



Universidade de Brasília – UnB

Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo – PPG/FAU

Rubens do Amaral

**OS PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE NO PLANEJAMENTO E
PROJETO DA INFRAESTRUTURA VERDE REGIONAL: Estudos dos fluxos de
carbono na paisagem**

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Maria do Carmo de Lima Bezerra

Brasília

Fevereiro de 2023



Universidade de Brasília – UnB

Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo – PPG/FAU

**OS PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE NO PLANEJAMENTO E
PROJETO DA INFRAESTRUTURA VERDE REGIONAL: Estudos dos fluxos de
carbono na paisagem**

Tese de Doutorado submetida à Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor no Curso de Arquitetura e Urbanismo da Faculdade de Arquitetura e Urbanismo (FAU), Programa de Pesquisa e Pós-Graduação (PPG), linha de pesquisa Paisagem, Território e Políticas Públicas.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Maria do Carmo de Lima Bezerra

Co-orientador: Prof. Dr. Gustavo Macedo de Mello Baptista

Brasília, DF

Fevereiro de 2023

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de ensino, estudo ou pesquisa, desde que citada a fonte.

Catálogo da Publicação

Ficha catalográfica

Rubens do Amaral

**OS PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE NO PLANEJAMENTO E
PROJETO DA INFRAESTRUTURA VERDE REGIONAL: Estudos dos fluxos de
carbono na paisagem**

Tese de Doutorado submetida à Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor no Curso de Arquitetura e Urbanismo da Faculdade de Arquitetura e Urbanismo (FAU), Programa de Pesquisa e Pós-Graduação (PPG), linha de pesquisa Paisagem, Território e Políticas Públicas.

Orientadora Prof.^a Dr.^a Maria do Carmo de Lima Bezerra

Co-orientador: Prof. Dr. Gustavo Macedo de Mello Baptista

Brasília, _____ de _____ de 2023.

Aprovada por:

Prof.^a Dr.^a Maria do Carmo de Lima Bezerra (FAU-UnB)
Orientadora

Prof. Dr. Gustavo Macedo de Mello Baptista (Instituto de Geociências – UnB)
Co-orientador

Prof. Dr. Rômulo Ribeiro (FAU – UnB)
Examinador Interno

Prof.^a Dr.^a Magda Adelaide Lombardo (IGCE – UNESP)
Examinadora externa

Prof.^a Dr.^a Ana Clara Mourão Moura (EA – UFMG)
Examinadora externa

AGRADECIMENTOS

Quando decidi prestar seleção para este doutorado, sempre me vinha à mente o relato de colegas sobre o quanto seria penoso esse processo, com dias difíceis, muitas vezes frustrantes. Pois surpreendentemente me deparei com um processo rico, de expansão acadêmica e pessoal, no qual pude conhecer, me aproximar ou contar com o apoio de pessoas brilhantes.

Inicialmente agradeço a Marcelo Amaral Ferreira, meu marido, que ao longo de dez anos me apoia e acompanha ao longo de meu processo de formação e amadurecimento.

Agradeço à companheira, amiga e mentora, Maria do Carmo de Lima Bezerra, pela sabedoria e constância durante as orientações.

Agradeço ao meu co-orientador e amigo Gustavo Macedo de Mello Baptista, que me abriu o fascinante mundo do sensoriamento remoto, ampliando a formação interdisciplinar deste urbanista em constante formação.

Agradeço ao professor Rômulo Ribeiro, pelo apoio e troca de ideias ao longo destes quatro anos, dando-me todo o suporte necessário no campo do geoprocessamento.

Também não posso deixar de agradecer às minhas origens. As vozes de Stael de Alvarenga Pereira Costa e de Maria Rita Scotti Muzzi sempre ecoaram em cada linha escrita desta tese, quando falo sobre paisagem e seus processos biológicos.

Agradeço muito aos colegas da Pós-Graduação em Arquitetura de Paisagem, Manu, Simone, Natália, Marina, Camila, Rafael, Cris, Aline e Karina, companheiros no aprendizado e debate sobre a relação entre cidade e paisagem.

Ah e sobre paisagem, como não falar de Camila Sant'Anna, amiga constante, de cujo bastão ousei me apropriar dando seguimento aos conceitos por ela desenvolvidos na sua tese.

Nesse sentido agradeço a Magda Lombardo, pelo incentivo a me aprofundar em Geodesign, o que me levou a pessoas de incrível valor para o desenvolvimento desta pesquisa.

Assim agradeço à professora Ana Clara Mourão Moura, que generosamente me possibilitou vivenciar diversas experiências em Geodesign, assim como aos meus jovens professores Camila Fernandes e Tiago Augusto Gonçalves Mello, que juntos

com Camila Zyngier me proporcionaram uma das experiências mais ricas que já tive durante a elaboração da tese: o *workshop* em Geodesign.

Assim, agradeço aos pesquisadores e colegas que aceitaram me apoiar nesta fase da pesquisa, sem a qual o produto final não teria alcançado a qualidade almejada.

Por fim, agradeço a Jeanito, Gisele e Alessandro pelos *feedbacks* em relação à finalização da tese, seus produtos e possibilidades.

RESUMO

Serviços ecossistêmicos compreendem todos os benefícios e bens providos pela natureza para o suporte das atividades humanas por meio da provisão de recursos e regulação do ambiente, propiciando bem-estar sociocultural. Nas cidades, sua ausência pode ser associada a secas, alterações do clima, inundações e desmoronamentos, reflexos de um ordenamento territorial dissociado da natureza. São serviços ancorados na integridade ecossistêmica decorrente do encadeamento entre os processos ecológicos de suporte: produção primária, o ciclo de nutrientes e a formação dos solos. Tais processos possuem, na presença da vegetação e no fluxo de carbono na paisagem, sua melhor expressão e demandam conhecimentos de como planejar, projetar e monitorar o acesso aos serviços ecossistêmicos. Esse entendimento demanda que o planejamento do território considere e disponha de meios para mensurar suas presenças e subsidiar decisões sobre o uso e ocupação do solo. Para tanto, o presente trabalho propõe diretrizes para a estruturação de uma rede de infraestruturas verdes multiescalar e multifuncional, para o território do Distrito Federal (DF), visando à integridade dos processos ecológicos de suporte, e, por decorrência, dos serviços ecossistêmicos tidos como finais (regulação, provisão e cultura). Como método de identificação das áreas potencialmente estruturadoras para essa rede, foram aplicados na paisagem do DF os índices espectrais CO₂flux (relacionado aos fluxos de carbono e à eficácia fotossintética da vegetação) e o *Topographic Wetness Index* (TWI), (que expressa a tendência de acúmulo e fluxo de água pela topografia). Do cruzamento desses índices resultaram diferentes demandas por recuperação ecológica, cujas áreas com integridade ecológica subsidiaram análises em Ecologia da Paisagem. Com o uso do Geodesign, as informações geradas, junto a outras camadas de informação oriundas de bases de dados oficiais, integraram um *workshop* de especialistas, que em *co-design* definiu os contornos gerais de uma rede de infraestruturas verdes regionais para o território distrital. Após análise dos resultados do *workshop*, foi proposto um mosaico de tipos biofísicos, composto por *hotspots*, corredores ecológicos e manchas de suporte ecológico, conformando um corredor da Bacia Hidrográfica do São Bartolomeu. A proposição de estratégias de preservação, adaptabilidade e transformabilidade foi feita com base nos estudos de Ecologia da Paisagem levando em conta a espacialização e o cálculo aproximado de áreas que devem receber tais ações. Essa etapa ainda levou ao dimensionamento de árvores e carbono estocado em biomassa arbórea com estimativa de créditos de carbono. O estudo evidenciou não só que o aprofundamento dos processos biofísicos suporta os serviços ecossistêmicos, como também possibilita a concepção de redes de infraestrutura verdes a partir da escala regional, por meio da compreensão do grau de implantação dos processos ecológicos de suporte no território.

Palavras-chave: Paisagem; Planejamento regional; Infraestrutura verde; Serviços Ecossistêmicos; Carbono; Sensoriamento remoto.

ABSTRACT

Ecosystem services comprise all the benefits and assets provided by nature to support human activities through the provision of resources and regulation of the environment, providing sociocultural well-being. In cities, the absence of ecosystem services can be associated with droughts, climate changes, floods and landslides, reflections of a territorial order dissociated from nature. They are services anchored in the environmental integrity resulting from the link between the ecological support processes: primary production, nutrient cycle and soil formation. Such processes have, in the presence of vegetation and carbon flow in the landscape, their best expression and demand the knowledge about how to plan, design and monitor the access to ecosystem services. This understanding demands that the planning of the territory should consider and have the means to measure their presence and support decisions about the use and land occupation. Therefore, this thesis proposes guidelines for structuring a network of multiscale and multifunctional green infrastructures, for the territory of the Distrito Federal (DF), aiming at the integrity of the ecological support processes, and, as a result, of the ecosystem services considered as finals (regulation, provision and culture). As a method of identifying potentially structuring areas for this network, the CO₂flux spectral index (related to carbon fluxes and the photosynthetic efficiency of vegetation) and the Topographic Wetness Index (TWI), (which expresses the tendency of accumulation and flow of water through the topography) were applied to the DF landscape. The intersection of these indices resulted in different demands for ecological recovery, whose areas with ecological integrity subsidized analyses in Landscape Ecology. By using Geodesign, the information generated, along with other layers of information from official databases, integrated a workshop of specialists, which in co-design defined the general contours of a network of regional green infrastructures for the district territory. After analyzing the results of the workshop, a mosaic of biophysical types was proposed, consisting of hotspots, ecological corridors, and ecological support patches, forming a corridor through the São Bartolomeu Hydrographic Basin. The proposition of preservation, adaptability and transformability strategies was based on Landscape Ecology studies, considering the spatialization and approximate calculation of areas that should receive such actions. This step also led to the dimensioning of trees and carbon stored in tree biomass with an estimate of carbon credits. The study showed that the biophysical processes not only support ecosystem services, but also enable the design of green infrastructure networks from the regional scale, through understanding the degree of implementation of ecological support processes in the territory.

Keywords: Landscape; Regional planning; Green infrastructure; Ecosystem Services; Carbon; Remote sensing.

LISTA DE SIGLAS

APA	– Área de Preservação Ambiental
APM	– Área de Proteção de Manancial
APP	– Área de Proteção Permanente
ARL	– Área de Reserva Legal
CAR	– Cadastro Ambiental Rural
CICES	– Common International Classification of Ecosystem Services
E.E.	– Estação Ecológica
EEA	– European Environment Agency
ESA	– European Space Agency
ESECAE	– Estação Ecológica de Águas Emendadas
FAPAR	– Fração da Radiação Absorvida pela Vegetação Fotossinteticamente Ativa
IAF	– Índice de Área Foliar
IDE	– Infraestruturas de Dados Espaciais
IPBES	– Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
IPCC	– Intergovernmental Panel on Climate Change
IVR-DF	– Infraestruturas Verdes para o Distrito Federal
MAB	– Man and Biosphere
MEA	– Millennium Ecosystem Assessment
NDVI	– <i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
NIR	– <i>Near Infrared</i>
ODS	– Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
PARNA	– Parque Nacional de Brasília
PDAU	– Plano Diretor de Arborização Urbana
PDOT	– Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal
PES	– Processos ecológico de suporte

PRI	– <i>Photochemical Reflectance Index</i>
RBC	– Reserva da Biosfera do Cerrado
REDD+	– <i>Reduced Emissions from Deforestation, Degradation and Enhancement</i>
SAVEL DF	– Sistema de Áreas Verdes e Espaços Livres do Distrito Federal
SAVU	– Sistema de Áreas Verdes Urbanas
SBA	– <i>Service Benefiting Areas</i> (Áreas de benefícios)
SCA	– <i>Service Connecting Areas</i> (Áreas de conexão)
SEEA	– System of Environmental-Economic Accounting
SIG	– Sistemas de Informações Geográficas
SPA	– <i>Service Providing Areas</i> (Áreas de provimento de serviço)
SWIR	– <i>Short-Wave infrared</i>
TEEB	– The Economics of Ecosystems and Biodiversity
TWI	– <i>Topographic Wetness Index</i>
UC	– Unidade de Conservação
UCPI	– Unidade de Conservação de Proteção Integral
UnB	– Universidade de Brasília
UNESCO	– United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
UNSD	– United Nations Statistical Division
USGS	– United States Geological Survey
ZEE-DF	– Zoneamento Ecológico Econômico do Distrito Federal

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação generalizada dos componentes de um ecossistema terrestre, todos conectados pelo fluxo de carbono	50
Figura 2 – Diagrama ilustrativo da classificação de serviços ecossistêmicos, explicitando a relação entre serviços ecossistêmicos e bem-estar humano	54
Figura 3 – Marco de valoração econômica dos ecossistemas e da biodiversidade proposta pelo TEEB em 2008.....	60
Figura 4 – Quadro conceitual analítico da abordagem IPBES sobre serviços ecossistêmicos	64
Figura 5 – Modelo cascata de ilustração da relação da classificação CICES com os serviços de suporte a bens e benefícios relacionados ao bem-estar humano	67
Figura 6 – Estrutura hierárquica de classificação CICES	68
Figura 7 – Visão geral da estrutura CICES para serviços bióticos em três níveis hierárquicos.....	69
Figura 8 – Exemplificação de estruturação hierárquica na qual a biosfera atua como sistema que abarca e sustenta a sociedade e a economia, conforme os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável	71
Figura 9 – Aportes de biomassa, carbono, nutrientes, água e energia natural nos ecossistemas como conformadores dos processos ecológicos de suporte, das funções ecológicas associadas e da biodiversidade, considerados como serviços ecossistêmicos de suporte.....	78
Figura 10 – Articulação entre a rede de espaços livres e o sistema viário no Plano Hausmann para Paris.....	82
Figura 11 – Respostas de infraestrutura urbana de drenagem e de saneamento do Central Park, NY	83
Figura 12 – Sistema de parques de Boston, conhecido como o Colar de Esmeraldas — The Emerald Necklace (1878–1880).....	85
Figura 13 – Proposta de expansão intitulada Emerald Boston (1902), de Charles Eliot e Baxter.....	86
Figura 14 – Croqui do primeiro Finger Plan para Copenhagen, concebido em 1947	87
Figura 15 – Finger Plan de 2015, com a presença dos espaços vegetados na configuração da forma urbana, representados em tons de verde	88
Figura 16 – Modelo “culturalista” de ocupação de baixa densidade, como na Cidade-Jardim, proposta por Ebenezer Howard.....	90
Figura 17 – Proposta “progressista” de Cidade Verde de Le Corbusier, com alta densidade, grandes planos verdes e eixos viários.....	90
Figura 18 – Esquema explicando os quatro Ms propostos por Ian McHarg e sua relação com o sistema georreferenciado praticado na atualidade	93

Figura 19 – Mapas para sobreposição na fase de avaliação.....	94
Figura 20 – Exemplo de mapa de aptidões da fase de modelagem	95
Figura 21 – Secção fisiogeográfica do plano de McHarg para o The Valleys	96
Figura 22 – Representação da relação entre núcleo (<i>core</i>) e borda (<i>edge</i>).....	99
Figura 23 – Representação de corredor, com a faixa de borda e o habitat interno	100
Figura 24 – Relações entre corredores, largura e conectividade.....	101
Figura 25 – Representação de trampolins e o fluxo de espécies a eles associados	102
Figura 26 – Relação entre complexidade e densidade da matriz com o fluxo de espécies, conectividade, circuitos e tamanho de malha	103
Figura 27 – Representação das métricas da paisagem Área Núcleo (A), Fator Forma (B) e Conectividade (C).....	103
Figura 28 – Articulação regional entre núcleos e corredores na Carolina do Sul, Estados Unidos	106
Figura 29 – Estados de funcionalidade dos ecossistemas e a transição entre ambientes intactos ou degradados, estabelecidos pela quebra dos limiares ecológicos biótico e abiótico	108
Figura 30 – Pântanos de Donau-Auen ao longo do rio Danúbio com destaque para o centro de Viena, o aeroporto e os vinhedos de Schwechat	114
Figura 31 – Parque Nacional da Tijuca, que abriga floresta urbana, responsável pelo provimento de serviços ecossistêmicos para a população da cidade do Rio de Janeiro	115
Figura 32 – Ecoduto que liga a floresta urbana no centro do distrito de Hammarby Sjöstad com a cunha verde Nacka-Värmdö, em Estocolmo	116
Figura 33 – Articulação proporcionada com o distrito de Hammarby Sjöstad e a cunha verde Nacka-Värmdö em escala local (a), urbana (b) e regional (c)	116
Figura 34 – Relações entre processos ecológicos de suporte e capacidade adaptativa.....	117
Figura 35 – Fases de evolução da incorporação do conceito de Infraestrutura Verde	123
Figura 36 – Ilustração esquemática das possibilidades de relação entre <i>sites</i> , <i>links</i> e <i>hubs</i>	127
Figura 37 – Síntese das relações entre as áreas de provimento de serviço (SPA), áreas de benefícios (SBA) e áreas de conexão (SCA)	128
Figura 38 – Modelo de planejamento e projeto adaptativo, com as respectivas fases e atores a serem envolvidos	131
Figura 39 – <i>Framework</i> metodológico proposto por Steinitz.....	145
Figura 40 – Localização da cena Hyperion E01H2210172014119110KF_L1GST, no Distrito Federal e do transecto de estudo A-B	153

Figura 41 – Localização da cena Landsat 8 LC08_L1TP_221071_20200716_20200722_01_T1_2020-07-16, com indicação do limite do Distrito Federal, área de estudo	155
Figura 42 – Área de estudo em relação ao Macrozoneamento Distrital e à Reserva da Biosfera do Cerrado	156
Figura 43 – Índice ICO ₂ aplicado ao longo do transecto A	161
Figura 44 – Índice CO ₂ flux aplicado ao longo do transecto A-B	162
Figura 45 – Classes de paisagem, conforme o <i>spread</i> do CO ₂ flux, sobrepostas ao macrozoneamento do DF e à Zona Tampão da RBC	164
Figura 46 – Aplicação do CO ₂ flux, com a média das variações de fluxo de carbono, estratificado conforme as classes de paisagem definidas no estudo	168
Figura 47 – Aplicação do TWI, estratificado desde áreas topograficamente muito secas a áreas topograficamente muito úmidas	170
Figura 48 – Áreas com TWI alto e muito alto	171
Figura 49 – Espacialização da demanda por recuperação ecológica de acordo com as classes de paisagem e TWI (áreas úmidas e muito úmidas)	174
Figura 50 – Bacias hidrográficas que interceptam os limites administrativos do Distrito Federal	180
Figura 51 – Fragmentos extraídos para análise das métricas da paisagem a partir das áreas com integridade de processos ecológicos de suporte	182
Figura 52 – Fragmentos extraídos para avaliação das métricas da paisagem sobrepostos às ocupações urbanas	183
Figura 53 – Aplicação da métrica Fator Forma sobre os fragmentos da área de estudo	185
Figura 54 – Aplicação da métrica Área Núcleo sobre os fragmentos da área de estudo	189
Figura 55 – Distribuição dos fragmentos sem núcleo e com núcleo na área de estudo	191
Figura 56 – Aplicação da métrica Conectividade sobre os fragmentos da área de estudo	194
Figura 57 – Heterogeneidade da métrica Conectividade ao longo da Bacia do Rio São Bartolomeu	197
Figura 58 – Relação entre a classificação de serviços ecossistêmicos da Avaliação Ecossistêmica do Milênio, a estruturação do workshop e o sistema de trabalho proposto	204
Figura 59 – <i>Framework</i> do <i>workshop</i> com a síntese das etapas de trabalho	205
Figura 60 – <i>Co-design</i> proposto para a IVR-DF	206
Figura 61 – Mapa com sobreposição em cinza dos <i>designs</i> propostos para a IVR-DF	207
Figura 62 – Área prioritária para o planejamento e projeto da proteção e promoção dos processos ecológicos do Distrito Federal	208

Figura 63 – Principais demandas apontadas pelo <i>workshop</i> em Geodesign e as áreas da Reserva da Biosfera do Cerrado	211
Figura 64 – Delimitação da área de estudo, considerando ainda as sub-bacias hidrográficas e os córregos e rios que interceptam as manchas apontadas pelo <i>workshop</i> em Geodesign.....	212
Figura 65 – Área de estudo para a proposição do <i>design</i> do mosaico central eixo Norte–Sul.....	213
Figura 66 – Demandas por recuperação ecológica na área de estudo.....	216
Figura 67 – Unidades de Conservação de Proteção Integral, Reservas Legais e Áreas de Proteção de Manancial incidentes sobre a área de estudo	218
Figura 68 – Unidades de Conservação de Proteção Integral a serem incorporadas no mosaico da área de estudo	219
Figura 69 – Demanda por recuperação ecológica do conjunto da E.E. IBGE, E.E. Universidade de Brasília e E.E. Jardim Botânico	221
Figura 70 – Demanda por recuperação ecológica do conjunto E.E. Águas Emendadas	222
Figura 71 – Demanda por recuperação ecológica do Parque Nacional de Brasília	223
Figura 72 – Demanda por recuperação ecológica do Refúgio de Vida Silvestre Mata Seca	224
Figura 73 – Demanda por recuperação ecológica da Reserva Biológica da Contagem.....	225
Figura 74 – Áreas de Proteção de Manancial incidentes sobre a área de estudo ..	228
Figura 75 – Demanda por recuperação ecológica da APM Brejinho	230
Figura 76 – Demanda por recuperação ecológica da APM Cabeça de Veado	232
Figura 77 – Demanda por recuperação ecológica da APM Corguinho	233
Figura 78 – Demanda por recuperação ecológica da APM Fumal	235
Figura 79 – Demanda por recuperação ecológica da APM Mestre D’Armas	237
Figura 80 – Demanda por recuperação ecológica da APM Pipiripau.....	238
Figura 81 – Demanda por recuperação ecológica da APM Quinze	239
Figura 82 – Demanda por recuperação ecológica da APM São Bartolomeu (Parte Norte)	240
Figura 83 – Demanda por recuperação ecológica da APM São Bartolomeu (Parte Sul)	242
Figura 84 – Demanda por recuperação ecológica da APM Taquari	243
Figura 85 – Demanda por recuperação ecológica do conjunto de APMs Torto, Contagem e Paranoazinho	244
Figura 86 – Áreas de Reservas Legais incidentes sobre a área de estudo	247
Figura 87 – Demanda por recuperação ecológica nas Áreas de Reserva Legal incidentes sobre a área de estudo.....	248

Figura 88 – Elementos de planejamento territorial incidentes sobre a área de estudo	250
Figura 89 – Novos <i>hotspots</i> propostos em relação às demandas por recuperação ecológica na área de estudo.....	254
Figura 90 – Demanda por recuperação ecológica do <i>hotspot</i> Norte.....	255
Figura 91 – Demanda por recuperação ecológica do <i>hotspot</i> Sul	256
Figura 92 – Conectividade regional dos novos <i>hotspots</i>	258
Figura 93 – Demandas por recuperação ecológica na trama de corredores ecológicos	260
Figura 94 – Demandas por recuperação ecológica nas manchas de suporte ecológico	263
Figura 95 – Proposta consolidada do mosaico central eixo Norte–Sul	266
Figura 96 – Imagem Landsat 8 das concentrações arbóreas em escala global e o recorte decorrente da sobreposição com a cena de estudo.....	271
Figura 97 – Imagem Landsat 8 das concentrações globais de biomassa de carbono acima e abaixo do solo e os recortes decorrentes da sobreposição com a cena de estudo	272
Figura 98 – Concentração de vegetação arbórea nas áreas de demanda por recuperação ecológica no Distrito Federal	273
Figura 99 – Concentração de vegetação arbórea nas áreas de demanda por recuperação ecológica no Distrito Federal	274
Figura 100 – Potencial de aumento da conectividade regional após as ações de recuperação ecológica no mosaico central eixo Norte–Sul.....	281

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Abordagem da plataforma TEEB sobre o papel de espaços verdes urbanos na promoção de serviços ecossistêmicos e bem-estar humano	62
Quadro 2 – Composição multiescalar das infraestruturas da paisagem	118
Quadro 3 – Variáveis para avaliação funcional da paisagem, conforme os índices espectrais relacionados, os processos ecológicos de suporte e o tipo de sensor necessário	137
Quadro 4 – Demanda por recuperação ecológica de acordo com as classes de paisagem.....	172

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Publicações relacionadas a serviços ecossistêmicos e às classificações desenvolvidas pela MEA, TEEB, IPBES e CICES entre 2005 e meados de junho de 2020.....	57
Gráfico 2 – Comparação entre as transmitâncias espectrais dos gases com destaque para o dióxido de carbono atmosférico	133
Gráfico 3 – Precipitação total mensal do Distrito Federal, no período de janeiro de 2015 a agosto de 2021	154
Gráfico 4 – Intensidade da feição espectral do CO ₂ obtida em uma cena Hyperion, relativa ao índice ICO ₂	158
Gráfico 5 – Comparação das variações entre os índices ICO ₂ e CO ₂ flux aplicada ao longo do transecto A-B	165
Gráfico 6 – Regressão linear entre os resultados da aplicação do índices ICO ₂ e CO ₂ flux ao longo do transecto A-B	166

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classes de paisagem conforme as intensidades de CO ₂ flux e ocorrência no Distrito Federal.....	167
Tabela 2 – Complexidade da forma dos fragmentos conforme os resultados de aplicação da métrica da paisagem Fator Forma.....	186
Tabela 3 – Presença de Áreas Núcleo nos fragmentos conforme os resultados de aplicação da métrica da paisagem Área Núcleo.....	190
Tabela 4 – Conexão entre os fragmentos conforme os resultados de aplicação da métrica da paisagem Conectividade.....	195
Tabela 5 – Teste de normalidade de Shapiro-Wilk W, aplicado sobre o total de fragmentos estudados.....	198
Tabela 6 – Correlação da aplicação do coeficiente sobre as variáveis Fator Forma, Conectividade, Área Núcleo e Área (m ²), conforme o teste de Spearman rs.....	199
Tabela 7– Demandas por recuperação ecológica na área de estudo.....	217
Tabela 8 – Área das Unidades de Conservação de Proteção Integral a serem incorporadas no mosaico da área de estudo.....	220
Tabela 9 – Demanda por recuperação ecológica do conjunto E.E. IBGE, E.E. Universidade de Brasília e E.E. Jardim Botânico (<i>Hotspot</i>).....	221
Tabela 10 – Demanda por recuperação ecológica do conjunto E.E. Águas Emendadas (<i>Hotspot</i>).....	222
Tabela 11 – Demanda por recuperação ecológica do Parque Nacional de Brasília (<i>Hotspot</i>).....	223
Tabela 12 – Demanda por recuperação ecológica do Refúgio de Vida Silvestre Mata Seca (Conexão).....	225
Tabela 13 – Demanda por recuperação ecológica da Reserva Biológica da Contagem (Conexão).....	225
Tabela 14 – Demanda agregada por recuperação ecológica das Unidades de Conservação de Proteção Integral.....	226
Tabela 15 – Áreas de Proteção de Manancial incidentes sobre a área de estudo com as respectivas áreas.....	228
Tabela 16 – Demanda por recuperação ecológica da APM Brejinho.....	231
Tabela 17 – Demanda por recuperação ecológica da APM Cabeça de Veado.....	232
Tabela 18 – Demanda por recuperação ecológica da APM Corguinho.....	233
Tabela 19 – Demanda por recuperação ecológica da APM Fumal.....	236
Tabela 20 – Demanda por recuperação ecológica da APM Mestre D'Armas.....	237
Tabela 21 – Demanda por recuperação ecológica da APM Pipiripau.....	238
Tabela 22 – Demanda por recuperação ecológica da APM Quinze.....	239

Tabela 23 – Demanda por recuperação ecológica da APM São Bartolomeu (Parte Norte)	241
Tabela 24 – Demanda por recuperação ecológica da APM São Bartolomeu (Parte Sul)	242
Tabela 25 – Demanda por recuperação ecológica da APM Taquari.....	243
Tabela 26 – Demanda por recuperação ecológica do conjunto de APMs Torto, Contagem e Paranoazinho	244
Tabela 27 – Demanda agregada por recuperação ecológica das Áreas de Proteção de Manancial estudadas.....	245
Tabela 28 – Categorias de reservas legais incidentes sobre a área de estudo e respectivas áreas	247
Tabela 29 – Demanda por recuperação ecológica nas ARLs incidentes sobre a área de estudo	249
Tabela 30 – Tabela síntese dos elementos de planejamento territorial incidentes sobre a área de estudo.....	250
Tabela 31 – Demanda por recuperação ecológica do <i>hotspot</i> Norte	255
Tabela 32 – Demanda por recuperação ecológica do <i>hotspot</i> Sul	256
Tabela 33 – Demanda agregada de corredores ecológicos	261
Tabela 34 – Reservas Legais incidentes sobre os corredores da trama eixo Norte–Sul.....	262
Tabela 35 – Reservas legais incidentes sobre a trama eixo Norte–Sul	262
Tabela 36 – Demanda agregada das manchas de suporte	264
Tabela 37 – Demanda geral por recuperação ecológica do mosaico central eixo Norte–Sul.....	267
Tabela 38 – Quantificação de vegetação arbórea por classe de concentração nas áreas de demanda por recuperação ecológica no Distrito Federal	273
Tabela 39 – Quantificação de biomassa de carbono por classe de concentração nas áreas de demanda por recuperação ecológica no Distrito Federal	275
Tabela 40 – Definição das variáveis de restauração ecológica decorrente do estudo das áreas de referência, visando ao traçado de metas objetivas de restauração	276
Tabela 41 – Metas objetivas de restauração para as áreas de demanda por recuperação ecológica no mosaico central eixo Norte–Sul.....	277
Tabela 42 – Quantificação das áreas de demanda por recuperação ecológica conforme os elementos estruturadores do mosaico central eixo Norte-Sul.....	277
Tabela 43 – Metas de recuperação ecológica para o mosaico central eixo Norte–Sul, em número de árvores e aumento de biomassa de carbono arbóreo, valorado em créditos de carbono	279

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	23
PREMISSAS.....	32
HIPÓTESE.....	Erro! Indicador não definido.
OBJETIVOS.....	32
PASSOS METODOLÓGICOS	Erro! Indicador não definido.
Fundamentação teórica	34
Método de análise para teste de validação da hipótese	34
Análise e Resultados.....	35
ESTRUTURA DOS CAPÍTULOS	36
CAPÍTULO 1 – RESILIÊNCIA URBANA E INTEGRIDADE DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS.....	38
1.1 INTER-RELAÇÕES ENTRE URBANIZAÇÃO E NATUREZA.....	38
1.2 PADRÕES DE OCUPAÇÃO TERRITORIAL E OS LIMITES DOS ECOSSISTEMAS	40
1.3 A ECOLOGIA DA PAISAGEM COMO BASE DO ORDENAMENTO TERRITORIAL.....	45
1.3.1 Resiliência: os conceitos de entropia e sintropia	47
1.3.2 Sequestro de carbono em ecossistemas florestais	49
1.4 SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS SEGUNDO A AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO	53
1.5 AS CLASSIFICAÇÕES DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS APLICADAS À PAISAGEM URBANA.....	56
1.6 OS PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE E AS DIFERENTES ABORDAGENS SOBRE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS.....	58
1.6.1 Desdobramentos conceituais das diferentes abordagens de classificação de serviços ecossistêmicos em relação à categoria de suporte	59
1.7 RELEVÂNCIA DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE PARA O PLANEJAMENTO DA PAISAGEM	73
CAPÍTULO 2 – BASES PARA UM PLANEJAMENTO DO TERRITÓRIO COM A NATUREZA	80
2.1 A VISÃO INTEGRAL DE PAISAGEM E SUAS PRÁTICAS PRECURSORAS: ARQUITETURA DE PAISAGEM	80
2.2 PROJETAR COM A NATUREZA: O PLANEJAMENTO AMBIENTAL DE IAN MCHARG.....	90
2.3 TEORIAS PRECURSORAS PARA O PLANEJAMENTO E PROJETO COM APOIO DOS PROCESSOS DE SUPORTE DA PAISAGEM.....	96
2.3.1 Ecologia da Paisagem	97
2.3.2 A paisagem e a Ecologia da Restauração.....	107
2.3.3 A paisagem como infraestrutura	112

CAPÍTULO 3 – COMO PLANEJAR E PROJETAR A PAISAGEM COM PROTEÇÃO AOS PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE.....	120
3.1 SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO AO PLANEJAMENTO DA PAISAGEM A PARTIR DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE	132
3.2 PRINCÍPIOS DE INFRAESTRUTURA VERDE PARA A MODELAGEM DA PAISAGEM COM INTEGRIDADE DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE	121
3.2.1 Princípios de Infraestrutura Verde	123
3.3 GEODESIGN APLICADO AO PLANEJAMENTO REGIONAL DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE	139
CAPÍTULO 4 – MENSURANDO OS PROCESSOS ECOLÓGICOS DO DISTRITO FEDERAL	151
4.1 USO DE IMAGENS HIPERESPECTRAIS NA IDENTIFICAÇÃO DE <i>HOTSPOTS</i> DE PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE NA PAISAGEM.....	151
4.1.1 Identificação da cena de estudo	152
4.1.2 Aplicando índices espectrais para a análise dos processos ecológicos de suporte no Distrito Federal	156
4.1.2.1 Determinando o ICO_2	158
4.1.2.2 Determinando o CO_2flux	159
4.1.2.3 Interpretação dos padrões espaciais	160
4.1.2.4 Modelagem estatística.....	164
4.2 MENSURAÇÃO DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE DO DF	166
4.2.1 Aplicando o CO_2flux	166
4.2.2 Determinando o <i>Topographic Wetness Index (TWI)</i>.....	168
4.2.3 Aplicando o TWI na matriz territorial do Distrito Federal.....	169
4.3 DETERMINANDO AS DEMANDAS POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA ..	171
4.3.1 Definição das diferentes categorias de demanda por recuperação ecológica.....	172
CAPÍTULO 5 – AVALIAR E DEFINIR CENÁRIOS PARA OS PROCESSOS ECOLÓGICOS DO DISTRITO FEDERAL: MÉTRICAS DA ECOLOGIA DA PAISAGEM E GEODESIGN.....	178
5.1 APLICAÇÃO DAS MÉTRICAS DA PAISAGEM AO TERRITÓRIO DO DISTRITO FEDERAL	178
5.1.1 Determinando o Fator Forma.....	183
5.1.2 Determinando a Área Núcleo	187
5.1.3 Determinando a Conectividade.....	192
5.1.4 Modelagem estatística das métricas da paisagem.....	198
5.2 AVALIANDO DEMANDAS TERRITORIAIS PARA O PLANEJAMENTO E PROJETO DA REDE REGIONAL DE INFRAESTRUTURAS VERDES PARA O DISTRITO FEDERAL: PROCESSO DE <i>CO-DESIGN</i>	200

CAPÍTULO 6 – CONSOLIDAÇÃO DO MOSAICO CENTRAL EIXO NORTE-SUL DO DISTRITO FEDERAL	210
6.1 DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO PARA DEFINIÇÃO DO EIXO NORTE–SUL DO DISTRITO FEDERAL — MOSAICO CENTRAL	210
6.2 ESTRATÉGIA DE ESTRUTURAÇÃO DO EIXO NORTE–SUL DO DISTRITO FEDERAL — MOSAICO CENTRAL: ANÁLISE DAS ÁREAS DE INTEGRIDADE ECOLÓGICA EM ARTICULAÇÃO COM AS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO AMBIENTAL OFICIAIS E A SEREM PROPOSTAS PARA A ÁREA DE PROSPECÇÃO	214
6.3 IDENTIFICAÇÃO DAS ÁREAS PARA CONSTITUIÇÃO DO MOSAICO CENTRAL EIXO NORTE–SUL: CARACTERIZAÇÃO DAS DEMANDAS DE RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	216
6.3.1 Unidades de Conservação de Proteção Integral integrantes do eixo Norte–Sul.....	219
6.3.1.1 Considerações sobre as Áreas de Proteção Integral analisadas.....	226
6.3.2 Áreas de Proteção de Manancial integrantes do mosaico central eixo Norte–Sul	227
6.3.2.1 Considerações sobre as Áreas de Proteção de Manancial analisadas.....	245
6.3.3 Áreas de Reserva Legal integrantes do eixo Norte–Sul	246
6.3.4 Demandas por recuperação ecológica do mosaico central eixo Norte–Sul associadas às unidades de proteção ambiental	249
6.4 PROPOSTA DE NOVOS TIPOS BIOFÍSICOS E SUAS DEMANDAS POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA PARA A CONSOLIDAÇÃO DO MOSAICO CENTRAL EIXO NORTE–SUL	252
6.4.1 Proposição de <i>hotspots</i> de processos ecológicos de suporte ao longo do mosaico central eixo Norte–Sul do Distrito Federal	253
6.4.2 Proposição de corredores ecológicos e manchas de suporte ecológico ao longo do mosaico central eixo Norte–Sul do Distrito Federal.....	259
6.4.2.1 Estratégia para a proposição de corredores ecológicos	259
6.4.2.2 Estratégia para a proposição de manchas de suporte ecológico.....	262
6.5 CONFIGURAÇÃO FINAL: DEMANDAS E PROPOSTAS DE RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA DO MOSAICO CENTRAL EIXO NORTE–SUL DO DISTRITO FEDERAL	264
6.5.1 Diretrizes para a estruturação dos processos ecológicos de suporte no mosaico central eixo Norte–Sul do Distrito Federal....	269
6.5.2 Propondo um cenário de recuperação ecológica para a proteção e promoção de processos ecológicos de suporte.....	270
6.5.3 Aplicando as metas de recuperação ecológica conforme as demandas de recuperação no mosaico central eixo Norte–Sul	276

CONCLUSÕES, CONTRIBUIÇÕES E HORIZONTES QUE SE ABREM DECORRENTES DA PESQUISA	282
REFERÊNCIAS	296

INTRODUÇÃO

Segundo Spirn (1995), o sítio tanto fornece recursos, quanto impõe dificuldades para as ocupações humanas, o que coloca a todos que trabalham com ordenamento territorial desafios a serem enfrentados. Os padrões de ocupação do solo adotados criam condições que podem tanto facilitar o acesso aos serviços ecossistêmicos, como dificultá-lo ou mesmo eliminá-lo. Assim, a relação entre ecossistemas e a ocupação humana repercutirá na qualidade de vida das populações ao longo do tempo, demandando constantemente a consideração dos conhecimentos relativos aos ecossistemas e suas dinâmicas como de gestão territorial.

