATO, 2012; LIMA et al., 2017; CASTRO,

2017). O Cerrado abriga nascentes de três grandes regiões hidrográficas brasileiras (Paraná, São Francisco e Araguaia/Tocantins) e contribuindo com 43% das águas superficiais do Brasil fora da Amazônia. Além de sua importância para o ciclo da água, estima-se que o Cerrado abriga 4.800 espécies endêmicas de plantas e vertebrados (STRAUSSBURG et al., 2017), o que faz esse bioma ser considerado um *hotspot* global da biodiversidade (MYERS et al., 2000; STRAUSSBURG et al., 2017; MMA, 2019).

Entretanto, apesar da enorme importância desse bioma, mais 40% de sua cobertura vegetal natural foi perdida (SANO et al., 2008; SCHMIDT et al., 2009; SANO et al., 2010; SANO et al., 2019). O crescimento populacional ocorrido após os movimentos de ocupação do Oeste e a construção de Brasília a partir de 1955 (LARA, 2016), e o desenvolvimento de técnicas agrícolas que melhoraram o cultivo de grãos na década de 1970 (ABELSON & ROWE, 1987) foram grandes impulsionadores para conversão do uso da terra. Entre a cobertura vegetal remanescente, apenas 19,8% permanecem inalterados.

O Distrito Federal - DF está inserido na região central do bioma Cerrado, local estratégico escolhido para a construção da nova capital, com o propósito de promover o desenvolvimento no interior do Brasil (UNESCO, 2002; LARA, 2016). Inicialmente, o DF foi planejado para abrigar 500 mil habitantes, e já no processo de escolha do local para implantação da nova capital, levantou-se a questão da disponibilidade hídrica no Planalto Central (BRANDÃO & PAVIANI, 2018). Por ser uma região de nascentes, posicionada em um divisor natural de bacias hidrográficas, o DF forma rios de cabeceira, com pequenas áreas de drenagem e baixa vazão, e logo, apresenta baixa disponibilidade hídrica (LIMA, 2000; LIMA & FERRAZ, 2018).

A questão sensível dos recursos hídricos no DF foi acentuada por sua dinâmica de uso e ocupação do solo. Menos de dez anos após sua inauguração, Brasília, já havia sido ultrapassado o número de habitantes planejado. Atualmente, estima-se para o DF uma população de 2.881.854 de habitantes (CODEPLAN, 2018a), com expectativas de que esse número ultrapasse os três milhões de habitantes até 2020 (CODEPLAN, 2018b). Além da população residente no DF, existe ainda a região metropolitana constituída pelo aglomerado urbano de municípios adjacentes, contabilizando 4 milhões habitantes (CAMPOS et al., 2010; CODEPLAN, 2019), que também se utilizam dos recursos hídricos providos pelas mesmas bacias hidrográficas.

Além da intensa ocupação urbana também ocorre a exploração agrícola. Antes do início dos anos 1970, o Cerrado era considerado impróprio para a agricultura devido à alta acidez do solo e à deficiência de cátions. Os avanços tecnológicos na área da agricultura

possibilitaram a correção do solo, permitindo a implantação de uma grande diversidade de culturas (ABELSON & ROWE, 1987), o que tornou o Cerrado um dos maiores produtores de grãos do Brasil (EMBRAPA, 2013), e que provavelmente tornará o Brasil no maior produtor de soja do mundo até 2025 (OECD/FAO, 2015; CARNEIRO FILHO & COSTA, 2016).

A evolução da ocupação agrícola foi acompanhada do aumento do consumo de água para a irrigação. O número pivôs centrais na bacia do Rio Preto, região de cultura de grãos no DF, aumentou de três em 1985 para 233 em 2015, totalizando uma área irrigada e 13 mil hectares (LIMA & FERRAZ, 2018). Na bacia do Descoberto, onde predominam as olericulturas, estima-se haver 8.000 hectares de área irrigada (LIMA, 2018). Ainda assim o consumo de água pela agricultura representa apenas 16% do consumo total no DF, sendo que o consumo urbano/residencial é o mais representativo, totalizando mais de 80% (ADASA, 2012). Em 2013, o consumo de água per capita era de 164, 6 litro/habitante.dia, (ADASA, 2019) enquanto o consumo máximo recomendado pelo Organização das Nações Unidas - ONU é de 110 litros (ONU, 2005).

Esses fatos levam à existência de diversos conflitos pelo uso da água (ADASA, 2012; PAVIANI & BRANDÃO, 2015; NUNES & ROIG, 2016), que associados a uma precipitação pluviométrica abaixo da média (GDF, 2018; MESQUITA et al., 2018) levaram o DF a vivenciar uma grave crise hídrica entre 2017 e 2018 (BRANDÃO & PAVIANI, 2018; GDF, 2018), onde o principal reservatório, a barragem do Descoberto, responsável pelo abastecimento de 60% da população, chegou a atingir menos de 5% de sua capacidade (ADASA, 2017).

Nesse contexto, é oportuna e necessária a aplicação da abordagem baseada em SE, para fins de mapeamento desses serviços e avaliação dos impactos dos padrões de uso do solo sobre os mesmos. Um crescente número de trabalhos vem sendo desenvolvidos com o intuito de compreender e avaliar a prestação de SE no bioma Cerrado (PRADO, 2013; KENNEDY et al., 2016; MESA, 2017; RESENDE et al., 2017; RESENDE, 2018). Entretanto, no Distrito Federal, esses estudos representam áreas específicas (CASTRO, 2017) ou pequenas bacias (KOSCHKE et al., 2014; LIMA et al., 2017; LIMA, 2018), que não consideram o conjunto total da paisagem. Existe, portanto, a necessidade da aplicação de uma abordagem mais abrangente, que considere em conjunto as áreas urbanas, rurais e naturais, em escalas espaciais e temporais que forneçam a visão do todo, subsidiando as políticas de uso da terra (NELSON, et al., 2009; SEPPELT et al., 2011; RESENDE, 2018).

Sendo assim, é importante aprimorar e expandir o processo de avaliação da capacidade de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos no Distrito Federal, ao longo da histórica de implantação do capital brasileira no Planalto Central. Logo, o objetivo geral dessa tese é:

- Avaliar, espacial e temporalmente, o potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos no Distrito Federal, por meio de indicadores de serviços ecossistêmicos e técnicas de geoprocessamento.

Os objetivos específicos dessa tese são:

- Avaliar o potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos no Distrito Federal para o padrão de uso e ocupação atual;
- Avaliar o potencial histórico de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos no Distrito Federal;
- Avaliar como mudanças no padrão do uso e cobertura da terra influenciam no potencial de prestação de serviços ecossistêmicos de recursos hídricos nos últimos 60 anos;
- Avaliar cenários futuros de potencial prestação de serviços ecossistêmicos hídricos no Distrito Federal;

A hipótese do trabalho parte da premissa de que é possível avaliar, espacial e temporalmente, o potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos por meio de indicadores de serviços ecossistêmicos, tendo como base o mapeamento do uso do solo; e que as mudanças dos padrões de uso do solo podem influenciar o potencial de prestação de serviços ecossistêmicos.

Dessa forma esse trabalho possui as seguintes questões centrais:

- Quais indicadores podem ser utilizados para avaliação do potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos, considerando a disponibilidade de dados em resolução espacial e temporal?
- É possível, por meio da integração de indicadores, gerar um panorama do potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos para o Distrito Federal, que possibilite a sinalização de áreas prioritárias a intervenção?
- É possível utilizar indicadores de serviços ecossistêmicos para avaliar o potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos ao longo do tempo, analisando a influência das mudanças de uso e cobertura da terra no fornecimento desses serviços?
- É possível definir o potencial de prestação de serviços ecossistêmicos para cenários futuros, considerando tendências socioeconômicas e governança?

Com a realização desse estudo, espera-se que o mapeamento e avaliação da variabilidade espacial e temporal do potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos possa contribuir para a identificação de áreas prioritárias que necessitam de atenção especial dos agentes governamentais, possibilitando a gestão integrada do solo, bem como o gerenciamento e utilização adequada e sustentável dos serviços ecossistêmicos.

## REFERÊNCIAS

- ABELSON, P. H.; ROWE, J. W. A new agricultural frontier. *Science*, v. 235, p. 1450-1457, 1987.
- ADASA. AGÊNCIA REGULADORA DE ÁGUAS, ENERGIA E SANEAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. PGIRH/DF. Plano de gerenciamento integrado de recursos hídricos do Distrito Federal. Relatório técnico Parcial 3. Brasília, 2012.
- ADASA. AGÊNCIA REGULADORA DE ÁGUAS, ENERGIA E SANEAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Sistema de informações sobre recursos hídricos – monitoramento dos reservatórios. 2017. Disponível em: <<http://www.adasa.df.gov.br/monitoramento/niveis-dos-reservatorios>>. Acesso: janeiro de 2019.
- ADASA. AGÊNCIA REGULADORA DE ÁGUAS, ENERGIA E SANEAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Sistema de informações sobre recursos hídricos – chuvas no Distrito Federal. 2019. Disponível em: <<http://www.adasa.df.gov.br/monitoramento/niveis-dos-reservatorios>>. Acesso: janeiro de 2019.
- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. Capital natural, serviços ecossistêmicos e sistema econômico: rumo a uma Economia dos Ecossistemas. Texto para Discussão. IE/UNICAMP, Brasília, n. 159, 2009.
- BASTIAN, O.; SYBRE, R.; ROSENBERG, M.; RAHE, D.; GRUNEWALD, K. The five pillar EPPS framework for quantifying, mapping and managing ecosystem services. *Ecosystem Services*, v. 4, p. 15-24, 2013.
- BRANDÃO, A.; PAVIANI, A. A crise e o consumo de água no Distrito Federal. Texto para Discussão. CODEPLAN, Brasília, n. 39, 2018.
- BRAUMAN, K. A.; DAILY, G.C.; DUARTE, T. K.; MOONEY, H. A. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resource*, v.32: p. 67-98, 2007.
- BURKHARD, B. Land use sectors. In: BURKHARD, B.; MAES, J. (Eds.), *Mapping ecosystem services*. Pensoft Publishers, Sofia, 374 p., 2017.
- CAMPOS, N.; SCHVASBERG, B.; MARTINS, A. M. Relatórios Municipais para Rede de Capacitação para Implementação dos Planos Diretores Participativos DF + RIDE. Relatório de pesquisa. 2010.
- CARNEIRO FILHO, A.; COSTA, K. A expansão da soja no cerrado – caminhos para ocupação territorial, uso do solo e produção sustentável. *Agroicone*, São Paulo, 30 p., 2016.
- CASTRO, K. B. Segurança hídrica urbana: morfologia urbana e indicadores de serviços ecossistêmicos – estudo de caso do Distrito Federal, Brasil. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 2017.
- CODEPLAN. COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Pesquisa distrital por amostra de domicílio – PDAD. 2018a. Disponível em: <<http://www.codeplan.df.gov.br/pdad-2018/>>. Acesso: fevereiro de 2019.
- CODEPLAN. COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Projeções e cenários para o Distrito Federal – análises prospectivas populacionais, habitacionais, econômicas e de mobilidade. Brasília, 49 p., 2018b.
- CODEPLAN. COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Pesquisa distrital por amostra de domicílio – PDAD. 2018. Disponível em: <<http://www.codeplan.df.gov.br/pdad-2018/>>. Acesso: fevereiro de 2019.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p. 253-260, 1997.
- CUMMING, J.; BUERKERT, A.; HOFFMANN, E. M.; SCHLECHT, E.; CRAMON-TAUBADEL, S.; TSCHARNTKE, T. Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services. *Nature*, v.555, p. 50-57, 2014
- DALLIMER, M.; DAVIES, Z. G.; DIAZ-PORRAS, D. F.; IRVINE, K. N.; MALTBY, L.; WARREN, P. H.; ARMSWORTH, P. R.; GASTON, K. J. Historical influences on the current provision of multiple ecosystem services. *Global Environmental Change*, v. 31, p. 307-307, 2015.

- DEPONTI, C.; ECKERT, C.; AZAMBUJA, J. L. B. Estratégia para construção de indicadores para avaliação da sustentabilidade e monitoramento de sistemas. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*, v. 4, n. 3, p. 44-52, 2002.
- EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Plantio de soja no Cerrado é responsável por mais de 63% da produção nacional. 2013. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/1472281/plantio-de-soja-no-cerrado-e-responsavel-por-mais-de-63-da-producao-nacional>>. Acesso: julho de 2019.
- ESCOBEDO et al., 2011ESCOBEDO, F. J.; KROEGER, T.; WAGNER, J. E. Urban forests and pollution mitigation: analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution*, v. 159, p. 2078-2087, 2011.
- FERREIRA, J. M. L.; VIANNA, J. H. M.; COSTA, A. M.; SOUSA, D. A.; FONTES, A. A. Indicadores de sustentabilidade em agrossistemas. *Informe Agropecuário*, v. 33, n. 271, p. 12-15, 2012.
- GDF. GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL. Plano integrado de enfrentamento à crise hídrica. Brasília, 2018. Disponível em: <<http://www.sema.df.gov.br/plano-integrado-de-enfrentamento-a-crise-hidrica-2/>>. Acesso: maio de 2019.
- GRIZETTI, B.; LANZANOVA, D.; LIQUETE, C.; REYNAUD, A.; CARDOSO, A. C. Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy*, n. 61, p. 194-203, 2016.
- HOEKSTRA, A. Y. & WIEDMANN, T. O. Humanity's unsustainable environmental footprint. *Science*, n. 344, p. 1114-1117, 2014.
- HUANG, J.; TICHIT, M.; POULOT, M.; DARLY, S.; LI, S.; PRITIT, C.; AUBRY, C. Comparative review of multifunctionality and ecosystem services in sustainable agriculture. *Journal of Environmental Management*, v. 149, p. 138-147, 2015.
- KENNEDY, C. M.; HAWTHORNE, P. L.; MITEVA, D. A.; BAUMGARTEN, L.; SOCHI, K.; MATSUMOTO, M.; EVANS, J. S.; POLASKY, S.; HAMEL, P.; VIEIRA, E. M.; DEVELEY, P. F.; SEKERCIOGLU, C. H.; DAVIDSON, A. D.; UHLHORN, E. M.; KIESECKER, J. Optimizing land use decision-making to sustain Brazilian agricultural profits, biodiversity and ecosystem services. *Biological Conservation*, v. 204, p. 221-230, 2016.
- KOSCHKE, L.; LORZ C.; FÜRST, C. LEHMANN, T.; MAKESCHIN, F. Assessing hydrological and provisioning ecosystem services in a case study in Western Central Brazil. *Ecological Processes*, v. 3, p. 2, 2014.
- LAMARQUE, P.; QUÉTIER, F.; LAVOREL, S. The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. *Comptes Rendus Biologies*. N. 334, p. 441-449, 2011.
- LARA, H. Brasília, uma cidade centenária. Texto para Discussão. CODEPLAN, Brasília, n.13, 2016.
- LIMA, J. E. F., W.; FERAZ, L. Evolução da área irrigada por pivô-central do Distrito Federal. *Brasília em Debate*, n. 18, p. 46-50, 2018.
- LIMA, J. E. F. W.; AQUINO, F.G.; CHAVES, T.A.; LORZ, C. Development of a spatially explicit approach for mapping ecosystem services in the Brazilian Savanna – MapES. *Ecological Indicators*, v. 82, p. 513-525, 2017.
- LIMA, F. M. Serviços Ecosistêmicos e a agricultura irrigada na bacia do Ribeirão Rodeador, Distrito Federal. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, 68 p., 2018.
- MAES J.; PARACCHINI M. L; ZULIAN G.; DUNBAR, M. B.; ALKEMADE, B. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation*, v. 155, p. 1-12, 2012.
- MARTÍNEZ-HARMS, M.J., BALVANERA, P. Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity, Science, Ecosystem Services & Management*, v. 8, p. 1-9, 2012.
- MESQUITA, L. F. G.; LINDOSO, D.; RODRIGUES FILHO, S. Crise hídrica no Distrito Federal: o caso da Bacia do Rio Preto. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 23, p. 307-324, 2018.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. O Bioma Cerrado. 2019. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso: maio de 2019.
- MYERS, N.; MITTERMEYER, R. A.; MITTERMEYER, C. G.; FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853-858. 2000.
- NELSON, E.; MENDOZA, G.; REGETZ, J.; POLASKY, S.; TALLIS, H.; CAMERON, D.R.; CHAN, K.M.A.; DAILY, G.C.; GOLDSTEIN, J.; KAREIVA, P.M.; LONSDORF, E.; NAIDOO, R.; RICKETTS, T.H.; SHAW, M.R.. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 7, p. 4-11, 2009.
- NUNES, J. F & ROIG, H. L. Modelagem dos conflitos de uso e ocupação do solo como ferramenta para o planejamento territorial: O caso da Bacia do Alto Curso do Rio Descoberto DF/GO. *Revista Brasileira de Cartografia*, n. 68 /7, p. 1285-1301, 2016.

- OECD/FAO. Agricultural outlook. OEDC Publishing, Paris, 144 p., 2015.
- ONU. Organização das Nações Unidas. International Decade for Action 'Water for Life' 2005-2015. 2005. Disponível em: <[http://www.un.org/waterforlifedecade/food\\_security.shtml](http://www.un.org/waterforlifedecade/food_security.shtml)> Acesso: março de 2019
- ORTEGA, J. M.; FERRIER, R. C.; GORDON, I. J.; KHAN, S. Water Ecosystem Services: A Global Perspective. INTERNATIONAL HYDROLOGY SERIES. Cambridge, p. 187p, 2015.
- PAVIANI, A., BRANDÃO, A. Consumo de água em Brasília: crise e oportunidade. Texto para Discussão. CODEPLAN, Brasília, n.8, 2015.
- PRADO M. Monitoramento da sustentabilidade agroambiental do território: um modelo baseado no valor geográfico dos serviços agroambientais. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, 86 p., 2013
- RESENDE, F. M.; FERNANDES, G. W.; ANDRADE, D. C.; NÉDER, H. D. Economic valuation of the ecosystem services provided by a protected area in the Brazilian Cerrado: application of the contingent valuation method. *Brazilian Journal of Biology*, v. 77, n. 4, p. 762-773, 2017.
- RESENDE, F. M. Planejamento para conservação de serviços ecossistêmicos no Cerrado. Tese de Doutorado, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, 113 p., 2018.
- RODRÍGUEZ-LOINAZ G.; ALDAY J. G.; ONAINDIA M. Multiple ecosystem services landscape index: a tool for multifunctional landscapes conservation. *Journal of Environmental Management*, v. 147, p. 152-163, 2015.
- SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, v. 166, n. 1-4, p. 113-24, 2010.
- SANO, E. E.; RODRIGUES, A. A.; MARTINS, E. S.; BETTIOL, G. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; BEZERRA, A. S.; COUTO JR, A. F.; VASCONCELOS, V.; SHULER, J.; BOLFE, E. L. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *Journal of Environmental Management*. v. 232, p. 818-828, 2019.
- SCHAUBROECK, T. A need for equal consideration of ecosystem disservices and services when valuing nature; countering arguments against disservices. *Ecosystem Services*. n. 26, p. 95-97, 2017.
- SCHMIDT, N.; GEIER, P.; MANNSCHATZ, T.; MATSCHULLAT, J. The Cerrado biome in central Brazil – natural ecology and threats to its diversity. *Forum Geoökologie*, v. 20, ed. 2, p.44-50, 2009.
- SEPPELT, R.; DORMANN, C.F.; EPPINK, F. V.; LAUTENBACH, S.; SCHMIDT, S. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, v. 48, p. 630-636, 2011.
- SEPPELT, R.; FATH, B.; BURKHARD, B.; FISHER, J.L.; GRET-REGAMEY, A.; LAUTENBACH, S.; PERT, P.; HOTES, S.; SPANGENBERG, J.; VERBURG, P.H.; VAN OUDENHOVEN, A. Form follows function? Proposing a blueprint for ecosystem service assessments based on reviews and case studies. *Ecological Indicators*, v. 21, p. 145-154, 2012.
- SILVA, M. J.; SATO, M. T. Territórios em tensão: o mapeamento dos conflitos socioambientais do Estado de Mato Grosso – Brasil. *Ambiente e Sociedade*, v. XV, n. 1, p. 01-28, 2012
- SPERA, S. A.; GALFORD, G. L.; COE, M. T.; MACEDO, M. N.; MUSTARD, J. F. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. *Global Change Biology* n. 22, p. 3405-3413, 2016.
- STRASSBURG, B. N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, F.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; SCARAMUZZA, C. A. M.; SCARANO, F. R.; SOARES-FILHO, B.; BALMFORD, A. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, v. 1. n. 0099, 2017.
- SYRBE, R. U.; SCHRÖTER, M.; GRUNEWALD, K.; WALZ, U.; BURKHARD, B. What to map? In: BURKHARD, B.; MAES, J. (Eds.) *Mapping ecosystem advanced books*. Opensoft Publisher, Sofia, p. 149-157, 2017.
- TEEB. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. KUMAR, P. (Ed.). Earthscan, London and Washington, 2010.
- TOMSCHA, S. A.; GERGEL, S. E. Ecosystem service trade-offs and synergies misunderstood without landscape history. *Ecology and Society*, v. 21, n. 43, 2016.
- UNESCO. *Vegetação no Distrito Federal: tempo e espaço*. Brasília, 2 ed. 80 p., 2002.
- ZANG, W.; RICKETTS, T.; KREMEN, C.; CARNEY, K.; SWINTON, S. M. Ecosystem services and disservices to agriculture. *Ecological Economics*, v. 64, p. 253-260, 2007.



## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Antes de tratar diretamente do problema abordado na tese, faz-se necessário uma análise do estado da arte, ou seja, qual é a fronteira do conhecimento atual sobre o tema abordado e principalmente apresentação as definições e conceitos que nortearam as discussões e conclusões da tese com vista a dirimir diferenças de interpretação filosóficas e conceituais. Assim, a revisão apresenta conceitos e abordagens fundamentais para a contextualização do trabalho, englobando os conceitos, histórico e abordagens baseada no uso dos serviços ecossistêmicos no processo de tomada de decisão na gestão territorial.

### 2.1 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS: HISTÓRICO E CONCEITO

O conceito de serviços ecossistêmicos é relativamente recente, sendo utilizado pela primeira vez no final da década de 1960 (KING, 1966; HELLIWELL, 1969). A ideia dos serviços prestados à humanidade pelos ecossistemas foi desenvolvida nesta época, derivada de teorias ecológicas e econômicas e apoiada no fato de que os ecossistemas naturais fornecem vários serviços que têm valor ecológico, social, cultural e econômico, tais como alimentos, água, sequestro de carbono, controle de enchentes, regulação do clima, controle de erosão, beleza estética e recreação, (COSTANZA et al., 1997; DAILY, 1997; DE GROOT et al., 2002; MEA, 2005; BARNAUD et al., 2011; TANCOIGNE et al., 2014; RODRÍGUEZ-LOINAZ et al, 2015).

Vários autores conceituaram os serviços ecossistêmicos:

- Daily (1997) define que os serviços ecossistêmicos são condições e processos por meio dos quais os ecossistemas naturais e as espécies que os compõem sustentam a vida humana.
- Constanza et al. (1997) define os serviços ecossistêmicos como os benefícios que as populações humanas derivam, direta ou indiretamente, das funções dos ecossistemas.
- Burkhard et al. (2012) caracteriza os serviços ecossistêmicos como contribuições das estruturas e funções dos ecossistemas, que em combinação com outros fatores de produção, proporcionam o bem-estar humano.

Nesse trabalho será considerado o conceito proposto por MEA (2003), que define os serviços ecossistêmicos como: os benefícios gerados pelos ecossistemas para a manutenção das condições ambientais que são relevantes para a sociedade. Também será considerado o conceito de potencial de prestação de serviços ecossistêmicos como a

quantidade de serviço que pode ser fornecida ou utilizada em uma determinada região, tendo em vista o uso atual do solo e as propriedades e condições do ecossistema (SYRBE et al., 2017). Outro conceito importante é o de serviços ecossistêmicos hídricos – SEh, definido por Brauman et al. (2007), como os benefícios recebidos pelos seres humanos que são produzidos pela ação dos ecossistemas sobre as águas continentais, isto é, os corpos hídricos interiores.

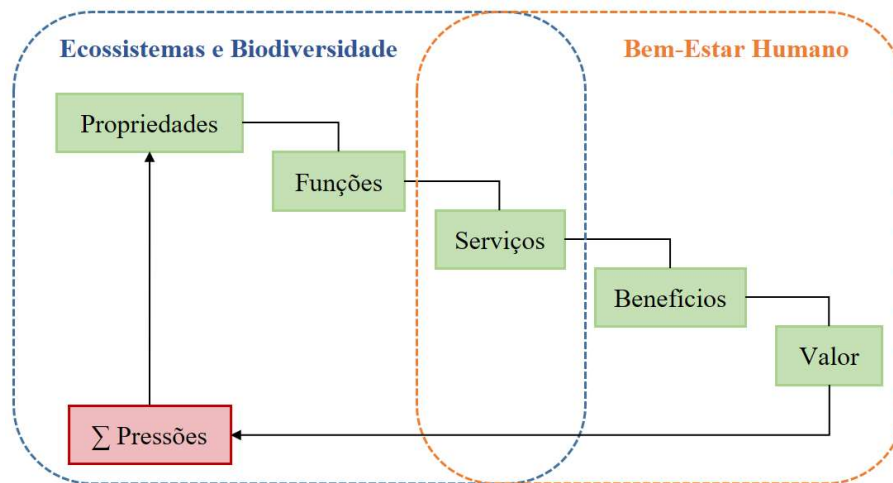
Tancoigne et al. (2014) e Hill et al. (2013) consideram os serviços do ecossistema tanto um campo de investigação científica quanto um setor para a política pública. Sua contribuição para a economia e bem-estar do mundo tem sido recentemente reconhecida em ambas as áreas (CORBERA, 2012; EGOH et al., 2012; BURKHARD et al., 2012; OUDENHOVEN et al., 2012; RODRÍGUEZ-LOINAZ et al., 2015).

A sua divulgação no meio científico para conhecimento e debate público, resultou da sua institucionalização, em 1992, por meio da "Cúpula da Terra", que lançou as bases para a preservação da diversidade biológica e proteção do ambiente pelo direito internacional (TANCOIGNE et al., 2014). Em 1996, as Nações Unidas anunciaram medidas internacionais envolvendo a abordagem dos serviços ecossistêmicos no contexto da Convenção sobre a Diversidade Biológica. Mas o emprego direto dessa abordagem só tomou forma a partir de 2004, quando a ONU criou a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT – MEA, 2005), com o objetivo de identificar e avaliar a importância dos ecossistemas para o bem-estar (TANCOIGNE et al., 2014).

Para melhor compreensão do conceito de serviços ecossistêmicos, pode-se recorrer a abordagem de cascata ecossistêmica, empregada por muitos autores, como Haines-Young & Potschin (2010), De Groot et al. (2010a) em seu estudo amplamente reconhecido, TEEB (The Economics of Eco systems and Biodiversity), Oudenhoven et al. (2012) e Kandziora et al. (2013), (Figura 2.1).

Esse modelo faz distinção entre as estruturas e processos ecológicos criados ou gerados pelos organismos vivos e os benefícios que as pessoas podem derivar a partir deles, construindo uma espécie de cadeia formada por propriedades, funções, serviços e benefícios. Apesar de no mundo real, as relações não serem tão lineares, a ideia central é que há um tipo de cascata de extremidades ligadas, formando uma “cadeia de produção”.

Figura 2.1 Abordagem em "cascata": relações entre ecossistemas e bem-estar humano.



Fonte: Adaptado de Haines-Young & Potschin (2009).

As **propriedades** do ecossistema são o conjunto de condições ecológicas, processos e estruturas que determinam se um serviço ecossistêmico pode ser fornecido (OUDENHOVEN et al., 2012). As propriedades sustentam as **funções** ecossistêmicas, que são a capacidade do ecossistema de fornecer os serviços (DE GROOT et al., 2010a). Uma função ecossistêmica é o subconjunto de propriedades do ecossistema, que indica a medida em que um **serviço** ecossistêmico pode ser fornecido. O serviço ecossistêmico contribui para o bem-estar humano. O benefício é o ganho de bem-estar sociocultural ou econômico fornecido através do serviço ecossistêmico. Finalmente, atores da sociedade podem atribuir um **valor** a esses benefícios. O valor é comumente definido como a contribuição dos serviços ecossistêmicos para metas, objetivos ou condições que são especificadas por um usuário (OUDENHOVEN et al., 2012).

Um exemplo que ilustra perfeitamente essa ideia é a presença de estruturas ecológicas como florestas e zonas úmidas em uma bacia hidrográfica (propriedades), que podem ter a capacidade de retardar a passagem de água de superfície (função). Esta função pode ter o potencial de modificar a intensidade de inundações, algo que os humanos podem achar útil (serviço), gerando um benefício. O valor ou a importância relativa atribuída ao benefício irão regular a pressão exercida sobre ele, completando o ciclo. Os serviços atuam como a intersecção entre os bens fornecidos pelos ecossistemas e o bem-estar humano (HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2010).

O conceito de serviços ecossistêmicos está envolvido em uma teia, fortemente relacionado às funções ecossistêmicas. Nesse contexto, é importante a compreensão e diferenciação desses dois conceitos. As funções ecossistêmicas são definidas por Daly e

Farley (2004) como as constantes interações existentes entre os elementos estruturais de um ecossistema, como transferência de energia, ciclagem de nutrientes, regulação de gás, regulação climática e do ciclo da água (DALY & FARLEY, 2004). São consideradas um subconjunto dos processos ecológicos e das estruturas sistêmicas, criando uma integridade dentro dos ecossistemas (DE GROOT et al., 2002).

Alguns autores definem as funções ecossistêmicas como a capacidade do ecossistema para gerar algo que é potencialmente útil para as pessoas (COSTANZA et al., 1997; DAILY, 1997; DE GROOT et al., 2002; HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2010; KANDZIORA et al., 2013). De Groot et al. (2010a) relacionam o termo "função" ao potencial de um sistema em fornecer um serviço.

Andrade & Romeiro (2009a) apontam a relevância do conceito de funções ecossistêmicas, pois por meio delas se dá a geração dos serviços (DAILY, 1997; COSTANZA et al., 1997; DE GROOT et al., 2002). Uma função passa a ser considerada um serviço ecossistêmico quando ela apresenta possibilidade ou potencial de ser utilizada para fins humanos (HUETING et al., 1998). É importante ressaltar que as funções e serviços ecossistêmicos nem sempre apresentam uma relação biunívoca, sendo que um único serviço ecossistêmico pode ser o produto de duas ou mais funções, ou uma única função pode gerar mais que um serviço ecossistêmico (COSTANZA et al., 1997; DE GROOT et al., 2002; ANDRADE & ROMEIRO, 2009a).

De Groot et al. (2002) agrupou as funções ecossistêmicas em quatro categorias primárias: I) funções de regulação; II) funções de habitat; III) funções de produção; e IV) funções de informação, onde as duas primeiras classes proporcionam suporte e manutenção dos processos e componentes naturais, contribuindo para a provisão das demais funções (Figura 2.2).

Figura 2.2 Classificação e descrição das funções ecossistêmicas.



Legenda: Nas colunas são apresentados, respectivamente: funções, definição e exemplos. Fonte: Adaptado de De Groot et al (2002), Andrade e Romeiro (2009a).

As funções de regulação estão relacionadas à capacidade de os ecossistemas regularem processos ecológicos essenciais de suporte à vida, através de ciclos biogeoquímicos e outros processos da biosfera. Além de manterem a saúde dos ecossistemas, as funções de regulação têm impactos diretos e indiretos sobre as populações humanas (DE GROOT et al., 2002).

As funções de habitat são essenciais para a conservação biológica e genética e para a preservação de processos evolucionários. De Groot et al. (2002) destacam as funções de refúgio e berçário. A função de refúgio remete ao fato de que ecossistemas naturais fornecem espaço e abrigo para espécies animais e vegetais, contribuindo para a manutenção da diversidade genética e biológica. A função de berçário relaciona-se ao fato de que muitos ecossistemas possuem áreas ideais para a reprodução de espécies, às vezes ameaçadas, proporcionando a sua perpetuação (ANDRADE & ROMEIRO, 2009b).

As funções de provisão estão relacionadas à capacidade de os ecossistemas fornecerem bens para o consumo humano, como alimentos, água potável, materiais, recursos genéticos, recursos medicinais e recursos ornamentais (DE GROOT et al., 2002). Esses bens podem derivar-se da produção de uma variedade de hidrocarbonatos, obtidos através de processos como a fotossíntese ou sequestro de nutrientes e através de ecossistemas

seminaturais, como as terras cultivadas. Andrade e Romeiro (2009b) ressaltam que, independentemente do tipo de ecossistema pode-se obter recursos provenientes de sua parte biótica (produtos vindos de plantas e animais vivos) e de sua parte abiótica (principalmente minerais subterrâneos).

As funções de informação referem-se à capacidade de os ecossistemas naturais contribuírem para a manutenção da saúde humana, por meio de oportunidades de reflexão, enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, recreação e experiência estética (DE GROOT et al., 2002).

Assim como as funções ecossistêmicas, os serviços ecossistêmicos também, podem ser definidos em categorias. Existe uma multiplicidade de propostas de categorização (MEA, 2003; COSTANZA et al., 1997; DAILY et al., 2009; DE GROOT et al., 2010; HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2010) bem como várias publicações defendendo uma definição e classificação padronizada (BASTIAN et al., 2012; BOYD & BANZHAF, 2007; FISHER & TURNER, 2009; WALLACE, 2007). Mas ainda não há um verdadeiro consenso. Kandziora et al. (2012) aponta que, talvez, uma classificação final não seja possível nem necessária, uma vez que o propósito de cada estudo em particular tenha uma influência significativa na definição e tipologia dos serviços dos ecossistemas considerados.

As classificações mais comuns para os serviços ecossistêmicos seguem uma estruturação semelhante às funções, dividindo os serviços em serviços de provisão, serviços de regulação e serviços culturais (MEA, 2003; HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2010; DE GROOT et al., 2010a). Na Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2003) além desses três serviços, também é definida categoria serviços de suporte. De Groot et al. (2010a) em seu estudo TEEB define a categoria de serviços de habitat. Constanza (2010) ainda propõe outra classificação dos serviços dos ecossistemas, baseada em suas características espaciais.

Na definição amplamente reconhecida proposta pelo MEA (2003), são definidas quatro categorias: I) serviços de provisão; II) serviços de regulação; III) serviços culturais; e IV) serviços de suporte (Figura 2.3).

Figura 2.3 Classificação e descrição dos serviços ecossistêmicos.

Serviços Ecossistêmicos		
Regulação	Benefícios que as pessoas obtêm devido a regulação de processos naturais dos ecossistemas	Regulação climática, regulação de doenças, regulação biológica, regulação e purificação da água, regulação de erosão, regulação de danos naturais
Provisão	Produtos tangíveis obtidos dos ecossistemas que os seres humanos utilizam para a nutrição, processamento e geração de energia	Alimentos, água potável, madeira para combustível, bioquímicos, recursos minerais, recursos genéticos
Suporte	São os serviços necessários para a produção dos outros serviços ecossistêmicos	Formação de solo, produção de oxigênio, ciclagem de nutrientes, produção primária
Culturais	Benefícios intangíveis que as pessoas recebem dos ecossistemas em forma de experiências espirituais, educacionais e inspiração	Ecoturismo, recreação, valores espirituais e religiosos, valor estético, inspiração educacional, senso de localização, herança cultural

Legenda: Nas colunas são apresentados, respectivamente: funções, definição e exemplos. Fonte: Adaptado de MEA (2003), Andrade e Romeiro (2009a) e Kandziora et al. (2012).

Os **serviços de provisão** incluem os produtos tangíveis obtidos dos ecossistemas que os seres humanos fazem uso, como por exemplo, para nutrição e geração de energia. Estes produtos podem ser comercializados, consumidos ou utilizados diretamente, sendo divididos nas subcategorias de alimentos, materiais, energia e recursos genéticos (DE GROOT et al., 2010a; HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2010).

Andrade e Romeiro (2009b) recomendam que a sustentabilidade dos serviços de provisão seja medida não apenas em termos de fluxo, mas que se considere a qualidade e o estado do estoque do capital natural que serve como base para sua geração. Ou seja, é necessário observar os limites impostos pela capacidade de suporte do ambiente natural (física, química e biologicamente), de maneira que a intervenção antrópica não comprometa irreversivelmente a integridade e o funcionamento apropriado dos processos naturais.

A demanda por serviços de provisão, especialmente a produção de alimentos se caracteriza em uma das principais contradições na geração dos serviços ecossistêmicos. Isso por que os esforços empreendidos para suprir a crescente demanda implicam em ações que geralmente impactam ou degradam outros serviços, como por exemplo incremento no uso de água e fertilizantes e expansão da área cultivada. Com relação à oferta de água, os cenários atuais apontam a insustentabilidade do uso desse recurso, afetando negativamente a

capacidade dos ecossistemas de manutenção desse serviço (ANDRADE & ROMEIRO, 2009b).

Os **serviços de regulação** são os benefícios que as pessoas obtêm devido a regulação de processos naturais dos ecossistemas (MEA, 2003; KANDZIORA et al., 2012). Estes são os benefícios menos tangíveis, adquiridos dos ecossistemas quando fatores abióticos e bióticos são controlados e/ou modificados, e conseqüentemente, eles não são amplamente reconhecidos por seres humanos (HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2010; NEDKOV & BURKHARD, 2012; KANDZIORA et al., 2013). Andrade e Romeiro (2009b) recomendam que sua avaliação ocorra por meio da análise da capacidade dos ecossistemas regularem determinados serviços. Entre os principais impactos relacionados às mudanças do uso do solo sobre esses serviços ressalta-se a diminuição da capacidade de absorção de carbono e da capacidade de mitigação de danos naturais (ANDRADE & ROMEIRO, 2009b).

Os **serviços culturais** referem-se aos benefícios intangíveis que as pessoas recebem dos ecossistemas de forma não-material, como valores espirituais, educacionais, experiências religiosas e inspiração (KANDZIORA et al., 2013). Estão relacionados aos valores e comportamentos humanos, às instituições e padrões sociais, culturais e religiosos influenciados pela diversidade dos ecossistemas.

A avaliação desses serviços é dificultada, uma vez que sua percepção seja contingente a diferentes grupos de indivíduos, podendo haver enormes diferenças de valorização dos serviços entre diferentes áreas (KANDZIORA et al., 2013). Andrade & Romeiro (2009a) ressaltam a que a transformação dos ecossistemas biodiversos em paisagens cultivadas com características mais homogêneas, associada às mudanças econômicas e sociais, como rápida urbanização, melhoramento e barateamento nas condições de transporte e aprofundamento da globalização econômica, têm enfraquecido substancialmente as ligações entre ecossistemas e diversidade/identidade cultural. Por outro lado, o uso de serviços ecossistêmicos de recreação e turismo tem aumentado.

Os **serviços de suporte** são aqueles necessários para a produção dos outros serviços ecossistêmicos (MEA, 2003). Eles se diferenciam das demais categorias na medida em que seus impactos sobre o homem são indiretos e/ou ocorrem no longo prazo. Entretanto, ao longo dos últimos séculos, esses serviços vêm sendo drasticamente alterados, especialmente os ciclos de nutrientes, trazendo conseqüências negativas para outros serviços, além de impactos sobre o bem-estar humano (ANDRADE & ROMEIRO, 2009a).

Além das categorias de serviços ecossistêmicos descritas, Kandziora et al. (2012) ressalta a importância de se considerar os aspectos sociais e humanos em uma abordagem



integrada dos ecossistemas. Os seres humanos têm sido reconhecidos como parte dos ecossistemas (MEA, 2003), exercendo interferências nas paisagens que resultam em paisagens culturais e diversidade. Por essa razão, suas ações desempenham um papel importante para as avaliações de qualidade ambiental.

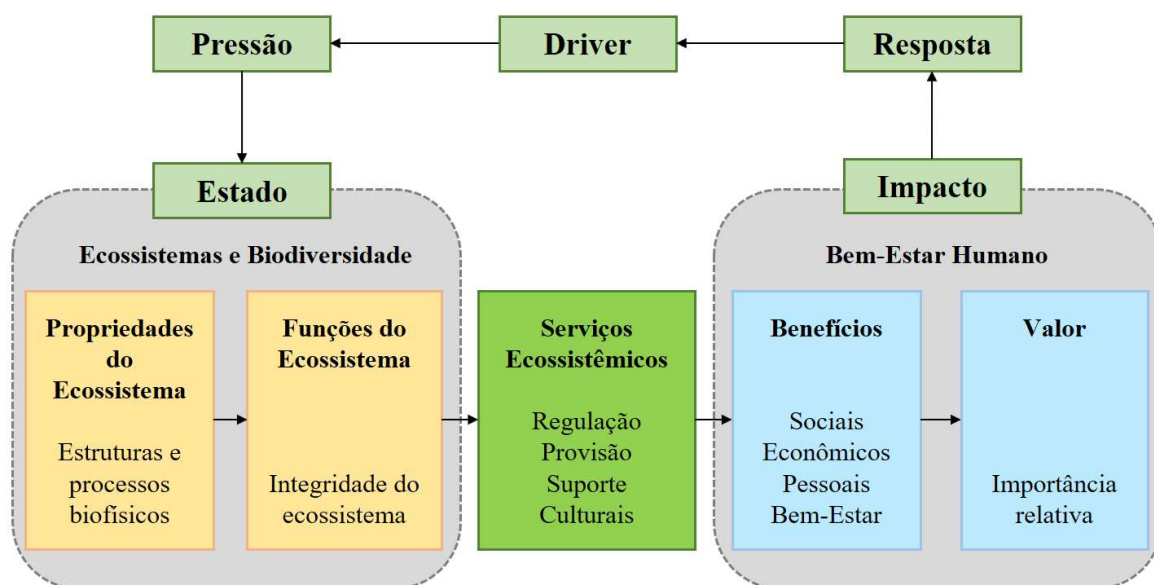
Todos os produtos e serviços do ecossistema sustentam as atividades e o bem-estar humanas. No entanto, todos os ecossistemas têm sofrido com a degradação em diferentes magnitudes empreendida por seres humanos há décadas. Isto tem, por sua vez efeitos negativos sobre os próprios seres humanos (por exemplo, a pobreza e os conflitos sobre recursos naturais). Dessa forma, pode-se dizer que há várias relações importantes entre os serviços ecossistêmicos e os critérios de qualidade de vida (KANDZIORA et al., 2013). Além disso, a importância do bem-estar humano reside no próprio conceito e definição de serviços do ecossistema em si, uma vez que não há nenhum serviço ecossistêmico sem seres humanos que se beneficiem das funções e processos que os geram (KANDZIORA et al., 2013).

Andrade e Romeiro (2009a) apontam que as relações entre o bem-estar humano e os serviços ecossistêmicos são complexas e não-lineares. Sendo assim faz-se necessária a compreensão da dinâmica inerente aos elementos estruturais dos ecossistemas, e principalmente, entender quais são os mecanismos de interação entre os fatores de mudança dos ecossistemas e sua capacidade de geração dos serviços ecossistêmicos, bem como seus impactos adversos sobre bem-estar humano.

É consenso que a vida no planeta terra está intimamente ligada à contínua capacidade de fornecimento dos serviços ecossistêmicos (SUKHDEV, 2008; MEA, 2005). Entretanto, pouco se sabe sobre a medida da dependência humana com relação aos serviços ecossistêmicos, e, por conseguinte, da vulnerabilidade do bem-estar humano em relação às mudanças nos ecossistemas. (EFTEC, 2005; ANDRADE & ROMEIRO, 2009a).

A abordagem DPSIR - Drivers, Pressões, Estado, Impacto, Resposta (BURKHARD & MÜLLER, 2008; HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2010; DE GROOT et al., 2010a) procura explicar as estruturas e processos ecológicos, e seus componentes econômicos, sociais e culturais, avaliando suas relações causa e efeito sobre a manutenção dos serviços ecossistêmicos, e, por conseguinte, do bem-estar (Figura 2.4).

Figura 2.4 Abordagem DPSIR.



Fonte: Adaptada de Burkhard & Müller (2008).

A ideia básica é que os desenvolvimentos sociais, demográficos e econômicos nas sociedades e as alterações que eles provocam sobre o estilo de vida, os níveis globais de consumo e de produção são considerados como "drivers" das mudanças. Esses drivers produzem pressões sobre os ecossistemas, como por exemplo, emissões de resíduos e remoção da cobertura vegetal. Essas pressões alteram o estado do ambiente, que se refere às condições quantitativas e qualitativas físicas, biológicas e químicas de determinada área. Essas alterações provocam impactos nos sistemas naturais e humanos, entendidos como mudanças no fornecimento de serviços ecossistêmicos e no sistema socioeconômico. Finalmente, após a percepção dessas mudanças, são realizadas ações pelo governo e sociedade, a fim de minimizar os impactos negativos impostos a todo o sistema, sendo chamadas de respostas. As respostas, por fim alteram os drivers, retomando o ciclo (BURKHARD & MÜLLER, 2008; HAINES-YOUNG & POTSCHEIN, 2010; KANDIZIORA et al., 2013)

Abordagens como essa, tornam evidente a crescente tendência de se considerar a importância das atividades humanas e suas consequências para a manutenção fluxos de serviços ecossistêmicos. Andrade e Romeiro (2009a) argumentam que independente do prisma teórico sob o qual se analisa as relações entre bem-estar e meio ambiente, o ponto consensual é de que os sistemas naturais vêm sendo ameaçados pelas constantes intervenções humanas, sendo necessário compreender de que forma se dão as interconexões

entre os sistemas econômico e natural, bem como os fatores que acarretam mudanças no meio ambiente.

Nesse sentido, o entendimento do funcionamento dos ecossistemas e seus serviços pode trazer contribuições valiosas. A literatura a cerca desse tema apresenta um considerável número de publicações, que aumenta a cada ano (PARRON et al., 2019). Entretanto, ainda permanecem desafios acerca da evolução de conceitos e métodos.

## 2.2 ABORDAGEM BASEADA EM SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Após a publicação do MEA (2005), seguiu-se um significativo aumento de publicações científicas voltadas aos serviços ecossistêmicos, refletindo na inclusão do seu conceito em numerosas iniciativas e plataformas internacionais (JEANNEAUX et al., 2012; TANCOIGNE et al., 2014). Granjou et al., (2014) e Tancoigne et al. (2014) ressaltam que o desenvolvimento de programas e plataformas voltadas à conservação dos serviços ecossistêmicos é de fundamental importância, uma vez que pode desencadear novos insights, recursos e trabalho organizacional para as ciências e as estratégias de conservação. Como exemplo de iniciativas pautadas no conceito de serviços ecossistêmicos pode-se citar:

- IPBES - Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services<sup>1</sup>: plataforma estabelecida em 2012 pela comunidade internacional como um órgão intergovenamental independente e aberto a todos os países membros das Nações Unidas, com o objetivo de avaliar o estado da biodiversidade do planeta, seus ecossistemas e os serviços essenciais que prestam à sociedade.

- SGA Network - Sub-Global Assessment Network<sup>2</sup>: plataforma para agrupar, orientar, capacitar e apoiar profissionais envolvidos na avaliação de ecossistemas. Busca apoiar e colaborar com iniciativas como a Plataforma IPBES. É coordenada pela United Nations Environment Programme (UNEP), fundada em 2011, com sede em Cambridge desde 2011.

- ESP - Ecosystem Services Partnership<sup>3</sup>: lançada em 2008 pelo Gund Institute for Ecological Economics (University of Vermont, EUA), agora coordenada pelo Environmental Systems Analysis Group (Wageningen University, Países Baixos), apoiada pela Foundation for Sustainable Development (Wageningen, Países Baixos). O ESP é

---

<sup>1</sup> <http://www.ipbes.net>

<sup>2</sup> <http://ecosystemassessments.net>

<sup>3</sup> <https://www.es-partnership.org>

composto por membros institucionais e individuais, tendo como objetivo melhorar a comunicação, coordenação e cooperação, e para construir uma forte rede de indivíduos e organizações, além de estimular a diversidade de abordagens, reduzir a duplicação desnecessária de esforços na conceituação e aplicação dos serviços dos ecossistemas, aumentar as oportunidades de apoio financeiro e ajudar a concentrar o financiamento de organizações individuais para a utilização mais eficiente dos fundos existentes.

- TEEB - Economics of Ecosystems and Biodiversity<sup>4</sup>: iniciativa global cujo foco principal é "tornar o valor da natureza visível". Seu principal objetivo é integrar os valores de biodiversidade e serviços ecossistêmicos para a tomada de decisões em todos os níveis, seguindo uma abordagem estruturada para a avaliação que ajuda os decisores a reconhecer a ampla gama de benefícios prestados pelos ecossistemas e da biodiversidade, demonstrando seus valores em termos econômicos.

- MAES - Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services<sup>5</sup>: grupo de trabalho criado em suporte a EU Biodiversity Strategy to 2020, com para mapear e avaliar o estado dos ecossistemas e seus serviços no território da União Européia.

No Brasil, pode-se citar:

- TEEB Brasil - Economics of Ecosystems and Biodiversity Brasil<sup>6</sup>: é uma iniciativa conjunta do Ministério do Meio Ambiente, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, Conservação Internacional do Brasil e a Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit – GIZ. Visa reconhecer, demonstrar e capturar os valores de biodiversidade e serviços ecossistêmicos no Brasil, e tem como alvo as ações políticas a nível nacional e estadual como "Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) e Eco-Certificação, entre outros.

- Matriz Brasileira de Serviços Ecossistêmicos<sup>7</sup>: iniciativa com o objetivo de mapear e entender o contexto das iniciativas brasileiras que promovem incentivos econômicos para a recuperação dos serviços ecossistêmicos por meio de Pagamentos por Serviços Ambientais e Ecossistêmicos. Fundada em 2004 por meio de uma parceria entre a Forest Trend e a Fundação Vale.

- TeSE - Tendências em Serviços Ecossistêmicos<sup>8</sup>: iniciativa criada pelo Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getulio Vargas para desenvolver estratégias e

---

<sup>4</sup> <http://www.teebweb.org>

<sup>5</sup> <http://biodiversity.europa.eu/maes>

<sup>6</sup> <http://www.teebweb.org/countryprofile/brazil>

<sup>7</sup> <http://brazil.forest-trends.org>

<sup>8</sup> <http://tendenciasemse.com.br>

ferramentas destinadas à gestão empresarial de impactos e oportunidades relacionadas a serviços ecossistêmicos. Oferece diretrizes, ferramentas, metodologias e projetos piloto para a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos no Brasil.

- BPBES – Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos<sup>9</sup>: iniciativa que busca colocar as questões de conservação e uso sustentável da biodiversidade e serviços ecossistêmicos no cerne do modelo de desenvolvimento do país. Sua missão é produzir sínteses do melhor conhecimento disponível pela ciência acadêmica e saberes tradicionais sobre a biodiversidade, serviços ecossistêmicos e suas relações com o bem-estar humano. O grupo iniciou suas atividades em 2015, constituído por pesquisadores de diversas instituições.

- Arranjo de Projetos de Serviços Ambientais da Paisagem Rural<sup>10</sup> - iniciativa da Embrapa, que agrupa projetos institucionais desenvolvidos no âmbito dos serviços ambientais. A principal temática é a redução dos serviços ambientais no meio rural em função das lacunas de conhecimento científico e de percepção social, em busca da solução que é a geração de subsídios à conservação, recuperação e valorização dos serviços ambientais em sistemas naturais e de produção agropecuária e florestal.

- Projeto GeoCerrado<sup>11</sup>: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Cerrados, teve por objetivo desenvolver um modelo para caracterizar o potencial de prestação de serviços ambientais em áreas de Cerrado, o Modelo Sinaleiro do Território, com foco na sustentabilidade.

Além dessas iniciativas, uma busca no Diretório de Grupos de Pesquisa na Plataforma Lattes do Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento Tecnológico - CNPq, utilizando como "serviços ecossistêmicos" como palavra-chave apontou a existência de 50 grupos de trabalho no Brasil abordando essa temática.

Parron et al. (2019) realizaram uma revisão bibliográfica sistemática de publicações sobre serviços ecossistêmicos no Brasil, e encontraram 282 publicações no período entre 2006 e 2017, que incluíram revisões, artigos, livros, capítulos de livros, teses, dissertações, artigos em anais e publicações técnicas. Os autores identificaram que o número de publicações utilizando abordagem em serviços ecossistêmicos cresceu de seis, em 2006, para cinquenta e nove em 2105. Entre as publicações analisadas, o foco da pesquisa está em

---

<sup>9</sup> <https://www.bpb.es.net.br/en/>

<sup>10</sup> <https://www.embrapa.br/busca-de-projetos/-/projeto/210795/servicos-ambientais-na-paisagem-rural-brasileira-construcao-e-compartilhamento-do-conhecimento>

<sup>11</sup> <http://www.cpac.embrapa.br/projetos/geocerrado:>

análise e opinião (19%), avaliação (17%), avaliação econômica (16%), revisão (14%), desenvolvimento metodológico (12%), modelagem (11%), mapeamento (9%) e monitoramento (2%).

Mesmo sendo crescente o número de trabalhos com abordagem baseada em serviços ecossistêmicos, ainda são poucos os trabalhos que busca uma avaliar a variabilidade espacial dos SE, muito menos espaço temporal. Kandziora et al. (2013) ressalta que devido ao grande potencial dos serviços ecossistêmicos aplicados no processo de tomada de decisão e planejamento), seu mapeamento para distribuição espaço-temporal é reconhecido como um elemento chave, atribuindo grande importância às abordagens especializadas (BURKHARD & MAES, 2017).

Maes et al. (2012) destaca que os mapas são úteis para a identificação e priorização de problemas espacialmente explícitos. Além disso, os mapas podem ser usados como uma ferramenta de comunicação para iniciar discussões com as partes interessadas, visualizando os locais onde os serviços ecossistêmicos valiosos são produzidos ou utilizados, explicando sua relevância para o público em seu território. A Tabela 2.1 alguns trabalhos recentes que abrangem mapeamentos de serviços ecossistêmicos.

Tabela 2.1 Alguns trabalhos publicados nos últimos anos que apresentam mapeamentos de serviços ecossistêmicos.

<b>Autor</b>	<b>Ano</b>	<b>Local</b>	<b>Escala</b>	<b>Categoria</b>	<b>Serviços Mapeados</b>
Bukahard et al.	2012	Região de Leipzig-Halle, Alemanha	Regional	Provisão	Fornecimento de Energia
				Provisão	Produção de alimentos Madeira Água potável Ar puro
Koschke et al.	2012	Saxony, Alemanha	Local	Regulação	Regulação do Clima local Regulação do clima global Regulação dos fluxos de água Prevenção de erosão Biodiversidade
				Cultural	Valor Estética Recreação e ecoturismo
Maes et al.	2012a	Europa	Continental	Provisão	Produção de alimentos Disponibilidade de matéria-prima Água potável
				Regulação	Manutenção da Qualidade do ar Regulação Climática Regulação dos fluxos de água Prevenção de erosão Manutenção da fertilidade do solo
				Cultural	Oportunidade de recreação e turismo
Maes et al.	2012b	Distrito Adour-Garonne, France	Local	Regulação	Purificação da água

Fonte: Bukahard et al., 2012; Koschke et al., 2012; Maes et al., 2012a; Maes et al. 2012b.

Tabela 2.1: Alguns trabalhos publicados nos últimos anos que apresentam mapeamentos de serviços ecossistêmicos (Continuação).

<b>Autor</b>	<b>Ano</b>	<b>Local</b>	<b>Escala</b>	<b>Categoria</b>	<b>Serviços Mapeados</b>
Oudenhoven et al.	2012	Het Groene Woud, Países Baixos	Local	Provisão	Produção de alimentos Ar puro
				Regulação	Sequestro de carbono Retenção de água Proteção contra pragas e insetos Refúgio para espécies migratórias
				Cultural	Oportunidade de lazer Pesquisa e Educação
Bastian et al.	2013	Görlitz, Alemanha	Local	Provisão	Produção de alimentos
				Regulação	Prevenção de erosão
Kandziora et al.	2013	Alemanha	Local	Provisão	Produção Alimentos; Produção de Forrageiras Produção de Forrageiras
Koschke et al.	2014	Bacia do Pípiripau, Distrito Federal, Brasil	Local	Provisão	Produção de alimentos Água potável
				Regulação	Retenção de sedimentos Retenção de água
Boummans et al.	2015	Global	Global	Regulação	Biorregulação Regulação do clima global Mitigação de desastres
				Provisão	Recursos Genéticos
				Provisão	Água potável
Rodríguez et al.	2015	Colombia	Nacional	Regulação	Regulação dos fluxos de água Armazenamento de carbono na vegetação Armazenamento de carbono no solo Prevenção a deslizamentos

Fonte: Oudenhoven et al., 2012; Bastian et al., 2012; Kandziora et al., 2012; Koschke et al., 2014; Boummans et al., 2015; Rodríguez et al., 2015.



Tabela 2.1: Alguns trabalhos publicados nos últimos anos que apresentam mapeamentos de serviços ecossistêmicos (Continuação).

<b>Autor</b>	<b>Ano</b>	<b>Local</b>	<b>Escala</b>	<b>Categoria</b>	<b>Serviços Mapeados</b>
Lima et al.	2017	Bacia do Sarandi, Distrito Federal, Brasil	Local	Provisão	Produção de alimentos Produção de Energia Qualidade da água
				Regulação	Regulação dos fluxos de água Controle de erosão Controle do escoamento superficial Refúgio para espécies migratórias Manutenção da qualidade do solo
Castro	2017	Área urbana do Distrito Federal, Brasil	Local	Provisão	Potencial de recarga de aquíferos Disponibilidade hídrica subterrânea Qualidade da água subterrânea Qualidade da água superficial
				Regulação	Potencial de erosão Potencial de risco de alagamento Escoamento superficial
				Cultural	Área verde de recreação
Lima	2018	Bacia do Rodeador, Distrito Federal, Brasil	Local	Provisão	Produção de alimentos
Resende	2018	Bioma Cerrado, Brasil	Regional	Provisão	Produção de água Produção de alimentos nativos Produtividade primária líquida Retenção de sedimentos Retenção de nutrientes
				Regulação	Estoque de carbono Biodiversidade

Fonte: Lima et al., 2017; Castro, 2017; Lima, 2018; Resende, 2018.

Outros trabalhos que merecem destaque são aqueles que apresentam mapas gerados a partir da integração de variáveis e indicadores, possibilitando uma análise integrada acerca dos serviços ecossistêmicos. Dentre esses trabalhos pode-se citar: Ferreira et al (2012), Maes et al. (2012a), Prado (2013), Rodríguez et al. (2015); Rodríguez-Loinaz et al. (2015) e Castro (2017).

Ferreira et al (2012) apresentaram um sistema integrado para aferição do desempenho econômico, social e ambiental em nível de propriedade rural, com o objetivo de auxiliar a gestão de estabelecimentos rurais. O sistema denominado Indicadores de Sustentabilidade em Agroecossistemas (ISA) é composto por um conjunto de 23 indicadores de sustentabilidade. Valores no intervalo de 0 a 1 são estabelecidos para cada indicador e média aritmética simples dos 23 indicadores resulta em um índice final do estabelecimento avaliado. O sistema ISA já foi aplicado em aproximadamente 500 estabelecimentos rurais, em diferentes regiões do estado de Minas Gerais.

Rodríguez-Loinaz et al. (2015) desenvolveram um índice ambiental em escala municipal, denominado *Multiple Ecosystem Services Landscape Index* - MESLI, que tem por objetivo proporcionar uma análise integrada da paisagem e dos serviços ecossistêmicos, além de identificar as principais causas da mudança na sua disposição. Foram gerados indicadores para os seguintes serviços: produção de alimentos, madeira, água potável, manutenção do clima global, regulação do clima local, manutenção da fertilidade do solo, regulação do fluxo de água, purificação da água, prevenção à erosão, turismo e biodiversidade. Esses indicadores foram distribuídos em uma escala de 0 a 1, e integrados por meio de uma equação, gerando mapas-índice de múltiplos serviços ecossistêmicos para os anos 2000 e 2010. Uma segunda equação, denominada *trendMESLI* foi aplicada para gerar uma simulação para o ano 2005. O estudo foi realizado no País de Basque, e o índice é apresentado por município. Os resultados demonstraram que o índice MESLI é uma boa ferramenta para medir a multifuncionalidade da paisagem à escala local.