Serviços ecossistêmicos compreendem todos os benefícios e bens providos pela natureza para o suporte das atividades humanas em um dado território. Há uma relação estrita entre serviços ecossistêmicos e bem-estar humano, na qual, pela proteção e promoção dos serviços ecossistêmicos, são disponibilizados diversos constituintes do bem-estar humano: segurança, bens e serviços, saúde, interação social e o atendimento das mais básicas condições de vida como provimento de água e ar. Cabe ressaltar que tais serviços existem por meio da presença de processos ecológicos de suporte, expressos na formação dos solos, ciclos de nutrientes e produção primária (MEA, 2005; CARPENTER et al., 2009; POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2016; LA NOTTE et al., 2017).

Entretanto, a percepção dos serviços ecossistêmicos como condições da natureza, não apenas para mitigação de impactos ambientais decorrentes da ocupação do território, mas também para o provimento de insumos destinados à melhoria do bem-estar humano, tem sido um tema relativamente recente de estudo no planejamento da paisagem urbana, constituindo um campo disciplinar, ainda em construção, embora crescente (MOONEY; EHRLICH, 1997; MEA, 2005; COSTANZA, 2008; POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2017). Os primeiros estudos sobre a relação entre a natureza e as ocupações territoriais (WALDHEIM, 2016; DANISH NATURE AGENCY, 2015; BÉLANGER, 2017; BONZI, 2017; OLIVEIRA, 2017; PELLEGRINO, 2017; FIREHOCK; WALKER, 2019) possibilitaram, mesmo que indiretamente, a percepção da presença ou ausência dos benefícios decorrentes da integridade dos ecossistemas.

Ainda que essa relação tenha evoluído ao longo do tempo, conflitos sempre se fizeram presentes no processo de ocupação territorial e integridade da natureza. Se

por um lado as ocupações humanas iniciais foram condicionadas pelos imperativos do sítio de acesso aos recursos naturais, sobretudo os hídricos e os florestais, por outro lado tais atividades sempre tenderam a esgotá-los, o que é associado na história das civilizações à escassez ou a desastres naturais (MARSH, 1864; VOGT, 1942; OSBORN, 1948; VEIGA, 2005). Esse processo de exploração não só se intensificou, como também levou a que o protagonismo da natureza nas decisões sobre a estruturação dos espaços fosse perdendo relevância devido aos desafios demandados por sua consideração.

No caso das ocupações urbanas, o conceito de paisagem natural se aproximou do de paisagem rural, na medida que as cidades se consolidaram em oposição ao natural/rural levando à consolidação de uma mentalidade na qual a natureza é um obstáculo a ser superado, apartada das cidades, utilizada quando muito para elemento estético, ignorando seu papel essencial de suporte do meio urbano (OLIVEIRA, 2017, SANT'ANNA, 2020). Os modelos de ocupação urbana ao longo do tempo foram distanciando cada vez mais as populações dos benefícios recebidos de seu próprio ecossistema (OSBORN, 1948; HOPKINS, 2013; COSTA;GIMMLERNETTO, 2015).

Como resultado, surgiram as práticas de planejamento e desenvolvimento urbano, que desconsideraram a relação dos processos naturais na paisagem. Isso fez com um grande número de cidades se tornassem inaptas a responder às pressões contemporâneas e constantes por adaptação e resiliência aos impactos decorrentes do distanciamento entre as cidades e a lógica de seu meio físico-biótico, que se expressam mais fortemente na escassez de água, mudanças do clima, inundações e desmoronamentos, entre outros imperativos naturais. (MCHARG, 1969; MEA, 2005; BONAM, 2008; WALDHEIM, 2016; BÉLANGER, 2017).

Por outro lado, também se pode destacar que os impactos decorrentes dessa forma de ocupação territorial suscitaram estudos não só sobre a relação entre os problemas decorrentes da exploração extrema dos recursos naturais (MARSH, 1864; VOGT, 1942; OSBORN, 1948; VEIGA, 2005), como também de formas de planejar e projetar as ocupações humanas a partir de outra lógica. Apesar de não integrarem a prática dominante na forma de produzir cidades, as primeiras tentativas de integrar a natureza às cidades podem ser vistas na época da Revolução Industrial, quando as áreas verdes começaram a ser introduzidas nas cidades, como elementos de separação de atividades e/ou conexão de áreas da cidade ou com suas expansões.

Tais iniciativas de caráter intraurbano tinham uma preocupação comum: trazer sol, ar fresco e o verde para dentro do meio urbano de modo a minimizar a insalubridade das cidades (SITTE, 1992; HOWARD, 1902; OLIVEIRA, 2017).

Ao longo do século XX, a lógica desse modelo foi expandida para a escala do planejamento regional, pois surgiu a necessidade de organizar o território, permitindo a expansão das ocupações, mas mantendo a conexão das cidades com eixos verdes a serem articulados em diversas escalas. Esses estudos foram desenvolvidos, sobretudo, pelo planejamento urbano ambiental, a partir da década de 1960, quando se introduzem no âmbito do planejamento territorial as bacias hidrográficas, como unidade básica de estudo e intervenção (MCHARG, 1969; FORMAN; GODRON, 1986; DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996; OLIVEIRA, 2017). Como resultado, nas localidades onde esse planejamento foi adotado, identifica-se uma estrutura de ocupações urbanas entrelaçada com espaços vegetados. Mesmo que tais espaços não tenham sido decorrentes de preocupações ambientais explícitas, possibilitaram vantagens relacionadas ao aumento da resiliência urbana, por criarem áreas mais permeáveis e de maior controle de alagamentos e desmoronamentos.

Mais recentemente, a partir dos anos 1990, abordagens interdisciplinares relacionadas aos ecossistemas urbanos foram desenvolvidas visando ao aumento da resiliência e adaptabilidade das ocupações humanas (ESCOBEDO et al., 2019). Destacam-se dentre elas as abordagens disciplinares relativas aos Serviços Ecossistêmicos (MEA, 2005; COSTANZA, 2008; POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2017), Infraestrutura Verde (BONZI, 2017; MENEGUETTI, 2017; FIREHOCK; WALKER, 2019), Ecologia Urbana (FORMAN, 2014), Infraestrutura da Paisagem (BÉLANGER, 2017), Urbanismo da Paisagem (WALDHEIM, 2016), Ecologia da Restauração (HOBBS; HARRIS, 2001; HOBBS, 2007), Soluções Baseadas na Natureza (SCOTT et al., 2016). Contudo Escobedo et al. (2019) alertam para certas precauções na adoção isolada dessas abordagens, dado que são inerentemente interdisciplinares. Assim, deve-se observar sua complementaridade em prol de um tratamento integral da paisagem, considerando sempre o contexto socioeconômico local, como o dos países do Sul Global, onde o acesso desigual aos benefícios da natureza é uma característica dos arranjos urbanos.

Em suma, projetar com a natureza é uma perspectiva claramente explorada, em diversas escalas, não só em trabalhos clássicos — Marsh (1801–1882), Ebenezer Howard (1850–1928), Olmsted (1822–1903), Odum (1913–2002), McHarg (1920–

2001) —, como também em abordagens contemporâneas — Corner (1999), Hobbs (2015), Forman (2014), Waldheim (2016), Scott et al. (2016), Bélanger (2017). Tal quadro suscita a seguinte questão: Considerando a gama de conhecimentos produzidos até então: porque ainda existe dificuldade, na prática profissional corrente, em consolidá-las na forma de propostas de planejamento territorial que garantam às populações o acesso aos serviços ecossistêmicos e ao bem-estar decorrente da interface entre sistemas naturais e antrópicos nas diversas escalas da paisagem?

Cabe aqui discutir o conceito de paisagem urbana, que a nosso ver possibilita uma visão integrada entre espaço construído e natural. A paisagem pode ser entendida como produto da interface entre as características geológicas, aspectos climáticos, biogeográficos (flora e fauna) e antrópicos. Seria então produto da relação dinâmica entre tais elementos, que se transformam ao longo do tempo e do espaço, de cujas variadas combinações resultam não apenas os mais diversos tipos de paisagens conhecidos ou a se conhecer (DELPOUX, 1972, BÉLANGER, 2017), como também na gama de serviços ecossistêmicos, sejam culturais, de regulação ou de provisão (MEA, 2005, POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2016).

Por outro lado, a integridade dos serviços ecossistêmicos depende do grau de pressão das atividades e/ou do tipo de manejo da paisagem que determinada sociedade desenvolve. Os efeitos negativos de pressões que exerçam substanciais alterações no ecossistema podem vir na forma de consequências para o suprimento de tais serviços, resultando no surgimento de doenças, escassez de água e alimentos, modificações na frequência e magnitude de inundações e secas decorrentes de alterações do clima, tanto na escala local (microclima) quanto na regional e global. (MEA, 2005; COLDING, 2013; BOKALDERS; BLOCK, 2016; BÉLANGER, 2017)

Diante disso, a proteção e, sobretudo, a promoção dos serviços ecossistêmicos têm se tornado cada vez mais necessárias nas práxis do planejamento territorial mais recentemente incorporada ao urbano. Mas como mensurar a integridade dos serviços ecossistêmicos em face das formas de ocupação do solo? Como empreender ações assertivas na promoção dessa integridade? Essas são questões sobre as quais muitos pesquisadores estão debruçados, dado que são de aparente difícil resolução. As incertezas são diversas e, surpreendentemente, ainda decorrem da ausência de uma base teórica e evidências sólidas que permitam correlacionar a estruturação e avaliação de uma ocupação urbana fundada sobre uma base de infraestrutura ecológica e o grau de proteção ou promoção de serviços ecossistêmicos (FISHER;

TURNER; MORLING, 2009; HANSEN; PAULEIT, 2014; LOVELL; TAYLOR, 2013; PERRING et al., 2013; KOPPEROINEN; ITKONEN; NIEMELÄ, 2014; JACOBS et al., 2015; SANT'ANNA, 2020).

Para iniciar a discussão, faz-se necessário um melhor entendimento sobre os diferentes tipos de serviços ecossistêmicos, que podem ser retomados a partir da categorização apresentada na Avaliação Ecossistêmica do Milênio — ou Millennium Ecosystem Assessment (MEA) —, que desenvolveu a seguinte classificação: (i) serviços de provisão, como disponibilidade de alimentos, água doce, e madeira; (ii) serviços de regulação, como drenagem natural, regulação do clima, polinização, controle de erosões, diminuição de ilhas de calor; (iii) serviços culturais, como recreação, valores espirituais, turismo, sensação de lugar, pertencimento; e (iv) serviços de suporte: garantidores das demais categorias e que se referem à produção primária, ciclo de nutrientes e formação e estruturação dos solos, estando estes imbricados entre si e com as dinâmicas de sequestro de carbono na natureza (MEA, 2005; BONAM, 2008).

No que se refere aos serviços de suporte, existem discussões que questionam se eles seriam realmente `serviços`, dado que se enquadrariam como processos inerentes aos ecossistemas. Seriam processos que, por sua vez, sustentariam a disponibilidade das demais categorias, estas então compreendidas como serviços ecossistêmicos, acessados pelas populações (TEEB, 2011; BOKALDERS; BLOCK, 2016; IPBES, 2015; POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2017; XU; YANG; TAN, 2019)

Contudo, mesmo que existam divergências, diferentes autores atribuem relevância para o estudo das funções ou processos ecológicos que promovem interações biofísicas, das quais se originam os serviços de regulação, provisão ou cultura (TEEB, 2011; COLDING, 2013; IPBES, 2015; POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2017; XU; YANG; TAN, 2019). Decorre desse entendimento consenso em relação ao enquadramento dos serviços ecossistêmicos de suporte como **processos ecológicos de suporte**, em consonância com a Classificação Internacional Comum de Serviços Ecossistêmicos (CICES), versão 5.1, que vem sendo adotada na contemporaneidade pela Agência Europeia do Meio Ambiente (EEA). (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2016; HAINES-YOUNG; POTSCHIN-YOUNG, 2018).

Perante essa contextualização, esta pesquisa ressalta que, independentemente da categorização adotada, desconsiderar o encadeamento proposto pela MEA (2005) entre os processos de produção primária, ciclo de

nutrientes e formação do solo pode resultar em inconsistências na operacionalização das estratégias territoriais para promoção e proteção de serviços ecossistêmicos no território. Primeiro, por serem os processos ecológicos de suporte aqueles que podem efetivamente impulsionar o fluxo de matéria e energia entre as várias camadas da paisagem, vertical e horizontalmente, promovendo o movimento constante que garante e qualifica os serviços ecossistêmicos finais (WOLMAN, 1965; MCHARG, 1969; DELPOUX, 1972; ODUM, 1973; MOONEY; EHRLICH, 1997; GOWER, 2003; LAL, 2004, HOBBS, 2007; BÉLANGER, 2017). Segundo, pelo fato de a categoria de suporte ser claramente aquela capaz de responder à demanda por aprofundamento de informações sobre o manejo das bases biofísicas que sustentam os serviços ecossistêmicos (MEA, 2005; POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2016, LA NOTTE et al., 2017; HAINES-YOUNG; POTSCHIN-YOUNG, 2018).

O protagonismo dos processos ecológicos de suporte no provimento de serviços ecossistêmicos leva à **premissa** de que a presença dos **processos ecológicos de suporte** na paisagem garante que outras categorias de serviços ecossistêmicos vinculados à **cultura, regulação ambiental e provisão** possibilitem a qualidade de vida e ambiental das cidades (MEA, 2005; HOBBS, 2007; BONAM, 2008; LOVELL; TAYLOR, 2013; BÉLANGER, 2017). Decorre daí o entendimento de que estudos para identificação, análise, qualificação, mensuração e monitoramento dos processos ecológicos de suporte durante o planejamento da paisagem são essenciais para estratégias assertivas de ocupação que garantam a proteção e promoção dos serviços ecossistêmicos e, por consequência, a resiliência urbana.

A partir desse pressuposto, parte-se para entender como garantir a proteção desses processos perante a ocupação territorial, compreendendo como eles ocorrem na natureza. No estudo dos serviços de suporte, vale destacar que, apesar de serem incipientes os estudos sobre a operacionalização dos serviços ecossistêmicos (SANT'ANNA, 2020), sobretudo no que se refere aos processos de suporte (MEA, 2005; LA NOTTE et al., 2017; HAINES-YOUNG; POTSCHIN-YOUNG, 2018), sabe-se que a produção primária, o ciclo de nutrientes e a formação do solo estão entrelaçados com a presença de vegetação no território, com destaque para o tipo arbóreo e seu desempenho no sequestro de carbono, que, quando efetivo, configura sumidouros de carbono (*carbon sinks*). (MEA, 2005; BONAM, 2008; FIREHOCK; WALKER, 2019). Assim, existirão áreas no território que de fato desempenham a função do sequestro de carbono na paisagem, por meio da integridade de seus processos ecológicos de

suporte. Desse modo, a quantificação e qualificação do carbono se torna relevante para que se possa apoiar as decisões futuras de intervenção com ocupações que garantam tais funções, propiciando uma tomada de decisão de planejamento territorial integrada a natureza.

Assim, a avaliação do grau de implantação do ciclo biológico de carbono e do protagonismo da vegetação no encadeamento dos processos de produção primária, ciclo de nutrientes e formação dos solos pode indicar o grau de integridade ecológica de uma área. Tais processos configuram partes imbricadas de um sistema, cuja integridade depende da existência de certas propriedades vinculadas ao fluxo de matéria e energia na paisagem, operacionalizadas pela vegetação. Quanto maior sua eficácia fotossintética, maior a síntese de tecidos vegetais e desenvolvimento das plantas e a produção primária. É também por meio da fotossíntese que se inicia o ciclo de nutrientes, a partir da qual substâncias, como o carbono e o nitrogênio, são capturadas no ar e utilizadas para a formação de tecidos vegetais pelas plantas. Esses tecidos, pelo processo de decomposição no solo, sobretudo de matéria lenhosa, são utilizados para a formação de húmus, substância pela qual tais nutrientes serão novamente inseridos no sistema para o desenvolvimento da vegetação. Por sua vez, a decomposição de matéria orgânica vegetal por microrganismos influencia a formação do solo em determinada área. O carbono liberado durante esse processo e o crescimento das raízes reage com a água formando ácido carbônico, responsável pela decomposição química das rochas. Além disso, a reciclagem de nutrientes e matéria orgânica pelo solo é o principal determinante de sua fertilidade e estruturação. Tal processo torna o solo mais poroso, aumentando a aeração e o movimento da água, o que eleva a disponibilidade de nutrientes (BENITES; MADARI; MACHADO, 2003; GOWER, 2003; LAL, 2004; MEA, 2005; ADANI; SPAGNOL; GENEVINI, 2006; BONAM, 2008; PULROLNIK, 2009; RONQUIN, 2010; WICK; INGRAM; STAHL, 2010).

No sentido de objetivar a mensuração desses processos, o sensoriamento remoto tem desenvolvido diversas análises sobre as dinâmicas de sequestro de carbono pela paisagem que podem subsidiar a operacionalização do planejamento territorial (RAHMAN et al., 2001; BAPTISTA, 2004; GALVÃO; FORMAGGIO; TISOT, 2005; SCHRAMM; VIBRANS, 2007, SILVA; BAPTISTA, 2015a; 2015b; BAPTISTA, 2019). Por exemplo, a identificação de sumidouros de carbono na paisagem pode oferecer evidências para instrumentalizar o manejo da vegetação, de modo assertivamente direcionado à prestação e promoção da categoria de suporte. Tudo

isso significa que a consideração dos processos descritos, imbricados entre si e com a vegetação, possibilita identificar, avaliar, restaurar ou propor arranjos biofísicos na paisagem. Dessa forma, viabilizam a promoção de uma paisagem multifuncional com potencial para fomentar os serviços ecossistêmicos.

A promoção dos serviços ecossistêmicos integrada a uma abordagem de planejamento territorial busca amparo na elaboração de uma rede de infraestruturas verdes, multifuncionais e multiescalares, para estruturar a paisagem que garanta a integridade dos processos ecológicos. Essa perspectiva de intervenção no território inova ao considerar a estruturação da paisagem a partir da interface entre sistemas biofísicos — *software* — e sistemas tecnológicos construídos — *hardware* —, possibilitando a articulação entre os conhecimentos sobre os processos ecológicos de suporte e os conhecimentos da arquitetura da paisagem e planejamento urbano (WALDHEIM, 2016; BÉLANGER, 2017; PELLEGRINO, 2017).

Contudo, estudos em infraestrutura verde¹, mesmo que enfoquem a relevância de se prover serviços ecossistêmicos em diferentes graus de complexidade, ainda configuram um campo disciplinar em construção, com intervenções na maior parte das vezes concentradas nas escalas locais e urbanas. Mantém-se assim a necessidade de identificação de estratégias regionais para provimento e articulação de serviços ecossistêmicos com as diferentes escalas da paisagem, sendo relevantes os estudos dos processos de suporte.

Para amparar estudos na escala regional, faz-se necessário o apoio de abordagem de planejamento territorial, que possui métodos que dialogam com paisagem e as necessidades de ocupação, como o planejamento ecológico de caráter abrangente de Ian McHarg (1969) e a paisagem como produto abordada por Marcel Delpoux (1972). Os estudos de McHarg (1969) ancoram a abordagem da análise da integridade dos processos ecológicos na escala regional por demonstrar a relevância do diagnóstico multidisciplinar em que articula unidades biofísicas como relevo, recursos hídricos e vegetação, com as características culturais expressas pela atividade humana, todas ordenadas em mapas síntese elaborados em camadas

¹ Recentemente, a partir do foco nos valores e benefícios combinados de redes de espaços vegetados intercaladas com a ocupação urbana, tanto para a natureza, quanto ao bem-estar humano, compreendeu-se o que seria referenciado como infraestrutura-verde: uma rede de espaços vegetados (sistema biofísico), projetada ou não, podendo ser associada a sistemas tecnológicos, capaz de prover serviços ecossistêmicos em diversos graus de complexidade, observada a natureza multiescalar, multifuncional e sinérgica de tais serviços (MEA, 2005; LOVELL; TAYLOR, 2013; FIREHOCK; WALKER, 2019).

sobrepostas de informações (*overlays*), tudo tendo a bacia hidrográfica como unidade de paisagem. Por sua vez, Delpoux (1972), em abordagem semelhante, aborda a paisagem como produto do nexu entre uma camada denominada suporte (características geológicas) e outra, denominada cobertura, que agrega aspectos climáticos e biogeográficos (flora e fauna) e antrópicos. Esse nexu origina não só os processos ecológicos de suporte e os serviços ecossistêmicos decorrentes, bem como as pressões antrópicas ou naturais sobre eles. A compreensão das dinâmicas a ele associadas, agrupadas por bacias hidrográficas, é essencial para o planejamento das infraestruturas verdes a partir dos processos de suporte.

Em síntese a pesquisa aborda três perspectivas. A primeira, mais geral, é a de que a paisagem é o elemento mediador entre a natureza e o ambiente construído, consolidando-se cada vez mais como elemento conformador do patrimônio ambiental urbano (MENESES, 2002; CASTRIOTA, 2009). A segunda é a de que os ecossistemas desempenham funções infraestruturais na figura dos serviços ecossistêmicos e, mais especificamente, ancoradas na sua base de suporte. Por fim, é possível integrar essas funções ao planejamento e ordenamento territorial, a partir de uma perspectiva ecológica-sociocultural com soluções de infraestrutura verde e híbridas (MEA, 2005; WALDHEIM, 2016; BÉLANGER; 2017; SANT'ANNA, 2020) protagonizadas pelos ecossistemas (ECOFYS, 2017; FEBA, 2017).

Planejar a paisagem, na perspectiva de construir essa interface, pode gerar soluções diferentes das que consolidaram as práticas dominantes no século XX, marcadas por sistemas rígidos, pouco adaptáveis e resilientes aos imperativos ambientais e às pressões da intensa urbanização contemporânea. Dessa forma, resumindo as demais questões aqui levantadas: como estruturar uma estratégia territorial que atenda à interface acima exposta? Como garantir e mensurar a assertividade das ações que têm a intenção de promover os serviços ecossistêmicos?

Buscando resposta a tais questionamentos, esta pesquisa busca testar a hipótese de que os processos ecológicos expressos pelo fluxo de matéria e energia nos ecossistemas podem ser mensurados, a partir do fluxo de carbono, dos processos de fotossíntese e das tendências de acúmulo de umidade no solo, na paisagem, e que esses podem ser medidos com apoio de índices espectrais de sensoriamento remoto. Por sua vez essa mensuração permite a espacialização de onde se dão os processos ecológicos (mais íntegros e menos íntegros), o que permite a definição de diretrizes para a proposição de uma rede de infraestrutura verde, multiescalar e multifuncional

na medida da necessidade de cada área, garantindo assim a eficiente prestação de serviços ecossistêmicos.

O enfoque da pesquisa destaca a importância da interdisciplinaridade na prática do planejamento territorial. Articula os campos disciplinares do Sensoriamento Remoto, da Arquitetura da Paisagem, da Ecologia e do Geodesign para o aprofundamento das abordagens relacionadas aos serviços ecossistêmicos, conforme aponta o Quadro de Avaliação Ecológica do Milênio, ou Millennium Ecosystem Assessment Board (MEA, 2005).

Perseguindo esse objetivo, a pesquisa contribui para articular a relação entre as ocupações urbanas e os processos ecológicos de suporte por meio da concepção de infraestruturas verdes articuladas em rede no território. Essa articulação pode ampliar a presença de todas as categorias de serviços ecossistêmicos ao longo das ocupações territoriais com impactos positivos para o bem-estar humano, com maior segurança perante desastres, melhores condições materiais de vida, de saúde e para relações sociais (MEA, 2005). Portanto, abraçar a relevância dessas funções ecológicas no planejamento da paisagem urbana não só tem o potencial de garantir a promoção dos serviços ecossistêmicos nos sistemas urbanos, mas também de proporcionar uma distribuição mais justa dos benefícios decorrentes.

PREMISSAS

1) A preservação e a promoção dos processos ecológicos de suporte na paisagem possibilitam a presença de outras categorias de serviços ecossistêmicos vinculados à cultura, regulação ambiental e provisão garantindo a qualidade de vida e ambiental das cidades.

2) A escala regional é a mais propícia para o planejamento e proposição de uma rede de infraestruturas verdes, multifuncionais e multiescalares, na paisagem.

OBJETIVOS

- **Objetivo geral**

Propor diretrizes para a estruturação de uma rede de infraestruturas verdes multiescalar e multifuncional para o território do Distrito Federal, visando à integridade

dos processos ecológicos de suporte, a partir da avaliação dos fluxos de carbono na paisagem e da tendência de retenção de umidade do solo.

- **Objetivos específicos**

1. Discutir as diferentes abordagens conceituais sobre processos ecológicos de suporte e os serviços ecossistêmicos correlatos, e suas relações com a paisagem, a partir de aspectos afetos aos fluxos de matéria e energia na paisagem (ciclos de carbono, entropia e sintropia), à resiliência dos sistemas urbanos e às principais classificações de serviços ecossistêmicos (Capítulo 1).

2. Discutir a evolução das bases que amparam as iniciativas sobre o ordenamento territorial e o papel da natureza nesse processo. Discorrer sobre as práticas de planejamento ambiental e respectivos métodos, sempre na perspectiva de identificar métodos de planejamento que remetam à discussão da integridade dos processos ecológicos de suporte (Capítulo 2).

3. Identificar e organizar fundamentos, princípios e elementos da abordagem da infraestrutura verde para a estruturação do planejamento e projeto da paisagem, considerando não só a proteção e promoção de processos ecológicos de suporte, como também sua operacionalização na adaptação e transformação do território, para aumento da capacidade sintrópica dos sistemas biofísicos (Capítulo 3).

4. Avaliar o papel da vegetação como indicador de integridade dos processos ecológicos de suporte por meio da mensuração do fluxo de carbono e da eficácia fotossintética da vegetação arbórea na paisagem do Distrito Federal, fazendo uso de índices espectrais, a partir da escala regional (Capítulos 4 e 5).

5. Analisar o desempenho das áreas com integridade ecológica no Distrito Federal, pela aplicação de métricas da ecologia da paisagem, visando, em conjunto com os resultados da aplicação de índices espectrais somados a camadas representativas do suporte e cobertura do DF, à proposição de cenários de recuperação ecológica, na perspectiva do Geodesign (Capítulo 5).

6. Discutir as principais estratégias e elementos de infraestrutura verde na escala regional, com apoio de índices espectrais, como forma de proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte (Capítulo 6).

PASSOS METODOLÓGICOS

Fundamentação teórica

A revisão bibliográfica buscou clarificar o enquadramento e ressaltar a importância dos processos ecológicos de suporte para a proteção e promoção dos serviços ecossistêmicos, de modo a fornecer subsídios para o planejamento assertivo da paisagem, ou seja, de maneira a proporcionar o aumento da resiliência territorial e do bem-estar humano. Nesse processo o estudo foca em arranjos disciplinares, que, articulados, subsidiam estratégias metodológicas que proporcionam bases para o planejamento territorial, como a Ecologia da Paisagem, a Ecologia da Restauração, a Infraestrutura da Paisagem, a Infraestrutura Verde, o Sensoriamento Remoto e o Geodesign. Cabe ressaltar que todos esses arranjos são considerados a partir da diagonal transdisciplinar do planejamento da paisagem, preconizado por Ian McHarg (1969).

Para a consolidação dessa abordagem, a revisão da literatura, com a base conceitual e teórica necessária para subsidiar o objetivo geral da tese e as discussões ao longo dos capítulos, foi desenvolvida conforme se segue:

- conceituação e estudo da dinâmica dos processos ecológicos na paisagem e sua vinculação com o ciclo biológico de carbono;
- os processos ecológicos de suporte perante as classificações internacionais de serviços ecossistêmicos;
- a infraestrutura verde e sua relação como os processos ecológicos de suporte;
- o sensoriamento remoto articulado com a aplicação de métricas da Ecologia da Paisagem como forma de identificação e análise dos processos ecológicos de suporte na paisagem;
- o planejamento do território a partir dos processos ecológicos de suporte, com apoio das bases conceituais do Geodesign.

Método de análise para teste de validação da hipótese

Na parte analítica a pesquisa se valeu de dois momentos, quando foram utilizadas ferramentas específicas e estudos de caso. De início, para verificar a pertinência da análise espectral de carbono como indicador de integridade dos

serviços ecossistêmicos de suporte, foram realizados estudos com uso da análise de imagens de satélite, das quais foram calculados índices espectrais relacionados aos processos ecológicos de suporte na paisagem. Essa análise recaiu sobre o Distrito Federal, abordando os fragmentos de vegetação, sobretudo florestal e savânica, identificados na cena de estudo. O objetivo foi verificar como a base metodológica estudada no plano teórico se ajusta à prática do planejamento da paisagem a partir dos processos ecológicos de suporte, sobretudo os vinculados aos aportes de carbono e concentração de água no território. Comprovada sua pertinência em uma análise comparativa entre os índices e o conhecimento de áreas preservadas do DF, como as áreas núcleo da Reserva da Biosfera do Cerrado, utilizou-se das informações geradas sobre os índices de carbono para uma análise que empregou as métricas da paisagem, ferramenta oriunda da Ecologia da Paisagem que gerou um conjunto de mapas sobre os diferentes níveis de integridade da paisagem do DF.

O segundo momento de emprego de métodos para nortear a pesquisa se deu como uso de ferramenta do Geodesign no processo de planejamento da paisagem. A partir do mapeamento produzido, aplicou-se em um *workshop* de especialistas o método para verificar sua premência para a definição de redes de infraestrutura verde. O trabalho ocorreu sobre o DF, e em duas seções de *workshop* chegou-se às linhas gerais do que foi detalhado na pesquisa. O resultado foi considerado um método de alto poder de análise e integração de informações oriundas de diferentes bases de dados.

Análise e Resultados

A fase final tratou da análise dos resultados do estudo do DF, avaliando os impactos da proposta do *workshop*, de forma a sistematizar estratégias para o planejamento e projeto de uma rede de infraestruturas verdes regional. O detalhamento das estratégias de consolidação da rede de infraestrutura verde se deu no corredor na Bacia do Rio São Bartolomeu, e para essa área se realizou a mensuração de estratégias de preservação, adaptabilidade e transformabilidade com espacialização e cálculo aproximado de áreas que devem receber tais ações.

Ao final se reflete sobre os objetivos da tese, se foram alcançados e se houve achados inesperados, bem como se discute a relevância do estudo (científica, acadêmica e social), as limitações porventura encontradas e se apresentam recomendações de desdobramentos futuros para a pesquisa.

ESTRUTURA DOS CAPÍTULOS

A introdução apresenta o debate teórico que ancora a pesquisa, bem como a relevância do estudo e a lacuna do conhecimento a ser preenchida, com suas possíveis contribuições para uma abordagem integrada entre natureza e cidade. Nela são apresentados: o problema a ser abordado, as premissas, a hipótese a ser testada, o objetivo geral e os específicos, os procedimentos metodológicos adotados, bem como a estrutura preliminar da tese.

Em relação à divisão dos capítulos, esta tese possui duas partes. A primeira, refere-se ao referencial teórico, que é abordado nos três primeiros capítulos, com os aportes conceituais necessários para o desenvolvimento da pesquisa. Por sua vez, na segunda, são desenvolvidos os estudos empíricos, com a aplicação das técnicas e realização das análises, suportadas pelo referencial teórico, com vistas a proposições de ordenamento territorial ao longo dos três capítulos finais.

Nesse sentido, nos capítulos 1, 2 e 3 são discutidos, em etapas, temas sobre as dinâmicas relacionadas aos processos ecológicos de suporte e sua relação com a prestação de serviços ecossistêmicos, no planejamento da paisagem, visando fornecer as bases necessárias para o entendimento da proposta de pesquisa. São apresentadas as seguintes discussões: o planejamento da paisagem com a natureza, considerando a relação entre os processos ecológicos de suporte, o planejamento ecológico compreensivo e a arquitetura da paisagem; comparação entre as principais abordagens conceituais sobre serviços ecossistêmicos e como abordam a categoria de suporte e a paisagem; os fundamentos, princípios e elementos da incorporação da vegetação no planejamento territorial; os desdobramentos decorrentes na concepção da Infraestrutura verde, integrando as discussões elaboradas; o sensoriamento remoto e a aplicação de métricas da Ecologia da Paisagem para avaliação dos processos ecológicos de suporte na paisagem e o planejamento regional, por meio da consideração dos processos ecológicos de suporte, com apoio das bases conceituais do Geodesign. Para tanto, esses capítulos buscam articular os arranjos disciplinares da Ecologia da Paisagem, da Infraestrutura da Paisagem, da Ecologia da Restauração, do Sensoriamento Remoto e do Geodesign. Os capítulos respondem aos objetivos específicos 1, 2 e 3.

Os Capítulos 4 e 5 tratam do escopo analítico e do estudo empírico. Neles são realizadas a mensuração espectral dos processos ecológicos de suporte no Distrito

Federal, A definição e apresentação dos materiais e métodos empregados na pesquisa e aplicação em estudo de caso, no Distrito Federal, com o auxílio de imagens de satélite e técnicas de sensoriamento remoto.

Os produtos desses capítulos correspondem à mensuração, avaliação e definição de cenários para a proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte no Distrito Federal. Eles correspondem: à avaliação, escolha e aplicação de índices espectrais aptos à mensuração e avaliação dos processos ecológicos de suporte; à determinação, a partir desses índices, das demandas de recuperação ecológica no território; à avaliação dessas demandas por meio da aplicação de métricas da ecologia da paisagem; ao recorte de estudo de caso obtido por meio da aplicação do Geodesign e, por fim, à consolidação da proposta em um mosaico territorial, observando as demandas por recuperação ecológica para cada componente do *design*. Os capítulos respondem ao objetivo específico 3.

No Capítulo 6 dá-se a discussão dos resultados, abordando-se diretrizes de planejamento da paisagem urbana para a proposição de uma rede de infraestruturas verdes na escala regional do Distrito Federal. Também há discussão dos resultados do estudo empírico e avaliação da sua consistência frente ao referencial teórico estudado, visando à proposição de diretrizes de configuração da paisagem que possam responder às necessidades de proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte na escala regional.

Os achados serão comentados em dois tópicos: avaliação da eficiência das estruturas analisadas em relação ao provimento de processos ecológicos de suporte; proposição de diretrizes relacionadas à recuperação e melhorias na rede estudada. Esse capítulo responde ao objetivo específico 4.

Na parte final, são apresentadas as conclusões gerais em relação ao trabalho, envolvendo: a retomada dos objetivos da tese, à luz do capítulo de discussão; o resumo dos principais achados da pesquisa; o reconhecimento de possíveis limitações; e a sugestão de implicações para os campos de conhecimento abarcados, ressaltando a contribuição científica e social do estudo, para práticas de planejamento e desenvolvimento urbano baseadas na prestação de processos ecológicos de suporte; bem como a indicação de futuros estudos.

CAPÍTULO 1 – RESILIÊNCIA URBANA E INTEGRIDADE DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Esta primeira parte da revisão da literatura aqui realizada contempla a discussão sobre os aspectos que ancoram a pesquisa no que tange às relações entre o ordenamento territorial e a garantia da prestação dos serviços ecossistêmicos. Discorre sobre as práticas de ordenamento territorial tradicionais e suas perspectivas contemporâneas e a relação com os processos ecológicos com ênfase na categoria de suporte. Para tanto introduz o conceito de paisagem e resiliência e apresenta as principais abordagens conceituais sobre serviços ecossistêmicos e os principais estudos sobre sua inserção no planejamento territorial.

Inicia-se a primeira abordagem com a problematização da negação da presença desses serviços no ordenamento territorial urbano decorrente da economia de escala industrial, que marcou o século passado. Levantam-se os desafios para o desenvolvimento de uma abordagem contemporânea que responda aos desafios presentes na estruturação do espaço urbano, que ressignifica a relação entre cidade e natureza por meio da compreensão da paisagem e sua dinâmica com os processos ecológicos.

A compreensão da forma como os processos ecológicos de suporte se faz presentes na paisagem, bem como as relações que possuem com as demais categorias de serviços ecossistêmicos configura a chave do entendimento de seu papel em relação aos benefícios ofertados pela natureza ao ser humano.

1.1 INTER-RELAÇÕES ENTRE URBANIZAÇÃO E NATUREZA

O desenvolvimento econômico pós-Revolução Industrial, que se fez por ações humanas sobre os ecossistemas naturais, tem não somente colocado em risco o bem-estar humano, como também ameaçado a existência de outras espécies. Essa nova forma de relação homem–natureza tem se associado a uma gama de impactos, cada vez mais frequentes, como inundações, deslizamentos, secas, escassez de alimentos e doenças (MARSH, 1864; VOGT, 1942; OSBORN, 1948; BÉLANGER, 2017; LOMBARDO; FRUEHAUF; PELLEGRINO, 2022). Os desastres naturais que marcam o final do século XX e início do XXI expressam os efeitos da complexidade das relações entre a urbanização e a natureza. Tais impactos (riscos decorrentes dos imperativos ambientais e fruto da inobservância das limitações impostas pelo

território) demandam uma agenda assertiva de adaptação dos núcleos urbanos, de modo a promover uma estrutura urbana duradoura, para as atuais e futuras gerações (SPIRN, 1995; IISD, 2002; 2007; WALDHEIM, 2016; BÉLANGER, 2017; ONU, 2019). Por outro lado, a consideração dos benefícios decorrentes da maior integração entre a lógica da natureza e as ocupações humanas tem sido encarada como um dos fatores motivadores para prevenção e mitigação de impactos ambientais no planejamento da paisagem. Garantem, além de integridade ecológica, o bem-estar humano pela provisão de recursos, regulação do ambiente e serviços socioculturais, denominados como serviços ecossistêmicos (CARPENTER et al., 2009; POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2017; HAINES-YOUNG; POTSCHIN-YOUNG, 2018; MOMOH et al., 2021).

Torna-se necessário repensar os modelos de urbanização que acompanharam o desenvolvimento do planejamento — urbano, rural, territorial — no século passado, que contribuíram para a caracterização da urbanização como um problema a ser regulado, muitas vezes considerado oposto à agenda ambiental (BÉLANGER, 2017; ONU, 2019). Em resposta a essa necessidade, têm surgido novas perspectivas para a conformação do que seria o urbanismo contemporâneo. Observa-se a conjunção entre ecologia e engenharia, geografia e planejamento, política e poder, ao longo de diversos cruzamentos entre disciplinas urbanas. Tal configuração se dá em buscas por um modelo dinâmico de sustentabilidade, em agrupamentos que, por mais amplos que possam parecer, envolvem a articulação de três dimensões: a dos comportamentos, afetos às teorias econômicas, das demais ciências sociais; a das ciências da natureza como a biológica, física e química; e, por fim, a da configuração espacial do território. Dessa relação podem ser concebidas novas materialidades, articuladas e concretizadas nas formas de ordenamento territorial (VEIGA, 2005; BÉLANGER, 2017).

O ordenamento da paisagem urbana está mais intimamente relacionado ao meio físico e suas formas espaciais de ocupação, campo que é do domínio do urbanismo. De acordo com Waldheim (2016), sob essa ótica, a paisagem surge como elemento capaz de abarcar e superar o processo tradicional de urbanização, trazendo novas possibilidades de configurações da ocupação urbana. Isso se deve à sua capacidade de responder às demandas contemporâneas por adaptação e transformação ao longo do tempo, sobre a prática urbanística.

A mudança de postura que passa a vigorar na visão do urbanismo contemporâneo avança para o tratamento da paisagem, que entrelaça os sistemas tecnológicos e biofísicos. Os ecossistemas, bem como os respectivos recursos naturais passam a compor uma rede protetora das ocupações urbanas e não somente uma base física para ocupação e consumo. Delimita-se a noção de serviços ecossistêmicos. Essa é uma abordagem essencial para a configuração de formas ou opções contemporâneas de planejamento regional e urbano alinhadas com os princípios da sustentabilidade.

Mas, de acordo com Veiga (2005) e Santos (2014), a paisagem configura-se como produto dinâmico, sendo moldada constantemente pela sociedade, decorrente das diversas ações da sociedade e das estruturas de poder sobre ela. É fato que a evolução e transformação da sociedade e da economia no processo de desenvolvimento humano alteraram de diversas maneiras o mundo natural, sendo necessário o entendimento dessas pressões para compreender a importância da natureza e dos serviços prestados por seus ecossistemas no suporte da vida humana. De fato, a percepção desses serviços e dos elementos constituintes de seu suporte se deu na história humana pelos efeitos decorrentes de sua supressão. Leva-se à reflexão da relação entre o consumo de recursos naturais e as ameaças ainda contemporâneas incidentes sobre os padrões de ocupação urbana descolados dos sistemas biofísicos.

1.2 PADRÕES DE OCUPAÇÃO TERRITORIAL E OS LIMITES DOS ECOSISTEMAS

Os padrões de consumo de recursos naturais e de terras acompanham o processo de desenvolvimento das formas de ocupação humana sobre os territórios e vêm de longa data. O quadro contemporâneo pode ser encarado como a continuação ou evolução de práticas anteriores à consciência da humanidade em relação à finitude e/ou esgotamento dos recursos naturais, dada exaustão da capacidade de autorregeneração dos ecossistemas. Para refletir sobre a consolidação de um urbanismo contemporâneo — ainda em construção — que responda às demandas por uma urbanização resiliente e sustentável, é necessário compreender as bases de funcionamento da natureza e como ocorrem as ocupações urbanas.

A relação entre a ocupação territorial e a natureza evoluiu ao longo do tempo, embora não se possa afirmar que ele foi inexistente. Ao se intensificar a urbanização,

surgem os impactos decorrentes, expressos em termos de desastres e escassez dos recursos naturais, relacionados com a intensificação de consumo em resposta aos avanços tecnológicos das sociedades². Decorrem daí os estudos sobre os impactos do consumo de recursos naturais ao longo dos séculos, demonstrando a necessidade de reconfiguração das relações entre ocupação urbana e ecossistemas, buscando modelos mais sinérgicos (MARSH, 1864; VOGT, 1942; OSBORN, 1948; VEIGA, 2005; BÉLANGER, 2017; OLIVEIRA, 2017).

A percepção do esgotamento dos recursos naturais, que marcou os meados do século XX, deveu-se, em muito, às perdas econômicas decorrentes dos efeitos da ocupação de áreas ambientalmente sensíveis. Apesar de uma crescente mudança de postura, ainda é forte a crença, por muitos compartilhada, de que a tecnologia poderia resolver qualquer um dos enigmas da vida: “[...] a ilusão de que o homem poderia prover um substituto para os trabalhos elementares da natureza” (OSBORN, 1948, p. 199). Tal postura, historicamente praticada, não observa limitações biofísicas das tecnologias nem percebe a singularidade dos serviços prestados pela natureza, insubstituíveis e essenciais para a sobrevivência humana (MARSH, 1864; VOGT, 1942; OSBORN, 1948; CECHIN; VEIGA, 2009).

Contudo, juntamente com a noção de finitude dos recursos naturais, veio a de que os recursos naturais são associados à relação sistêmica entre seres vivos e o meio físico que habitam. Delineia-se a percepção da existência dos ecossistemas, que configuraria um novo entendimento sobre os efeitos das ocupações humanas sobre o planeta.

A compreensão do que seria um ecossistema começou a se consolidar com o surgimento da Ecologia como disciplina biológica no final do século XIX. Diversos autores contribuíram para a construção do conceito, conforme o campo de pesquisa se expandia e especializava. Marsh (1864), em seu livro *Man and Nature*, com ampla capacidade de observação dos fenômenos naturais, demonstra as intrínsecas relações dinâmicas entre água, solo, vegetação, animais e micro-organismos sobre a Terra. Os estudos de Stephen Forbe (1887) e Henry Chandler Cowles (1899) foram

² De acordo com a MEA (2005, p. 30) “[...] a área global dos sistemas florestais reduziu-se para a metade da existente há três séculos. Florestas efetivamente desapareceram em 25 países e outros 29 perderam mais de 90% de sua cobertura florestal. Sistemas florestais são associados com a regulação de 57% do escoamento de água e cerca de 46 milhões de pessoas dependem em parte ou totalmente da água fornecida por sistemas florestais. De 1990 a 2000 o desmatamento superou em 9 milhões de hectares ao ano o incremento florestal decorrente de ações de reflorestamento de cerca de 3 milhões de hectares ao ano”.

marcos que rapidamente levaram às ideias do dinamismo sistêmico de conjuntos vivos sobre o meio físico, bem como da função desempenhada por cada um deles nesse sistema (MOONEY; EHRLICH, 1997).

Evoluindo as abordagens sobre o tema, Tansley cunhou, em 1935, o termo ecossistema, que se fundamenta na existência de um sistema completo — em termos físicos —, que não só inclui o organismo complexo, mas a complexidade dos fatores físicos que formam o que se passou a chamar habitat. Em suma, organismos são inseparáveis de seus ambientes, com os quais formam um todo, um sistema físico (TANSLEY, 1935, p. 299).

A partir desse entendimento se abre campo de estudos em que se passa a relacionar o funcionamento dos sistemas ecológicos às trocas de energia e matéria entre os habitats e os organismos. Porém, nas primeiras análises dos ecossistemas, o entorno ambiental era visto como fator ou componente isolado do meio: não se considerava como um todo indissociável, o que dificultava sua representação espacial (DELPOUX, 1972).

Será com Odum, em 1958, que melhor se define o ecossistema, quando se passa a vê-lo como uma “entidade ou unidade natural que inclui partes vivas e não vivas para produzir um sistema estável no qual as trocas entre as duas partes fazem parte de caminhos circulares”. É esta uma visão mais pluralista, por meio de sistemas complexos e fluxos circulares, questionando, na época, concepções lineares positivistas, baseadas em sistemas fechados, previsíveis, sem capacidade de adaptação frente a contingências (DELPOUX, 1972; BÉLANGER, 2017).

As trocas são baseadas em dois fluxos que fundamentam o ecossistema: o de matéria e o de energia. Cada ser vivo é uma estrutura que, para realizar os mecanismos fundamentais característicos de seu estado vivo (crescimento, movimento, reprodução), toma emprestado do ambiente em que se encontra certa quantidade de energia (DELPOUX, 1972).

De acordo com Delpoux (1972), tais fluxos são essenciais e condicionam o funcionamento do ecossistema. Sob condições favoráveis de energia, se as necessidades por materiais não forem supridas (como água, fator limitante em desertos), os sistemas biológicos não se desenvolvem. Por outro lado, o fator de energia pode se tornar limitante (áreas polares, cavernas, montanhas altas). O conceito de ecossistema evoluiu e especializou-se, aumentando a percepção de que

sua estabilidade, também, depende dos fluxos de matéria e energia, bem como das diversas formas e níveis de interação entre eles.

Com a percepção dos efeitos do consumo desenfreado de recursos naturais decorrentes das formas de ocupação humana, conforme preconizado por Marsh (1864), Vogt (1942) e Osborn (1948), cresce a percepção de que o uso exacerbado dos recursos naturais, que compõem os ecossistemas, está levando ao desgaste das redes de onde fluem energia e matéria.

Passa a existir a compreensão de que as formas de ocupação territorial e de uso e exploração dos recursos naturais realizada por gerações impactam ou interrompem esse fluxo: é o que se associa aos efeitos da degradação da paisagem. Em suma, configura-se que as formas de apropriação da paisagem são agentes da ameaça de esgotamento dos recursos naturais, confere-se materialidade ao ecossistema como objeto — e um todo indissociável — do consumo desenfreado de tais recursos e da decorrente degradação.

Da percepção dos impactos decorrentes dessa degradação dos ecossistemas delineou-se, por outro lado, a percepção dos benefícios ao ser humano decorrentes de sua preservação, serviços ecossistêmicos. Mesmo que a noção de que sistemas naturais proporcionam bens e benefícios ao bem-estar humano tenha sido tangenciada por diversas vezes, desde os primeiros apontamentos de Marsh (1864), a ligação desses benefícios ao termo serviços ecossistêmicos veio a se consolidar apenas no final do século XX, com a intensificação do consumo do capital natural e a percepção da perda desses benefícios. Inicialmente abordados como “serviços da natureza” por Westman (1977), os serviços ecossistêmicos foram conceitualmente propostos e abordados sistematicamente no início da década de 1980 por Ehrlich e Ehrlich (1981) e Ehrlich e Mooney (1983) (COSTANZA et al., 2017).

A racionalidade do uso do conceito de serviços ecossistêmicos foi basicamente pedagógica, pois permitiu demonstrar como o desaparecimento da biodiversidade afeta diretamente as funções ecossistêmicas que suportam serviços críticos para o bem-estar humano. Em outras palavras: usando uma linguagem de segurança/seguridade, refletindo visões econômicas e políticas dominantes para comunicar o funcionamento de ecossistemas, a metáfora de serviço ecossistêmico teve sucesso ao motivar ações de governança em curto prazo que encerrassem a perda de serviços ecossistêmicos, uma vez que as narrativas de conservação

falharam substancialmente na influência de tomadas de decisões econômicas (MÉRAL, 2012; PASGAARD et al., 2017).

A Avaliação Ecosistêmica de Milênio (MEA, 2005) e os estudos de Wunder (2005) sobre o pagamento por serviços ambientais marcaram a mudança de um discurso predominantemente ecológico e conservacionista para um mais economicamente direcionado. Houve um enquadramento de destruição de ecossistemas ou crise ambiental para legitimar ou justificar o tipo de governança sugerido, no qual serviços antes oferecidos livremente pela natureza estavam se tornando escassos. Tais serviços puderam ser preservados com o uso de instrumentos econômicos e financeiros, desde que suportados pela estrutura institucional necessária, visando à proteção e valoração do bem-estar humano, considerando a interdependência entre os seres humanos e as demais espécies da biosfera (COSTANZA et al., 2017).

Nessa perspectiva, na verdade um pouco antropocêntrica, serviços ecossistêmicos são benefícios obtidos pelas pessoas originados de ecossistemas funcionais, cujas características ecológicas, funções ou processos, uma vez preservados ou promovidos, direta ou indiretamente contribuem com o bem-estar humano. Por outro lado, a escassez ou depleção desses serviços compromete a existência do ser humano e das demais espécies no planeta, configurando um conceito fundado na integridade ecológica dos ecossistemas, nos quais o homem se insere, sem a qual é impossível o pleno acesso aos benefícios providos pela natureza (MEA, 2005; COSTANZA et al. 2017).

Em suma, as diversas dinâmicas funcionais de um ecossistema e os serviços ecossistêmicos associados, independentemente de qualificação, resumem todos os fatos observados de transferências, às vezes contínuas, entre os vários constituintes do espaço. A caracterização da espacialidade do ecossistema e de suas especificidades condicionam e recepcionam trocas que são importantes para a compreensão da escala de seus efeitos. Permitem compreender a relação entre as ocupações humanas, os ecossistemas e, de forma mais ampla, os geossistemas, conforme explanado a seguir, ao se apresentar o desenvolvimento dos pensamentos que configuraram o primeiro arranjo disciplinar da Ecologia da Paisagem (DELPOUX, 1972).

1.3 A ECOLOGIA DA PAISAGEM COMO BASE DO ORDENAMENTO TERRITORIAL

No século XIX e nos primeiros anos do século XX, contemporânea às abordagens que levaram ao surgimento do termo ecossistema, foi desenvolvida por Humbolt (1858) e consolidada por Passarge (1929) e Dokuchaev (1953) a noção de paisagem. Expressava-se a ideia da interação entre todos os componentes naturais (rocha, relevo, clima, água, solo e vegetação) e um espaço físico concreto. Um conceito integrador, alinhado com o de ecossistema e contraposto ao determinismo físico e ambiental presente nas concepções predominantes à época na geopolítica alemã (RODRIGUEZ; SILVA, 2002; HOLTMEIER, 2015).

Humbolt (1858) influenciou Carl Troll (1939) na compreensão da complexa e multifacetada relação entre o clima, a natureza e o homem, e, a partir de conceitos da biologia e da geografia, formulou o conceito de ecologia da paisagem. Tal proposição traz o ecossistema — materializado em unidades de paisagem — para a escala geográfica expressando suas relações espaciais e funcionais. Sociedade e ecossistema são abrangidos pelo conceito de paisagem por envolverem a dimensão ecológica, não só pelo estudo das propriedades de seu estado intocado, mas também das interações com os sistemas sociais e culturais. (SANTOS, 2014; HOLTMEIER, 2015).

A abordagem trazida por Marcel Delpoux, em 1972, clarifica a percepção desse processo por meio do entendimento da paisagem como produto. Permite sua leitura como uma série biofísica complexa, formada por dois elementos fundamentais: suporte e cobertura. Como suporte, compreendem-se as características geológicas — orogênese, estratigrafia e litologia; e cobertura, os aspectos climáticos, biogeográficos — flora e fauna — e antrópicos, caracterizados pela pressão humana decorrente de suas atividades socioeconômicas: industrialização, urbanização, arte, informação, mobilidade, ciclagem de resíduos, cultivo de comida, migração etc. A paisagem seria então produto da relação dinâmica entre suporte e cobertura, que se transformam ao longo do tempo e do espaço, de cujas variadas combinações resultam os mais diversos tipos de paisagens conhecidos ou a se conhecer, configurados em unidades de paisagem (DELPOUX, 1972, BÉLANGER, 2017).

Tais unidades de paisagem comporiam um conjunto de elementos com certa unidade e harmonia e inter-relações dando origem a agrupamentos sintéticos

baseados em características de suporte e cobertura comuns. A paisagem e suas unidades elementares revelam uma estrutura complexa, à qual é somada uma estrutura vertical bipartida já referida de suporte e cobertura. Tal abordagem corrobora não só a importância da abordagem tridimensional trazida por Troll a partir de 1930, como também as de autores contemporâneos como Waldheim (2016) e Bélanger (2017) por um planejamento da paisagem baseado em abordagens verticais (diagramas, secções) que espelhem os processos dinâmicos de transferência de energia e matéria entre suporte e cobertura (DELPOUX, 1972; HOLTMEIER, 2015; WALDHEIM, 2016; BÉLANGER, 2017).

Essencialmente, paisagens gastam energia. De acordo com Georgescu-Roegen (1971), estão sempre sujeitas aos imperativos da segunda lei da termodinâmica³, de forma que todo o organismo vivo está sujeito à entropia, estado configurado pela transformação de formas úteis de energia em formas nas quais a humanidade não consegue utilizar — todas as formas de energia um dia serão gradualmente transformadas em calor. Contudo, a fim de manter sua sobrevivência, os organismos retiram, da paisagem, elementos de baixa entropia na tentativa de se estabilizarem bem como os sistemas em que se inserem (DELPOUX, 1972; VEIGA, 2005).

Poder-se-ia dizer que as paisagens contemporâneas foram em sua maior parte criadas com base na extração da baixa entropia contida no carvão e no petróleo, demandadas pelo trabalho humano. O fluxo de energia nos sistemas que as configuram exerce significativa influência sobre a existência humana e, embora todos os sistemas tendam à entropia, existem arranjos tendentes a menor entropia.

Mesmo que Nicholas Georgescu-Roegen entendesse que a espécie humana chegará a um momento no qual não haverá energia apta para seu consumo, é vital uma abordagem sobre o fluxo de energia e matéria na paisagem urbana orientado para sistemas mais estáveis: considerar uma opção, mesmo que conceitual, à entropia. Também avaliar a estratificação de condições nas quais as ocupações tenderiam a um desequilíbrio energético maior, ou menor, tendentes à estabilização ou sintropia.

³ A degradação energética tende ao máximo em um sistema isolado, sendo esse um processo irreversível, o que significa que o calor tende a se distribuir de maneira uniforme por todo o sistema, de forma que não pode ser aproveitado para gerar trabalho (CECHIN; VEIGA, 2009).

O estudo das nuances e processos relativos ao fluxo de energia em ecossistemas florestais espelham bem essa relação. Afeto aos processos ecológicos de suporte, tem potencial para subsidiar modelos de ocupação urbana mais aptos a usufruir dos bens e serviços propiciados pelos ecossistemas. Odum (1970) afirma que o controle sobre as propriedades das florestas possibilita não só a compreensão da forma de funcionamento de sistemas complexos, bem como da modelagem de seu fluxo de energia, que podem ser modificados, apropriados (BÉLANGER, 2017).

Depreende-se que das propriedades de suporte dos ecossistemas podem ser espelhadas modificações nos sistemas urbanos, que por sua vez podem ocorrer sobre um ambiente mais apto para sua instalação e desenvolvimento, adaptando-o e adaptando-se a ele. Um ambiente apto é definido quando o máximo da necessidade de um usuário é atendido pelo ambiente, requerendo o mínimo de intervenção, ou gasto energético, nessa adaptação (MCHARG, 1969; DELPOUX, 1972). Nesse sentido, uma evolução bem-sucedida é aquela que é obtida com o menor dispêndio de trabalho e energia.

As abordagens trazidas por McHarg (1969), Odum e Pigeon (1970) e Delpoux (1972), configuram indícios do papel chave da promoção e proteção de processos ecológicos de suporte em sistemas urbanos para subsidiar modelos com menor entropia, bem como a associação desses sistemas com áreas vegetadas, sobretudo as de caráter florestal. Essa perspectiva possibilita a compreensão da resiliência a partir dos imperativos termodinâmicos da entropia e da sintropia.

1.3.1 Resiliência: os conceitos de entropia e sintropia

Um dos pioneiros no planejamento da paisagem, McHarg (1969), em sua obra *Design with Nature* elenca duas condições energéticas inerentes a uma paisagem. São condições que definiram seu grau de equilíbrio ou integridade: um estado é definido como aptidão sintrópica (*synthropic-fitness-health*) e a outra condição constitui seu outro — inaptidão entrópica (*entropic-misfitness-morbidity*). O autor assim estabelece que o sucesso evolucionário e a integridade dos ecossistemas são dados por sua aptidão sintrópica (*synthropic-fitness-health*). A prevalência de

impactos negativos revela inaptidão entrópica (*entropic-misfitness-morbidity*) ou um ambiente com baixa resiliência⁴.

De acordo com McHarg (1981), um funcionamento sintrópico, ou com menores perdas de energia na paisagem, caracterizaria sua evolução demonstrando maior resiliência e sucessivos níveis de ordenação de energia e matéria. O planejamento da paisagem seria o melhor instrumento para alcançar a adaptação entre as formas de ocupação do território e as condições dos ecossistemas ou de alcançar um funcionamento sintrópico da paisagem.

Mas quais atributos da paisagem a levariam a uma tendência sintrópica? Gower (2003) explica que, nas formas de vida, entre todas as relações que envolvem troca de energia a fotossíntese é o mais notável exemplo de sintropia, pois, recebendo energia contínua, na presença de dióxido de carbono (CO₂) e água (H₂O), os cloroplastos transformam energia química e luminosa em biológica para produção de carboidratos ou matéria orgânica, em um grau significativamente maior de ordem do que os ingredientes iniciais. Esse processo alcançaria excelência no modelo estabelecido de uma floresta clímax. Em significativo equilíbrio, nela as perdas de energia são mínimas, pois todos os nutrientes são reciclados e todo o carbono respirado pelas plantas e micro-organismos do solo (na decomposição) é retornado via fotossíntese.

De forma ideal, as paisagens material e energeticamente equilibradas são aquelas pouco marcadas pelo uso antrópico (MCHARG, 1969; ODUM; PIGEON, 1970, DELPOUX, 1972; GOWER, 2003; BONAM, 2008). Em outras palavras, o acúmulo de matéria na paisagem com aumento de ordem e complexidade configura-se então como indicador da presença de sintropia nos sistemas, e por isso sistemas de caráter florestal podem ser associados diretamente à eficiência na prestação de processos ecológicos de suporte.

Mas deve-se ter em conta que o objetivo é discutir como garantir que esse nível de sintropia promova maiores níveis de processos ecológicos de suporte em uma

⁴ Pode-se entender como resiliência a aptidão de determinado sistema a recuperar o equilíbrio, ou voltar ao estado anterior, depois de ter sofrido uma perturbação. Contudo, mais recentemente, esse ponto de vista foi expandido para incluir a infraestrutura institucional, capaz de promovê-la, enfatizando a natureza dinâmica da resiliência com uma função das relações sociais. Nesse sentido, resiliência urbana configura-se como a capacidade de identificar e propor soluções que respondam a novas e irresolutas ameaças e vulnerabilidades; a essência de um sistema resiliente. Fala-se menos sobre estabilidade e mais sobre resistência, persistência, aprendizado e recuperação durante um ciclo adaptativo (ZAID; PELLING, 2013).

paisagem construída, aquela onde interagem natureza e pessoas. Esse entendimento é que possibilita a busca de operacionalização do planejamento da paisagem urbana em direção a um estado de aptidão sintrópica (*synthropic-fitness-health*).

A adaptabilidade das ocupações humanas ao sítio em que se insere surge então como atributo essencial ao planejamento de uma paisagem que se pretende com tendências à sintropia. Tendo em conta a importância do processo de fotossíntese para promover o estado de sintropia, chega-se ao papel de destaque inerente aos ecossistemas de caráter ou concepção florestal. Esses ecossistemas florestais atuam positivamente sobre a capacidade de regeneração e adaptação, juntamente com seu potencial para a promoção de processos ecológicos de suporte. Mostra-se essencial sua articulação com as estruturas urbanas do território para que se promova a sintropia (MCHARG, 1969; ODUM; PIGEON, 1970; WALDHEIM, 2016; PELLEGRINO, 2017).

A operacionalização de ecossistemas florestais ou de concepção florestal no planejamento de uma paisagem urbana mais adaptável e resiliente deve se dar a partir do fomento dos processos ecológicos de suporte — fotossíntese, ciclo de nutrientes e formação do solo. Para tanto é necessária a compreensão dos processos referentes ao sequestro de carbono, relacionado à eficácia dos serviços citados.

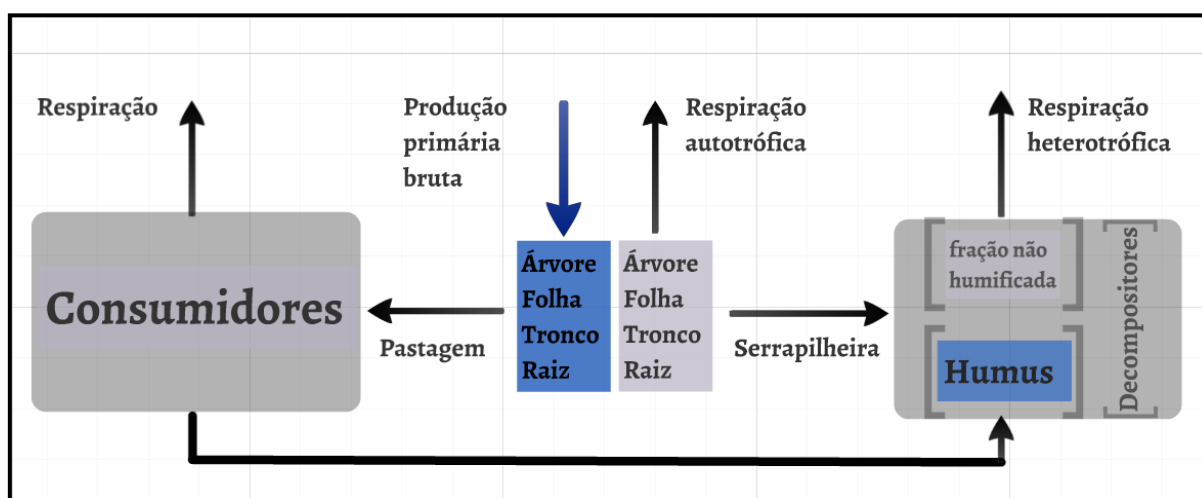
1.3.2 Sequestro de carbono em ecossistemas florestais

A concentração de carbono estocado na paisagem está relacionada com a qualidade dos serviços ambientais prestados nos ecossistemas. O entendimento do fluxo de carbono nessas áreas é crucial para a percepção da eficácia da vegetação na prestação de processos ecológicos de suporte, bem como das etapas em que o carbono é efetivamente sequestrado, instrumentalizando a concepção de diretrizes de planejamento da paisagem orientadas para esse processo, com os ganhos em proteção ou melhoria dos processos ecológicos de suporte e orientação da paisagem para comportamentos tendentes à aptidão sintrópica.