Rodríguez et al. (2015) realizaram um estudo a nível nacional, com o objetivo de avaliar os serviços ecossistêmicos para a definição de prioridades e planejamento de carbono e gestão de recursos hídricos na Colômbia. O método aplicado foi determinar capacidade do fornecimento do serviço ecossistêmico para cada classe de cobertura vegetal. Foram utilizados indicadores dos serviços ecossistêmicos de provisão e regulação de água, armazenamento de carbono e proteção de carbono contra eventos extremos, como deslizamentos de terra, reclassificados entre 0 e 1. O estudo possibilitou a avaliação da distribuição espacial dos serviços e a identificação de hotspots. Os resultados são apresentados em dois níveis de análise, para regiões naturais e para bacias hidrográficas.

Maes et al. (2012a) realizaram uma avaliação espacial das relações entre biodiversidade, serviços ecossistêmicos e estado de conservação dos habitats protegidos da Europa, em resolução espacial de 10 km. Dez serviços ecossistêmicos foram considerados no estudo, quatro serviços de provisão, cinco serviços de regulação e um serviço cultural, e três indicadores de biodiversidade. Os indicadores foram padronizados entre 0 e 1, com base nos valores de mínimo e máximo. Em seguida uma análise de componentes principais (PCA) foi empregada para detectar sinergias espaciais e trade-offs entre os serviços. Estes mapas foram somados de acordo com a estrutura de correlação revelada pela PCA, gerando o mapa denominado *Total Ecosystem Service Value* (TESV), que representa a capacidade de cada célula da grade para fornecer múltiplos serviços ecossistêmicos. Os autores concluíram que os resultados alcançados são de extrema importância na identificação de regiões a serem tomadas como novos alvos de conservação pela *Convention on Biological Diversity* (CBD) e *EU Biodiversity Strategy to 2020*.

Prado 2013 apresentou, no âmbito do projeto GeoCerrado, o Modelo Sinaleiro do Território, uma ferramenta de tomada de decisão e apoio a otimização do uso agrícola no bioma Cerrado, capaz de avaliar o equilíbrio entre agricultura e conservação ambiental por meio da prestação de serviços ecossistêmicos (PRADO, 2013). O modelo foi aplicado ao estado de Goiás e Distrito Federal, utilizou indicadores de serviços ecossistêmicos de qualidade e quantidade da água, qualidade do solo, regulação climática e benefícios agro socioeconômicos. Os resultados mostram o potencial da abordagem baseada na prestação dos serviços agroambientais para avaliar o status da sustentabilidade e monitorar o território agroambiental territorial (PRADO, 2013; EMBRAPA, 2014).

Castro (2017) mapeou oito serviços ecossistêmicos de recursos hídricos em áreas urbanas do Distrito Federal: recarga de aquífero, disponibilidade hídrica subterrânea, qualidade de água subterrânea, qualidade da água superficial, potencial de erosão, risco de alagamento, escoamento superficial e área verde. Os indicadores foram integrados gerando um Índice do Potencial de Prestação de Serviços Ecossistêmicos urbanos – IPSEU. O IPSEU foi associado a indicadores socioambientais e ao índice de situação de abastecimento de água, para geração de um índice de segurança hídrica baseado em serviços ecossistêmicos.

Reservada a importância das abordagens anteriormente referidas e apesar dos grandes avanços nos campos conceitual e metodológico alcançados nos últimos anos, a análise dos serviços ecossistêmicos para apoiar tomadas de decisão sobre a gestão do uso da terra ainda enfrenta grandes desafios. Oudenhoven et al. (2012) destaca como os principais: I) a identificação de indicadores eficientes para mensurar a capacidade de fornecimento dos serviços pelos ecossistemas; II) a complexa dinâmica entre a manutenção dos serviços ecossistêmicos e o uso da

terra; III) a dificuldade de quantificar e modelar os serviços ecossistêmicos; IV) e a representação dos processos ecológicos e serviços ecossistêmicos em diferentes escalas temporais e espaciais (TURNER E DAILY, 2008; CARPENTER et al., 2009; VILLA et al., 2009; DE GROOT et al., 2010b; BASTIAN et al., 2012).

Kandziora et al (2013) também aponta alguns fatores que precisam ser considerados para a concretização da abordagem baseada em serviços ecossistêmicos: I) pra que a análise seja vista como meio de integração ecológica, social e econômica, é necessário estabelecer relações de causa-efeito entre os componentes individuais analisados; II) a necessidade de cooperação interdisciplinar, resultando em informações claras e confiáveis sobre os pontos de ligação entre as diferentes componentes na cascata ecossistêmica; III) os candidatos à utilização e disseminação dessa abordagem devem estar conscientes da enorme complexidade que estão operando, a fim de avaliar as incertezas inerentes; IV) a busca de uma ligação entre a proteção da natureza e de prestação de serviços ecossistêmicos deve ser baseada em uma avaliação realista dos componentes que se está operando.

### 2.3 INDICADORES DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Indicadores de serviços ecossistêmicos podem ser compreendidos como instrumentos que permitem mensurar as modificações nas características de um determinado sistema, avaliar uma situação presente e sua tendência de comportamento, e possibilitar o estabelecimento de um termo de comparação em uma escala temporal (DEPONTI et al., 2002; FERREIRA et al., 2012).

De acordo com IBGE (2012), os indicadores são ferramentas constituídas por uma ou mais variáveis que, associadas através de diversas formas, revelam significados mais amplos sobre os fenômenos a que se referem. Wiggering e Müller (2004) definem indicadores como variáveis que fornecem informações agregadas sobre certos fenômenos, selecionadas com base em fins específicos. Os indicadores também podem ser compreendidos como representações de qualidade, quantidade, estados ou interações que não são diretamente acessíveis (KANDZIORA et al., 2013).

O emprego de indicadores começou a ganhar espaço em diversas áreas da ciência em meados dos anos de 1960. A partir da década de 1980, sua utilização cresceu entre gestores e tomadores de decisão, uma vez constatada a necessidade de planejamento para formulação e implementação das políticas públicas. Os indicadores tornaram-se uma ferramenta estratégica para o estabelecimento de políticas e prioridades, servindo como suporte à tomada de decisão (JANUZZI, 2006).

Segundo IBGE (2012), os indicadores ambientais e de desenvolvimento sustentável são instrumentos essenciais para guiar a ação e subsidiar o acompanhamento e a avaliação do progresso alcançado rumo ao desenvolvimento sustentável. Layke (2011) e Kandziora et al. (2013) consideram os indicadores de serviços ecossistêmicos fundamentais para as identificar as lacunas e comunicar tendências a fim de obter informações sobre a utilização sustentável dos recursos (LAYKE, 2011; KANDZIORA et al., 2013).

Kandziora et al (2013) aponta ainda que os indicadores desempenham um importante papel na compreensão de realidades complexas, sendo, portando instrumentos de comunicação capazes de facilitar o entendimento de sistemas humanos-ambientais. Oudenhoven et al (2012) ressalta que os indicadores permitem a avaliação dos efeitos de gestão da terra sobre o fornecimento de serviços ecossistêmicos, em diferentes escalas espaciais, podendo fornecer informações sobre as quais os agentes políticos e administrativos podem identificar, priorizar e executar intervenções.

De acordo com Deponti et al. (2002) para se criar indicadores de serviços ecossistêmicos primeiro é preciso definir quais aspectos o sistema deve apresentar para ser considerado sustentável. Além disso, os indicadores ambientais devem apresentar características como objetividade, consistência, significância, coerência; ser sensíveis a mudanças no tempo e no sistema; ser de fácil mensuração e atualização; permitir um enfoque integrador e possibilitar a interação com outros indicadores (CAMINO & MULLER, 1993; DEPONTI et al., 2002).

Um grande esforço tem sido empreendido no sentido de elaborar metodologias e definir frameworks de indicadores de serviços ecossistêmicos. Como exemplo, pode-se citar os trabalhos de Layke (2011), Bukahard et al. (2012) e Kandziora et al. (2013). Layke (2011) realizaram a compilação e avaliação de indicadores empregados em 20 estudos de avaliações de ecossistemas conduzidos em diferentes escalas e países, além de delinear algumas medidas prioritárias para a identificação e aplicação de indicadores. Bukahard et al. (2012) apresentaram um framework de potenciais indicadores de serviços ecossistêmicos de provisão e regulação. Kandziora et al. (2013) propôs indicadores para 39 serviços de integridade ecológica, provisão, regulação, culturais e bem-estar humano, além de apresentar matrizes apontando as relações diretas entre esses indicadores. Oudenhoven et al (2012) desenvolveram um framework para seleção sistemática de indicadores para avaliar a ligação entre a gestão da terra e prestação de serviços do ecossistema de forma espacialmente explícita.

Para avaliar o estado do ambiente, na maioria dos casos é necessário não apenas um único indicador, mas conjunto de indicadores que precisa ser sabiamente selecionado (NIEMEIJER & DE GROOT, 2008; OUDENHOVEN et al., 2012; KANDZIORA et al., 2012). A

escolha dos indicadores ecossistêmicos deve refletir as situações e especificidades de cada local, considerando-se a escala de trabalho (IBGE 2012). De acordo com Kandziora et al. (2013), a seleção de indicadores deve ser cuidadosamente sintonizada com a finalidade e objetivo do estudo. Prado (2013) recomenda que para monitoramento do território com foco na mensuração da sustentabilidade devem ser utilizados indicadores que possam ser facilmente medidos e monitorados em diferentes escalas.

Kandziora et al. (2013) apresenta uma série de exigências e pré-requisitos a serem consideradas no processo de seleção de indicadores, como por exemplo: Exatidão científica; relação clara entre o indicador e *indicandum*; ótima sensibilidade de representação; consideração das relações de causa e efeito; escala espaço-temporal adequada; alta transparência na estratégia de derivação; elevado grau de eficácia e representatividade das fontes de dados disponíveis; elevado grau de comparabilidade com conjuntos de indicadores; grau ótimo de agregação; bom cumprimento das exigências estatísticas relativas à verificação, reprodução, representatividade e validação.

## REFERÊNCIAS

- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. Texto para Discussão. IE/UNICAMP, Brasília, n. 155, 2009a.
- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. Capital natural, serviços ecossistêmicos e sistema econômico: rumo a uma Economia dos Ecossistemas. Texto para Discussão. IE/UNICAMP, Brasília, n. 159, 2009b.
- BARNAUD, C.; ANTONA, M.; MARZIN, J. Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique. VertigO – La revue électronique en sciences de l'environnement, v. 11, 2011.
- BASTIAN, O.; HAASE, D.; GRUNEWALD, K. Ecosystem properties, potentials and services – the EPPS conceptual framework and an urban application example. Ecological Indicators, v. 21, p. 7–16, 2012.
- BASTIAN, O.; SYBRE, R.; ROSENBERG, M.; RAHE, D.; GRUNEWALD, K. The five pillar EPPS framework for quantifying, mapping and managing ecosystem services. Ecosystem Services, v. 4, p. 15–24, 2013.
- BOUMMANS, R.; ROMAN, J.; ALTMAN, I.; KAUFMAN, L. The Multiscale Integrate Model of Ecosystem Services (MINES): simulating the interactions of coupled human and natural systems. Ecosystem Services, v. 12, p. 30–41, 2015.
- BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics, v. 63, p. 616–626, 2007.
- BURKHARD, B.; KROLL, F.; NEDKOV, S.; MÜLLER, F. Mapping supply, demand and budgets of ecosystem services. Ecological Indicators, v. 21, p. 17–29, 2012.
- BURKHARD, B.; MÜLLER, F. Drivers-pressure-state-impact-response. In: Jørgensen, S.E., Fath, B.D. (Eds.), Ecological Indicators. Vol. 2 of Encyclopedia of Ecology, 5 vols. Elsevier, Oxford, p. 967–970, 2008.
- CAMINO, R.; MÜLLER, S. Sostenibilidad de la agricultura y los recursos naturales: bases para establecer indicadores. San José, IICA, Serie de Documentos de Programas, n. 38, p. 134, 1993.
- CARPENTER, S.R.; MOONEY, H.A.; AGARD, J.; CAPISTRANO D., DE FRIESE, R.S.; DÍAZ, S.; DIETZ, T.; DURAIAPPAH, A. K.; OTENG-YEBOAH, A.; PEREIRA, H. M.; PERRINGS, C.; REID, W. V.; SARUKHAN, J.; SCHOLLES, R. J.; WHYTE, A. Science for managing ecosystem services:

- beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy Science U.S.A.*, v. 106, p. 1305-1312, 2009.
- CASTRO, K. B. Segurança hídrica urbana: morfologia urbana e indicadores de serviços ecossistêmicos – estudo de caso do Distrito Federal, Brasil. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, p. 207, 2017.
- CORBERA, E. Problematizing REDD<sub>p</sub> as an experiment in payments for ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 4, p. 612-619 2012.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p. 253-260, 1997.
- COSTANZA, R. Ecosystem services and ecological indicators. In: Jorgensen, S.E., Xu, F.-L., Costanza, R. (Eds.), *Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health.*, second edition. Taylor and Francis, p. 189–198, 2010.
- DAILY, G.C. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems.* Island Press, Washington DC, p. 392, 1997.
- DAILY, G.C.; POLASKY, S.; GOLDSTEIN, J.; KAREIVA, P. M.; MOONEY, H. A.; PEJCHAR, L.; RICKETTS, T. H.; SALZMAN, J.; SHALLENBERGE, R. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology Environment*, v. 7, n. 1, p. 21–28, 2009.
- DALY, H.E.; FARLEY, J. *Ecological Economics: principles and applications.* Island Press, Washington, DC, 2004.
- DE GROOT, R.S.; WILSON, M. A.; ROELOF, M. J. A topology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, v. 41, p. 393-408, 2002.
- DE GROOT, R. S.; FISHER, B.; CHRISTIE, M.; ARONSON, J.; BRAAT, L.; HAINES-YOUNG, R.; GOWDY, J.; MALTBY, E.; NEUVILLE, A.; POLASKY, S.; PORTELA, R.; RING, I. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. Chapter 1. In: Pushpam, Kumar (Eds.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Ecological and Economic Foundations.* Earthscan, London, p. 4–9, 2010a.
- DE GROOT, R.S.; ALKEMADE, R.; BRAAT, L.; HEIN, L.; WILLEMEN, L. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, v. 7, p. 260-272, 2010b.
- DEPONTI, C.; ECKERT, C.; AZAMBUJA, J. L. B. Estratégia para construção de indicadores para avaliação da sustentabilidade e monitoramento de sistemas. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*, v. 4, n. 3, p. 44-52, 2002.
- EFTEC, Economic for the Environment Consultancy. Economic, social and ecological value of ecosystem services: a literature review. Final report prepared for The Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), 2005. Disponível em: <<http://www.fsd.nl/downloadattachment/71609/60019/theeconomicssocialandecologicalvalueofecosystemservices.pdf>> Acesso: maio de 2014.
- EGOH, B.; O'FARRELL, P.; CHAREF, A.; GURN, L.J.; KOELLNER, T.; ABI, J. N.; EGOH, M.; WILLEMEN, L. An African account of ecosystem service provision: use, threats and policy options for sustainable livelihoods. *Ecosystem Services*, v. 2, p. 71-81, 2012.
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Projeto GeoCerrado, 2010-2014: modelagem de variáveis geoambientais para a caracterização de serviços ambientais no bioma Cerrado. Embrapa Cerrados, Planaltina-DF, 2010-2014.
- FERREIRA, J. M. L.; VIANNA, J. H. M.; COSTA, A. M.; SOUSA, D. A.; FONTES, A. A. Indicadores de sustentabilidade em agrossistemas. *Informe Agropecuário*, v. 33, n. 271, p. 12-15, 2012.
- FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, v. 68, p. 643-653, 2009.
- GRANJOU, C.; MAUZ, I.; BARBIER, M.; BREUCKER, P. Making taxonomy environmentally relevant. Insights from an All Taxa Biodiversity Inventory. *Environmental Science Policy*, v. 38, p. 254–262, 2014.
- HAINES-YOUNG, R. H.; POTSCHEIN, M. P. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli D. G., Frid C. L. J. (Eds.), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis.* Cambridge University Press, Cambridge, UK, 2010.
- HELLIWELL D, R. Valuation of wildlife resources. *Regional Studies*, v. 3, p. 41-49, 1969.

- HILL, R.; HALAMISH, E.; GORDON, I. J.; CLARK, M. The maturation of biodiversity as a global social–ecological issue and implications for future biodiversity science and policy. *Futures*, v. 46, p. 41- 49, 2013.
- HUETING, R.; REIJNDERS, L.; DE BOER, B.; LAMBOOY, J.; JANSEN, H. The concept of environmental function and its valuation. *Ecological Economics*, v. 25, p. 31-35, 1998.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Indicadores de desenvolvimento sustentável: Brasil 2012. Rio de Janeiro, IBGE, p. 350, 2012.
- JEANNEAUX, P.; AZNAR, O.; DEMARESCHAL, Une analyse bibliométrique pour éclairer la mise à l'agenda scientifique des «services environnementaux». *VertigO – la revue électronique en sciences de l'environnement*, v. 12, 2012.
- KANDIZIORA, M.; BURKHARD, B.; MÜLLER, F. Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. *Ecosystem Services*, v. 4, p. 47-59, 2013.
- KING R.T. Wildlife and man. *NY Conservationist* v. 20(6), p. 8–11, 1966.
- KOSCHKE, L.; FÜRST, C.; FRANK, S.; MAKESCHIN, F. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. *Ecological Indicators*, v. 21, p. 54-66, 2012.
- KOSCHKE, L.; LORZ C.; FÜRST, C. LEHMANN, T.; MAKESCHIN, F. Assessing hydrological and provisioning ecosystem services in a case study in Western Central Brazil. *Ecological Processes*, v. 3, p. 2, 2014.
- LAYKE, C. Indicators from the global and sub-global Millennium Ecosystem Assessments: an analysis and next steps. *Ecological Indicators*, v. 17, p. 77-87, 2011.
- LIMA, J. E. F. W.; AQUINO, F.G.; CHAVES, T.A.; LORZ, C. Development of a spatially explicit approach for mapping ecosystem services in the Brazilian Savanna – MapES. *Ecological Indicators*, v. 82, p. 513–525, 2017
- LIMA, F. M. Serviços Ecossistêmicos e a agricultura irrigada na bacia do Ribeirão Rodeador, Distrito Federal. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, p. 62, 2018.
- MAES J.; PARACCHINI M. L.; ZULIAN G.; DUNBAR, M. B.; ALKEMADE, B. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation*, v. 155, p. 1-12, 2012a.
- MAES, J.; TELLER, A.; ERHARD, M.; LIQUETE, C.; BRAAT, L.; BERRY, P.; EGOH, B.; PUYDARRIEUX, P.; FIORINA, C.; SANTOS, F.; PARACCHINI, M.L.; KEUNE, H.; WITTMER, H.; HAUCK, J.; FIALA, I.; VERBURG, J. I.; CONDÉ, S.; SCHÄGNER, J. P.; SAN MIGUEL, J.; ESTREGUIL, C.; OSTERMANN, O.; BARREDO, J. I.; PEREIRA, H. M.; STOTT, A.; LAPORTE, V.; MEINER, A.; OLAH, B.; ROYO; GELABERT, E.; SPYROPOULOU, R.; PETERSEN, J. E.; MAGUIRE, C.; ZAL, N.; ACHILLEOS, E.; RUBIN, A.; LEDOUX, L.; BROWN, C.; RAES, C.; JACOBS, S.; VANDEWALLE, M.; CONNOR, D.; BIDOGLIO, G. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An Analytical Framework for Ecosystem Assessments Under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Publications office of the European Union, Luxembourg, 2012b.
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystem and Human Well-Being: a framework for assessment*. Island Press, Washington, DC, 2003.
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*. Island Press, Washington, DC, 2005.
- NEDKOV S.; BURKHARD B. Flood regulating ecosystem services – mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. *Ecological Indicators*, v. 21, p. 67–79, 2012.
- NIEMEIJER D.; DE GROOT, R. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators*, v. 8, p. 14–25, 2008.
- OUDENHOVEN A. P. E.; PETZ K.; ALKEMADE R.; HEIN L.; DE 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.
- PARRON L, M.; FIDALGO, E. C. C.; LUZ, A. P.; CAMPANHA, M. M.; TURETTA, A. P. D.; PEDREIRA, B. C. C. G.; PRADO, R. B. Research on ecosystem services in Brasil: a systematic review. *Ambiente e Água*, v. 14, p. 1-17, 2019.



- PRADO M. Monitoramento da sustentabilidade agroambiental do território: um modelo baseado no valor geográfico dos serviços agroambientais. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, p. 86, 2013.
- RESENDE, F. M. Planejamento para conservação de serviços ecossistêmicos no Cerrado. Tese de Doutorado, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, p. 113, 2018.
- RODRÍGUEZ N.; ARMENTERAS D.; RETANA J. National ecosystems services priorities for planning carbon and water resource management in Colombia. *Land Use Policy*, v. 42, p. 609-618, 2015.
- RODRÍGUEZ-LOINAZ G.; ALDAY J. G.; ONAINDIA M. Multiple ecosystem services landscape index: a tool for multifunctional landscapes conservation. *Journal of Environmental Management*, v. 147, p. 152-163, 2015.
- SUKHDEV P. The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Interim Report of the Convention on Biological Diversity. European Communities, Cambridge: United Kingdom, 2008.
- TANCOIGNE E.; BARBIER M.; COINTET J. F.; RICHARD G. The place of agricultural sciences in the literature on ecosystem services. *Ecosystem Services*, v. 10, p. 35-48, 2014.
- TURNER, R.K., DAILY, G.C. The Ecosystem Services Framework and Natural Capital Conservation. *Environmental and Resources Economics*, v. 39, p. 25-35, 2008.
- VILLA F.; CERONI M.; BAGSTAD K.; JOHNSON G.; KRIVOV S. ARIES, Artificial Intelligence for Ecosystem Services: A new tool for ecosystem services assessment, planning and valuation. In: 11th International BioECON Conference on Economic Instruments to Enhance the Conservation and Sustainable Use of Biodiversity, Venice, Italy, 2009.
- WALLACE K. J. Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biology. Conservation*, v. 139, p. 235-246, 2007.
- WIGGERING H.; MÜLLER F. Umweltziele und indikatoren. Springer, Berlin/ Heidelberg/ New York, p. 670, 2004.

### **3 PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS HÍDRICOS – O CASO DO DISTRITO FEDERAL - BRASIL**

#### **3.1 INTRODUÇÃO**

Os serviços ecossistêmicos - SE são os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas e que sustentam o bem-estar humano (DAILY, 1997; MEA, 2005; MAES, et al, 2016). Esses serviços fornecem bens básicos para a manutenção da espécie humana, como água e ar puro, e também provém recursos necessários ao desenvolvimento das atividades econômicas (WU, 2013) e culturais (KANDZIORA et al., 2013).

Assim, é possível afirmar que a qualidade de vida da humanidade no planeta está intimamente ligada à contínua capacidade de fornecimento dos SE pelo meio ambiente (HASSAN, et al, 2005; SUKHDEV, 2008; BURKHARD & MAES, 2017). No entanto, todos os ecossistemas têm sofrido degradação, em diferentes magnitudes, empreendida por atividades antrópicas há séculos (MEA, 2005). Apesar desta percepção, pouco se sabe sobre a medida da vulnerabilidade do bem-estar humano em relação às mudanças nos ecossistemas (EFTEC, 2005; ANDRADE & ROMEIRO, 2009). Deste modo, faz-se necessária a compreensão de como as mudanças antrópicas afetam a capacidade dos ecossistemas de continuarem provendo serviços (COSTANZA et al, 1997; MARTÍNEZ-HARMS & BALVANERA, 2012; CUMMING et al., 2014; SYRBE et al., 2017), em especial os relacionados aos recursos hídricos (ABEL, 1996; SEPPELT, et al 2012; HOEKSTRA & WIEDMANN 2014; KOSCHKE et al, 2014; SPERA et al., 2016, VANDECASTEELE, et al., 2018).

A manutenção dos SE relacionados a água tem sido considerada como o grande desafio para a sustentabilidade e sobrevivência da humanidade para os próximos anos (HOEKSTRA & WIEDMANN, 2014; ORTEGA et al, 2015). Neste contexto, Brauman et al. (2007) propõem o conceito de serviços ecossistêmicos hídricos (SEh) como sendo os benefícios recebidos pelos seres humanos que são produzidos pela ação dos ecossistemas sobre as águas continentais, isto é, os corpos hídricos interiores. É crescente a tendência de se considerar as atividades humanas e suas consequências para manutenção dos SEh (ORTEGA et al., 2015). Assim, a compreensão das relações entre os sistemas naturais, urbanos e rurais pode elucidar quais fatores acarretam mudanças na disponibilidade de SEh (TEEB, 2010; ORTEGA et l., 2015; CUMMING et al., 2014; KENNEDY, et al, 2016).

Este processo parte do mapeamento do padrão de uso e cobertura do solo - LULC (Global – GlobCover<sup>12</sup>; Europa – CORINE<sup>13</sup>; América do Norte – NALC<sup>14</sup>; Brasil – MAPBIOMA<sup>15</sup>) e dos SE em várias escalas (global - SEPPELT et al., 2012; continental - MARTÍNEZ-HARMS & BALVANERA, 2012; EGOH et al., 2012; e regional/país – SHI et al., 2018; PLANT & RYAN, 2013). Estes mapeamentos buscam, em um objetivo final, entender a complexa interrelação entre o padrão de uso da terra e os SE, servindo assim, de suporte a tomada de decisão no planejamento territorial (DALLIMER et al., 2015; BRYAN et al., 2016; TAMMI et al., 2017; TOMSCHA et al., 2016;).

Todo este acervo tem promovido um aumento no conhecimento científico sobre os SE (DE GROOT et al., 2002; BURKHARD & MÜLLER, 2008; HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2010; OUDENHOVEN et al., 2012; KANDZIORA et al., 2013; TANCOIGNE et al., 2014; RODRIGUEZ-LOYNAZ et al., 2015) e ao mesmo tempo, tem levado a novos questionamentos que requerem novos estudos e um aprofundamento tanto do ponto de vista teórico como aplicado.

Neste mesmo caminho, os estudos realizados no Brasil, tem evoluído na avaliação dos SE (KOSCHKE et al., 2014; PRADO, 2013; CASTRO, 2017; LIMA et al., 2017a; LIMA, 2018). Estes estudos, conforme a avaliação e revisão realizada por PARRON et al (2019), estão concentrados nos biomas Mata Atlântica (31%) e Amazônia (8%). Os principais SE estão voltados para a regulação (30%), seguido por provisão (20%) e 34% não tem uma classificação específica. A revisão realizada por Parron et al. (2019) demonstra ainda que, a maior parte das pesquisas tratam dos SE da biodiversidade (11,1%) e do sequestro de carbono (9%). Os SE voltados para a os recursos hídricos também aparecem como um ponto importante, sendo 8% para SE de suprimento de água e 7,3% para qualidade das águas (PARRON et al., 2019).

Entretanto, poucos são os estudos sobre os SE no bioma Cerrado, apesar de ser a principal região produtora de grãos do Brasil (ABELSON & ROWE, 1987; GOEDERT, 1989; MARTINELLI & FILOSO, 2009; RADA, 2013; SPERA et al., 2016), e ter uma elevada taxa de substituição dos sistemas naturais, com perda de mais de 40% de sua cobertura vegetal natural (SANO et al., 2008; SCHMIDT et al, 2009; SANO et al., 2010; SANO et al., 2019). O Cerrado oferece uma ampla gama de serviços ecossistêmicos (SILVA & SATO, 2012; LIMA et al., 2017; CASTRO, 2017; CASTRO et al, 2019), tendo um papel crucial para o ciclo da água, por ser o responsável pelas nascentes de três grandes regiões hidrográficas brasileiras: do Paraná, São

---

<sup>12</sup> [http://due.esrin.esa.int/page\\_globcover.php](http://due.esrin.esa.int/page_globcover.php)

<sup>13</sup> <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/corine-land-cover-types-2006>

<sup>14</sup> [https://lta.cr.usgs.gov/pathfinder/nalc\\_project\\_campaign](https://lta.cr.usgs.gov/pathfinder/nalc_project_campaign)

<sup>15</sup> <http://mapbiomas.org/#>

Francisco e Araguaia/Tocantins (LIMA & SILVA, 2005). Este fato levou a região central do Brasil, onde está localizado o DF, ser considerada o “berço das águas do Brasil” (ADASA, 2005; GDF). Este dois pontos de destaque, berço das águas e fronteira agrícola, fazem do Cerrado um bioma que merece um olhar diferenciado.

Outro problema que se sobrepõe a este contexto é a elevada taxa de crescimento urbano no DF desde a transferência da Capital, com a formação da terceira maior conurbação do Brasil em torno de Brasília, a capital do Brasil, caracterizando a Região Integrada de Desenvolvimento do Distrito Federal e Entorno - RIDE-DF, uma metrópole com cerca de 4 milhões de habitantes (BRASIL, 2008; CODEPLAN, 2019).

O rápido crescimento das cidades, a grande concentração de população nas áreas urbanas, a necessidade de mananciais para o abastecimento humano e a expansão da agricultura têm provocado grandes pressões sobre os SE relacionados aos recursos hídricos desta região (CASTRO et al, 2019). O Distrito Federal revela, desde seu estabelecimento na região de cabeceiras das bacias hidrográficas, no coração do bioma cerrado, uma dinâmica intensa de uso e ocupação do solo, nem sempre coerente ao planejamento e ordenamento territorial previstos no marco legal distrital (UNESCO, 2002; MENEZES, 2010; CASTRO et al., 2019). Assim, os conflitos entre os padrões de uso (NUNES & ROIG, 2017) associados ou não às mudanças climáticas (GDF, 2018; MESQUITA et al., 2018) levaram a região a vivenciar uma grave crise hídrica 2017/18 (BRANDÃO & PAVIANI, 2018; GDF, 2018), o que aponta para pertinência, urgência e oportunidade para o mapeamento dos SEh e dos impactos dos padrões de uso do solo.

Destaca-se aqui, que embora existam trabalhos que busquem entender os SE desta região (KOSCHKE et al., 2014; CASTRO, 2017; LIMA et al., 2017; LIMA, 2018), estes representam estudos de áreas específicas ou pequenas bacias. Este fato, revela a necessidade de um estudo que aborde o DF como um todo e, talvez, até a área da Região Integrada de Desenvolvimento – RIDE-DF.

Associado a isso, observa-se que, mesmo com um crescimento no número de trabalhos com abordagem baseada em SE, ainda são poucos os trabalhos com abordagem da variabilidade espacial dos SE, embora esta variabilidade seja um elemento chave, atribuindo grande importância para o processo de tomada de decisão e planejamento (MAES et al., 2012; KANDZIORA et al. 2013). Maes et al. (2012) destacam que o mapeamento de SE é útil para a identificação e priorização de problemas espacialmente explícitos, podendo ser empregado como ferramenta de comunicação para iniciar discussões com as partes interessadas, possibilitando a visualização dos locais onde os SE são produzidos ou utilizados, e explicando sua relevância para o território.

Neste contexto, o objetivo desse capítulo é mapear e avaliar a variabilidade espacial do potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos do Distrito Federal, utilizando indicadores de SE, no ano de 2014. Espera-se que o mapeamento e a avaliação da variabilidade espacial dos SEh, baseado em técnicas de geoprocessamento, possa contribuir para a identificação de áreas prioritárias que necessitam de atenção especial dos agentes governamentais, possibilitando a gestão integrada do solo e o gerenciamento e utilização adequados dos SEh.

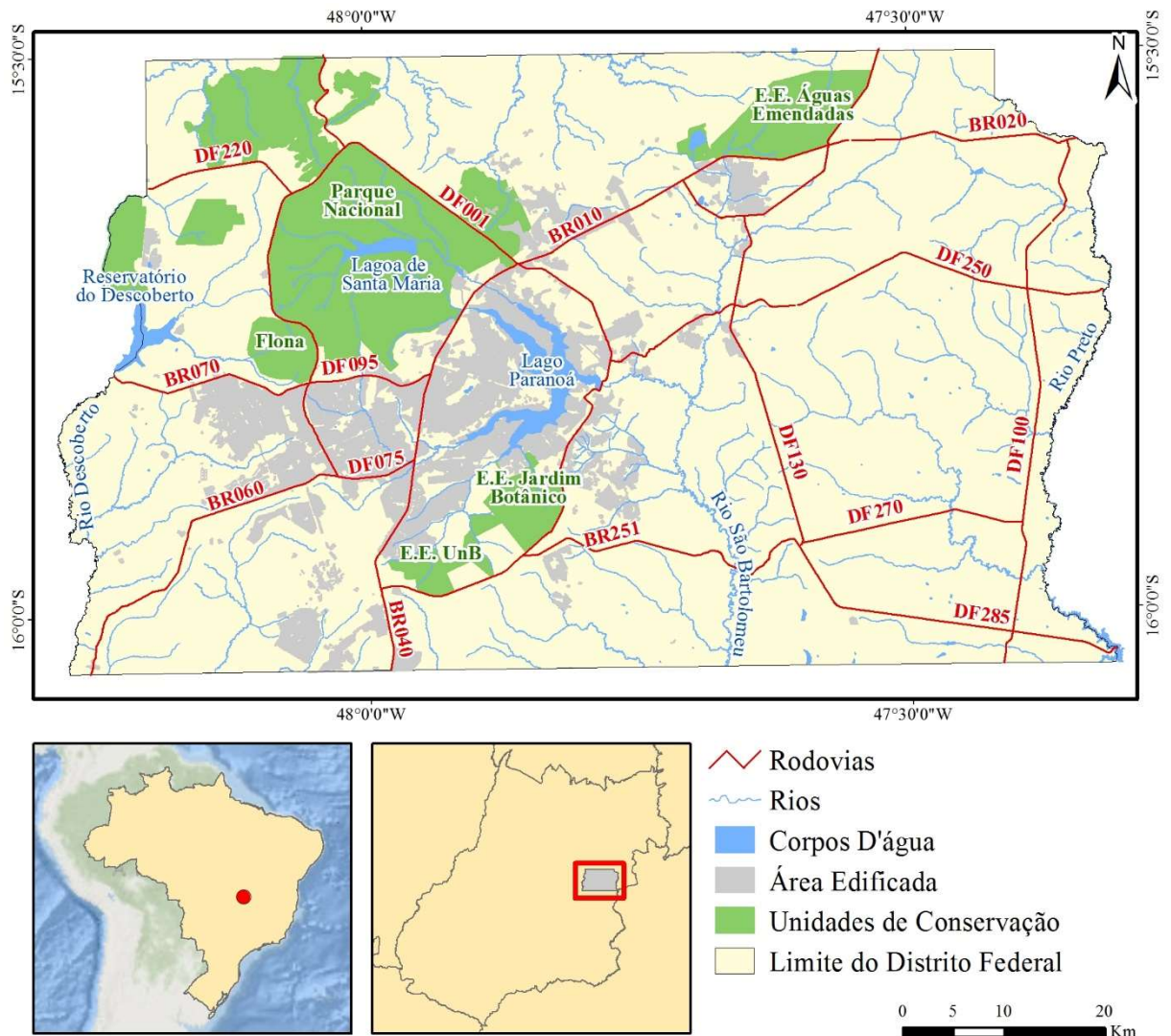
## 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

Esta seção apresenta a caracterização da área de estudo e descreve os procedimentos empregados para gerar o mapeamento de potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos do Distrito Federal.

### 3.2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O Distrito Federal – DF está localizado na região Centro-Oeste brasileira, no Planalto Central, área nuclear do Bioma Cerrado, o segundo maior bioma do país (~ 2.100.000 de km<sup>2</sup>, cerca de 22% do território brasileiro) sendo considerado a savana mais rica em biodiversidade do mundo (EITEN, 1972; DIAS, 1992; SANO et al., 2010; MMA, 2015; SANO et al., 2019) e um dos *hotspots* mundiais para conservação da biodiversidade (MYERS et al., 2000). O DF apresenta uma extensão de 5.765 km<sup>2</sup>, posicionado entre os paralelos 15°30' S e 16°03'S e entre os meridianos 47°18'W e 48°17'W, tendo o rio Preto como limite natural a leste, e o rio Descoberto a oeste (Figura 3.1).

Figura 3.1 Localização do Distrito Federal



Sistema de Coordenadas Geográficas, Datum Sirgas 2000.

Fonte: elaborado pelo autor.

De acordo com classificação de Köppen - Geiger, o DF apresenta clima tipo Aw, tropical com estação seca no inverno (CARDOSO et al. 2014). As temperaturas médias anuais variam entre 18 °C e 20 °C. A pluviosidade é caracterizada pela marcante sazonalidade, onde cerca de 90% da precipitação ocorre na estação de chuvas (setembro/outubro a março/abril), enquanto na estação seca (abril/maio a setembro) raramente chove mais que 9,0 mm/mês. A média anual de chuvas varia entre 1200 a 1800 mm (CARDOSO et al 2014, IBRAM 2014a; ADASA, 2019).

O polígono do DF está situado em um alto regional do Planalto Central, sendo um divisor natural de três grandes bacias hidrográficas: Tocantins, São Francisco e Paraná. O relevo caracteriza-se por grandes superfícies planas e suave onduladas, com altitudes variando entre 800 a 1300 metros.

Geologicamente, está localizado na porção central da Faixa de Dobramentos e Cavalgamentos Brasília. É constituído por quatro conjuntos litológicos distintos: grupos Araxá, Bambuí, Canastra e Paranoá e suas respectivas coberturas de solos residuais ou coluvionares (FREITAS-SILVA & CAMPOS, 1998).

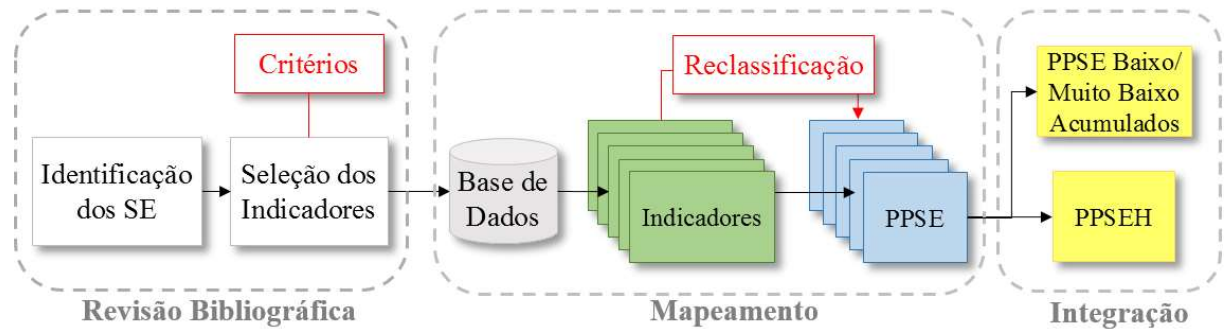
Sob o ponto de vista pedológico, os Latossolos ocupam cerca de 54% do território do DF, compreendem os Latossolos Vermelhos (39%) e Latossolos Vermelho-Amarelo (15%). São solos minerais, altamente intemperizados, não hidromórficos, profundos (5 a 30m), permeáveis, distróficos e ácidos, ocupando as regiões de topografia plana a suave ondulada (REATTO et al. 2004). Os Cambissolos correspondem a 30% da área do DF. São solos pouco desenvolvidos, rasos (<1m de prof.) e distróficos, com minerais residuais, facilmente intemperizáveis, associados à relevos com declividade maior que 8%. Outros solos são encontrados em menor proporção: Gleissolos e Espodossolos (4%), os Argissolos (3%), e Neossolos Quartzarênicos, Neossolos Flúvicos, Nitossolos, Chernossolos e Plintossolos (3%) (REATTO et al. 2004).

O DF está totalmente inserido no bioma Cerrado sendo constituído pelas seguintes fitofisionomias: formações savânicas (Cerrado Denso, Cerrado Típico, Cerrado Ralo, Parque Cerrado, Palmeiral, Vereda e Cerrado Rupestre), formações campestres (Campo Sujo, Campo Limpo e Campo Rupestre) e em menor proporção por formações florestais (Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão) (RIBEIRO & WALTER, 2008).

### 3.2.2 ETAPAS E PROCEDIMENTOS

O fluxo para a realização do mapeamento do potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos do Distrito Federal pode ser verificado na Figura 3.2 e é constituído por três etapas: seleção dos indicadores de SE baseada na revisão da literatura e nas características do DF; construção dos indicadores e geração dos Potenciais de Prestação de Serviços Ecossistêmicos - PPSE e; geração do índice Potencial de Prestação de Serviços Ecossistêmicos Hídricos – PPSEh, em um sistema geográfico de informações (QGIS).

Figura 3.2: Fluxo de trabalho para mapeamento do potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos (PPSEh) do Distrito Federal.



Fonte: elaborado pelo autor.

### 3.2.2.1 Base de dados e Seleção dos Indicadores PPSE

Para selecionar os indicadores que compuseram esse trabalho, realizou-se a identificação dos SE e seus indicadores empregados em estudos científicos recentes, considerando a relevância desses serviços para a área de estudo. Também se levou em consideração: a possibilidade de aplicabilidade prática (reprodutibilidade pelos agentes governamentais e sociedade civil); a facilidade de atualização em função da existência e disponibilidade de base de dados livres, e a simplicidade no processo de integração dos indicadores PPSE para a geração do PPSEh.

Reforça-se que um dos critérios principais para a seleção dos indicadores foi que eles possam ser gerados a partir de dados de acesso público, de fácil atualização (existência de séries temporais quando necessário), a fim de possibilitar a aplicação do modelo para o monitoramento da variabilidade espaço-temporal, inclusive em áreas com escassez de dados.

A Tabela 3.1 apresenta os métodos e a base de dados utilizados para geração dos indicadores.



Tabela 3.1 Dados utilizados na elaboração dos indicadores.

<b>Indicador</b>	<b>Método</b>	<b>Dados Utilizados</b>	<b>Fonte</b>
Potencial de recarga de aquíferos	Adaptado de Gonçalves et al., 2009	Mapa de uso e ocupação do solo; mapa pedológico; modelo digital de elevação; precipitação	IBRAM, 2014b; EMBRAPA, 1978; NASA, 2013; ADASA, 2019.
Risco de alagamento	Neto et al., 2017	Mapa de uso e ocupação do solo; mapa pedológico; modelo digital de elevação.	IBRAM, 2014b; EMBRAPA, 1978; NASA, 2013.
Perda de solo por erosão	Adaptado de Wischmeier & Smith, 1978	Mapa de uso e ocupação do solo; mapa pedológico; modelo digital de elevação, precipitação	IBRAM, 2014b; EMBRAPA, 1978; NASA, 2013; ADASA, 2019.
Risco de contaminação das águas subterrâneas	Adaptado de Campos & Freitas-Silva, 1998	Mapa de uso e ocupação do solo; mapa pedológico; modelo digital de elevação; população	IBRAM, 2014b; EMBRAPA, 1978; NASA, 2013; IBGE, 2010.
Risco de contaminação das águas superficiais	Elaborado pelo autor	Mapa de uso e ocupação do solo, mapa pedológico; modelo digital de elevação; área de proteção permanente; hidrografia; população	IBRAM, 2014b; EMBRAPA, 1978; NASA, 2013; SEDUH, 2019; IBGE, 2010.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os dados utilizados são provenientes de várias fontes secundárias, de domínio público, sob diferentes formatos e estruturas. Todos os dados foram referenciados ao *datum* Sirgas 2000 e projetados para o sistema de projeção UTM, zona 23. Após edição e validação topológica da base de dados vetorial, os mesmos foram convertidos para o formato matricial (.tif) com resolução de 30 metros compatível com a escala utilizada pelo Zoneamento Ecológico Econômico - ZEE-DF (1:100.000) (DISTRITO FEDERAL, 2019), o que permitirá futuras comparações e avaliação do potencial de aplicação dos resultados pelo Governo do Distrito Federal - GDF. Destaca-se que todos os dados de entrada têm detalhe igual ou maior que 1:100.000.

O mapa pedológico do DF foi elaborado por EMBRAPA (1978) em escala 1:100.000, e atualizado de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos - SBCS (EMBRAPA, 2006). O mapa de uso e ocupação do solo foi gerado por IBRAM (2014b). Como modelo digital de elevação foram utilizados os dados *Shuttle Radar Topographic Mission* (NASA, 2013) com resolução de 1 arco-segundo (30 metros), disponíveis para todo território nacional gratuitamente na plataforma Earth Explorer.

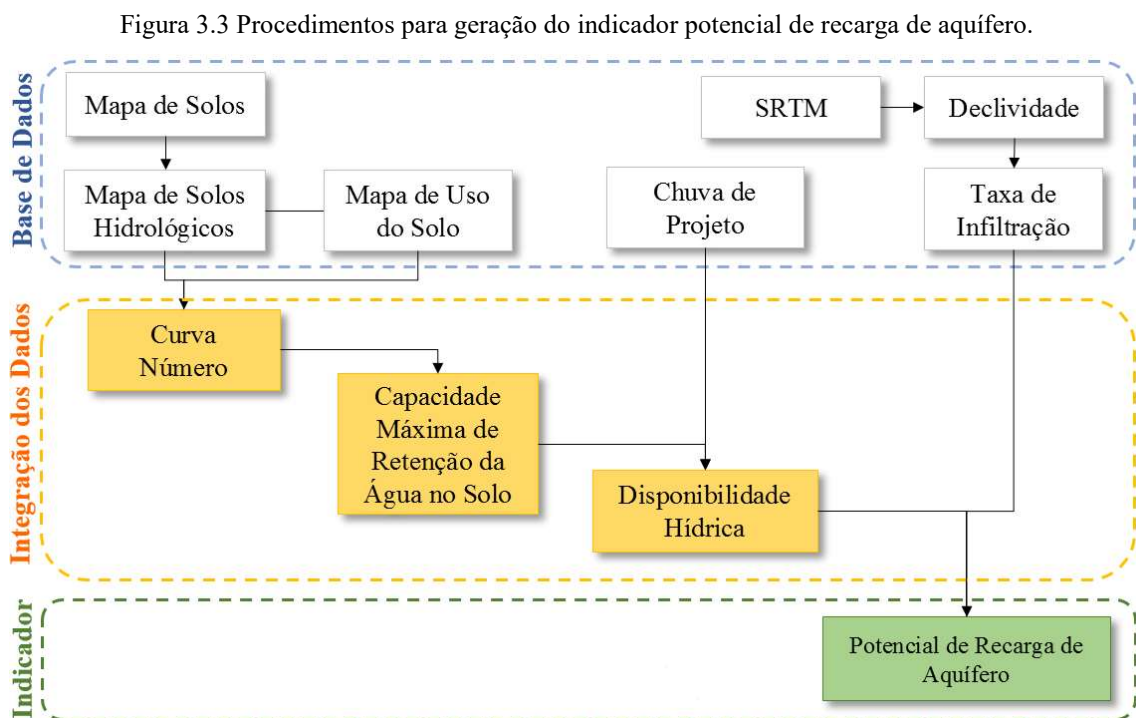
Os dados de precipitação foram obtidos a partir das séries históricas das estações de monitoramento da Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB compilados pela Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento do Distrito Federal – ADASA (2019). Os dados trechos de drenagem, corpos d'água, áreas de proteção permanente – APP e unidades hidrográficas foram obtidos junto ao *website* Geoportal (SEDUH, 2019), dados

populacionais do Censo Demográfico (IBGE, 2010) foram utilizados para gerar os dados de densidade demográfica.

A análise e integração dos dados foi realizada no sistema de informação geográfica QGIS 3.4.4 (QGIS 2018).

### 3.2.2.2 Potencial de Recarga de Aquífero

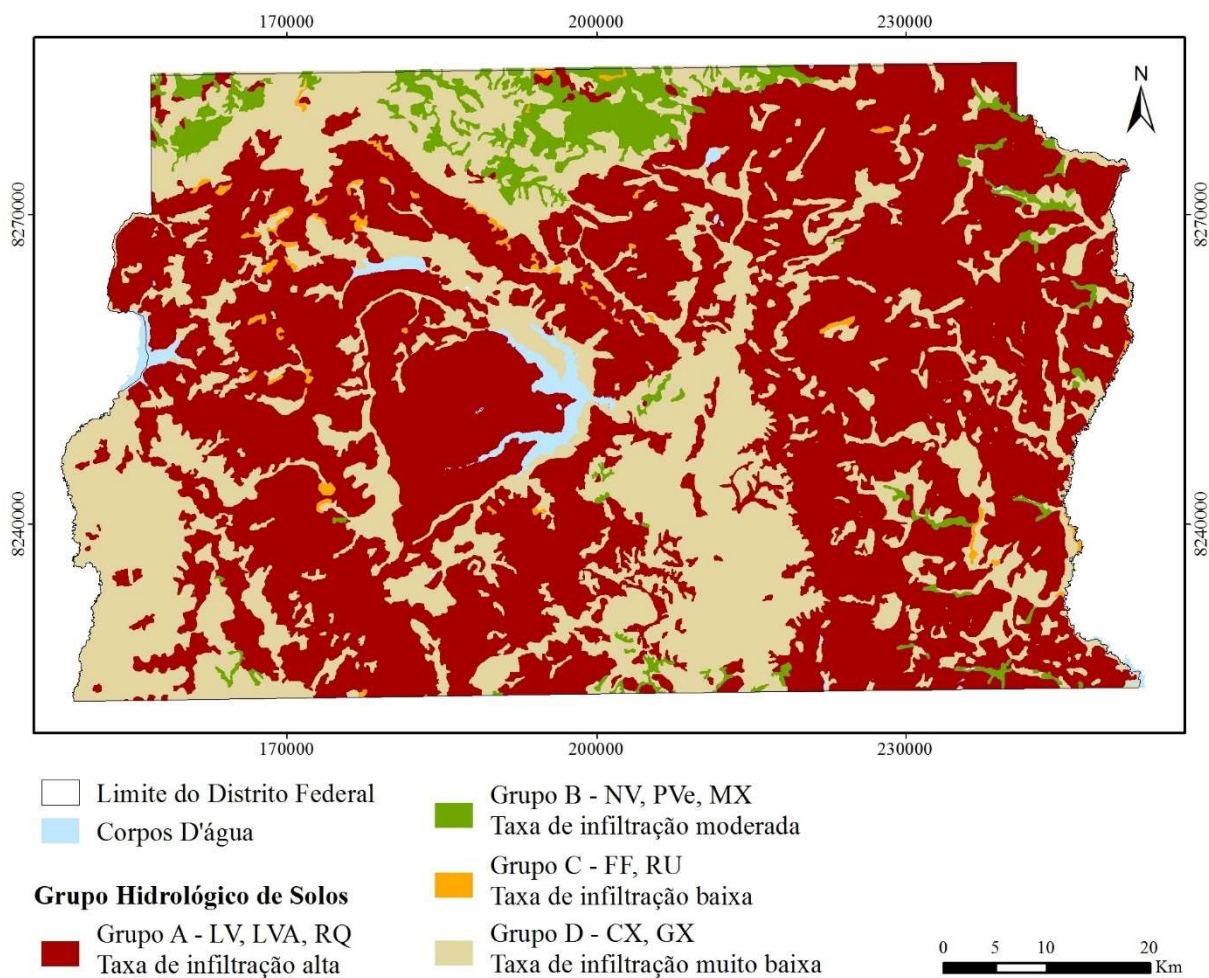
Para gerar o indicador de potencial de recarga de aquífero foi adaptada a metodologia descrita por Gonçalves et al. (2009) tendo como base o trabalho de Menezes (2010) que usou a curva Intensidade-Duração-Frequência (IDF). Os planos de informação utilizados foram: I) mapa pedológico (EMBRAPA, 1978); II) mapa de uso e ocupação do solo (IBRAM, 2014b); III) modelo digital de elevação SRTM (NASA, 2013); IV) precipitação média (diária, mensal e anual) por estação pluviométrica (ADASA, 2019). A Figura 3.3 descreve os procedimentos adotados para geração do indicador.



Fonte: elaborado pelo autor.

O mapa de solos (EMBRAPA, 1978) foi reclassificado por Gonçalves et al. 2009 em grupos hidrológicos de solos, de acordo com a proposta de Lombardi-Neto et al. (1989) e Sartori (2005), (Figura 3.4).

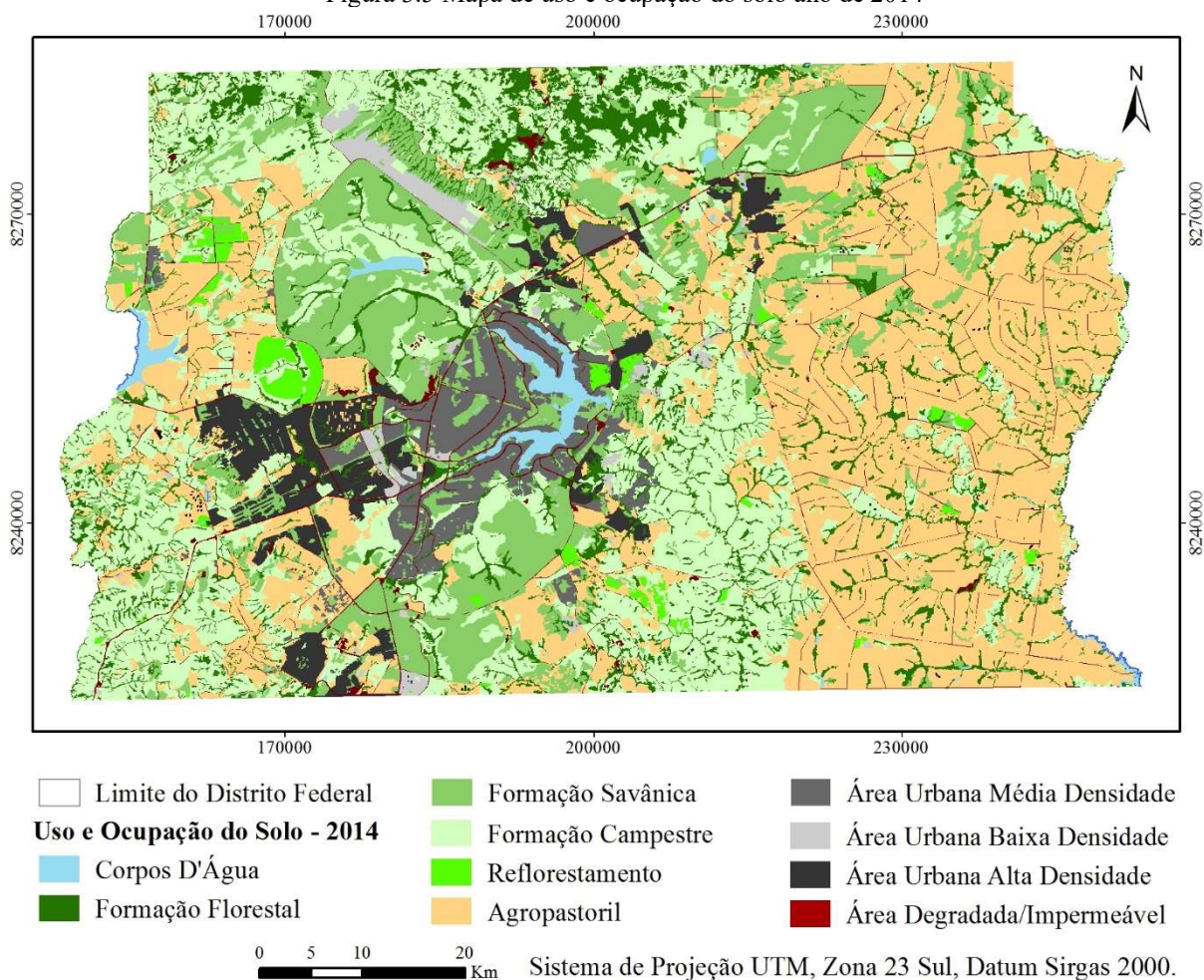
Figura 3.4 Mapa de grupos de solos hidrológicos do Distrito Federal.



Fonte: EMBRAPA, 1978; Gonçalves et al., 2009.

O mapa de uso e ocupação do solo (IBRAM, 2014b) foi reclassificado de acordo com a chave de classificação proposta por Gonçalves et al. (2009), que agrupa áreas de comportamento semelhante em relação à impermeabilização do solo (Figura 3.5).

Figura 3.5 Mapa de uso e ocupação do solo ano de 2014



Fonte: IBRAM, 2014b.

Para gerar o mapa de capacidade máxima de retenção de água nos solos – S foi utilizado o método Curva Número – CN (OGROSKY & MOCHUS, 1964), desenvolvido pelo Serviço de Conservação de Solos do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos e adaptado por Lombardi-Neto et al. (1989). Esse método combina o uso e ocupação da terra e grupos hidrológicos de solos para produzir o mapa de CN. Os valores de CN utilizados estão descritos na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 Valores de Curva - Número

Classe de UOS	CN para os grupos hidrológicos de solos			
	A	B	C	C
Corpos d'água	0	0	0	0
Cobertura vegetal natural	40	61	74	80
Área urbana com baixa densidade de ocupação	46	65	77	82
Área urbana com média densidade de ocupação	68	79	86	89
Área urbana com alta densidade de ocupação	89	92	94	95
Cobertura vegetal plantada	63	74	81	85
Áreas impermeáveis	98	98	98	98

Fonte: Lombardi Neto et al., 1989, Sartori, 2005; Gonçalves et al. 2009.

O valor da Capacidade máxima de retenção de água nos solos – S foi calculado a partir da equação 3.1, que representa a capacidade da saturação dos solos em milímetro (OGROSKY & MOCHUS 1964).

$$S(\text{mm}) = \frac{25400}{\text{CN}} - 254 \quad (\text{Eq. 3.1})$$

Onde S é capacidade máxima de retenção de água no solo, e 25400 e 254 representam volumes médios de escoamento superficial em função da precipitação e CN a curva Número tabelado.

O mapa de disponibilidade hídrica potencial foi gerado a partir da divisão do mapa de capacidade máxima de retenção de água no solo pelo valor de chuva de projeto gerado a partir a curva Intensidade-Duração-Frequência (IDF) definida pela equação 3.2, tendo como recomendação um tempo de retorno de 10 anos.

$$I = 1574,70 * TR_{0,207}(t + 11)_{0,884} \quad (\text{Eq. 3.2})$$

Onde I é a intensidade da chuva (mm/h); TR é o tempo de retorno em anos; e t é a tempo de duração da chuva (min), conforme apresentado pelo Plano de Drenagem Urbana – PDDU-DF (GDF, 2009).

A disponibilidade hídrica representa uma estimativa do potencial de chuvas que pode infiltrar em cada ponto do terreno em um longo período de tempo, de forma que as médias das alturas pluviométricas sejam consideradas como fator controlador dos processos de disponibilização de água para os aquíferos (GONÇALVES et al., 2009).

O mapa de disponibilidade hídrica é combinado ao mapa de taxa de infiltração em função da declividade para gerar o potencial de recarga de aquífero. A declividade foi calculada a partir do SRTM por meio do *plug-in* SAGA (CONRAD et al. 2015) implementado no SIG QGIS 3.4.4. (QGIS, 2018) e convertida em taxa de infiltração de acordo com os valores definidos por Gonçalves et al. (2009): I) declividade 0 a 8%, taxa de infiltração 95%; II) declividade 8 a 15%, taxa de infiltração 70%; III) declividade 15 a 30%, taxa de infiltração 45%; IV) declividade >30%, taxa de infiltração 5%. A taxa de infiltração reflete o comportamento do escoamento superficial em função da declividade, quanto menor a declividade, menor o escoamento superficial e maior a taxa de infiltração.

Para gerar o potencial de recarga de aquífero foi empregada a equação 3.3 (GONÇALVES et al. 2009):

$$PRAq = \frac{DH * T_{decl}}{100} \quad (\text{Eq. 3.3})$$

Onde, PRAq é o potencial de recarga de aquífero; DH é a disponibilidade hídrica, e  $T_{decl}$  é a taxa de infiltração em função da declividade.

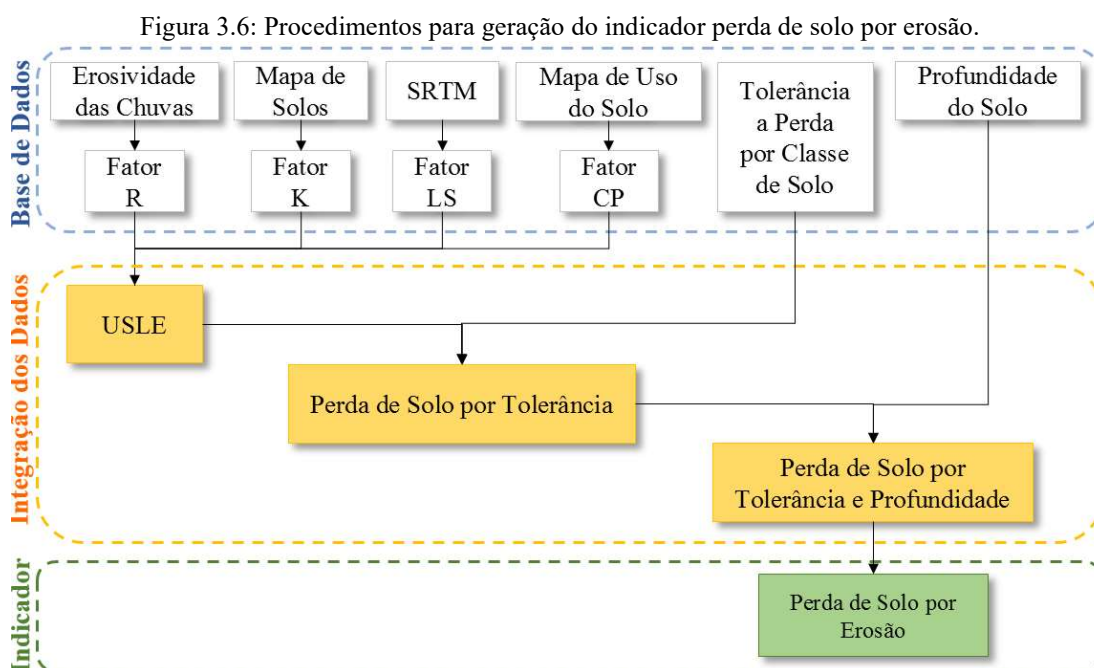
### 3.2.2.3 Perda de Solo por Erosão

O indicador de perda do solo por erosão foi gerado de acordo com os procedimentos descritos por Baptista (1997) que têm como base a Equação Universal de Perda de Solo (USLE – *Universal Soil Loss Equation*), (WISCHMEIER & SMITH, 1978), equação 3.4.

$$A = R * K * L * S * C * P \quad (\text{Eq. 3.4})$$

Onde, A é a perda anual de solo em toneladas, R é o fator de erosividade das chuvas, K é a erodibilidade dos solos, L é o fator comprimento da rampa, S é o fator declividade, C é o fator uso do solo, e P é o fator práticas conservacionistas.

A Figura 3.6 descreve os procedimentos empregados para elaboração do indicador perda de solo por erosão.



Fonte: elaborado pelo autor.

Os planos de informação utilizados foram: I) precipitação (ADASA, 2019), II) mapa pedológico (EMBRAPA, 1978); III) modelo digital de elevação SRTM (NASA, 2013); IV) mapa de uso e ocupação do solo (IBRAM, 2014b).

O fator erosividade das chuvas (R) foi estimado utilizando médias históricas mensais e anuais geradas a partir de dados coletados por 17 estações pluviométricas da CAESB compilados por ADASA (2019), para o período de 1979 a 2017. Os valores de erosividade foram obtidos por meio da equação 3.5 (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1993), e espacializou-se a informação por meio de interpolação utilizando-se o método geoestatístico *Kriging*.

$$EI = 67,355 (r^2/P)^{0,85} \quad (\text{Eq. 3.5})$$

Onde, EI é a média mensal do índice de erosividade em MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>1</sup>, r é a precipitação média mensal em mm, e P é a precipitação média anual em mm.

O fator erodibilidade dos solos (K) foi estimado por Baptista (1997) para o Distrito Federal, por meio do método Nomograma de Wischmeier et al. (1971) que leva em consideração a permeabilidade e estrutura do horizonte superficial do solo. Baptista (1997) utilizou, para as estimativas, 94 perfis de solo descritos no Boletim Técnico nº 53 (EMBRAPA, 1978) e seus resultados se aproximaram aos descritos em laboratório por Lombardi & Neto (1993). Apesar da existência de outros trabalhos mais recentes que utilizaram o fator K para a modelagem dos processos hidrossedimentológicos (CASTRO, 2017), optou-se por usar os valores estabelecidos por Baptista (1997) por estes terem sido calculados com base em dados do DF, em oposição aos outros estudos que usaram valores estimados para outras regiões do Brasil. Os valores de erodibilidade atribuídos ao mapa de solos atualizado do DF, estão listados na Tabela 3.3.

Tabela 3.3: Valores erodibilidade dos solos (K) por classe de solo

<b>Classe de Solo</b>	<b>Fator K</b>	<b>Classe de Solo</b>	<b>Fator K</b>
Latossolo Vermelho	0,013	Cambissolo Háptico	0,024
Latossolo Vermelho - Amarelo	0,020	Neossolo Flúvico	0,029
Argissolo Vermelho Amarelo	0,042	Gleissolo Háptico	0,031
Argissolo Vermelho Amarelo Eutrófico	0,030	Neossolo Quartzarênico	0,027
Nitossolo Vermelho	0,013	Chernossolo Háptico	0,038

Fonte: Baptista 1997.

Os fatores L e S são considerados em conjunto, como fator topográfico (fator LS), que foi obtido no *software* SAGA por meio da função *LS Factor Field Based*. Esse algoritmo tem

como base o método proposto por Desmet & Govers (1996), que utiliza o conceito de área de contribuição para definição do comprimento de rampa (fator L), que é posteriormente multiplicado pela declividade (fator S). A área de contribuição é estimada de acordo com o método proposto por Freeman (1991) a partir do modelo digital de elevação, do qual também é extraída a declividade.

Todas as variáveis apresentadas até aqui consistem nos aspectos naturais de potencial à erosão de cada solo. Os fatores C e P representam a participação antrópica no processo de erosão, considerando que um solo desprovido de cobertura vegetal é geralmente mais susceptível à erosão que um solo recoberto (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1993). Stein et al. (1987) propôs a integração desses dois fatores, visando sua obtenção a partir do mapa de uso e ocupação do solo. Dessa forma, os valores propostos por Stein et al. (1987) foram atribuídos ao mapa de uso do solo do DF, gerando o fator CP. Para a classe área urbana adotou-se o valor proposto por Silva (2004) e Farinasso (2006). A Tabela 3.4 apresenta os valores do Fator CP.

Tabela 3.4: Valores do Fator CP para as classes de uso do solo

Classe de Uso	Fator CP	Classe de Uso	Fator CP
Área urbana	0,00100	Formações Savânicas	0,00070
Oleicultura	0,25000	Formações Campestres	0,01000
Outros tipos de agricultura	0,20000	Reflorestamento	0,00010
Pastagens	0,10000	Áreas degradadas	1,00000
Formações Florestais	0,00004	Corpos D'água	0,00000

Fonte: Stein *et al.* (1987), Silva (2004) e Farinasso (2006).

Os fatores foram multiplicados para gerar o mapa do potencial de perda de solos por erosão. Em seguida esse mapa foi reclassificado de acordo com os limites de tolerância de perda de solo para cada classe. A tolerância de perda de solo é definida por Lombardi Neto & Bertoni (1975) como a intensidade máxima de erosão que permitirá o solo manter um elevado nível de produtividade. A tolerância é função da profundidade dos horizontes A e B, e da relação textural da argila entre os horizontes superficiais e os subsuperficiais (Baptista, 1997). Lombardi Neto e Bertoni (1975) apresentaram uma equação para estimar os limites de tolerância à erosão (Equação 3.6):

$$C = h * r \quad (\text{Eq. 3.6})$$

Onde, C é a camada de solo possível de ser removida do horizonte (mm/ano), h é a espessura dos horizontes A e B (m) e r é o fator que expressa o efeito da relação textural.



Baptista (1997) calculou os valores de tolerância para os solos do DF com bases nos perfis pedológicos descritos no Boletim Técnico nº 53 (EMBRAPA, 1978), e esses valores foram utilizados para a reclassificação do mapa de perda de solo por erosão em áreas com perdas acima e abaixo dos limites de tolerância.

Por fim, considerou-se também a profundidade dos solos, pois a perda em solos profundos é menos crítica que perdas em solos rasos (BAPTISTA, 1997). O mapa de solos foi reclassificado de acordo com a profundidade média de cada classe e foi feito o cruzamento com o mapa de perda de solos por tolerância.

A Tabela 3.5 apresenta os valores de tolerância a perda de solo e profundidade para cada classe de solo.

Tabela 3.5: Valores de tolerância a perda de solo e profundidade por classe de solo.

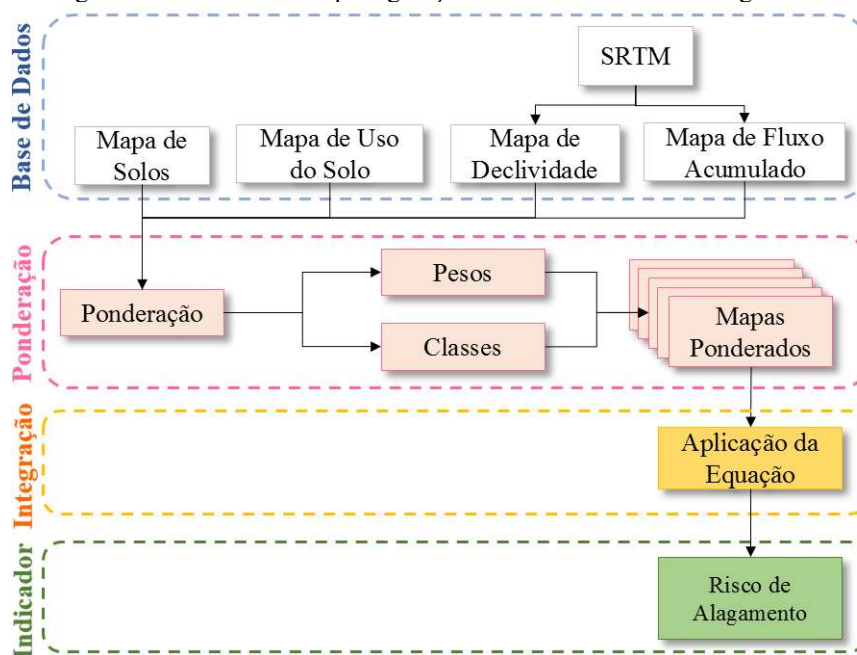
<b>Classe de Solo</b>	<b>Tolerância</b>	<b>Profundidade</b>
Latossolo Vermelho	22,9	Muito profundo
Latossolo Vermelho - Amarelo	13,38	Profundo
Argissolo Vermelho Amarelo	14,45	Profundo
Argissolo Vermelho Amarelo Eutrófico	10,97	Profundo
Nitossolo Vermelho	10,83	Profundo
Cambissolo Háplico	10,85	Raso
Neossolo Flúvico	20,06	Raso
Gleissolo Háplico	16,96	Pouco profundo
Neossolo Quartzarênico	17,39	Profundo
Chernossolo Háplico	13,38	Pouco profundo

Fonte: Baptista 1997.

#### 3.2.2.4 Risco de Alagamento

O indicador de risco de alagamento foi gerado a partir da metodologia elaborada por Neto et al. (2017), que se baseia na inferência de pesos às variáveis em função de sua importância para o fenômeno avaliado e integração por meio de média ponderada (NETO et al. 2017). A Figura 3.7 apresenta os procedimentos empregados para gerar o indicador de risco de alagamento.

Figura 3.7 Procedimentos para geração do indicador risco de alagamento.



Fonte: elaborado pelo autor.

Para a seleção das variáveis de entrada foram considerados componentes ambientais intrínsecos aos processos de alagamento, independente da precipitação. Todas as classes das variáveis de entrada receberam pesos entre 0 e 1, de acordo com o menor ou maior grau de contribuição da classe no processo de alagamento de áreas, respectivamente.

Os planos de informação utilizados foram: I) mapa pedológico (EMBRAPA, 1978); II) mapa de uso e ocupação do solo (IBRAM, 2014b); III) modelo digital de elevação SRTM (NASA, 2013).

O mapa pedológico (EMBRAPA, 1978) foi ponderado de acordo com a capacidade de infiltração, profundidade e textura de cada classe. O mapa de uso e ocupação do solo (IBRAM, 2014b) foi reclassificado de acordo com a chave de classificação proposta por Gonçalves et al. (2009), que agrupa áreas de comportamento semelhante em relação à impermeabilização do solo. Foi acrescentada a classe “áreas úmidas”, que engloba veredas, murundus e outras áreas úmidas naturais. A ponderação baseou-se na premissa que as áreas de vegetação natural apresentam maior tendência à retenção e infiltração de águas pluviais, enquanto áreas impermeabilizadas apresentam maior tendência ao escoamento superficial (NETO et al., 2017).

A partir do SRTM foram derivados o mapa de declividade, e o mapa de acúmulo de fluxo por meio do *plug-in* Saga (CONRAD et al. 2015) para o SIG QGIS 3.4.4 (QGIS 2018). A declividade está diretamente associada à propensão ao escoamento ou acúmulo de água em determinada região. Dessa forma, para a atribuição de pesos ao mapa de declividade, considerou-se que áreas planas apresentam maior probabilidade de alagamento devido a menor velocidade de

escoamento, enquanto áreas de relevo movimentado apresentam maior velocidade de escoamento, e menor probabilidade de alagamento.

O acúmulo de fluxo é definido como a propensão da água a tomar determinado caminho ao longo do terreno, formando canais preferenciais de drenagem onde as águas pluviais se acumulam, podendo formar enxurradas (NETO et al. 2017). Dessa forma, quanto maior o acúmulo de fluxo, maior o risco de alagamento.

A Tabela 3.6 apresenta os pesos utilizados para ponderação de cada plano de informação:

Tabela 3.6 Ponderação dos planos de informação de acordo com o risco de alagamento.

<b>Mapa</b>	<b>Classe</b>	<b>Peso</b>
<b>Mapa de Uso do Solo</b>	Formações florestais e formações savânicas	0,00
	Formações campestres, agricultura e reflorestamento	0,25
	Área urbana baixa densidade	0,50
	Área urbana média densidade	0,75
	Área urbana alta densidade, áreas degradadas e corpos d'água	1,00
<b>Mapa de Solos</b>	Latossolo Vermelho e Latossolo Vermelho - Amarelo	0,00
	Argissolo Vermelho Amarelo, Argissolo Vermelho Amarelo Eutrófico, Neossolo	0,25
	Nitossolo Vermelho e Cambissolo Háptico	0,50
	Neossolo Flúvico	0,75
	Gleissolo Háptico	1,00
<b>Declividade</b>	Montanhoso a escarpado (>45%)	0,00
	Forte Ondulado (45 - 20%)	0,25
	Ondulado (20 - 8%)	0,50
	Suave ondulado (8 - 3%)	0,75
	Plano (3 - 0%)	1,00
<b>Fluxo Acumulado</b>	Mínimo (0-25)	0,00
	Baixo (25-2.500)	0,25
	Médio (2.500-25.000)	0,50
	Alto (25.000-250.000)	0,75
	Muito alto (> 250.000)	1,00

Fonte: Elaborado pelo autor.

Após a ponderação, as variáveis foram integradas por meio da equação 3.7 (NETO et al. 2017):

$$AI = (0,20 * SI) + (0,25 * UOS) + (0,30 * Dc) + (0,25 * AF) \quad (\text{Eq. 3.7})$$

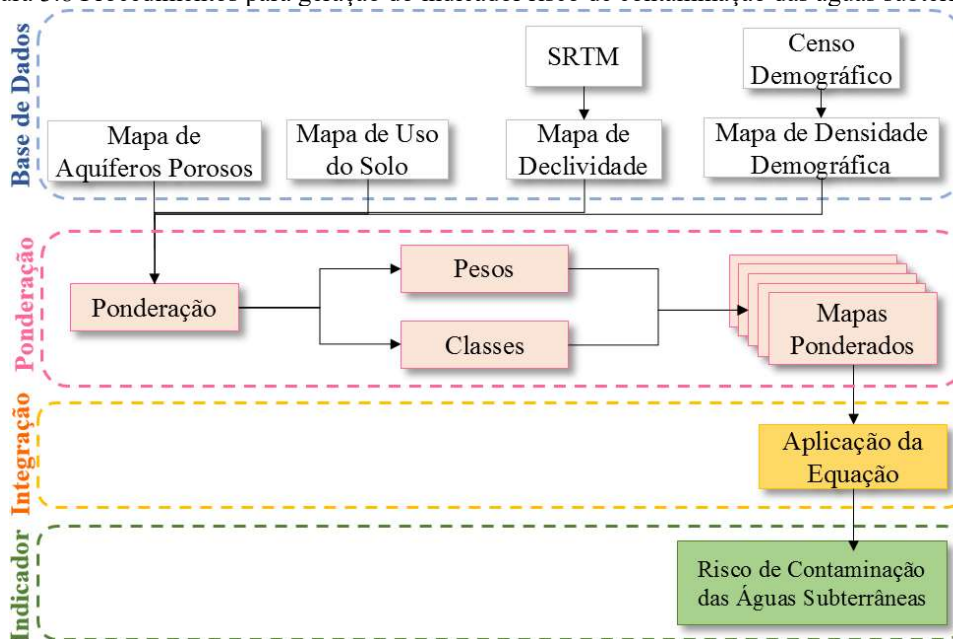
Onde, AI é o risco de alagamento, SI é o mapa pedológico, UOS é o mapa de uso e ocupação do solo, Dc é o mapa de declividade, e AF é o mapa de fluxo acumulado.

### 3.2.2.5 Risco de Contaminação das Águas Subterrâneas

O risco de contaminação de um aquífero representa sua vulnerabilidade intrínseca referente ao grau de exposição do aquífero (tipo e espessura do solo, espessura da zona não saturada, declividade do terreno, facilidade de circulação da água, etc.) somada ao tipo de ação antrópica sobre a superfície do aquífero (ADASA, 2007). No presente estudo, o conceito de contaminação significa o quanto a qualidade da água está enquadrada ou não em um padrão comparativo (ADASA, 2007).

O indicador de risco de contaminação das águas subterrâneas foi gerado por meio da adaptação da metodologia proposta por Campos & Freitas-Silva (1998), que preconiza que o risco de contaminação deve ser determinado a partir do cruzamento dos mapas de declividade, aquíferos do Domínio Poroso e uso e ocupação do solo. Também foi inserido o plano de informação densidade demográfica, como sugerido por De Vito (2007). A Figura 3.8 apresenta os procedimentos empregados para geração desse indicador.

Figura 3.8 Procedimentos para geração do indicador risco de contaminação das águas subterrâneas.



Fonte: elaborado pelo autor.

Os planos de informação utilizados foram: I) mapa pedológico (EMBRAPA, 1978); II) mapa de uso e ocupação do solo (IBRAM, 2014b); III) modelo digital de elevação SRTM (NASA, 2013); IV) dados populacionais (IBGE, 2010).

O mapa de declividade foi obtido por meio do processamento do modelo de elevação SRTM no *plug-in* Saga (CONRAD et al., 2015) para o SIG QGIS 3.4.4 (QGIS, 2018). O mapa de aquíferos foi obtido a partir do mapa pedológico (EMBRAPA, 1978), utilizando a proposição de

ADASA (2007), que definiu os grupos hidrológicos de solos de Gonçalves et al. (2009) como novos limites cartográficos para os aquíferos do Domínio Poroso. O mapa de uso do solo utilizado foi o elaborado por IBRAM (2014b). Os dados populacionais do Censo Demográfico (IBGE, 2010) foram utilizados para gerar o plano de informação densidade demográfica, elaborado por região administrativa (RA), considerando-se separadamente os setores censitários urbanos e rural de cada RA.

Os planos de informação foram ponderados com pesos entre 0 a 1, de acordo com o grau de influência desses parâmetros no processo de contaminação das águas subterrâneas, sendo 0 (zero) as classes de menor influência, e 1 (um) as classes de maior influência.

O mapa de uso e ocupação do solo foi ponderado de acordo com a capacidade de cada classe em produzir carga contaminante. Usou-se como base os valores propostos por De Vito (2007) para a bacia do Descoberto, e por ADASA (2007) para o DF.

Para ponderação do mapa de declividade, partiu-se do pressuposto de que quanto menor a declividade, maior a taxa de infiltração. Dessa forma, os valores foram escalonados entre 0 e 1, sendo que declividade 0% recebeu o peso 1 (um), enquanto o peso 0 (zero) foi atribuído às declividades maiores que 45%.

O mapa de aquíferos foi ponderado de acordo com a condutividade hidráulica, atribuindo-se peso 1 (um) ao sistema aquífero com maior condutividade, e peso 0 (zero) ao sistema com menor condutividade. Ao mapa de densidade demográfica, atribuiu-se o maior peso às áreas com maior densidade, e peso 0 (zero) às áreas sem população (p. ex. unidades de conservação).

A Tabela 3.7 apresenta os pesos utilizados para ponderação de cada plano de informação:

Tabela 3.7 Ponderação dos planos de informação de acordo com o risco de contaminação das águas subterrâneas.

<b>Mapa</b>	<b>Classe</b>	<b>Peso</b>
<b>Mapa de Uso do Solo</b>	Formações florestais	0,00
	Formações savânicas e reflorestamento	0,10
	Formações campestres	0,20
	Agricultura	0,70
	Área urbana baixa densidade	0,80
	Área urbana média densidade	0,90
	Área urbana alta densidade, áreas degradadas	1,00
<b>Mapa de Aquíferos Porosos</b>	Sistema P4	0,00
	Sistema P3	0,50
	Sistema P2	0,75
	Sistema P1	1,00
<b>Declividade (%)</b>	Montanhoso a escarpado (>45)	0,00
	Forte Ondulado (45 - 20)	0,25
	Ondulado (20 - 8)	0,50
	Suave ondulado (8 - 3)	0,75
	Plano (3 - 0)	1,00
<b>Densidade Demográfica (hab./km<sup>2</sup>)</b>	0	0,00
	1 – 500	0,10
	501 – 1000	0,20
	1001 – 2000	0,30
	2001 – 3000	0,40
	3001 – 4000	0,50
	4001 – 5000	0,60
	5001 – 6000	0,70
	6001 – 7000	0,80
	7001 – 7500	0,90
	> 7500	1,00

Fonte: Elaborado pelo autor.

Em seguida, os planos de informação foram integrados de acordo com a equação 3.8:

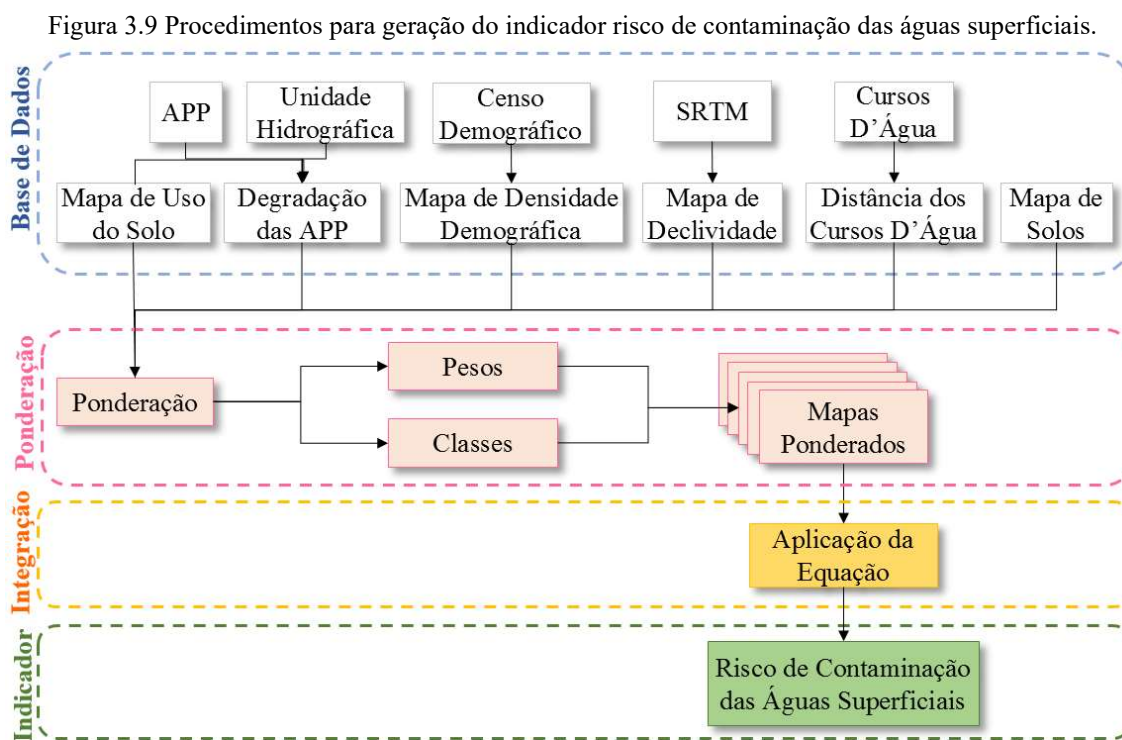
$$RC_{sub} = (0,30 * UOS) + (0,3 * AP) + (0,2 * Dc) + (0,2 * DD) \quad (\text{Eq. 3.8})$$

Onde,  $RC_{sub}$  é o indicador de risco de contaminação para águas subterrâneas, UOS é o mapa de uso e ocupação do solo, AP é o mapa de aquíferos do domínio poroso e Dc é o mapa de declividade e DD é p mapa de densidade demográfica.

### 3.2.2.6 Risco de Contaminação das Águas Superficiais

O indicador de risco de contaminação das águas superficiais foi desenvolvido tendo como base o seguinte princípio: a contaminação dos recursos hídricos superficiais está condicionada à existência de uma fonte contaminação e a possibilidade de entrega desses contaminantes aos cursos d'água (DE VITO, 2007; REANEY, et al. 2011; BLOODWORTH et al. 2015; PORTER et al. 2017).

Dessa forma, considerou-se as classes de uso e ocupação do solo como possíveis fontes de contaminação, e a densidade demográfica e a degradação das áreas de preservação permanentes – APP como fatores potencializadores da contaminação. Os tipos de solos, declividade do terreno e distância dos corpos hídricos foram considerados como fatores de entrega dos contaminantes. Os procedimentos empregados para gerar o indicador de risco de contaminação das águas superficiais estão descritos na Figura 3.9.



Fonte: elaborado pelo autor.

Os planos de informação utilizados foram: I) mapa pedológico (EMBRAPA, 1978); II) mapa de uso e ocupação do solo (IBRAM, 2014b); III) modelo digital de elevação SRTM (NASA, 2013); IV) limites das áreas de proteção permanente – APP (SEDUH, 2019); V) limites das unidades hidrográficas (SEDUH, 2019); VI) cursos d'água (SEDUH, 2019); VII) massa d'água (SEDUH, 2019) e; VII) dados populacionais (IBGE 2010).

Os planos de informação foram reclassificados entre 0 a 1, de acordo com o grau de influência desses parâmetros no processo de contaminação das águas superficiais, sendo atribuído valor 0 (zero) para menor influência, e valor 1 (um) para maior influência.

O mapa de uso e ocupação do solo foi ponderado de acordo com a capacidade de cada classe em produzir carga contaminante. Usou-se como base os valores propostos por De Vito (2007) para a bacia do Descoberto, e por ADASA (2007) para o Distrito Federal.

O plano de informação densidade demográfica foi elaborado a partir dos dados populacionais do Censo Demográfico (IBGE, 2010), por região administrativa (RA), considerando-se separadamente os setores censitários urbanos e rural de cada RA. Para sua ponderação atribuiu-se o maior peso às áreas com maior densidade, e peso 0 às áreas sem população (p. ex. unidades de conservação).

Para gerar o índice de degradação das APP, foi feita a intersecção dos *layers* APP e Uso e Ocupação do Solo, e o recorte por unidade hidrográfica. Calculou-se as áreas de APP por duas classes: APP preservada (Vegetação Natural) e APP Não Preservada (Usos Antrópicos). Em seguida, calculou-se o Índice Normalizado de Vegetação Remanescente (*Normalized Remaining Vegetation Index – NRVI*), (BONNET et al. 2006), que indica a proporção entre a área total de APP e a área APP com vegetação remanescente, por unidade hidrográfica (Equação 3.9).

$$NRVI = \frac{APP\ Preservada - APP\ não\ preservada}{APP\ Preservada + APP\ não\ preservada} \quad (\text{Eq. 3.9})$$

Os valores de NRVI foram normalizados por meio da equação 3.10, onde 0 representa as unidades hidrográficas com APP totalmente preservada, e 1, representa as unidades onde a área de APP com vegetação preservada é menor que 50%. Optou-se por calcular o índice de degradação das APP por unidade hidrográfica, uma vez que a ocorrência de corpos hídricos sem vegetação nativa na área de APP pode ocasionar a diminuição da qualidade da água na unidade hidrográfica como um todo.

$$f(NRVI) = \begin{cases} 1, & NRVI \leq 0 \\ 1 - NRVI, & NRVI > 0 \end{cases} \quad (\text{Eq. 3.10})$$

O modelo de elevação SRTM foi processado no *plug-in* Saga (CONRAD et al., 2015) para o SIG QGIS 3.4.4 (QGIS, 2018) para gerar o mapa de declividade. Para ponderação do mapa de declividade, partiu-se do pressuposto de que quanto maior a declividade, maior a taxa de



escoamento, e maior a possibilidade do contaminante atingir do curso d'água. Dessa forma, os valores foram escalonados entre 0 e 1, sendo que declividade 0% recebeu o peso 0 (zero), enquanto o peso 1 (um) foi atribuído às declividades maiores que 45%.

O mapa de grupos hidrológicos de solos (GONÇALVES et al., 2009) foi ponderado considerando-se que os solos com menor taxa de infiltração apresentam maior influência no processo de transporte dos contaminantes aos cursos d'água. Assim, atribuiu-se o menor peso ao grupo com maior taxa de infiltração e o maior peso ao grupo com menor taxa de infiltração.

O mapa de distância dos corpos hídricos foi gerado a partir do algoritmo “*r.grow.distance*” do plug-in Grass 7.4 (GRASS, 2018) para o GGIS 3.4.4 (QGIS, 2018), por meio do cálculo de distâncias euclidianas a partir dos *layers* cursos d'água e massa d'água (SEDUH, 2019). Para a ponderação considerou-se que as menores distâncias possuem maior peso no transporte de contaminantes, enquanto as maiores distâncias possuem menor peso.

A Tabela 3.8 apresenta os pesos utilizados para ponderação dos planos de informação.

Tabela 3.8 Ponderação dos planos de informação de acordo com o risco de contaminação das águas superficiais.

<b>Mapa</b>	<b>Classe</b>	<b>Peso</b>
<b>Mapa de Uso do Solo</b>	Formações florestais	0,00
	Formações savânicas e reflorestamento	0,10
	Formações campestres	0,30
	Agricultura	0,70
	Área urbana baixa densidade	0,80
	Área urbana média densidade	0,90
	Área urbana alta densidade e áreas degradadas	1,00
<b>Mapa de Grupos Hidrológicos de Solos</b>	Grupo A	0,00
	Grupo B	0,50
	Grupo C	0,75
	Grupo D	1,00
<b>Declividade (%)</b>	Plano (3 - 0)	0,00
	Suave ondulado (8 - 3)	0,25
	Ondulado (20 - 8)	0,50
	Forte Ondulado (45 - 20)	0,75
	Montanhoso a escarpado (>45)	1,00
<b>Densidade Demográfica (hab./km<sup>2</sup>)</b>	0	0,00
	1 – 500	0,10
	501 – 1000	0,20
	1001 – 2000	0,30
	2001 – 3000	0,40
	3001 – 4000	0,50
	4001 – 5000	0,60
	5001 – 6000	0,70
	6001 – 7000	0,80
	7001 – 7500	0,90
	> 7500	1,00

Fonte: elaborado pelo autor.

A integração dos planos de informação foi realizada a partir da aplicação da equação 3.11:

$$RC_{sup} = (UOS * 0,3) + (A * 0,1) + (DD * 0,2) + (S * 0,2) + (Dc * 0,1) + (D * 0,1)$$

(Eq. 3.11)

Onde,  $RC_{sup}$  é o indicador risco de contaminação para águas superficiais, UOS é o mapa de uso e ocupação do solo, A é o índice de degradação das APP, DD é o mapa de densidade demográfica, S é o mapa de grupo de solos hidrológicos, Dc é o mapa de declividade e D é o mapa de distância dos corpos hídricos.

### 3.2.2.7 Potencial de Prestação de Serviços Ecosistêmicos Hídricos - PPSE

Os indicadores gerados foram reclassificados para representar o potencial de prestação dos serviços ecosistêmicos - PPSE, considerando a relação de proporcionalidade entre indicador/serviço, e também a normalização de todos os indicadores na escala entre 1 e 0, onde 0 (zero) equivale a nenhum potencial de prestação do SE, e 1 equivale ao máximo potencial (FÜRST et al., 2010; KOSCHKE et al, 2014). O indicador Potencial de Recarga de Aquífero apresenta relação diretamente proporcional ao SE Manutenção dos Fluxos de Água, logo, para sua ressignificação, considerou-se o maior valor de recarga como o maior potencial de prestação do SE. Os demais indicadores apresentam relação inversamente proporcional aos SE, pois representam perda e riscos. Assim, para sua ressignificação, os menores valores foram considerados como os maiores potenciais. Para quantificação dos resultados, os mapas de PPSE foram reclassificados em cinco classes: muito baixo (0 a 0,2), baixo (0,2 a 0,4), médio (0,4 a 0,6), alto (0,6 a 0,8) e muito alto (0,8 a 1).

### 3.2.2.8 Potencial de Prestação de Serviços Ecosistêmicos Hídricos - PPSEh

Os mapas de PPSE foram integrados para gerar o mapa de Potencial de Prestação de Serviços Ecosistêmicos Hídricos – PPSEh do DF. Dobbs *et al.* (2014) e Castro (2017) recomendam que quando não há informação disponível sobre a importância dos diferentes serviços ecosistêmicos, é preferível ponderá-los igualmente na análise. Dessa forma, os mapas de PPSE foram integrados por meio de média igualmente ponderada (Equação 3.11).

$$PPSEh = \frac{\sum_{i=1}^n PPSE_i}{n} \quad \text{Eq.3.11)}$$

Onde PPSEh é o potencial de prestação de serviços ecosistêmicos hídricos, PPSE<sub>i</sub> é o mapa de potencial de prestação de serviço ecosistêmico a ser somado, e *n* é o número de mapas.

Para quantificação dos resultados, o PPSEh foi reclassificado em: muito baixo (0 – 0,2), baixo (0,2 – 0,4), médio (0,4 a 0,6), alto (0,6 a 0,8) e muito alto (0,8 a 0,1).

### 3.2.2.9 Potencial de Prestação de Serviços Ecosistêmicos Baixo/Muito Baixo Acumulados

Para uma segunda análise, os mapas de PPSE foram reclassificados em cinco classes: muito baixo (0 a 0,2), baixo (0,2 a 0,4), médio (0,4 a 0,6), alto (0,6 a 0,8) e muito alto (0,8 a 1). As classes de PPSE baixo e muito baixo foram isoladas e somadas, gerando um mapa de baixo potencial de prestação de SE. Essa abordagem permite identificar áreas que acumulam potencial

baixo/muito baixo para mais de um serviço, considerando todos os serviços com igual importância em conformidade com a proposta de análise utilizada para o ZEE-DF (GDF, 2018), o que permitirá uma comparação para análises posteriores, com o objetivo de auxiliar o processo de tomada de decisão no processo de definição no padrão de uso e ocupação do solo em detrimento dos PPSE e do PPSEh.

### 3.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Essa seção apresenta os resultados obtidos e discussões. Inicialmente serão demonstrados os resultados para cada potencial de prestação de serviços ecossistêmicos – PPSE. Em seguida será apresentado o potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh do DF, e finalmente, as regiões com PPSE baixo/muito baixo acumulado. Os resultados serão apresentados em forma de mapas, e gráficos com cálculos de porcentagem de área.

#### 3.3.1 POTENCIAS DE PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS – PPSE

Durante a revisão dos SE foram levantados mais de 120 indicadores, dos quais, cinco foram selecionados. A Tabela 3.9 apresenta os serviços ecossistêmicos e indicadores selecionados para compor o trabalho, bem como as referências de utilização desses serviços na literatura, o método selecionado para gerar cada indicador e a relação de proporcionalidade entre o indicador e serviço ecossistêmico que representa.

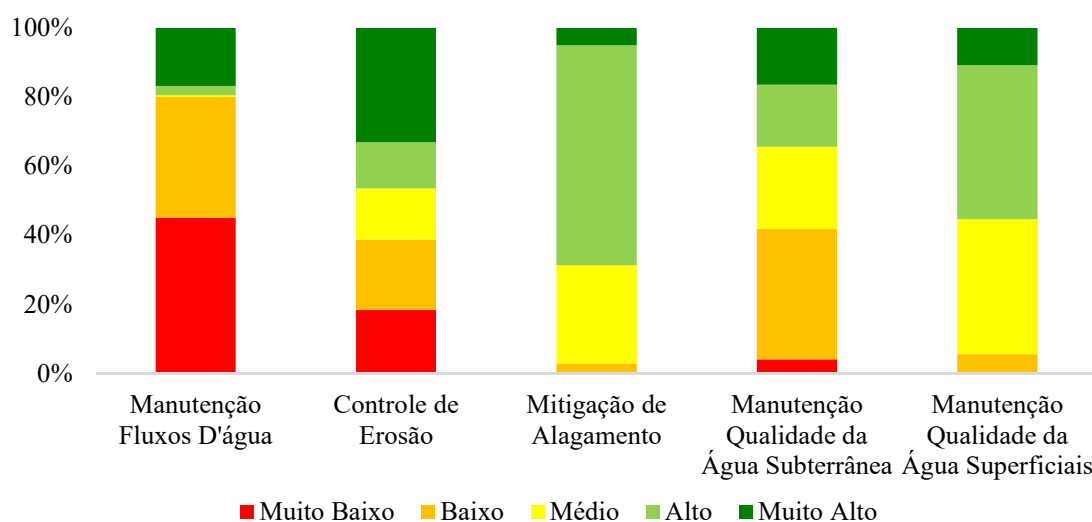
Tabela 3.9 Serviços ecossistêmicos e seus indicadores.

Função Ecossistêmica	Serviço Ecossistêmico	Referência	Indicador	Método	Relação Serviço/ Indicador
Regulação	Regulação dos fluxos de água	Kandziora et al., 2012, Regamey et al., 2016	Potencial de recarga de aquífero	Adaptado de Gonçalves et al., 2009	Diretamente proporcional
	Mitigação de alagamento	Eigenbrod et al., 2011; Castro, 2017	Risco de alagamento	Neto et al., 2017	Inversamente proporcional
	Controle de erosão	Bastian et al. , 2013; Kandziora et al., 2012	Perda de solo por erosão laminar	Adaptado de Wischmeier & Smith, 1978	Inversamente proporcional
Provisão	Manutenção da qualidade da água subterrânea	Castanheira, 2016; Castro, 2017	Risco de contaminação das águas subterrâneas	Adaptado de Campos & Freitas-Silva, 1998.	Inversamente proporcional
	Manutenção da qualidade da água superficial	Boyko et al., 2012; Koschke et al., 2014	Risco de contaminação das águas superficiais	Elaborado pelo autor.	Inversamente proporcional

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os mapas de PPSE Manutenção da qualidade das águas, controle de erosão, mitigação de alagamento, manutenção da qualidade das águas subterrâneas e superficiais foram classificados em muito baixo (0 – 0,2) baixo (0,2 – 0,4), médio (0,4 – 0,6), alto (0,6 – 0,8) e muito alto (0,8 – 1). A Figura 3.10 apresenta a porcentagem de área do DF para cada classe de cada um dos PPSE.

Figura 3.10 Porcentagem das classes muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto de cada potencial de prestação de serviços ecossistêmicos – PPSE para o Distrito Federal.



Fonte: elaborado pelo autor.

A seguir serão apresentados os resultados para cada PPSE.

### 3.3.1.1 PPSE Manutenção dos Fluxos de Água

O mapeamento da variabilidade espacial do PPSE manutenção dos fluxos de água foi obtido por meio do indicador potencial de recarga de aquífero. No processo de geração do potencial de recarga de aquífero foram obtidos alguns resultados intermediários, entre eles o potencial de retenção de água no solo (mapa de capacidade máxima de retenção de água nos solos – S, Figura 3.11), além dos mapas de disponibilidade hídrica (Figura 3.12) e o mapa de taxa de infiltração (Figura 3.13), ambos segundo os critérios adotados por Gonçalves et al. (2009) e utilizados pela ADASA para a gestão dos recursos hídricos do DF (ADASA, 2007).

Observa-se que os valores de S variam de uma condição péssima de saturação ( $S = 5$  mm) revelando uma superfície impermeável, a uma condição ótima ( $S = 381$  mm) associada a superfícies preservadas, sem usos da terra significativos e solos permeáveis, representadas principalmente pelas áreas de preservação ambiental. A partir desse mapa é possível verificar a interferência do uso e ocupação do solo no processo de infiltração, como por exemplo, a impermeabilização e/ou compactação do solo causada pela expansão urbana, que restringe as áreas com maior potencial a infiltração (ex. grupo A). Também é possível observar que as áreas onde predominam os solos Grupo D, apesar de apresentarem grande extensão de cobertura natural, possuem valores baixos de S, como a bacia do Maranhão, localizado na parte norte/noroeste e do Bartolomeu na parte central do DF.

Figura 3.11 Mapa de capacidade máxima de retenção de água no solo (S) do Distrito Federal.

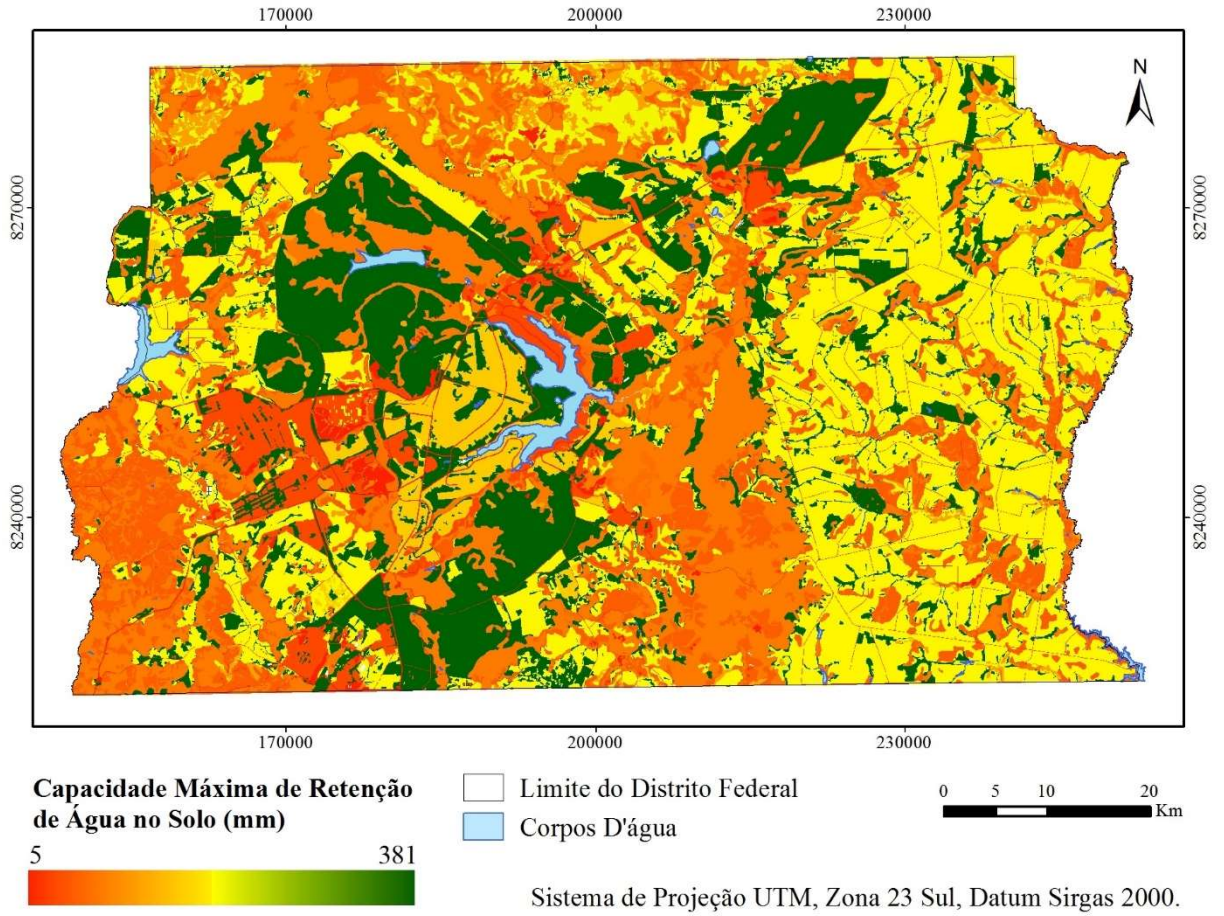
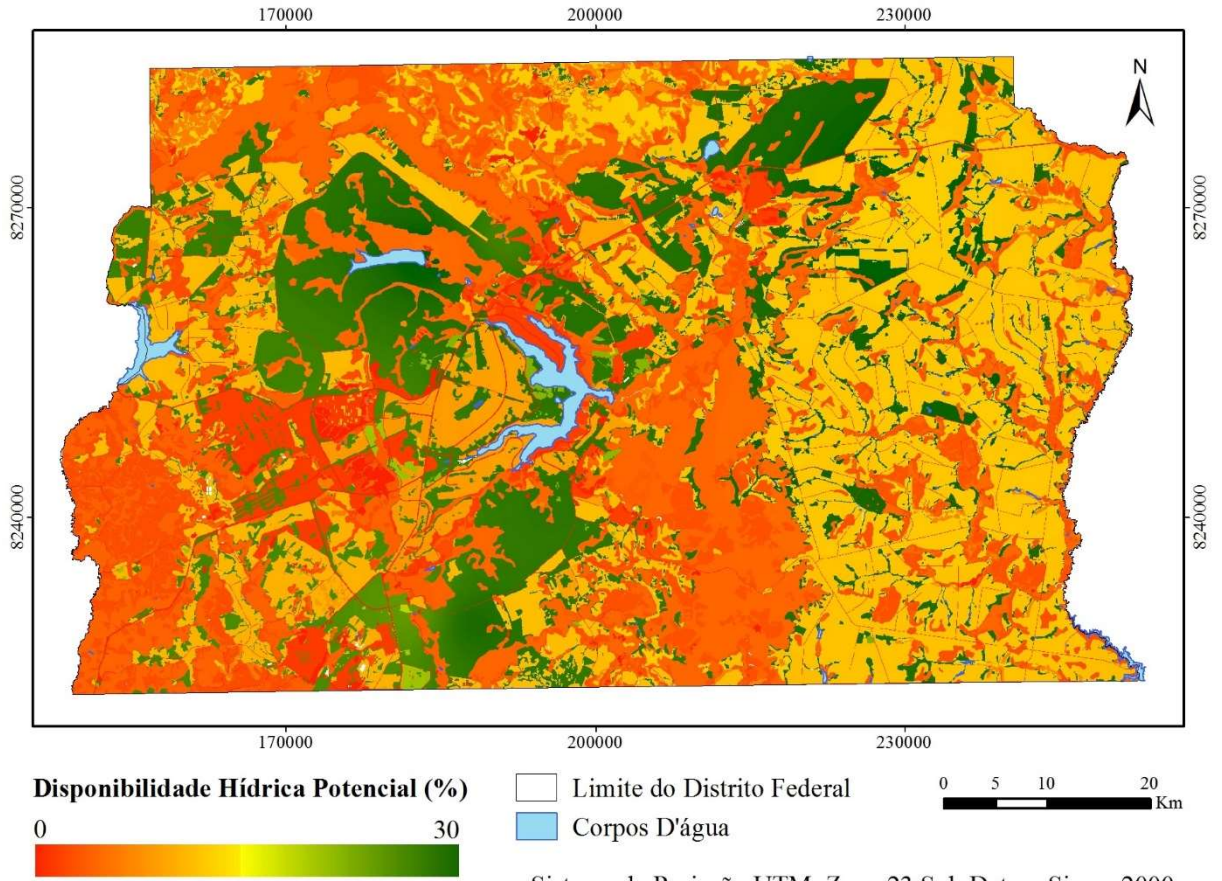


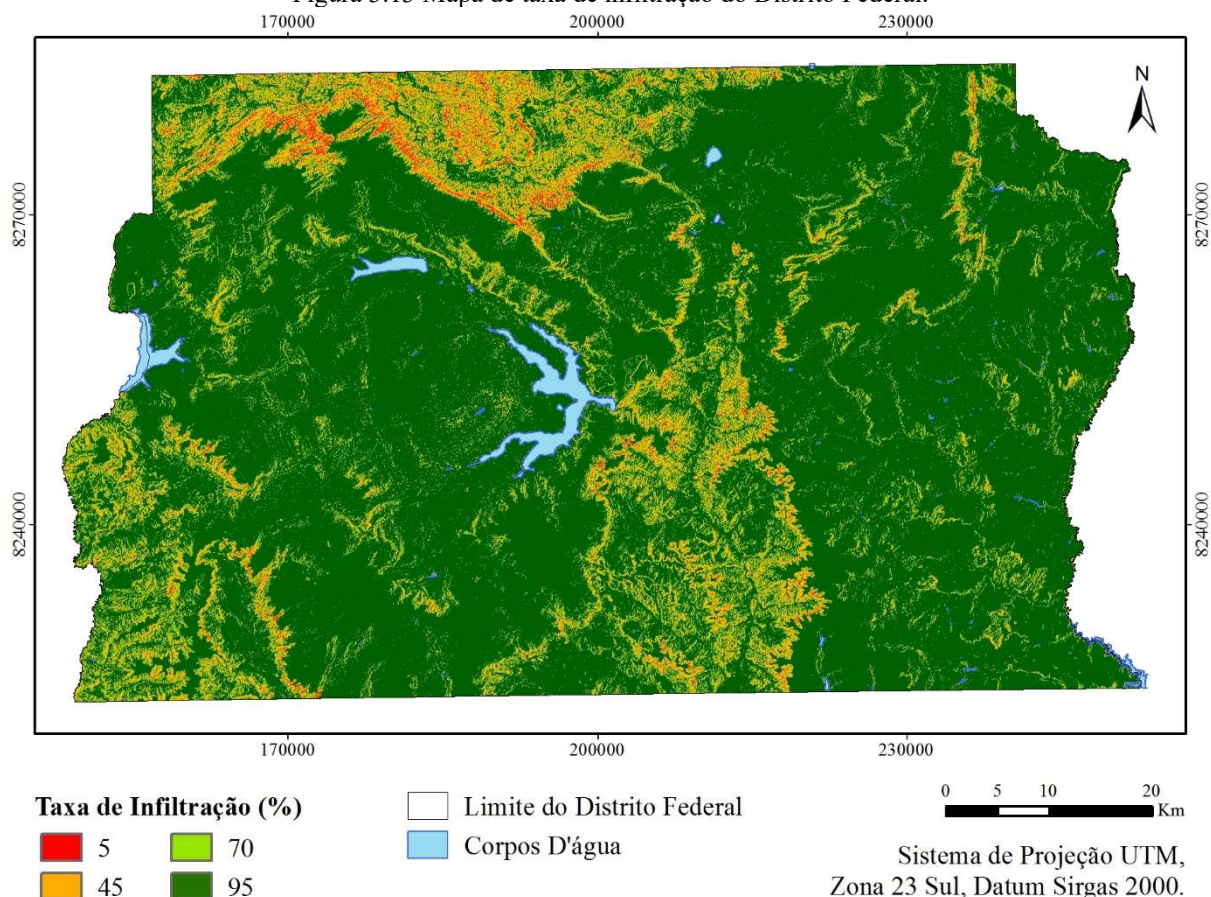
Figura 3.12 Mapa de disponibilidade hídrica potencial do Distrito Federal.



Fonte: elaborado pelo autor.



Figura 3.13 Mapa de taxa de infiltração do Distrito Federal.



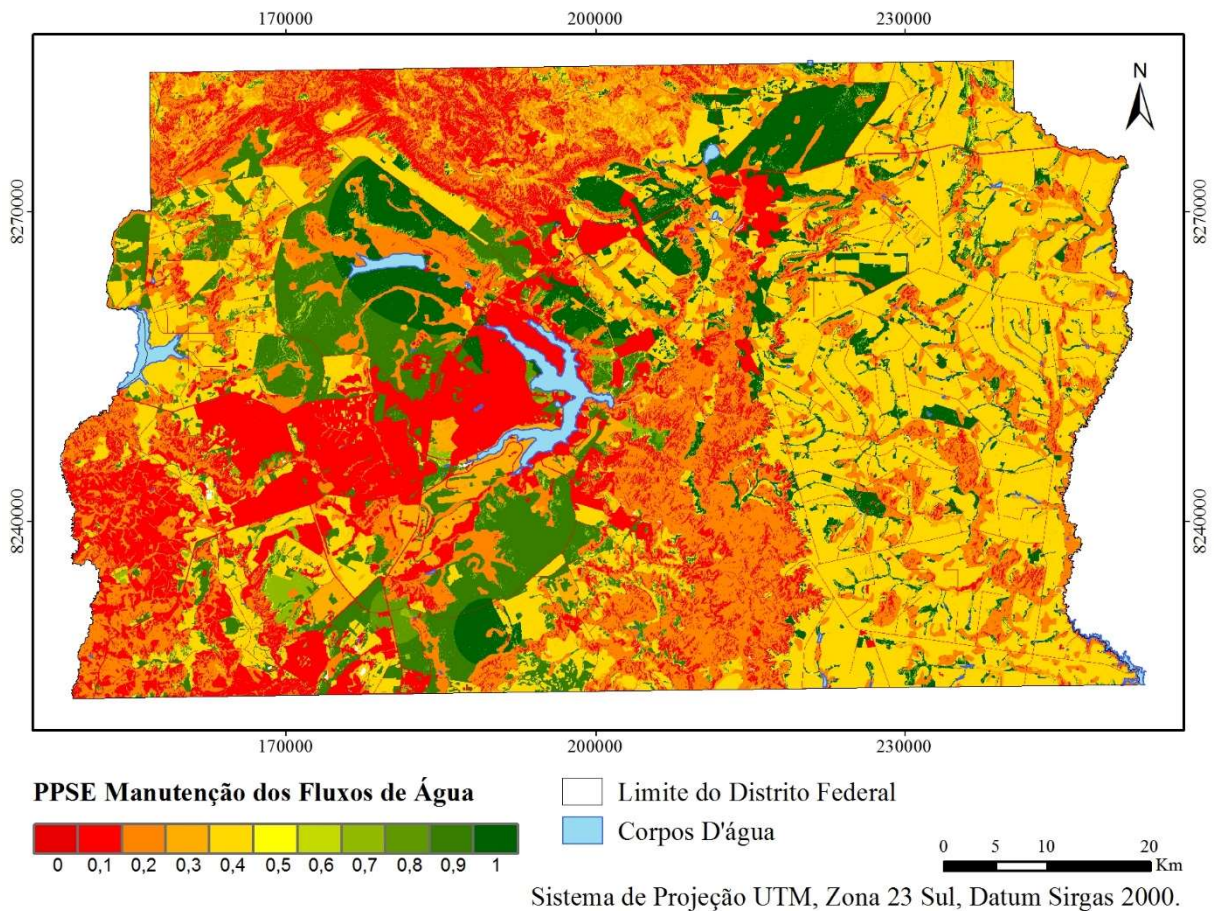
Fonte: elaborado pelo autor

Com relação a disponibilidade hídrica (Figura 3.12), observa-se uma alta similaridade com a distribuição espacial do mapa de capacidade de infiltração. Pode-se notar que áreas que possuem solos do grupo A e vegetação natural, apresentam as maiores taxas de disponibilidade hídrica, mesmo não estando localizadas nas áreas de maior pluviosidade. Paralelamente, áreas impermeabilizadas apresentam baixo potencial hídrico, mesmo concentrando os maiores índices de chuva. Valores baixos de potencial hídrico também são identificados nos solos pertencentes aos grupos C e D, mesmo apresentando coberturas naturais.

O mapa de disponibilidade hídrica potencial foi integrado ao mapa de taxa de infiltração (Figura 3.13) para gerar o mapa de potencial de recarga de aquífero. A taxa de infiltração reflete a influência da declividade na taxa de recarga, à medida que o potencial de recarga diminui com o aumento da dissecação do relevo (ADASA, 2007).

Os valores de potencial de recarga de aquífero foram normalizados entre 0 e 1, originando o PPSE manutenção dos fluxos de água (Figura 3.14), onde 0 representam áreas com menor potencial, e 1 representa áreas de maior potencial.

Figura 3.14 Potencial de prestação de serviço ecossistêmico – PPSE manutenção dos fluxos de água para o Distrito Federal.



O mapeamento do PPSE manutenção dos fluxos de água revelou que, no estágio atual de uso e ocupação do território, cerca de 45% da área do DF possui potencial muito baixo (0 – 0,2) para prestação desse serviço, 35% possui potencial baixo (0,2 – 0,4), e, apenas 3% e 17% do DF possuem potencial alto (0,6 – 0,8) e muito alto (0,8 – 1), respectivamente.

Os maiores PPSE manutenção dos fluxos de água estão localizados nas áreas de vegetação preservada, solos permeáveis e declividades baixas, destacando-se: o Parque Nacional de Brasília, que contribui para a recarga de aquíferos das Bacias Hidrográficas dos Rios Paranoá e Maranhão; a Estação Ecológica do Jardim Botânico e áreas federais contíguas que contribuem para as bacias hidrográficas dos rios Paranoá e São Bartolomeu e; a Estação Ecológica de Águas Emendadas, que contribui para a recarga da Bacia Hidrográfica do Rio São Bartolomeu (ROSSI, 2018).

Áreas com solos rasos e impermeáveis (grupos hidrológicos C e D), mesmo apresentando vegetação preservada, não apresentam potencial significativo para prestação desse serviço e estes estão localizados nas bacias do Maranhão (Norte-Noroeste do DF), Parte Sudoeste do DF, na bacia do Descoberto e na parte central, na Bacia do São Bartolomeu.

As áreas urbanas, principalmente as de alta densidade de ocupação, localizadas na Bacia do Paranoá, também apresentam baixo PPSE, devido à impermeabilização dos solos, embora ocorram em condições pedo-geomorfológica favoráveis para a recarga, criando um cenário de diminuição da prestação deste serviço.

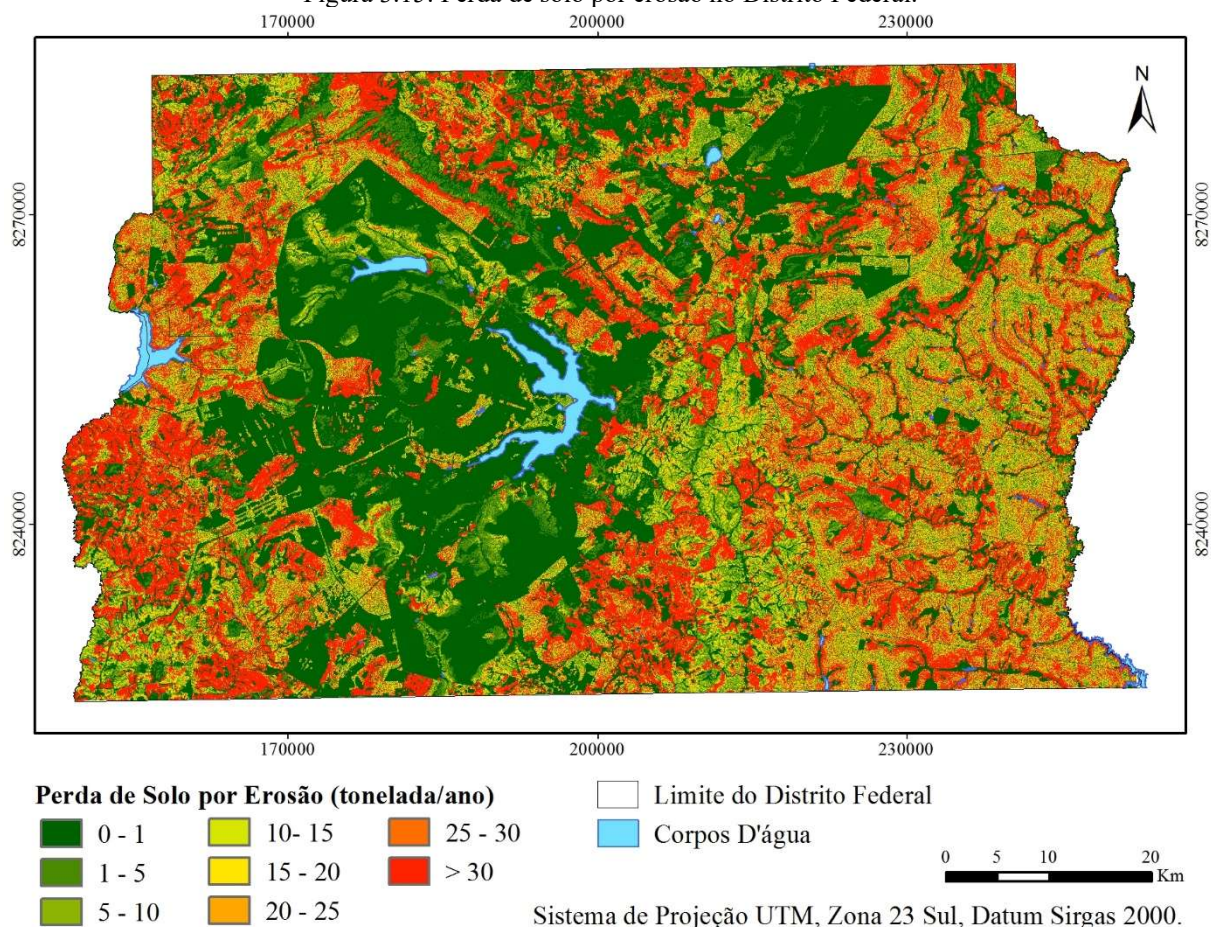
A perda de área de recarga de aquífero é um importante risco ambiental para o Distrito Federal, pois o reabastecimento das reservas subterrâneas tem função estratégica para o ressurgimento de água nas nascentes e manutenção da vazão de base dos rios, visto que o DF se encontra em região de cabeceira, e a manutenção dos rios dependem exclusivamente destas regiões (ADASA, 2007; ROSSI, 2018).