De acordo com Bonam (2008) e Pulrolnik (2009), essa concentração se dá pela diferença entre a assimilação de carbono durante a fotossíntese e a perda ocorrida durante a respiração. A fase de assimilação — relacionada à fotossíntese — é responsável pela síntese dos tecidos vegetais e pelo desenvolvimento das plantas. Esses tecidos, por sua vez, devem retornar ao solo e serem utilizados, em parte, pelos micro-organismos existentes para sua manutenção e crescimento, com liberação de

parte do carbono de volta para a atmosfera por meio da respiração. A parte restante da matéria orgânica, mais resistente à decomposição, será utilizada para a formação de húmus (BONAM, 2008; PULROLNIK, 2009). Na Figura 1, apresenta-se esse fluxo de energia na forma de carbono, que se aplica a qualquer tipo de ecossistema terrestre.

Figura 1 – Representação generalizada dos componentes de um ecossistema terrestre, todos conectados pelo fluxo de carbono



Fonte: Adaptado pelo autor (2023).

Tais pontos de sequestro de carbono em um ecossistema — destacados em azul na Figura 1 — ressaltam a importância da presença de vegetação arbórea para a qualificação dos processos ecológicos de suporte. Indivíduos arbóreos assimilam carbono e nutrientes em escala muito maior do que arbustos e gramíneas, e seus detritos lenhosos aumentam significativamente a qualidade do húmus produzido no ecossistema e a gama de ações dessas substâncias sobre o solo, bem como dos serviços ecossistêmicos resultantes (BENITES; MADARI; MACHADO, 2003; GOWER, 2003; LAL, 2004; ADANI et al., 2006; ADANI; SPAGNOL; GENEVINI, 2006; BONAM, 2008; PULROLNIK, 2009; RONQUIN, 2010; WICK; INGRAM; STAHL, 2010; AMARAL; COSTA; MUZZI, 2017).

Conforme o grau de prestação de processos ecológicos de suporte, determinadas áreas poderão atuar como sumidouros (*carbon sinks*) ou como emissoras de carbono, apresentando tendência à aptidão sintrópica ou entrópica respectivamente. De acordo com Bonam (2008), uma área configura-se como sumidouro de carbono quando as taxas de sequestro de CO₂ são superiores às de emissão no ecossistema em que se encontra. A identificação de sumidouros de

carbono e seus diferentes desempenhos no sequestro de carbono na paisagem forneceriam subsídios para integrar aspectos sobre a dinâmica dos processos ecológicos de suporte ao planejamento da paisagem, criando uma base propícia — e necessária — para a promoção das demais categorias de serviços ecossistêmicos.

A eficiência do sequestro de carbono em sumidouros de carbono está relacionada com a dos processos ecológicos de suporte, fotossíntese e o ciclo de nutrientes, em especial o do nitrogênio. Esse elemento, juntamente com o carbono, constitui a base da formação dos tecidos vegetais. A disponibilidade de nitrogênio favorece o crescimento da vegetação, por isso configura-se como um indicador de fertilidade. Cabe destacar que a maior parte da utilização desse elemento para o crescimento das plantas vem da reciclagem interna e da decomposição de detritos orgânicos. Portanto, a verificação do grau de implantação do ciclo de nitrogênio na paisagem, relacionando-o com diferentes configurações do território e de ocupações humanas, pode oferecer indícios sobre o desenvolvimento da vegetação no local e a proposição de diretrizes de planejamento da paisagem urbana eficientes no desempenho de serviços ecossistêmicos (GOWER, 2003; BONAM, 2008).

Relacionado ao serviço ecossistêmico de suporte de formação dos solos, o processo de humificação (Figura 1) configura-se pela transformação de resíduos vegetais, ricos em lignina — carbono — em substâncias húmicas pela sua degradação. Desse processo é obtida uma gama variada de substâncias, que estabilizam fisicamente o solo, processo, que, por sua vez, é proporcional à quantidade de carbono presente. Quanto maior a concentração de carbono, maior sua fixidez no estrato húmico e mais efetivo o sequestro de carbono no solo (ADANI; SPAGNOL; GENEVINI, 2006; ADANI et al., 2006).

As substâncias húmicas são, por sua vez, fracionadas em 3 tipos de compostos de carbono: ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina. Nenhuma dessas frações representa um composto individual, mas sim uma mistura de diversos compostos heterogêneos e complexos, mas com comportamento similar. O grau de ocorrência de cada tipo de fração varia conforme as relações entre suporte e cobertura na paisagem e em que grau essas condições possibilitam o sequestro de carbono pelo solo. Pode-se aferir que a compreensão dos processos de formação e concentração de tais substâncias é a chave para o entendimento da existência e qualificação dos processos ecológicos de suporte, bem como as demais categorias de serviços a eles relacionados. Configurações propícias à formação de ácidos húmicos, em especial

aqueles ricos em lignina, podem ser associadas a maior fertilidade e produtividade das áreas florestadas, influenciando significativamente na eficácia da atividade fotossintética e no sequestro de carbono pela vegetação (BENITES; MADARI; MACHADO, 2003; LAL, 2004; CANELLAS; VELLOSO; SANTOS, 2005; ADANI et al., 2006; ADANI; SPAGNOL; GENEVINI, 2006; BONAM, 2008; TREVISAN et al., 2010; RONQUIN, 2010; WICK; INGRAM; STAHL, 2010).

Do montante de emissões antropogênicas de carbono no planeta, estima-se que os ecossistemas terrestres absorvam cerca de 1/3 do carbono imobilizado na Terra, com grave protagonismo do solo nesse processo: responde por quatro vezes o volume de carbono estocado em biomassa aérea. Os efeitos sobre o território da promoção dos processos ecológicos de suporte, vinculados ao fluxo de carbono na paisagem, sobretudo no solo, são significativos, com potencial para mitigar os efeitos relacionados às mudanças climáticas⁵.

Assim, mesmo que não tenham sido diretamente vinculados ao estudo do provimento de processos ecológicos de suporte, é possível inferir que, de forma indireta, pela quantificação e qualificação do sequestro de carbono, na paisagem, pode-se obter resultados que indiquem áreas que correspondam a núcleos garantidores de processos ecológicos de suporte. Aponta-se também o potencial de aglomerados de vegetação arbórea em sítios urbanos, existentes, adaptados ou propostos, que poderiam funcionar como possíveis sumidouros de carbono, entrelaçados com tecidos urbanos. Em outras palavras, a identificação e operacionalização de sumidouros de carbono na paisagem têm potencial para a promoção de serviços ecossistêmicos, desde a escala territorial à local, conforme o manejo da vegetação adotado.

Em suma, os fluxos de matéria e energia nos ecossistemas, vinculados aos processos ecológicos de suporte, podem ser expressos a partir das dinâmicas associadas ao movimento do carbono na paisagem. Esse elemento flui, em diversos estados de complexidade, na paisagem, desde a fotossíntese relacionada à produção primária terrestre até a formação dos solos, fomentando diversos benefícios oriundos dos ecossistemas. Torna-se necessário compreender como esses fluxos podem operacionalizar propostas de planejamento e projeto urbano mais resilientes e

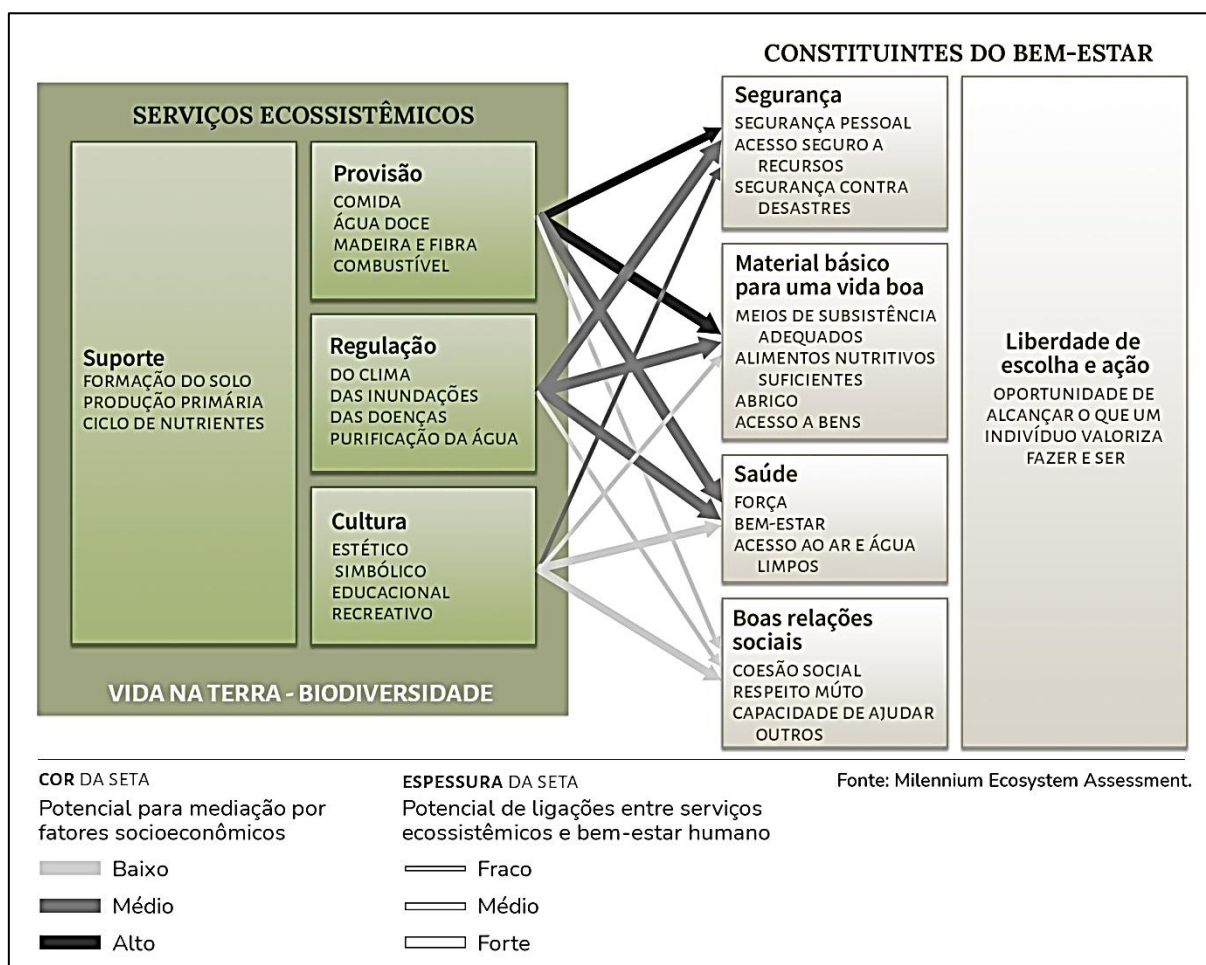
⁵ A quinta diretriz tecnológica do Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) para atenuação os níveis de CO₂ atmosférico e mitigação das mudanças climáticas refere-se ao aumento da absorção biológica dos estoques naturais de carbono no planeta (IPCC, 2015).

adaptativos, em prol do bem-estar humano, objeto comum das classificações de serviços ecossistêmicos desenvolvidas até a contemporaneidade. Demanda-se, assim, o estudo das concepções, classificações e estratégias, considerando as relações entre a categoria de suporte, serviços ecossistêmicos de regulação, provisão e cultura, bem como o bem-estar humano em suas diversas dimensões.

1.4 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS SEGUNDO A AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO

Entre as classificações de serviços ecossistêmicos a Avaliação Ecossistêmica de Milênio (MEA, 2005) configura um marco. Elaborada por mais de 2 mil autores e revisores, com o protagonismo de 95 países, consolidou, ao longo de 5 anos, consensos em relação aos serviços ecossistêmicos e sua classificação, bem como expôs lacunas nas abordagens até então existentes. Primou ao propor uma categorização não estanque dos serviços ecossistêmicos, bem como as possíveis relações entre eles. Explicitou, conforme a Figura 2, a relação estrita entre serviços ecossistêmicos e bem-estar humano, na qual, pela proteção e promoção dos serviços ecossistêmicos — suporte, regulação, provisão e cultura —, são disponibilizados componentes de bem-estar humano — segurança, bens e serviços necessários para uma boa vida, saúde, boas relações sociais e liberdade de escolha e de ação (MEA, 2005; CARPENTER et al., 2009; MARCO..., 2019).

Figura 2 – Diagrama ilustrativo da classificação de serviços ecossistêmicos, explicitando a relação entre serviços ecossistêmicos e bem-estar humano



Fonte: Adaptado de MEA (2005, p. 5) por Priscila Schiavo.

Outro ponto de destaque para a classificação proposta foi a compreensão de que as categorias de serviços ecossistêmicos naturalmente se enlaçam e se sobrepõem, aceitando a sinergia característica dos serviços ecossistêmicos. Serviços ecossistêmicos relacionados à drenagem de bacias, purificação de água e regulação de inundações, enquadrados como de regulação, possuem fortes vínculos com a disponibilidade de água potável de água, claramente serviço de provisão, por sua vez dependente do fluxo de carbono nos solos decorrente da categoria de suporte e relacionado ao aumento da permeabilidade. Tal postura visou a garantir flexibilidade e abrangência necessárias para os estudos decorrentes (HOBBS, 2001; MEA, 2005; BONAM, 2008).

Por sua vez, os vínculos entre os serviços ecossistêmicos de regulação, cultura e provisão e os componentes do bem-estar humano podem, até certo grau, ser mediados por fatores socioeconômicos. Contudo, é importante atentar que, nos

extremos do diagrama, figuram com destaque os serviços ecossistêmicos de suporte e a liberdade de escolha e ação, aos quais não são associados vínculos ou possibilidades de mediação socioeconômica direta. Em suma, a expressão final do bem-estar humano ancora-se na existência dos fluxos de energia e matéria presentes na paisagem, representados pela produção primária, pelo fluxo de nutrientes e pela formação dos solos, cuja espacialização configurará o acesso e a forma de distribuição dos componentes de bem-estar para as populações.

Configura-se claramente o protagonismo da categoria de suporte proposta pela MEA (2005) como as engrenagens propulsoras do fluxo de matéria e energia nos ecossistemas, promotoras da estabilidade ecológica, configurada por um estado de aptidão sintrópica (MARSH, 1864, VOGT, 1942; OSBORN, 1948; MCHARG, 1969; ODUM; PIGEON, 1970; GEORGESCU-ROEGEN, 1971; DELPOUX, 1972; MOONEY; EHRLICH, 1997; GOWER, 2003; LAL, 2004; MEA, 2005; ADANI; SPAGNOL; GENEVINI, 2006; HOBBS, 2007; BONAM, 2008; MÉRAL, 2012; AMARAL; COSTA; MUZZI, 2017; BÉLANGER, 2017). A interrupção ou não consideração desses fluxos na proposição de sistemas urbanos pode levar a graves riscos para as populações neles inseridos. Por outro lado, sua observação pode instrumentalizar a proposição de sistemas urbanos com menor entropia, bem como o acesso das populações aos diversos componentes do bem-estar.

Ressalte-se que, de forma sensata, a MEA (2005) aponta que a abordagem referente aos serviços ecossistêmicos de suporte não se esgotou na proposição da Avaliação Ecossistêmica do Milênio, levando, em sequência, ao desenvolvimento de diversas pesquisas envolvendo desdobramentos sobre a classificação de serviços ecossistêmicos (ADANI; SPAGNOL; GENEVINI, 2006; COSTANZA, 2008; CARPENTER et al., 2009; TEEB, 2011; MÉRAL, 2012; LOVELL; TAYLOR, 2013; BOKALDERS; BLOCK, 2016; IPBES, 2015; WUNDER, 2015; AMARAL; COSTA; MUZZI, 2017; HAINES-YOUNG; POTSCHIN-YOUNG, 2018; FIREHOCK; WALKER, 2019; XU; YANG; TAN, 2019). O empenho dessas abordagens em dar continuidade ao trabalho desenvolvido pela MEA (2005) consolida o conceito de serviços ecossistêmicos nas agendas políticas e socioeconômicas, contudo com a prevalência de uma postura antropocêntrica e utilitarista em relação à prestação dos serviços ecossistêmicos e à inserção de sistemas urbanos na paisagem. Tal tendência poderia ser relacionada a certo distanciamento da noção de serviços ecossistêmicos de

suporte desenvolvidos pela Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MÉRAL, 2012; LA NOTTE et al., 2017; PASGAARD et al., 2017).

Nesse sentido, apresentam-se a seguir os desdobramentos conceituais mais significativos em relação às classificações de serviços ecossistêmicos e como tais classificações na abordagem, até mesmo ausente, dos processos ecológicos de suporte, reforçaram essa postura antropocêntrica, minando possibilidades de intervenções mais estruturais na paisagem.

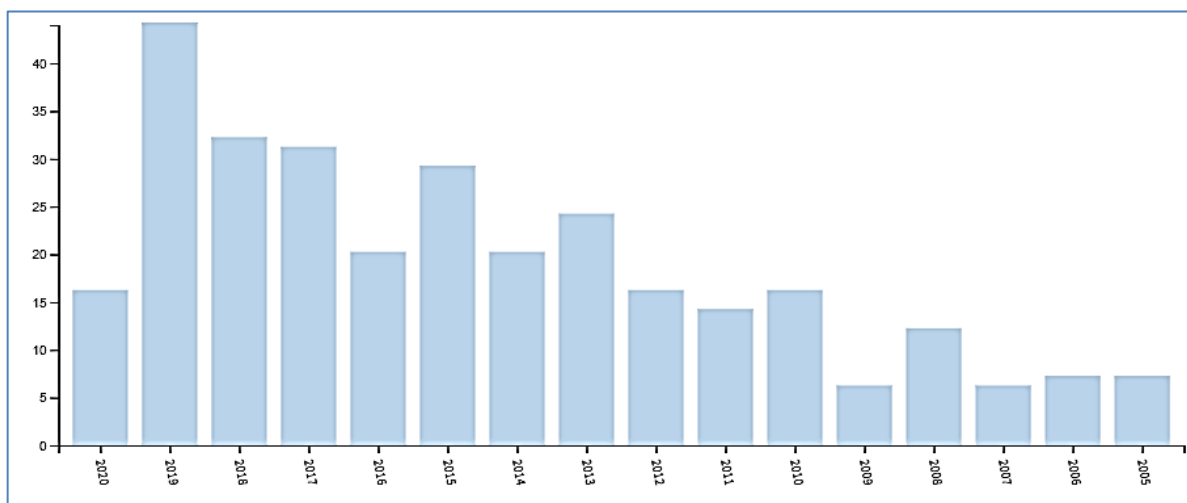
1.5 AS CLASSIFICAÇÕES DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS APLICADAS À PAISAGEM URBANA

Visando a obter informações confiáveis sobre o tema da classificação dos serviços ecossistêmicos urbanos, foi realizada uma busca na base da principal coleção da Web of Science, entre os anos 2005, quando foi lançada a Avaliação Ecosistêmica do Milênio, e meados de junho de 2020. Foram pesquisados trabalhos relacionados ao termo “serviços ecossistêmicos” com os seguintes descritores: *TS= ("ecosystem service" AND millennium ecosystem assessment OR the economics of ecosystem and biodiversity OR Common International Classification of Ecosystem Services OR Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services)*, em 16 de junho de 2020.

Como resultado foram encontradas 300 publicações, citadas por 8934 artigos. Delas a Avaliação Ecosistêmica do Milênio consolida-se como marco para as áreas de pesquisa, sendo mencionada por 216 publicações, citadas em 7888 artigos, mesmo que em estudos comparativos com outras categorizações.

O Gráfico 1 apresenta a abordagem IPBES, com 64 registros, a TEEB com 54 e a CICES com 50. Nele, observa-se também um crescente interesse em estudos que relacionam ou utilizam as classificações supracitadas, destacando um pico em 2019 com 44 publicações encontradas no período, os quais, por sua vez, foram citados por 2117 estudos.

Gráfico 1 – Publicações relacionadas a serviços ecossistêmicos e às classificações desenvolvidas pela MEA, TEEB, IPBES e CICES entre 2005 e meados de junho de 2020



Fonte: Clarivate ([2020]).

Em relação às áreas de pesquisas registradas nas publicações, considerando sobreposições entre os tópicos, há um claro domínio da área de ecologia e ciências ambientais (66,33%), ciências tecnológicas (15,33%) e biodiversidade da conservação (11,66%), fato esperado pela aderência de pesquisas relacionadas à classificação de serviços ecossistêmicos a essas áreas de concentração. Contudo, é preocupante perceber que, entre os estudos encontrados na base, somente 2,66% se referem a estudos urbanos, consolidados em 8 publicações. É pouco significativa a quantidade de estudos que relacionam o planejamento territorial e urbano com bases na prestação de serviços ecossistêmicos, segundo as classificações internacionais vigentes: apenas três abordam diretamente essa relação, embora não configurem estudos de casos aplicados. Em nenhum dos casos os processos ecológicos de suporte foram considerados.

Observa-se que, mesmo crescente a demanda por formas de planejamento e desenvolvimento urbano alinhados com os desafios contemporâneos relativos, (CORNER, 1999; WALDHEIM, 2016; BÉLANGER, 2017; MOORE, 2017), o número de abordagens e pesquisas relacionadas à classificação, proteção e implantação de serviços ecossistêmicos associados às ocupações territoriais ainda não é significativo (ADANI; SPAGNOL; GENEVINI, 2006; COSTANZA, 2008; CARPENTER et al., 2009; TEEB, 2011; MÉRAL, 2012; BOKALDERS; BLOCK, 2016; IPBES, 2015; WUNDER, 2015; HAINES-YOUNG; POTSCHIN-YOUNG, 2018; XU; YANG; TAN, 2019).

A análise dos dados obtidos leva a afirmar que as proposições sobre formas de planejamento e desenvolvimento territorial e urbano que respondam aos desafios contemporâneos não se consolidaram ainda em torno do enquadramento dos serviços ecossistêmicos como uma base promotora de soluções. Apesar de se saber que os desafios espelham a necessidade por tecidos urbanos mais adaptativos e resilientes, as discussões sobre como empreender essas novas formas de ocupação territorial não se associam a um estudo mais aprofundado da sua base ecológica. Diante disso estudos sobre uma estrutura urbana resiliente, para as atuais e futuras gerações, espelhada nos impactos sobre a capacidade dos ecossistemas no provimento de serviços se torna cada vez mais urgente (SPIRN, 1995; IISD, 2002; VEIGA, 2005; IISD, 2007; WALDHEIM, 2016; BÉLANGER, 2017; ONU, 2019).

1.6 OS PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE E AS DIFERENTES ABORDAGENS SOBRE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

Embora ainda exista muito a ser feito em relação a propostas que possam subsidiar um projeto urbano ecologicamente orientado e alinhado ao acesso aos serviços ecossistêmicos, a categoria de suporte claramente pode oferecer indicadores para instrumentalizar ocupações urbanas baseadas na proteção e promoção de serviços ecossistêmicos.

Assim, compreendendo a dinâmica dos serviços de suporte na paisagem, este estudo poderia oferecer subsídios para reintegrá-los no planejamento da paisagem urbana, criando uma base favorável para a implantação das outras categorias de serviços ecossistêmicos dentro das cidades e entre elas.

Ao fazer isso, poderia surgir uma categoria de planejamento e desenho urbano ancorada na provisão de serviços ecossistêmicos na paisagem. Isso levaria à operacionalização de uma infinidade de impactos positivos para o bem-estar humano, pelo aumento da presença dos processos ecológicos de suporte nas cidades, como: agricultura urbana, disponibilidade pública de água potável (serviços de provisão); drenagem natural, melhoria de ilhas de calor, controle de erosão (serviços de regulamentação) e lazer, valores espirituais e senso de pertença (serviços culturais).

Levando em consideração as observações acima feitas, esta parte do referencial teórico tem como objetivo identificar mal-entendidos em relação aos serviços de suporte em abordagens de classificação e implantação posteriores à MEA (2005).

Ao considerar a abordagem da MEA (2005) e as questões por ela levantadas nas relações entre serviços ecossistêmicos e bem-estar humano, além de terem sido encontradas certas inconsistências nas abordagens analisadas, observa-se, em decorrência, a falta de assertividade dessas propostas no subsídio de abordagens e diretrizes para o planejamento e *design* de sistemas urbanos ecologicamente orientados.

1.6.1 Desdobramentos conceituais das diferentes abordagens de classificação de serviços ecossistêmicos em relação à categoria de suporte

Diversas classificações e aprofundamentos sobre a prestação de serviços ecossistêmicos se desenvolveram a partir da Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2005). Apesar de independentes — pois nenhuma prevalece sobre a outra —, optou-se por apresentá-las cronologicamente, visando a uma tentativa de percepção de como o conceito de serviços ecossistêmicos se consolidou através dos anos até a contemporaneidade e os efeitos dessas classificações sobre a percepção do encadeamento cíclico dos processos ecológicos de suporte originais e os potenciais impactos sobre a proteção e promoção de serviços ecossistêmicos na paisagem urbana.

São abordadas consecutivamente as classificações das plataformas TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), IPBES (Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) e a classificação CICES (Common International Classification of Ecosystem Services), adotada pela Agência Ambiental Europeia.

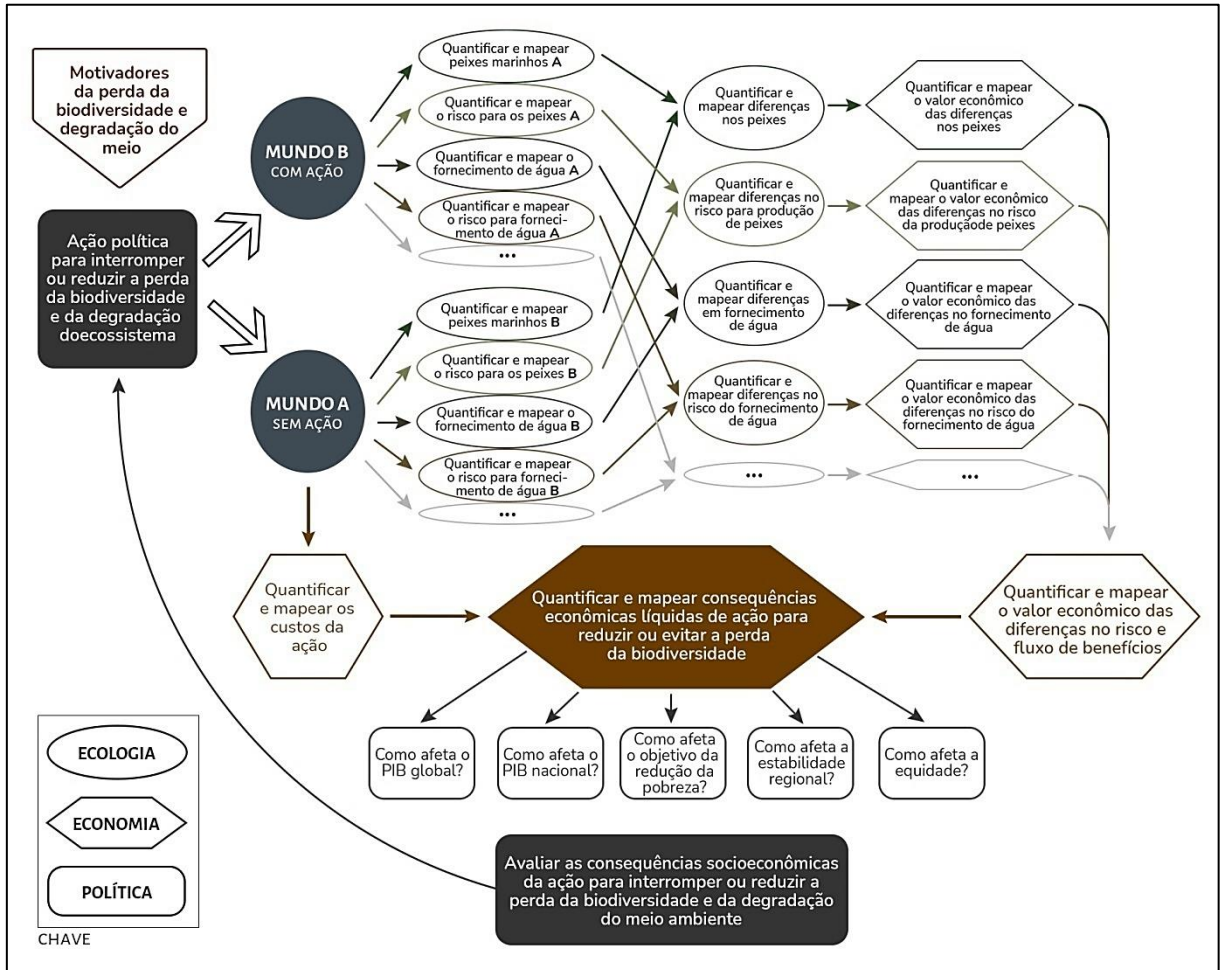
- **A abordagem TEEB**

A plataforma The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) consistiu em um dos mais significativos engajamentos políticos resultantes da Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2005). Surgiu em 2008, em decorrência da reunião de ministros da pasta ambiental do G8+5 ocorrida em Potsdam, Alemanha.

Claramente inspirada na MEA (2005), a TEEB, concentrada no viés econômico da temática, enfatizou a valoração de serviços ecossistêmicos e os impactos ecológicos, econômicos e políticos da inércia política das nações em relação ao processo de perda de biodiversidade, elaborando, de acordo com a Figura 3, o marco

de valoração econômica dos ecossistemas e da biodiversidade (TEEB, 2008; MÉRAL, 2012).

Figura 3 – Marco de valoração econômica dos ecossistemas e da biodiversidade proposta pelo TEEB em 2008



Fonte: Adaptado de TEEB (2008, p. 39) por Priscila Schiavo.

A plataforma trouxe contribuições significativas em relação à prestação de serviços ecossistêmicos de suporte: o conceito de infraestrutura ecológica foi agregado aos ecossistemas e a sua capacidade ofertar bens e serviços. Reconheceu-se, nesse processo, a importância do carbono de origem florestal e das ações de restauração e conservação ecológica para a mitigação dos impactos ambientais (TEEB, 2009; MÉRAL, 2012).

Mesmo considerando que a proteção e restauração dessas áreas manteriam serviços ecossistêmicos necessários ao bem-estar em diversas escalas, observa-se diagonalmente uma tendência de isolamento de áreas provedoras de serviços ecossistêmicos (TEEB, 2009, p. 14, 21-22). Em suma, delinea-se uma narrativa de

proteção e talvez isolamento dessas áreas, em detrimento de uma direcionada à integração e promoção, que subsidie assertivamente opções de *design* urbano.

Em decorrência da classificação desenvolvida pela plataforma, embora ela recepcione a categoria de suporte como a que sustenta todas as demais, segue na classificação em direção diversa da apontada pela MEA (2005). Não só elimina da categoria a produção primária, o ciclo de nutrientes e a formação dos solos, como também introduz como serviços de suporte: habitats para espécies e manutenção da biodiversidade genética. Além disso, o sequestro e o estoque de carbono são classificados como serviço de regulação. Estranha-se esse enquadramento, pois o fluxo de carbono nos ecossistemas configura um dos principais geradores da gama serviços de regulação e não o serviço em si. Claramente, o vínculo desses fluxos com os serviços ecossistêmicos de suporte da MEA (2005) é estrito, pois diversas medições de carbono são utilizadas para aferir e monitorar a eficácia de tais serviços na paisagem e seus vínculos com a geração das demais categorias (BENITES; MADARI; MACHADO, 2003; GOWER, 2003; LAL, 2004; CANELLAS; VELLOSO; SANTOS, 2005; ADANI et al., 2006; ADANI; SPAGNOL; GENEVINI, 2006; BONAM, 2008; CARPENTER et al., 2009; PULROLNIK, 2009; RONQUIN, 2010; TREVISAN et al., 2010; WICK; INGRAM; STAHL, 2010; COLORADO..., 2014; AMARAL; COSTA; MUZZI, 2017; MARCO..., 2019).

Observa-se também, na classificação adotada pela plataforma, uma generalização do conceito de serviços ecossistêmicos de suporte, com viés direcionado para a medição das características do habitat e do quadro de diversidade biológica vigente. Tal postura pode levar a diagnósticos neutros incapazes de operacionalizar mudanças ou proposições de *design* baseadas em pensamento crítico primário⁶. Não surpreenderia se o pesquisador encontrasse propostas de conservação e manejos de áreas vegetadas mais tradicionais e pouco criativas como resultado dessas abordagens (CORNER, 1999, p. 43; WALDHEIM, 2016; BÉLANGER, 2017; MOORE, 2017).

⁶ Pensamento crítico primário é aquele relacionado à atividade criativa assertiva, do qual o conhecimento de um campo de conhecimento gera ações e intervenções decorrentes da experiência prática, no sentido humano e ecológico, afastado da neutralidade característica da crítica secundária, autônoma e focada em si mesma, gerando teorias baseadas em outras teorias, sem observação/experiência direta da realidade (CORNER, 1999, p. 43).

- **Visão da estrutura do ordenamento territorial na abordagem TEEB**

A abordagem TEEB sobre a gestão de espaços verdes nas cidades reforça esse quadro. Embora considere a correlação entre espaços verdes e o bem-estar das populações urbanas e o fato de que abordagens baseadas nos ecossistemas podem gerar sinergias com múltiplos benefícios, a TEEB revela, de acordo com o Quadro 1, uma abordagem ainda quantitativa em relação à presença da vegetação urbana e o bem-estar humano (TEEB, 2010; 2011).