O ZEE – DF (DISTRITO FEDERAL, 2019) trata a perda de área de recarga de aquíferos como um dos riscos ecológicos que direcionaram a delimitação de zonas voltadas à manutenção dos níveis de permeabilidade do solo para recarga. O Plano Diretor de Ordenamento Territorial – PDOT (DISTRITO FEDERAL, 2009) também contempla diretrizes sobre essa temática, ressaltando o importante papel das unidades de conservação nos processos de recarga e a necessidade de preservação dessas áreas (GDF, 2009).

#### *3.3.1.2 PPSE Controle de Erosão*

O PPSE controle de erosão (Figura 3.15) foi mapeado por meio do indicador perda de solo por erosão, que utilizou a USLE (WISCHMEIER & SMITH, 1978) e os limites de tolerância a perda de solos (LOMBARDI NETO & BERTONI, 1975). As áreas urbanas e áreas de vegetação natural localizadas sobre Latossolos apresentam baixos valores de perda de solo, enquanto áreas com usos agrícolas e com relevo movimentado apresentam os maiores valores.

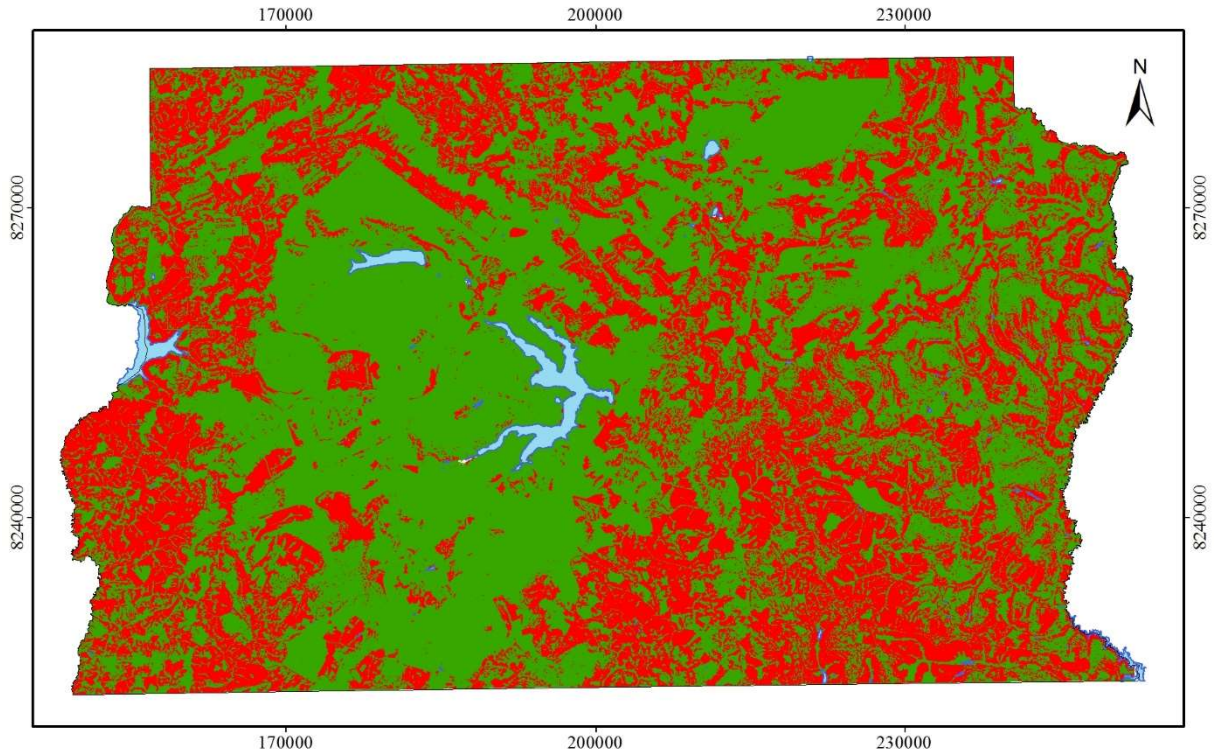
Figura 3.15: Perda de solo por erosão no Distrito Federal.



Fonte: elaborado pelo autor.

Para melhorar a eficiência da análise, realizou-se a reclassificação do mapa de perda de solo de acordo com a tolerância de cada classe às perdas, pois uma classe de solo pode apresentar valores mais elevados de perda do solo, mas, apresentar alta tolerância, sem que as perdas prejudiquem a capacidade de suporte dos solos. A Figura 3.16 mostra a distribuição das perdas de solo por tolerância no DF. Observa-se que de relevo movimentado concentra as maiores ocorrências de perda de solo acima da tolerância.

Figura 3.16: Perda de solo por tolerância no Distrito Federal.



**Perda de Solo por Tolerância**

- Perdas Dentro da Tolerância
- Perdas Acima da Tolerância

Limite do Distrito Federal

Corpos D'água

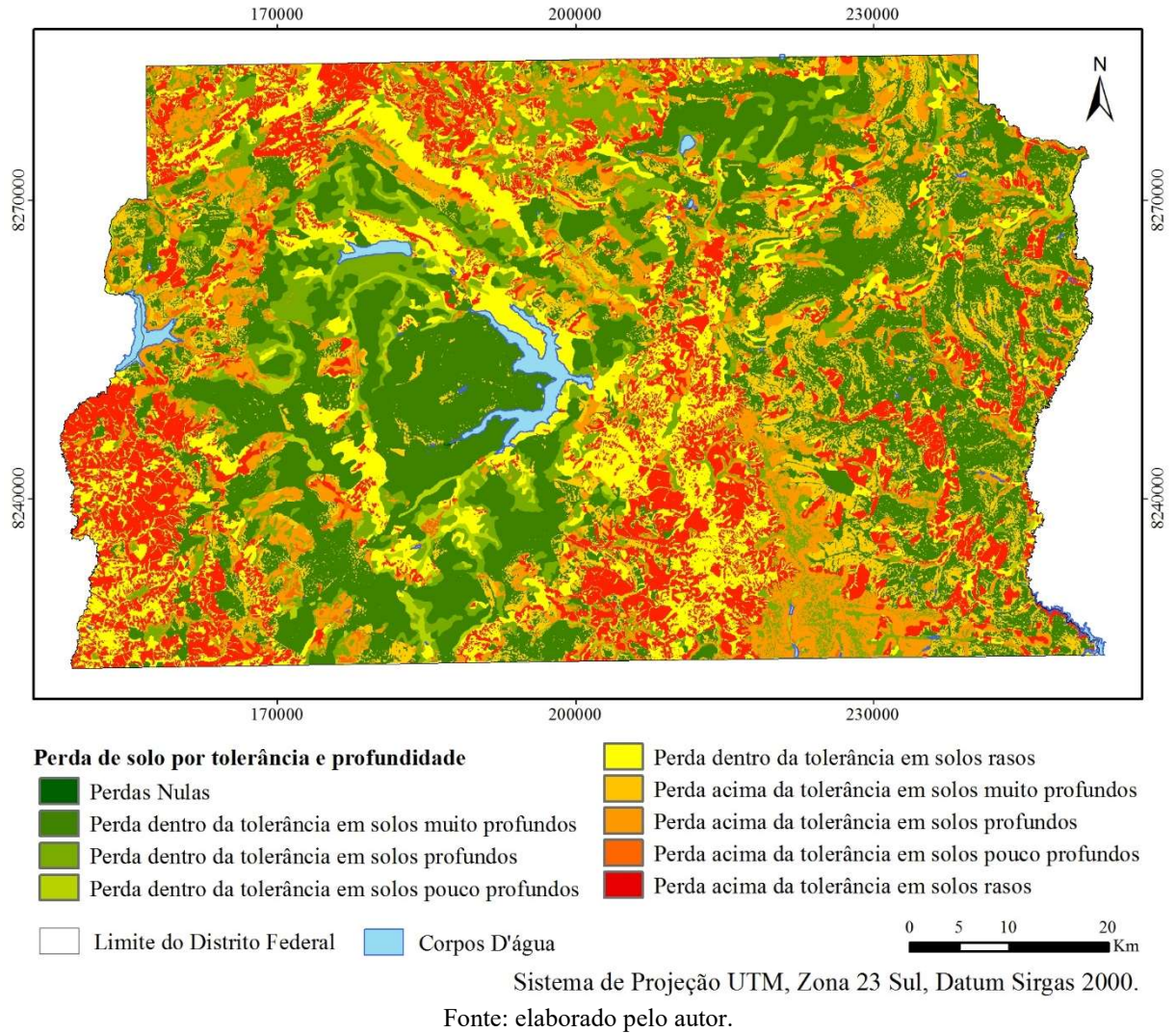
0 5 10 20 Km

Sistema de Projeção UTM, Zona 23 Sul, Datum Sirgas 2000.

Fonte: elaborado pelo autor.

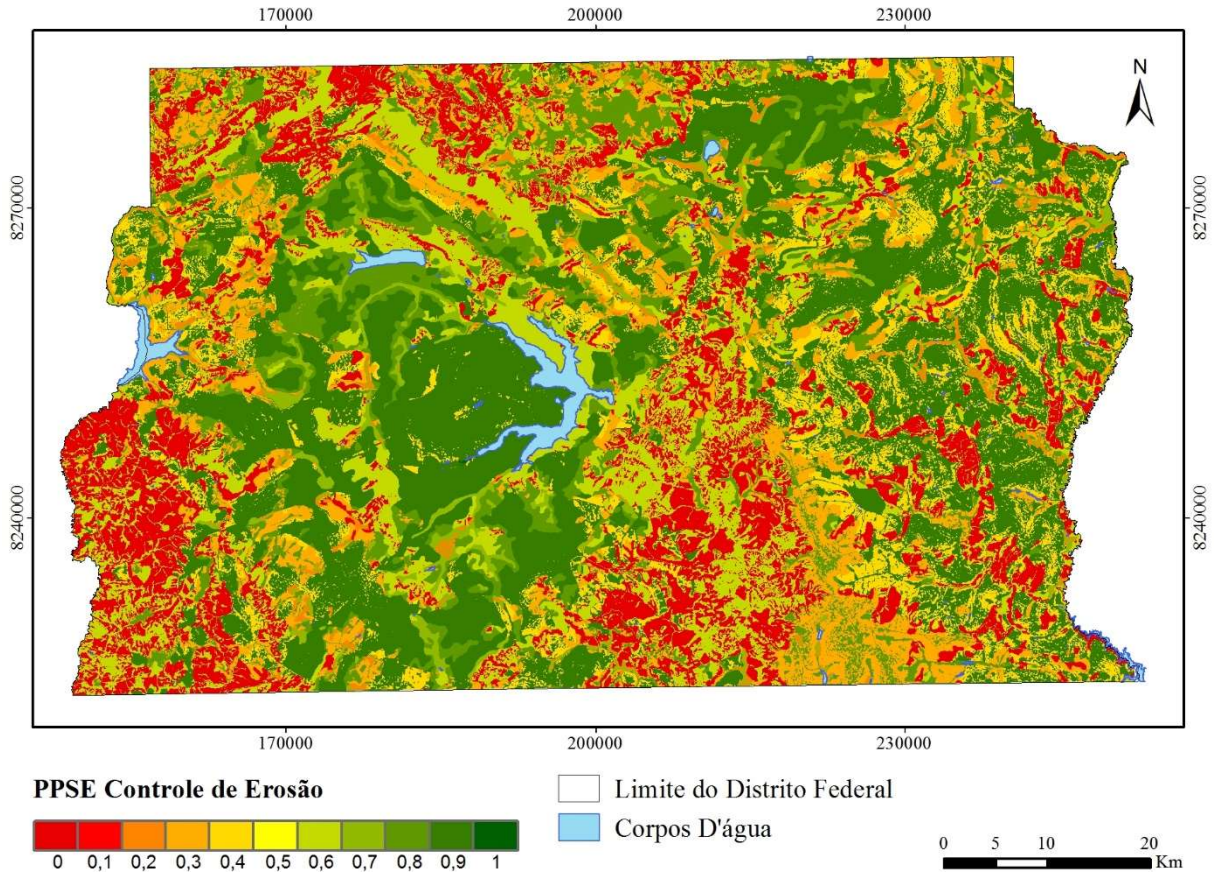
Por fim, realizou-se o cruzamento do mapa de perda de solo por tolerância ao mapa de profundidade por classe de solo, assumindo-se a premissa de que as perdas de solo são mais preocupantes em solos menos profundos (Figura 3.17).

Figura 3.17: Perda de solo por erosão, considerando a tolerância à perda e a profundidade de cada classe de solo.



Para gerar o PPSE controle de erosão, o mapa de perda de solo por tolerância e profundidade foi reclassificado. Assumiu-se que a classe “perdas nulas” representa o maior PPSE (1), enquanto a classe “perda de solo acima da tolerância em solos rasos” representa o menor PPSE (0). A Figura 3.18 representa o PPSE controle de erosão para o DF.

Figura 3.18 Potencial de prestação de serviço ecossistêmico – PPSE controle de erosão para o Distrito Federal.



Sistema de Projeção UTM, Zona 23 Sul, Datum Sirgas 2000.

Fonte: elaborado pelo autor.

Cerca de 18% do DF apresentou potencial muito baixo (0 – 0,2) para o PPSE controle de erosão; 21% apresentou potencial baixo (0,2 – 0,4); 15% apresentou potencial médio (0,4 – 0,6); 13% apresentou potencial alto (0,6 – 0,8) e 33% apresentou potencial muito alto (0,8 – 1) para a prestação desse SE. Os resultados refletem as características naturais do DF, composto predominantemente por duas classes de solos, Latossolos e Cambissolos, com susceptibilidades distintas à erosão.

As áreas urbanas apresentaram baixo nível de perda de solo, o que no processo de reclassificação do indicador, atribuiu a essas áreas alto valor para o PPSE controle de erosão. Entretanto, os processos erosivos ocorrem em áreas urbanas, principalmente, onde não há infraestrutura adequada. Lima et al. (2017) explica que as superfícies seladas das áreas construídas promovem controle da erosão, pois são menos propensas à perda de solo. Já as áreas em processo de construção ou sem infraestrutura podem atuar como grandes áreas de perda de solo, não fornecendo nenhum controle de erosão (LIMA et al., 2017). Entretanto, a diferenciação das áreas urbanas em relação a sua infraestrutura não foi abarcada nesse modelo, sendo atribuído o mesmo fator CP à toda mancha urbana.

As áreas de agricultura irrigada e cultura de grãos na bacia do Rio Preto também apresentam bom potencial de prestação desse serviço, devido ao relevo plano e características naturais dos solos. É importante ressaltar que, nessas áreas são empregadas várias técnicas de manejo a fim de reduzir os processos erosivos, o que torna os resultados compatíveis com a realidade. As técnicas de manejo do solo foram consideradas no fator CP, que apresenta valor mais alto para as áreas de olericultura, e valor menor para os outros tipos de agricultura. A atribuição de maior valor às oleiculturas foi devido à sua alta rotatividade, o que faz com que o solo fique exposto ou em pousio por determinado período de tempo (DE VITO, 2007), diminuindo o potencial do controle de erosão. Esse fato pode ser observado nas proximidades do reservatório do Descoberto, onde o PPSE controle de erosão é bastante reduzido.

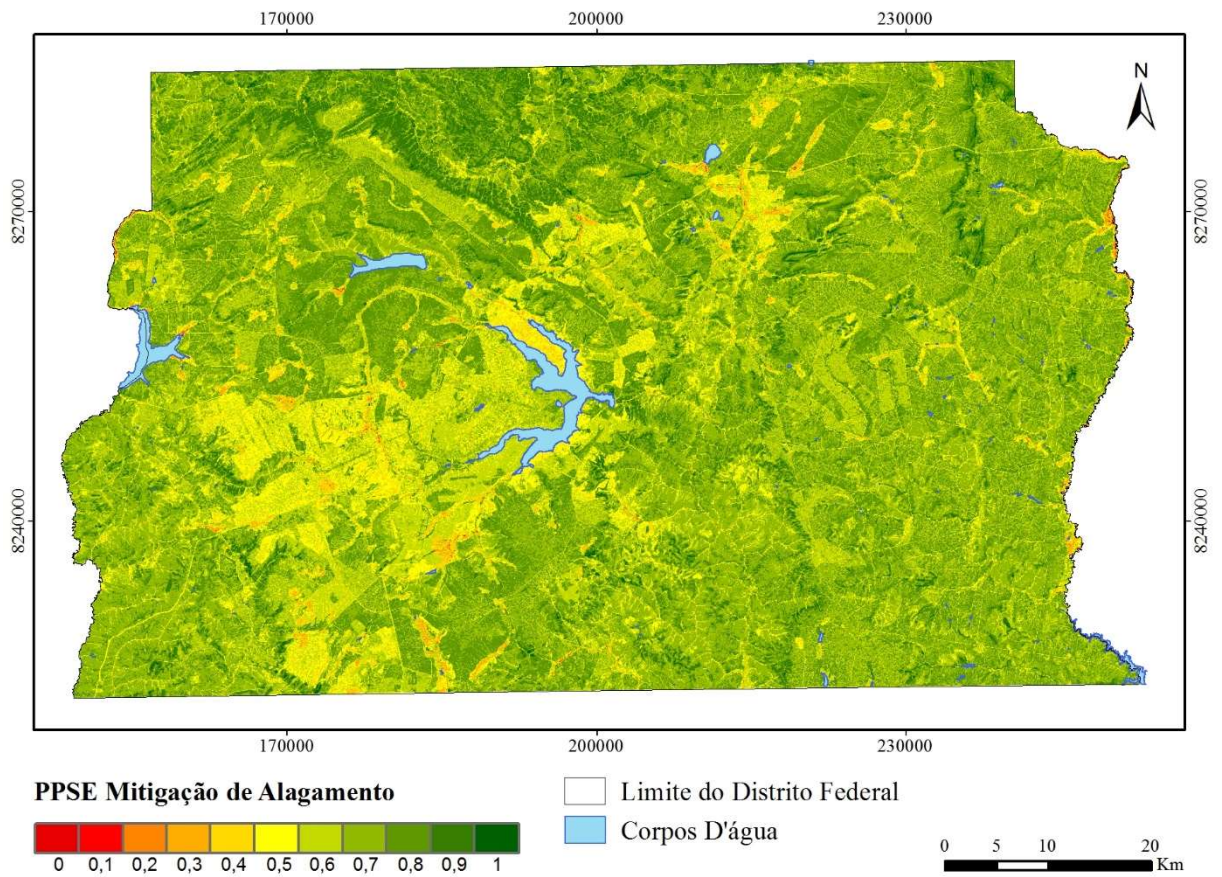
As áreas de relevo movimentado e solos rasos localizadas ao sul e à noroeste do DF apresentam o menor potencial de prestação para esse serviço, mesmo tendo resguardada sua cobertura vegetal. Isso ressalta a importância de preservação das áreas de declividade elevada, haja vista sua vulnerabilidade natural aos processos erosivos (GDF, 2009; GDF, 2017a).

### *3.3.1.3 PPSE Mitigação de Alagamento*

O indicador risco de alagamento foi reclassificado para gerar o PPSE mitigação de alagamento, representado na Figura 3.19



Figura 3.19 Potencial de prestação de serviço ecossistêmico – PPSE mitigação de alagamento para o Distrito Federal.



Sistema de Projeção UTM, Zona 23 Sul, Datum Sirgas 2000.

Fonte: elaborado pelo autor.

A metodologia aplicada indica as áreas onde o escoamento superficial é dificultado e há maior propensão de que a água se acumule ou se concentre (NETO et al., 2017). Observando a Figura 3.19 percebe-se que o maior potencial de mitigação de alagamento é prestado pelas áreas de altas declividades e vegetação natural. O menor potencial de mitigação de alagamento concentra-se nas áreas urbanas, devido à localização dessas áreas sobre relevo plano, e também à impermeabilização da superfície, fatores que facilitam o acúmulo de água (GDF, 2008; NETO et al., 2017).

Em geral, o DF apresenta elevado potencial para esse serviço, cerca de 64% e 5% da área do DF apresentou potencial alto (0,6 – 0,8) e muito alto (0,8 – 1), respectivamente. Cerca de 28% apresentou potencial médio (0,4 – 0,6), e apenas 3% apresentou potencial baixo. A predominância dos Latossolos, que são solos bastante permeáveis (REATTO et al., 2004) é um dos fatores responsáveis por isso. O potencial médio e baixo localiza-se nas principalmente nas áreas urbanas, onde o risco de alagamento é potencializado devido à impermeabilização dos solos (GDF, 2008; NETO et al., 2017).

Algumas localidades do DF apresentam problemas de alagamento nas épocas das chuvas (DEFES, 2015; AGÊNCIA BRASÍLIA, 2017). Porém, o modelo não possui resolução espacial suficiente para detectar essas áreas com precisão. Castro (2017) aplicou o mesmo método para mapear o risco de alagamento apenas em áreas urbanas do DF, diferenciando os tipos de estruturas urbanas, e melhorando a resolução dos dados de entrada, o que permitiu melhor identificação dos locais em que ocorre alagamento.

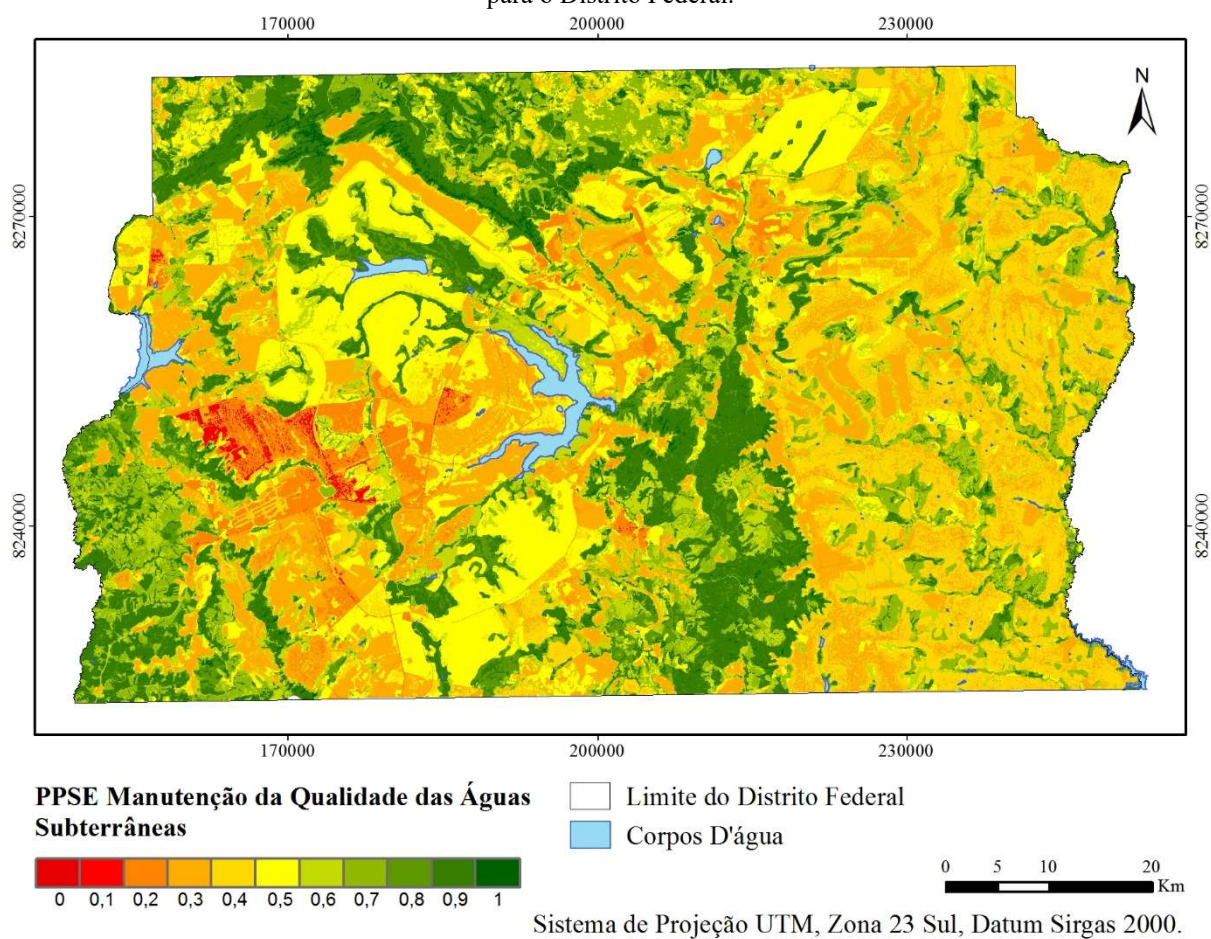
É possível visualizar na Figura 3.19 que a área urbana do Lago Norte, por exemplo, destacou-se por apresentar baixo potencial de mitigação de alagamento, no entanto, trata-se de uma área com baixa densidade de impermeabilização e que não foi considerada uma área de risco no mapeamento executado pela Defesa Civil (DEFESA CIVIL, 2015). Ainda assim, o somatório dos fatores englobados nessa análise atribuiu baixo potencial para mitigação de alagamento a esse local. Também é possível notar a ocorrência de potencial baixo nos fundos de vale e canais de drenagem, onde o acúmulo de água é um processo natural.

Uma limitação desse modelo é que ele indica os locais onde há propensão ao alagamento, mas não considera o volume de chuva e a altura da lâmina d'água necessários para causar, de fato, o alagamento. Ainda assim, o modelo abarca a vulnerabilidade natural das áreas e a influência dos padrões de uso do solo nos processos de alagamento, sinalizando locais onde o potencial de mitigação de alagamento está diminuído, e, mesmo apresentando algumas discrepâncias, atende a análises em escala regional.

#### *3.3.1.4 PPSE Manutenção da Qualidade das Águas Subterrâneas*

O indicador risco de contaminação das águas subterrâneas foi reclassificado para gerar o PPSE manutenção da qualidade das águas subterrâneas (Figura 3.20).

Figura 3.20 Potencial de prestação do serviço ecossistêmico – PPSE manutenção da qualidade da água subterrânea para o Distrito Federal.



Cerca de 4% do DF apresenta potencial muito baixo (0 – 0,2) para a prestação desse serviço, 38% apresenta potencial baixo (0,2 – 0,4), 24% apresenta potencial médio (0,4 – 0,6), 18% apresenta potencial alto (0,6 – 0,8) e 16% apresenta potencial muito alto (0,8 – 1).

Os maiores potenciais de prestação do SE são ofertados por áreas que apresentam a combinação de vegetação preservada, baixa densidade populacional, baixa condutividade hidráulica do aquífero e alta declividade. Os menores potenciais concentram-se nas áreas urbanas sem infraestrutura localizadas sobre solos permeáveis e baixa declividade, onde há maior risco de a carga poluente infiltrar até o aquífero. O Parque Nacional, a Estação Ecológica Jardim Botânico e a Estação Ecológica de Águas Emendadas apresentam médio PPSE, uma vez que a vulnerabilidade natural nessas áreas é alta, devido à permeabilidade de seus solos, mesmo sendo áreas preservadas.

O DF está situado em um alto regional que não apresenta grandes drenagens superficiais. Por esse motivo, as águas subterrâneas têm função estratégica na manutenção de vazões dos cursos superficiais e no abastecimento dos núcleos rurais e urbanos que não são atendidos pelo sistema

de abastecimento da CAESB (ADASA, 2007). Entretanto, existem altos riscos de contaminação das águas subterrâneas associados, principalmente, à exploração descontrolada de água subterrânea por meio de poços irregulares, à existência de fossas negras e à concentração inadequada de fossas sépticas (ROSSI, 2018).

ADASA (2007) preconiza que um mapa de risco de aquífero é, na prática, um mapa de vulnerabilidade natural associado a um mapa de carga contaminante. Segundo o autor, as principais fontes de cargas contaminantes para os aquíferos no DF seriam postos de combustíveis, cemitérios, áreas de acumulação de resíduos sólidos, poços tubulares e escavados, efluentes domésticos, estações de tratamentos de esgotos, garagens e oficinas, áreas industriais e de armazenamento e áreas agrícolas. Como seria inviável, no âmbito desse estudo, mapear todas as fontes de contaminação do DF, optou-se pela utilização de um método que empregasse o mapa de uso do solo como representante da carga contaminante (ADASA, 2007; DE VITO, 2007), o que proporcionou uma visão geral das áreas onde há maior risco de contaminação, atendendo à escala do trabalho.

Entre as fontes de contaminação, é possível destacar como riscos efetivos a construção de poços, as atividades agrícolas e o descarte de efluentes domésticos. A construção de poços tubulares é realizada principalmente em novos setores habitacionais e condomínios, e muitas vezes apresentam baixo nível técnico e nenhuma proteção sanitária, e quanto maior a densidade de poços, maior o risco de contaminação. Os poços escavados são geralmente utilizados pela população de baixa renda, em invasões ou ampliações urbanas irregulares, também não apresentam qualquer tipo de proteção e em muitos casos sequer contam com tampa (ADASA, 2007).

A agricultura utiliza diversos insumos, como agrotóxicos e fertilizantes químicos altamente solúveis, e sua aplicação contínua é a principal fonte de contaminação dos recursos hídricos por metais, nitrato e fósforo (ADASA, 2007). Na Figura 3.20, é possível observar que as áreas agrícolas do DF, principalmente na bacia do Rio Preto e bacia do Descoberto, o PPSE é baixo. Isso reflete que, além da atividade potencialmente contaminante, a vulnerabilidade dessas áreas é alta devido às suas características naturais.

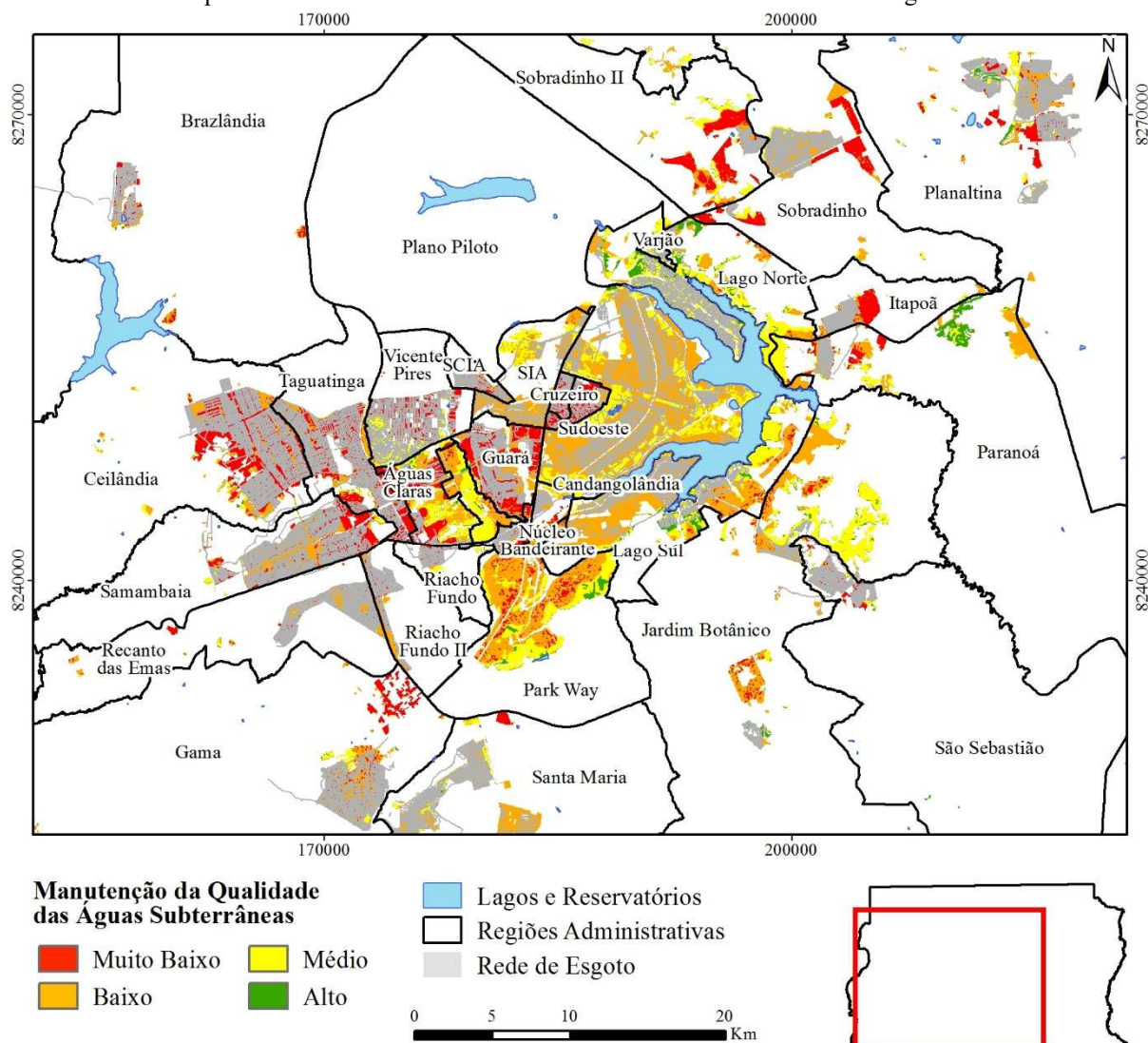
Os efluentes domésticos são considerados os principais focos de contaminação dos recursos hídricos subterrâneos no DF, principalmente em áreas de dinamização e adensamento urbano (ADASA, 2007). Nesses casos, geralmente, não há coleta de esgoto e tratamento das águas servidas e o saneamento é realizado por fossas, assim como nas zonas rurais. Mas mesmo em áreas onde existe saneamento podem ocorrer fugas da rede de esgoto ou águas pluviais (GDF, 2017a).

Estudos da Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílio – PDAD (CODEPLAN, 2013) apontam que, em 2013, 85,95% dos domicílios do DF eram atendidos pela rede geral de esgoto;

10,5% dos domicílios possuíam fossa séptica; 3,96 possuíam fossa rudimentar e; 0,2% dos domicílios não havia nenhum tipo de coleta, com existência de esgoto a céu aberto. As RA que possuíam a menor porcentagem de domicílios atendidos pela rede de esgoto eram Vicente Pires (4,14%), Fercal (6,89%), Jardim Botânico (13%) e Park Way (16,37%) (CODEPLAN, 2013). A PDAD elaborada para o ano de 2018, estima que 92,8% dos domicílios são atendidos pela rede geral de esgoto; 9% dos domicílios possuem fossa séptica; 2,2% dos domicílios possuem fossa rudimentar, e 0,1% dos domicílios possuem esgoto a céu aberto (CODEPLAN, 2018)

A Figura 3.21 mostra o recorte do PPSE manutenção da qualidade da água subterrânea para a área urbana, classificado em muito baixo (0 - 0,2), baixo (0,2 - 0,4), médio (0,4 - 0,6) e alto (0,6 - 0,8) e sobreposto à rede de esgoto (ADASA, 2013). Pode-se observar que, em geral, os núcleos urbanos apresentam potencial baixo e muito baixo, não ocorrendo valores da classe muito alto (0,8 - 1). Isso significa que além da ocupação urbana, que é potencialmente contaminante, essas áreas possuem alta vulnerabilidade natural à contaminação. Além disso, pode-se notar que alguns núcleos urbanos não possuem rede de esgoto, o que aumenta ainda mais a possibilidade de contaminação. Entre as regiões sem rede de esgoto e com baixo PPSE, pode-se destacar condomínios e setores habitacionais em Sobradinho, Sobradinho II, Itapoã, Paranoá, Lago Sul, Jardim Botânico, São Sebastião, Águas Claras, Park Way e Ceilândia.

Figura 3.21 Potencial de prestação do serviço ecossistêmico – PPSE manutenção da qualidade da água subterrânea para as áreas urbanas do Distrito Federal e atendimento da rede de esgoto.



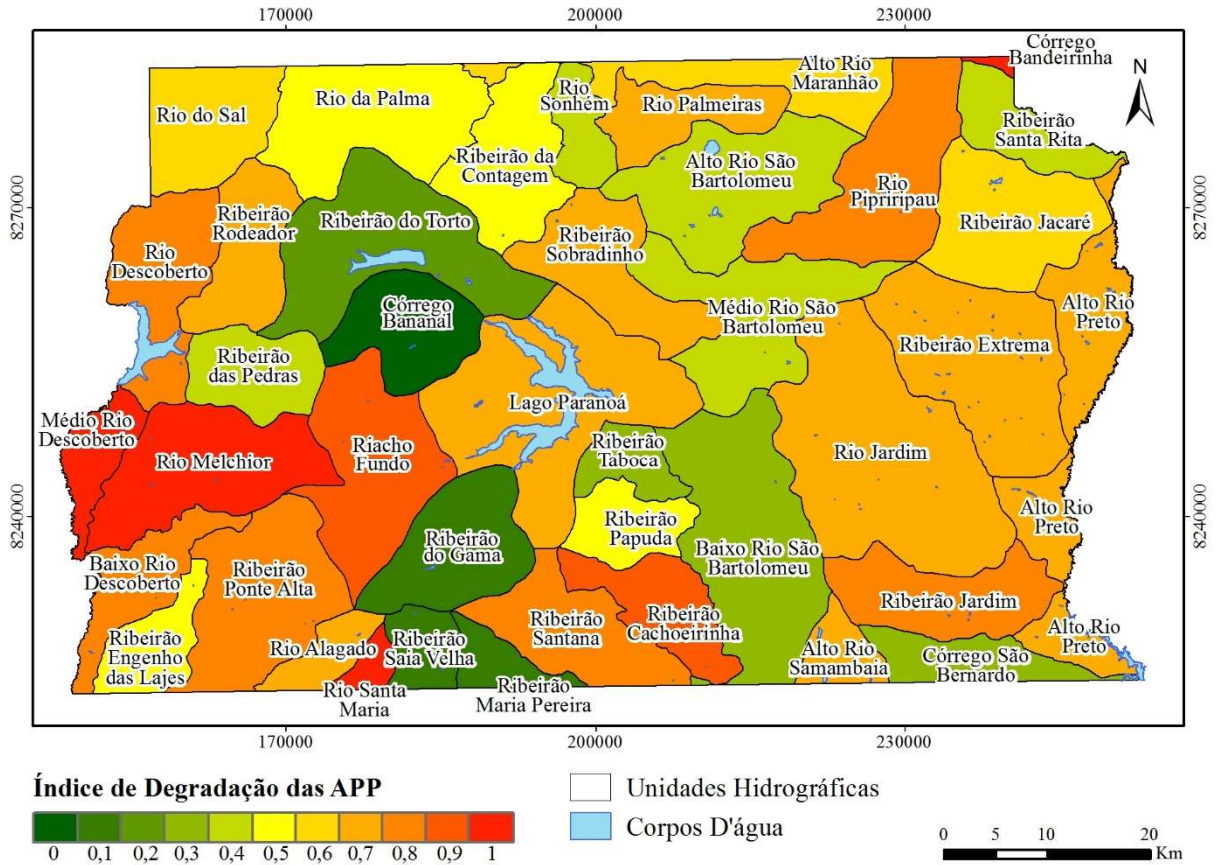
Sistema de Projeção UTM, Zona 23 Sul, Datum Sirgas 2000.

Fonte: Elaborado pelo autor.

### 3.3.1.5 PPSE manutenção da qualidade das águas superficiais

A Figura 3.22 apresenta os resultados obtidos para o cálculo do índice de degradação das APP. As unidades hidrográficas com menor índice de degradação são Córrego Bananal, Ribeirão Gama, Ribeirão Saia Velha e Ribeirão Maria Pereira. As unidades hidrográficas com maiores índices de degradação são Médio Rio Descoberto, Rio Melchior, Riacho Fundo e Ribeirão Cachoeirinha.

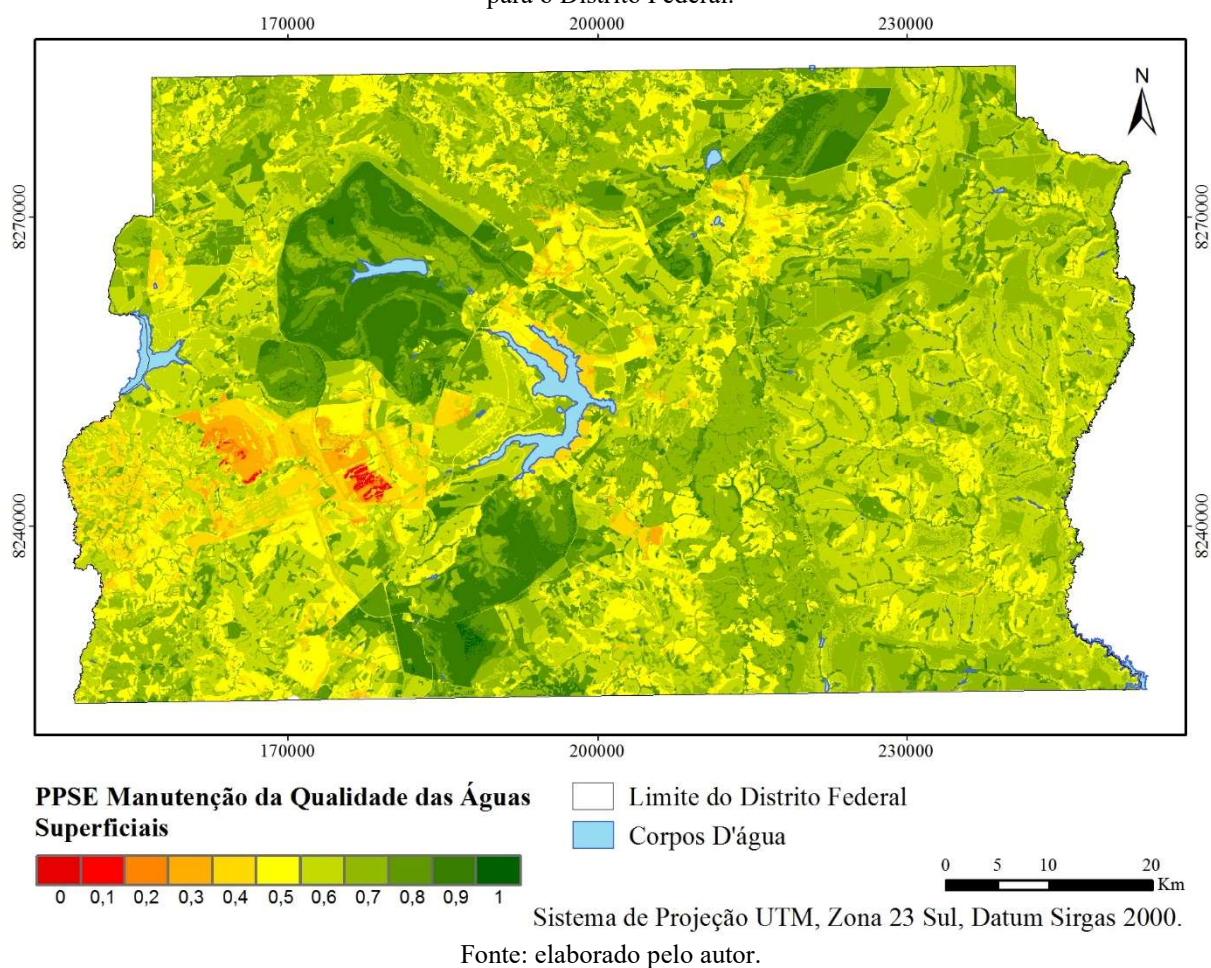
Figura 3.22 Índice de degradação das APP por unidade hidrográfica.



Sistema de Projeção UTM, Zona 23 Sul, Datum Sirgas 2000.  
 Fonte: elaborado pelo autor.

A Figura 3.23 apresenta o PPSE manutenção da qualidade das águas superficiais.

Figura 3.23 Potencial de prestação do serviço ecossistêmico – PPSE manutenção da qualidade da água superficial para o Distrito Federal.



Aproximadamente 6% da área do DF possui potencial baixo para prestação desse SE, 39% possui potencial médio, 44% possui potencial alto e 10% possui potencial muito alto. Os dados de qualidade da água levantados pela CAESB (2014a) corroboram o resultado do mapeamento do PPSE. Os 23 pontos analisados pela CAESB apresentaram Índice de Qualidade da Água – IQA bom ou muito bom.

Ao observar a Figura 3.23 é possível aferir que os menores valores de PPSE estão localizados nas áreas urbanas, especificamente, as de alta densidade demográfica e sem infraestrutura. As áreas de vegetação natural, com declividade baixa e solos profundos apresentam os maiores PPSE, destacando-se as unidades de conservação Parque Nacional, Estação Ecológica Jardim Botânico e Estação Ecológica de Águas Emendadas. Algumas áreas de cobertura natural apresentam baixo PPSE, devido à alta declividade e à natureza de seus solos, que são mais susceptíveis a processos erosivos, como, por exemplo, na porção leste do DF, ao sul da Barragem do Descoberto.

As áreas agrícolas muito próximas aos trechos de drenagem apresentam baixo PPSE, pois essas áreas normalmente apresentam relevo mais movimentado e os tipos de solos podem



favorecer o transporte da carga contaminante ao curso d'água mais próximo. Já as áreas agrícolas com baixa declividade e solos bem drenados apresentam alto potencial para prestação desse serviço, uma vez que o escoamento superficial nessas áreas é reduzido, até mesmo pela aplicação de técnicas de manejo com esse propósito.

Esse indicador reflete a influência do tipo de uso e ocupação do solo na manutenção da qualidade da água superficial no DF. A contaminação dos cursos d'água pode ocorrer a partir de fontes contaminantes pontuais ou difusas. Nas fontes pontuais, os poluentes atingem os sistemas hídricos de forma concentrada no espaço, enquanto que nas fontes difusas, estes adentram os sistemas hídricos distribuindo-se ao longo de sua extensão (SPERLING, 2007). No DF, as cargas pontuais são decorrentes, principalmente, do lançamento de efluentes tratados nas Estações de Tratamento de Esgoto – ETE (GDF, 2017b). As cargas difusas são resultantes das drenagens superficiais que escoam para os rios, lagos e reservatórios a partir de áreas naturais e/ou antrópicas. No DF, a carga de contaminação difusa advém principalmente da drenagem pluvial em ambientes urbanos e áreas agrícolas com uso intensivo de insumos (GDF, 2008; GDF, 2017b).

Nas áreas urbanas, a carga contaminante tem composição complexa, que varia de metais e óleos a resíduos sólidos, e pode se agravar se a coleta de esgoto, drenagem, resíduos sólidos, ou mesmo a limpeza pública, forem deficientes (GDF, 2017b). A impermeabilização das superfícies provocada pelo espraiamento da mancha urbana, que, muitas vezes ocorre sem infraestrutura e saneamento básico, favorece o escoamento superficial e o transporte da carga contaminante até os corpos hídricos (GDF, 2008; GDF, 2017b).

Na área rural, as cargas contaminantes são decorrentes da lixiviação de nutrientes e agrotóxicos utilizados nos cultivos, e também sedimentos provenientes de estradas e áreas com solo exposto. Em áreas de pecuária, a carga contaminante engloba os resíduos da criação animal, como nutrientes, matéria orgânica e coliformes. O escoamento superficial se encarrega de transportar esses contaminantes até os cursos d'água, por isso o risco de contaminação é maior nas áreas de alta declividade e solos menos permeáveis (GDF, 2017b).

Estudos apontam que o aporte de fósforo nos cursos d'água do DF é proveniente de cargas pontuais de lançamento de efluentes de tratamento de esgotos, e também de cargas difusas oriundas de atividades rurais e origem animal (GDF, 2008; GDF, 2017b). O Lago Paranoá, por exemplo, recebe uma grande quantidade de fósforo pelo seu tributário Riacho Fundo, oriunda dos impactos negativos do uso do solo sobre essa unidade hidrográfica (GDF, 2017b).

A metodologia aplicada para mapeamento do PPSE manutenção da qualidade da água superficial não intenciona avaliar a qualidade das águas, e sim indicar áreas onde a prestação desse serviço está sendo afetada em função do uso do solo em consonância às vulnerabilidades naturais.

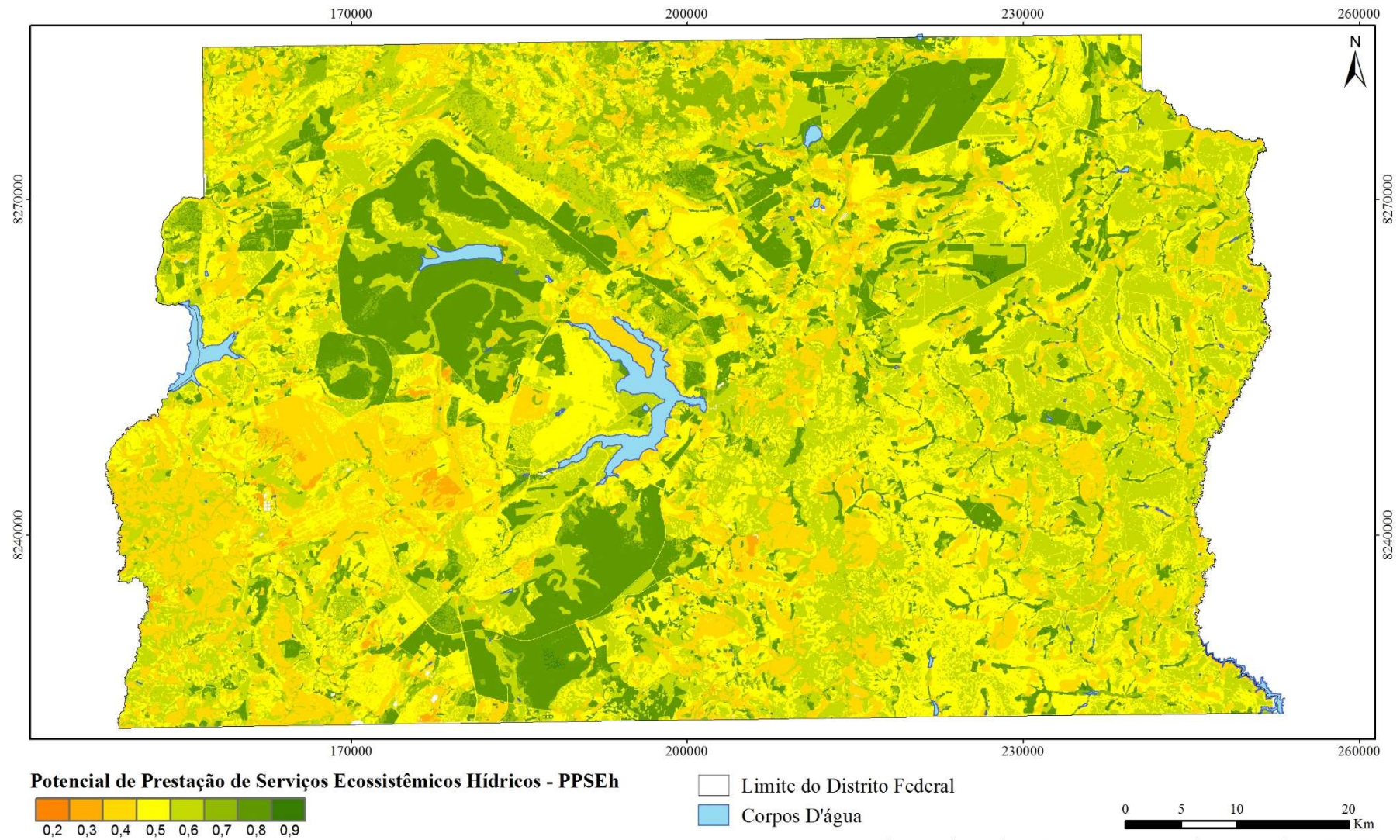
Dessa forma, pode-se dizer que o modelo apresentou resultados satisfatórios para avaliações em escala regional.

### 3.3.2 POTENCIAL DE PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS HÍDRICOS - PPSEH

Para obtenção do PPSEh, foi realizada a média dos mapas de PPSE, considerando todos os PPSE com igual nível de importância, uma vez que não foram realizados estudos para determinar a atribuição de pesos aos mapas. Os resultados obtidos permitem ressaltar áreas com boa prestação de SE e áreas prioritárias a intervenção. O PPSEh (Figura 3.24) variou de 0,18 a 0,88, pois durante a integração não houve intersecção de áreas com valores “1” ou “0” para todos os PPSE considerados na metodologia.

Observando a Figura 3.24 é possível identificar que os menores valores de PPSEh no DF estão localizados nas áreas urbanas de alta densidade demográfica. Valores baixos também ocorrem em áreas agrícolas próximas aos cursos d’água. Os maiores valores estão centrados nas unidades de conservação e outras áreas de vegetação natural.

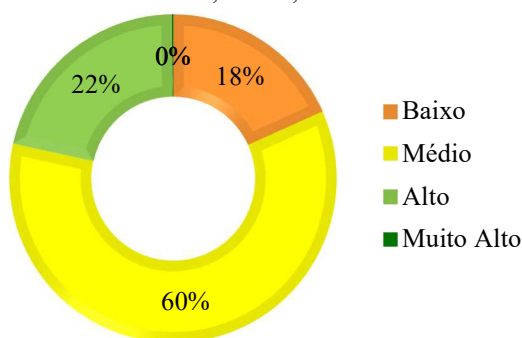
Figura 3.24 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh para o Distrito Federal.



Fonte: elaborado pelo autor.

A Figura 3.25 demonstra a porcentagem do PPSEh para as classes baixo (0,2 – 0,4), médio (0,4 – 0,6), alto (0,6 – 0,8) e muito alto (0,8 – 1). Cerca de 60% do DF (342.178 hectares) apresentou potencial médio; 22% (122.005 hectares) apresentou potencial alto e; 18% (104.213 hectares) apresentou potencial baixo. A classe “muito alto” abrange apenas 0,1% (793 hectares) do território do DF. A classe “muito baixo” possui apenas 0,005% (29 hectares) e devido à sua baixa expressividade na escala não foi representada na Figura 3.25.

Figura 3.25 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh no Distrito Federal: porcentagem das classes baixo, médio, alto e muito alto.



Fonte: elaborado pelo autor.

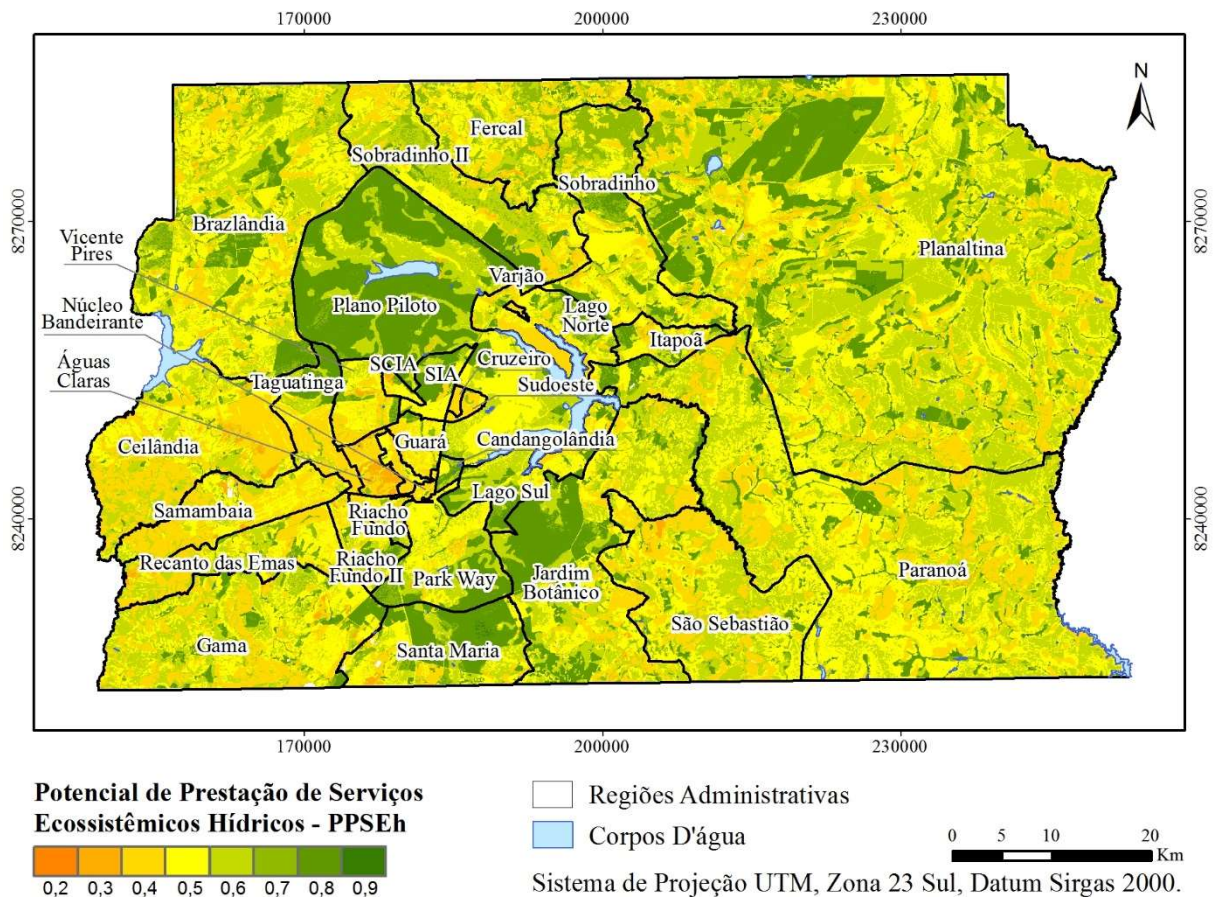
É possível aferir na Figura 3.24 e na Figura 3.25 que 60% do DF apresentou PPSEh médio. Essa tendência deve-se ao fato de que alguns SE avaliados estão relacionados a características geográficas contrárias. Por exemplo, em áreas com PPSE manutenção da qualidade da água subterrânea alto geralmente apresentam PPSE manutenção da qualidade da água superficial baixo ou; locais com alto potencial de controle de erosão podem apresentar baixo potencial para mitigação de alagamento. As particularidades de cada tipo de ambiente favorecem a prestação de SE distintos, o que tende a manter a paisagem em equilíbrio.

Em relação às áreas agrícolas, predomina o PPSEh médio. Lima et al. (2017a) demonstraram que as áreas agrícolas podem afetar de forma negativa a produção de SE no bioma Cerrado, mas também podem atuar no seu fornecimento, de acordo com o sistema de manejo utilizado. O DF possui cerca de 19 mil empreendimentos agrícolas, produzindo 842,6 mil toneladas de grãos, 248,6 mil toneladas de hortaliças e 37,1 mil toneladas de frutas, com destaque para o aumento de 44% na produção de grãos (milho, soja, feijão e sorgo) e para um aumento de 21% na área plantada em 2013 (CODEPLAN, 2014). Além da provisão de alimentos, que também é considerado um SE, diversos autores demonstraram que áreas agrícolas são capazes de promover prestação de outros SE, como por exemplo: retenção de carbono no solo, regulação climática, retenção de água no solo, controle de erosão, ciclagem de nutrientes, entre outros (KOSCHEKE

et al., 2014; TANCOIGNE et al., 2014; LESCOURRET et al., 2015; PRADO, 2013; DEMESTHIAS et al., 2017; LIMA et al., 2017; LIMA, 2018; SCHALLER et al., 2018).