Quadro 1 – Abordagem da plataforma TEEB sobre o papel de espaços verdes urbanos na promoção de serviços ecossistêmicos e bem-estar humano

<p>OS ESPAÇOS VERDES URBANOS CONTRIBUEM PARA UMA MELHOR SAÚDE E PROTEÇÃO</p> <p>Espaços Verdes:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Fornecem proteção contra inundações, poluição do ar, ruído, temperaturas extremas e, se favorável à biodiversidade, contra impactos negativos de espécies exóticas invasoras; ▪ Promovem o relaxamento e reduzem o estresse; permitem a estimulação sensorial e o tempo gasto com luz natural; ▪ Fornecem áreas convidativas e incentivo à atividade física individual ou em grupo; espaços verdes acessíveis, de tamanho adequado e biodiversos são mais prováveis de serem usados para exercícios; ▪ Promovem a interação social e aumentam a comunidade, pois fornecem acesso público gratuito aos parques e instalações comunitárias. <p>(Fonte: Adaptado de Greenspace, 2008.)</p> <p>A partir dessas considerações, diversas iniciativas de arborização urbana e plantio de árvores foram estabelecidas:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ A cidade de Curitiba, no Brasil, entre outras atividades ecológicas, conseguiu aumentar a área verde por pessoa de menos de 1 m²/capita para 5 m²/capita. Os habitantes plantaram 1,5 milhão de árvores e foram concedidos incentivos fiscais para projetos de construção que incluam espaços verdes. Além disso, novos lagos em parques ajudaram a reduzir o problema de enchentes (Fonte: ICLEI, 2005). ▪ Em Honduras, o plantio de árvores e a revegetação em encostas por meio de escolas, ação de donas de casa e trabalho comunitário fazem parte de um programa de combate à degradação extensiva de bacias hidrográficas em áreas ao redor de Tegucigalpa (Fonte: www.gwptoolbox.org/index.php?option=com_case&id=40). <p>As iniciativas locais encontraram muitas ocasiões para encorajar o plantio de árvores:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Mais de 10 milhões de árvores foram plantadas em todo o Azerbaijão como parte da "Plante para o Planeta: Campanha de Bilhões de Árvores" das Nações Unidas (Fonte: www.unep.ch/roe/WED2010/Press/Baku_tree_planting.pdf, www.unep.org/billiontreecampaign/index.asp). ▪ Esforços em todo o país, como a iniciativa do Fundo Nacional Judaico-Judaico Keren Kayemeth Lelsrael (KKL-JNF) para plantar 7 milhões de árvores em Israel, uma para cada cidadão israelense. A parceira do projeto Zara-Mart oferece aos seus consumidores quatro maneiras diferentes de contribuir com uma árvore para essa iniciativa (Fonte: www.kkl.org.il/kkl/kklMain_Eng.aspx, www.a-zara.com/index.asp?mainpage=plant_a_tree). ▪ Compensando as emissões de CO₂ de suas férias: muitas companhias aéreas oferecem oportunidades para compensar as emissões de carbono causadas por viagens, pagando uma contribuição extra para financiar, por exemplo, projetos de reflorestamento. O estado federal de Mecklenburg-Vorpommern, na Alemanha, criou uma "floresta climática". Os turistas podem comprar "ações da floresta" ou plantar árvores para compensar as emissões causadas por atividades relacionadas às férias (Fonte: www.waldaktie.de/en). ▪ Esverdeamento urbano: muitos municípios têm programas que oferecem o plantio de árvores para casamentos, nascimentos ou novos imigrantes. Montreal, Canadá e Villa Carlos Paz, Argentina introduziram o programa "Um bebê, uma árvore" (Fonte: saintlaurent.ville.montreal.qc.ca/En/Intro/enfantarbre_ang.asp, www.villacarlospaz.gov.ar/amplia_noti.php?id_noticias=5273). ▪ A Universidade de Leipzig, Alemanha, celebrou seu 600º aniversário plantando 600 árvores adicionais em seu campus (Fonte: www.600baeume.de). ▪ Memorial de árvores: Um sinal vívido e duradouro de lembrança são os memoriais de árvores. Uma campanha da American Forests plantou uma árvore para cada vítima dos ataques de 11 de setembro (Fonte: www.americanforests.org/campaigns/memorial_trees/).

Fonte: Adaptada de TEEB (2011, p. 71-72) por Priscila Schiavo.

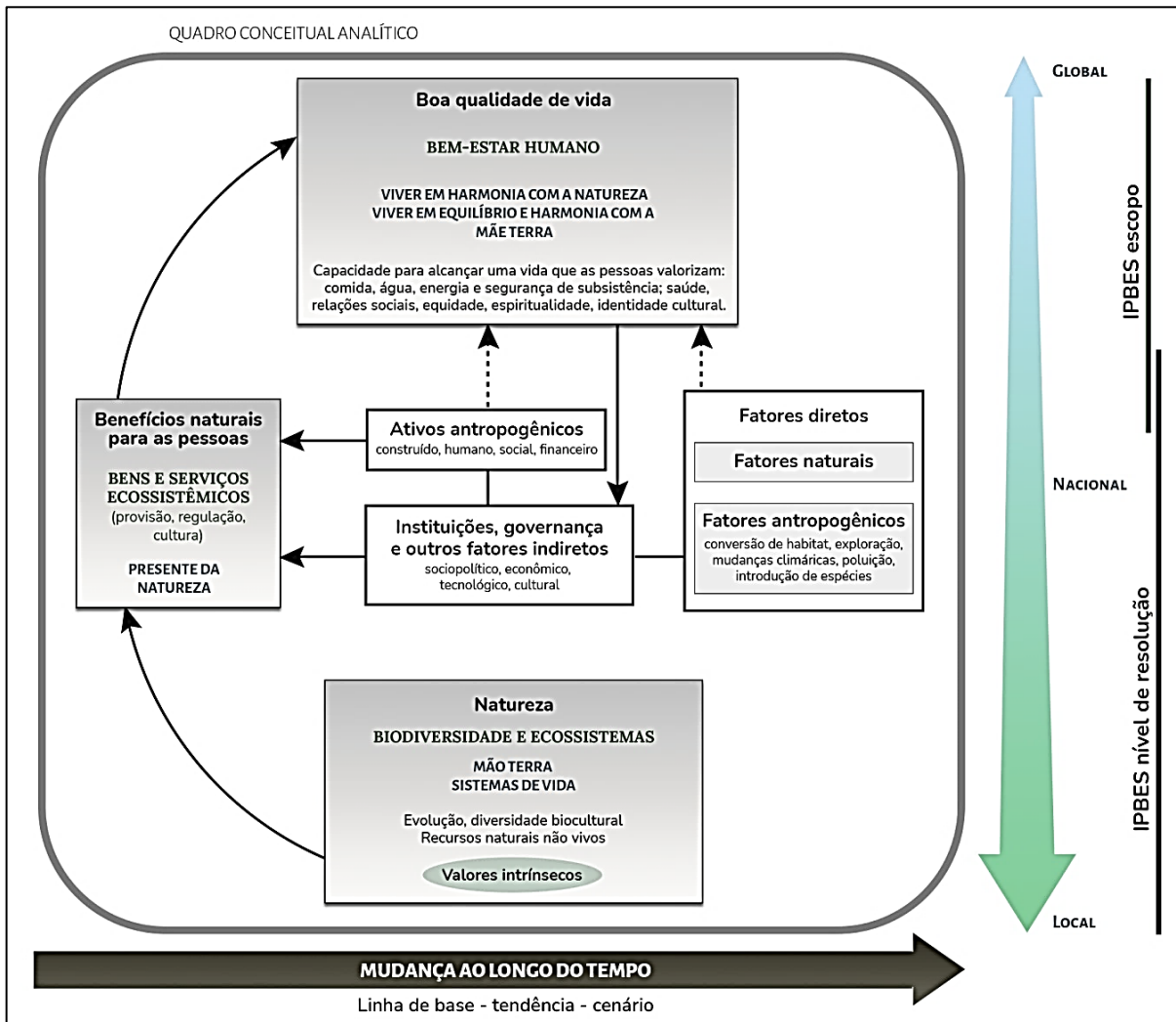
- **A abordagem IPBES**

A Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços de Ecossistemas (IPBES), criada em 2012, foi outro importante reflexo do protagonismo político relacionado à proteção dos serviços ecossistêmicos junto às nações. Configurou-se em um corpo intergovernamental independente, representado por 124 países e amparado por mais de 1.000 especialistas, vinculado, desde 2013, ao Programa Ambiental das Nações Unidas (UNEP). Buscou fornecer bases para governança e tomadas de decisão relacionadas à proteção da biodiversidade do planeta, seus ecossistemas e serviços, por meio do conhecimento científico a fim de melhorar o bem-estar humano (DIAS et al., 2015; IPBES, 2015; PASGAARD et al., 2017; MARCO..., 2019).

Centrada em governança, aprimoramento do conhecimento científico e no enquadramento econômico de medidas de proteção da biodiversidade, a plataforma IPBES buscou detalhar a classificação de serviços ecossistêmicos com reflexos sobre a sua forma de apropriação da população e resultados (benefícios gerados) (VOHLAND; NADIM, 2015; PASGAARD et al., 2017, p. 363).

A abordagem parte da proposta elaborada pela MEA (2005), em cujo enquadramento os serviços de suporte dariam suporte aos demais serviços ecossistêmicos. Entretanto esses não são explorados, possuindo foco nos serviços que prestam benefícios de forma direta. O IPBES (2015) associa os serviços ecossistêmicos à boa qualidade de vida com proteção da biodiversidade e dos ecossistemas. Por sua vez, fica claro que tanto a natureza como a qualidade de vida figuraram sob influências de agentes naturais e antrópicos, conforme o quadro conceitual analítico apresentado na Figura 4.

Figura 4 – Quadro conceitual analítico da abordagem IPBES sobre serviços ecossistêmicos



Fonte: Adaptada de IPBES (2015, [p. 2]) por Priscila Schiavo.

Cabe observar que a proposta aglutinou os serviços ecossistêmicos de regulação, provisão e cultura no conceito de benefícios da natureza para as pessoas, referente a todos os benefícios que a humanidade obtém da natureza, direta ou indiretamente, isolada ou sinergicamente, cujo acesso propicia uma boa qualidade de vida às populações. Tais benefícios, são concebidos em termos de satisfação pessoal e valores relacionais entre as pessoas e com a natureza.

Desse enquadramento reflete-se uma visão antropocêntrica em relação aos serviços ecossistêmicos, no qual a categoria de suporte enquadra-se como intermediária à produção das outras categorias. Entretanto esse raciocínio desloca o foco para a produtividade do ecossistema e — possivelmente — para a exploração econômica da biodiversidade, diminuindo a atenção em relação à preservação e

aprimoramento dos processos de produção primária, ciclo de nutrientes e formação dos solos.

Com efeito, segundo Vohland e Nadim (2015) e Pasgaard et al. (2017), a plataforma IPBES traz conceitos que desequilibram a distribuição entre causalidade, atuação e eficácia, adotando posturas que podem ser relacionadas à subestimação dos serviços ecossistêmicos de suporte, como: a noção generalista de que a perda de biodiversidade decorre de pressões excessivas, em vez de refletir-se em oportunidades de negócios e exploração econômica; a quantificação é o ponto de partida para qualquer ação de remediação e a natureza é compreendida, surpreendentemente, como passiva e somente sujeita a mudanças por meio da ação humana.

Em contraponto, a internalização do protagonismo ativo dos processos ecossistêmicos na paisagem, a busca por abordagens qualitativas relacionadas à prestação de serviços ecossistêmicos e uma distribuição mais justa ao acesso pelas populações aos serviços ecossistêmicos configuram bases necessárias para a proposição de formas de planejamento e desenho urbano que respondam não só às demandas contemporâneas e às incertezas ambientais, mas que direcionem à concepção de propostas mais justas em termos ambientais, sociais, culturais e econômicos (WOLMAN, 1965; DELPOUX, 1972; ODUM, 1973; CORNER, 1999; WALDHEIM, 2016; BÉLANGER, 2017; MOORE, 2017; VIHHERVAARA et al., 2017).

De fato, apesar de ser um marco significativo para a politização dos serviços ecossistêmicos e da biodiversidade, a proposta alavancada pelo IPBES tem sido vista por alguns países como uma forma de impor às nações uma governança de biodiversidade como meio de legitimarem o acesso à biodiversidade biológica por países desenvolvidos e/ou agentes econômicos, promovendo uma apropriação neoliberal da produção dos ecossistemas (VOHLAND; NADIM, 2015; PASGAARD et al., 2017).

O uso do conceito de serviços ecossistêmicos adotado pelo IPBES foi e, provavelmente, ainda é altamente contestado e controverso. Configura mais outro enquadramento da classificação desenvolvida pela MEA (2005), do que uma nova classificação, na qual a categoria de suporte é subestimada. Mas, sobretudo, atenta para cautela em relação a generalizações, agrupamentos e simplificações de serviços ecossistêmicos, que podem gerar deslocamentos ou afastamento dos serviços em relação aos ciclos e fluxos existentes na paisagem.

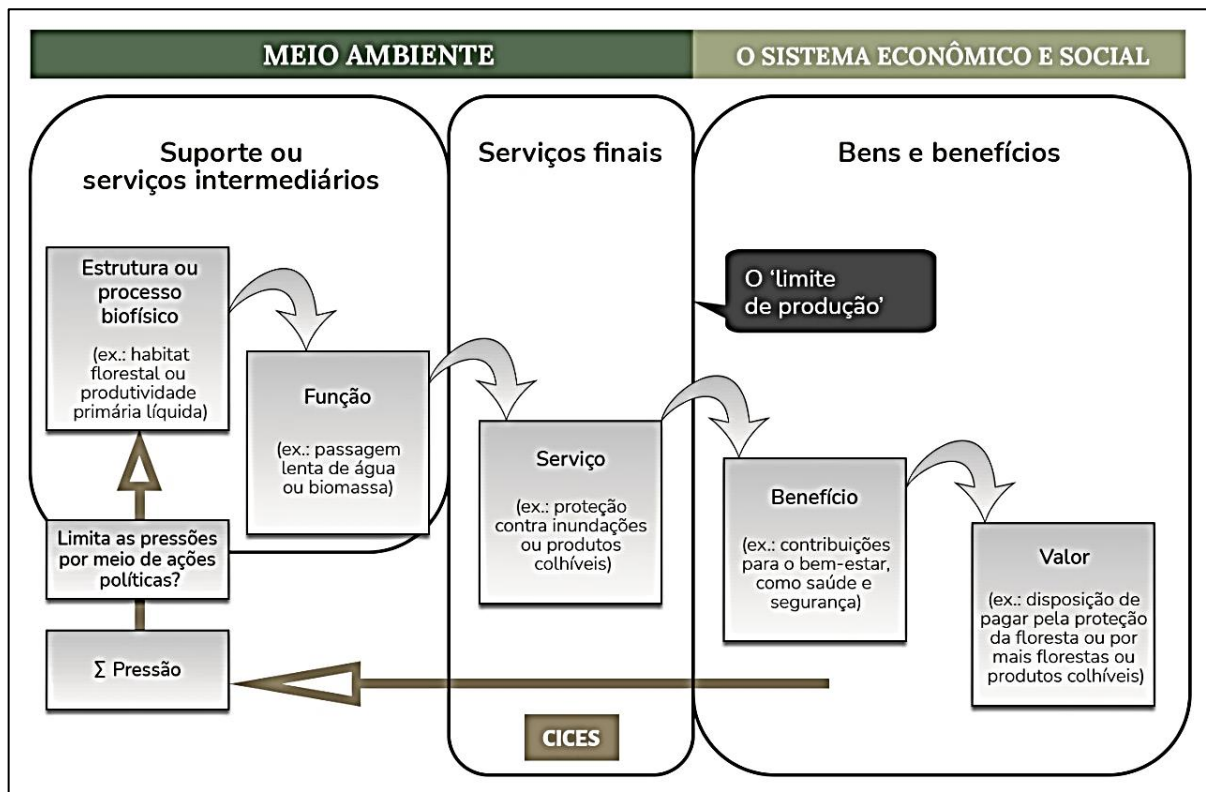
Em resumo, essa iniciativa se refere muito mais à formulação de políticas públicas ambientais do que à instrumentalização da relação entre cidades e natureza, não contando com um rebatimento no plano do ordenamento espacial urbano.

- **A abordagem CICES**

A Classificação Internacional Comum dos Serviços Ecosistêmicos (Common International Classification of Ecosystem Services–CICES) foi desenvolvida em 2013, no âmbito da Agência Ambiental Europeia (European Environment Agency – EEA). Configura um instrumento estratégico em relação a abordagens referentes a serviços ecosistêmicos, pois é a classificação utilizada pelo Sistema de Contabilidade Ambiental-Econômica (System of Environmental-Economic Accounting – SEEA) da Divisão Estatística das Nações Unidas (United Nations Statistical Division – UNSD) (CICES, [2020]).

A abordagem decorreu da proposta de uma estruturação em cascata com o encadeamento entre o meio ambiente e o sistema socioeconômico (Figura 5). No meio ambiente conectaram-se os serviços de suporte, compreendidos como intermediários, e os serviços de regulação, provisão e cultura, encarados como finais. Desses serviços originar-se-iam bens e benefícios produzidos pelos ecossistemas na esfera socioeconômica (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2016). De certa forma, a CICES retomou a relação de causa e efeito entre o que seria categorizado como serviço de suporte e considerou as demais categorias de regulação, provisão e cultura como serviços finais.

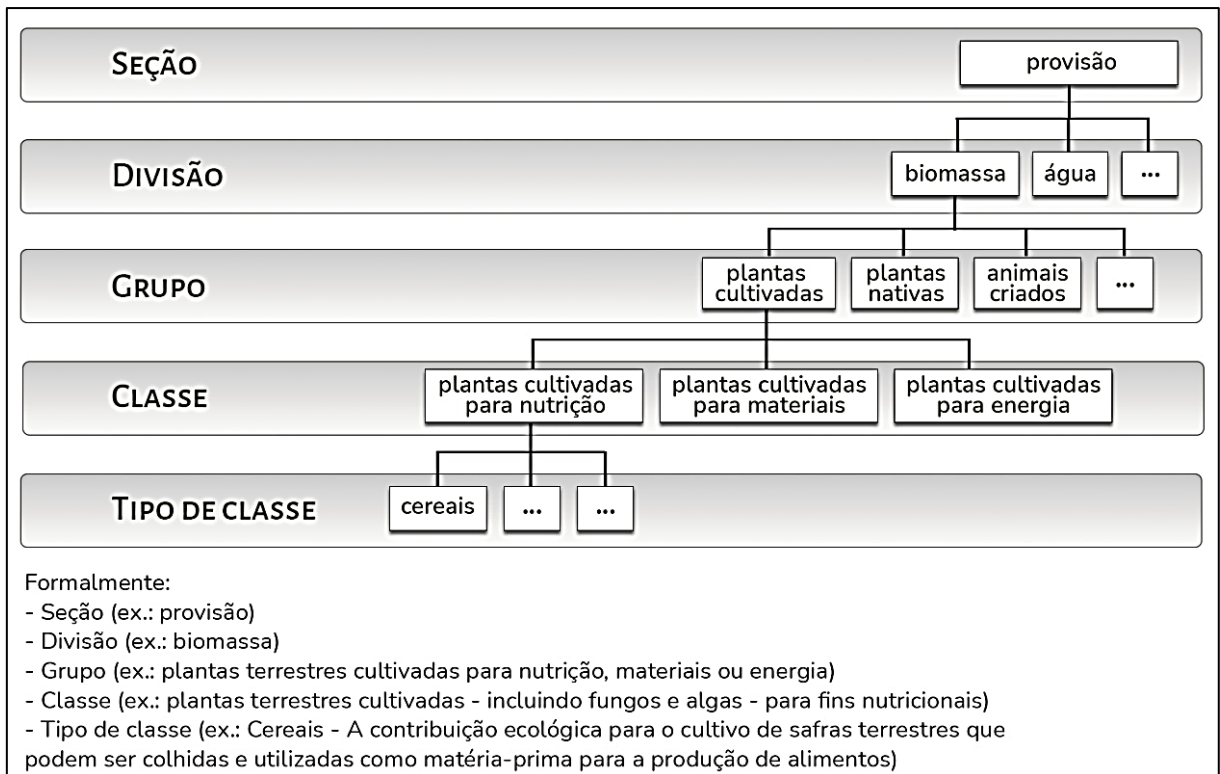
Figura 5 – Modelo cascata de ilustração da relação da classificação CICES com os serviços de suporte a bens e benefícios relacionados ao bem-estar humano



Fonte: Adaptada de Potschin e Haines-Young (2016, p. 2) por Priscila Schiavo.

Outra inovação da proposta foi o detalhamento dos serviços ecossistêmicos em quatro níveis de categorização — biótica e abiótica — dos serviços de regulação, provisão e cultura, em agrupamentos dos mais abrangentes aos mais específicos, visando à caracterização e sistematização dos serviços identificados, seguindo a hierarquia apresentada na Figura 6, estratificada como exemplificado pela Figura 7 (CICES [2020]; PERROTTI; STREMKKE, 2020).

Figura 6 – Estrutura hierárquica de classificação CICES



Fonte: Adaptada de Potschin e Haines-Young (2016, p. 3) por Priscila Schiavo.

Figura 7 – Visão geral da estrutura CICES para serviços bióticos em três níveis hierárquicos

PRODUTOS DO ECOSISTEMA BIÓTICO		
Seção	Divisão	Grupo
Provisão (Biótica)	Biomassa	Plantas terrestres cultivadas para nutrição, materiais ou energia
Provisão (Biótica)	Biomassa	Plantas aquáticas cultivadas para nutrição, materiais ou energia
Provisão (Biótica)	Biomassa	Animais criados para nutrição, materiais ou energia
Provisão (Biótica)	Biomassa	Animais criados para nutrição, materiais ou energia
Provisão (Biótica)	Biomassa	Plantas nativas (terrestres e aquáticas) para nutrição, materiais ou energia
Provisão (Biótica)	Biomassa	Animais nativos (terrestres e aquáticas) para nutrição, materiais ou energia
Provisão (Biótica)	Material genético de toda a biota (incluindo produção de sementes, esporos e gametas)	Material genético de plantas, algas e fungos
Provisão (Biótica)	Material genético de toda a biota (incluindo produção de sementes, esporos e gametas)	Material genético de animais
Provisão (Biótica)	Outro tipo de serviço de provisão de fonte biótica	Outros
Provisão (Abiótica)	Água	Água superficial usada para nutrição, materiais ou energia
Provisão (Abiótica)	Água	Água subterrânea usada para nutrição, materiais ou energia
Provisão (Abiótica)	Água	Outros produtos do ecossistema aquático
Regulação & Manutenção (Biótica)	Transformação de insumos bioquímicos ou físicos para o ecossistema	Transformação de insumos bioquímicos ou físicos para o ecossistema
Regulação & Manutenção (Biótica)	Transformação de insumos bioquímicos ou físicos para o ecossistema	Mediação de resíduos ou substâncias tóxicas de origem antropogênica por seres vivos
Regulação & Manutenção (Biótica)	Regulação de condições físicas, químicas e biológicas	Mediação de incômodos de eventos antropogênicos
Regulação & Manutenção (Biótica)	Regulação de condições físicas, químicas e biológicas	Manutenção do ciclo de vida, proteção do habitat e do pool genético
Regulação & Manutenção (Biótica)	Regulação de condições físicas, químicas e biológicas	Controle de pragas e doenças
Regulação & Manutenção (Biótica)	Regulação de condições físicas, químicas e biológicas	Regulação da qualidade do solo
Regulação & Manutenção (Biótica)	Regulação de condições físicas, químicas e biológicas	Condições da água
Regulação & Manutenção (Biótica)	Regulação de condições físicas, químicas e biológicas	Composição e condições atmosféricas
Regulação & Manutenção (Biótica)	Outros tipos de serviços de regulação e manutenção por processos vivos	Outro
Cultural (Biótico)	Interações diretas, in-situ e ao ar livre com sistemas vivos que dependem da presença no ambiente	Interações físicas e experimentais com o ambiente natural
Cultural (Biótico)	Interações diretas, in-situ e ao ar livre com sistemas vivos que dependem da presença no ambiente	Interações intelectuais e representativas com o ambiente natural
Cultural (Biótico)	Interações indiretas, remotas, muitas vezes internas com sistemas vivos que não requerem presença no ambiente	Espirituais, simbólicas e outras interações com o ambiente natural
Cultural (Biótico)	Interações indiretas, remotas, muitas vezes internas com sistemas vivos que não requerem presença no ambiente	Outras características bióticas que têm um valor de não uso
Cultural (Biótico)	Outras características dos sistemas vivos que têm significado cultural	Outro

Fonte: Adaptada de Potschin e Haines-Young (2016, p. 3) por Priscila Schiavo.

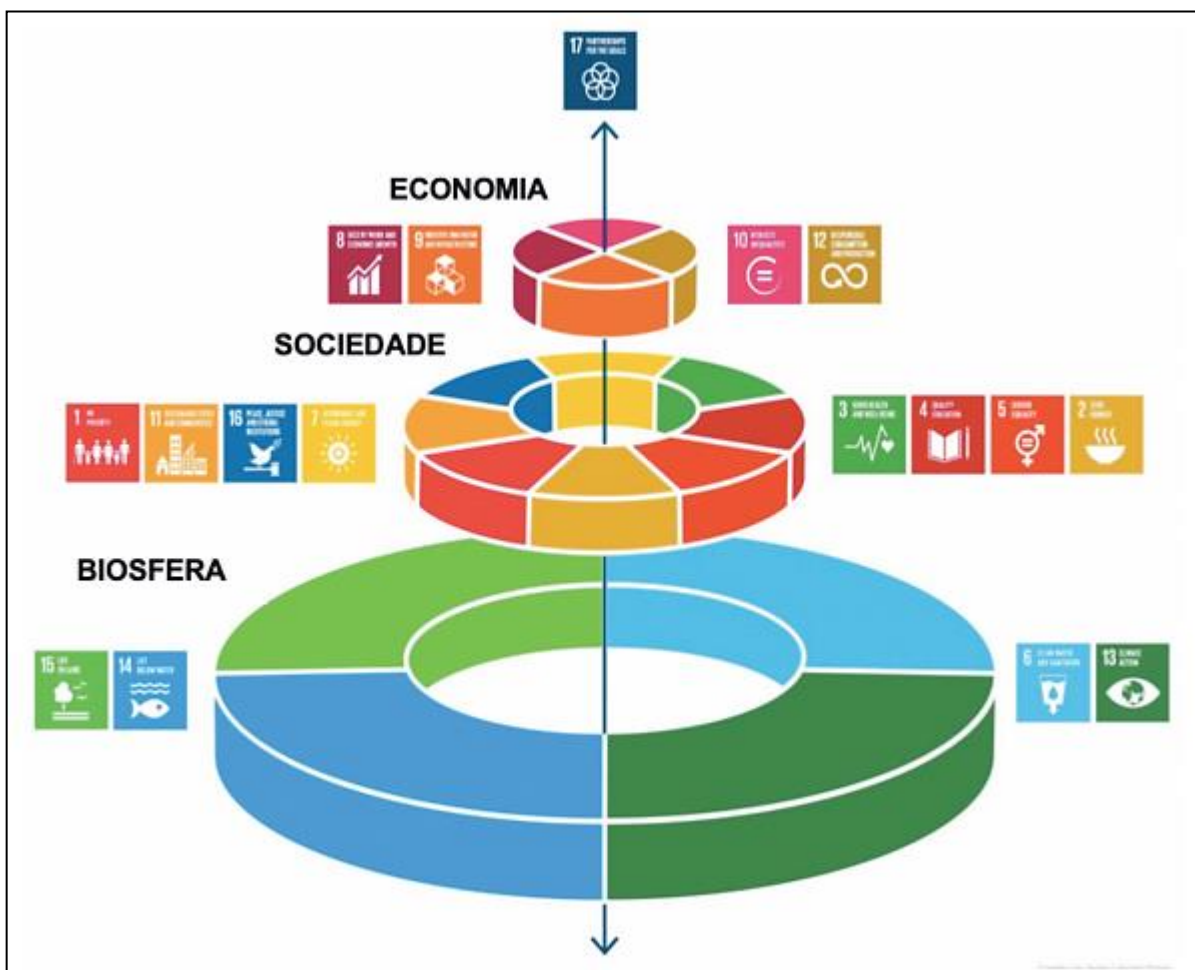
Cabe destacar que a ferramenta, sobretudo a partir da versão revisada em 2016 — CICES 5.1 — buscou certa interlocução com as classificações de serviços ecossistêmicos supracitadas, visando ao aperfeiçoamento da aferição, medição e avaliação dos serviços ecossistêmicos (CICES, [2020]).

Porém, observam-se ainda certos conflitos entre o modelo cascata (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2016) e a abordagem da MEA (2005) relacionados aos processos ecológicos de suporte. Apesar de tais serviços serem levados em consideração no diagrama em cascata supracitado, são generalizados em estruturas biofísicas e funções. Nesse enfoque perde-se a comunicação da hierarquia entre processos ecológicos de suporte e as categorias de regulação, provisão e cultura, como se constituíssem um sistema horizontal, planejado, no qual os sistemas e funções biofísicas — relacionados ao suporte — cumprissem apenas o papel de intermediação ao protagonismo dos ditos serviços finais. Além disso, de acordo com

Costanza et al. (2017), distingue serviços de benefícios, sendo somente estes compreendidos como algo a que as pessoas possam atribuir valor. Essa perspectiva denota um pensamento econômico convencional, que concentra a valoração em benefícios percebidos como diretos e que as pessoas expressam vontade de pagar, não apenas excluindo desse processo os serviços ecossistêmicos tidos como finais ou intermediários, como também separando o meio ambiente (sistema natural) dos sistemas econômicos e sociais.

Em contraponto, há abordagens estruturalmente mais complexas, que reforçam o papel originário e condicionante dos sistemas biofísicos e suas funções, enfatizando sua condição de suporte em relação aos demais serviços e aos constituintes do bem-estar humano (COSTANZA et al., 2017; LA NOTTE et al., 2017). Um dos exemplos seria a diagramação dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) apresentada na Figura 8, na qual a biosfera abarca e sustenta a sociedade e a economia (GRAMCOW, 2019).

Figura 8 – Exemplificação de estruturação hierárquica na qual a biosfera atua como sistema que abarca e sustenta a sociedade e a economia, conforme os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável



Fonte: Gramcow (2019, p. 11).

Além disso, da forma como são apresentados (modelo cascata), não comunicam os encadeamentos entre os diversos fluxos de matéria e energia que dão origem aos serviços de regulação, provisão e cultura, presentes na estreita relação entre produção primária, ciclo de nutrientes e formação de solos e muito menos sua relação com o bem-estar humano e seus impactos sobre os sistemas urbanos (WOLMAN, 1965; MCHARG, 1969; ODUM; PIGEON; 1970; DELPOUX, 1972; ODUM, 1973; MOONEY; EHRLICH, 1997; GOWER, 2003; LAL, 2004; MEA, 2005; HOOBS, 2007; BONAM, 2008; WALDHEIM, 2016; BÉLANGER, 2017).

Assim, no que diz respeito à classificação CICES dos serviços ecossistêmicos finais, a ausência de uma etapa clara que configure a relação entre ecossistema e paisagem pode levar a diagnósticos extremamente descritivos. Diagnósticos que,

quando horizontais, detalhados e descritivos, dificultam a percepção das relações sistêmicas entre os serviços bem como a hierarquização das ações a serem tomadas (TUDELA, 1997; MOORE, 2017; VIHERRAARA et al., 2017, p. 95).

Por fim a classificação CICES 5.1 não recepciona os serviços ecossistêmicos de suporte como categoria de serviço. De fato, a CICES evita não só classificar elementos que desempenham o papel de sustentação, como também utilizar quaisquer termos que remetam a suporte ou intermediação. Ao se perder a clara categorização de seus impactos sobre a existência dos demais serviços ecossistêmicos, corre-se o risco de influenciar propostas desvinculadas da paisagem, utilitaristas, centralizadas nos efeitos decorrentes dos ecossistemas, sem a leitura dos processos da paisagem que geram, condicionam e qualificam a prestação de tais serviços (MCHARG, 1969; ODUM; PIGEON; 1970; DELPOUX, 1972; ODUM, 1973; GOWER, 2003; MEA, 2005; BONAM, 2008; WALDHEIM, 2016, BÉLANGER, 2017; LA NOTTE et al., 2017;).

Esse recorrente tratamento dado aos serviços de suporte levou a que, surpreendentemente, em estudos recentes (HAINES-YOUNG; POTSCHIN-YOUNG, 2018), fosse ressaltada a lacuna referente à elucidação de características e classificações que levem à compreensão e instrumentalização das bases biofísicas que sustentam os serviços ecossistêmicos – que seriam serviços ecossistêmicos de suporte, conforme a MEA (2005). Isso é importante, pois implica dois possíveis pontos para o encadeamento de estudos relacionados à abordagem: (i) o retorno da modalidade de suporte como condição pré-existente para a leitura e qualificação dos serviços de regulação, provisão e cultura, ainda que enquadrada de maneira diversa à MEA (2005); e (ii) a operacionalização de abordagens mais assertivas relacionadas à recuperação ou melhoria do desempenho dos ecossistemas avaliados.

Mesmo que existam divergências, os diferentes autores emprestam relevância para o estudo das funções ou processos ecológicos que promovem interações biofísicas das quais se originam os serviços de regulação, provisão ou cultura (TEEB, 2011; COLDING, 2013; IPBES, 2015; POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2017; XU; YANG; TAN, 2019). Decorre desse entendimento certo consenso conceitual, com o reenquadramento do conceito de serviços ecossistêmicos de suporte como **processos ecológicos de suporte**.