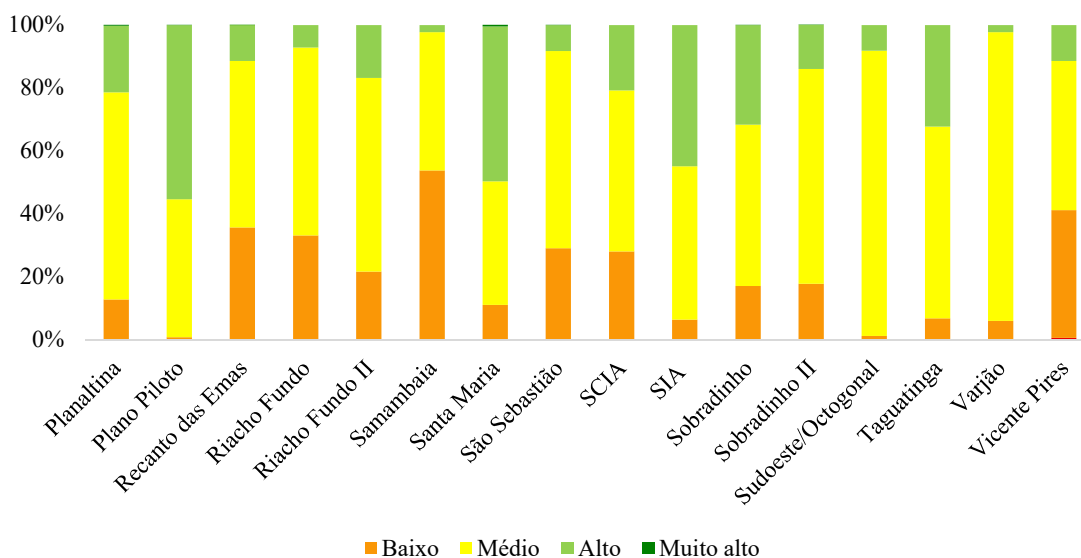
Na Figura 3.26 é possível observar os limites das regiões administrativas do DF sobrepostos ao mapa de PPSEh.

Figura 3.26 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh e regiões administrativas do Distrito Federal.



A Figura 3.27 apresenta os percentuais das classes de PPSEh muito baixo (0 – 0,2), baixo (0,2 – 0,4), médio (0,4 – 0,6), alto (0,6 – 0,8) e muito alto (0,8 – 1) para cada RA do DF. A classe “muito baixo” não foi representada devido à sua baixa expressividade.

Figura 3.27 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh: porcentagem das classes muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto por região administrativa.



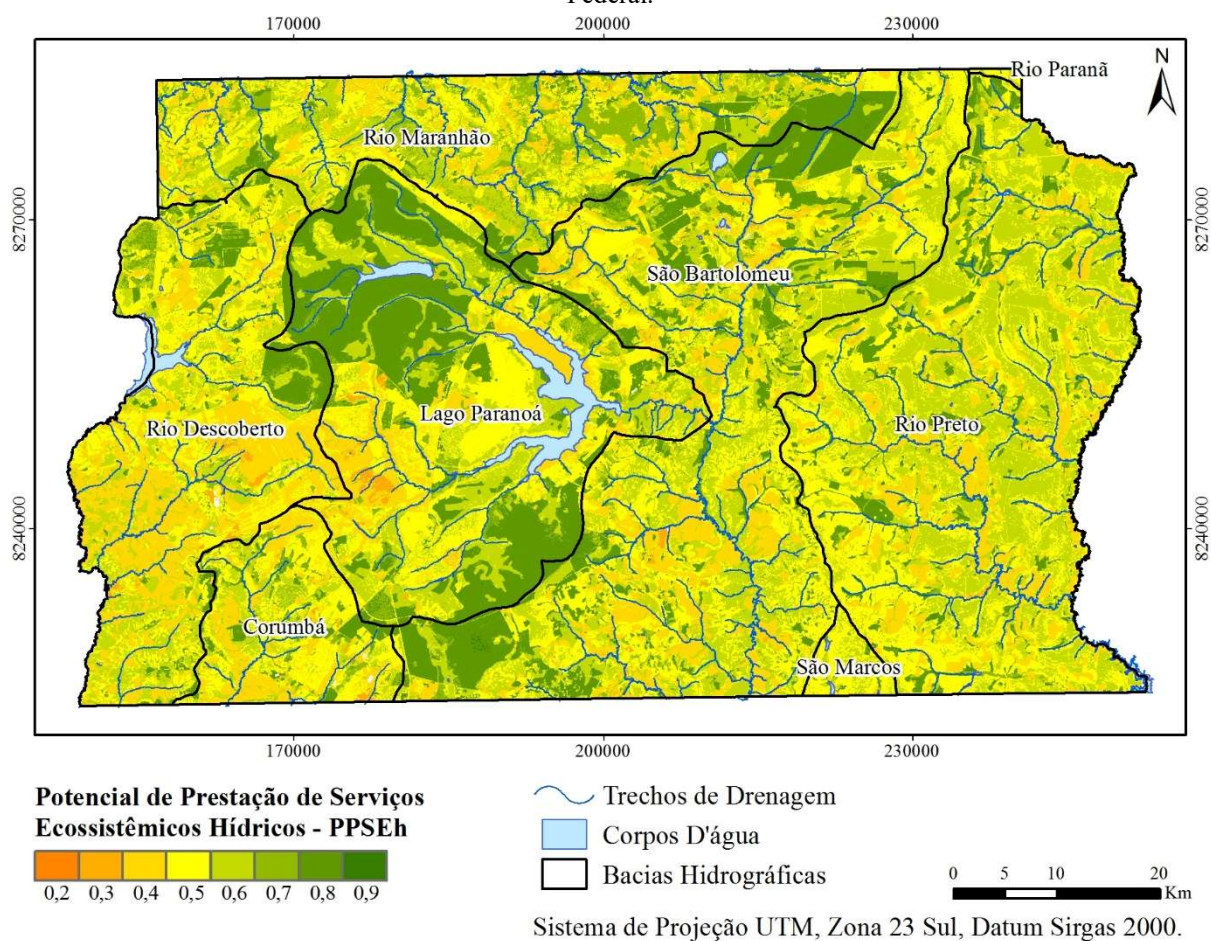
Fonte: elaborado pelo autor.

Na quantificação do PPSEh por RA, observa-se que Cruzeiro, Águas Claras, Núcleo Bandeirante, Samambaia e Ceilândia apresentaram os maiores percentuais de PPSE baixo. Entre essas RA, Ceilândia, Cruzeiro e Águas Claras possuem as densidades demográficas mais altas do DF, entre 8.500 a 7.000 hab./km<sup>2</sup> (IBGE, 2010) e ocupação tipicamente urbana. Núcleo Bandeirante e Samambaia também possuem densidades demográficas altas, entorno de 5000 hab./km<sup>2</sup>. A densidade populacional foi considerada como variável na geração dos PPSE e do PPSEh e foi um importante influenciador no resultado negativo para essas RA. O adensamento populacional não vertical e a redução do tamanho dos lotes podem sobrecarregar os ecossistemas e causar problemas como alta demanda por água em pequeno espaço, inundações urbanas, demanda por grandes sistemas de esgoto, aumento da área impermeável, aumento da drenagem pluvial, entre outros (GDF, 2008).

As RA Plano Piloto, Candangolândia e Santa Maria apresentaram os maiores percentuais de PPSEh para a classe alto, 55%, 49% e 49%, respectivamente. Nessas RA, os valores elevados de potencial alto devem-se à existência de áreas vegetadas: no Plano Piloto localiza-se o Parque Nacional; em Santa Maria localiza-se a Área Alfa da Marinha com vegetação preservada e; Candangolândia abriga o Jardim Zoológico de Brasília, a Área de Relevante Interesse Ecológico – ARIE Riacho Fundo e o parque ecológico Ezechias Heringer (IBRAM, 2014a).

A Figura 3.28 apresenta as bacias hidrográficas do DF sobrepostas ao mapa de PPSEh.

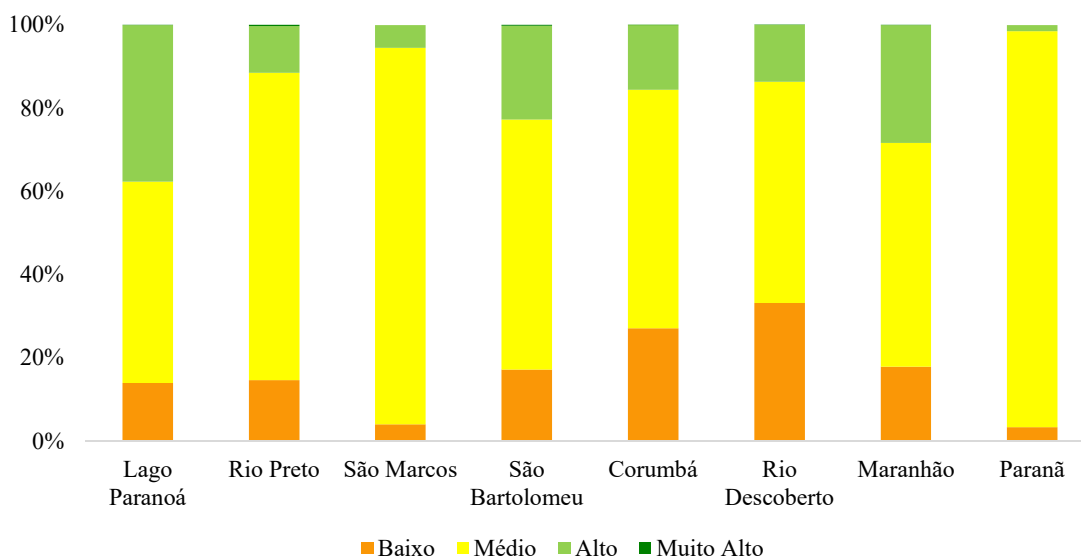
Figura 3.28 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh e bacias hidrográficas do Distrito Federal.



Fonte: elaborado pelo autor.

Na Figura 3.29 é apresentado o percentual das classes de potencial de prestação de SE baixo, médio, alto e muito alto para as bacias hidrográficas. A classe “muito baixo” não foi representada devido à sua baixa expressividade. As bacias do Rio São Marcos e Rio Paranaíba apresentam, respectivamente, 90 e 95% de PPSEh médio. Entretanto, apenas uma pequena porção dessas bacias foi contemplada nesse trabalho. A bacia do Rio Descoberto apresenta o maior percentual de área com baixo PPSEh, cerca de 33%. A bacia do Lago Paranoá apresenta a maior porcentagem de área com potencial alto, cerca de 37%.

Figura 3.29 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh: porcentagem das classes muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto por bacia hidrográfica no Distrito Federal.



Fonte: elaborado pelo autor.

Na análise por bacias hidrográficas, a bacia do Descoberto apresentou os menores percentuais de PPSEh. Também é possível notar, observando a Figura 3.14 e Figura 3.18, que a maior parte da região apresenta baixo PPSE manutenção dos fluxos de água e baixo PPSE controle de erosão. Esses resultados são preocupantes, pois, nessa bacia está localizado o reservatório do Descoberto, responsável pelo abastecimento de água de 61,5% da população do DF (CAESB, 2014b).

A bacia do Descoberto apresenta intensos conflitos no uso da água entre abastecimento urbano e agrícola (ADASA, 2012; NUNES & ROIG, 2016; PAVIANI & BRANDÃO, 2015; LIMA, 2018). Em todos os cenários avaliados no Plano de Gestão Integrada dos Recursos Hídricos – PGIRH do DF (ADASA, 2012) a bacia do Descoberto apresentou situação crítica (PAVIANI & BRANDÃO, 2015). O PDOT (DISTRITO FEDERAL, 2009; GDF, 2009) determina seu uso como “rural controlado”, devido à sua sensibilidade ambiental e a proteção do manancial. O ZEE-DF também reforça o papel dessa área para a produção hídrica voltada ao abastecimento público (DISTRITO FEDERAL, 2019). Entretanto, a bacia do Descoberto vem se destacando pelo potencial agrícola, sendo responsável por 35% da produção de hortaliças e 41% da produção de frutas no DF (EMATER, 2017).

Em 2017, o DF enfrentou a maior crise hídrica já registrada e o reservatório do Descoberto chegou a registrar 5% de sua capacidade (BRANDÃO & PAVIANI, 2018; GDF, 2018). Entre as medidas de enfrentamento à crise houve rodízio para abastecimento urbano, suspensão da emissão de outorgas e restrições nas captações de água para irrigação (GDF, 2018).



As pressões sobre os recursos hídricos nessa bacia são muitas. Há a retirada da água para o abastecimento urbano; o uso da água para irrigação; os riscos de contaminação dos corpos hídricos; a ocupação irregular do solo e a impermeabilização das superfícies.

No DF, o consumo de água para abastecimento urbano é o mais representativo, com 80% do total, seguido do consumo pela irrigação (16,2%), animal (2,0%) e rural (1,5%) (ADASA, 2012). Do total de água utilizada para abastecimento urbano, mais de 60% do abastecimento provém do manancial do Descoberto, como mencionado anteriormente (ADASA, 2012; CASTRO, 2018). As olericulturas e fruticulturas demandam grande quantidade de água, estima-se haver cerca de 8.000 ha de área irrigada, equivalente a 10% da bacia do Descoberto, mas apesar de ser uma informação estratégica, não há dados disponíveis sobre o total de área irrigada e a quantidade de água utilizada na irrigação na bacia (LIMA, 2018). A olericultura também se caracteriza pela alta rotatividade, que, eventualmente, deixa o solo exposto, intensificando os processos erosivos e o transporte de resíduos de agrotóxicos aos corpos hídricos (DE VITO, 2007; LIMA, 2018). Também nessa bacia localizam-se as áreas urbanas consolidadas das RA Taguatinga, Ceilândia e Samambaia, que detêm as maiores densidades populacionais do DF, apresentam os maiores consumos de água entre as RA (ADASA, 2012) e possuem altos níveis de impermeabilização do solo (CASTRO et al., 2019) e parcelamentos urbanos sem infraestrutura de saneamento implantada, como o Setor Habitacional Sol Nascente, em Ceilândia.

Outra importante questão na bacia do Descoberto é o parcelamento irregular do solo. Nos últimos anos têm-se observado a substituição gradativa das áreas agrícolas por áreas urbanas (NUNES & ROIG, 2015; LIMA, 2018), situação que tende a se agravar devido à crise hídrica, pois com a redução da água para a agricultura, muitos produtores tendem a desfazer-se de suas terras, favorecendo o parcelamento irregular. Uma grande preocupação associada a esse fato é a ocupação das áreas de amortecimento das Floresta Nacional de Brasília – FLONA e do Parque Nacional. Lima (2018) identificou a existência de ocupações irregulares nessas áreas a partir de imagens datadas de 2016.

A bacia do Rio Preto apresentou 74% de PPSEh de médio. Essa bacia se caracteriza pela área agrícola consolidada e predominância de grandes culturas de grãos. Como características naturais, predominam as áreas planas e os solos bem drenados, o que contribui para a manutenção de um nível razoável de PPSEh. Como área agrícola consolidada, os conflitos pelo uso da água giram em torno da irrigação. O PGIRH – DF (ADASA, 2012) ressalta que apesar de não haver conflito com a expansão urbana, é nesta Bacia onde a oferta de água é mais crítica pela utilização intensa da irrigação com pivô central, que demanda grande quantidade de água (PAVIANI & BRANDÃO, 2015). Lima & Ferraz (2018) apontam que em 2015 existiam 233 pivôs centrais na

bacia do Rio Preto, irrigando uma área de mais de 13.000 hectares. Em 2016, cerca de 37% dos pivôs-centrais ficaram parados ou tiveram sua área plantada reduzida em decorrência da diminuição de chuva e, por consequência, da vazão disponível nos rios da região neste período (LIMA et al., 2017b; LIMA & FERRAZ, 2018). O PDOT considera essa área como “Zona Rural Consolidada”, mas recomenda a implantação de sistemas agrícolas que promovam uso sustentável dos recursos hídricos.

Cerca de 60% da bacia do São Bartolomeu apresentou PPSEh médio. Essa bacia apresenta grande sensibilidade ambiental devido a presença do manancial do Ribeirão Pipiripau que abastece as RA Planaltina e Sobradinho, da Estação Ecológica de Águas Emendadas, e também por abrigar algumas das RA de menor poder aquisitivo, com mistura de áreas urbanas e agrícolas, como Planaltina, Paranoá e São Sebastião (CAESB, 2001; ANA, 2010). O PDOT recomenda que essa bacia deve ser resguardada para preservar seu potencial para abastecimento de água humano no futuro (DISTRITO FEDERAL, 2009; GDF, 2009). O PGIRH-DF (ADASA, 2012) prevê para essa bacia os maiores conflitos entre as demandas urbanas e rurais, como já acontece no rio Pipiripau. Em cenários futuros, o PGIRH prevê que esses conflitos se estendam também às RA Santa Maria e São Sebastião.

Dois importantes estudos sobre SE no Cerrado foram realizados em subbacias do São Bartolomeu: Lima et al. (2017a) mapearam SE para a subbacia do Córrego Sarandi; e Koschke et al. (2014) mapearam SE hidrológicos na bacia do Ribeirão Pipiripau. Nesse último estudo, os autores ressaltam a necessidade de preservação das áreas de maior declividade para evitar erosão, mas identificaram que a bacia do Pipiripau apresenta bom potencial para os SE purificação da água e retenção de sedimento. O monitoramento do manancial do Pipiripau explorado pela CAESB aponta que a qualidade da água na bacia é boa no que se refere à poluição por esgotos. Entretanto, o grau de erosão e sedimentação observado é alto, o ribeirão Pipiripau, por exemplo, possui um dos piores índices de qualidade de água dentre todos os mananciais explorados (ANA, 2010; CAESB, 2014a).

A bacia do Lago Paranoá apresentou 48% de área com médio PPSEh e 38% de alto PPSEh. Os bons índices de PPSEh devem-se à presença do Parque Nacional e da FLONA, áreas preservadas essenciais à manutenção dos SE hídricos. Essa bacia possui grande importância para o abastecimento de água, pois abriga o reservatório de Santa Maria, responsável pela produção de 28% de água para abastecimento humano no DF (CAESB, 2014b). Em 2017 também entraram em funcionamento os subsistemas de abastecimento do Bananal e do Lago Paranoá (BRASIL, 2017). Os cenários futuros projetados para essa bacia no PGIRH não indicam criticidade, mas apontam para redução da disponibilidade hídrica (ADASA, 2012).

Ao longo do tempo, a bacia do Paranoá vem sofrendo intensas pressões antrópicas, devido, principalmente à sua localização central no DF, primeiro eixo de expansão urbana (MENEZES et al., 2012). Estudos da Câmara Legislativa apontaram, em 1999, que a qualidade dos mananciais da bacia do Lago Paranoá estava comprometida pelo mau uso do solo, parcelamentos irregulares, ocupação das APP e degradação das bacias tributárias (ASSEL & CLDF, 1999; MENEZES et al., 2012). Menezes et al., (2012) ressaltaram que o processo de crescimento urbano empreendido na bacia do Paranoá desde a criação de Brasília acarretou no aumento do escoamento superficial e dos processos de assoreamento, principalmente na subbacia do Riacho Fundo.

A porção da Bacia do Corumbá compreendida no DF apresentou 57% de médio e 27% de área com baixo PPSEh. Apesar da elevada porcentagem de área com baixo potencial, o PGIRH – DF aponta que não existe conflito usos residencial e agrícola nessa bacia (ADASA, 2012). O reservatório do Corumbá tem previsão de conclusão em 2019, sendo apontado pelo Governo do DF como a solução definitiva para os problemas de abastecimento de água no DF (AGÊNCIA BRASÍLIA, 2019).

A Bacia do Maranhão apresentou 54% de área com médio PPSEh e 28% de alto PPSEh. Essa bacia apresenta grande sensibilidade ambiental devido suas características geomorfológicas de relevo movimentado e solos intemperizáveis, tendo sido identificada a predominância do baixo PPSE controle de erosão na maior parte de sua área. O ZEE – DF e o PDOT (DISTRITO FEDERAL, 2009; DISTRITO FEDERAL, 2019) recomendam atenção ao risco de erosão e manutenção de atividades econômicas que respeitem a fragilidade de local. Apesar do baixo PPSE manutenção dos fluxos da água, a preservação dessas áreas é fundamental para a manutenção dos recursos hídricos, principalmente para a qualidade da água superficial, dado ao elevado risco de erosão e transporte de sedimentos, pois dependendo das circunstâncias o uso antrópico pode aumentar a erosão em até cem vezes (MENEZES, 2010; CARVALHO et al., 2000; SHEN & JULIEN, 1993). O PGIRH – DF (ADASA, 2012) não apontou existência de conflitos no uso da água nessa bacia.

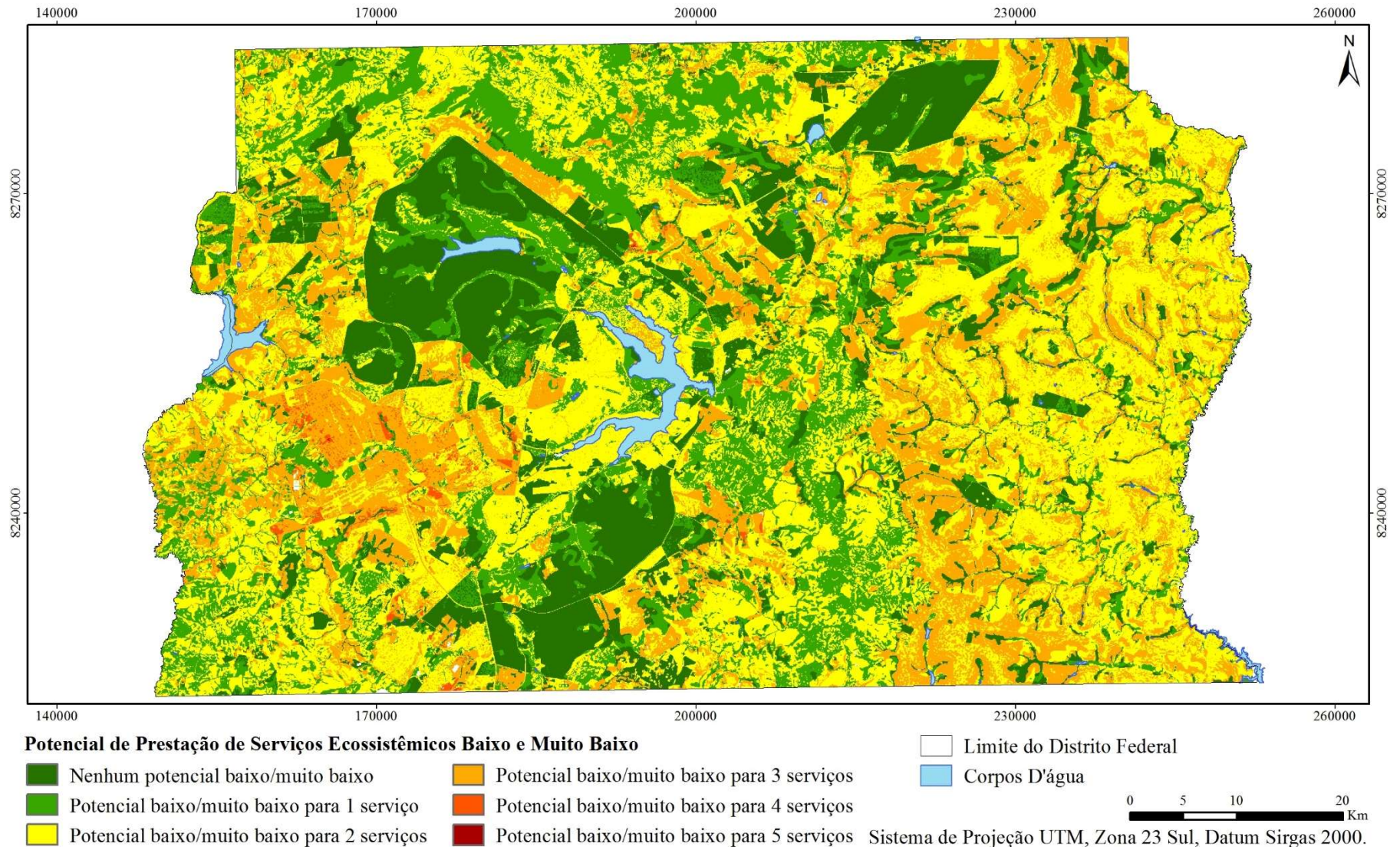
Vale ressaltar que, como a presente análise teve o DF como área de estudo, as bacias não estão englobadas em sua totalidade, exceto a bacia do Lago Paranoá. As bacias do Rio Paranã e Rio São Marcos, por exemplo, possuem apenas uma pequena porção de sua extensão localizadas no DF. Entretanto, julgou-se necessário realizar a análise por bacias hidrográficas, por se tratar de serviços ecossistêmicos hídricos, e também devido a importância das bacias como unidades territoriais para gestão dos recursos hídricos (BRASIL, 1997).

### 3.3.3 PPSE BAIXO/MUITO BAIXO ACUMULADOS

Os mapas de PPSE tiveram as classes muito baixo e baixo isoladas e somadas, gerando um novo mapa, que mostra áreas que possuem interseção de valores baixos ou muito baixos para cada PPSE (Figura 3.30). É possível observar que as áreas que não apresentaram potencial baixo ou muito baixo acumulado são áreas de vegetação preservada, solos permeáveis e declividade baixa. Enquanto as áreas urbanas de alta densidade e áreas agrícolas próximas aos cursos d'água apresentaram potencial baixo/muito baixo para três serviços.

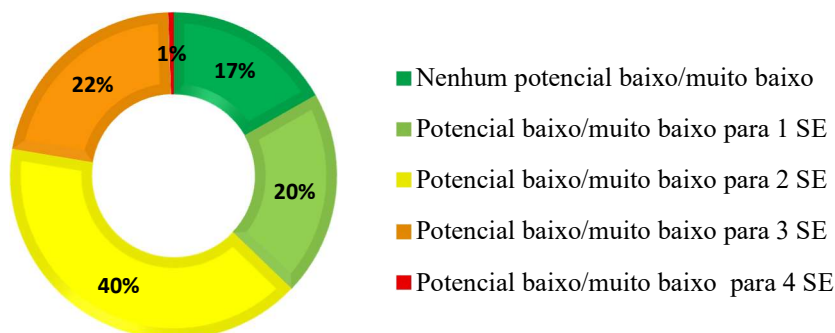
A Figura 3.31 apresenta o percentual de áreas do DF que possuem potencial baixo ou muito baixo acumulado para nenhum, um, dois, três e quatro SE. Cerca de 20% do DF apresentou potencial baixo ou muito baixo para um SE, 40% para dois SE, 22% para três SE, 1% para quatro SE. Aproximadamente 17% do DF não apresentou nenhum potencial baixo ou muito baixo. Não houve potencial baixo ou muito baixo acumulado para os cinco SE avaliados.

Figura 3.30 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh baixo ou muito baixo acumulado para o Distrito Federal.



Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 3.31 Porcentagem de áreas com potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh baixo ou muito baixo acumulado para o Distrito Federal.



Fonte: elaborado pelo autor

A soma dos potenciais baixo/muito baixo permitiram a explicitação dos níveis mais críticos de PPSE, sinalizando áreas onde pode estar ocorrendo perda ou degradação dos serviços, sem estabelecer pesos de importância entre eles (GDF, 2017c). Essa abordagem foi empregada na Matriz Ecológica do ZEE-DF, onde os riscos ecológicos do território foram sobrepostos para constituir as Unidades Territoriais Básicas – UTB (GDF, 2017b).

Cerca de 17 % da área do DF não apresenta nenhum PPSE baixo/muito baixo. São áreas recobertas por vegetação conservada, baixa declividade e alta permeabilidade dos solos, destacando-se as áreas protegidas do Parque Nacional de Brasília, a Estação Ecológica de Águas Emendadas, e a área contígua formada pela Estação Ecológica Jardim Botânico, Reserva Ecológica do IBGE e Área Alfa da Marinha. Essas áreas são os principais e últimos maciços de Cerrado preservado no DF, exercendo função estratégica para manutenção dos serviços ecossistêmicos hídricos (GDF, 2017b). O ZEE-DF reforça a importância dessa estrutura ecológica para a manutenção da provisão de água, e enfatiza a necessidade do estabelecimento de mecanismos que impeçam a curto, médio e longo prazos intervenções que fragmentem esses maciços (GDF, 2017b).

Aproximadamente 20% do DF apresenta potencial baixo/muito baixo para um SE. Em sua maioria, essas áreas são constituídas por vegetação preservada sobre solos rasos com tendências à erosão e declividades elevadas, como o vale do rio São Bartolomeu e a área da bacia do Rio Maranhão. Para essas localidades, o ZEE-DF (DISTRITO FEDERAL, 2019) e o PDOT (DISTRITO FEDERAL, 2009) recomendam cautela quanto ao uso e ocupação, com intuito de prevenir processos erosivos.

Cerca de 40% do DF possui potencial baixo ou muito baixo para prestação de dois SE. É o caso de áreas agrícolas localizadas em solos permeáveis e relevo plano, que favorecem a

prestação de alguns SE, como mitigação de alagamento e controle de erosão, mas não favorecem a manutenção da qualidade da água subterrânea, por exemplo. Algumas áreas urbanas, com densidade populacional baixa ou média e manutenção de certo nível de permeabilidade de solo, como o Plano Piloto, também se enquadram nessa classe.

Cerca de 22% do DF apresentou potencial baixo ou muito baixo acumulado para três SE, e 1% para quatro SE. São, em suas maiorias, áreas urbanas de alta densidade que acumularam PPSE baixo/muito baixo para manutenção dos fluxos de água, mitigação de alagamento e manutenção da qualidade das águas subterrâneas e superficiais.

Ao longo dessa análise, pôde ser observado que, no contexto geral do DF, as áreas urbanas representaram os piores valores de PPSE e PPSEh. De fato, a ocupação urbana, principalmente a ocupação desordenada, trouxeram para o DF uma série de impactos que contribuem para a diminuição da prestação dos SE, como a retirada da cobertura vegetal, impermeabilização das superfícies, aumento da demanda por água, lançamento de efluentes domésticos nos corpos hídricos, contaminação dos mananciais pela drenagem urbana, entre outros (GDF, 2008; BRANDÃO & PAVIANI, 2018; GDF, 2017a). Castro et al. (2019) mapearam os tipos de estruturas urbanas do DF e Castro (2017) quantificou a prestação de SE hídricos para essas estruturas, concluindo que as áreas urbanas com maior provisão de SE são áreas que possuem alguma cobertura vegetal, como áreas residenciais com área verde. As estruturas urbanas com pior índice de prestação de serviços são aquelas com altas taxas de impermeabilização do solo, e justamente esse tipo de estrutura é a que possui maior ocorrência no DF, abrigando quase metade da população (CASTRO, 2017).

Também há áreas agrícolas que apresentaram potencial baixo/muito baixo para três SE. Os valores baixos acumulados nessas áreas referem-se aos PPSE controle de erosão, manutenção dos fluxos de água e manutenção da qualidade da água subterrânea. Em geral, se comparadas às áreas urbanas, as áreas agrícolas apresentam situação menos crítica em relação a prestação dos SE avaliados nesse trabalho.

### 3.4 CONCLUSÕES

As metodologias empregadas permitiram a espacialização dos PPSE, bem como o PPSEh, possibilitando a identificação de áreas críticas e áreas de maior potencial à manutenção dos recursos hídricos. Os indicadores selecionados atenderam às expectativas em relação aos

critérios centrais dessa tese, possibilitando o mapeamento dos PPSE e PPSEh por meio de metodologias simples e dados de livre acesso e passáveis de fácil atualização.

O DF apresentou predominância de muito baixo e baixo PPSE para manutenção dos fluxos de água (45% e 35%, respectivamente). Apenas 17% do DF possui alto potencial para manutenção dos fluxos de água, o que ressalta a crescente preocupação com a manutenção das recargas de aquífero, fundamental para manutenção das vazões no DF. O PPSE manutenção da qualidade da água subterrânea também apresentou valores preocupantes, 4% e 38% do DF apresentam potencial muito baixo e baixo para esse serviço, o que ressalta a vulnerabilidade natural à contaminação do subsolo e reforça a necessidade de controle de possíveis fontes contaminantes.

Na análise por bacias hidrográficas, a Bacia do Descoberto apresentou 33% de área com baixo PPSEh. Esse resultado corrobora a situação delicada dessa bacia, devido à sua importância para o abastecimento público, à existência de conflitos no uso da água urbano e rural, e à localização das RA mais populosas no DF nessa região. A bacia do Corumbá apresentou 27% de área com baixo PPSEh, e, apesar do PGIRH – DF não apontar a existência de conflitos no uso da água nessa região, deve-se observar de perto a situação dessa bacia, devido a futura utilização do reservatório do Corumbá para abastecimento público e; por ser apontada pelo ZEE-DF como um eixo de expansão e adensamento urbano.

Os PPSE e o PPSEh identificaram as áreas urbanas como os piores potenciais para a prestação dos SE, provocando muitas vezes “desserviços” no conceito de Schaubroeck (2017), uma vez que uma parcela significativa destas áreas se encontra sobre condições pedo-geomorfológicas favoráveis para infiltração e manutenção dos fluxos de água.

O potencial de prestação de serviços ecossistêmicos pode variar de acordo com as características morfológicas das áreas urbanas, conforme demonstrado por Castro et al. (2019) a partir do mapeamento das estruturas urbanas por meio do conceito *Urban Structure Types - UST* (BANZHAF & HÖFER, 2008). Assim, o conhecimento a acerca das UST, atrelado a técnicas denominadas *Low Impact Development – LID* (US-EPA, 2012) que promovem a detenção, infiltração e tratamento das drenagens pluviais aproveitando a trama urbana, propriedades e características do solo e vegetação, podem tornar as áreas urbanas sustentáveis e resilientes, contribuindo para a prestação de SE.

As áreas agrícolas, em geral, apresentaram médio PPSEh, uma vez que permitem a manutenção da prestação de alguns SE, como controle de erosão e manutenção dos fluxos de água. Entretanto, cabe-se destacar que as áreas agrícolas na bacia do Rio Preto e do Descoberto



encontram-se em área de baixo potencial para manutenção da qualidade da água subterrânea, o que, considerando o emprego de agrotóxicos e fertilizantes pode acarretar na contaminação do aquífero. Além disso, a atividade agrícola tem promovido outros impactos sobre os recursos hídricos no DF, como os conflitos no uso da água para irrigação. Ressalta-se a importância do emprego de técnicas adequadas de manejo, para que as áreas agrícolas possam contribuir para a manutenção dos SE, e também a adoção de sistemas agroecológicos voltados ao consumo sustentável da água.

Os maiores PPSE e PPSEh são fornecidos por áreas naturais, que exercem papel fundamental na manutenção dos recursos hídricos. Destaca-se a importância dos maciços de Cerrado preservado formados pelo Parque Nacional e FLONA, Estação Ecológica de Águas Emendadas, Estação Ecológica da Universidade de Brasília, Estação Ecológica Jardim Botânico, Área Alfa da Marinha e Reserva do IBGE. Essas áreas são, praticamente, as últimas grandes áreas de recarga de aquíferos, sendo sua preservação fundamental para manutenção das vazões.

A abordagem considerando áreas urbanas, rurais e naturais na mesma análise, contribui para o esforço empreendido na construção do ZEE-DF, em realizar o zoneamento por outra ótica, que não fosse a segregação da paisagem pela qualificação do uso/ocupação das áreas, mas considerando o todo, sob o objetivo da manutenção dos serviços ecossistêmicos voltados para os recursos hídricos. Essa abordagem consiste na consciência da necessidade de incluir a agenda ambiental nos processos de gestão e planejamento das cidades, uma vez que não se pode dissociar as esferas urbano – natural – rural, visto que uma incidirá sobre a outra, influenciando na degradação dos ecossistemas ou contribuindo para a construção de uma paisagem sustentável.

## REFERÊNCIAS

- ABEL, P. D. *Water Pollution Biology*. Taylor & Francis, London, ed. 2, p. 917-920, 1996.
- ABELSON, P. H.; ROWE, J. W. A new agricultural frontier. *Science*, v. 235, p. 1450, 1987.
- ADASA. AGÊNCIA REDULADORA DE ÁGUAS, ENERGIA E SANEAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. PGIRH – Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal Caderno Distrital de Recursos Hídricos. Brasília, 101 p., 2005.
- ADASA. AGÊNCIA REDULADORA DE ÁGUAS, ENERGIA E SANEAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Gestão de recursos hídricos subterrâneos no Distrito Federal: diretrizes, legislação, critérios técnicos, sistema de informação geográfica e operacionalização. Brasília, 2007.
- ADASA. AGÊNCIA REDULADORA DE ÁGUAS, ENERGIA E SANEAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. PGIRH/DF. Plano de gerenciamento integrado de recursos hídricos do Distrito Federal. Relatório técnico Parcial 3. Brasília, 2012.
- ADASA. AGÊNCIA REDULADORA DE ÁGUAS, ENERGIA E SANEAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Mapas temáticos da cobertura e atendimento do sistema de esgotamento sanitário, Brasília, 2013. Disponível

- em: <<http://www.adasa.df.gov.br/17-pagina/1194-sistema-de-esgotamento-sanitario-2>>. Acesso: março de 2019.
- AGÊNCIA BRASÍLIA. DF tem 36 áreas de risco. 2017. Disponível em <<https://www.agenciabrasilia.df.gov.br/2017/11/13/df-tem-36-areas-de-risco-em-18-regioes-administrativas/>> Acesso: julho de 2019.
- AGÊNCIA BRASÍLIA. Vamos voltar a atender 100% do DF com água tratada e coleta de esgoto. 2019. Disponível em: <<https://agenciabrasilia.df.gov.br/2019/02/16/vamos-voltar-a-atender-100-do-df-com-agua-tratada-e-coleta-de-esgoto/>>. Acesso: julho de 2019.
- ANA. Relatório de diagnóstico socioambiental da bacia do Ribeirão Piripau. Brasília, 2010.
- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. Texto para Discussão. IE/UNICAMP, Brasília, n. 155, 2009.
- ASSEL - ASSESSORIA LEGISLATIVA; CLDF – CÂMARA LEGISLATIVA DO DISTRITO FEDERAL. A força do entorno. Brasília, 1999.
- BANZHAF, E.; HÖFER, R. Monitoring urban structure types as spatial indicators with CIR aerial photographs for a more effective urban environmental management. IEEE Journal of selected topics in applied earth observation and remote sensing, v. 1, p. 129-138, 2008.
- BAPTISTA, G. M. M. Diagnóstico ambiental da perda laminar de solos, no Distrito Federal, por meio do geoprocessamento. Dissertação de mestrado, Faculdade de tecnologia, Universidade de Brasília, 1997.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do Solo. Ícone Editora, São Paulo, 392 p. 1993.
- BESKOW, S.; MELLO, C. R.; NORTON, L. D.; CURI, N.; VIOLA, M. R.; AVANZI, J. C. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. Catena, n.79, p. 49-59, 2009.
- BLOODWORTH, J. W.; HOLMAN, I. P.; BURGESS, P. J.; GILLMAN, S.; FROGBROOK, Z.; BROWN, P. Developing a multi-pollutant conceptual framework for the selection and targeting of interventions in water industry catchment management schemes. Journal of Environmental Management, v. 161, p. 153-162, 2015.
- BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G., LOBO, F. C. Relações entre a qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise da bacia hidrográfica. Revista Árvore, v. 32, n. 2, p. 311-322.
- BOYKO, C. T.; GATERELL, M. R.; BARBER, A. R. G.; BROWN, J.; BRYSON, R. J.; BUTLER, D.; CAPUTO, S.; CASERIO, M.; COLES, R.; COOPER, R.; DAVIES, G.; FARMANI, R.; HALE, J.; HALE, A. C.; HEWITT, C. N.; HUNT, D. V. L.; JANKOVIC, L.; JEFFERSON, I.; LEACH, J. M.; LOMBARDI, D. R.; MACKENZIE, A. R.; MEMON, F. A.; PUGH, T. A. M.; SADLER, J. P.; WEINGAERTNER, C.; WHYATT, J. D.; ROGERS, C. D. F. Benchmarking sustainability in cities: the role of indicators and future scenarios. Global Environmental Change. v. 22, p. 245-254, 2012.
- BRANDÃO, A; PAVIANI, A. A Crise e o Consumo de Água em Brasília. Texto para Discursão, Brasília, n. 39, p. 1-29, 2018.
- BRASIL. Constituição (1998). Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, Brasil, 9 de jan. 1997, Seção 1, p. 470, 1997.
- BRAUMAN, K. A.; DAILY, G.C.; DUARTE, T. K.; MOONEY, H. A. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. Annual Review of Environment and Resource, v.32: p. 67-98, 2007.
- BRYAN, B. A.; NOLANA, M.; MCKELLARB, L.; CONNORA, J. D.; NEWTHC, D.; HARWOODD, T.; KINGA, D.; NAVARROB, J.; CAIC, Y.; GAOA, L.; GRUNDYD, M.; GRAHAMF, P.; ERNSTG, A.; DUNSTALLG, S.; STOCKG, F.; BRINSMEADF, T.; HARMANC, I.; GRIGGD, N. J.; BATTAGLIAH, M.; KEATINGI, B.; WONHASJ, A.; HATFIELD, S. Land-use and sustainability under intersecting global change and domestic policy scenarios: Trajectories for Australia to 2050. Global Environment Change, v. 58, p. 130-152, 2016.
- BURKHARD, B.; MÜLLER, F. Drivers-pressure-state-impact-response. In: Jørgensen, S.E., Fath, B.D. (Eds.), Ecological Indicators. Vol. 2 of Encyclopedia of Ecology, 5 vols. Elsevier, Oxford, p. 967–970, 2008.
- BURKHARD, B; MAES, J (Eds.). Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 p., 2017.
- CAESB. Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. Plano de proteção ambiental da bacia hidrográfica do Ribeirão Piripau. Diagnostico Ambiental, Brasília, v. 1, 2001.
- CAESB. COMPANHIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO DISTRITO FEDERAL. Relatório da qualidade da água distribuída pela CAESB em 2014. Brasília, 2014a.
- CAESB. COMPANHIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO DISTRITO FEDERAL. SIAGUA: Sinopse do sistema de abastecimento de água do Distrito Federal. 2014. Brasília, 2014b.
- CARDOSO M. R. D.; MARCUZZO, F. F. N.; BARROS, J. R. Classificação climática de köppen-geiger para o estado de goiás e o Distrito Federal. Acta Geográfica, v. 8, n. 16, p. 40-55, 2014.
- CARVALHO, N. O.; FILIZOLA, N. P.; SANTOS, P. M. C.; LIMA J. E. F. W. Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios. ANEEL, Brasília, 132 p., 2000.

- CASTANHEIRA, D. Enquadramento dos corpos hídricos subterrâneos do Distrito Federal: parâmetros hidrogeoquímicos e ambientais. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília-DF, 2016.
- CASTRO, K. B. Segurança hídrica urbana: morfologia urbana e indicadores de serviços ecossistêmicos – estudo de caso do Distrito Federal, Brasil. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 2017.
- CASTRO, K. B. Consumo de água do Distrito Federal por região administrativa. Texto para Discussão, Brasília, n. 50, p. 1-36, 2018.
- CASTRO, K. B.; ROIG, H.; ROLIM, M.; ROSSI, M.; PAULA, A.; REQUIA, W. J.; BRANDÃO, A. B.; HÖFER, R. New perspectives in land use mapping based on urban morphology: A case study of the Federal District, Brazil. *Land Use Policy*, v. 87, 2019.
- CODEPLAN. COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Pesquisa distrital por amostra de domicílio – PDAD. 2013. Disponível em: <<http://www.codeplan.df.gov.br/pdad-2013/>>. Acesso: fevereiro de 2019.
- CODEPLAN. COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Pesquisa distrital por amostra de domicílio – PDAD. 2018. Disponível em: <<http://www.codeplan.df.gov.br/pdad-2018/>>. Acesso: fevereiro de 2019.
- CODEPLAN. COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Região metropolitana do Distrito Federal: Subsídios para sua criação. Nota Técnica n. 1, Brasília, 2019.
- CONRAD, O.; BECHTEL, B.; BOCK, M.; DIETRICH, H.; FISCHER, E.; GERLITZ, L.; WEHBERG, J.; WICHMANN, V.; BÖHNER, J. System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4, *Geoscientific Model Development*, 8, p. 1991-2007, 2015.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; ANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEIL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; BELT, M. The Value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p. 253-260, 1997.
- CUMMING, J.; BUERKERT, A.; HOFFMANN, E. M.; SCHLECHT, E.; CRAMON-TAUBADEL, S.; TSCHARNTKE, T. Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services. *Nature*, v.555, p. 50-57, 2014
- DAILY, G.C. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington DC, 392 p., 1997.
- DALLIMER, M.; DAVIES, Z. G.; DIAZ-PORRAS, D. F.; IRVINE, K. N.; MALTBY, L.; WARREN, P. H.; ARMSWORTH, P. R.; GASTON, K. J. Historical influences on the current provision of multiple ecosystem services. *Global Environmental Change*, v. 31, p. 307 – 307, 2015.
- DE GROOT, R.S.; WILSON, M. A.; ROELOF, M. J. A topology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, v. 41, p. 393-408, 2002.
- DE GROOT, R. S.; FISHER, B.; CHRISTIE, M.; ARONSON, J.; BRAAT, L.; HAINES-YOUNG, R.; GOWDY, J.; MALTBY, E.; NEUVILLE, A.; POLASKY, S.; PORTELA, R.; RING, I. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. Chapter 1. In: PUSHPAM, K. (Eds.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London, p. 4-9, 2010.
- DE VITO, M. avaliação do risco de contaminação de mananciais hídricos para o abastecimento: o caso da bacia da barragem do descoberto. Dissertação de mestrado, Faculdade de tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.
- DEFESA CIVIL. Áreas de risco no Distrito Federal. 2015. Disponível em: <[https://www.google.com/maps/d/viewer?mid=12dcX0V\\_r4dg-ZD9hwQ-hOvlyhMWzphlg&ll=-15.802319074066743%2C-47.879464057226585&z=11](https://www.google.com/maps/d/viewer?mid=12dcX0V_r4dg-ZD9hwQ-hOvlyhMWzphlg&ll=-15.802319074066743%2C-47.879464057226585&z=11)>. Acesso: maio de 2019.
- DEMESTIHAS, C., PLÉNET, D., GÉNARD, M., RAYNAL, C., LESCOURRET, F., 2017. Ecosystem services in orchards: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, v. 37, n. 12, p. 1-21, 2017.
- DEPONTI, C.; ECKERT, C.; AZAMBUJA, J. L. B. Estratégia para construção de indicadores para avaliação da sustentabilidade e monitoramento de sistemas. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*, v. 4, n. 3, p. 44-52, 2002.
- DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS Procedure for Automatically Calculating the USLE LS Factor on Topographically Complex Landscape Units. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 51, p. 427-433, 1996.
- DIAS, B. F. S. Cerrados: uma caracterização. In: DIAS, B. F. S. (Org.). *Alternativas de desenvolvimento dos Cerrados: manejo e conservação dos recursos naturais renováveis*. Fundação Pró-Natureza, Brasília, p. 11-25, 1992.
- DISTRITO FEDERAL (Estado). Lei Complementar nº 803 de 25 de abril de 2009. Aprova a revisão do Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal – PDOT e dá outras providências. *Diário Oficial do Distrito Federal*, Distrito Federal, 27 abr. 2009. Nº 80, Suplemento A, Seção 1, p. 1, 2009.

- DISTRITO FEDERAL (Estado). Lei nº 6.269, de 29 de janeiro de 2019. Institui o Zoneamento Ecológico-Econômico do Distrito Federal - ZEE-DF em cumprimento ao art. 279 e ao art. 26 do Ato das Disposições Transitórias da Lei Orgânica do Distrito Federal e dá outras providências. Diário Oficial do Distrito Federal, Distrito Federal, 30 jan. 2019. Nº 21, Suplemento B, Seção 1, p.1, 2019.
- DOBBS, C.; KENDAL, D.; NITSCHKE, C. R. Multiple ecosystem services and disservices of the urban forest establishing their connections with landscape structure and sociodemographics. *Ecological Indicators*. v. 43, p. 44-55, 2014.
- EFTEC. ECONOMIC FOR THE ENVIRONMENT CONSULTANCY. Economic, social and ecological value of ecosystem services: a literature review. Final report prepared for The Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), 2005. Disponível em: <<http://www.fsd.nl/downloadattachment/71609/60019/theeconomic-social-and-ecological-value-of-ecosystem-services.pdf>>. Acesso: julho de 2019.
- EGOH, B.; O'FARRELL, P.; CHAREF, A.; GURN, L.J.; KOELLNER, T.; ABI, J. N.; EGOH, M.; WILLEMEN, L. An African account of ecosystem service provision: use, threats and policy options for sustainable livelihoods. *Ecosystem Services*, v. 2, p. 71-81, 2012.
- EIGENBROD, F.; BELL, V. A.; DAVIES, H. N.; HEINEMEYER, A.; ARMSWORTH, P. R.; GASTON, K. J. The impact of projected increases in urbanization on ecosystem services. *Proceedings of the Royal Society B*. v. 278, p. 3201-3208, 2011.
- EITEN G. The cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review*, v. 38, n. 2, p. 201-341, 1972.
- EMATER. EMPRESA DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL DO DISTRITO FEDERAL. Informações Agropecuárias do Distrito Federal - 2016. Brasília, 2017.
- EMBRAPA, EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Levantamento de reconhecimento dos solos do Distrito Federal. Boletim Técnico 53. Rio de Janeiro, 1978.
- EMBRAPA, EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Embrapa, Brasília, 286 p., 2006.
- ESCOBEDO, F. J.; KROEGER, T. WAGNER, J. E. Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution*. v. 159, ed. 8-9, p. 278-287, 2011.
- FARINASSO, M.; CARVALHO JR., O. A.; GUIMARÃES, R. F.; GOMES, R. A. T.; RAMOS, V. M. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS – equação universal de perdas de solos utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba – PI – MA. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, n. 2, p. 73-85, 2006.
- FERREIRA, J. M. L.; VIANNA, J. H. M.; COSTA, A. M.; SOUSA, D. A.; FONTES, A. A. Indicadores de sustentabilidade em agrossistemas. *Informe Agropecuário*, v. 33, n. 271, p. 12-15, 2012.
- FREEMAN, G. T. Calculating catchment area with divergent flow based on a regular grid. *Computers and Geosciences*, v. 17, p. 413-22, 1991.
- FREITAS-SILVA, F. H.; CAMPOS, J. E. G. Geologia do Distrito Federal. In: CAMPOS, J. E. G.; FREITAS-SILVA, F. H. (coord.). Inventário hidrogeológico e dos recursos hídricos superficiais do Distrito Federal. Brasília, SEMATEC-IEMA-MMA-SRH, 1998.
- FÜRST, C.; VOLK, M.; PIETZSCH, K.; MAKESCHIN, F. Pimp your landscape: a tool for qualitative evaluation of the effects of regional planning measures on ecosystem services. *Environmental Management*, v. 46, n. 6, p. 953-968, 2010.
- GDF. GOVERNO DE BRASÍLIA. SECRETARIA DE ESTADO DE OBRAS. Plano diretor de drenagem urbana do Distrito Federal. Brasília, 2008. Disponível em: <<http://www.adasa.df.gov.br/drenagem-urbana/plano-diretor-de-drenagem-urbana-pddu-df>>. Acesso: maio de 2019.
- GDF. GOVERNO DE BRASÍLIA. SECRETARIA DE ESTADO DE DESENVOLVIMENTO URBANO E MEIO AMBIENTE. Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal – documento técnico. Brasília, 2009. Disponível em: <[http://www.seduh.df.gov.br/wp-content/uploads/2017/09/documento\\_tecnico\\_-pdot.pdf](http://www.seduh.df.gov.br/wp-content/uploads/2017/09/documento_tecnico_-pdot.pdf)>. Acesso: junho de 2019.
- GDF. GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL. Zoneamento Ecológico Econômico do Distrito Federal: Caderno Técnico Pré-Zoneamento. Brasília, 2017a. Disponível em: <<http://www.zee.df.gov.br/pre-zoneamento/>>. Acesso: junho de 2018.
- GDF. GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL. Zoneamento Ecológico Econômico do Distrito Federal: Caderno Técnico Matriz Ecológica. Brasília, 2017b. Disponível em: <<http://www.zee.df.gov.br/matriz-ecologica/>>. Acesso: junho 2018.
- GDF. GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL. Zoneamento Ecológico Econômico do Distrito Federal: Caderno Técnico Zoneamento Final. Brasília, 2017c. Disponível em: <http://www.zee.df.gov.br/zoneamento-final/>>. Acesso: junho 2018.
- GDF. GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL. Plano integrado de enfrentamento à crise hídrica. Brasília, 2018. Disponível em: <<http://www.sema.df.gov.br/plano-integrado-de-enfrentamento-a-crise-hidrica-2/>>. Acesso: maio de 2019.

- GOEDERT, W. J. Região dos cerrados: potencial agrícola e política para seu desenvolvimento. PAB - Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 24, n. 1, 1989.
- GONÇALVES, T. D.; ROIG, H. L.; CAMPOS, J. E. G. Sistema de informação geográfica como ferramenta de apoio à outorga dos recursos hídricos subterrâneos no Distrito Federal. Revista Brasileira de Geociências. v. 39, n. 1, p. 169-180, 2009.
- GRASS Development Team. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.4. Open Source Geospatial Foundation. 2018. Disponível em: <<https://grass.osgeo.org> 2018>. Acesso: maio de 2018.
- GRÊT-REGAMEYA, A.; ALTWEGGB, J.; SIRÉNA, E. A.; VAN STRIENA, M.J.; WEIBELA, B. Integrating ecosystem services into spatial planning – a spatial decision support tool. Landscape and Urban Planning. v. 165, p. 206-219, 2016.
- HAINES-YOUNG, R. H.; POTSCHIN, M. P. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: RAFFAELLI D. G., FRID C. L. J. (Eds.), Ecosystem Ecology: A New Synthesis. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 2010.
- HASSAN R, SCHOLES R, ASH N (Eds.) Ecosystems and human well-being: Current state and trends: findings of the Condition and Trends Working Group. The Millennium Ecosystem Assessment Series, vol. 1, Island Press, 948 p., 2005.
- HOEKSTRA, A. Y.; WIEDMANN, T. O. Humanity's unsustainable environmental footprint. Science, n. 344, p. 1114-1117, 2014.
- HUANG. J.; TICHIT, M.; POULOT. M.; DARLY, S.; LI, S.; PETIT, C. AUBRY, C. Comparative review of multifunctionality and ecosystem services in sustainable agriculture. Journal of Environmental Management. v. 149, p. 138-147, 2015.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo demográfico 2010 – características da população e domicílios. 2010. Disponível em: <<https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/>>. Acesso: janeiro de 2018.
- IBRAM. INSTITUTO BRASÍLIA AMBIENTAL. Mapa ambiental do Distrito Federal. Brasília, 2014a. Disponível em: <<http://www.ibram.df.gov.br/mapa-ambiental/>>. Acesso: janeiro de 2019.
- IBRAM. INSTITUTO BRASÍLIA AMBIENTAL. Mapa de uso e cobertura do solo do Distrito Federal. 2014b. Disponível em: <<http://geoservico.ibram.df.gov.br/geoserver/web/>>. Acesso: novembro de 2018.
- KANDIZIORA, M.; BURKHARD, B.; MÜLLER, F. Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. Ecosystem Services, v. 4, p. 47-59, 2013.
- KENNEDY, C. M.; HAWTHORNE, P. L.; MITEVA, D. A.; BAUMGARTEN, L.; SOCHI, K.; MATSUMOTO, M.; EVANS, J. S.; POLASKY, S.; HAMEL, P.; VIEIRA, E. M.; DEVELEY, P. F.; SEKERCIOGLU, C. H.; DAVIDSON, A. D.; UHLHORN, E. M.; KIESECKER, J. Optimizing land use decision-making to sustain Brazilian agricultural profits, biodiversity and ecosystem services. Biological Conservation, v 204, p. 221-230, 2016.
- KOSCHKE, L.; LORZ, C.; FÜRST, C.; LEHMANN, T.; MAKESCHIN, F. Assessing hydrological and provisioning ecosystem services in a case study in Western Central Brazil. Ecological Processes. v. 3, n. 2, 2014.
- LAMARQUE, P.; QUÉTIER, F.; LAVOREL, S. The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. Comptes Rendus Biologies. N. 334, p. 441-449, 2011.
- LESCOURRET, F.; MAGDA, D.; RICHARD, G.; FRANÇOISE, A.; BLONDOM, A.; BARDY, M.; BAUDRY, J.; DOUSSAN, I.; DUMONT, B.; LEFEVRE, F.; LITRICO, R.; MARTIN-CLOUAIRE, R.; MONTUELLE, B.; PELLERIN, S.; PLANTEGENEST, M.; TANCOIGNE, E.; THOMAS, A.; GUYOMARD, H.; SOUSSANA, J. A social-ecological approach to managing multiple agro-ecosystem services. Environmental Sustainability, n. 14, p. 68-75, 2015.
- LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M. Estimativa da produção hídrica do Cerrado brasileiro. In: SCARIOT, A.; SOUZA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Org), Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 439 p., 2005.
- LIMA, J. E. F. W.; AQUINO, F. G.; CHAVES, T. A. Development of a spatially explicit approach for mapping ecosystem services in the Brazilian Savanna – MapES, Ecological Indicators, n. 82, p. 513-525, 2017.
- LIMA, F. M. Serviços Ecosistêmicos e a agricultura irrigada na bacia do Ribeirão Rodeador, Distrito Federal. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 2018.
- LIMA, J. E. F., W.; FERRAZ, L. Evolução da área irrigada por pivô-central do Distrito Federal. Brasília em Debate, n. 18, p. 46-50, 2018.
- LOMBARDI-NETO F., BELLINAZZI JÚNIOR R., GALETI P.A., BERTOLINI D., LEPSCH I.F., OLIVEIRA J.B. Nova abordagem para o cálculo de espaçamento entre terraços. In: Fundação Cargill, Simpósio sobre terraceamento agrícola, Campinas, atas, p. 99-124, 1989.
- LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. Tolerância de perdas de terra para solos do Estado de São Paulo. Boletim Técnico do Instituto Agrônomo de Campinas, n. 28, 12 p., 1975.