Perante essa contextualização, este estudo ressalta que, independentemente da categorização adotada, desconsiderar o encadeamento proposto pela MEA (2005)

entre os processos de produção primária, ciclo de nutrientes e formação do solo pode resultar em inconsistências na operacionalização das estratégias territoriais para promoção e proteção de serviços ecossistêmicos no território. Primeiro, por serem os processos ecológicos de suporte aqueles que podem efetivamente impulsionar o fluxo de matéria e energia entre as várias camadas da paisagem, vertical e horizontalmente, movimento constante que garante e qualifica os serviços ecossistêmicos finais (WOLMAN, 1965; MCHARG, 1969; DELPOUX, 1972; ODUM, 1973; MOONEY; EHRLICH, 1997; GOWER, 2003; LAL, 2004; HOOBS, 2007; BÉLANGER, 2017). Segundo, pelo fato de a categoria de suporte ser claramente aquela capaz de responder à demanda por aprofundamento sobre o manejo das bases biofísicas que sustentam os serviços ecossistêmicos (MEA, 2005; POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2016).

1.7 RELEVÂNCIA DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE PARA O PLANEJAMENTO DA PAISAGEM

Em síntese, a Avaliação Ecossistêmica do Milênio não só consolidou e integrou as motivações e aplicações relacionadas à ciência da sustentabilidade, como desafiou diversos *stakeholders*, entre pesquisadores, organizações e instâncias de governança a sintetizar o que se sabia sobre o assunto, revelando diversas lacunas (MEA, 2005; CARPENTER et al., 2009). Dessas lacunas se consubstanciaram outros enquadramentos da classificação inicialmente proposta, expressos neste estudo nas abordagens TEEB, IPBES e CICES.

Entre esses enquadramentos percebe-se a ausência de abordagens assertivas na promoção do bem-estar humano, no planejamento e projeto urbano claramente orientados na promoção e proteção dos serviços ecossistêmicos. Esse fato poderia ser relacionado à subestimação da categoria de suporte na paisagem (TEEB, 2011; IPBES, 2015; BOKALDERS; BLOCK, 2016; COSTANZA et al., 2017; XU; YANG; TAN, 2019). Assim, persiste a necessidade de aprimoramento da relação entre os processos ecológicos inerentes na paisagem e a existência dos serviços ecossistêmicos tidos como finais, quais sejam: os fluxos inerentes ao encadeamento entre produção primária, do ciclo de nutrientes e da produção dos solos, configurados pela MEA (2005) como processos ecológicos de suporte, que originam e podem qualificar os serviços de regulação, provisão e cultura, por sua vez, intermediários ao bem-estar humano.

Como efeito desse distanciamento conceitual, observa-se nas diferentes abordagens referidas anteriormente uma tendência a generalizações, agrupamentos e simplificações estruturais em relação à categoria de suporte. Nesse processo afastou-se a noção de sistema, incorrendo no excesso de descrições e detalhamentos das características e constituintes dos serviços ecossistêmicos, dificultando a apreensão e manejo dos serviços (COSTANZA et al., 2017). Observa-se uma tendência a incorrer, de acordo com Tudela (1997, p. 38), em um “holismo descontrolado”, no qual o excesso de detalhamento pode impedir a capacidade de ação sobre o meio e a efetiva proteção e promoção dos serviços ecossistêmicos. (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2016; LA NOTTE et al., 2017).

Contudo um ponto comum a todas as classificações é a necessidade de se encontrar uma taxonomia capaz de subsidiar sua valoração econômica. Nessas tentativas, observa-se a necessidade de comunicação do valor dos ecossistemas e seus serviços por meio de sua avaliação e do desenvolvimento de métodos objetivos que evitem a dupla contabilidade de serviços (MARSH, 1864; VOGT, 1942; OSBORN, 1948; MOONEY; EHRLICH, 1997; MEA, 2005; WUNDER, 2005; TEEB, 2008; 2009; MÉRAL, 2012; IPBES, 2015; PASGAARD et al., 2017; CICES, [2020]). Por outro lado, entende-se que essa sobreposição é a característica dos serviços ecossistêmicos que permite a existência de sinergias e a configuração de paisagens mais sintrópicas e multifuncionais, adaptativas, resilientes. Ainda, na tentativa de valoração de serviços ecossistêmicos, observa-se que os processos relativos a essas sinergias são afastados pela dificuldade de inseri-las dentro da lógica econômica dominante.

Mesmo assim existem muitos estudos que procuram esse enfoque, e surge uma tendência de exploração dos serviços de regulação, provisão e cultura influenciada por uma lógica neoliberal de exploração utilitarista da natureza. Em contraponto a essa perspectiva, entende-se que a valoração não seria um fim em si, mas uma forma de comunicação da importância de uma abordagem ecossistêmica nos processos de produção da ocupação territorial, por meio da interlocução equilibrada entre os agentes de mercado, a sociedade e as instâncias de governança (COSTANZA et al., 2017; LA NOTTE et al., 2017; PASGAARD et al., 2017). A partir desse balanço de forças, valorações são acessórias ao desenho de políticas públicas direcionadas ao acesso aos serviços ecossistêmicos, cujas sobreposições e

redundâncias não são obstáculo, mas necessárias para composição de sistemas urbanos adaptativos e resilientes⁷ (COLDING, 2013; ZAID; PELLING, 2013).

Dentro dessa perspectiva se pode enquadrar algumas das conformações do urbanismo contemporâneo, na medida em que adotam uma abordagem interdisciplinar que incorpora os serviços ecossistêmicos em suas proporções de ordenamento da paisagem. Tais proposições espelhariam uma relação menos antropocêntrica e utilitarista em relação aos serviços ecossistêmicos, a partir do maior protagonismo dos processos ecológicos de suporte na paisagem.

Contudo esse enquadramento menos utilitarista dos serviços ecossistêmicos, no âmbito do planejamento da paisagem, demanda da pesquisa diferenciação de três conceitos: serviços ecossistêmicos, funções ecológicas e, em especial, processos ecológicos de suporte. Processos ecológicos de suporte podem ser compreendidos como a gama de processos biofísicos que, em um ecossistema, ao interagirem entre si, sustentam sua integridade — e.g. fotossíntese, a umidade do solo, o ciclo biológico de carbono e/ou a decomposição de biomassa nos solos. Em decorrência, funções ecológicas são os efeitos coletivos da interação complexa entre aqueles processos no ecossistema — e.g. biodiversidade, evapotranspiração da vegetação, formação de macro poros e micro poros no solo. Quando tais funções, por si sós ou combinadas, são percebidas como benefícios ao bem-estar humano, elas se tornam serviços ecossistêmicos — como contribuição para a diminuição das ilhas de calor, disponibilidade de água doce, resistência a estiagens, drenagem natural dos solos (HALLETT et al., 2013; COSTANZA et al., 2017; AMARAL; BAPTISTA; BEZERRA, 2020). Em suma, o provimento de serviços ecossistêmicos varia conforme a integridade funcional dos ecossistemas e estão relacionados a uma base constante de processos ecológicos de suporte.

Reconhecer o imbricamento de tais processos com o bem-estar humano estabelece uma mediação entre a necessidade de garantir a integridade ecológica e uma visão menos antropocêntrica dos serviços ecossistêmicos, ou seja, entendê-los

⁷ Pode-se entender como resiliência a aptidão de determinado sistema em recuperar o equilíbrio, ou voltar ao estado anterior, depois de ter sofrido uma perturbação. Contudo, mais recentemente, esse ponto de vista foi expandido para incluir a infraestrutura institucional, capaz de promovê-la, enfatizando a natureza dinâmica da resiliência com uma função das relações sociais. Chega-se a um termo mais contemporâneo: resiliência socioecológica. Nesse sentido, resiliência urbana configura-se como a capacidade das instituições de planejamento urbano e governança de identificarem e proporem soluções que respondam a novas e irresolutas ameaças e vulnerabilidades; a essência de um sistema resiliente. Fala-se menos sobre estabilidade e mais sobre resistência, persistência, aprendizado e recuperação durante um ciclo adaptativo (ZAID; PELLING, 2013).

como apenas uma apropriação da natureza. Essa visão levaria a um retrocesso, no debate sobre apercepção desses serviços, no contexto integral da biosfera. Essa abordagem encontra ressonância em Costanza et al. (2017), que oportunamente ressalta que o ser humano integra a biodiversidade, em interdependência constante com as demais espécies, superando abordagens utilitaristas dos serviços ecossistêmicos. Em lógica reversa, um serviço ecossistêmico ameaçado pode significar o desaparecimento de diversas funções ecológicas e processos. Proteger e promover serviços ecossistêmicos implica zelar pela integridade dos processos ecológicos de suporte na paisagem, os quais amparam a biodiversidade e por meio dos quais ela pode ser preservada, restaurada ou mesmo ampliada.

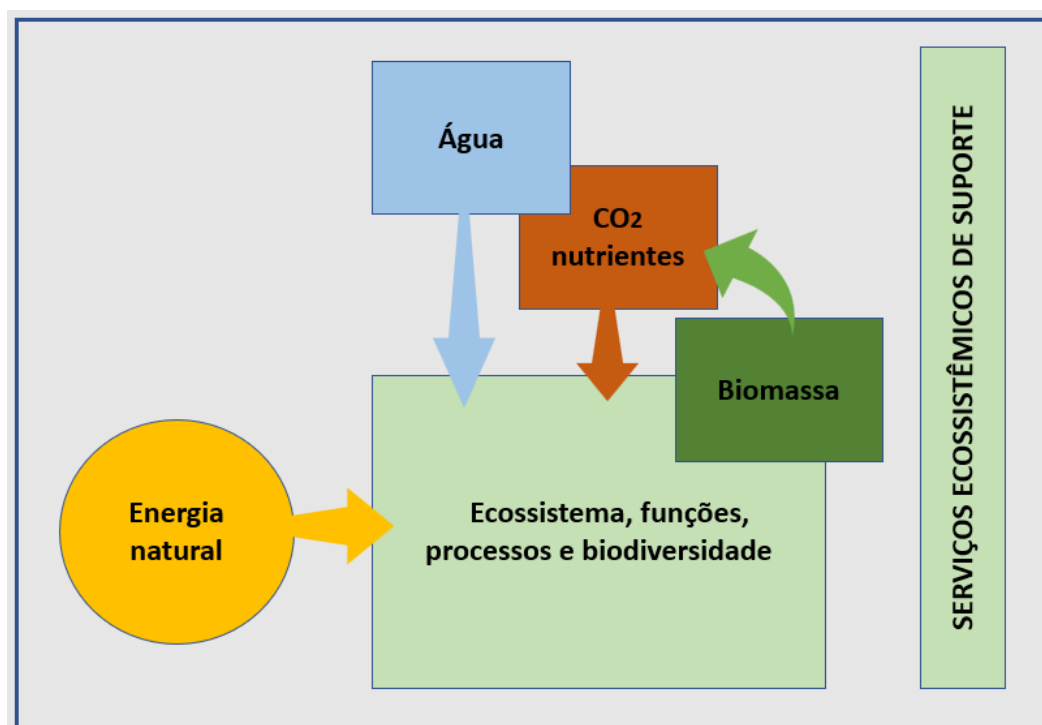
Experts como Firehock e Walker (2019) e Bezerra e Sant'Anna (2021) apontam que uma das formas mais efetivas de garantir a integridade ecossistêmica ao longo do território é pela incorporação de processos e funções nas políticas públicas de planejamento da paisagem, de modo a promover os serviços ecossistêmicos. Para tanto é crucial empreender ações de diferentes complexidades, de forma multiescalar e multifuncional. Na práxis, essa abordagem pode ser entendida contemporaneamente como a articulação híbrida de sistemas biofísicos (e.g. rios, florestas, lagos, parques e árvores) com sistemas construídos (e.g. cidades, tecidos urbanos, infraestruturas urbanas convencionais) (BÉLANGER, 2017; OPOKU, 2019), visando à garantia de uma paisagem natural e/ou construída capaz de integrar o maior número de funções possíveis, por meio dos princípios da multiescalaridade e da multifuncionalidade (SANT'ANNA, 2020)

Contudo, no que tange à proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte, permanece ainda um grau de objetividade baixo, sobretudo no que se refere à identificação das condições pré-existentes à implantação de intervenções de recuperação ecológica. (BEZERRA; SANT'ANNA, 2021). Dessa forma, o planejamento e projeto da paisagem, sobretudo na escala regional, não possui uma metodologia clara sobre como identificar e mensurar os processos ecológicos de suporte para, então, planejar o acesso aos serviços ecossistêmicos e/ou promover a recuperação ecológica. Essa lacuna é ressaltada em estudos recentes (BÉLANGER, 2017; COSTANZA et al., 2017) que apontam a demanda pela elucidação de características e classificações que levem à compreensão e instrumentalização das bases biofísicas que sustentam os serviços ecossistêmicos como essenciais na estruturação da paisagem.

Uma solução para essa lacuna está na compreensão do encadeamento entre produção primária, do ciclo de nutrientes e da formação dos solos, processos ecológicos imbricados com o fluxo de carbono na paisagem, com reflexos na integridade ecológica, na biodiversidade e na resiliência dos ecossistemas (AMARAL; COSTA; MUZZI, 2017).

Costanza et al. (2017), conforme Figura 9, avança nesse sentido ao elencar os aportes de biomassa, carbono, nutrientes, água e energia natural nos ecossistemas como conformadores dos processos ecológicos de suporte, das funções ecológicas associadas e da biodiversidade. Essa perspectiva possibilitaria incorporar variáveis concretas para a mensuração, promoção e proteção desses processos no planejamento da paisagem, fortuitamente possibilitando a interlocução entre o planejamento e projeto das ocupações territoriais e diversos estudos centrados na ecologia (GOWER, 2003; LAL, 2004; ADANI, 2006; ADANI; SPAGNOL; GENEVINI, 2006; BONAM, 2008; PULROLNIK, 2009; RONQUIN, 2010; WICK; INGRAM; STAHL, 2010; AMARAL; COSTA; MUZZI, 2017; HOBBS et al., 2018). No entanto, há muito o que se aprofundar na operacionalização dessas variáveis em planos e projetos que assertivamente considerem os processos ecológicos de suporte e promovam o acesso a serviços ecossistêmicos ao longo do território.

Figura 9 – Aportes de biomassa, carbono, nutrientes, água e energia natural nos ecossistemas como conformadores dos processos ecológicos de suporte, das funções ecológicas associadas e da biodiversidade, considerados como serviços ecossistêmicos de suporte



Fonte: Adaptada de Costanza et al. (2017, p. 6) pelo autor.

Partindo desse entendimento conceitual, a proteção e promoção dos serviços ecossistêmicos, pela consideração da integridade dos processos ecológicos de suporte, tem demandado métodos de mensuração desses processos, necessários à práxis do planejamento da paisagem. Mas como mensurar essa integridade? Como empreender ações assertivas para a sua promoção?

Tendo em conta que os processos ecológicos de suporte são aqueles que podem efetivamente impulsionar o fluxo de matéria e energia entre as várias camadas da paisagem — vertical e horizontalmente (WOLMAN, 1965; MCHARG, 1969; DELPOUX, 1972; ODUM, 1973; MOONEY; EHRlich, 1997; GOWER, 2003; LAL, 2004; BÉLANGER, 2017; HOBBS et al., 2018) — eles estariam indicando um movimento de qualificação dos serviços ecossistêmicos finais e, portanto, uma viabilidade de prestação dos serviços ecossistêmicos.

Certos campos disciplinares têm articulado estudos a partir dessa abordagem, consolidando tanto trabalhos teóricos como experiências de projetos e planejamento da paisagem. As intervenções decorrentes abrangem desde a escala micro a

estruturas macro territoriais. Independentemente de sua configuração, um ponto comum há a ser explorado: o provimento de serviços ecossistêmicos em diferentes graus de complexidade para que se garanta uma paisagem natural ou construída sustentável e resiliente (MEA, 2005; LOVELL; TAYLOR, 2013; BÉLANGER, 2017; BONZI, 2017; MENEGUETTI, 2017; OLIVEIRA, 2017; PELLEGRINO, 2017; FIREHOCK; WALKER, 2019).

Até chegar às atuais possibilidades de abordagens entre o funcionamento dos ecossistemas e as possibilidades de sua apropriação pelo planejamento territorial, muitos caminhos foram percorridos. Alguns, muitas vezes instintivos, tratando da consideração dos atributos do sítio e da vegetação nas propostas de ocupação territorial, que parecem ter endereçado diversas abordagens, em constante pesquisa e aprimoramento. Nesse sentido, passa-se à investigação das concepções e práticas relacionadas ao uso da vegetação no planejamento da paisagem que poderiam operacionalizar a proteção e promoção de serviços ecossistêmicos no território.

CAPÍTULO 2 – BASES PARA UM PLANEJAMENTO DO TERRITÓRIO COM A NATUREZA

Esta segunda parte da revisão da literatura trata da evolução das bases que amparam as iniciativas sobre o ordenamento territorial com consideração dos condicionantes da natureza. Também discorre sobre as primeiras práticas de planejamento ambiental e seus métodos sempre na perspectiva de introduzir a discussão da integridade dos processos ecológicos na estruturação das cidades, mesmo que anteriormente à discussão sobre serviços ecossistêmicos, como discutido no Capítulo 1. Avança, entretanto, para métodos atuais que decorrem muitas vezes das experiências precursoras, mas que integram a base conceitual da Ecologia da Paisagem, a exemplo de abordagens como a Ecologia da Restauração e o Geodesign. Dessa forma, estrutura-se um quadro das possibilidades que se possui hoje para atuar no planejamento e projeto da paisagem, garantindo a consideração da natureza no ordenamento territorial com acesso aos serviços ecossistêmicos.

2.1 A VISÃO INTEGRAL DE PAISAGEM E SUAS PRÁTICAS PRECURSORAS: ARQUITETURA DE PAISAGEM

O avanço na concepção de paisagem entendida como composta por elementos naturais e construídos leva à alteração da mentalidade dicotômica entre natureza e cidade (OSBORN, 1948; HOPKINS, 2013; COSTA; GIMMLER NETTO, 2015; OLIVEIRA, 2017; SANT'ANNA, 2020). Aos poucos, vai-se alterando a ideia de natureza como um repositório de recursos a serem consumidos e/ou de obstáculo ao desenvolvimento dos processos humanos. Esse entendimento de articulação entre cidade–natureza desenvolveu várias práticas, mesmo no período dominado pela influência dos ideais utópicos do urbanismo (MORE, 2004; CHERSO, 2011) ou das ideias de planejar a ocupação do território, porém considerando a natureza como obstáculo (HOPKINS, 2013; COSTA; GIMMLER NETTO, 2015; OLIVEIRA, 2017).

As primeiras manifestações nesse sentido podem ser observadas desde o início nas percussoras Revoluções Agrícolas e Industrial na Europa. A automação da agricultura, tanto pela expulsão de habitantes das áreas rurais, quanto pela demanda de mais empregos na manufatura, contribuiu para a expansão urbana, criando uma forma de viver, contudo precária e insalubre. Em resposta a essas vulnerabilidades, a revolução sanitária trouxe a necessidade de reformulação do espaço urbano, com

resposta no desenvolvimento de infraestruturas de saneamento. As propostas dessa época, materializadas em praças e parques, nos limites urbanos, e demais áreas verdes intraurbanas, porém concebidas, na maioria das vezes, apartadas dos atributos naturais do sítio. Da mesma forma, as estratégias de planejamento de infraestrutura urbana (viadutos, vias e canais) se valiam mais da engenharia do que das aptidões naturais da paisagem (SPIRN, 1995; CASTRIOTA, 2009; SANT'ANNA, 2020).

Em contraponto, no Brasil, a introdução da vegetação no planejamento urbano se consolida apenas no final do século XIX e sobretudo no início do século XX, com os planos de melhoramentos e embelezamento, em uma perspectiva higienista e estética do espaço urbano⁸ (CASTRIOTA, 2009). Nesse período, a natureza, na cidade brasileira, é percebida como elemento meramente estético, ignorando seu papel essencial de suporte do meio urbano. Em decorrência, rios foram canalizados, tiveram seus cursos modificados, assim como brejos foram drenados, para que atendessem a padrões higienistas ou da estética paisagista neoclássica e romântica. De qualquer forma, esse processo de ajardinamento de praças, largos e avenidas modificou a forma de apropriação dos espaços públicos e passou a ditar regras e comportamentos como o costume de passear e se exibir na cidade. E, apesar de públicos, os espaços livres urbanos parecem ser concebidos para o deleite das classes mais privilegiadas, caracterizando-os, por vezes, como um modelo de segregação ou exclusão social (MACIEL, 1998; ROBBA; MACEDO, 2002; SEGAWA, 2010).

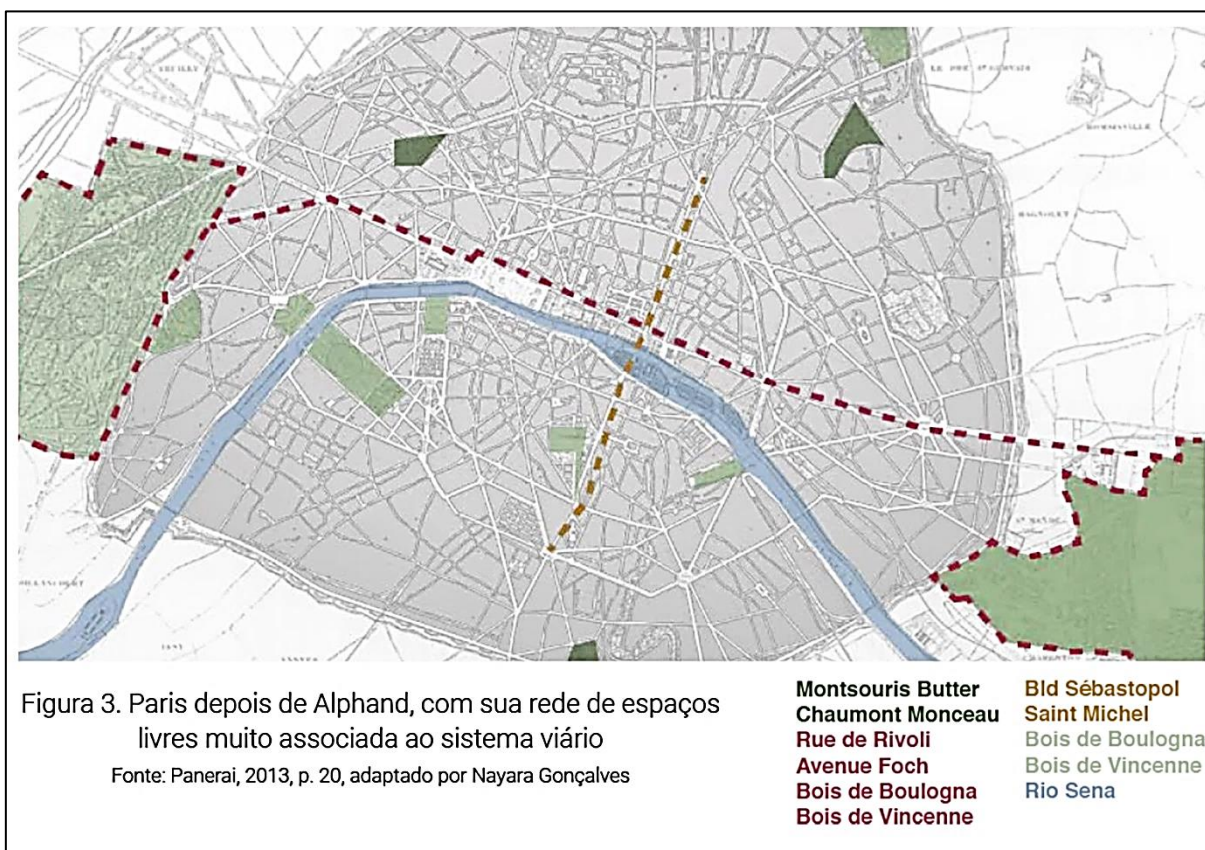
Apesar disso, de forma geral, entre as melhorias urbanas desencadeadas como respostas às condições sanitárias das cidades, veio a presença da vegetação, mesmo que condicionada pela forma urbana, sem relação direta com os atributos naturais. Esse quadro se amplia a partir do final do século XIX, quando o grande parque público se consolida no programa das cidades, como um bolsão sanitário verde na cidade industrial (OLIVEIRA, 2017; SANT'ANNA, 2020). Desse contexto, perspectivas ecológicas, sociais e estéticas são inseridas no processo de “verdeamento” do

⁸ Essa perspectiva higienista, ainda preponderante nas cidades brasileiras, viria a ser superada apenas no início e em meados do século XX, tendo como marcos a prática profissional de Burle Marx e o trabalho de Fernando Chacel, no desenvolvimento do conceito de ecogênese (COSTA e PELLEGRINO, 2010).

planejamento territorial, observando-se o início de uma concepção mais sistêmica em relação à proposição de espaços verdes.

No cenário europeu ganha força a estratégia de se pensar conjuntamente os espaços livres urbanos, conectados por meio do sistema viário. Um marco dessa forma de planejamento é o Plano Hausmann para Paris (1851–1870), que articula em rede vias, bulevares, jardins e os parques públicos, com as edificações e o sítio, conforme excerto apresentado na Figura 10. Essa rede foi relacionada posteriormente ao conceito de sistema de parques por Jean Claude Nicolas Forestier (1861–1930) e consolidada como um sistema integrado à cidade por Frederick Law Olmsted (1822–1903), nos Estados Unidos (GOMES, 2009).

Figura 10 – Articulação entre a rede de espaços livres e o sistema viário no Plano Hausmann para Paris



Fonte: Sant'Anna (2020, p. 43).

Influenciado também pelo ideário europeu, Olmsted cunhou a expressão *Arquitetura de Paisagem (Landscape Architecture)* agregando a complexidade necessária para resposta às demandas de funcionamento da cidade e articulando

valores ambientais, técnicos, estéticos, sociais e culturais de um determinado lugar (SCHENK, 2008; SANT'ANNA, 2020).

Essas questões são abordadas pelo arquiteto da paisagem com o auxílio dos atributos naturais do sítio, articuladas com a vegetação. Em seu notório projeto, em coautoria com Calvert Vaux (1824–1895), *The Greensward Plan to Central Park*, de 1857, em Nova York, Frederick Olmsted articula a função de parque com as dinâmicas do sítio e da cidade. O Central Park estrutura a forma urbana, responde às demandas por lazer e por infraestrutura, propondo uma paisagem artificializada com contribuições socioambientais por meio da integração entre reservatórios e a maciça presença de árvores, contribuindo para a melhoria do clima urbano e trazendo soluções de drenagem e esgotamento sanitário (Figura 11).

Figura 11 – Respostas de infraestrutura urbana de drenagem e de saneamento do Central Park, NY



Fonte: Sant'Anna (2020, p. 46).

Essas ideias se expandiram para a concepção de sistema de parques, no qual áreas verdes se articulam além da escala local, instrumentalizando a ocupação e expansão das cidades, atuando como instrumento de zoneamento, separando ou conectando áreas e usos (OLIVEIRA, 2017; SANT'ANNA, 2020). Tais princípios se especializaram em torno de dois modelos: um organizado em anéis e outro radial ou

axial, configurando hiatos urbanos⁹. O primeiro foi baseado na história dos processos morfológicos urbanos europeus, geralmente envolvendo áreas circulares de desenvolvimento e um anel periférico, a partir do qual as artérias radiais estariam dispostas em direção às áreas de expansão. Inversamente, o modelo radial direcionava o desenvolvimento ao longo dos eixos das principais linhas de tráfego. Em ambos os modelos, a definição de um ambiente com forte presença de vegetação tornou-se axiomática no desenvolvimento do planejamento como um campo disciplinar. Com isso, os sistemas de parques tornaram-se características onipresentes dos planos gerais das cidades (SPIRN, 1995; COSTA; GIMMLER NETTO, 2015; OLIVEIRA, 2017; SANT'ANNA, 2020).

A partir do sistema de parques ganha corpo a articulação do sistema hídrico com as demais áreas vegetadas inseridas na cidade, criando um sistema de áreas verdes que apoia o ordenamento urbano, conferindo qualidade ambiental e coesão entre os diferentes tecidos. Um marco dessa orientação foi a proposta do sistema de parques para Boston, também de Olmsted, com a colaboração de Charles Eliot (1859–1957), chamada Colar de Esmeraldas, *The Emerald Necklace* (1878–1880). Integram-se no projeto ecossistemas aquáticos e florestais, com sistemas recreativos e de transporte, incorporando soluções decorrentes da consideração de aspectos socioculturais e dinâmicas naturais. Nesse projeto, sobre a área pantanosa de Back Bay, apresentam-se soluções para a regulação do ciclo hidrológico, associando o plantio de espécies resistentes à salubridade nas áreas inundáveis pelas marés dos Rios Muddy e Charles. Por sua vez, essas áreas são integradas, por meio do sistema de avenidas-parques (*parkways*), que se articulam com as demais áreas da cidade. Esse tratamento não apenas garante conexões necessárias para caminhabilidade, como também proporciona uma nova relação entre a rede hídrica de Boston e seus habitantes, conforme ilustrado na Figura 12.

⁹ Hiatos urbanos — *fringe belts* — são zonas periféricas e sucessivas que contornavam uma urbanização medieval, cristalizando os processos expansivos da cidade, com usos do solo distintos do residencial. Sempre intercalado por áreas predominantemente residenciais, esse fenômeno é também identificado nas cidades contemporâneas, constituindo faixas mais irregulares e menos estruturadas, apresentando menor ordenamento do que o parcelamento que as circundam ou intercalam com significativa presença de vegetação (CONZEN, 2004; COSTA; GIMMLER NETTO, 2015).

Figura 12 – Sistema de parques de Boston, conhecido como o Colar de Esmeraldas
— The Emerald Necklace (1878–1880)

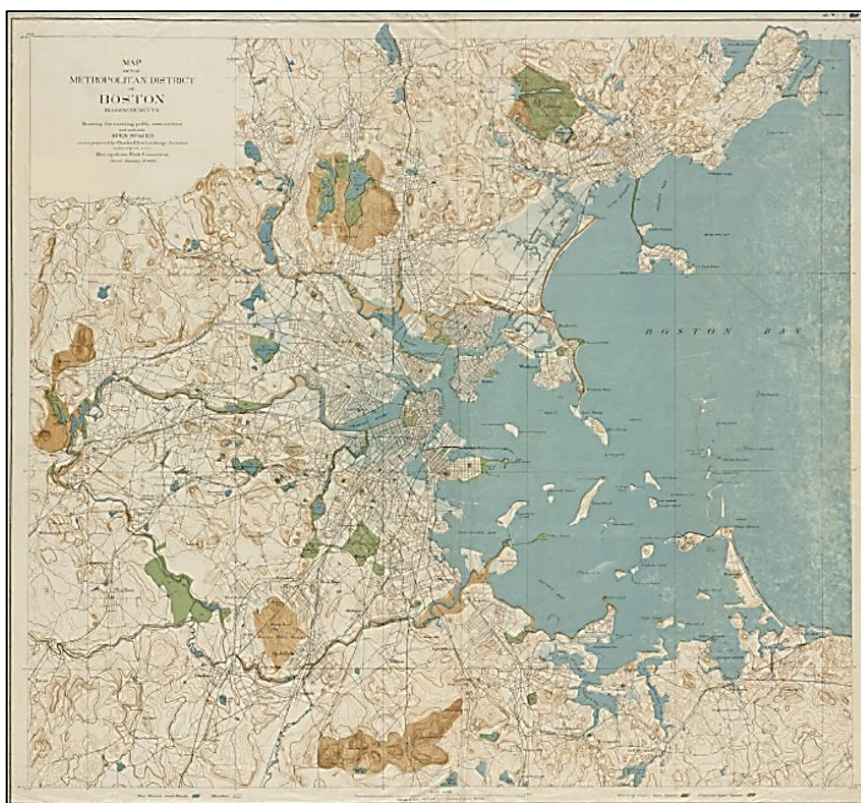


Fonte: Sant'Anna (2020, p. 48).

A partir desse entendimento, as concepções de configuração do ambiente construído articulado com os atributos do sítio se expandem para a escala regional, iniciando um raciocínio que levou a precursores estudos que serão retomados pelo planejamento ambiental. Deve-se destacar que tais propostas foram antecedidas por estudos dos atributos geográficos do território e dos processos naturais dos ecossistemas, para então serem integrados nas propostas de expansão urbana.

Exemplo dessa abordagem é o plano metropolitano intitulado Emerald Boston (1902), de Charles Eliot (1859–1897) — sócio de Olmsted — e Sylvester Baxter (1850–1927) (Figura 13), onde se observa a estruturação do ordenamento regional a partir do sistema de parques inicial, orientando a expansão urbana regional de Boston (NIJHUIS; JAUSLIN, 2015; SANT'ANNA, 2020)

Figura 13 – Proposta de expansão intitulada Emerald Boston (1902), de Charles Eliot e Baxter



Fonte: Nijhuis e Jauslin (2015, p. 22).

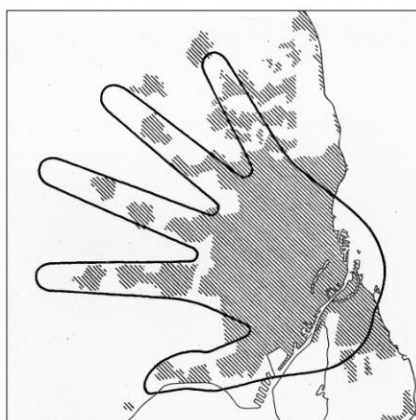
Ao longo do século XX, sobretudo no período entre guerras, a lógica desse modelo foi expandida para a escala do planejamento regional, pois surgiu a necessidade de se organizar o território, permitindo a expansão das ocupações, mas mantendo a conexão das cidades com eixos verdes a serem articulados em diversas escalas. Nessa concepção, expandiu-se para a escala regional o papel das áreas vegetadas como ferramentas de zoneamento, separando ou conectando áreas, possibilitando o acesso ao campo e aos espaços de recreação a todos os cidadãos, bem como o fácil escoamento da produção agrícola para as áreas urbanas (CITTE, 1889; HOWARD, 1902; OLIVEIRA, 2017). Essa estrutura de ocupação, entrelaçada com espaços vegetados, embora não tivesse preocupações estritamente ambientais, trouxe vantagens relacionadas ao aumento da resiliência urbana. Introduziu, sem nomear, princípios de conexão ecológica que se expandiram para o planejamento da paisagem, sobretudo nas abordagens contemporâneas sobre planejamento e projeto de infraestrutura verde (EISENMAN, 2013; SANT'ANNA, 2020). Mesmo que na época não houvesse conceituação do que seriam os serviços ecossistêmicos nem de uma necessidade objetiva de integração com a natureza, na prática os benefícios das

áreas vegetadas para o bem-estar humano foram se tornando cada vez mais perceptíveis.