- MAES J.; PARACCHINI M. L.; ZULIAN G.; DUNBAR, M. B.; ALKEMADE, B. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation*, v. 155, p. 1-12, 2012.
- MAES, J.; LIQUETE, C.; TELLER, A.; ERHARD, M.; PARACCHINI, M. L.; BARREDO, J. I.; GRIZETTI, B.; CARDOSO, A.; SOMMA, F.; PETERSEN, J. E.; MEINER, A.; GELABERT, E. R.; ZAL, N.; KRISTENSEN, E.; BASTRUP-BIRK, A.; BIALA, K.; PIRODDI, C.; EGOH, B.; DEGEORGES, P.; FIORINA, D.; SANTOS-MATÍN, F.; NARUSEVICIUS, V.; VERBOVEN, J.; PEREIRA, H.P.; BENGTSSONI, J.; GOCHEVA, K.; MARTA-PEDROSO, C.; SNÄÇÇ, T.; ESTREGUIL, C.; SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; PERÉZ-SOBA, M.; GRÊT-REGAMEY, A.; LILLEBO, A.; MALAK, D. A.; CONDÉ, S.; MOEN, J.; CZÚCZ, B.; DRAKOU, E. G. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services*, v. 17, p. 14 -23. 2016.
- MARTINELLI, L. A.; FILOSO, S. Balance between food production, biodiversity and ecosystem services in Brazil: a challenge and an opportunity. *Biota Neotrop*, v. 9, n. 4, 2009
- MARTÍNEZ-HARMS, M.J., BALVANERA, P. Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity, Science, Ecosystem Services & Management*, v. 8, p. 1-9, 2012.
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*. Island Press, Washington, 948 p., 2005.
- MENEZES, P. H. B. J. Avaliação do efeito das ações antrópicas no processo de escoamento superficial e assoreamento na bacia do lago Paranoá. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 2010.
- MENEZES, P. H. B. J.; ROIG, H. L.; ALMEIDA, T.; SOARES NETO, G. B.; BAKKER, F. Análise da Evolução do Padrão de Uso e Ocupação do Solo na Bacia de Contribuição do Lago Paranoá - DF. *Estudos Geográficos (UNESP)*, v. 8, p. 87-105, 2012.
- MESQUITA, L. F. G.; LINDOSO, D.; RODRIGUES FILHO, S. Crise hídrica no Distrito Federal: o caso da Bacia do Rio Preto. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 23, p. 307-324, 2018.
- MMA, Ministério do Meio Ambiente. Mapeamento do uso e cobertura da terra do cerrado. Projeto Terra Class Cerrado 2013, Brasília – DF, 2015.
- MYERS, N.; MITTERMEYER, R. A.; MITTERMEYER, C. G.; FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. p. 403, 853-858, 2000.
- NASA. Shuttle Radar Topography Mission Global 3 arc second. 2013. Distributed by NASA EOSDIS Land Processes DAAC. Disponível em: < <https://lpdaac.usgs.gov/products/srtmg13v003/>>. Acesso: novembro de 2018
- NETO G. B. S.; BAYMA, A. P.; NETO, S. B.; ROIG, H. L. Análise de susceptibilidade a alagamento na bacia hidrográfica do riacho fundo – Distrito Federal por meio de sistemas de informação geográfica – SIG. *Riscos, territorium*, n. 24, p. 77-87, 2017.
- NUNES, J. F.; ROIG, H. L. Modelagem dos conflitos de uso e ocupação do solo como ferramenta para o planejamento territorial: O caso da Bacia do Alto Curso do Rio Descoberto DF/GO. *Revista Brasileira de Cartografia*, n. 68 /7, p. 1285-1301, 2016.
- OGROSKY, H. O.; MOCKUS, V. Hydrology of agricultural lands. In: CHOW, V. T. (Ed.). *Handbook of hydrology*. McGraw Hill Book Co, New York, p. 1-79. 1964.
- ORTEGA, J. M.; FERRIER, R. C.; GORDON, I. J.; KHAN, S. *Water Ecosystem Services: A Global Perspective*. INTERNATIONAL HYDROLOGY SERIES. Cambridge, 187 p., 2015.
- OUDENHOVEN A. P. E.; PETZ K.; ALKEMADE R.; HEIN L.; DE 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.
- PARRON L, M.; FIDALGO, E. C. C.; LUZ, A. P.; CAMPANHA, M. M.; TURETTA, A. P. D.; PEDREIRA, B. C. C. G.; PRADO, R. B. Research on ecosystem services in Brasil: a systematic review. *Ambiente e Água*, v. 14, p. 1-17, 2019.
- PAVIANI, A.; BRANDÃO, A. Consumo de água em Brasília: crise e oportunidade. Texto para discussão. CODEPLAN, Brasília, n. 8, 2015.
- PLANT, R. RYAN, P. Ecosystem services as a practicable concept for natural resource management: some lessons from Australia. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, v. 9, p. 44-53, 2013.
- PORTER, K. D. H.; REANEY, S. M.; QUILLIAM, R. S.; BURGESS, C.; OLIVER, D. M. Predicting diffuse microbial pollution risk across catchments: The performance of SCIMAP and recommendations for future development. *Science of the Total Environment*, n. 609, p. 456-465, 2017.
- PRADO M. Monitoramento da sustentabilidade agroambiental do território: um modelo baseado no valor geográfico dos serviços agroambientais. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

- QGIS Development Team. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. 2018. Disponível em: <<http://qgis.osgeo.org>>. Acesso: maio de 2018.
- RADA, N. Assessing Brazil's cerrado agricultural miracle. *Food Policy*, v. 38, p. 146-155, 2013.
- REANEY, S. M.; LANE, S. N.; HEATHWAITE, A. L.; DUGDALE, L. J. Risk-based modelling of diffuse land use impacts from rural landscapes upon salmonid fry abundance. *Ecological Modelling*, n. 222, p. 1016-1029, 2011.
- REATTO A., MARTINS E. S., FARIAS M. F. R., SILVA, A. V., CARVALHO JÚNIOR, O. A. Mapa pedológico digital – SIG atualizado do Distrito Federal escala 1:100.000 e texto explicativo. Planaltina, EMBRAPA Cerrados, Série Documentos 120, 31 p., 2004.
- RIBEIRO, J. F & WALTER, B. M. T. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de; RIBEIRO, J. F. (Ed.). *Cerrado: ecologia e flora v. 2*. Brasília: EMBRAPA-CERRADOS, p. 876, 2008.
- RODRÍGUEZ-LOINAZ G.; ALDAY J. G.; ONAINDIA M. Multiple ecosystem services landscape index: a tool for multifunctional landscapes conservation. *Journal of Environmental Management*, v. 147, p. 152-163, 2015.
- RODRÍGUEZ-LOINAZ G.; ALDAY J. G.; ONAINDIA M. Multiple ecosystem services landscape index: a tool for multifunctional landscapes conservation. *Journal of Environmental Management*, v. 147, p. 152-163, 2015.
- ROSSI, M. S. Governança da água na experiência de elaboração do ZEE do Distrito Federal. 8º Fórum mundial da água. Brasília em Debate, CODEPLAN, n. 18, p. 27-35, 2018
- SANO, E. S.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Notas Científicas - Mapeamento e semidetalhamento do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesquisa. Agropecuária. Brasileira*, Brasília, v.43, n.1, p.153-156, 2008.
- SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L.; FERREIRA, L. G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 000, p. 1-12, 2009.
- SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, v. 166, n. 1-4, p. 113-24, 2010.
- SANO, E. E.; RODRIGUES, A. A.; MARTINS, E. S.; BETTIOL, G. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; BEZERRA, A. S.; COUTO JR, A. F.; VASCONCELOS, V.; SHULER, J.; BOLFE, E. L. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *Journal of Environmental Management*, v. 232, p. 818-828, 2019.
- SARTORI A. Avaliação da classificação hidrológica do solo para determinação do excesso de chuva do método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos. Campinas, Dissertação de Mestrado, Universidade de Campinas, 159 p., 2004.
- SCHALLER, L.; TARGETTI, S.; VILLANUEVA, A. J.; ZASADA, I.; KANTELHARDT, J.; ARRIAZA, M. BAL, T.; FEDRIGOTTI, V. B.; GIRAY, F. H.; HAFNER, K.; MAJESWSKI, E. MALAK-RAWLIKOWSKA, A.; NIKOLOV, D.; PAOLI, J.; PIORR, A.; RODRÍGUEZ-ENRENA, M.; UNGARO, F.; VERBURG, P. H.; VAN ZANTEN, B.; VIAGGI, D. Agricultural landscapes, ecosystem services and regional competitiveness—Assessing drivers and mechanisms in nine European case study área. *Land use policy*, n. 76, p. 735-745, 2018.
- SCHAUBROECK, T. A need for equal consideration of ecosystem disservices and services when valuing nature; countering arguments against disservices. *Ecosystem Services*. n. 26, p. 95-97, 2017.
- SCHMIDT, N.; GEIER, P.; MANNSCHATZ, T.; MATSCHULLAT, J. The Cerrado biome in central Brazil – natural ecology and threats to its diversity. *Forum Geoökologie*, v. 20, ed. 2, p. 44-50, 2009.
- SEGETH. SECRETARIA DE ESTADO DE GESTÃO DO TERRITÓRIO E HABITAÇÃO. Geoportal. 2019. Disponível em: <<https://www.geoportal.seduh.df.gov.br/mapa/>>. Acesso: janeiro de 2019.
- SEPPELT, R.; DORMANN, C.F.; EPPINK, F. V.; LAUTENBACH, S.; SCHMIDT, S. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, v. 48, p. 630-636, 2011.
- SEPPELT, R.; FATH, B.; BURKHARD, B.; FISHER, J.L.; GRET-REGAMEY, A.; LAUTENBACH, S.; PERT, P.; HOTES, S.; SPANGENBERG, J.; VERBURG, P.H.; VAN OUDENHOVEN, A. Form follows function? Proposing a blueprint for ecosystem service assessments based on reviews and case studies. *Ecological Indicators*, v. 21, p. 145-154, 2012.
- SHEN. H. W.; JULIEN, P. Y. Erosion and sediment transport. In: MAINDMANT, D. R. (Eds). *Handbook of Hydrology*. McGraw-Hill, New York, p. 452-472, 1993.
- SHI, G.; JIANG, N.; YAO, L. Land Use and Cover Change during the Rapid Economic Growth Period from 1990 to 2010: A Case Study of Shanghai. *Sustainability*, n. 10, p. 1-15, 2018
- SILVA, M. J.; SATO, M. T. Territórios em tensão: o mapeamento dos conflitos socioambientais do Estado de Mato Grosso – Brasil. *Ambiente e Sociedade*, v. XV, n. 1, p. 01-28, 2012.
- SILVA, V. C. Estimativa da erosão atual do Rio Paracatu (MG/ GO/ DF). *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 34, p. 147-159, 2004.
- SPERA, S. A.; GALFORD, G. L.; COE, M. T.; MACEDO, M. N.; MUSTARD, J. F. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. *Global Change Biology* n. 22, p. 3405-3413, 2016.

- SPERLING, V. M. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. DESA/UFMG. Belo Horizonte, 592 p., 2007.
- STEIN, D.P.; DONZELLI, P.L.; GIMENEZ, A.F.; PONÇANO, W.L.; LOMBARDI NETO, F. Potencial de erosão laminar, natural e antrópico, na bacia do Peixe - Paranapanema. 4º Simpósio Nacional de Controle de Erosão, Anais. Marília, v..1, p. 105-135, 1987.
- SUKHDEV, P. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: An Interim Report. European Communities. 2008
- SYRBE, R. U.; SCHRÖTER, M.; GRUNEWALD, K.; WALZ, U.; BURKHARD, B. What to map? In: BURKHARD, B.; MAES, J. (Eds.) Mapping ecosystem advanced books. Opensoft Publisher, Sofia, p. 149-157, 2017.
- TAMMI, I.; MUSTAJÄRVI, K.; RASINMÄKI, J. Integrating spatial valuation of ecosystem services into regional planning and development. *Ecosystem Services*, v. 26, p. 329-344, 2017.
- TANCOIGNE E.; BARBIER M.; COINTET J. F.; RICHARD G. The place of agricultural sciences in the literature on ecosystem services. *Ecosystem Services*, v. 10, p. 35-48, 2014.
- TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations. KUMAR, P. (Ed.). Earthscan, London and Washington, 2010.
- TOMSCHA, S. A.; GERGEL, S. E. Ecosystem service trade-offs and synergies misunderstood without landscape history. *Ecology and Society*, v. 21, n.43, 2016.
- UNESCO. Vegetação no Distrito Federal: tempo e espaço. Brasília, 2 ed. 80 p., 2002.
- US-EPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Terminology of low impact development. US EPA, Washington, 2012.
- VANDECASTEELE, I; RIVERO, I. M.; BARANZELLI, C.; BECKER, W.; DREONI, I.; LAVALLE, C.; BATELAAN, O. The water retention index: using land use planning to manage water resources in Europe. *Sustainable Development*, n. 26, p. 122-131.
- WISCHMEIER, W. H. E.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses: a guide planning. *Agr. Handbook*, n.537, 58 p., 1978.
- WU, J. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology*. v. 28, n. 6, p. 999-1023, 2013.
- ZHANG, W.; RICKETTS, T. H.; KREMEN, C.; CARNEY, K.; SWINTON, S. M. Ecosystem services and disservices to agriculture. *Ecosystem Services and Disservices to Agriculture. Ecological Economics*, v.64, ed. 02, p. 253-260, 2007.



## **4 AVALIAÇÃO DO IMPACTO DA EVOLUÇÃO DO PADRÃO DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO SOBRE OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS HÍDRICOS NO DISTRITO FEDERAL: ANÁLISE TEMPORAL E PERSPECTIVAS PARA O FUTURO**

### **4.1 INTRODUÇÃO**

Os serviços ecossistêmicos - SE são os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas e que sustentam o bem-estar humano, como, por exemplo, suprimento de água, provisão de alimentos, purificação do ar e da água e a regulação do clima (DAILY, 1997; MEA, 2005; MAES, et al, 2016). Dessa forma, é possível afirmar que, a qualidade de vida da humanidade está intimamente ligada à contínua capacidade de fornecimento dos SE (HASSAN, et al, 2005; SUKHDEV, 2008; BURKHARD & MAES, 2017; SUMMERS, et al., 2018).

Apesar disso, nos últimos séculos, os ecossistemas vêm sendo intensamente alterados pelos seres humanos (MEA, 2005). A Avaliação Ecosistêmica do Milênio (*Millennium Ecosystem Assessment* – MEA, 2005) demonstrou que cerca de 60% (15 de 24) dos serviços ecossistêmicos examinados estão sendo degradados ou usados de forma insustentável, incluindo a água potável. Esses fatos apontam a necessidade de compreender como as mudanças antrópicas afetam a capacidade dos ecossistemas de continuarem provendo serviços (COSTANZA et al, 1997; MARTÍNEZ-HARMS & BALVANERA, 2012; SEPPELT, et al 2012; HOEKSTRA & WIEDMANN 2014; DALLIMER, et al., 2015; GRIZETTI et al., 2016; TOMSCHA et al., 2016; CARDOSO et al., 2016; SPERA et al., 2016; SYRBE et al., 2017).

Os estudos realizados no Brasil têm evoluído na avaliação dos SE (MARTINELLI & FILOSO, 2009; CHAVES, 2010; KLEMICK, 2011; MANN et al., 2012; BARRET et al., 2013; FERRAZ et al., 2014; GRIMALDI et al., 2014; LEADLEY et al., 2014; SONG et al., 2014; LIMA et al., 2014; WATANABE et al., 2014; MATHÉ & REY-VALLETE, 2015; LECLEC'H ET AL., 2016; ROSA & SANCHEZ, 2016; SAAD et al., 2016). Nesses trabalhos, os SE voltados para a os recursos hídricos aparecem como um ponto importante, sendo que entre as pesquisas analisadas por Parron et al. (2019), 8% envolveram o SE suprimento de água e 7,3% o SE qualidade das águas (PARRON et al., 2019). Mas esses estudos são em sua maioria concentrados nos biomas Mata Atlântica e Amazônia (PARRON, et al.), o que ressalta a importância de abordagens como essa aplicadas ao bioma Cerrado.

O Cerrado é o segundo maior Bioma do Brasil, sendo considerado um *hotspot* global para conservação da biodiversidade (MYERS et al., 2000; STRASSBURG et al., 2017; MMA, 2019) e fundamental para o ciclo da água, responsável por nascentes de três grandes regiões hidrográficas brasileiras (Paraná, São Francisco e Araguaia/Tocantins) (STRASSBURGH, et al., 2017).

Apesar de sua importância para a provisão de serviços ecossistêmicos (SILVA & SATO, 2012; LIMA et al., 2017), o Cerrado perdeu mais de 40% de sua cobertura vegetal (SANO et al., 2008; SCHMIDT et al., 2009; SANO et al., 2010; SANO et al., 2019), sendo que, da vegetação restante, apenas 19,8% permanecem inalterados. Ainda, projeções apontam que, caso mantidos os padrões de desmatamento, 31% a 34% da cobertura remanescente do Cerrado serão convertidos em usos antrópicos até 2050 (SOARES FILHO, et al., 2016).

Nesse contexto, o Distrito Federal, localizado na área central do bioma Cerrado, originou-se a partir da transferência da capital para o centro do país, carregando desde o início da ocupação um intenso crescimento populacional, acompanhado do desenvolvimento e expansão da agricultura no Cerrado (ABELSON & ROWE, 1987; UNESCO, 2002; LARA, 2016). Estima-se que 60% da vegetação natural do DF foi reduzida para dar espaço a centros urbanos, áreas agrícolas e pastos (UNESCO, 2002; SANO et al., 2010; LORZ et al., 2011; LORZ et al., 2014) e aproximadamente 10% dessa redução ocorreu em áreas de proteção ambiental (GDF, 2005; FONTOURA, 2013).

O crescimento urbano e a expansão da agricultura, principalmente das lavouras irrigadas (LIMA & FERRASZ, 2018), ocasionaram a ampliação da exploração dos recursos hídricos, e, por consequência, impactos ambientais (GDF, 2017) e conflitos entre os padrões de uso urbano e agrícola (NUNES & ROIG, 2016) e o uso da água (ADASA, 2013; PAVIANI & BRANDÃO, 2015). Essas pressões, somadas à baixa disponibilidade hídrica do DF (LIMA, 2000), e alguns anos seguidos de precipitação abaixo da média, levaram o DF a vivenciar entre 2017 e 2018, uma grave crise hídrica (BRANDÃO & PAVIANI, 2018; GDF, 2018). Esses fatos apontam para a pertinência, urgência e oportunidade de se realizar o mapeamento dos SEh e dos impactos dos padrões de uso do solo sobre os mesmos.

Alguns estudos vêm sendo desenvolvidos com o intuito de compreender a dinâmica dos SE no Cerrado (PRADO, 2013; KENEDDY et al., 2016; MESA, 2017; RESENDE et al., 2017; RESENDE, 2018). No Distrito Federal esses estudos representam áreas específicas (CASTRO, 2017) ou pequenas bacias (KOSCHKE et al., 2014; LIMA et al., 2017; LIMA, 2018), o que revela a necessidade de um estudo de aborde o DF como um todo, focando em

escalas espaciais e temporais mais abrangentes, que possam fornecer subsídios para as políticas de uso da terra (NELSON, et al., 2009; SEPPELT et al., 2011; RESENDE, 2018).

Nesse contexto, a análise da evolução do uso e cobertura da terra pode trazer informações valiosas acerca dos SE. Reconstruir a linha de base dos SE e avaliar suas mudanças ao longo do tempo são fundamentais para o monitoramento a longo prazo (TOMSCHA et al, 2016). A provisão dos SE varia temporalmente em resposta a fatores naturais e induzidos pelo homem, mas a pesquisa nesse campo é dominada por análises que ignoram as defasagens temporais e os *feedbacks* das ações antrópicas sobre os ecossistemas (CARRENO, et al., 2012; DALLIMER et al., 2015). Além do mais, não considerar o potencial original de prestação de SE pode levar a uma falsa visão de perdas e compensações desnecessárias (TOMSCHA et al, 2015). Nesse mesmo contexto, a avaliação de possíveis cenários para prestação de SE é fundamental para a compreensão da influência de fatores ambientais, econômicos e sociais sobre o futuro dos SE, podendo orientar estratégias para auxiliar gestores a se adaptarem à mudança, anteciparem oportunidades e lidarem com surpresas. (BRYAN et al., 2016)

Sendo assim, o objetivo deste capítulo é avaliar como as mudanças nos padrões de uso e cobertura da terra influenciaram e influenciarão na prestação de SEh nos últimos 60 anos e no futuro. Para isso, foi realizado o mapeamento da variabilidade espacial e temporal do potencial de prestação de SEh do Distrito Federal, utilizando indicadores de SE, para uma série histórica de 1953 a 2014, e um cenário futuro. Espera-se que o mapeamento e a avaliação da variabilidade espacial e temporal dos SEh, possa contribuir para a identificação de áreas prioritárias, possibilitando a gestão integrada do solo e o gerenciamento e utilização adequados dos SEh.

## 4.2 MATERIAL E MÉTODOS

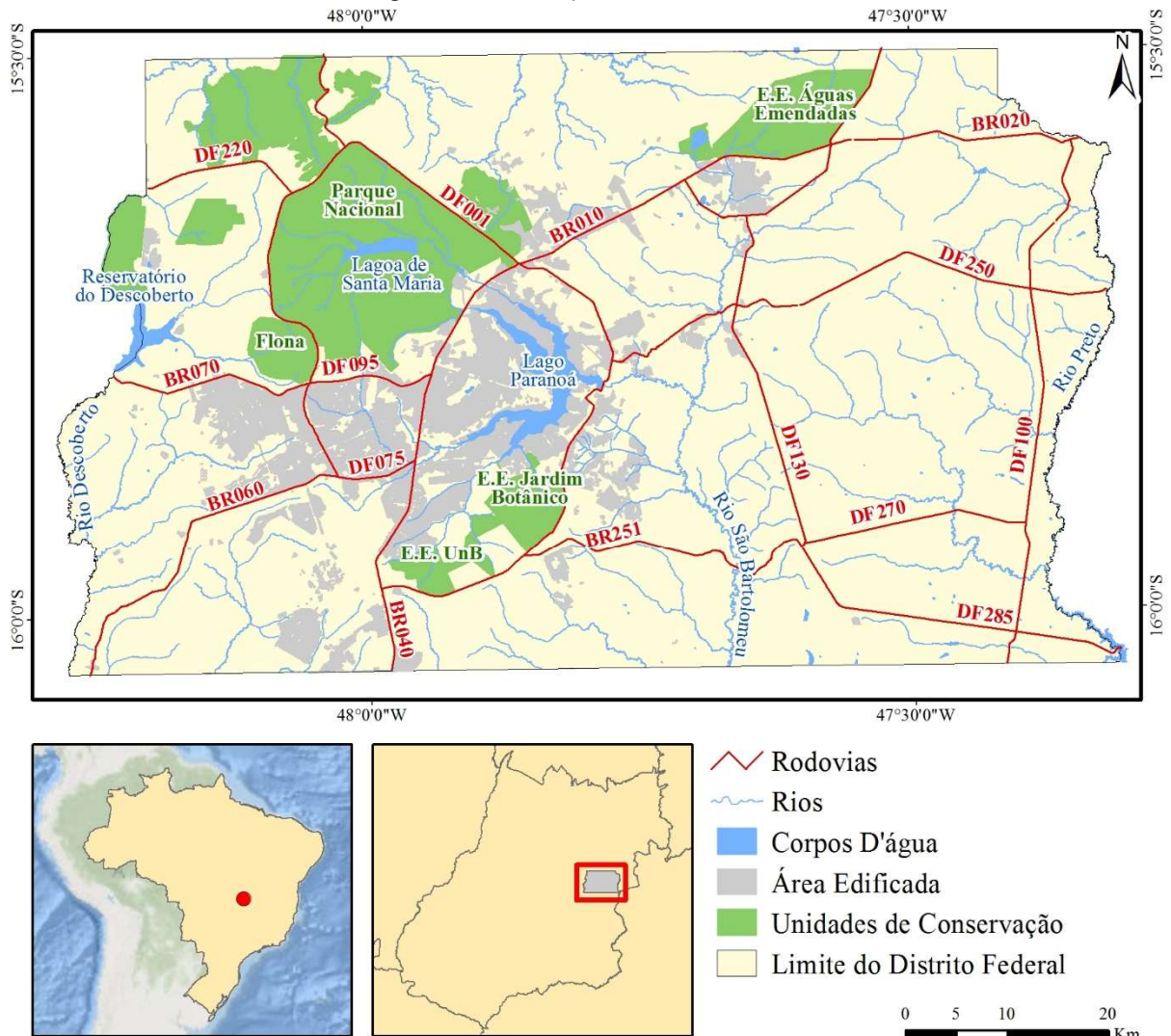
Esta seção apresenta a caracterização da área de estudo e descreve os procedimentos empregados para gerar o mapeamento de potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos do Distrito Federal, por meio de indicadores de serviços ecossistêmicos.

### 4.2.1 CARACTERIZAÇÃO E HISTÓRICO DE OCUPAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O Distrito Federal – DF está localizado na Região Centro-Oeste Brasileira, no Planalto Central, área nuclear do Bioma Cerrado, o segundo maior bioma do país (~ 2.100.000 de km<sup>2</sup>, cerca de 22% do território brasileiro) sendo considerado a savana mais rica em biodiversidade

do mundo (EITEN, 1972; DIAS, 1992; SANO et al., 2010; MMA, 2015; SANO et al., 2019) e um dos *hotspots* mundiais para conservação da biodiversidade (MYERS et al., 2000; STRASSBURG et al., 2017). O DF apresenta uma extensão de 5.765 km<sup>2</sup>, posicionado entre os paralelos 15°30' S e 16°03' S e entre os meridianos 47°18' W e 48°17' W, tendo o rio Preto como limite natural a leste, e o rio Descoberto a oeste (Figura 4.1).

Figura 4.1 Localização do Distrito Federal



Sistema de Coordenadas Geográficas, Datum Sirgas 2000.

Fonte: elaborado pelo autor.

O DF surgiu em virtude da transição da capital do país para a região Centro-Oeste. A ideia da construção da nova capital ocorreu em meados do século XVI, quando se iniciou um movimento em prol de sua fixação no interior do país (CODEPLAN, 2017). Com a proclamação da República, a Constituição Federal determinou, em 1891, a implantação da capital da no Planalto Central (LARA, 2016). Em 1892 foi criada uma comissão de cientistas para explorar

o Planalto Central e demarcar a área destinada à nova capital, numa expedição conhecida como Missão Cruls (SENADO FEDERAL, 2010).

Em 1952, o Congresso determinou a realização de estudos conclusivos para a edificação da nova capital. Em 1955, foi concluído o Relatório Belcher, com a demarcação do local para a construção, uma área de 52 mil km<sup>2</sup> sobre a bacia do Paranoá (BRASIL, 1957). A área escolhida abrangia os municípios goianos Formosa, Planaltina e Luziânia, e era ocupada por fazendas sem produção significativa e dois núcleos urbanos, Planaltina e Brazlândia (LARA, 2016), somando não mais que 5.000 habitantes dispersos pela região (IBGE, 1959). Em 1956, o presidente recém-eleito Juscelino Kubitschek propôs o nome “Brasília” e promoveu um concurso para o projeto urbanístico da nova capital, que teve como vencedor o projeto elaborado por Lucio Costa (SENADO FEDERAL, 2010).

Os principais objetivos de se levar a Capital para o centro do país eram promover a integração do território, levar desenvolvimento ao interior, proteger a sede do poder de ataques nos litorais e ocupar o amplo território livre na região central (LARA, 2016). Esses objetivos, até então, eram puramente desenvolvimentistas, não considerando os possíveis impactos ambientais da implantação de uma cidade na região que viria, mais tarde, ser reconhecida como o “berço das águas do Brasil” (GDF, 2005).

A construção de Brasília teve início em 1956, sendo inaugurada em 21 de abril de 1960 (SENADO FEDERAL, 2010). Antes mesmo da inauguração já se observava um intenso processo migratório (CODEPLAN, 2013). Em 1960 a população do DF já contabilizava 140 mil habitantes, em 1970 esse número já ultrapassaria 500 mil. Em 1980 a população dobrou, ultrapassando 1 milhão de habitantes, e 1990 atingiu 1,5 milhão de habitantes. Nos anos 2000, a população atingiu 2 milhões de habitantes, e em 2010 contabilizava mais de 2.5 milhões. As taxas de crescimento populacional, apesar de reduzidas, continuam positivas e devem permanecer assim até 2030 (CODEPLAN, 2013).

O adensamento populacional traduziu-se na expansão da área urbana, que passou a ocorrer no interior do DF e nas cidades adjacentes (CODEPLAN, 2014). O número Regiões Administrativas, passou de oito para 31, atualmente. O aglomerado urbano constituído pelo DF e municípios adjacentes tornou-se a terceira maior metrópole do Brasil, totalizando cerca de 4 milhões de habitantes (CODEPLAN, 2014).

Além da expansão urbana também ocorreu a exploração agrícola. Antes do início dos anos 1970, o Cerrado era considerado impróprio para a agricultura devido à alta acidez do solo e à deficiência de cátions. Os avanços tecnológicos possibilitaram a correção do solo,

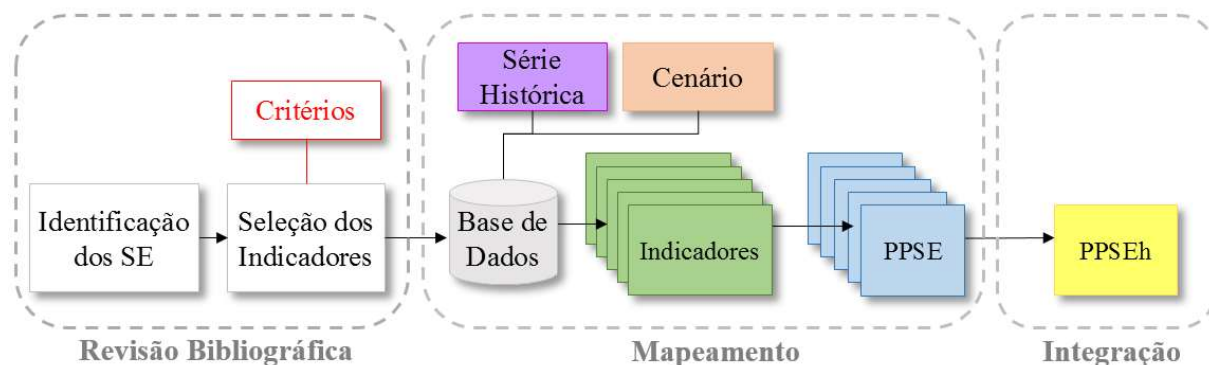
permitindo a implantação de uma grande diversidade de culturas (ABELSON & ROWE, 1987). Dados da Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural – EMATER apontam que em 2018 a área plantada no DF totalizou 158.047 hectares de (EMATER, 2018).

A ocupação desordenada, o surgimento de condomínios e assentamentos sem infraestrutura, o aumento da demanda por água para abastecimento humano e irrigação e a retirada da cobertura vegetal são algumas características identificadas na trajetória de ocupação do DF nos últimos 60 anos (GDF, 2017). Nesse contexto, diversos impactos ambientais (GDF, 2017) e conflitos (NUNES & ROIG, 2016) relacionados aos recursos hídricos trouxeram à tona a necessidade refletir as relações entre ocupação do solo e a provisão de serviços ecossistêmicos.

#### 4.2.2 ETAPAS E PROCEDIMENTOS

A Figura 4.2 apresenta o fluxo de trabalho para o mapeamento da série histórica e do cenário futuro de potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh do Distrito Federal.

Figura 4.2: Fluxo de trabalho para mapeamento do potencial de prestação de serviços ecossistêmicos do Distrito Federal



Fonte: Elaborado pelo autor.

##### 4.2.2.1 Seleção dos Serviços Ecossistêmicos e seus Indicadores

Para selecionar os indicadores que compuseram esse trabalho, realizou-se a identificação dos serviços ecossistêmicos e seus indicadores empregados em estudos científicos recentes, considerando a relevância desses serviços na área de estudo. Também se levou em consideração a possibilidade de aplicação, reprodução, atualização e integração dos indicadores, além da disponibilidade dos dados necessários para gerá-los.

Um dos critérios principais para a seleção dos indicadores é que eles possam ser gerados a partir de dados de acesso público e frequentemente atualizados, a fim de possibilitar a aplicação do modelo para o monitoramento ambiental, inclusive em áreas com escassez de dados. Outro critério condicionante foi a disponibilidade dos dados em resolução temporal.

#### 4.2.2.2 Constituição da Base de Dados

Os dados utilizados para geração dos indicadores estão descritos na Tabela 4.1:

Tabela 4.1 Dados utilizados na elaboração dos indicadores.

<b>Indicador</b>	<b>Método</b>	<b>Dados Utilizados</b>	<b>Fonte</b>
Potencial de Recarga de Aquíferos	Adaptado de Gonçalves et al., 2009	Mapas de uso e ocupação do solo; mapa pedológico; modelo digital de elevação; precipitação.	UNESCO, 2002; IBRAM, 2014; EMBRAPA, 1978; NASA, 2013; ADASA, 2019.
Risco de Alagamento	Neto et al., 2017	Mapas de uso e ocupação do solo; mapa pedológico; modelo digital de elevação.	UNESCO, 2002; IBRAM, 2014; EMBRAPA, 1978; NASA, 2013.
Perda de Solo por Erosão	Adaptado de Wischmeier & Smith, 1978	Mapas de uso e ocupação do solo; mapa pedológico; modelo digital de elevação; precipitação.	UNESCO, 2002; IBRAM, 2014; EMBRAPA, 1978; NASA, 2013; CAESB, 2018; ADASA, 2019.
Risco de Contaminação das Águas Subterrâneas	Adaptado de Campos & Freitas-Silva, 1998	Mapas de uso e ocupação do solo; mapa pedológico; modelo digital de elevação; densidade demográfica.	UNESCO, 2002; EMBRAPA, 1978; NASA, 2013; IBGE, 1960; IBGE, 1964; IBGE, 1970; CODEPLAN, 1997; CODEPLAN, 1985; CODEPLAN, 2003; IBGE, 2000; IBGE, 2010
Risco de Contaminação das Águas Superficiais	Elaborado pelo autor.	Mapas de uso e ocupação do solo, mapa pedológico; modelo digital de elevação; área de proteção permanente; hidrografia; densidade demográfica.	UNESCO, 2002; IBRAM 2014; EMBRAPA 1978; NASA, 2013; SEGETH, 2019; IBGE, 1960; IBGE, 1964; IBGE, 1970; CODEPLAN, 1997; CODEPLAN, 1985; CODEPLAN, 2003; IBGE, 2000; IBGE, 2010

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os dados e seus respectivos métodos de obtenção estão descritos e apresentados no Capítulo 3 desta tese. Para a elaboração da série histórica e do cenário futuro de PPSE e PPSEh, objetos de trabalho desse capítulo, foram acrescentados os seguintes dados: série histórica de uso e ocupação do solo, mapa de uso e ocupação para o cenário futuro, mapas de densidade demográfica e mapas de índice de degradação das APP referentes aos anos da série histórica e do cenário futuro.

Os mapas de uso e ocupação do solo da série histórica foram elaborados por UNESCO (2002) para os anos 1953, 1964, 1973, 1994, 2001 e por IBRAM (2014) para o ano de 2014. Os mapas de uso foram reclassificados de acordo com proposta de Gonçalves et al. (2009) que agrupa áreas de comportamento semelhante em relação à impermeabilização do solo. Para a

reclassificação das áreas urbanas nas classes propostas por Gonçalves et al. (2009) foi realizada uma análise visual das imagens utilizadas por UNESCO (2002).

Para desenvolvimento do cenário para avaliação dos PPSE e PPSEh futuros, utilizou-se como base o Cenário Tendencial desenvolvido no âmbito do ZEE-DF (BRANDÃO, et al., 2017; GDF, 2017). A metodologia nacional que orienta a elaboração de um ZEE (MMA, 2006) preconiza a definição de cenários para refinar as diretrizes e intervenções a cada zona. Sendo assim, o ZEE-DF elaborou cenários por meio de projeções de tendências e avaliações técnicas de diferentes segmentos da sociedade (BRANDÃO, et al., 2017). O Cenário Tendencial, selecionado para a análise desenvolvida nesse trabalho, refere-se ao prognóstico da situação atual, sem considerar a implementação de medidas de gestão voltadas ao desenvolvimento sustentável. A hipótese é a da manutenção dos padrões de conversão e uso do solo e piora das condições atuais (BRANDÃO et al., 2017; GDF, 2017).

Os prognósticos do Cenário Tendencial abrangem aspectos urbanos, econômicos, climáticos, ambientais, sociais, entre outros. Considerou-se apenas os aspectos relacionados às mudanças no uso do solo, por serem passíveis de mapeamento e implementação na metodologia empregada nessa tese. Assim, o cenário futuro construído para mapeamento dos PPSE e PPSEh futuro foi baseado nas seguintes premissas do Cenário Tendencial (GDF, 2017):

- Taxas de crescimento populacional menores, mas ainda positivas, com criação de novas áreas habitacionais, expansão e adensamento das áreas urbanas de menor renda (núcleos urbanos periféricos).
- Conurbação das RA centrais, provocando o espraiamento ou compactação da mancha urbana.
- Maior pressão habitacional provocando aumento da informalidade fundiária, flexibilização das normas urbanísticas, adensamento e verticalização das habitações, conversão de áreas agrícolas em áreas urbanas e deterioração das áreas protegidas.
- Menor disponibilidade hídrica para agricultura, provocando maior pressão sobre a área agrícola e redução da área plantada, favorecendo invasões, grilagem e parcelamentos irregulares.
- A maior demanda por habitações pressionará as áreas de mananciais de abastecimento de água, seja pela maior demanda por recursos hídricos, seja pelo aumento de lançamentos de efluentes com reduzida capacidade de diluição, o que implicará em disseminação de esgotos e com o uso de bacias mais distantes para proporcionar a oferta de água.



Para espacialização do Cenário Tendencial, foi construído um mapa de uso do solo baseado nas premissas expostas, por meio da edição, em um SIG, do mapa de uso do solo mais recente (IBRAM, 2014). Inicialmente, foram incorporados ao mapa de uso do solo de 2014 (IBRAM, 2014), os novos setores habitacionais previstos no PDOT (GDF, 2009). Em seguida, utilizou-se os “Cenários Espacializados” descritos pelo ZEE-DF para as subzonas SZDPE-2, SZDPE-5 e SZDPE-7 (GDF, 2017). Na SZDPE-2, todos polígonos de áreas remanescentes rurais foram reclassificados em áreas urbanas; na SZDPE-5 e SZDPE-7, os polígonos de remanescentes rurais, fragmentos de vegetação alterada e área degradada que faziam limite a polígonos de núcleos urbanos, foram reclassificados como área urbana. Para o restante do DF, considerou-se os principais eixos de expansão urbana do DF (BRANDÃO, et al., 2017; GDF, 2017), constituídos pelas principais rodovias que cruzam o DF: BR-040, DF-001, DF-003, BR-060, BR-070 e BR-010. Nesses locais, os polígonos de fragmentos rurais, áreas degradadas e vegetação alterada localizados nas imediações das rodovias, foram reclassificados como áreas urbanas. Por fim, considerou-se também o mapa de “Risco Ecológico de Perda de Áreas Remanescentes de Cerrado Nativo” (GDF, 2017), onde os polígonos de fragmentos de cerrado com maior risco foram convertidos na classe de uso circunvizinha. Em todas alterações do mapa de uso do solo para construção do Cenário Tendencial, respeitou-se os limites de APP e unidades de conservação. O Cenário Tendencial proposto pelo ZEE-DF não possui uma data específica, mas nesse trabalho adotou-se a data de 2030, por essa ser a data máxima das previsões populacionais utilizadas pelo ZEE-DF.

Os dados históricos de densidade demográfica foram gerados a partir de dados populacionais compilados de diversas fontes (IBGE, 1960; IBGE, 1964; IBGE, 1970; CODEPLAN, 1977; CODEPLAN, 1985; IBGE, 2000; IBGE, 2010), por região administrativa (RA), considerando-se separadamente as densidades para área urbana e rural de cada RA. Para os anos 1964, 1973 e 1984 foi considerada a primeira divisão do DF, composta por oito RA. Para os anos de 1994 e 2001 foi utilizada a divisão oficial composta por 19 RA. Para o ano 2010 os dados populacionais levantados por setor censitário (IBGE, 2010) foram espacializados considerando as 31 RA criadas por lei no DF até essa data. Entretanto, como ainda não existe delimitação oficial para essas RA, foi adotada o limite proposto pela Secretaria de Gestão do Território e Habitação (SEGETH, 2015).

Para a avaliação dos PPSE e PPSEh Cenário Tendencial, também foi necessário gerar um plano de informação de densidade demográfica considerando um cenário futuro. Apesar de existirem previsões populacionais para o DF, especializar essas previsões é complicado devido

à heterogeneidade da ocupação urbana entre as RA (JATOBÁ, 2015). Portanto, optou-se por ponderar as áreas urbanas de acordo com os riscos de contaminação das águas superficiais e subterrâneas, sem realizar a distribuição da população. Para isso utilizou-se como base, o mapa de densidade demográfica ponderado do ano 2014. As áreas urbanas incorporadas receberam o mesmo peso das áreas urbanas pré-existentes, e para os novos setores habitacionais atribuiu-se o peso equivalente às densidades previstas pelo PDOT para esses locais. Para a área urbana da SZDPE-2, o ZEE-DF prevê o adensamento populacional, portanto a essas áreas foi atribuído o maior peso (1).

O índice de degradação das APP foi gerado para cada ano da série histórica e para o Cenário Tendencial, conforme descrito no item 3.2.2.6 do capítulo 3.

#### *4.2.2.3 Potencial de Prestação de Serviços Ecossistêmicos – PPSE e Potencial de Prestação de Serviços Ecossistêmicos Hídricos – PPSEh*

Para obtenção do PPSE foram gerados os seguintes indicadores: Potencial de Recarga de Aquíferos, Perda de Solo por Erosão, Risco de Alagamento, Risco de Contaminação das Águas Subterrâneas e Risco de Contaminação das Águas Superficiais. As metodologias para geração de cada indicador estão descritas no capítulo 3, itens 3.2.2.2 ao 3.2.2.6.

Os indicadores foram gerados para todos os anos da série histórica e para o Cenário Tendencial e reclassificados para representar o PPSE, considerando a relação de proporcionalidade entre indicador/serviço, e também a normalização de todos os indicadores na escala entre 1 e 0. O indicador Potencial de Recarga de Aquífero apresenta relação diretamente proporcional ao PPSE Manutenção dos Fluxos de Água, logo, para sua reclassificação, considerou-se o maior valor de recarga como o maior PPSE. Os demais indicadores apresentam relação inversamente proporcional aos SE, pois representam perda e riscos. Assim, para sua reclassificação, os menores valores foram considerados como os maiores potenciais.

Os mapas de PPSE foram integrados para gerar os mapas de PPSEh para todos os anos da série histórica e para o Cenário Tendencial, por meio de média igualmente ponderada (Equação 3.11).

Para todos os PPSE e PPSEh foram calculadas as porcentagens de área ocupada considerando as classes: muito baixo (0 – 0,2), baixo (0,2 – 0,4), médio (0,4 a 0,6), alto (0,6 a 0,8) e muito alto (0,8 a 0,1). As porcentagens são apresentadas em gráficos. Os mapas

demonstram o resultado do PPSE e PPSEh classificados em 10 classes com intervalo de 0 a 1, afim de possibilitar a melhor detalhamento na visualização dos resultados.

Também foi realizada a diferença entre os mapas da série histórica e Cenário Tendencial do PPSEh, onde procedeu-se a subtração do mapa pelo ano anterior, a fim de identificar áreas onde houve diminuição, manutenção ou aumento do PPSEh.

Por fim, procedeu-se uma análise a fim de elucidar as relações entre os SEh e as mudanças dos padrões do uso do solo, sob a ótica da abordagem *Driver*, Pressão, Estado, Impacto, Resposta – DPSIR (BURKHARD & MÜLLER, 2008; HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2010; DE GROOT et al., 2010).

#### 4.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Esta seção apresenta os resultados obtidos para: I) seleção dos serviços e indicadores; II) constituição da base de dados; III) geração dos indicadores e geração dos mapas de PPSE e IV) geração dos mapas de PPSEh.

##### 4.3.1 SELEÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E SEUS INDICADORES

Os serviços ecossistêmicos e seus indicadores selecionados estão apresentados na Tabela 4.2, bem como as referências de utilização desses serviços na literatura, o método selecionado para gerar cada indicador e a relação de proporcionalidade entre o indicador e serviço ecossistêmico que representa.

Tabela 4.2 Serviços ecossistêmicos e seus indicadores.

<b>Função Ecossistêmica</b>	<b>Serviço Ecossistêmico</b>	<b>Referência</b>	<b>Indicador</b>	<b>Método</b>	<b>Relação Serviço/ Indicador</b>
Regulação	Regulação dos fluxos de água	Kandziora et al., 2012, Regamey et al., 2016.	Potencial de recarga de aquífero	Adaptado de Gonçalves et al., 2009	Diretamente proporcional
	Mitigação de alagamento	Eigenbrod et al., 2011; Castro, 2017;	Risco de alagamento	Neto et al., 2017	Inversamente proporcional
	Controle de erosão	Bastian et al., 2013; Kandziora et al., 2012	Perda de solo por erosão laminar	Adaptado de Wischmeier & Smith, 1978)	Inversamente proporcional
Provisão	Manutenção da qualidade da água subterrânea	Castanheira, 2016, Castro, 2017.	Risco de contaminação das águas subterrâneas	Adaptado de Campos & Freitas-Silva, 1998	Inversamente proporcional
	Manutenção da qualidade da água superficial	Boyko et al., 2012; Koschke et al., 2014.	Risco de contaminação das águas superficiais	Elaborado pelo autor.	Inversamente proporcional

Fonte: Elaborado pelo autor.

#### 4.3.2 BASE DE DADOS

Os dados acrescentados para elaboração da série histórica de PPSE e PPSEh do DF foram: série histórica de uso e ocupação do solo, mapas de densidade demográfica e mapas de índice de degradação das APP correspondentes a cada ano da série histórica e para o Cenário Tendencial. Os demais dados utilizados já foram apresentados no capítulo anterior.

A seleção dos indicadores e serviços abordados nesse trabalho foi condicionada à existência de dados em resolução temporal que possibilitasse o mapeamento histórico da prestação dos serviços ecossistêmicos. O mapa de uso do solo é a principal variável que representa a temporalidade na elaboração dos indicadores.

Para a elaboração da série histórica de PPSE e PPSEh, foram selecionados os mapas de uso do solo elaborados pela UNESCO (2002), no âmbito do projeto “Vegetação do Distrito Federal – Tempo e Espaço”, para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994 e 2001; o mapa elaborado por IBRAM para o ano de 2014 (IBRAM, 2014) e; mapa de uso para o Cenário Tendencial elaborado de acordo com previsões e tendências levantadas para o DF pelo PDOT e ZEE-DF (DISTRITO FEDERAL, 2009; 2019). Para todos os mapas foi realizada a padronização da chave de classificação dos mapas, e a reclassificação das áreas urbanas nas seguintes classes: área urbana de baixa densidade, área urbana de média densidade e área urbana de baixa densidade. Para os anos de 1953 não havia imagem disponível, e não foi possível obter acesso à imagem de 1964, portanto para esses anos, a área urbana foi classificada como “baixa

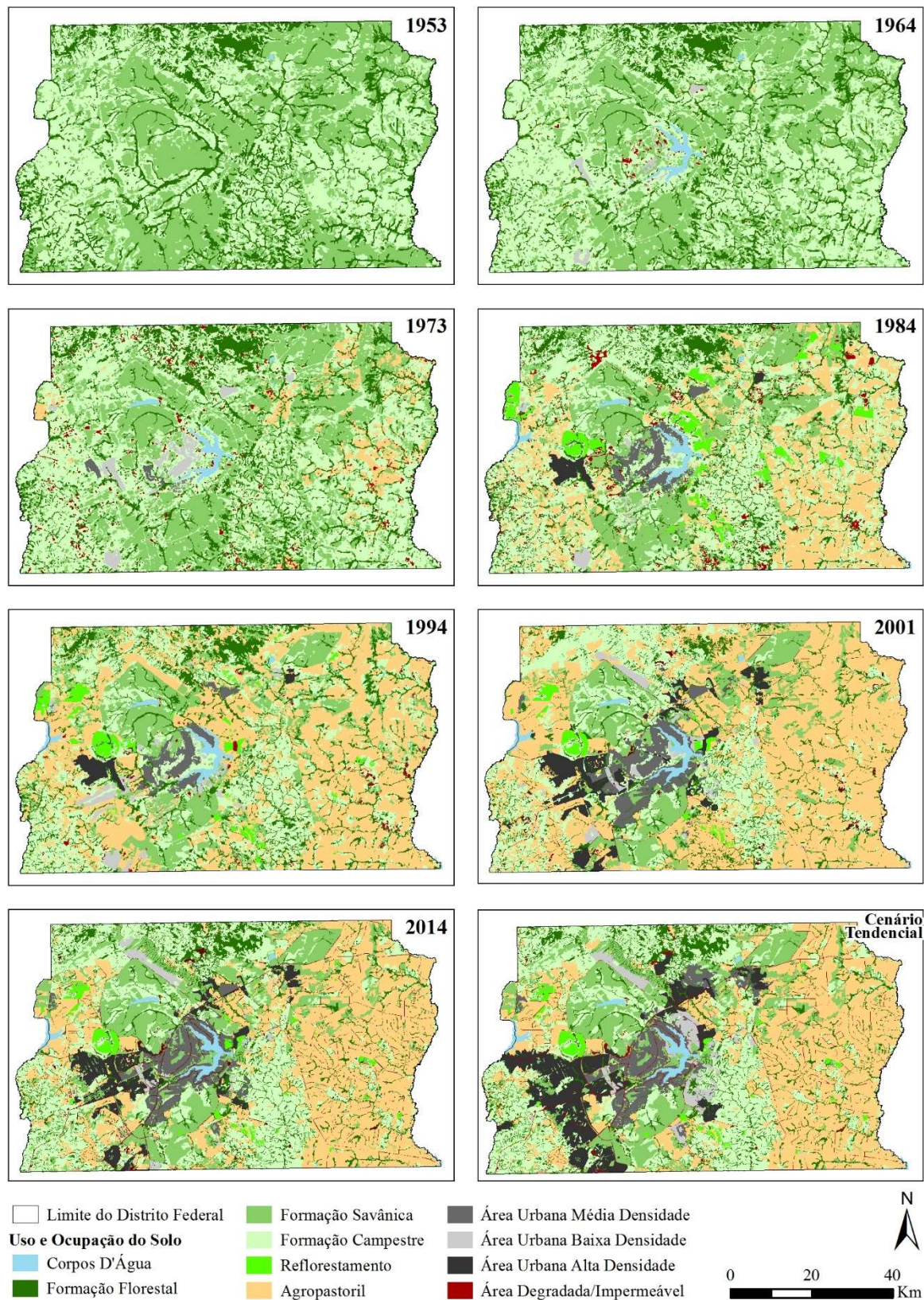
densidade”, considerando a baixa densidade demográfica da época e a recente inauguração de Brasília (CODEPLAN, 1984).

Uma importante observação é que no ano de 1953 ainda não existia o Lago Paranoá, que foi originado pelo represamento do Rio Paranoá em 12 de setembro de 1959. Tampouco, a Barragem do Descoberto, que foi inaugurada em 1974, e a Lagoa Santa Maria, que foi construída nos anos 1970. Dessa forma, para compatibilizar o uso do solo com outros dados que não puderam ser adquiridos em data anterior da criação dos reservatórios (por exemplo, o modelo digital de elevação), essas áreas foram desconsideradas na geração dos PPSE e PPSEh.

Outro ponto a ser observado é que, os mapas produzidos por UNESCO (2002) e o mapa produzido por IBRAM (2014) apresentam diferenças em relação à escala de detalhe, sendo este último elaborado em escala maior, tendo como base uma imagem de alta resolução, enquanto os outros mapas foram elaborados a partir da classificação de imagens *Landsat*. A diferença de escalas proporcionou discrepância das medidas de áreas para cada classe.

A Figura 4.3 apresenta a série histórica de mapas de uso e ocupação utilizados e o mapa de uso construído para o Cenário Tendencial. Foi possível observar a perda de área de vegetação nativa e o crescimento da área urbana, bem como a expansão da área agropastoril.

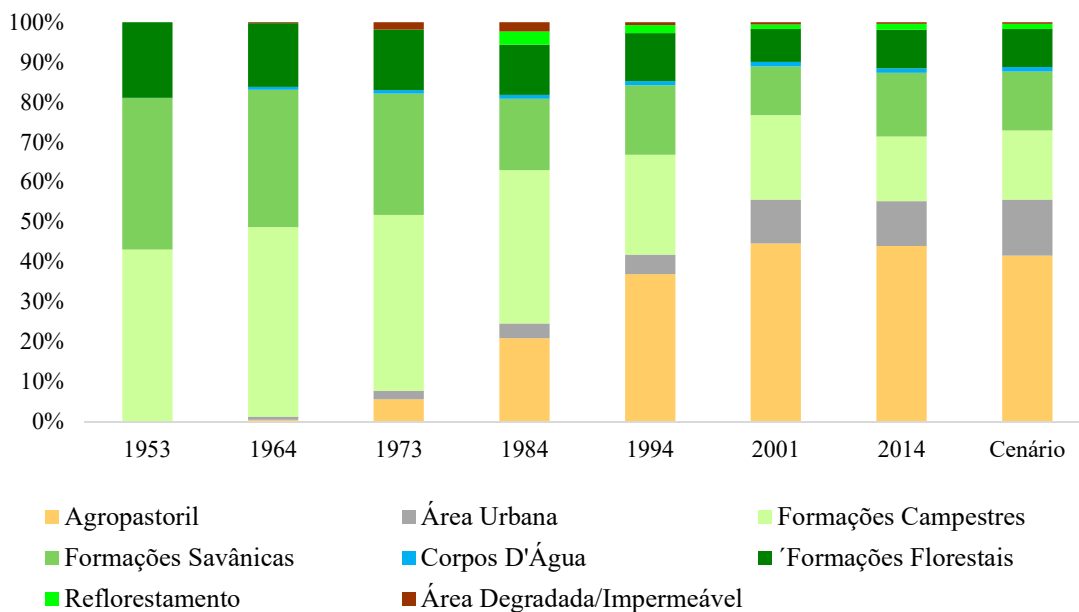
Figura 4.3 Série histórica de uso e ocupação do solo do Distrito Federal para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial.



Fonte: UNESCO, 2002; IBRAM, 2014.

Analisando a Figura 4.3, é possível identificar duas tendências principais de mudança de solo: a conversão das áreas naturais em áreas urbanas, inicialmente, concentrada na bacia do Lago Paranoá, e posteriormente, espreada para as bacias adjacentes, a partir de 1964, e intensificada entre 1994 e 2001; e a conversão de áreas naturais em áreas agropastoris, inicialmente, na região da bacia do Rio Preto a partir de 1973, e nas bacias do São Bartolomeu, Descoberto e Corumbá a partir de 1984. Ocorre também a conversão de áreas naturais em corpos d'água, em virtude dos represamentos que formaram o Lago Paranoá entre 1953 e 1964; a Lagoa Santa Maria entre 1964 e 1973; e o Reservatório do Descoberto, entre 1973 e 1984. Para o cenário tendencial, o padrão adotado foi de expansão e adensamento da área urbana consolidada, com conversão de remanescentes rurais. A Figura 4.4 apresenta as porcentagens para cada classe de uso do solo da série analisada.

Figura 4.4 Porcentagem das classes de uso do solo do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Na Figura 4.4 é possível observar a alteração dos padrões de uso do solo no DF, com o surgimento da área urbana e agropastoril, e a diminuição das formações savânicas e florestais. Entre os anos 1984 e 1994 ocorreu a diminuição significativa da classe “formações campestres” de 38% para 25%. Nesse mesmo período houve o aumento da classe “agropastoril” de 20% para 37%, alcançando 45% em 2001, quando se estabilizou. A área urbana teve o crescimento mais significativo entre 1994 e 2001, quando passou de 5% para 11%. Entretanto, os dados populacionais indicam que o período de maior crescimento da população urbana do DF foi entre

1973 e 1984, quando houve um aumento de 769.903 habitantes para 1.470.299 habitantes (CODEPLAN, 1977; CODEPLAN, 1985), o que pode indicar um problema no mapeamento.

É importante ressaltar que existem algumas incongruências entre o mapeamento de cada ano, oriundas do método de classificação empregado por UNESCO (2002). Onde, por exemplo, algumas áreas são classificadas como área urbana em um ano, e no ano seguinte essa área é atribuída a uma classe diferente, não significando que houve alteração do tipo de uso, mas sim uma inconsistência da classificação.

Os dados de densidade demográfica foram obtidos a partir de dados demográficos compilados de diversas fontes (IBGE, 1960; IBGE, 1964; IBGE, 1970; CODEPLAN, 1977; CODEPLAN, 1985; IBGE, 2000; IBGE, 2010). A Tabela 4.3 apresenta a população do DF.

Tabela 4.3 População do Distrito Federal para os anos 1964, 1973, 1984, 1994, 2000 e 2010.

População	Ano					
	1964	1973	1984	1994	2000	2010
<b>Rural</b>	–	23.496	43.932	129.693	89.647	102.727
<b>Urbana</b>	–	769.903	1.426.367	1.692.253	1.961.499	2.453.784
<b>Total</b>	141.742	793.399	1.470.299	1.821.946	2.051.146	2.556.511

Fonte: IBGE, 1960; IBGE, 1964; IBGE, 1970; CODEPLAN, 1977; CODEPLAN, 1985; IBGE, 2000; IBGE, 2010.

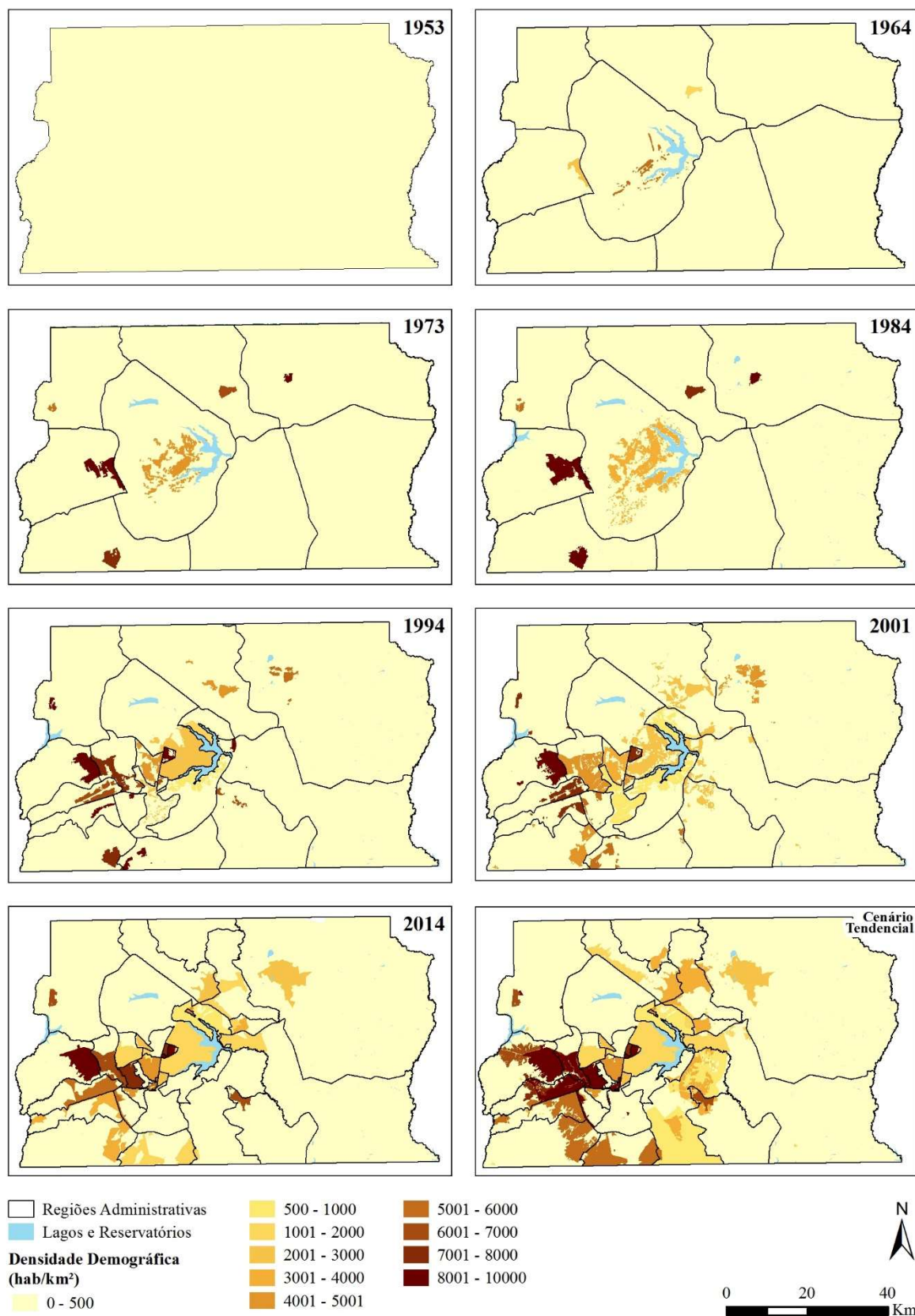
A população do DF cresceu vertiginosamente em um período de aproximadamente 50 anos, após o início da construção de Brasília, em 1956 (CODEPLAN, 2013). No início dos anos 1950, estima-se que não havia mais que 5 mil habitantes dispersos pela região que viria a ser o DF (LARA, 2016). Em 1957, após o início da construção de Brasília, estima-se que cerca de 12 mil pessoas já haviam chegado a região (IBGE, 1960). Após a inauguração de Brasília, em 1960, esse número passou a crescer rapidamente, atingindo 141.742 habitantes em 1964. Entre 1973 e 1984 a população praticamente dobrou. Entre 1994 e 2000, o ritmo de crescimento caiu, mas taxas continuaram positivas e acima da média nacional, e se manterão assim até pelo menos 2030 (CODEPLAN, 2018; IBGE, 2019). A PDAD (CODEPLAN, 2018) estima que, em 2018, o DF possuía 2.881.854 habitantes. De acordo com as estimativas do IBGE, em 2020 serão 3.223.048 habitantes, e 3.773.409 habitantes em 2030. Nesse ponto, cabe lembrar que o Distrito Federal foi planejado para abrigar 500 mil habitantes (BRASIL, 1953), sendo esse número ultrapassado já em 1973, apenas 13 anos após a inauguração da capital.