Uma das notórias aplicações desses princípios de planejamento, com repercussões contemporâneas positivas para o planejamento da paisagem e proteção e promoção de serviços ecossistêmicos é o Finger Plan, de 1947, para a área metropolitana de Copenhague, Dinamarca. O plano, além de articular seis eixos ferroviários, com um sistema axial de espaços abertos, consolidou eixos vegetados, associados à água — provedores de serviços ecossistêmicos —, como marcos de referência para as ações de planejamento da expansão urbana que se propunha à época.

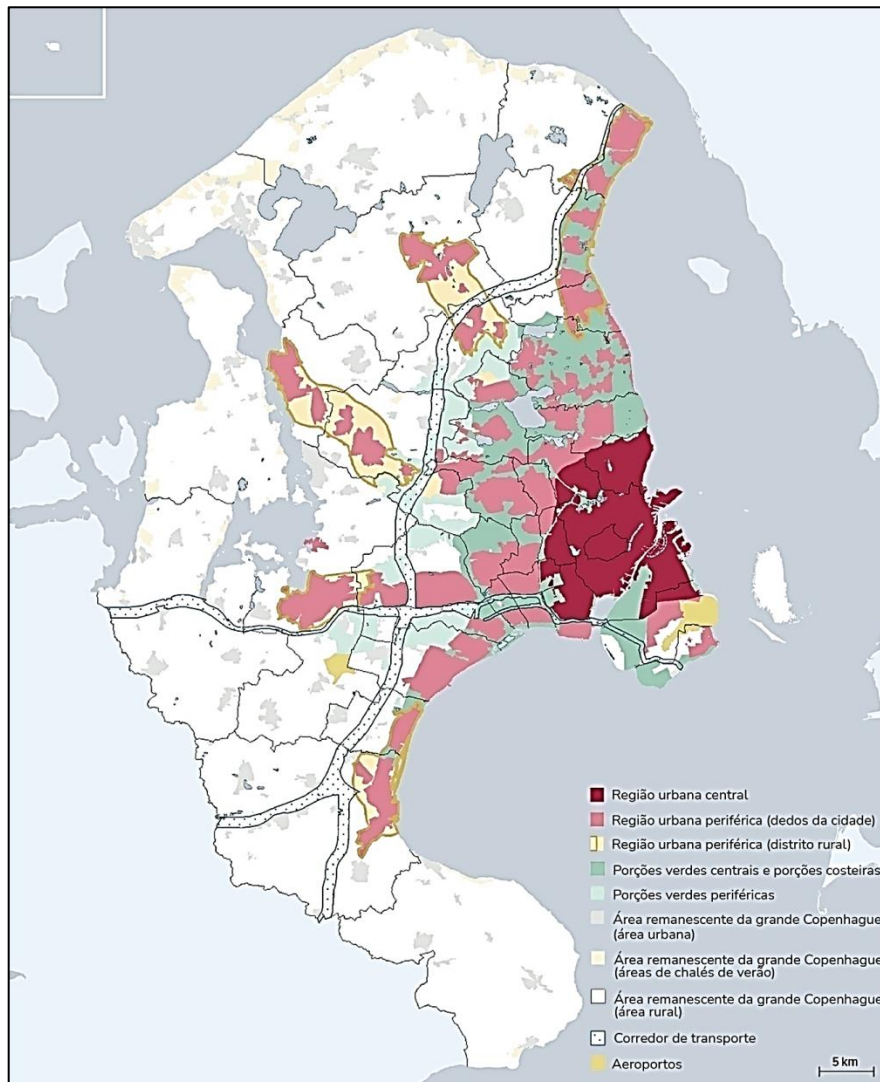
A Figura 14 apresenta ilustração do primeiro Finger Plan e a Figura 15, a versão contemporânea do referido plano, de 2015, claramente norteadas pelo projeto original, onde se observa a forte presença dos espaços vegetados (em tons de verde) na configuração da forma urbana.

Figura 14 – Croqui do primeiro Finger Plan para Copenhague, concebido em 1947



Fonte: Danish Nature Agency (2015, p. 5).

Figura 15 – Finger Plan de 2015, com a presença dos espaços vegetados na configuração da forma urbana, representados em tons de verde



Fonte: Adaptado de Danish Nature Agency (2015, p. 29) por Priscila Schiavo.

Relacionada ou não à proteção de serviços ecossistêmicos, observa-se que a ideia de uma rede interconectada de espaços verdes vem de uma longa tradição na história do planejamento. O que os estudos recentes têm feito é se debruçar sobre as evidências e vantagens de um sistema de parques articulado nas escalas regional, urbana e local e desses com as ocupações urbanas, para demonstrar sua relevância para a proteção e promoção de serviços ecossistêmicos (DANISH NATURE AGENCY, 2015; WALDHEIM, 2016; BÉLANGER, 2017; OLIVEIRA, 2017; PELLEGRINO, 2017; FIREHOCK; WALKER, 2019). Dessas abordagens, a integração entre a rede hídrica e os sistemas urbanos se consolida como elemento fundamental

para um desenho da paisagem, norteador a ocupação territorial, ao passo que potencializa a presença de serviços ecossistêmicos para as populações (SHENK, 2008; SANT'ANNA, 2020).

Conforme explanado, cabe destacar que as possibilidades de acesso aos serviços ecossistêmicos proporcionados pela articulação multiescalar de áreas vegetadas são significativamente influenciadas por diferentes articulações entre forma urbana e natureza, onde se observam tanto uma corrente de integração à natureza, quanto outra, mais calcada em seu domínio. De forma sintética, pode-se verificar essas correntes no trabalho de Françoise Choay (1965), que as denomina, respectivamente, de culturalismo e progressismo, ambas dominantes no urbanismo do século XIX e XX.

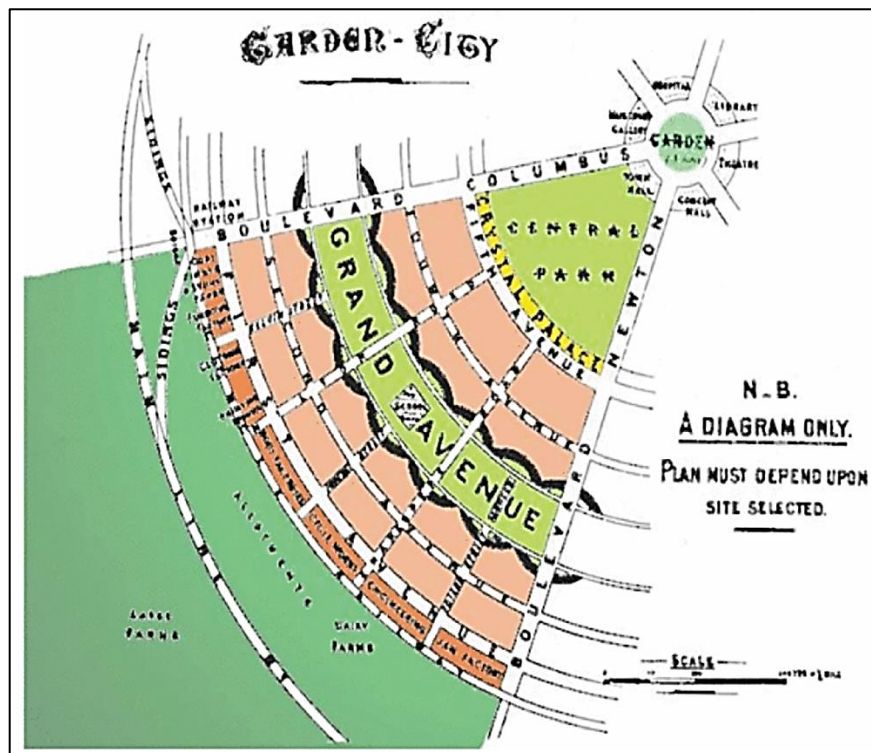
O culturalismo destaca o diálogo com a fisiogeografia do lugar para as intervenções e toma como referência o modelo de Cidade-Jardim, de Ebenezer Howard (1850–1928). Nesse caso a interlocução se dá pela relação entre forma urbana e o sistema hidrográfico, resultando em soluções de infraestrutura urbana decorrentes dessa integração, consubstanciadas em cinturões ou cunhas vedes. Essa linha remete ao sistema de parques e sua forma de estruturação da paisagem regional, muito mais propícia à proteção e promoção de serviços ecossistêmicos.

Por sua vez, a segunda corrente, denominada por Choay de “progressista”, segue preceitos do Modernismo, no qual, em sentido diverso da linha anterior, os espaços verdes são meramente pano de fundo para os elementos da forma urbana¹⁰, sem funções ecológicas intencionais, primando pela ideia de sanitarismo. A natureza nessa concepção perde potência em relação aos serviços ecossistêmicos prestados, presente em grandes planos verdes monofuncionais, na maioria das vezes com vegetações exóticas ao lugar e com pouca sinergia entre si.

Cabe ponderar que, embora variantes no potencial de prestação de serviços ecossistêmicos, ambos os modelos viriam a influenciar diversos projetos ao redor do mundo, tendo como concepção comum os espaços livres vegetados como parte do planejamento e projeto, sempre compreendidos como componentes do bem-estar humano. Apresentam-se como representantes dos dois modelos a Cidade-Jardim, proposta por Ebenezer Howard (Figura 16), e a Cidade Verde, de Le Corbusier (Figura 17), reproduzidas na obra de Sant'Anna (2020).

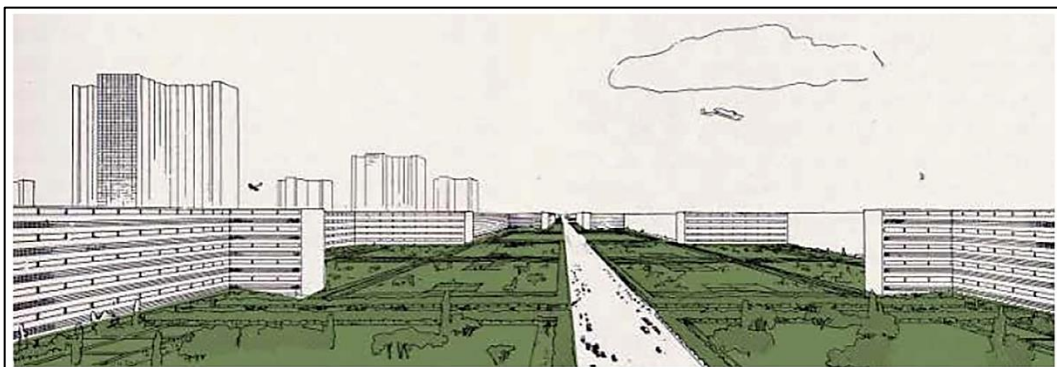
¹⁰ De acordo com M.R.G. Conzen (1966), a forma urbana tem diferentes graus de resolução: o edifício e seu lote; a rua e o quarteirão — conformadores do tecido urbano —, a cidade e a região.

Figura 16 – Modelo “culturalista” de ocupação de baixa densidade, como na Cidade-Jardim, proposta por Ebenezer Howard



Fonte: Sant'Anna (2020, p. 56).

Figura 17 – Proposta “progressista” de Cidade Verde de Le Corbusier, com alta densidade, grandes planos verdes e eixos viários



Fonte: Sant'Anna (2020, p. 56).

2.2 PROJETAR COM A NATUREZA: O PLANEJAMENTO AMBIENTAL DE IAN MCHARG

Paralelamente aos avanços na área da arquitetura da paisagem relacionados à articulação dos espaços vegetados no planejamento urbano, desenvolveu-se o conceito de ecossistema (Capítulo 1) e a percepção, cada vez mais detalhada, da natureza e seus processos. Numa perspectiva ecossistêmica, a natureza passa a ser

compreendida a partir do habitat, no qual os organismos são inseparáveis de seus ambientes: um todo complexo configurado por trocas de matéria e energia, em diferentes gradações (TANSLEY, 1935, DELPOUX, 1972; ODUM, 1973). Essa compreensão coloca à prova o empirismo de algumas abordagens do período percussor e cria a demanda por soluções de planejamento embasadas no conhecimento científico interdisciplinar, integrando campos como os da biologia, ecologia, geologia e geografia. O desafio que se configurava era a integração dessa gama de abordagens ao planejamento e ordenamento territorial.

Em resposta a essa demanda, McHarg (1969) foi pioneiro ao propor, em seu livro *Design with Nature*, um método de planejamento ecológico de caráter abrangente. Tal método enfoca os sítios em seu domínio antrópico e natural, estabelecendo um diagnóstico multidisciplinar interpretado com ênfase no significado sobre as necessidades humanas. Essa abordagem proporcionou duas inovações: (i) a organização do conhecimento dos cientistas ambientais por meio do emprego de uma cronologia, iniciando a investigação pela evidência mais antiga até a situação presente; (ii) a concepção inovadora, da representação em "camadas de informações", onde se sobrepunham dados de geologia do pleistoceno e meteorologia, todas reinterpretadas para explicar a hidrologia e a fisiografia dos aquíferos, para, em seguida, elucidar a hidrologia superficial, os solos, a vegetação, a fauna, culminando, finalmente, no uso do solo. Foi possível alcançar assim uma descrição de um modelo biofísico que proporciona a possibilidade de prospecção de cenários criados por especialistas, porém em parceria com as comunidades das áreas estudadas.

A síntese dessa abordagem se dá em quatro etapas metodológicas: avaliação, mapeamento, monitoramento e modelagem. De modo resumido, de acordo com McHarg (1969), os seguintes dados necessitam ser identificados para a produção dos mapas temáticos e de síntese para amparar a leitura das potencialidades, vocação e capacidade de suporte.

- **Diagnóstico:** aspectos físicos do sítio como clima, geomorfologia, geologia, pedologia, hidrologia, vegetação, vida silvestre, áreas com restrições ambientais à ocupação, uso do solo. São dados a serem obtidos em trabalho de campo, mapeamentos, imagens decorrentes do sensoriamento remoto, bancos de dados públicos ou estudos acadêmicos.

- **Mapeamento:** Produção dos mapas temáticos, baseado nos dados levantados, interpretando os dados do diagnóstico em mapas de aptidão aos usos do solo, como aptidão ao uso urbano/industrial, aptidão ao lazer, aptidão à conservação, aptidão à agricultura.

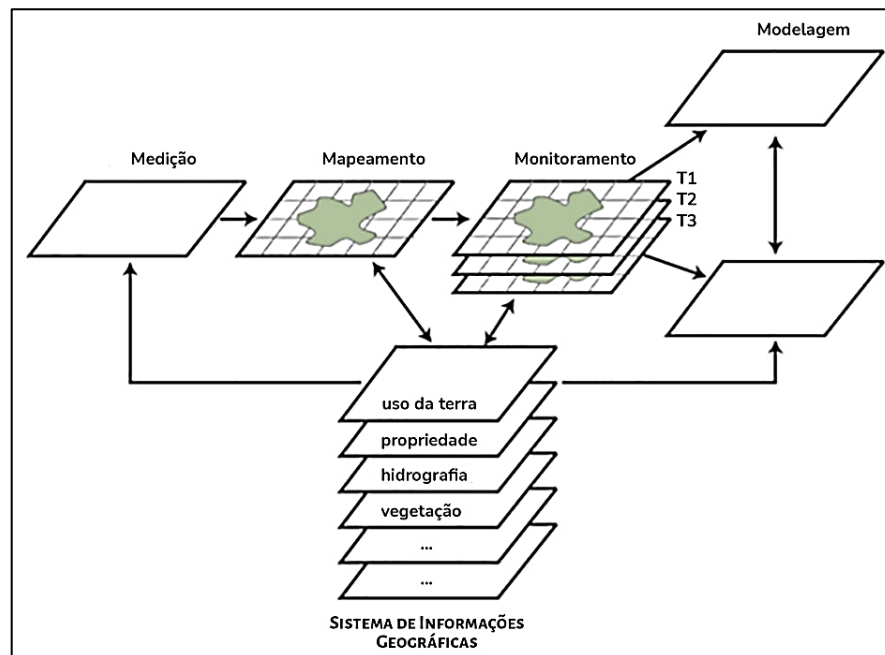
- **Modelagem (identificação das oportunidades):** conforme cruzamento e sobreposição das aptidões de uso e ocupação do solo identificadas, são definidas formas de zoneamento monofuncionais (e.g. lazer, ocupação urbana ou conservação), de uso misto (e.g. lazer/conservação, residencial/recreação) ou múltiplo (e.g. agricultura/conservação/lazer), por vezes indicando usos prioritários e secundários. Desse zoneamento podem ser definidas áreas passíveis de ocupação, áreas a serem protegidas, áreas de conexão de estruturas básicas da paisagem, áreas a serem recuperadas, conformação de corredores verdes, novos usos compatíveis com suas características ambientais e demandas urbanas e possíveis áreas de expansão.

- **Diretrizes** para implementação das oportunidades identificadas por meio de um zoneamento que ampare um projeto de ações de curto, médio e longo prazo.

Os resultados são discutidos por especialistas, visando à interdisciplinaridade necessária, e essa modelagem consubstancia as propostas de planejamento da paisagem por meio de uma matriz que associa a compatibilidade entre usos e ocupação do solo em um mapa sintético de aptidões (Figura 19), norteador do planejamento, por meio de cenários de ocupação para a área de estudo. Já o monitoramento agrega a dimensão temporal sobre os aspectos estudados, compreendendo a paisagem por meio de seus processos, os quais também são consubstanciados em mapas para sobreposição, cortes e novas fotografias.

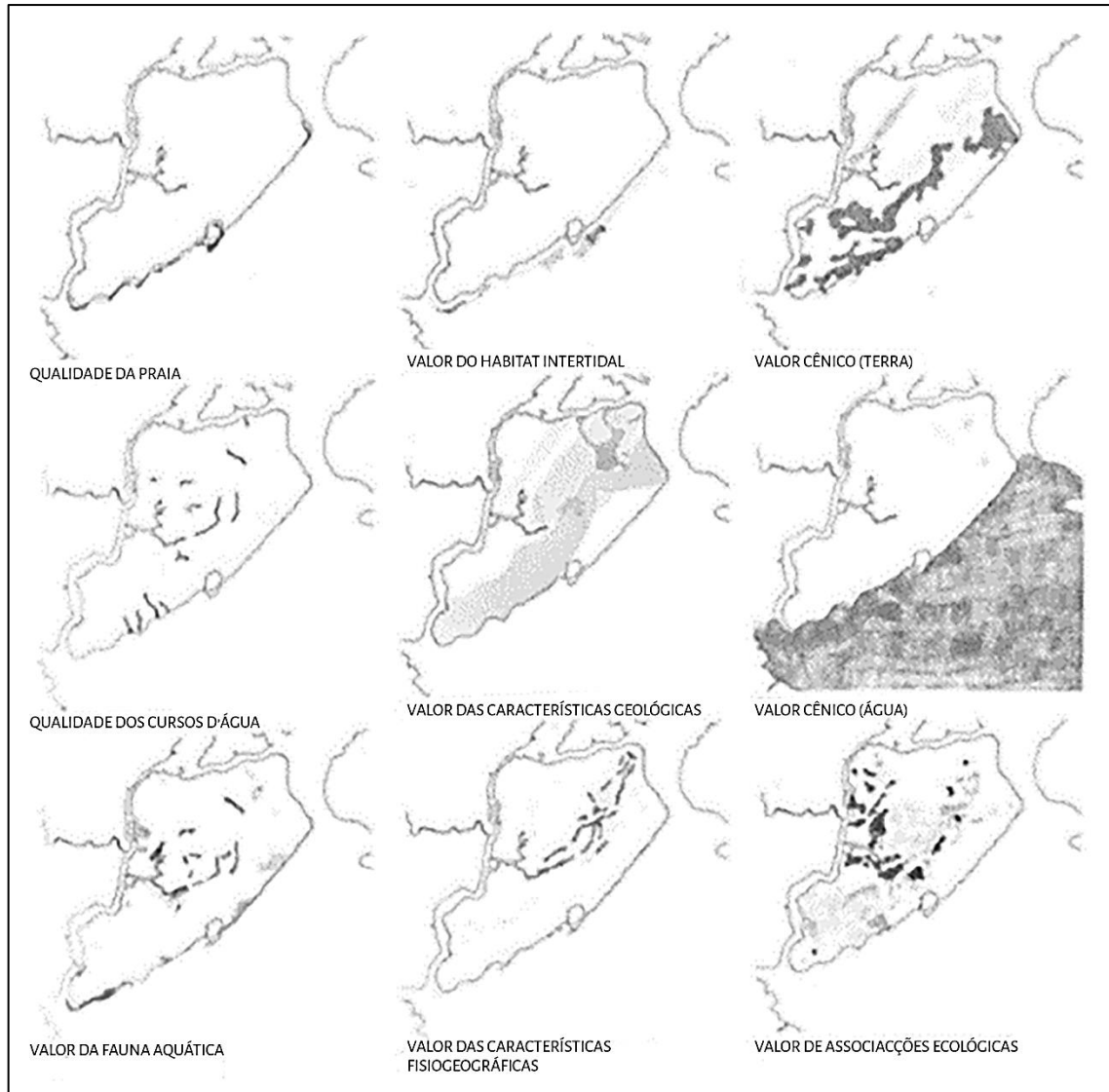
Por fim os cenários gerados são debatidos em conjunto com as principais partes interessadas no debate sobre diferentes possibilidades e ocupação para a área de estudo, quando receberão validação das estratégias de planejamento. A Figura 18 ilustra as quatro etapas propostas por Ian McHarg (avaliação –*measurement*, mapeamento – *mapping*, monitoramento – *monitoring* e modelagem –*modeling*), relacionadas com o sistema georreferenciado contemporâneo. E a Figura 20 exemplifica o mapa de aptidões utilizado na etapa de modelagem (MCHARG, 1969; SANT'ANNA, 2020).

Figura 18 – Esquema explicando os quatro Ms propostos por Ian McHarg e sua relação com o sistema georreferenciado praticado na atualidade



Fonte: Adaptada de McHarg ([2023]) por Priscila Schiavo.

Figura 19 – Mapas para sobreposição na fase de avaliação



Fonte: Adaptada de McHarg (1969, p. 111) por Priscila Schiavo.

Figura 20 – Exemplo de mapa de aptidões da fase de modelagem

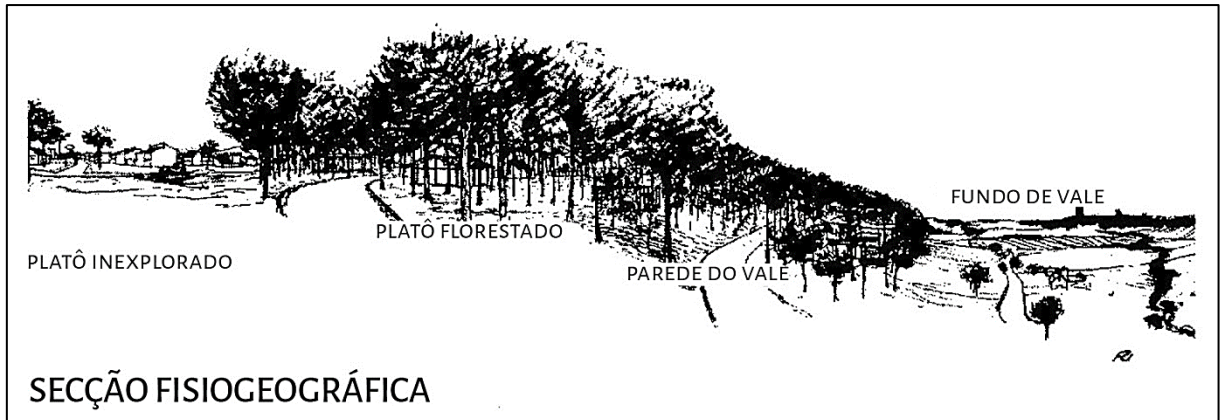


Fonte: McHarg (1969, p. 114).

Essa compreensão evidenciou a articulação da unidade biofísica entre relevo, recursos hídricos e vegetação, a partir da bacia hidrográfica com as características culturais expressas na camada uso do solo, constituindo regiões fisiográficas. Conforme apresentado no plano de McHarg feito para o empreendimento The Valleys, na bacia hidrográfica de mesmo nome, os corredores fluviais realizam a drenagem de toda água superficial, por meio da mediação do relevo e da vegetação. Essa imbricada relação entre vegetação, relevo e água já denota a percepção dos processos ecológicos de suporte como responsáveis pela integridade da unidade biofísica, para garantir o bem-estar humano com a garantia de usos do solo compatíveis com sua integridade (MCHARG, 1969; MEA, 2005; SANT'ANNA, 2020).

Tal abordagem instrumentaliza o desenvolvimento de formas de ocupação urbana mais resilientes, adaptativas e menos entrópicas, que propiciam os fluxos de matéria e energia relacionados aos processos ecológicos de suporte. Na Figura 21, a representação em corte da região fisiogeográfica do plano de McHarg para o The Valleys evidencia a relação entre relevo, hidrografia e vegetação, nos platôs e vales (MCHARG, 1969; DELPOUX, 1972; ODUM, 1973; MEA, 2005; BÉLANGER, 2017).

Figura 21 – Secção fisiogeográfica do plano de McHarg para o The Valleys



Fonte: Adaptada de McHarg (1969, p. 87) pelo autor.

O trabalho de McHarg e sua metodologia, assim como as discussões a partir de seus estudos desencadeadas na contemporaneidade (CORNER, 1999; BUNSTER-OSSA, 2014; WALDHEIM, 2016; BÉLANGER, 2017) não só espelham o aprofundamento das práticas olmstedianas na paisagem, como fundamentam as ideias atuais de planejamento e projeto com a natureza, que despontaram a partir das discussões sobre a necessidade de promover ocupações territoriais ambientalmente sustentáveis, como resposta a desastres naturais decorrentes das predominantes formas de ocupação do solo urbano.

2.3 TEORIAS PRECURSORAS PARA O PLANEJAMENTO E PROJETO COM APOIO DOS PROCESSOS DE SUPORTE DA PAISAGEM

Atualmente, três teorias se apresentam como promissoras para a operacionalização do planejamento da paisagem, a partir da proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte passíveis de articulação com as diferentes escalas do território. Elencam-se, assim, para estudos relacionados à estruturação de uma base regional apta à promoção de tais processos, os arranjos disciplinares da Ecologia da Paisagem (*Landscape Ecology*), da Infraestrutura da Paisagem (*Landscape Infrastructure*) e da Ecologia da Restauração (*Restoration Ecology*). Essas disciplinas se pautam por enfoques diferenciados, mas complementares às discussões realizadas no Capítulo 1.

2.3.1 Ecologia da Paisagem

Dentre as abordagens de ordenamento territorial decorrentes da articulação entre natureza e ocupações humanas destaca-se a Ecologia da Paisagem. Os princípios desse arranjo disciplinar instrumentalizam a compreensão da integridade ecológica ao longo do território, corresponde à habilidade de um sistema biofísico de suportar e manter uma comunidade complexa, diversa e funcionalmente organizada de organismos, cujas características ecológicas dominantes podem suportar e se recuperar da maioria das perturbações impostas pelas dinâmicas ambientais naturais ou distúrbios antrópicos (FIREHOCK; WALKER, 2019). Nesse sentido, esse campo enfatiza a necessidade de investigação das funcionalidades decorrentes dessa integridade e o respectivo impacto sobre a qualidade de vida nos sistemas urbanos ao longo do tempo (FORMAN; GODRON, 1986).

A abordagem da Ecologia da Paisagem concebe, assim, a paisagem como um sistema composto por diversas escalas e arranjos ecossistêmicos, cujas principais características são: estrutura, função e mudança. Por estrutura entende-se o arranjo espacial das áreas vegetadas; por função, o movimento de energia, matéria e seres vivos nas estruturas, enquanto a mudança abarcaria a alteração no padrão espacial e na função ao longo do tempo (FORMAN; GODRON, 1986; DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996; PELLEGRINO, 2000.).

Estruturalmente, a paisagem é compreendida como um mosaico, composto por um conjunto de tipos biofísicos (habitats), muitas vezes heterogêneo, distribuídos entre manchas (habitats); núcleos (*cores*¹¹ ou *hubs*); áreas de amortecimento (*buffers*); corredores (*links*) e trampolins (*sites* ou *stepping stones*). A articulação entre esses elementos no território, nas mais diversas formas e padrões, seja no interior dos aglomerados urbanos ou em sua circunvizinhança, compõem o que se denomina de matrizes (PELLEGRINO, 2000; FIREHOCK; WALKER, 2019; SANT'ANNA, 2020). A consideração dessas matrizes no planejamento e projeto de ocupações territoriais, se concebidas de modo adaptáveis e resilientes, é a base para a proposição de um sistema regional que promova a integridade ecológica do sistema biofísico. O alcance dessa condição demanda a identificação, mapeamento e proposição de áreas, organizadas em rede, nas quais os processos ecológicos de suporte protejam as

¹¹ O termo *core* foi proposto, em 1970, na Conferência da Biosfera, realizada pela UNESCO, em busca de critérios para conservação e uso de recursos genéticos (FIREHOCK; WALKER, 2019).

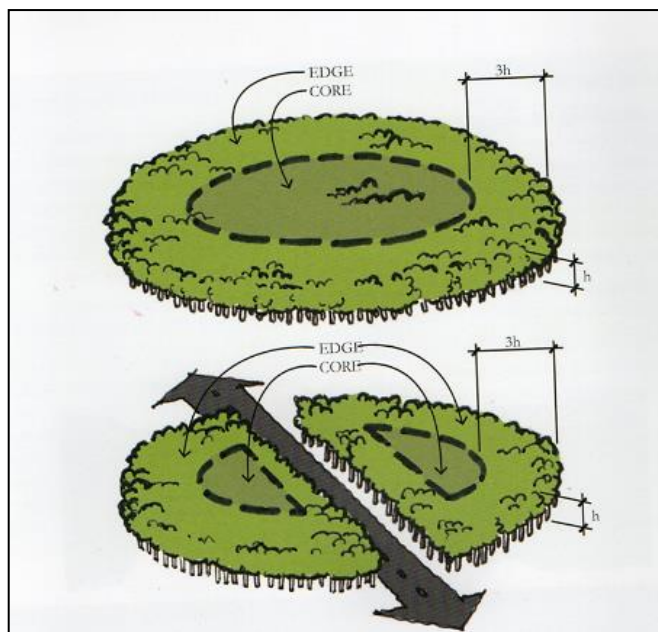
funções ecológicas necessárias para a provisão dos serviços ecossistêmicos (MEA, 2005).

Manchas são áreas de superfície não linear, cuja aparência as destaca do seu entorno. O tamanho e a forma das manchas influenciam o grau de prestação de serviços ecossistêmicos no território. Quanto maiores, aumenta a probabilidade de diversidade de habitats e espécies em seu interior. Daí se impõe como relevante estudar as manchas na escala regional para: proteger aquíferos, interconectar bacias hidrográficas, gerar e proteger a biodiversidade.

Quando as manchas possuem escala suficiente para configurar habitats relativamente preservados, capazes de abrigar mais de um indivíduo de certa espécie, são consideradas núcleos (*cores* ou *hubs*) (FORMAN; GODRON, 1986; DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996). São áreas provedoras de serviços ecossistêmicos (FISHER; TURNER; MORLING, 2009; JACOBS et al., 2015), que, quanto maiores e mais complexas forem em biodiversidade e relações ecológicas, maiores serão a heterogeneidade e a qualidade dos processos ecológicos existentes no núcleo, bem como sua necessidade de proteção. Por outro lado, a diminuição de um núcleo aumenta a probabilidade de extinção de espécies e de diminuição da diversidade genética na mancha, devido ao efeito de borda¹². Por sua vez todo núcleo configura uma zona de centro (*core*), que será associada a uma zona de borda (*edge*), sendo vital verificar se na relação entre essas áreas subsistem habitats suficientes para a permanência das funções necessárias (FIREHOCK; WALKER, 2019), conforme ilustrado na Figura 22.

¹² Borda (*edge*) é a parte exterior de uma mancha em que o ambiente é significativamente diferente do interior do sistema. Deve-se observar que, às vezes, a estrutura vertical e horizontal, a largura e a composição e a abundância de espécies na borda diferem das condições internas e, juntos, atendem ao efeito de borda. Essas bordas também podem ser fronteiras "políticas" ou "administrativas", ou seja, divisões artificiais entre dentro e fora, o que pode ou não corresponder a divisões naturais. Relacionar essas bordas artificiais com as naturais é importante. Uma vez que o desenvolvimento humano continua sua expansão em ambientes naturais, as bordas criadas cada vez mais constituem o ponto crítico para as interações entre habitats feitos pelo homem e os naturais.

Figura 22 – Representação da relação entre núcleo (*core*) e borda (*edge*)



Fonte: Firehock e Walker (2019, p. 33).

Cabe ressaltar ainda uma terceira categoria de área em torno dos núcleos, configurando faixas de proteção (*buffers*)¹³, cuja principal função é amortizar impactos (antrópicos ou naturais) sobre os respectivos núcleos. Quando os núcleos são impactados pelo avanço de paisagens decorrentes de espraiamento urbano, usualmente sofrem impactos na forma de invasão de espécies exóticas ou sobrecarga dos recursos hídricos locais (DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996). De forma a garantir a proteção necessária, os *buffers* devem abrigar usos menos conflitantes com a preservação da integridade ecológica dos núcleos. A proposição de *buffers* configura-se estratégica, principalmente quando os limites administrativos ou políticos de áreas protegidas não coincidem com os que seriam ecologicamente demandados para a efetiva proteção ambiental de recursos estratégicos.