Para os cálculos de densidade demográfica buscou-se diferenciar a população urbana e rural, e também a distribuição da população entre as RA. Para o ano 1953 não há contagem populacional para o Distrito Federal. Nesse caso, a densidade populacional foi considerada



como a mais baixa entre as classes definidas. Para o ano 1964 não houve diferenciação entre área urbana e rural. Nesse caso a população total das RA Brasília, Núcleo Bandeirante, Gama e Taguatinga foi considerada como urbana, e a população total das RA Planaltina, Brazlândia, Paranoá e Jardim foi espacializada por toda área da RA. Para o ano 1984 não houve discriminação da população rural entre as RA, nesse caso a densidade demográfica da área rural foi calculada utilizando a população rural total e área rural total do DF. Para os anos 2001 e 2014 foram utilizados os dados do Censo Demográfico 2000 e Censo Demográfico 2010, respectivamente. Para o Cenário Tendencial, a densidade foi baseada no ano anterior (2014), e para as áreas onde são previstos adensamento da área urbana, atribuiu-se uma classe de densidade acima da classe do ano de referência. A Figura 4.5 apresenta os mapas de densidade demográfica do DF. O aumento da densidade demográfica é intensificado a partir de 1963, e a região sudoeste do DF apresentou as densidades mais altas na série avaliada, destacando-se as RA Ceilândia, Taguatinga e Samambaia. Esse padrão foi mantido no Cenário Tendencial a partir do prognóstico do ZEE-DF, que prevê o adensamento e expansão urbana nessa região (GDF, 2017).

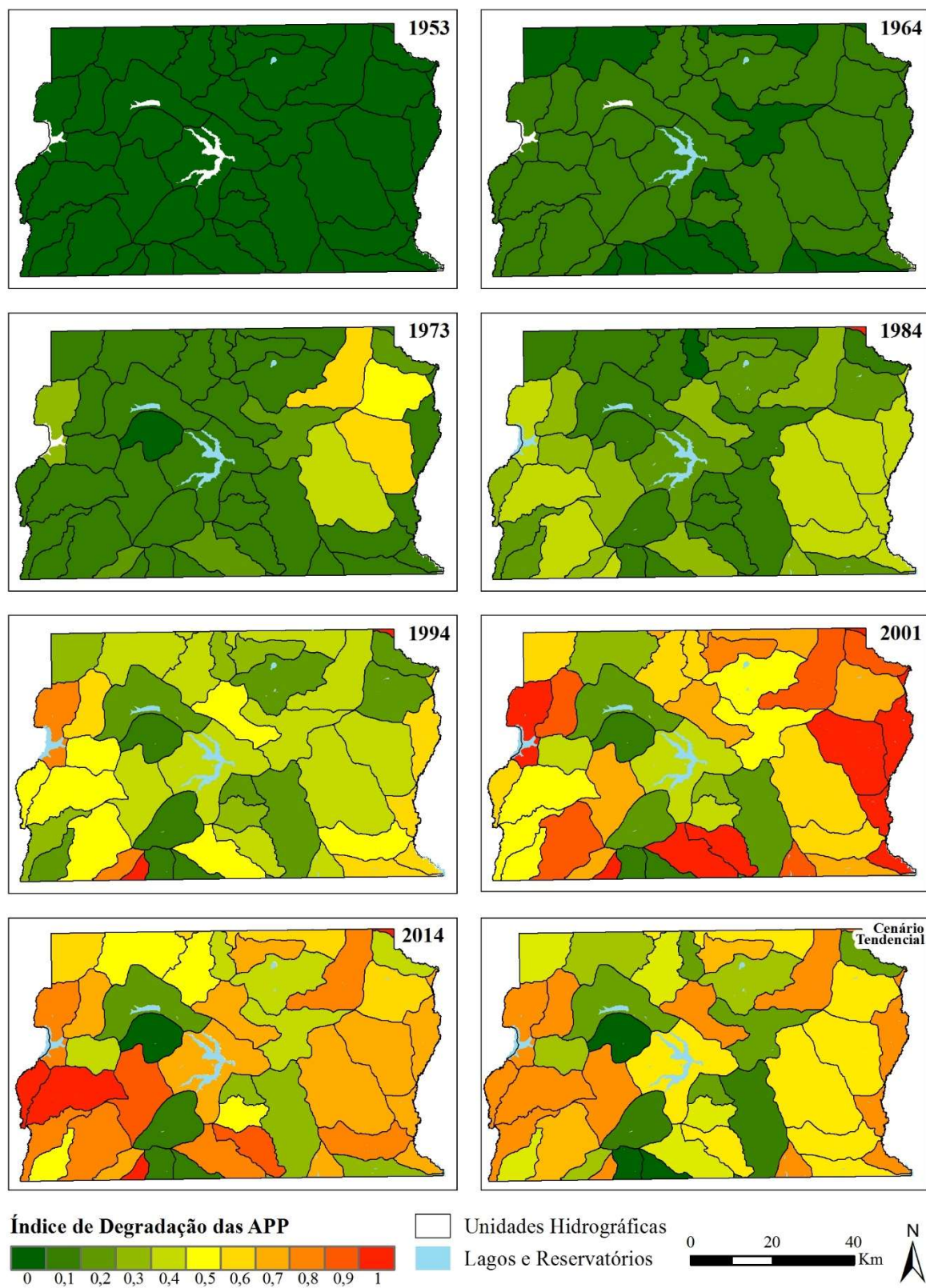
Figura 4.5 Densidade demográfica do Distrito Federal para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 2001, 2014 e cenário tendencial.



Fonte: IBGE, 1960; IBGE, 1964; IBGE, 1970; CODEPLAN, 1985; IBGE, 2000; CODEPLAN, 2003; IBGE, 2010.

O índice de degradação das APP foi calculado para cada unidade hidrográfica, e reflete área de vegetação preservada em relação a área de APP. O valor zero representa que a APP da unidade hidrográfica possui 100% de vegetação preservada, enquanto o valor 1 representa que a unidade hidrográfica possui menos de 50% de vegetação preservada na área de APP. Os mapas de índice de degradação da APP estão apresentados na Figura 4.6. É possível observar que houve degradação das APP em praticamente todas as unidades hidrográficas.

Figura 4.6 Índice de degradação das Áreas de Preservação Permanente - APP Distrito Federal para os anos 1953, 1964, 1973, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial.



Fonte: elaborado pelo autor.

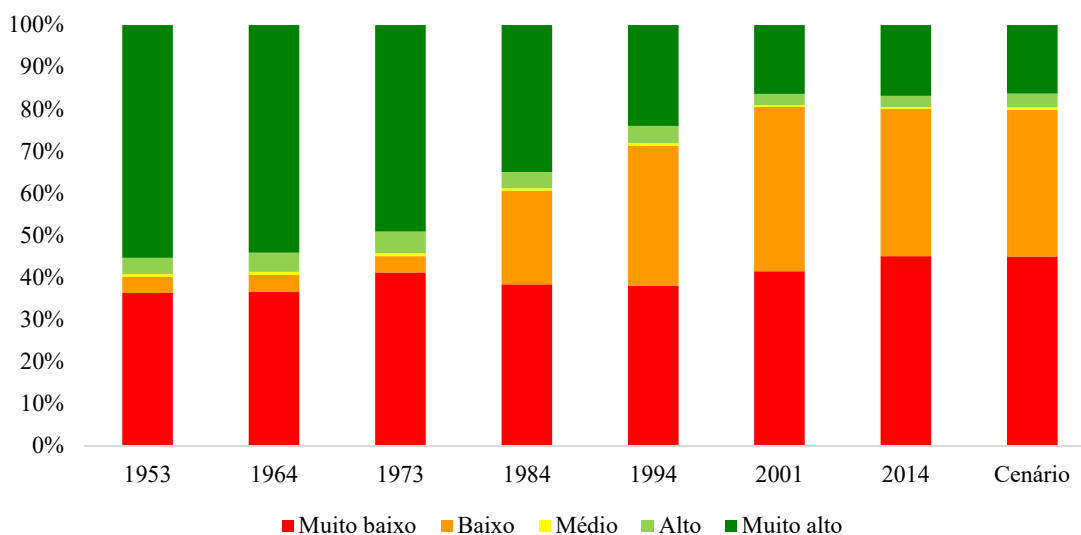
### 4.3.3 POTENCIAIS DE PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Esta seção apresenta os resultados obtidos para o mapeamento da série histórica e do Cenário Tendencial dos PPSE.

#### 4.3.3.1 PPSE Regulação dos Fluxos de Água

O mapeamento do PPSE manutenção dos fluxos de água foi obtido por meio do indicador potencial de recarga de aquífero. A Figura 4.7 apresenta os percentuais do PPSE para cada ano avaliado.

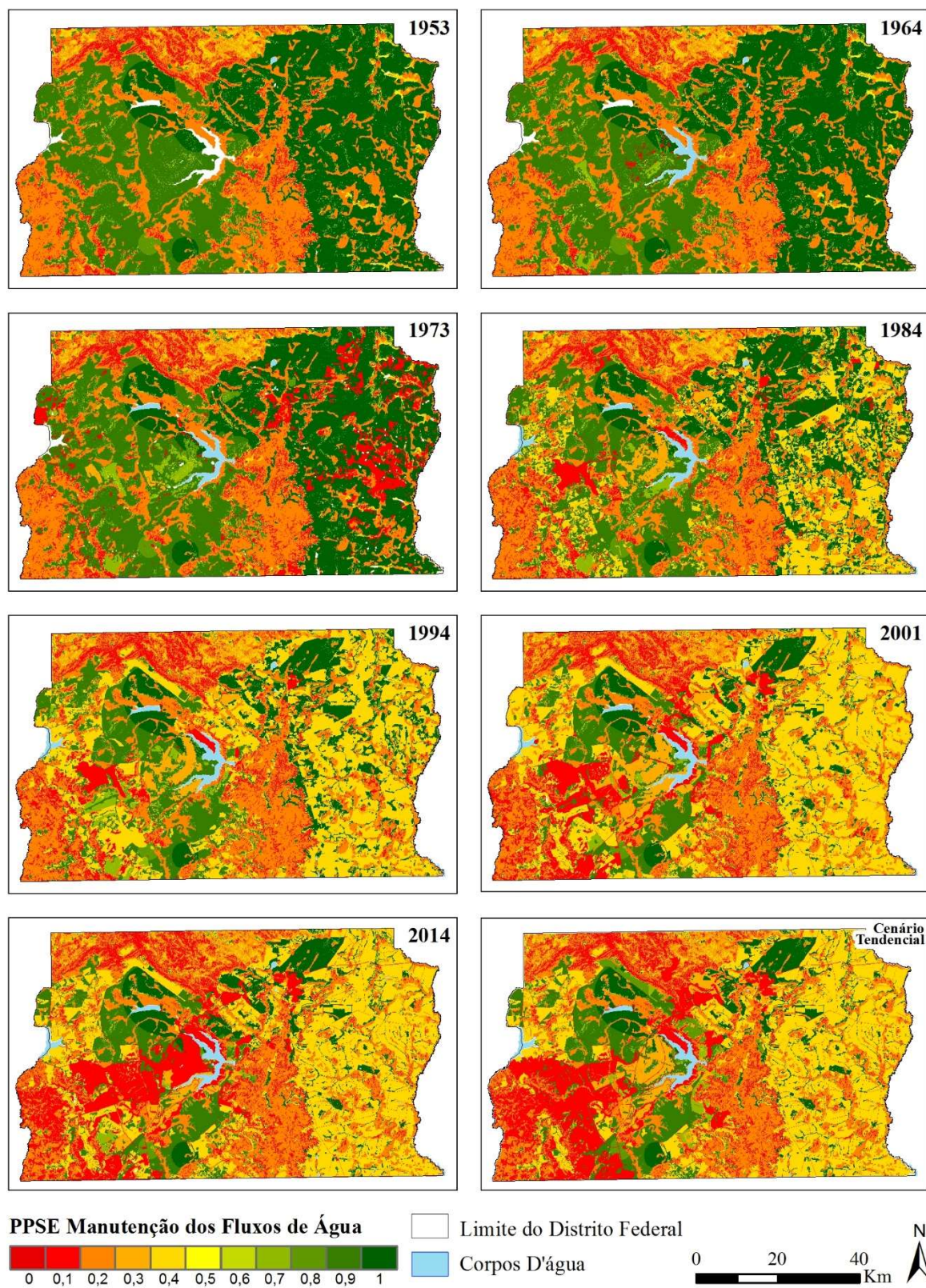
Figura 4.7 Porcentagem das classes muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto para o PPSE manutenção dos fluxos de água do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial.



Fonte: elaborado pelo autor.

Na figura acima é possível observar que o percentual para a classe “muito baixo” se manteve semelhante ao longo dos anos avaliados, entre 36% e 45%, em razão da existência de áreas que, em virtude de suas características pedo-geomorfológicas, mesmo nas condições naturais (ano de 1953) não possuem potencial elevado para recarga de aquíferos. Em contrapartida, houve aumento da classe “baixo”, de 4% em 1953 para 35% em 2014, e diminuição da classe “muito alto”, de 55% em 1953 para 17% em 2014. Observa-se que a maior diminuição do PPSE ocorreu a partir de 1973, estabilizando-se em 2001. A Figura 4.8 apresenta os mapas de PPSE manutenção dos fluxos de água.

Figura 4.8 Potencial de prestação do serviço ecossistêmico – PPSE manutenção dos fluxos de água do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial.



Fonte: elaborado pelo autor.

Na Figura 4.8 pode-se observar a diminuição do PPSE manutenção dos fluxos de água ao longo do tempo. Essa diminuição, deve-se à impermeabilização das superfícies em razão do espraiamento da mancha urbana e da área agrícola, que ocorreu justamente sobre as áreas de maior potencial de recarga, reduzindo drasticamente o volume de água infiltrada no solo (ADASA, 2015). A estabilização da área de PPSE “muito alto” a partir de 2001 e mantida inclusive no Cenário Tendencial, deve-se ao fato de que a partir dessa data, as áreas de alto potencial de recarga restantes são, basicamente, áreas protegidas, como o Parque Nacional, a Estação Ecológica Águas Emendadas, Estação Ecológica Jardim Botânico e áreas adjacentes.

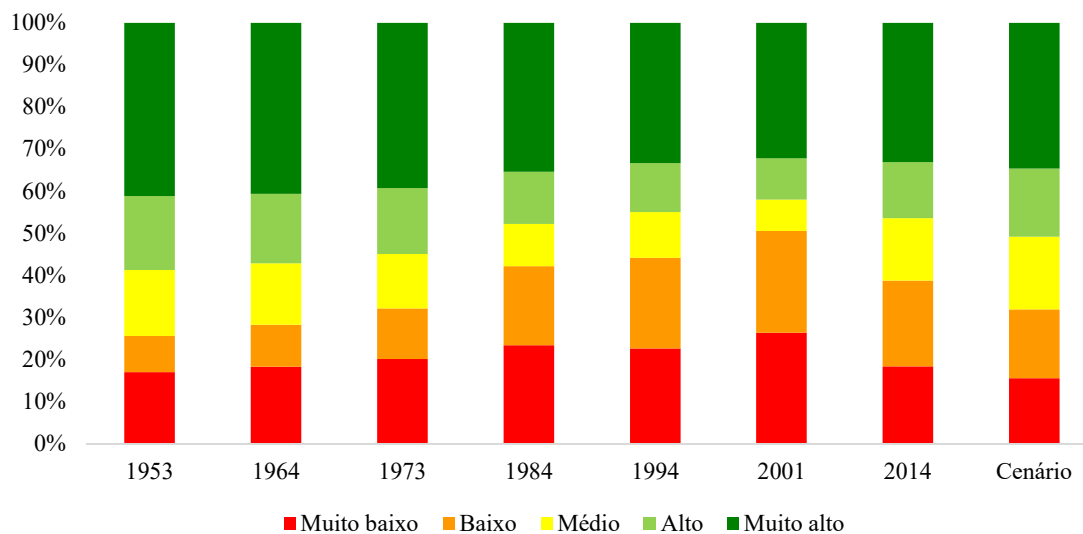
O potencial de recarga de aquíferos é um importante risco ambiental para o DF, uma vez que os processos de recarga têm função estratégica para o ressurgimento de água nas nascentes e manutenção da vazão de base dos rios, em função da condição geomorfológica do DF, posicionado em região de cabeceira (GDF, 2017; ROSSI, 2018). Além disso, devido a disponibilidade limitada de água superficial, a exploração dos reservatórios subterrâneos passou a ser uma alternativa de abastecimento de água para a população (ADASA, 2015). A impermeabilização dos solos decorrente da expansão populacional e o aumento da exploração subterrânea, principalmente nos condomínios residenciais por meio de poços tubulares profundos, impõe situação de risco a região (ADASA, 2015).

O resultado demonstrado demonstra que a integridade das áreas de proteção, como últimos remanescentes de áreas naturais e com alto potencial para recarga de aquíferos, é fundamental para manutenção dos fluxos de água no DF. Uma alternativa a ser avaliada, é a criação de áreas para recarga artificial de aquífero (FETTER, 1994), prática que consiste na indução da infiltração ou injeção de água nos sistemas aquíferos, por meio de caixas ou barragens de infiltração, por exemplo.

#### *4.3.3.2 PPSE controle de erosão*

O PPSE controle de erosão foi mapeado por meio do indicador perda de solo por erosão, que utilizou a USLE (WISCHMEIER & SMITH, 1978) e os limites de tolerância a perda de solos (LOMBARDI NETO & BERTONI, 1975). A Figura 4.9 apresenta os percentuais do PPSE para cada ano analisado.

Figura 4.9 Porcentagem das classes muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto para o PPSE controle de erosão do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial.

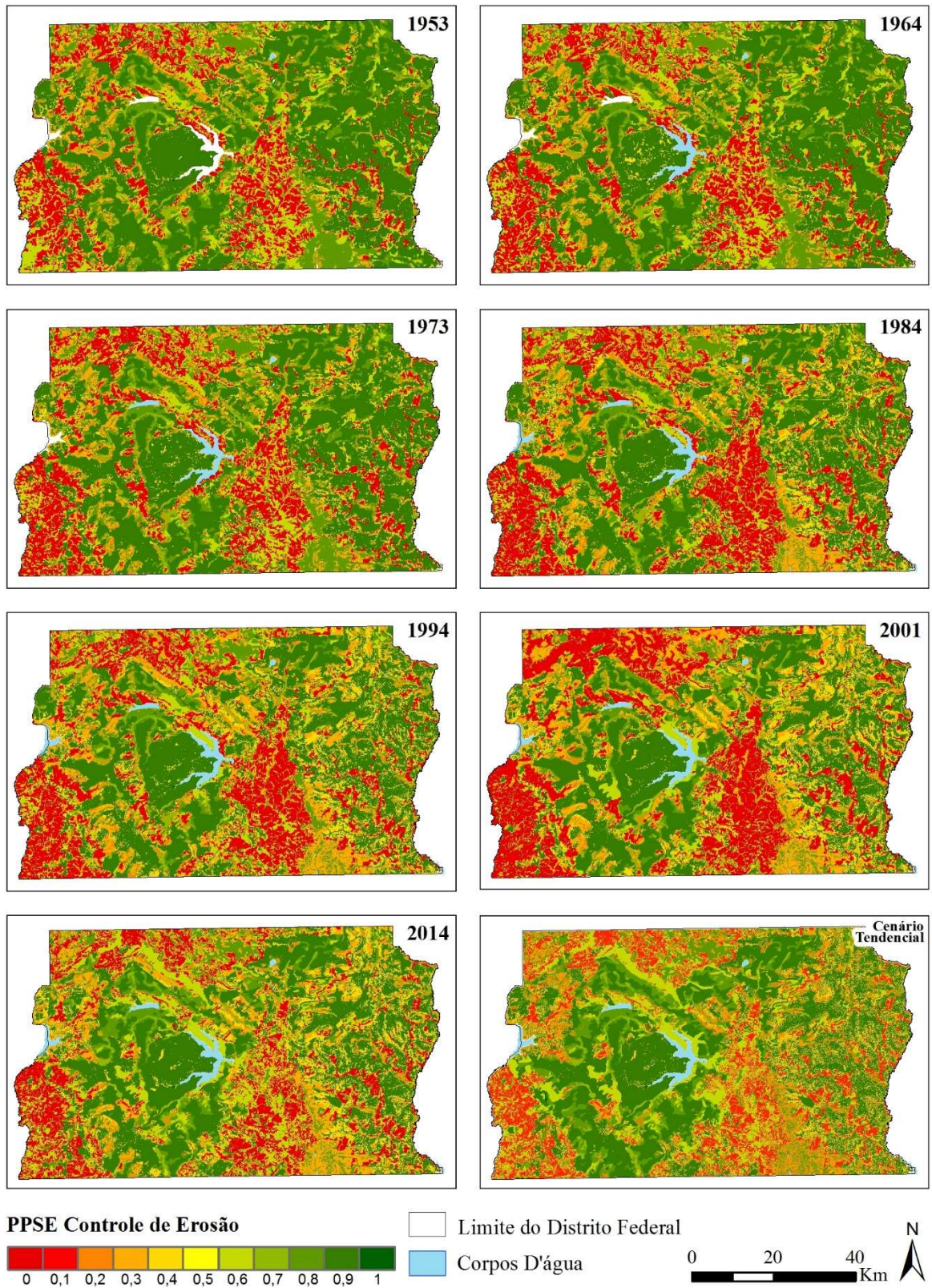


Fonte: elaborado pelo autor.

Em geral, observa-se pouca variação desse PPSE ao longo da série histórica analisada. A principal mudança ocorre a partir de 1984, quando se observa o aumento da classe “baixo”, de 12% em 1973 para 19% em 1984, atingindo 24% em 2001. Esse aumento ocorre função da expansão da área agrícola e da retirada de cobertura vegetal em solos susceptíveis. O valor da classe “baixo” é reduzido no ano de 2014 (21%), o que pode representar, na realidade, a diferença na escala dos mapas de uso utilizados. A Figura 4.10 apresenta o mapeamento do PPSE controle de erosão.



Figura 4.10 Potencial de prestação do serviço ecossistêmico – PPSE controle de erosão do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial.



Fonte: elaborado pelo autor.

Um ponto importante a ser ressaltado, é que os valores de CP utilizados para caracterizar a influência antrópica nos processos de erosão, não considerou diferenças entre as áreas urbanas e nem os processos de consolidação dessas áreas ao longo do período de tempo avaliado, o que fez com que todas as áreas urbanas apresentassem baixo potencial à erosão laminar. Esse fato fez com que o PPSE médio, alto e muito alto aumentasse entre 2014 e o Cenário Tendencial (de 15%, 13% e 33% para 17%, 20% e 36%, respectivamente) devido ao aumento da área urbana, a qual a metodologia aplicada atribuiu altos valores de PPSE.

É sabido que a impermeabilização do solo reduz os processos erosivos, infringindo algum controle de erosão (LIMA, et al. 2017). Entretanto, esse controle não ocorre nas áreas em processo de construção ou mesmo sem infraestrutura, que se tornam grandes fontes produtoras de sedimentos, mas o modelo aplicado não foi capaz de diferenciar essas áreas. Para as próximas aplicações, o detalhamento da morfologia urbana pode propiciar resultados mais coerentes (CASTRO, 2017).

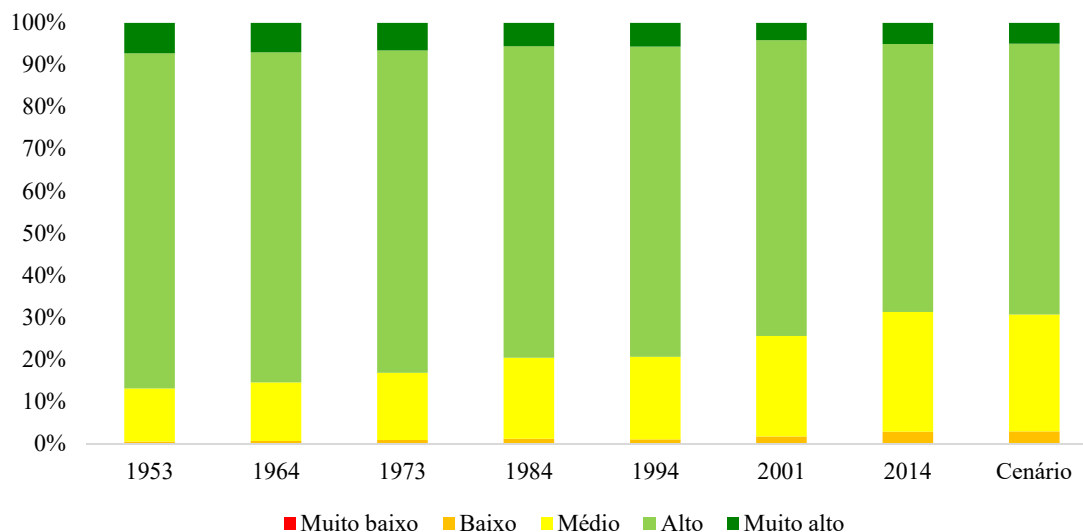
A erosão laminar é uma vulnerabilidade natural do DF. O Relatório Belcher (BRASIL, 1957) já alertou sobre esse problema durante a inspeção realizada para reconhecimento da área da futura capital. O ZEE-DF mapeou o risco intrínseco à erosão, concluindo que cerca de um terço do DF apresenta risco muito alto de perda de solo (GDF, 2017). Essa vulnerabilidade natural tende a se agravar sob interferências antrópicas (SHEN & JULIEN, 1993; CARVALHO et al., 2000; MENEZES et al., 2012), ocasionado diversos impactos, tais como a perda de solos férteis, a redução da qualidade da qualidade da água, o assoreamento de corpos hídricos e reservatórios, redução da quantidade de água e de maneira geral, a degradação ambiental com redução da produtividade global dos ecossistemas terrestres e aquáticos (GDF, 2017).

Ressalta-se que, no DF, as atividades antrópicas estão localizadas, não por acaso, sobre as áreas que apresentam menor risco de erosão. As áreas identificadas com menor PPSE controle de erosão devem ser destinadas à usos que respeitem sua sensibilidade, a fim de evitar os impactos mencionados acima, como preconiza o PDOT e o ZEE-DF (DISTRITO FEDERAL, 2009; DISTRITO FEDERAL, 2019).

#### *4.3.3.3 PPSE mitigação de alagamento*

O mapeamento do PPSE mitigação de alagamento foi realizado por meio do indicador risco de alagamento. A Figura 4.11 apresenta os percentuais do PPSE para cada ano analisado.

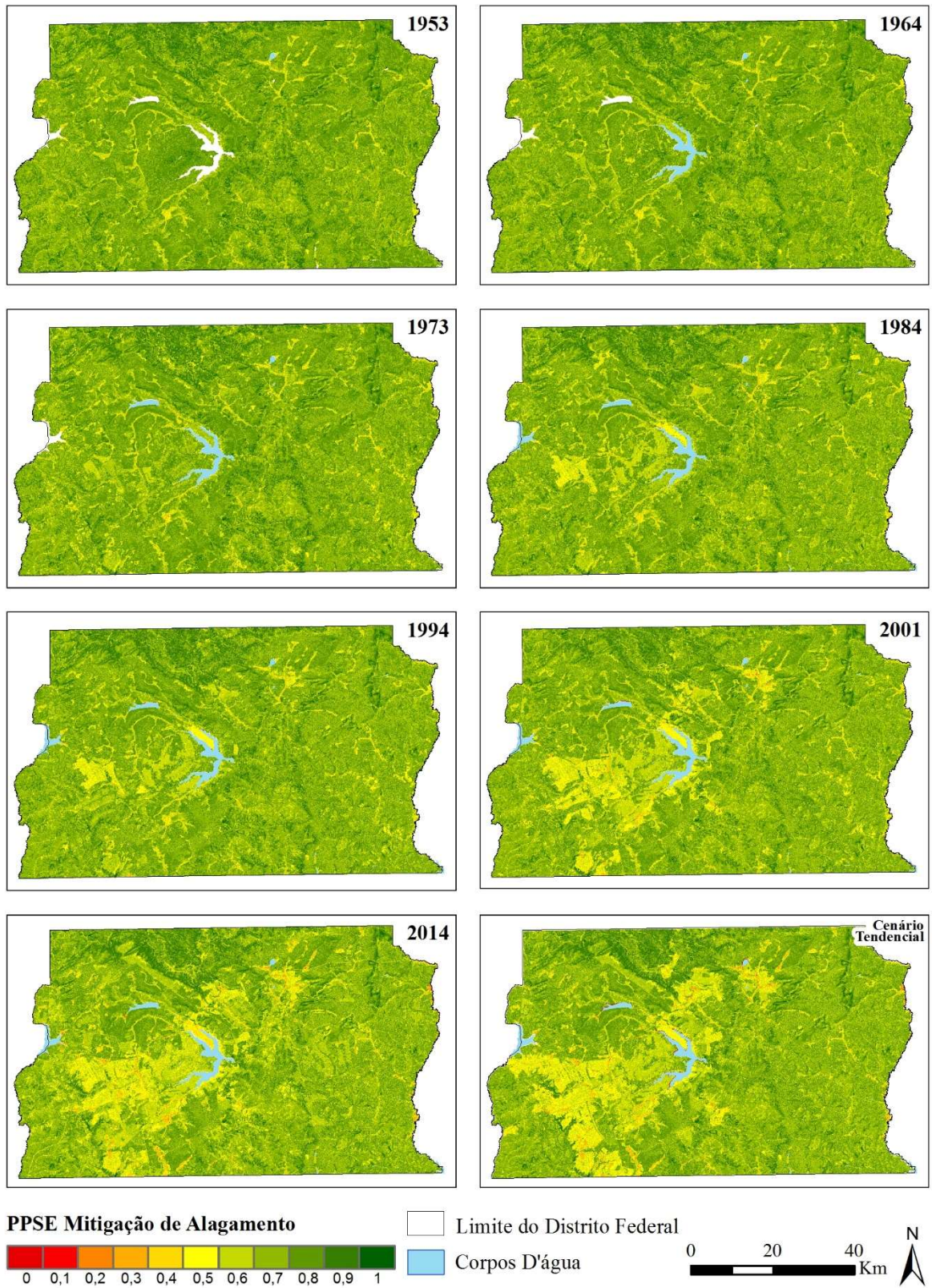
Figura 4.11 Porcentagem das classes muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto para o PPSE mitigação de alagamento do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial.



Fonte: elaborado pelo autor

As mudanças no PPSE mitigação de alagamento referem-se na transição da classe “alto” para a classe “médio”. Em 1953, 13% do DF apresentou médio PPSE e em 2014, esse valor subiu para 28%. Também se observa o aumento da classe “baixo” de 0,5%, em 1953, para 3%, em 2014. A classe “alto” alterou-se de 88%, em 1953, para 73%, em 1973 e para 63%, em 2014. Para o Cenário Tendencial há pouca alteração em relação à 2014, com todas as classes variando menos de 1%. A Figura 4.12 apresenta o mapeamento do PPSE mitigação de alagamento.

Figura 4.12 Potencial de prestação do serviço ecossistêmico – PPSE mitigação de alagamento do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial.



Fonte: elaborado pelo autor.

A maior parte do DF apresenta alto PPSE mitigação de alagamento, sendo que esse alto potencial foi reduzido de 80%, em 1953, para 63%, em 2014, com as maiores reduções ocorrendo entre 1973 a 2014. O bom potencial está relacionado à predominância nos Latossolos nas superfícies planas, que, por serem solos bastante permeáveis, possibilitam a infiltração da água (REATTO, et al, 2004). A ocorrência de áreas de declividade elevada (maior que 8%) e Cambissolos, que ocupam cerca de 30% do DF, também influenciou no PPSE alto, pois essas áreas favorecem o escoamento superficial.

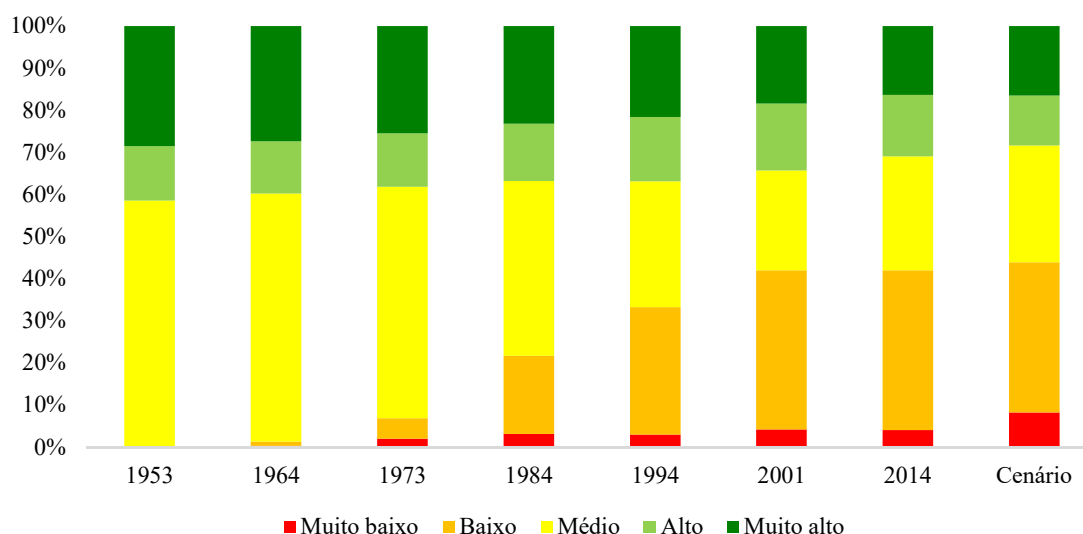
O aumento da classe “médio” está associado à expansão da área urbana, onde a impermeabilização do solo impossibilita a infiltração das águas pluviais e aumenta o escoamento superficial. Essas águas, não sendo comportadas pelos sistemas de drenagem, acarretam no alagamento (GDF, 2008; MENEZES, 2010).

O modelo utilizado indica as áreas onde o escoamento superficial é dificultado, e há maior propensão de que a água se acumule (NETO et al., 2017). Entretanto, uma limitação é que o modelo sinaliza a ocorrência de potencial baixo nos fundos de vale e canais de drenagem, onde sabe-se que o acúmulo de água é um processo natural.

#### 4.3.3.4 PPSE manutenção da qualidade das águas subterrâneas

O mapeamento do PPSE manutenção da qualidade das águas subterrâneas foi efetuado por meio do indicador risco de contaminação das águas subterrâneas. A Figura 4.13 apresenta os percentuais do PPSE para cada ano analisado.

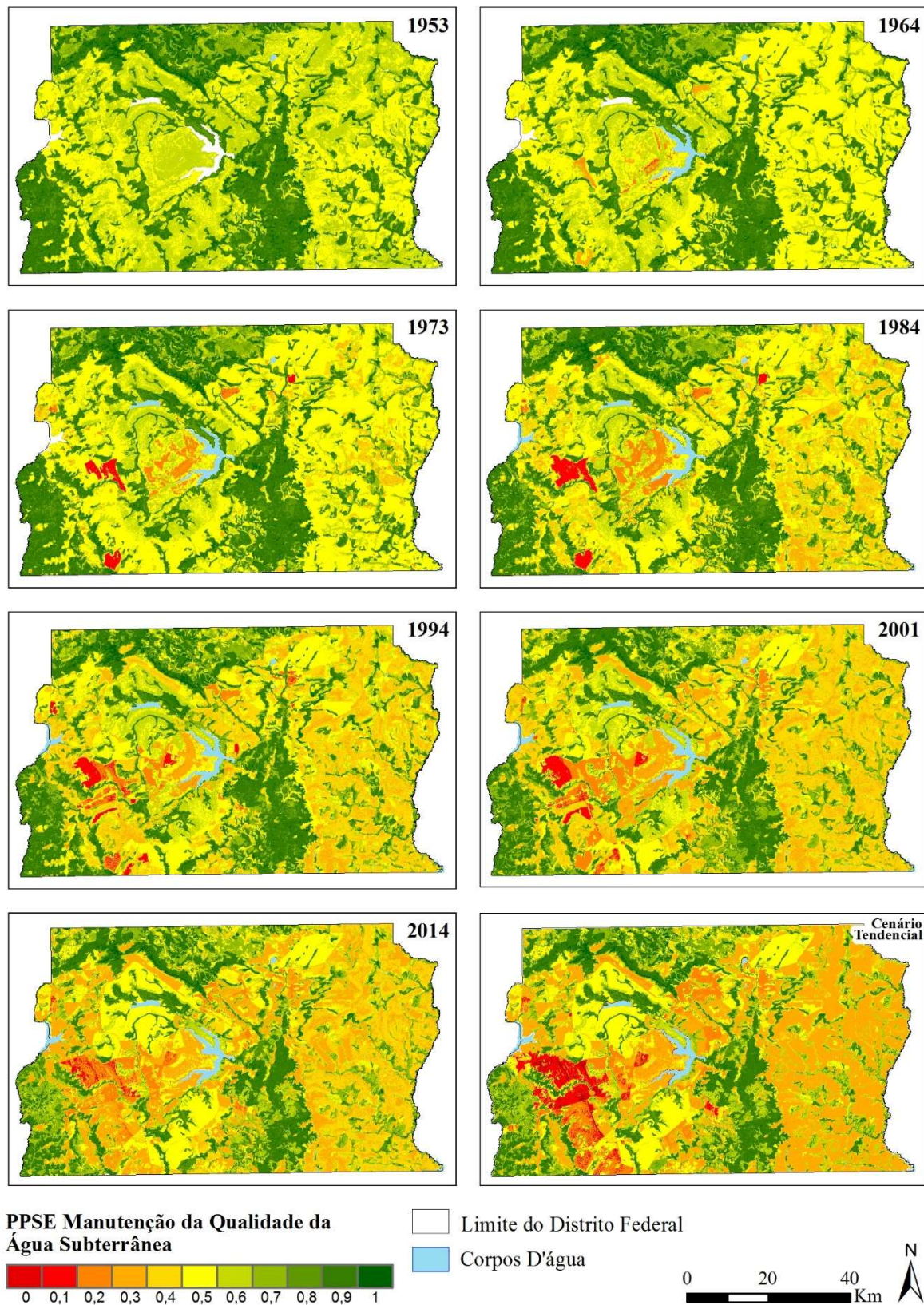
Figura 4.13 Porcentagem das classes muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto para o PPSE manutenção da qualidade das águas subterrâneas do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial.



Fonte: Elaborado pelo autor.

As mudanças do PPSE manutenção da qualidade da água foram bastante intensas nos anos analisados. Em seu estado de vegetação natural, no ano de 1953, o DF apresentava 59% de PPSE médio, e 29% de PPSE muito alto. A partir de 1973, observa-se a redução gradativa da classe “médio” e o crescimento das classes “baixo” e “muito baixo”. Em 1953, a classe “baixo” representava 0,03% do DF; em 1994, esse valor aumentou para 30%; e finalmente, em 2001, alcançou 38%, quando se estabilizou. Para o Cenário Tendencial, observa-se o aumento da área de classe “muito baixo” de 4%, em 2014, para 8%. A Figura 4.14 apresenta o mapeamento do PPSE manutenção da qualidade das águas subterrâneas para os anos analisados.

Figura 4.14 Potencial de prestação do serviço ecossistêmico – PPSE manutenção da qualidade da água subterrânea do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial.



Fonte: elaborado pelo autor.

É interessante ressaltar que, dentro da metodologia aplicada, o DF apresenta considerável vulnerabilidade natural à contaminação dos aquíferos, devido à natureza permeável de seus solos, como pode ser observado no mapeamento do PPSE para 1953 que apresenta 59% da área com PPSE médio. A retirada da cobertura vegetal, e sua substituição por usos potencialmente contaminantes, transformou essa vulnerabilidade em risco. É importante ressaltar que a ocupação antrópica (área urbana e agricultura), concentra-se justamente sobre as áreas com maior vulnerabilidade à contaminação, caracterizadas por declividade baixa (0 a 8%) e solos permeáveis (Latosolo Vermelho e Latossolo Vermelho-Amarelo).

É possível observar que os maiores potenciais de prestação desse serviço estão localizados nas áreas de baixa condutividade hidráulica, altas declividades e vegetação natural. Parte dessas áreas manteve-se preservada entre 1953 e 2014, o que corresponde a manutenção dos valores “muito altos” de prestação desse serviço, alterado de 29% em 1953 para 16% em 2014. As áreas que apresentaram os menores potenciais são as áreas urbanas de alta densidade populacional, onde predominou a expansão urbana não planejada, a informalidade fundiária e ausência de infraestrutura de saneamento.

Para o Cenário Tendencial observa-se o aumento da classe de PPSE “muito baixo”, de 4%, em 2014, para 8%. Esse aumento deve-se ao adensamento das áreas urbanas, especialmente na porção sudoeste do DF, considerado pelo ZEE-DF um eixo de crescimento urbano e adensamento demográfico (GDF, 2017).

Em geral, os efluentes domésticos são considerados os principais focos de contaminação dos recursos hídricos subterrâneos no DF, principalmente em áreas de dinamização e adensamento urbano (ADASA, 2007). A existência de infraestrutura adequada de saneamento básico é fundamental para a manutenção da qualidade das águas subterrâneas, pois a concentração de fossas sépticas representa sérios riscos à contaminação dos aquíferos, assim como a disposição de esgoto à céu aberto, que pode infiltrar pelo solo (IPEA, 1995; ADASA, 2007; COELHO & DUARTE, 2008; GDF, 2017).

Nos anos 1970, apenas 46% da população era atendida com instalações de esgoto (fossas sépticas ou rede geral de coleta). Esse percentual aumentou para 71% em 1980, 83% em 1990, 88% em 2001 e 96% em 2014 (IPEA, 1998; IPEA, 2015). Dados da PDAD (CODEPLAN, 2014) apontam que em 2013, 85,95% dos domicílios do DF eram atendidos pela rede geral de esgoto; 10,5% dos domicílios possuíam fossa séptica; 3,96 possuíam fossa rudimentar e; 0,2% dos domicílios não havia nenhum tipo de coleta, com existência de esgoto



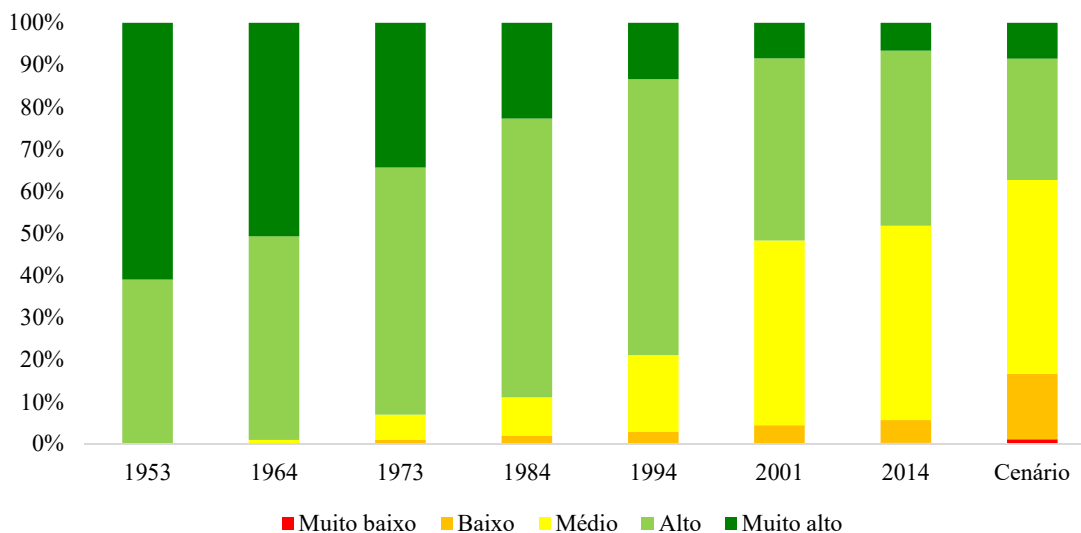
a céu aberto. O aumento da rede de coleta de esgoto ao longo do tempo proporcionou a redução da carga poluente, e consequentemente, a melhora da qualidade da água (GDF, 2008).

Nas áreas agrícolas, principalmente na bacia do Rio Preto, é possível observar o aumento de área com baixo PPSE. A diminuição do PPSE no período de tempo analisado é corroborada pelo aumento da área agropastoril calculada a partir dos mapas de uso, de 0,5% em 1964 para 45% em 2014, e pelas estimativas de área plantada do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, que passaram de insignificantes em 1953, para 79.569 ha em 1988 e 128.842 ha em 2010 (IPEA, 2011). Os insumos agrícolas utilizados, como agrotóxicos e fertilizantes químicos altamente solúveis, e sua aplicação contínua, são as principais fontes de contaminação dos recursos hídricos por metais, nitrato e fósforo (ADASA, 2007).

#### 4.3.3.5 PPSE manutenção da qualidade das águas superficiais

O PPSE manutenção da qualidade das águas superficiais foi obtido por meio do indicador de risco de contaminação das águas superficiais. A Figura 4.15 apresenta os percentuais do PPSE para os anos analisados.

Figura 4.15 Porcentagem das classes muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto para o PPSE manutenção da qualidade das águas superficiais do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial.

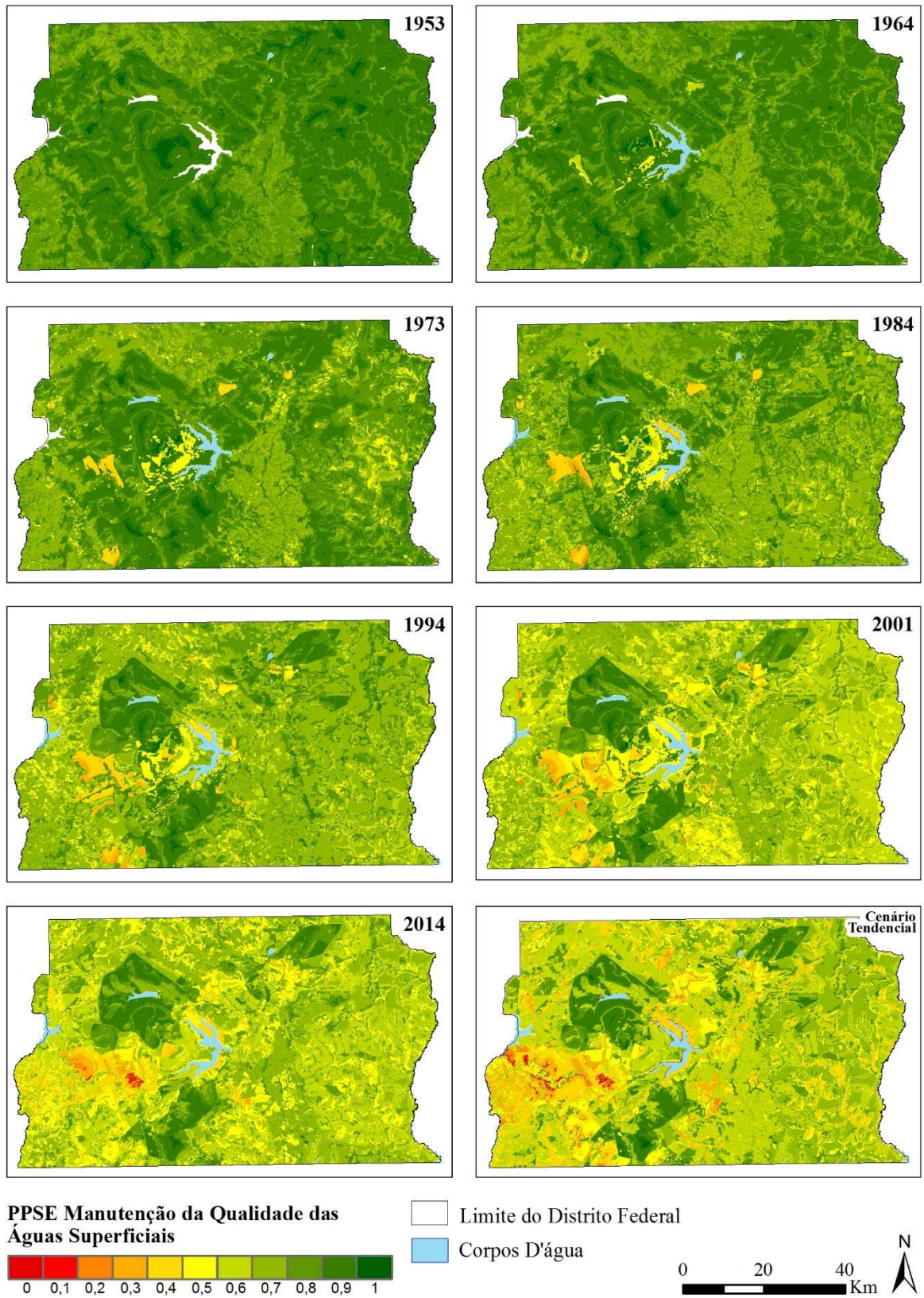


Fonte: elaborado pelo autor.

É possível observar alterações expressivas para esse PPSE ao longo da série histórica. Em 1953, o potencial para manutenção da qualidade das águas superficiais era 61% “muito alto” e 39% “alto”. A redução iniciou-se a partir de 1973, com a diminuição da classe “muito alto” e sua conversão na classe “médio”, que representava 6% do DF. Entre 1994 e 2001 a

classe “médio” passou de 18% para 44% e a classe “alto” foi reduzida de 65% para 43%. A classe “muito alto” foi drasticamente reduzida a partir de 1953, quando representava 61% do DF, para 34% em 1973, 22% em 1984, 13% em 1994, estabilizando-se em 2001 com cerca de 8%. O cenário tendencial apresenta aumento da classe “baixo”, de 5% em 2014, para 15%, e o surgimento da classe “muito baixo”, correspondendo a 1% do DF. A Figura 4.16 apresenta o mapeamento do PPSE manutenção da qualidade das águas superficiais.

Figura 4.16 Potencial de prestação do serviço ecossistêmico – PPSE manutenção da qualidade da água superficial do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial.



Fonte: elaborado pelo autor.

A qualidade da água de uma bacia está relacionada ao padrão de uso do solo em sua área de drenagem (NOVOTNY, 1994; DAUER et al., 2000; TONG & CHEN, 2002; GDF, 2008; LEE et al., 2009; WILSON & WENG, 2011; BU et al., 2014). Assim, utilizando o uso do solo para caracterizar existência de fontes poluentes, é possível observar a diminuição do PPSE à medida que os padrões de uso se alteram ao longo da série histórica analisada. Em 1953 foram identificadas apenas as classes de PPSE “muito alto” e “alto”. Em 1964, com início da ocupação urbana, surgiu a classe “médio”, ainda pouco abrangente (1%), e em 1994, essa classe atingiu 18% do DF, chegando a 46% em 2014.

Entretanto, apesar da redução do potencial ao longo do tempo, em 2014, 41% do DF apresentou “alto” PPSE. O modelo utilizado considera a alta declividade e a ocorrência de solos impermeáveis como determinantes para o risco de contaminação das águas superficiais, uma vez que essas características podem proporcionar o transporte de contaminantes e sedimentos até os corpos d’água. Assim, é natural que seja mantido um nível considerável de alto potencial, uma vez que grande parte do DF apresenta essas condições pedo-geomorfológicas opostas a essas.

As áreas que apresentaram maior redução de PPSE são de ocupação urbana. A concentração populacional, a produção de efluentes e resíduos sólidos, a impermeabilização das superfícies e o aumento da drenagem pluvial são alguns dos impactos causados pelos padrões atuais de ocupação urbana (GDF, 2008; GDF, 2017, CASTRO et al., 2019).

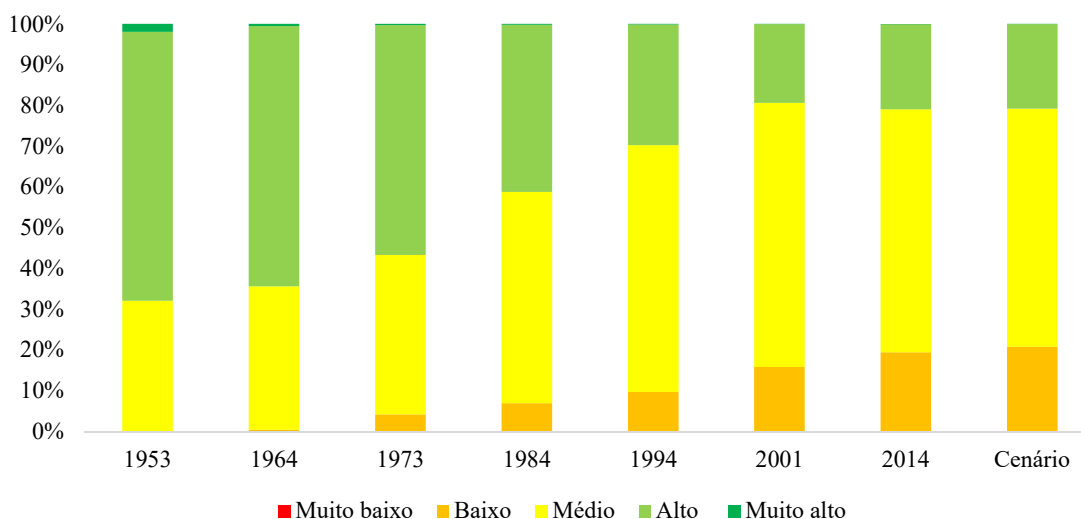
A expansão da rede de coleta de esgoto de 46%, em 1970, para 96%, em 2014 (IPEA, 1998; IPEA, 2015) e a implantação de estações de tratamento dos efluentes contribuíram para a redução das cargas poluentes oriundas dessas fontes pontuais, acarretando na melhora da qualidade das águas no DF (GDF, 2008). Entretanto, com a expansão da área urbana, o escoamento superficial nessas áreas tornou-se uma fonte significativa de contaminantes, onde os efluentes domésticos, resíduos sólidos e diversos outros tipos de poluentes (BAPTISTA, et al., 2005) são lavados pelas águas pluviais e transportados até os corpos hídricos (GDF, 2008). GDF (2008) aponta que, apesar de ainda existirem lançamentos clandestinos de esgotos não tratado, as vazões contribuintes desses esgotos podem, muitas vezes, ser consideradas desprezíveis em comparação ao volume de contribuição do escoamento superficial durante a ocorrência de um evento de chuva. Menezes et al. (2012) avaliou o escoamento superficial na bacia do Lago Paranoá para uma série histórica de 1954 a 2009, concluindo que o aumento do escoamento possui forte relação com o crescimento urbano e o assoreamento do Lago Paranoá.

Também é possível identificar diminuição do PPSE devido à expansão da área agrícola, em que o PPSE “alto” e “muito alto” foi substituído pela classe “médio”. Na área agrícola o PPSE degradou-se menos que nas áreas urbanas, devido à manutenção da permeabilidade do solo. Entretanto, o escoamento superficial de áreas rurais pode incluir sólidos suspensos, nutrientes, pesticidas e excrementos de animais em áreas de pastagens (GDF, 2008).

#### 4.3.4 POTENCIAIS DE PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS HÍDRICOS

Os mapas de PPSE foram integrados para gerar os mapas de PPSEh A Figura 4.17 apresenta os percentuais de PPSEh para cada ano analisado.

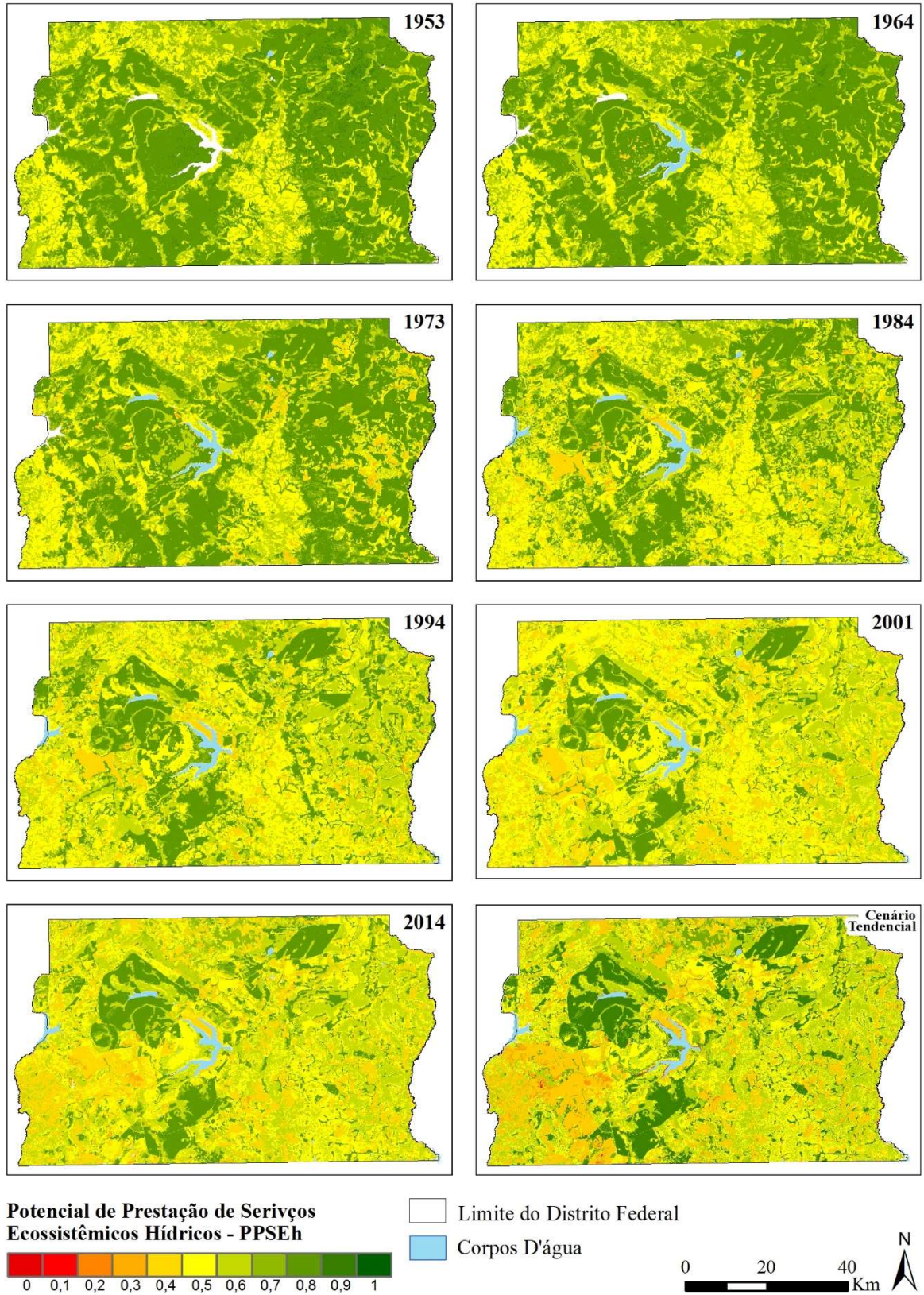
Figura 4.17 Porcentagem das classes muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto para o PPSEh do Distrito Federal, para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2001, 2014 e cenário tendencial.



Fonte: elaborado pelo autor.

Ao longo da série histórica é possível perceber a redução o PPSEh. Em 1953 o DF apresentava 66% de PPSEh alto, 2% de PPSEh muito alto e 32% de PPSEh médio. Em 1964, com o surgimento da ocupação urbana, o PSSE médio aumentou para 35%. A partir de 1973, as alterações passam a ser mais evidentes, correndo de forma progressiva até 2001, quando se estabilizam. Em 1973, 39% do DF apresentou PPSEh médio e em 2001, esse número era de 65%, enquanto o PPSEh alto, em 1973, era de 56%, diminuindo para 19% em 2001. A partir de 2001 ocorre a estabilização dos valores, que passam a apresentar variações mais sutis, inclusive para o Cenário Tendencial. A Figura 4.18 apresenta os mapas de PPSEh para anos avaliados.

Figura 4.18 Potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh do Distrito Federal para os anos 1953, 1964, 1973, 1984, 1994, 2006, 2014 e cenário tendencial.

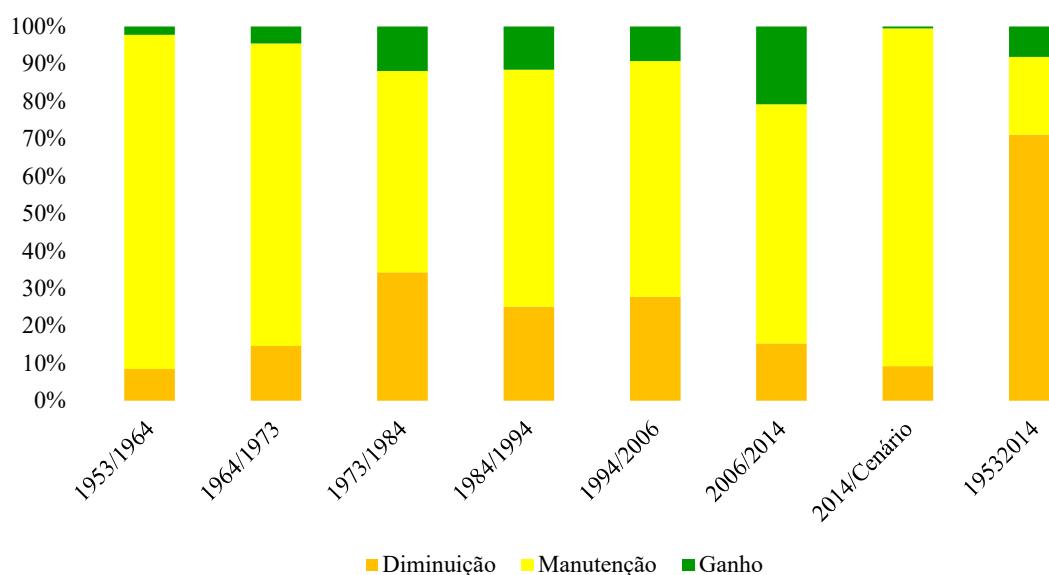


Fonte: elaborado pelo autor.

A mudança dos padrões de uso e cobertura da terra podem reduzir a prestação de SE (BATLLE-BAYER et al. 2010; CUMMING et al., 2014; DALLIMER, et al., 2015; TOMSCHA et al., 2016; SYRBE et al., 2017). Na Figura 4.18 possível observar a redução do PPSEh ao longo do período de análise. Em 1953, com cobertura vegetal natural, o DF apresentava potencial de prestação alto e muito alto para todos os SE englobados na análise. A partir de 1964, com as conversões do padrão de uso e ocupação, o PPSEh passou a ser reduzido. A expansão da ocupação urbana e da fronteira agrícola, provocaram a retirada da cobertura natural e a impermeabilização das superfícies (UNESCO, 2002; GDF, 2008; GDF, 2017) o que, dentro da metodologia empregada, impactaram diretamente a prestação dos SEh no DF.

É importante ressaltar que, em 2014, cerca de 60% do DF apresentava PPSEh médio, em função de que alguns PPSE abordados nessa análise são complementares e não apresentam sobreposição, por exemplo: uma área com alto PPSE manutenção da qualidade da água subterrânea terá baixo PPSE manutenção da qualidade da água superficial. Isso faz com, durante a integração, o valor médio predomine. Ainda assim, todos os anos avaliados na série histórica apresentaram diminuição do PPSEh. A Figura 4.19 apresenta os percentuais de áreas que sofreram diminuição, manutenção ou ganho de PPSEh, em relação ao ano anterior.

Figura 4.19 Diferença do PPSEh: porcentagem de áreas em que houve diminuição, manutenção ou perda em relação ao ano anterior.



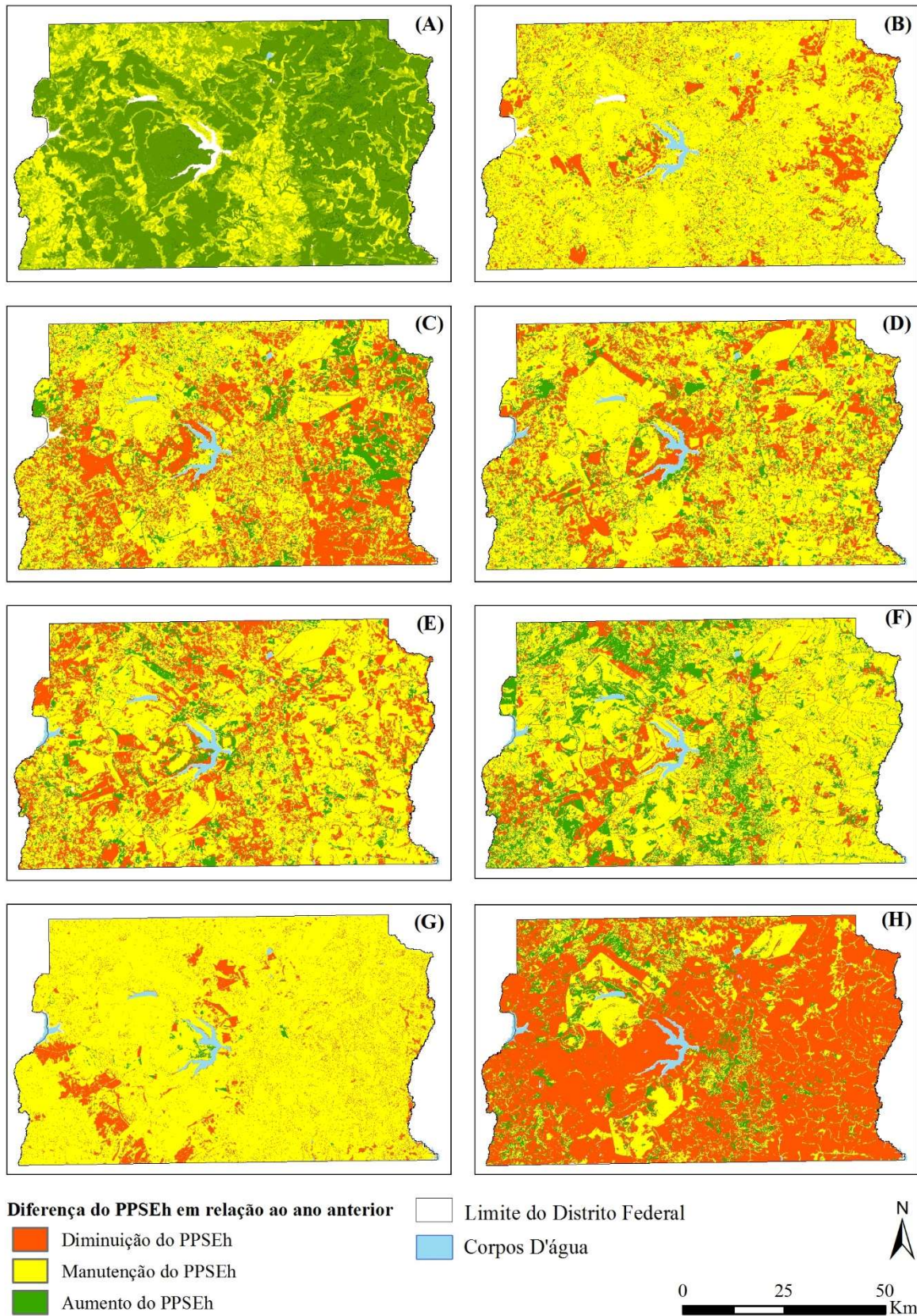
Fonte: elaborado pelo autor.

A maior diminuição dos PPSEh ocorreu entre 1973 e 1984, em que 34% do DF apresentou diminuição do PPSEh. Entre 1984 e 1994, a diminuição foi de 25%, entre 1994 e 2001, a diminuição ocorreu em 27% da área e entre 2001 e 2014, houve diminuição do PPSEh

em 9% do DF. Entre 2014 e o Cenário Tendencial, a diminuição foi de 9%. A diferença entre o PPSEh mapeado para os anos de 1953 e 2014 indica que em 71% do DF ocorreu diminuição do PPSEh. A Figura 4.20 apresenta os mapas de diferença do PPSEh de cada ano analisado em relação ao ano anterior, possibilitando a identificação das áreas onde houve diminuição, manutenção ou ganho de PPSEh.



Figura 4.20 Diferença do potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos – PPSEh.

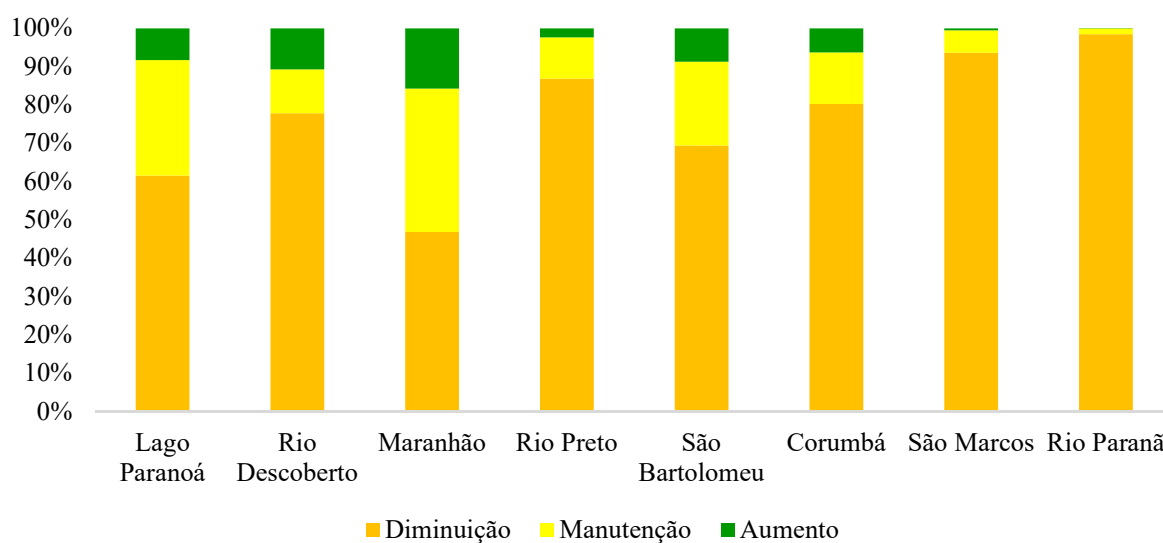


Legenda: (A) diferença entre 1964 e 1953; (B) diferença entre 1964 e 1973; (C) diferença entre 1973 e 1984; (D) diferença entre 1984 e 1994; (E) diferença entre 1994 e 2001; (F) diferença entre 2001 e 2014; (G) diferença entre 2014 e Cenário Tendencial; (H) diferença entre 1953 e 2014. Fonte: elaborado pelo autor.

Ao analisar a Figura 4.20 é possível identificar a tendência de diminuição do PPSEh ao longo da série histórica. Entretanto, algumas áreas destacam-se por apresentarem ganho de PPSEh entre os anos analisados. Esses “ganhos” podem ser relacionados a discrepâncias entre os mapeamentos de uso do solo, especialmente para os anos 2001 e 2014, onde foram utilizados mapas de uso do solo de escalas de detalhe diferentes.

A Figura 4.21 apresenta o percentual de áreas em que houve perda, manutenção ou ganho de PPSEh nas bacias hidrográficas entre 1953 e 2014.

Figura 4.21 Diferença do PPSEh entre 1953 e 2014 por bacias hidrográficas do Distrito Federal



Fonte: elaborado pelo autor.

As bacias dos rios São Marcos e Paranã apresentaram os maiores percentuais de diminuição de PPSEh. Entretanto, apenas uma pequena porção dessas bacias está compreendida no DF, o que torna a análise pouco representativa. Entre as outras bacias hidrográficas, a bacia do Rio Preto apresentou o maior percentual de diminuição de PPSEh, 87%. Na bacia do Rio Corumbá houve diminuição do PPSEh em 80% da área, e na bacia do Rio Descoberto em 77%. A bacia do Rio Maranhão apresentou o menor percentual de área com diminuição de PPSEh, 47%.

O Cenário Tendencial, construído com base nas tendências identificadas no ZEE-DF (GDF, 2017), teve como principal premissa a continuação da expansão e adensamento da área urbana, embasada pelas previsões de crescimento populacional no DF até 2030. A expansão urbana é identificada como a principal tendência de conversão do uso do solo no DF (GDF, 2017; BRANDÃO et al., 2017), enquanto previsões de padrões do uso do solo realizadas para

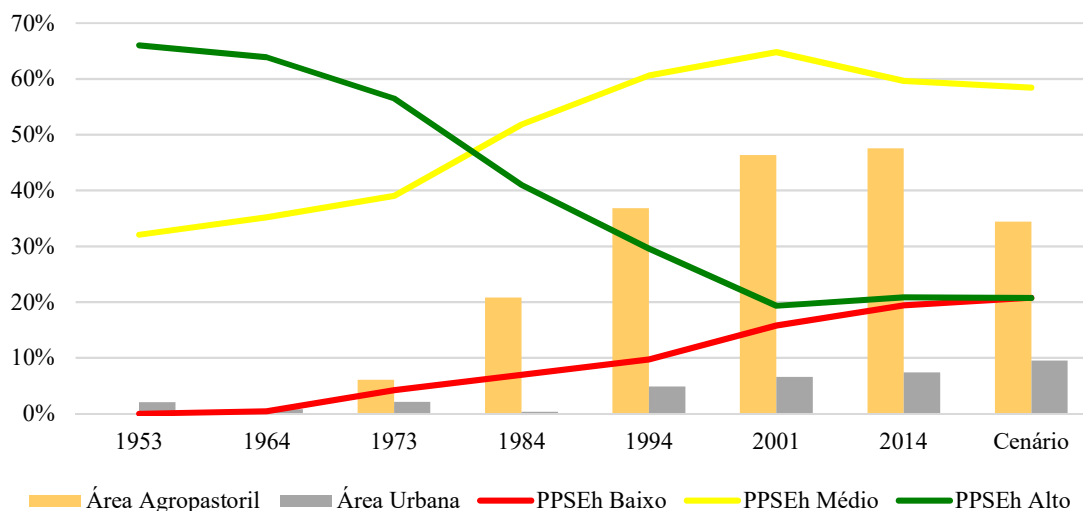
o Bioma Cerrado apontam expansão agrícola como principal tendência de conversão do uso do solo (INPE, 2015; RESENDE, 2018).

O mapeamento do PPSEh para o Cenário Tendencial indicou que correu diminuição dos valores de PPSEh em 9% do DF, com acréscimo de 75 km<sup>2</sup> de área com baixo PPSEh, cerca de 1% do DF. Esse valor pode parecer baixo quando avaliado isoladamente, mas o cenário avaliado engloba apenas as mudanças decorrentes do crescimento da área urbana, não considerando outros fatores que podem afetar a prestação de SE, como aspectos econômicos, governança ou mudanças climáticas. Caso essas variáveis fossem adicionadas à análise, considerando-se o pior cenário, a perda de SE poderia ser mais representativa.

Diversos estudos têm confirmado a relação entre as mudanças do uso e cobertura da terra e a redução do potencial de prestação dos SE (BATTLE-BAYER et al., 2010; CUMMING et al., 2014; KOSCHKE et al., 2010; DALLIMER et al., 2015; HOLT et al., 2015; TAMMI et al., 2017; TOMSCHA et al., 2016; LIMA et al., 2017; RESENDE, 2018). No DF, Lima et al. (2017) desenvolveram uma abordagem para avaliar os impactos potenciais do uso da terra sobre os SE em uma unidade hidrográfica da bacia do São Bartolomeu, tendo como base o mapeamento de uso atual e um mapa de vegetação original da área. Os resultados demonstraram que sete, dos oito SE avaliados apresentaram redução quando comparados ao mapa de referência. Menezes et al. (2012) realizou o mapeamento de uso do solo e calculou o escoamento superficial na bacia do Lago Paranoá para uma série histórica de 1954 a 2009, identificando que, as alterações do padrão de uso do solo provocaram alterações na prestação de SE como controle de escoamento superficial e mitigação de alagamento. Os resultados desses estudos corroboram os resultados obtidos nessa tese.

A Figura 4.22 demonstra a evolução das classes de PPSEh “alto”, “médio” e “baixo” associadas a evolução das classes de uso do solo “área urbana” e “agropastoril”, ressaltando a relação entre a diminuição do PPSEh e a alteração dos padrões de uso do solo no DF.

Figura 4.22 Evolução histórica do PPSEh e dos padrões antrópicos de uso do solo no Distrito Federal.

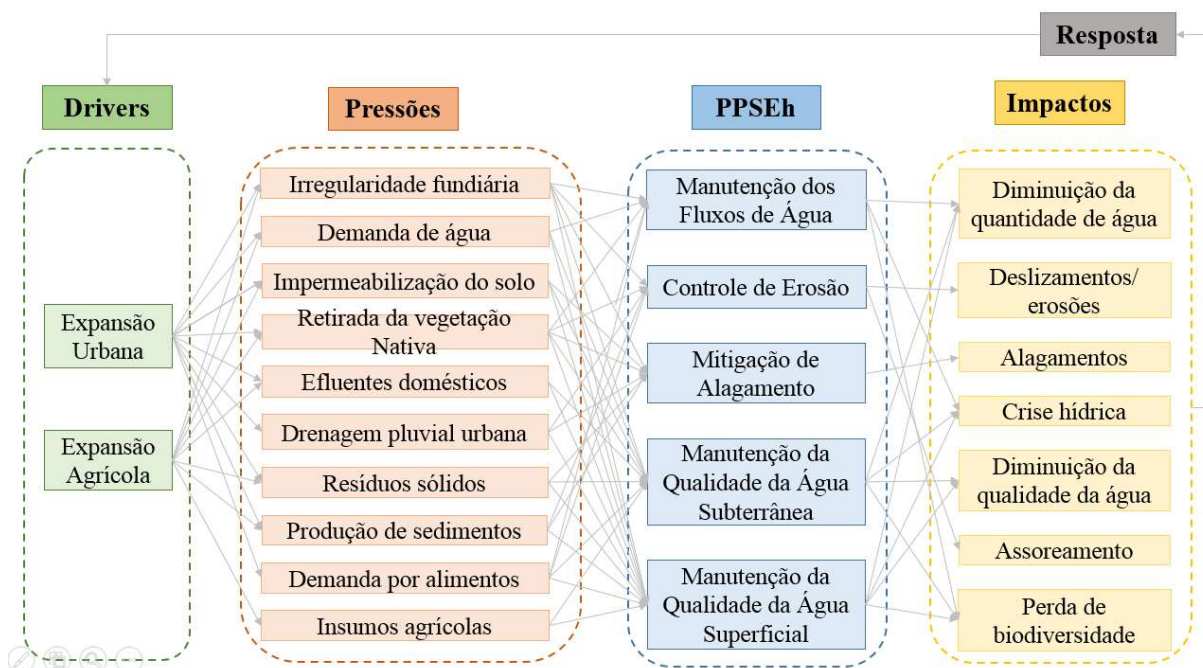


Fonte: elaborado pelo autor.

A abordagem *Drivers*, Pressões, Estado, Impacto, Resposta – DPSIR (BURKHARD & MÜLLER, 2008; HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2010; DE GROOT et al., 2010) (Figura 2.4) pode ajudar a avaliar as relações e efeitos das mudanças do padrão de uso do solo na manutenção dos SEh (GRIZETTI et al, 2016). Essa abordagem tem como base a ideia de que o desenvolvimento social, demográfico e econômico agem como *drivers* de mudanças (NELSON, 2005), que produzem pressões sobre a condição atual dos SE e os impactos oriundos dessas pressões vão direcionar ações-resposta.

Trazendo essa abordagem para o contexto do DF, o *driver* abordado nesse trabalho é a mudança dos padrões de uso do solo, traduzido em duas tendências principais: a expansão da área agropastoril ocasionada pelo desenvolvimento tecnológico que proporcionou a adequação das terras do cerrado para a agricultura e; a expansão da área urbana impulsionada pelo crescimento populacional. A Figura 4.23 apresenta a abordagem DPSIR aplicada ao contexto do DF.

Figura 4.23 Abordagem *Driver*, Pressão, Estado, Impacto, Resposta – DPSIR no contexto do Distrito Federal.



Fonte: elaborado pelo autor.

A expansão das áreas urbana e agropastoril serviram como *drivers*, infringindo pressões sobre os serviços ecossistêmicos, como o aumento da demanda por água (CASTRO, 2018), a ocupação irregular do solo (SEGETH, 2018); a remoção da cobertura vegetal (UNESCO, 2002), a impermeabilização das áreas de recarga de aquífero (GDF, 2017), o aumento da drenagem pluvial urbana (GDF, 2008), o aumento da produção de sedimentos (MENEZES, 2010); conflitos no uso da água (PAVIANI & BRANDÃO, 2015), entre outros.

O PPSE e PPSEh representam o estado atual dos SEh em um determinado tempo, e as pressões infringidas afetam seu estado, gerando impactos a partir da diminuição da prestação desses serviços, como a diminuição da qualidade da água (ANA, 2010), aumento de áreas com risco de alagamentos e deslizamentos (DEFESA CIVIL, 2015), a crise hídrica (GDF, 2018), o assoreamento dos cursos d'água (MENEZES, 2010), a redução da disponibilidade hídrica (GDF, 2017).

A percepção dos impactos significativos para a vida humana irá motivar ações para minimizá-los, por parte do governo e da sociedade civil. Essas ações são denominadas “respostas”. Como respostas, no contexto do DF podemos citar: a criação de mecanismos legais de controle e ordenamento territorial como o PDOT e o ZEE (DISTRITO FEDERAL, 2009; DISTRITO FEDERAL, 2019); a criação de áreas protegidas, como unidades de conservação e APP (DISTRITO FEDERAL, 1997; DISTRITO FEDERAL, 2004); a implantação de

infraestruturas de saneamento básico (GDF, 2005); adoção de boas práticas na agricultura (DISTRITO FEDERAL, 2016); a participação da sociedade na redução do consumo de água frente à crise hídrica (AGÊNCIA BRASIL, 2018), entre outros. Por fim, essas repostas afetarão o *drivers* e as pressões, podendo alterar o estado dos SEh.

#### 4.4 CONCLUSÃO

As metodologias empregadas permitiram a espacialização dos PPSE, bem como o PPSEh, permitindo identificar relações entre as mudanças no uso e cobertura do solo e o potencial de prestação de SE. Os indicadores selecionados para mapear o PPSE atenderam às expectativas da tese, possibilitando o mapeamento dos serviços ecossistêmicos por meio de metodologias simples, utilizando dados de livre acesso e fácil aquisição.

Importante ressaltar que o detalhamento do mapeamento do uso do solo pode melhorar os resultados obtidos, e assim a metodologia desenvolvida nessa tese pode se aplicar a diversas escalas de trabalho, a partir do detalhamento dos dados de entrada. Também cabe ressaltar que, os mapas de uso do solo utilizados nessa tese apresentam pequenas incongruências em relação à classificação entre um ano e outro. Essa questão, de certo, ocasionou alguma influência nos resultados finais. A melhora da precisão do mapeamento poderia amenizar esse problema.

Entre os indicadores de PPSE mapeados, os PPSE manutenção dos fluxos de água, manutenção da qualidade da água superficial e manutenção da qualidade da água subterrânea apresentaram grande variabilidade ao longo da série histórica analisada, com redução significativa desses serviços de acordo com a transição da vegetação natural para os usos antrópicos. O PPSE mitigação de alagamento apresentou diminuição diretamente relacionada a expansão da área urbana e impermeabilização do solo. O PPSE controle de erosão apresentou pouca alteração ao longo da série histórica analisada, o que em parte, se deve à vulnerabilidade natural do DF à erosão. Mas também reflete a necessidade de ajustes na metodologia em relação ao fator CP, para que diferencie mais classes de uso do solo e sua respectiva influência nos processos de erosão.

O mapeamento realizado demonstrou diminuição do PPSEh ao longo da série histórica em cerca de 71% da área do DF, considerando o ano de 1953 como linha de base para prestação de SEh. As bacias do Rio Preto, Rio Corumbá e Rio descoberto apresentaram os maiores percentuais de área onde houve diminuição do PPSEh, 86%, 80% e 78%, respectivamente. A

diminuição do PPSEh possui relação com o expressivo crescimento populacional, expansão da área urbana, e expansão da área agropastoril.

O Cenário Tendencial avaliado para prestação de SEh no futuro baseia-se na expansão e adensamento da área urbana como principal tendência. Caso se concretize dentro dos moldes esperados, poderá haver diminuição dos valores de PPSEh em 9% do DF. Mas essa análise considerou apenas as mudanças do uso do solo e adensamento populacional, excluindo fatores econômicos, sociais, de governança e mudanças climáticas.

Os principais *drivers* de alteração dos SE identificados nesse estudo foram a expansão das áreas urbana e agropastoril. Esses drivers causaram sobre os SE pressões como retirada da vegetação nativa, impermeabilização do solo, aumento do lançamento de efluentes domésticos nos corpos hídricos, aumento da demanda por água para consumo humano e irrigação, aumento do escoamento superficial e produção de sedimentos, entre outros. Essas pressões ocasionaram impactos como a diminuição da qualidade e quantidade da água, assoreamento dos corpos hídricos, alagamentos nas áreas urbanas, crise hídrica, entre outros. Os impactos gerados, impulsionaram respostas dos governantes e da sociedade. Entretanto, em face à recente crise hídrica enfrentada e aos conflitos crescentes pelo uso da água, é necessária a participação ainda mais efetiva no governo e sociedade na gestão eficiente dos recursos hídricos.

O ZEE-DF aprovado pela Câmara Legislativa em 2019, foi um grande passo, pois constitui um importante meio de gestão do território que tem a manutenção do ciclo da água como centro de ação, priorizando a manutenção da permeabilidade do solo e proteção da integridade as unidades de conservação. Espera-se que os resultados obtidos nessa tese possam servir de subsídio para aplicação desse instrumento e de outras políticas que serão elaboradas, como por exemplo a revisão do PDOT.

## REFERÊNCIAS

- ABELSON, P. H.; ROWE, J. W. A new agricultural frontier. *Science*, v. 235, 450 p., 1987.
- ADASA. AGÊNCIA REGULADORA DE ÁGUAS, ENERGIA E SANEAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Gestão de recursos hídricos subterrâneos no Distrito Federal: diretrizes, legislação, critérios técnicos, sistema de informação geográfica e operacionalização. Brasília, 2007.
- ADASA. AGÊNCIA REGULADORA DE ÁGUAS, ENERGIA E SANEAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Diretrizes para o desenvolvimento de recarga artificial de aquíferos no Distrito Federal. Brasília, 2015.
- ADASA. AGÊNCIA REGULADORA DE ÁGUAS, ENERGIA E SANEAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Sistema de informações sobre recursos hídricos – chuvas no Distrito Federal. 2019. Disponível em: <<http://www.adasa.df.gov.br/monitoramento/niveis-dos-reservatorios>>. Acesso: janeiro de 2019.
- AGÊNCIA BRASIL. Moradores economizam 18 litros de água por dia e DF se aproxima da meta mundial, 2018. Disponível em: <<http://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2018-03/moradores-economizam-18-litros-de-agua-por-dia-e-df-se-aproxima-da-meta>>. Acesso: julho de 2019.
- BARRETT, K.; VALENTIM, J.; TURNER II, B. L. Ecosystem services from converted land: the importance of tree cover in Amazonian pastures. *Urban Ecosystem*, v. 16, p. 573-591, 2013.

- BASTIAN, O.; SYBRE, R.; ROSENBERG, M.; RAHE, D.; GRUNEWALD, K. The five pillar EPPS framework for quantifying, mapping and managing ecosystem services. *Ecosystem Services*, v. 4, p. 15-24, 2013.
- BATLLE-BAYER, L.; BATJES, N. H.; BINDRABAN, P. S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: a review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 37, p. 47-58, 2010.
- BRANDÃO, A.; ROSSI, M. S.; JATOBÁ, S. A construção de cenários para o Zoneamento Ecológico Econômico do Distrito Federal. Texto para Discussão. CODEPLAN, Brasília, n. 32, 2017.
- BRANDÃO, A.; PAVIANI, A. A Crise e o Consumo de Água em Brasília. Texto para Discursão, Brasília, n. 39, 2018.
- BRASIL. Constituição (1998). Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, Brasil, 9 de jan. 1997, Seção 1, 470 p., 1997.
- BRASIL. Constituição. Lei nº 1.803, DE 5 DE JANEIRO DE 1953. Autoriza o Poder Executivo a realizar estudos definitivos sobre a localização da nova Capital da República. Diário Oficial da União, Brasil, 8 de jan. 1953, Seção 1, p. 347, 1953.
- BRASIL. DEPARTAMENTO ADMINISTRATIVO DO SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL. O relatório técnico sobre a nova capital da República. Departamento de Imprensa Nacional, Rio de Janeiro, 1957.
- BRAUMAN, K. A.; DAILY, G.C.; DUARTE, T. K.; MOONEY, H. A. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annual Review Environmental Resource*, v. 32, p.67-98, 2007.
- BRYAN, B. A.; NOLANA, M.; MCKELLARB, L.; CONNORA, J. D.; NEWTHC, D.; HARWOODD, T.; KINGA, D.; NAVARROB, J.; CAIC, Y.; GAOA, L.; GRUNDYE, M.; GRAHAMF, P.; ERNSTG, A.; DUNSTALLG, S.; STOCKG, F.; BRINSMEADF, T.; HARMANC, I.; GRIGGD, N. J.; BATTAGLIAH, M.; KEATINGI, B.; WONHASJ, A.; HATFIELD, S. Land-use and sustainability under intersecting global change and domestic policy scenarios: Trajectories for Australia to 2050. *Global Environment Change*, v. 58, p. 130-152, 2016.
- BU, H.; ZHANG, Y.; MENG, W.; WAN, J. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecological Indicators*, v. 41, p. 187-197, 2014.
- BURKHARD, B.; MÜLLER, F. Drivers-pressure-state-impact-response. In: Jørgensen, S.E., Fath, B.D. (Eds.), *Ecological Indicators*. Vol. 2 of *Encyclopedia of Ecology*, 5 vols. Elsevier, Oxford, p. 967-970, 2008.
- BURKHARD, B.; MAES, J (Eds.). *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, 374 p., 2017.
- CARDOSO M. R. D.; MARCUZZO, F. F. N.; BARROS, J. R. Classificação climática de köppen-geiger para o estado de goiás e o Distrito Federal. *Acta Geográfica*, v. 8, n. 16, p. 40-55, 2014.
- CARREÑO, L.; FRANK, F. C.; VIGLIZZO, E. F. Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 154, p. 68-77, 2012.
- CARVALHO, N. O.; FILIZOLA, N. P.; SANTOS, P. M. C.; LIMA J. E. F. W. Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios. ANEEL, Brasília, 132 p., 2000.
- CASTRO, K. B. Consumo de água do Distrito Federal por região administrativa. Texto para Discursão, Brasília, n. 50, p. 1-36, 2018.
- CASTRO, K. B. Segurança hídrica urbana: morfologia urbana e indicadores de serviços ecossistêmicos – estudo de caso do Distrito Federal, Brasil. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, 2017.
- CASTRO, K. B.; ROIG, H.; ROLIM, M.; ROSSI, M.; PAULA, A.; REQUIA, W. J.; BRANDÃO, A. B.; HÖFER, R. New perspectives in land use mapping based on urban morphology: A case study of the Federal District, Brazil. *Land Use Policy*, v. 87, 2019.
- CHAVES, H. M. L. Relações de aporte de sedimento e implicações de sua utilização no pagamento por serviço ambiental em bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, p.1469-1477, 2010.
- CODEPLAN. COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Anuário estatístico do Distrito Federal: 1977. Brasília, 1977.
- CODEPLAN. COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Atlas do Distrito Federal. Brasília, 79 p., 1984.
- CODEPLAN. COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Anuário estatístico do Distrito Federal: 1985. Brasília, 1985.
- CODEPLAN. COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Pesquisa distrital por amostra de domicílio – PDAD. 2013. Disponível em: <<http://www.codeplan.df.gov.br/pdad-2013/>>. Acesso: fevereiro de 2019.
- CODEPLAN. COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Pesquisa distrital por amostra de domicílio – PDAD. 2018. Disponível em: <<http://www.codeplan.df.gov.br/pdad-2018/>>. Acesso: fevereiro de 2019.



- CODEPLAN. COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. Região metropolitana do Distrito Federal: Subsídios para sua criação. Nota Técnica, Brasília, 2019.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; ANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEIL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; BELT, M. van den. The Value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p. 253-260, 1997.
- COELHO, V. M. T; DUARTE, U. Potencial de contaminação de aquífero freático por esgoto doméstico – quantificação do decaimento bacteriológico. *Águas Subterrâneas*, v. 22, n. 1, p. 01-12, 2008.
- CUMMING, J.; BUERKERT, A.; HOFFMANN, E. M.; SCHLECHT, E.; CRAMON-TAUBADEL, S.; TSCHARNTKE, T. Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services. *Nature*, v.555, p. 50-57, 2014
- DAILY, G.C. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington DC, 392 p., 1997.
- DALLIMER, M.; DAVIES, Z. G.; DIAZ-PORRAS, D. F.; IRVINE, K. N.; MALTBY, L.; WARREN, P. H.; ARMSWORTH, P. R.; GASTON, K. J. Historical influences on the current provision of multiple ecosystem services. *Global Environmental Change*, v. 31, p. 307-307, 2015.
- DAUER, D. M.; WEISBERG, S. B.; RANASINGHE, J. A. Relationships between benthic community condition, water quality, sediment quality, nutrient loads, and land use patterns in Chesapeake Bay. *Estuaries*, v. 23, p. 80-96, 2000.
- DE GROOT, R. S.; FISHER, B.; CHRISTIE, M.; ARONSON, J.; BRAAT, L.; HAINES-YOUNG, R.; GOWDY, J.; MALTBY, E.; NEUVILLE, A.; POLASKY, S.; PORTELA, R.; RING, I. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. Chapter 1. In: PUSHPAM, KUMAR (Eds.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London, p. 4-9, 2010.
- DIAS, B. F. S. Cerrados: uma caracterização. In: DIAS, B. F. S. (Org.). *Alternativas de desenvolvimento dos Cerrados: manejo e conservação dos recursos naturais renováveis*. Fundação Pró-Natureza, Brasília, p. 11-25, 1992.
- DISTRITO FEDERAL (Estado). Decreto n.º 18.585, de 09 de setembro de 1997. Regulamenta o artigo 30 da Lei Complementar n.º 17, de 28 de janeiro de 1997, o qual trata das Áreas de Proteção de Mananciais criados pelo Plano Diretor de Ordenamento Territorial e Urbano do Distrito Federal. *Diário Oficial da União, Distrito Federal*, 25 nov 1997. Seção 1, p. 19895, 1997.
- DISTRITO FEDERAL (Estado). Decreto n.º 24.838, de 26 de julho de 2004. Aprova o Regimento Interno da Secretaria de Estado de Administração de Parques e Unidades de Conservação do Distrito Federal e dá outras providências. *Diário Oficial da União, Distrito Federal*, 26 jul, 2004.
- DISTRITO FEDERAL (Estado). Lei Complementar n.º 803 de 25 de abril de 2009. Aprova a revisão do Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal – PDOT e dá outras providências. *Diário Oficial do Distrito Federal, Distrito Federal*, 27 abr. 2009. Nº 80, Suplemento A, Seção 1, p. 1, 2009.
- DISTRITO FEDERAL (Estado). Lei n.º 6.269, de 29 de janeiro de 2019. Institui o Zoneamento Ecológico-Econômico do Distrito Federal - ZEE-DF em cumprimento ao art. 279 e ao art. 26 do Ato das Disposições Transitórias da Lei Orgânica do Distrito Federal e dá outras providências. *Diário Oficial do Distrito Federal, Distrito Federal*, 30 jan. 2019. Nº 21, Suplemento B, Seção 1, p.1. 2019.
- EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review*, v. 38, n. 2, p. 201-341, 1972.
- EMATER. EMPRESA DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL DO DISTRITO FEDERAL. Informações Agropecuárias do Distrito Federal. 2018. Disponível em: <http://www.emater.df.gov.br/informacoes-agropecuarias-do-distrito-federal/>. Acesso: maio de 2019.
- FERRAZ, S. F. B.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; CASSIANO, C. C.; BRANCALION, P. H. S.; LUZ, D. T. A.; AZEVEDO, T. N.; TAMBOSI, L. R.; METZGER, J. P. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape Ecology*, v. 29, p. 187-200, 2014.
- FETTER, C. W. *Applied hydrogeology*. Macmillan, New York, 691 p., 1994.
- FONTOURA, L. N. J. Planejamento urbano-ambiental: o uso e ocupação do solo no Distrito Federal. *Revista Especialize On-line IPOG*, 5 ed. v. 01/2013, n. 5.p. 2179-5568, 2013.
- FREITAS-SILVA, F. H.; CAMPOS, J. E. G. Geologia do Distrito Federal. In: CAMPOS, J.E.G.; FREITAS-SILVA, F.H. (coord.). *Inventário hidrogeológico e dos recursos hídricos superficiais do Distrito Federal*. Brasília, SEMATEC-IEMA-MMA-SRH, 1998.
- GDF, Governo do Distrito Federal. Programa de saneamento ambiental e gestão territorial do Distrito Federal. Programa Brasília sustentável. 26 p., 2005.
- GDF. GOVERNO DE BRASÍLIA. SECRETARIA DE ESTADO DE DESENVOLVIMENTO URBANO E MEIO AMBIENTE. Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal – documento técnico. Brasília, 2009. Disponível em: [http://www.seduh.df.gov.br/wp-conteudo/uploads/2017/09/documento\\_tecnico\\_pdot.pdf](http://www.seduh.df.gov.br/wp-conteudo/uploads/2017/09/documento_tecnico_pdot.pdf). Acesso: 27 junho 2019.

- GDF. GOVERNO DE BRASÍLIA. SECRETARIA DE ESTADO DE OBRAS. Plano diretor de drenagem urbana do Distrito Federal. Brasília, 2008. Disponível em: < <http://www.adasa.df.gov.br/drenagem-urbana/plano-diretor-de-drenagem-urbana-pddu-df>>. Acesso: maio de 2019.
- GDF. GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL. Zoneamento Ecológico Econômico do Distrito Federal: Caderno Técnico Zoneamento Final. Brasília, 2017. Disponível em: <http://www.zee.df.gov.br/zoneamento-final/>>. Acesso: junho 2018.
- GDF. GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL. Plano integrado de enfrentamento à crise hídrica. Brasília, 2018. Disponível em: < <http://www.sema.df.gov.br/plano-integrado-de-enfrentamento-a-crise-hidrica-2/>>. Acesso: maio de 2019.
- GONÇALVES, T. D.; ROIG, H. L.; CAMPOS, J. E. G. Sistema de informação geográfica como ferramenta de apoio à outorga dos recursos hídricos subterrâneos no Distrito Federal. *Revista Brasileira de Geociências*. v. 39, n. 1, p. 169-180, 2009.
- GRIMALDI, M.; OSZWALD, J.; DOLÉDEC, S.; HURTADO, M.; MIRANDA, I.; SARTRE, X. A.; ASSIS, W. S.; CASTAÑEDA, E.; DESJARDINS, T.; DUBS, F.; GUEVARA, E.; GOND, V.; LIMA, T. T. S.; MARICHAL, R.; FERNANDO, M.; MITJA, D.; NORONHA, N.C.; OLIVEIRA, M.N.D.; RAMIREZ, B.; RODRIGUEZ, G.; SARRAZIN, M.; JUNIOR, M. L. S.; COSTA, L. G. S.; SOUZA, S. L.; VEIGA, I.; VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: searching for landscape drivers. *Landscape Ecology*, v. 29, p. 311-328, 2014.
- GRIZETTI, B.; LANZANOVA, D.; LIQUETE, C.; REYNAUD, A.; CARDOSO, A. C. Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy*, n. 61, p. 194-203, 2016.
- HAINES-YOUNG, R. H.; POTSCHIN, M. P. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli D. G., Frid C. L. J. (Eds.), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 2010.
- HARWOOD, T.; KINGA, D.; NAVARRO, J.; CAIC, Y.; GAOA, L.; GRUNDY, M.; GRAHAM, P.; ERNST, A.; DUNSTALL, S.; STOCK, F.; BRINSMEAD, T.; HARMAN, I.; GRIGG, N. J.; BATTAGLIAH, M.; KEATING, B.; WOHAS, A.; HATFIELD, S. Land-use and sustainability under intersecting global change and domestic policy scenarios: Trajectories for Australia to 2050. *Global Environment Change*, v. 58, p. 130-152. 2016.
- HASSAN, R.; SCHOLE, R.; ASH, N. (Eds.) *Ecosystems and human well-being: Current state and trends: findings of the Condition and Trends Working Group*. The Millennium Ecosystem Assessment Series, vol. 1, Island Press, 948 p., 2005.
- HOEKSTRA, A. Y. & WIEDMANN, T. O. Humanity's unsustainable environmental footprint. *Science*, n. 344, p. 1114-1117, 2014.
- HOLT, A. R.; MEARS, M.; MALTBY, L.; WARREN, P. H. Understanding spatial patterns in the production of multiple urban ecosystem services. *Ecosystem Services*, v. 16, p. 33-46, 2015.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo demográfico 1960. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/biblioteca-catalogo.html?id=768&view=detalhes>>. Acesso: janeiro de 2018.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo demográfico 1970. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/biblioteca-catalogo.html?id=769&view=detalhes>>. Acesso: janeiro de 2018.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo demográfico 2000. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9663-censo-demografico-2000.html?edicao=9771>>. Acesso: janeiro de 2018.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo demográfico 2010 – características da população e domicílios. 2010. Disponível em: < <https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/>>. Acesso: janeiro de 2018.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Projeção da população do Brasil e das unidades da federação. 2019. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/index.html>> Acesso: maio de 2019.
- IBRAM. INSTITUTO BRASÍLIA AMBIENTAL. Mapa de uso e cobertura do solo do Distrito Federal. 2014. Disponível em: < <http://geoservico.ibram.df.gov.br/geoserver/web/>>. Acesso: novembro de 2018.
- IPEA. INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS APLICADAS. Saneamento: modernização e parceria com o setor privado. *Série Modernização do Setor Saneamento*, Brasília, n. 16, p. 1-40, 2015.
- IPEA. INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS APLICADAS. Atlas do Desenvolvimento Humano do Brasil. 1998. Disponível em: <<http://www.ipeadata.gov.br/Default.aspx>>. Acesso: março de 2019.
- IPEA. INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS APLICADAS. Domicílios com instalação adequada de esgoto – 1981 a 2014. 2015 Disponível em: <<http://www.ipeadata.gov.br/Default.aspx>>. Acesso: março de 2019.
- KENNEDY, C. M.; HAWTHORNE, P. L.; MITEVA, D. A.; BAUMGARTEN, L.; SOCHI, K.; MATSUMOTO, M.; EVANS, J. S.; POLASKY, S.; HAMEL, P.; VIEIRA, E. M.; FERREIRA, P.; SEKERCIOGLU, C. H.;

- DAVIDSON, A. D.; UHLHORN, E. M.; KIESECKER, J. Optimizing land use decision-making to sustain Brazilian agricultural profits, biodiversity and ecosystem services. *Biological Conservation*, v. 204, p. 221-230, 2016.
- KLEMICK, H. Shifting cultivation, forest fallow, and externalities in ecosystem services: Evidence from the Eastern Amazon. *Journal of Environmental Economics and Management*, v. 61, p. 95-106, 2011.
- KOSCHKE, L.; LORZ, C.; FÜRST, C.; LEHMANN, T.; MAKESCHIN, F. Assessing hydrological and provisioning ecosystem services in a case study in Western Central Brazil. *Ecological Processes*. v. 3, n. 2, 2014.
- LARA, H. Brasília, uma cidade centenária. Texto para Discussão. CODEPLAN, Brasília, n.13, 2016.
- LEADLEY, P.; PROENÇA, V.; FERNÁNDEZ-MANJARRÉS, J.; PEREIRA, H.M.; ALKEMADE, R.; BIGGS, R.; BRULEY, E.; CHEUNG, W.; COOPER, D.; FIGUEIREDO, J.; GILMAN, E.; GUÉNETTE, S.; HURTT, G.; MBOW, C.; OBERDORFF, T.; REVENGA, C.; SCHARLEMANN, J. P. W.; SCHOLE, R.; SMITH, M. S.; SUMAILA, U. R.; WALPOLE, M. Interacting regional-scale regime shifts for biodiversity and ecosystem services. *BioScience*, v. 64, p. 665-679, 2014.
- LECLEC'H, S.; OSZWALD, J.; DECAENS, T.; DESJARDINS, T.; DUFOUR, S.; GRIMALDI, M.; JEGOU, N.; LAVELLE, P. Mapping multiple ecosystem services indicator: Toward an objective-oriented approach. *Ecological Indicators*, v. 69, p. 508-521, 2016.
- LEE, S. W.; HANG, S. J.; BOM LEE, S.; HWANG, H. S.; SUNG, H.C. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning*, v. 92, n. 2, p. 80-89, 2009.
- LIMA, F. M. Serviços Ecológicos e a agricultura irrigada na bacia do Ribeirão Rodeador, Distrito Federal. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, 2018.
- LIMA, J. E. F. W.; AQUINO, F. G.; CHAVES, T. A. Development of a spatially explicit approach for mapping ecosystem services in the Brazilian Savanna – MapES, *Ecological Indicators*, n. 82, p. 513-525, 2017
- LIMA, L. S.; COE, M. T.; SOARES FILHO, B. S.; CUADRA, S. V.; DIAS, L. C. P.; COSTA, M. H.; LIMA, L. S.; RODRIGUES, H. O. Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: Implications for the provision of ecosystem services. *Landscape Ecology*, v. 29, p. 261-274, 2014.
- LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. Tolerância de perdas de terra para solos do Estado de São Paulo. *Boletim Técnico do Instituto Agrônomo de Campinas*, n. 28, 12 p., 1975
- LORZ, C.; ABBT-BRAUN, G.; BAKKER, F.; BORGES, P.; BÖRNICK, H.; FORTES, L.; FRIMMEL, F. H.; GAFFRON, A.; HEBBEN, N.; HÖFER, R.; MAKESCHIN, F.; NEDER, K.; ROIG, H. L.; STEINIGER, B.; STRAUCH, M.; WALDE, D.; WEIß, H.; WORCH, E.; WUMMEL, J. 2011. Challenges of an integrated water resource management for the Distrito Federal, Western Central Brazil: climate, land-use and water resources. *Environmental Earth Sciences (Print)*. v. Online, p. 1866-6280.
- LORZ, C.; BAKKER, F.; FRIMMEL, F.; GÜNTHER, W.; KOIDE, S.; MAKESCHIN, F.; NEDER, K.; ROIG, H.; UHL, W.; WALDE, D.; WEISS, H.; WORCH, E. 2014. Chapter 1: Introduction and overview. In: C. LORZ; F. MAKESCHIN; H. WEISS (eds.). *Integrated water resources management in Brazil*. IWA Publishing, London, UK. 148 p.
- MAES, J.; LIQUETE, C.; TELLER, A.; ERHARD, M.; PARACCHINI, M. L.; BARREDO, J. I.; GRIZETTI, B.; CARDOSO, A.; SOMMA, F.; PETERSEN, J. E.; MEINER, A.; GELABERT, E. R.; ZAL, N.; KRISTENSEN, E.; BASTRUP-BIRK, A.; BIALA, K.; PIRODDI, C.; EGOH, B.; DEGEORGES, P.; FIORINA, D.; SANTOS-MATÍN, F.; NARUSEVICIUS, V.; VERBOVEN, J.; PEREIRA, H.P.; BENGTTSSONI, J.; GOCHEVA, K.; MARTA-PEDROSO, C.; SNÄÇÇ, T.; ESTREGUIL, C.; SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; PERÉZ-SOBA, M.; GRÊT-REGAMEY, A.; LILLEBO, A.; MALAK, D. A.; CONDÉ, S.; MOEN, J.; CZÚCZ, B.; DRAKOU, E. G. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services*, v. 17, p. 14-23. 2016.
- MANN, M. L.; KAUFMANN, R. K.; MARIE, D.; GOPAL, S.; BALDWIN, J. G.; DEL, M. Ecosystem service value and agricultural conversion in the Amazon: implications for policy intervention. *Environmental & Resource Economics*, v. 53, p.279-295, 2012.
- MARTINELLI, L. A.; FILOSO, S. Balance between food production, biodiversity and ecosystem services in Brazil: a challenge and an opportunity. *Biota Neotropica*, v. 9, p. 21-25, 2009.
- MARTINEZ-HARMS, M. J.; BALVANERA, P. Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, v. 8 p. 7-25, 2012.
- MATHÉ, S.; REY-VALETTE, H. Local knowledge of pond fish-farming ecosystem services: management implications of stakeholders' perceptions in three different contexts (Brazil, France and Indonesia). *Sustainability*, v. 7, p. 7644-7666, 2015.
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*. Island Press, Washington, 948 p., 2005.

- MENEZES, P. H. B. J. Avaliação do efeito das ações antrópicas no processo de escoamento superficial e assoreamento na bacia do lago Paranoá. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, 2010.
- MENEZES, P. H. B. J.; ROIG, H. L.; ALMEIDA, T.; SOARES NETO, G. B.; BAKKER, F. Análise da Evolução do Padrão de Uso e Ocupação do Solo na Bacia de Contribuição do Lago Paranoá - DF. *Estudos Geográficos (UNESP)*, v. 8, p. 87-105, 2012.
- MESQUITA, L. F. G.; LINDOSO, D.; RODRIGUES FILHO, S. Crise hídrica no Distrito Federal: o caso da Bacia do Rio Preto. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 23, p. 307-324, 2018.
- MMA, Ministério do Meio Ambiente. Mapeamento do uso e cobertura da terra do cerrado. Projeto TerraClass Cerrado 2013, Brasília – DF, 2015.
- MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. O bioma Cerrado. 2019. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso: junho de 2019.
- MYERS, N.; MITTERMEYER, R. A.; MITTERMEYER, C. G.; FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. p. 403, 853-858, 2000.
- NELSON, E.; MENDOZA, G.; REGETZ, J.; POLASKY, S.; TALLIS, H. Cameron, D.R., Chan, K.M.A., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T.H., Shaw, M.R.. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, n. 7, p. 4-11. 2009
- NOVOTNY, V. Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution. Van Nostrand-Reinhold Publishers, New York, 1054 p., 1994.
- PARRON L, M.; FIDALGO, E. C. C.; LUZ, A. P.; CAMPANHA, M. M.; TURETTA, A. P. D.; PEDREIRA, B. C. C. G.; PRADO, R. B. Research on ecosystem services in Brasil: a systematic review. *Ambiente e Água*, v. 14, p. 1-17, 2019.
- PAVIANI, A., BRANDÃO, A. Consumo de água em Brasília: crise e oportunidade. Texto para Discussão. CODEPLAN, Brasília, n.8, 2015.
- PRADO M. Monitoramento da sustentabilidade agroambiental do território: um modelo baseado no valor geográfico dos serviços agroambientais. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, 2013
- REATTO, A.; MARTINS, E.; FARIAS, M. F. R.; DA SILVA, A. V.; CARVALHO, O. A. Mapa Pedológico Digital e SIG Atualizado do Distrito Federal Escala 1:100.000 e uma Síntese do Texto Explicativo. Embrapa Cerrados, Planaltina, 31 p., 2004.
- RESENDE, F. M. Planejamento para conservação de serviços ecossistêmicos no Cerrado. Tese de Doutorado, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, 113 p., 2018.
- RESENDE, F. M.; FERNANDES, G. W.; ANDRADE, D. C.; NÉDER, H. D. Economic valuation of the ecosystem services provided by a protected area in the Brazilian Cerrado: application of the contingent valuation method. *Brazilian Journal of Biology*, v. 77, n. 4, p. 762-773, 2017.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de; RIBEIRO, J. F. (Ed.). *Cerrado: ecologia e flora v. 2*. Embrapa Cerrados, Brasília, 876 p, 2008.
- ROSA, J. C. S.; SANCHEZ, L. E. Advances and challenges of incorporating ecosystem services into impact assessment. *Journal of Environmental Management*, v. 180, p. 485-492, 2016.
- ROSSI, M. S. Governança da água na experiência de elaboração do ZEE do Distrito Federal. 8º Fórum mundial da água. Brasília em debate, CODEPLAN, Brasília, n. 18, p. 27-35, 2018
- SAAD, S. I.; ROCHA, H. R.; SILVA, J. M. The impact of roads and sediment basins on simulated river discharge and sediment flux in an experimental catchment designed to improve ecosystem services. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, p. 1- 50, 2016.
- SANO, E. E.; RODRIGUES, A. A.; MARTINS, E. S.; BETTIOL, G. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; BEZERRA, A. S.; COUTO JR, A. F.; VASCONCELOS, V.; SHULER, J.; BOLFE, E. L. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *Journal of Environmental Management*. v. 232, p. 818-828, 2019.
- SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, v. 166, n. 1-4, p. 113-24, 2010.
- SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal bioma Cerrado ano base 2002. MMA, SBF. *Serie Biodiversidade*, v. 36, 96 p., 2010.
- SCHMIDT, N.; GEIER, P.; MANNSCHATZ, T.; MATSCHULLAT, J. The Cerrado biome in central Brazil – natural ecology and threats to its diversity. *Forum Geoökologie*, v. 20, ed. 2, p. 44-50, 2009.
- SEGETH. SECRETARIA DE ESTADO DE GESTÃO DO TERRITÓRIO E HABITAÇÃO. Indicadores de qualidade e sustentabilidade territorial. 2018. Disponível em: <<http://www.observatorioterritorial.seduh.df.gov.br/>>. Acesso: maio de 2019.

- SEGETH. SECRETARIA DE ESTADO DE GESTÃO DO TERRITÓRIO E HABITAÇÃO. Geoportal. 2019. Disponível em: <<https://www.geoportal.seduh.df.gov.br/mapa/>>; Acesso: janeiro de 2019.
- SENADO FEDERAL. Do quadrilátero Cruls ao patrimônio histórico e cultural da humanidade, 2010. Disponível em: <<http://www.senado.gov.br/noticias/especiais/brasil50anos/not02.asp>>. Acesso: maio de 2019.
- SEPPELT, R.; DORMANN, C.F.; EPPINK, F. V.; LAUTENBACH, S.; SCHMIDT, S. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, v. 48, p. 630-636, 2011.
- SEPPELT, R.; FATH, B.; BURKHARD, B.; FISHER, J.L.; GRET-REGAMEY, A.; LAUTENBACH, S.; PERT, P.; HOTES, S.; SPANGENBERG, J.; VERBURG, P.H.; VAN OUDENHOVEN, A. Form follows function? Proposing a blueprint for ecosystem service assessments based on reviews and case studies. *Ecological Indicators*, v. 21, p. 145-154, 2012.
- SHEN H.W. & JULIEN P.Y. Erosion and sediment transport. In: *Handbook of Hydrology*. D.R. Maidment (eds.) McGraw-Hill, New York, 452-472, 1993.
- SILVA, M. J.; SATO, M. T. Territórios em tensão: o mapeamento dos conflitos socioambientais do Estado de Mato Grosso – Brasil. *Ambiente e Sociedade*, v. XV, n. 1, p. 01-28, 2012.
- SONG, X. P.; HUANG, C.; TOWNSHEND, J. R. An integrated framework for evaluating the effects of deforestation on ecosystem services. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, v. 17, p. 1-6, 2014.
- SPERA, S. A.; GALFORD, G. L.; COE, M. T.; MACEDO, M. N.; MUSTARD, J. F. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. *Global Change Biology*, n. 22, p. 3405-3413, 2016.
- STRASSBURG, B. N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, F.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; SCARAMUZZA, C. A. M.; SCARANO, F. R.; SOARES-FILHO, B.; BALMFORD, A. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, v. 1. n. 0099, 2017.
- SUKHDEV, P. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: An Interim Report. European Communities. 2008
- SUMMERS, M. M.; COUCH, B. A.; KNIGHT, J. K.; BROWNELL, S. E.; CROWE, A. J.; SEMSAR, K.; WRIGHT, C. D.; SMITH, M. K. Introductory through advanced undergraduates. *Life Sciences Education*, v. 17, p. 1-12, 2018.
- SYRBE, R. U.; SCHRÖTER, M.; GRUNEWALD, K.; WALZ, U.; BURKHARD, B. What to map? In: BURKHARD, B.; MAES, J. (Eds.) *Mapping ecosystem advanced books*. Opensoft Publisher, Sofia, p. 149-157, 2017.
- TAMMI, I.; MUSTAJÄRVI, K.; RASINMÄKI, J. Integrating spatial valuation of ecosystem services into regional planning and development. *Ecosystem Services*, v. 26, p. 329-344, 2017.
- TOMSCHA, S. A.; GERGEL, S. E. Ecosystem service trade-offs and synergies misunderstood without landscape history. *Ecology and Society*, v. 21, n.43, 2016.
- TONG, S. T.; CHEN, W. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environment Management*, v. 66, p. 377-383, 2002.
- UNESCO. *Vegetação no Distrito Federal: tempo e espaço*. Brasília, 2 ed. 80 p., 2002.
- WATANABE, M. D. B.; ORTEGA, E. Dynamic emergy accounting of water and carbon ecosystem services: A model to simulate the impacts of land-use change. *Ecological Modelling*, v. 271, p. 113-131, 2014.
- WILSON, C. O. WENG, Q. Simulating the impacts of future land use and climate changes on surface water quality in the Des Plaines River watershed, Chicago Metropolitan Statistical Area, Illinois. *Science of the Total Environment*, v. 409, p. 4387-4405, 2011.
- WISCHMEIER, W. H. E.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses: a guide planning. *Agriculture Handbook*, n. 537, 58 p., 1978.
- YOUNG, C. E. F.; BAKKER, L. B. Payments for ecosystem services from watershed protection: a methodological assessment of the Oasis Project in Brazil. *Natureza & Conservação*, v. 12, p.71-78, 2014.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A metodologia aplicada permitiu alcançar o objetivo geral dessa tese em avaliar o potencial de prestação de serviços ecossistêmicos hídricos - PPSEh no Distrito Federal. Também foi possível atingir os objetivos específicos, avaliando o PPSEh no período atual, nos últimos 60 anos e para um cenário futuro, identificando as influências das mudanças do padrão de uso do solo sobre esse potencial.

As premissas para seleção dos indicadores e métodos foram cumpridas, e os resultados esperados foram alcançados por meio da aplicação de métodos simples, que utilizam dados de livre acesso, fácil aquisição e atualização, permitindo que a análise transite entre distintas escalas temporais e espaciais, e seja passível de aplicação e atualização mesmo em áreas com disponibilidade limitada de dados.

Os resultados obtidos nesse trabalho são baseados nos métodos aplicados ao mapeamento dos PPSE e PPSEh, e, portanto, carregam incertezas associadas aos modelos utilizados e suposições feitas. Aprimorar essas metodologias, buscando reduzir as incertezas seriam os próximos passos a serem dados em busca de melhorar os resultados obtidos. Cabe ressaltar que não foram realizadas análises de incertezas, e mesmo os resultados apresentando grande coerência com os acontecimentos atuais, é necessário que sejam essas sejam realizadas em oportunidades futuras.

Outra questão a ser ressaltada é a qualidade da base de dados de entrada. Um dos propósitos da tese era a aplicação de dados públicos. Entretanto, as bases de dados públicos estão distribuídas em diversas plataformas, em formatos e parâmetros muitas vezes divergentes, sem validação topológica e, muitas vezes sem nenhum tipo de informação sobre o dado (metadados) como data de aquisição, método de obtenção ou mesmo a fonte. Nesse sentido, foi realizado um grande esforço para compilação, adequação e padronização de todos os dados utilizados nessa tese. Apesar de ser problema frequentemente abordado, a organização e disponibilização de uma base de dados públicos consistente seria de grande valor para a pesquisa ambiental no DF.

Ademais, a melhora da resolução e detalhamento dos dados utilizados poderia trazer grandes melhoras nos resultados. Para as próximas etapas ou outras aplicações desta metodologia, recomenda-se o detalhamento da morfologia urbana (CASTRO et al., 2019). A incorporação de informações sobre as estruturas de saneamento possibilitaria a melhora da precisão dos indicadores de risco de contaminação das águas superficiais e subterrâneas.

Também, a utilização de um MDE de maior resolução poderia refinar os indicadores perda de solo por erosão e risco de alagamento. Cabe-se destacar, que apesar da existência de um MDE com resolução de 10 metros do DF, o mesmo não foi utilizado por apresentar problemas em determinados pontos do DF.

Outros fatores não englobados nessa análise também podem impactar a provisão de SEh ao longo do tempo, como por exemplo, as mudanças climáticas. Considerando esses fatores, a diminuição do PPSEh pode ser ainda maior que a revelada nesse estudo. Para as próximas etapas recomenda-se inserir mais variáveis, especialmente para a avaliação de cenários futuros.

Os resultados obtidos nessa tese corroboram os resultados do ZEE-DF, frente a preocupante situação em que se encontram os recursos hídricos no DF, especialmente em relação a grande diminuição do potencial de recarga de aquíferos e da manutenção da qualidade das águas subterrâneas, ao longo da série histórica avaliada.

Para evitar a maior diminuição da provisão dos serviços ecossistêmicos no DF, algumas estratégias podem ser mencionadas. Estabelecer um programa de monitoramento de dos serviços ecossistêmicos poderia auxiliar as ações de conservação desses serviços. Visto o esforço realizado atualmente por diversos órgãos governamentais do DF em reunir dados ambientais, essa talvez seja uma estratégia próxima de se concretizar. Métodos de valoração e pagamento por serviços ambientais também poderiam ser uma forma de chamar a atenção em relação à perda de capital natural.

Por fim, é de vital importância a manutenção da integridade das unidades de conservação e demais áreas protegidas no DF. Já que a expansão urbana continuará sendo uma realidade, essa expansão deve ser direcionada às áreas previamente planejadas, evitando-se a todo custo a ocupação em áreas de proteção de mananciais, APP, zonas tampão das unidades de conservação e áreas de alto potencial de recarga de aquíferos. Em relação à agricultura, há necessidade de adoção de técnicas que minimizem a quantidade de água utilizada na irrigação, bem como o emprego de tecnologias que possibilitem o aumento da produtividade das lavouras e pastagens sem acréscimo de novas áreas.