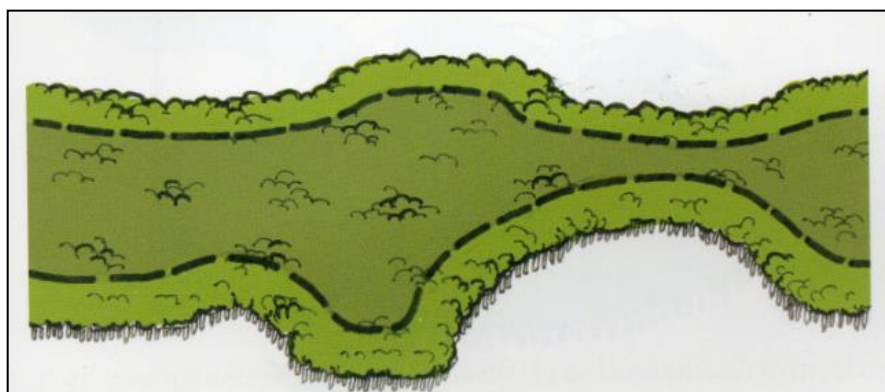
Por sua vez, corredores (*links*) são áreas relativamente lineares, que conectam os núcleos (*cores*) possibilitando não só os fluxos de fauna, flora e polinizadores entre os núcleos, como os de matéria e energia necessários para a manutenção dos processos ecológicos de suporte (FIREHOCK; WALKER, 2019). Tais condições, quando garantem o fluxo de serviços ecossistêmicos e o acesso a eles, configuram

¹³ O programa Man and Biosphere (O Homem e a Biosfera), lançado em 1970 pela United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), determina a criação pelos países de reservas da biosfera visando à proteção de espécies chaves e pesquisa, em torno das quais há previsão de faixas de proteção (FIREHOCK; WALKER, 2019).

os corredores como áreas de conexão (FISHER; TURNER; MORLING, 2009; JACOBS et al., 2015), que na maioria das vezes se constituem pela rede hídrica e a vegetação a ela associada. São áreas essenciais para a configuração e resiliência da infraestrutura ecológica regional, a serem conservadas, ampliadas ou criadas visando à conservação ou promoção da integridade ecológica ao longo do território. Cabe ressaltar que, quanto maior a largura do corredor e o grau de implantação dos processos ecológicos de suporte, maior sua resiliência e potencial para o provimento de serviços ecossistêmicos, podendo caracterizar tanto uma estrutura de conexão, quanto de provimento (FORMAN; GODRON, 1986; DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996; FISHER; TURNER; MORLING, 2009; JACOBS et al., 2015).

A Figura 23 apresenta um corredor, explicitando a importância de um núcleo (habitat) no seu interior para a conjugação das funcionalidades supracitadas.

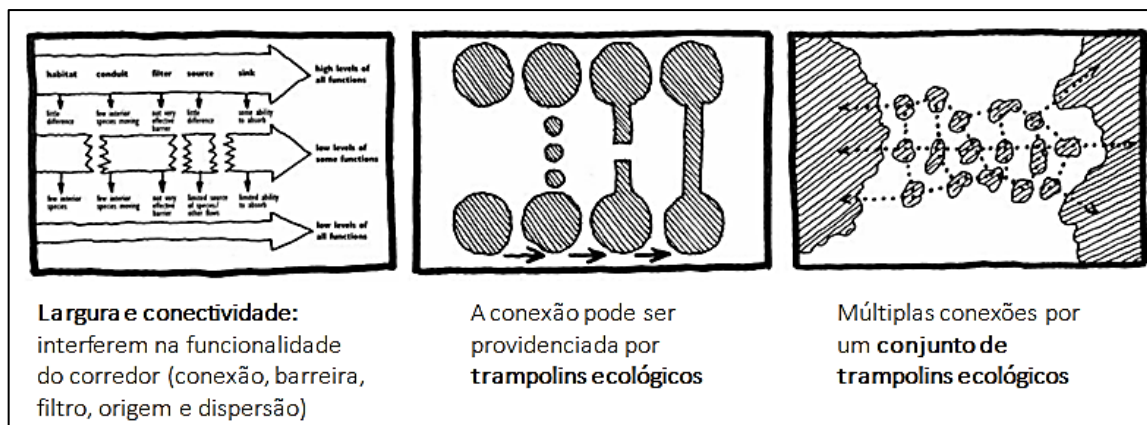
Figura 23 – Representação de corredor, com a faixa de borda e o habitat interno



Fonte: Firehock e Walker (2019, p. 36).

Em sentido oposto, o estreitamento dos corredores causa impacto sobre suas funcionalidades, devendo ser evitado sempre que possível (FORMAN; GODRON, 1986; DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996; PELLEGRINO, 2017). Por outro lado, se o corredor, mesmo interrompido em alguns pontos, possuir largura suficiente para o fluxo de espécies, funções essenciais podem ser preservadas, desde que associadas a trampolins ecológicos (*sites ou stepping stones*). conforme ilustra a Figura 24.

Figura 24 – Relações entre corredores, largura e conectividade

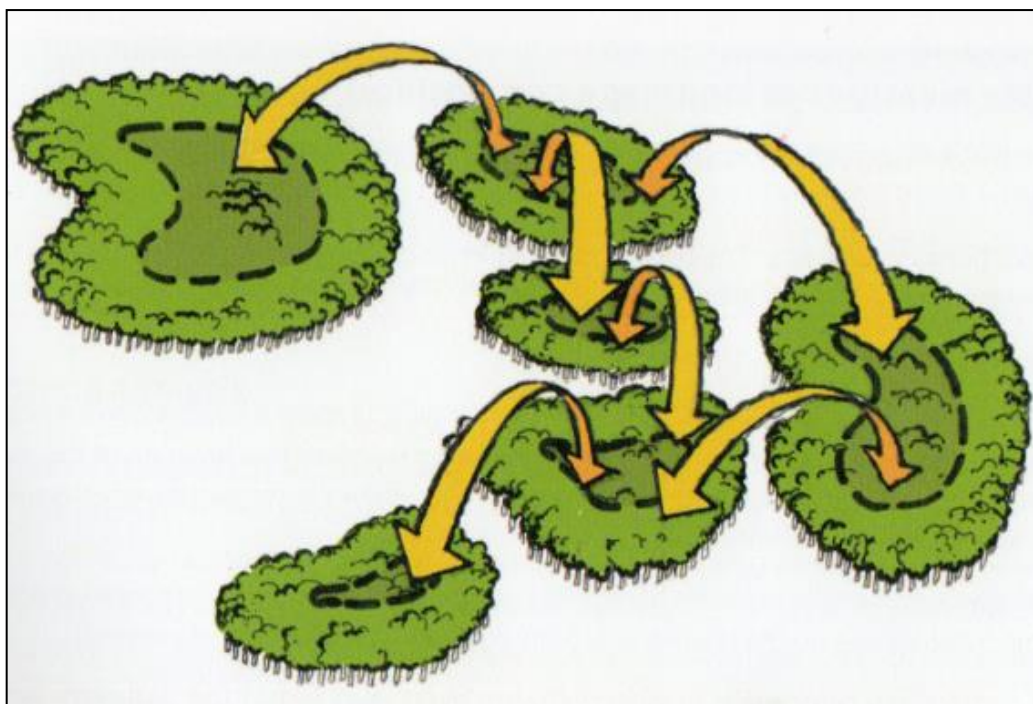


Fonte: Adaptado de Dramstad, Olson e Forman (1996, p. 36-37) pelo autor.

Trampolins ecológicos (*sites* ou *stepping stones*) são manchas que configuram pequenos habitats, que, quando intercalados, são essenciais para auxiliar no fluxo genético e no acesso aos serviços ecossistêmicos providos pela matriz (FORMAN; GODRON, 1986; DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996; FIREHOCK; WALKER, 2019). Podem ofertar serviços específicos e complementares, como a guarda de espécies endêmicas e melhorias no microclima, e sua conexão com uma rede de infraestrutura ecológica é essencial (BONZI, 2017; OLIVEIRA, 2017). Contudo, mesmo isolados, podem ser identificados ou planejados de forma a proteger e fomentar suas especificidades ambientais, além de proverem recreação e lazer.

A Figura 26 ilustra como os trampolins, mesmo na ausência de corredores entre eles, viabilizam o fluxo de espécies na paisagem.

Figura 25 – Representação de trampolins e o fluxo de espécies a eles associados

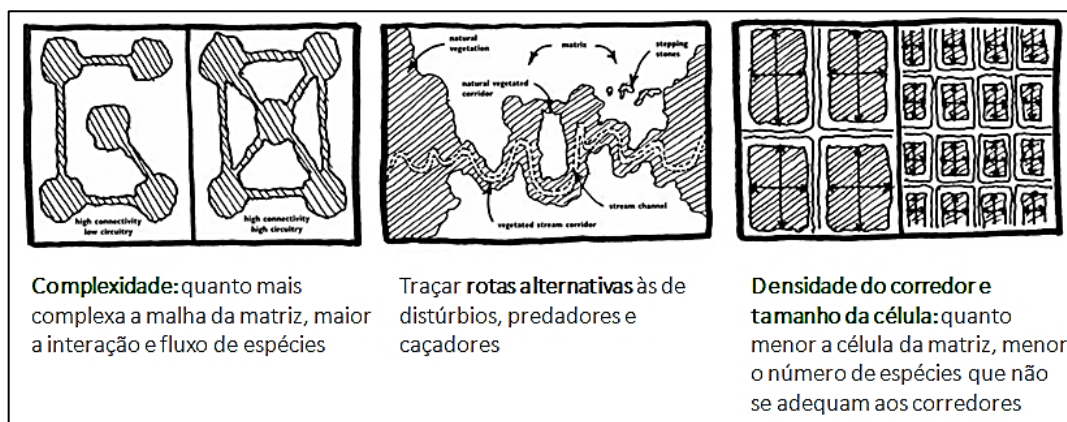


Fonte: Firehock e Walker (2019, p. 37).

Esse conjunto de elementos da paisagem desempenhando suas funcionalidades, estruturados em manchas, corredores, e trampolins ecológicos, configuram tipos biofísicos que, interligados uns com os outros, formam as **matrizes**. Para a consolidação de uma rede articulada de tipos biofísicos, a identificação e caracterização das conectividades, sejam omnidirecionais, direcionais ou *in situ*, são essenciais para o planejamento de infraestruturas verdes resilientes, bem como para o acesso aos benefícios dos serviços ecossistêmicos.

As matrizes existem ou podem ser propostas em variadas escalas e graus de complexidade e densidade diferenciados (FORMAN; GODRON, 1986; DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996; PELLEGRINO, 2017). Conforme a Figura 26, quanto mais complexas, maior a possibilidade de interação e fluxo entre as espécies. Por outro lado, a diminuição do tamanho da malha reduz a densidade de espécies, sua sobrevivência e capacidade de movimentação na paisagem. Cabe ressaltar que matrizes podem ser planejadas ou modificadas estrategicamente, de forma a contornar distúrbios ou proteger e promover serviços ecossistêmicos (PELLEGRINO, 2017).

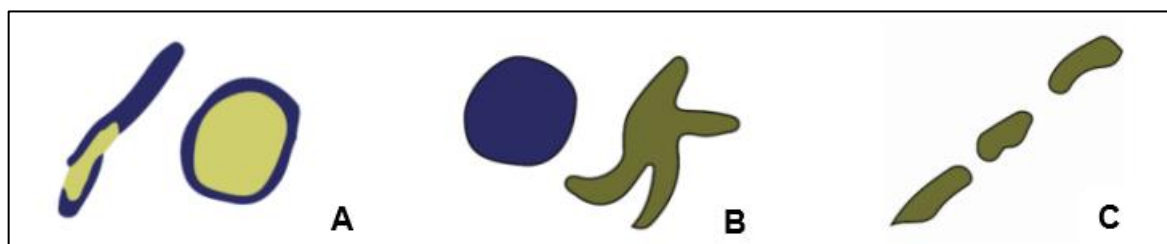
Figura 26 – Relação entre complexidade e densidade da matriz com o fluxo de espécies, conectividade, circuitos e tamanho de malha



Fonte: Adaptado de Dramstad, Olson e Forman (1996, p. 41-42) pelo autor.

Compreendidos esses elementos da paisagem e sua importância para a integridade ecológica, resta discutir como se identificam e se avaliam esses elementos tendo em conta um processo de planejamento da paisagem. Para Firehock e Walker (2019), é possível avaliar a integridade ecológica ao longo da matriz por meio da análise das características dos tipos biofísicos que a compõem, bem como da relação entre eles. Tais abordagens podem se dar pela aplicação de três métricas da paisagem principais: o tamanho do núcleo (Área Núcleo) e a relação entre a área deste e o seu perímetro (Fator Forma ou *edge effect*), e conectividade, conforme Camargos, Rocha e Moura (2020, p. 385)

Figura 27 – Representação das métricas da paisagem Área Núcleo (A), Fator Forma (B) e Conectividade (C).



Fonte: Mello, Morais e Moura (2020, p. 385).

- **O tamanho do núcleo**

Essa métrica objetiva diagnosticar a estabilidade dos fragmentos, considerando o potencial de proteção de seu núcleo (*core*), visando à proteção da biodiversidade em seu interior (CAMARGOS; ROCHA; MOURA, 2020). Para tanto, recomenda-se a

área mínima de 40 hectares (ha) e uma zona de borda equivalente a três vezes a altura máxima das árvores no interior do núcleo¹⁴ (FIREHOCK; WALKER, 2019).

- **O Fator Forma (relação entre núcleo e o seu perímetro)**

De acordo com Forman e Godron (1986), a métrica Fator Forma avalia a complexidade do perímetro a partir dos fragmentos de vegetação. Considera-se que, quanto maior e mais próxima de uma forma circular for a mancha, melhor seu Fator Forma. Essa abordagem possibilita analisar quais seriam os fragmentos mais vulneráveis, pois, quanto menor a razão entre a área do núcleo e seu perímetro, mais compacta e menos recortada será a mancha e, por sua vez, menos sujeita a perturbações em seu *core* (CAMARGOS; ROCHA; MOURA, 2020; MELLO; MORAIS; MOURA, 2022).

- **Análise da Conectividade ao longo da matriz**

A métrica Conectividade possibilita avaliar o potencial de conservação da vegetação, considerando a proximidade entre fragmentos e a quantidade de fragmentos rentes entre si. Conforme se aumenta a concentração de fragmentos na matriz e se diminui a distância entre eles, maior a conectividade e menor será a probabilidade de impacto sobre a integridade ecológica, decorrente de mudanças na paisagem circundante ao tipo biofísico.

A partir desse olhar sobre o território, a Ecologia da Paisagem procura garantir as principais manchas de vegetação, fomentando conexões ecológicas e a articulação da rede hidrográfica, visando à construção de um sistema de áreas vegetadas multiescalar que articule sistemas naturais e antrópicos (PELLEGRINO, 2000; 2017). Essa articulação é importante para majorar a eficiência dos processos ecológicos de suporte na matriz — existente ou proposta — protegendo e promovendo serviços ecossistêmicos. Não se trata somente de investigar a conformação das estruturas verdes ou o fluxo genético de espécies no mosaico da paisagem, mas também a relação estrita entre energia, ar, vegetação e solo, da qual se originam funções ecológicas (HALLETT et al., 2013), das quais pode decorrer uma sucessão de serviços ecossistêmicos, aplicáveis a qualquer tipo biofísico.

¹⁴ Considerando que, de acordo com a Embrapa (MAPA..., [2022]), a altura máxima do extrato arbóreo em uma mata de galeria gira em torno de 30 metros, seria razoável estabelecer como zona de borda mínima uma largura entre 90 e 100 metros, dimensão usual em trabalhos correlatos.

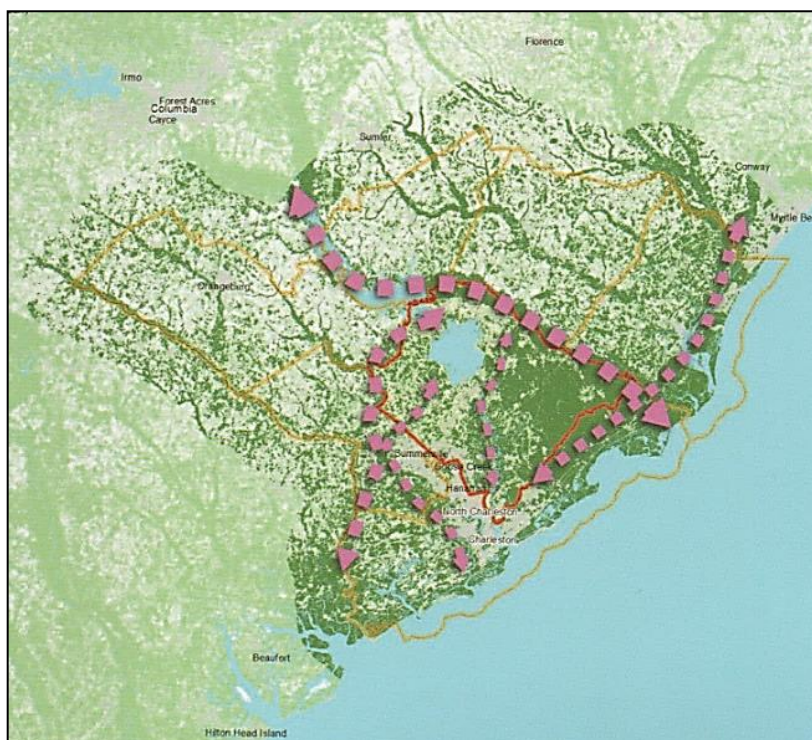
Em suma, a articulação entre sistemas naturais (biofísicos) e antrópicos (que podem ser protegidos ou promovidos) passa obrigatoriamente pela proteção dos processos ecológicos de suporte, cujo grau de implantação na paisagem pode expressar tanto a vulnerabilidade, quanto a garantia dos serviços ecossistêmicos, sejam eles de provisão, regulação ou cultura. Cabe, contudo, ressaltar que a diminuição ou mesmo supressão de serviços ecossistêmicos pode advir da integração de impactos sobre os processos ecológicos de suporte, em lugares diversos de onde isso foi percebido, o que implica um planejamento na escala regional. Essa perspectiva não só reforça a influência da mediação socioeconômica sobre as características da paisagem, como também atenta para que ela seja observada nas diversas escalas da paisagem: o microclima local pode ser resultado tanto da concentração de vegetação decorrente do tecido urbano projetado, quanto da preservação de matas nativas na escala regional (MEA, 2005).

Nessa dinâmica, a leitura da paisagem se inicia pela escala regional, considerando a relação entre os núcleos provedores de serviços ecossistêmicos (*hotspots* de multifuncionalidade¹⁵) existentes no território que se viabilizam, por meio de conexões a serem protegidas ou reforçadas (FIREHOCK; WALKER, 2019).

A Figura 28 apresenta em rosa corredores de conexão presentes nas estratégias de desenvolvimento regional, no estado da Carolina do Sul, Estados Unidos.

¹⁵ *Hotspots* de multifuncionalidade são áreas com maiores concentrações e performances de serviços ecossistêmicos, com benefícios *in situ* ou externos aos seus limites (TIMILSINA et al., 2013; LIU et al., 2019; SANT'ANNA, 2020).

Figura 28 – Articulação regional entre núcleos e corredores na Carolina do Sul, Estados Unidos



Fonte: Firehock e Walker (2019, p. 177).

Uma vez identificadas e planejadas a rede de tipos biofísicos, as conexões necessárias (omnidirecionais, direcionais ou *in situ*) e a caracterização das áreas conforme o fluxo de serviços ecossistêmicos, a matriz resultante pode ser sobreposta às camadas da paisagem. Essa abordagem possibilita a elaboração de estudos que evidenciem conflitos e sinergias entre os tipos biofísicos e as demandas por infraestrutura verde regional. A análise dessas relações subsidia não só tomadas decisões em relação à proteção dessa rede territorial de tipos biofísicos quanto a intervenções em ações de restauração ecológica e planejamento urbano, visando ao acesso das populações aos serviços ecossistêmicos demandados.

Por fim, cabe ressaltar que a identificação, conservação e proposição de matrizes e seus elementos constituintes, manchas (*habitats*); núcleos (*cores* ou *hubs*); áreas de amortecimento (*buffers*); corredores (*links*) e trampolins (*sites* ou *stepping stones*), ganhou peso internacional, quando, em 1970, com o intuito de preservação da biodiversidade nos diversos territórios do globo, a Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO) propôs, por meio do programa Man and Biosphere (MaB), uma rede internacional de reservas da biosfera. Esse programa estabelece diretrizes e critérios para constituição de matrizes, com foco na

proteção dos núcleos (*cores*) e sua respectiva biodiversidade (FIREHOCK; WALKER, 2019).

Mas como operacionalizar a proteção e promoção de serviços ecossistêmicos ao longo da matriz, ainda ofertando indícios para modelos de planejamento territorial e urbano sustentáveis e resilientes? Tal ação necessita ir além de modificações estruturais na paisagem, prescindindo de qualificação funcional, na qual se espelha a complexa relação entre os processos ecológicos de suporte. Certas respostas para essas questões podem ser dadas pelo arranjo disciplinar da Ecologia da Restauração e sua abordagem sobre a paisagem.

2.3.2 A paisagem e a Ecologia da Restauração

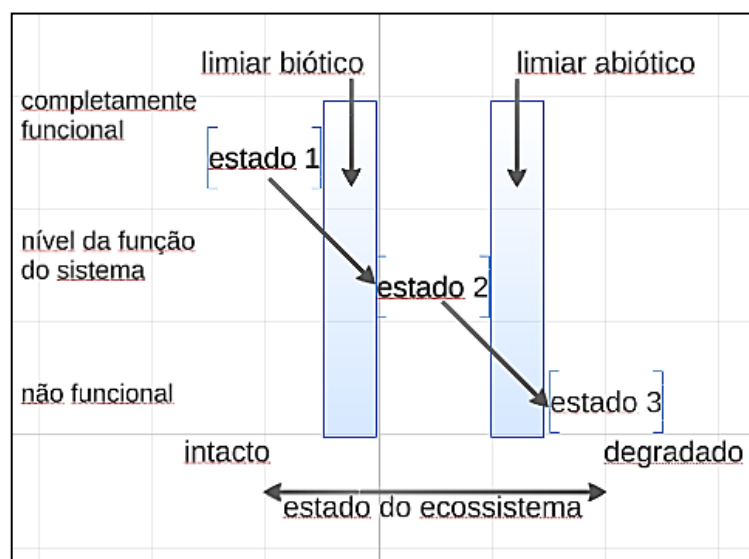
Os procedimentos e conceitos estabelecidos pela recente ciência da Ecologia da Restauração agrupam o referencial teórico-metodológico necessário para o desenvolvimento de ações de recuperação ecológica. É importante se fazer a distinção entre os dois conceitos, pois enquanto este se refere à prática direcionada à recuperação de ecossistemas destruídos, degradados ou danificados; já aquele indica a escola, ou seja, a fundamentação científica que subsidia tais práticas. Ressalte-se que a Ecologia da Restauração é uma ciência ainda em consolidação, havendo muito o que se desenvolver em termos de conceitos, métodos e bases socioeconômicas, salientando-se a importância de estudos baseados no referencial teórico a ser abordado (HARRIS; DIGGELEN, 2006; HOBBS, 2007, p. 347).

Uma das mais significativas possibilidades de aplicação da Ecologia da Restauração sobre a paisagem é a compreensão das opções de intervenção possíveis ou necessárias para a preservação, promoção ou escolha dos serviços ecossistêmicos, conforme as relações entre suporte e cobertura; sistemas biofísicos e tecnológicos. Como se verá, há momentos em que o necessário é a não intervenção, outros, por outro lado, demandam intervenções radicais e, por vezes, impensadas.

Para recuperar um ecossistema, deve-se entender seu funcionamento antes de ser modificado ou degradado para então restabelecê-lo ou reinstalar seus processos essenciais. Estudos contemporâneos envolvendo a recuperação ecológica ressaltam a importância de reconhecer quando o sistema ecológico está propenso a se regenerar por meio de seus processos autogênicos ou quando ele necessita de esforços ativos de recuperação. Isso envolve o reconhecimento dos limiares bióticos e abióticos, barreiras essenciais que permitem avaliar o grau de degradação.

A Figura 29 ilustra a abordagem feita por Hobbs (2007) a respeito dos estados dos ecossistemas e a transição entre ambientes intactos para degradados. Os estados são indicados em caixas, e as possíveis transições são representadas por flechas. Os limiares ecológicos que definem a passagem de um estado menos degradado a um mais degradado estão indicados pelas barras sombreadas verticais.

Figura 29 – Estados de funcionalidade dos ecossistemas e a transição entre ambientes intactos ou degradados, estabelecidos pela quebra dos limiares ecológicos biótico e abiótico



Fonte: Hobbs(2007, p. 355).

Aqui se apresentam os dois principais limiares existentes entre sistemas degradados e preservados ou intactos. O primeiro limiar refere-se a perdas bióticas e, geralmente, envolve o comprometimento irreversível de elos bióticos e de suas respectivas resiliências, por exemplo, perda de espécies ou de elos microbianos dos ciclos biogeoquímicos. Nesse quadro, referente ao estado 1, os procedimentos de recuperação são denominados restauração ou enriquecimento. O cruzamento do segundo limiar — o abiótico — diz respeito ao estado 3. Caracterizado pela ausência de resiliência, pode resultar em um processo final de desertificação, caso não haja intervenção antrópica. O procedimento de recuperação é denominado reabilitação. Demanda, normalmente, modificação física para direcionar os sistemas a um novo nível de estabilidade e pode ser associado a melhorias implementadas pelo estabelecimento de uma nova função. Entre os dois limiares se encontra o estado 2, em que o ecossistema requer ações como a reintrodução de espécies, sem,

entretanto, intervir no meio físico. Nesse caso, o procedimento de recuperação é conhecido como revegetação ou reflorestamento (HARRIS; DIGGELEN, 2006; HOBBS, 2007, p. 347).

Seja qual for a opção de restauração funcional, a promoção de ações de recuperação ecológica da paisagem só será bem-sucedida se balizada em metas objetivas de restauração, com definição de medidas de monitoramento visando ao aperfeiçoamento das intervenções e alcance das metas (HOBBS, 2007; HOBBS et al., 2011). Tais metas podem ser traçadas a partir das variáveis que expressam a integridade ecológica, podendo ser agrupadas conforme as especificidades do indicador obtido: uma avaliação da eficácia fotossintética da vegetação pode ser agrupada conforme o tipo biofísico identificado na paisagem, ou as características do bioma e suas fitofisionomias. Mas como propor tais metas? Com base em que se estabeleceriam os critérios de intervenção e monitoramento?

Tais questões demandam a adoção de uma linha de base para cada variável escolhida, de modo a avaliar as intervenções e seus reflexos em relação aos processos ecológicos de suporte. Para tanto é essencial a adoção de áreas de referência, cuja integridade ecológica decorrente desses processos as torne aptas não só para medir o sucesso das ações, como também para estabelecer metas de restauração a partir das medições das variáveis nelas encontradas (HOBBS; HARRIS, 2001; HOBBS, 2007; HOBBS et al., 2011; STARZOMSKI, 2013).

O ideal seria que as metas de restauração funcional fossem baseadas no funcionamento de um ecossistema antes de ser modificado ou degradado, visando à reinstalação de seus processos essenciais. Mas quando o nível de degradação de uma área impossibilita a aferição dessas condições e o limiar abiótico já foi há muito ultrapassado (caso da maioria dos sítios urbanos), há o entendimento, pela Ecologia da Restauração, de que se pode utilizar, alternativamente, sistemas próximos como modelos funcionais a fim de aferir as prováveis intervenções a serem adotadas. Assim, é possível estabelecer as metas de restauração não embasadas no que a área sob estudo foi, mas no que se deseja que ela venha a se tornar, dado o distanciamento da condição natural ou o contexto em que se insere, mas recuperando funções ou serviços ecossistêmicos uma vez existentes ou inserindo novos decorrentes da necessidade funcional do sítio. Essa abordagem propicia uma perspectiva reinterpretativa da paisagem, na qual se pode objetivar tanto o reparo da função ecológica ou de serviços ecossistêmicos, quanto se criar um novo sistema, composto

por espécies não nativas da região ou adaptadas a determinados estresses físico-químicos (HOBBS et al., 2011). Nesse caso, demanda-se uma nova perspectiva sobre a restauração e as respectivas métricas de avaliação (HALLETT et al., 2013), conforme a demanda por serviços ecossistêmicos. Tem-se inclusive, na contemporaneidade, utilizado o termo "transformabilidade" (*transformability*) como a capacidade de se cruzarem limiares em direção a novas trajetórias de desenvolvimento (HOBBS; HARRIS, 2001; HOBBS et al., 2011; HALLETT et al., 2013; LOVELL; TAYLOR, 2013, BÉLANGER, 2017).

Para tanto, é importante entender que a matriz territorial, seus sistemas biofísicos e respectivos limiares ecológicos podem mudar ou evoluir ao longo do tempo (HOBBS et al., 2011; HALLETT et al., 2013). Esse é um atributo imbricado com os conceitos de resiliência e adaptabilidade, todos constituintes do que se poderia chamar de pensamento resiliente (HOBBS, 2007; FOLKE et al., 2010).

Nessa perspectiva, a resiliência deve ser abordada dinamicamente, em duas dimensões que consideram as mudanças e adaptações socioecológicas necessárias, porém observando o respeito aos limiares bióticos e abióticos da paisagem. A primeira dimensão, a da adaptabilidade, é uma parte da resiliência que configura a capacidade do sistema socioecológico de ajustar suas respostas a imperativos externos, regulando processos ecológicos para retomar a estabilidade e as funções pré-existentes (FOLKE et al., 2010). Já a transformabilidade, abordada anteriormente, envolve a criação de novos limites de estabilidade, buscando novas relações entre os sistemas biofísicos e construídos, promovendo inovações funcionais (HOBBS, 2007; HOBBS et al., 2011; HALLETT et al., 2013). O planejamento da transformabilidade primeiro demanda a compreensão ampla da resiliência dos ecossistemas em tela, comparando as funções atuais às alternativas, para então promover intervenções para a inserção de novas funções na paisagem, que levarão a um novo patamar de resiliência (FOLKE et al., 2010; PERRING et al., 2013; STARZOMSKI, 2013). Leva-se assim a uma forma de pensar significativa para o planejamento territorial urbano sustentável, na qual pressões sobre a capacidade de resiliência de determinados sistemas, como inundações e estiagens, possam ser encaradas como oportunidades para realinhar recursos ou estruturas organizacionais, introduzindo inovações e novos conhecimentos nas áreas impactadas, criando inclusive novos ecossistemas (HOBBS et al., 2011; HALLETT et al., 2013; BÉLANGER, 2017).

Portanto, uma matriz territorial pode ser encarada não apenas a partir da conservação e restauração de sistemas biofísicos, mas também como agente de transformação da paisagem, criando um sistema diverso do anterior, sobretudo quando as estruturas ecológicas, econômicas e sociais se tornam insuficientes ao bem-estar humano. Contudo a identificação, o planejamento e o projeto de uma rede de sistemas biofísicos demandam uma modelagem dos processos ecológicos de suporte ao longo do território essenciais para o provimento de serviços ecossistêmicos, que possibilite intervenções multiescalares articuladas entre si. Para tanto tais processos podem ser reconectados ou fomentados, interligando sistemas biofísicos e construídos no meio urbano (HALLETT et al., 2013; HU et al., 2018).

Essa abordagem leva a um novo olhar transversal sobre a paisagem, por meio da percepção do nexos entre a estrutura da paisagem, os tipos biofísicos territoriais e os diferentes fluxos ecológicos, para o planejamento e projeto de uma matriz territorial. Conduz a uma perspectiva que não só preserve e restaure os estratos remanescentes de vegetação nativa, como também promova intervenções resilientes na paisagem (HALLETT et al., 2013), consolidadas em Infraestruturas da Paisagem. Dessa forma, os ecossistemas e a vegetação a eles associada são os principais protagonistas no desenho dessas estratégias, a serem consideradas nas diversas escalas de planejamento.

Em suma, adaptações e transformações podem ser planejadas a partir de variáveis e metas de restauração embasadas na proteção ou modificação dos processos ecológicos de suporte e, em decorrência, na adoção de serviços ecossistêmicos a serem conservados, restaurados, ampliados ou promovidos. Essa conjunção complexa de serviços ecossistêmicos a serem ofertados no meio urbano qualificam o que se chamaria de uma paisagem multifuncional, que possibilitaria a cotransformação das dimensões sociais e ecológicas do espaço, beneficiando tanto o homem, quanto o meio ambiente (GILL et al., 2007). A multifuncionalidade amplia o alcance e a repercussão das modificações inseridas nos espaços para além de suas fronteiras, por meio da sinergia entre as ações executadas e os resultados positivos alcançados. Possui potencial inclusive para suavizar ou mesmo romper e estratificar a separação entre regiões urbanas e rurais.

Hoje existe certo consenso (HOBBS et al., 2011; HALLETT et al., 2013; MURPHY, 2013; GREEN et al., 2016; FEBA, 2017; ECOFYS, 2017; KIMURA; BAPTISTA; SCOTTI, 2017; HU et al., 2018; SCOTTI et al., 2020) de que a Ecologia

da Restauração abarca técnicas e análises relacionadas à recuperação ambiental significativas para estratégias de infraestrutura verde, cujo engate com a abordagem ecossistêmica, sobretudo regional, tem se mostrado cada vez mais necessária a um ordenamento territorial caracterizado pela resiliência. Um dos campos que fornece subsídios para a compreensão dos processos ecológicos de suporte, bem como os benefícios ecossistêmicos deles oriundos a partir dessa escala é o da Infraestrutura da Paisagem, que se abordará a seguir.

2.3.3 A paisagem como infraestrutura

O arranjo disciplinar da Infraestrutura da Paisagem (*Landscape Infrastructure*) é uma abordagem que, ao procurar realizar uma leitura da paisagem a partir da interface entre sistemas biofísicos (verdes¹⁶) e sistemas tecnológicos¹⁷ contruídos (cinzas), articula conhecimentos da arquitetura da paisagem com o planejamento urbano e a engenharia civil (WALDHEIM, 2016; BÉLANGER, 2017). Dessa articulação se busca não apenas prover soluções híbridas (cinzas e verdes) para as ocupações humanas, como reconhecer e proteger arranjos semelhantes já existentes, ao longo do território urbano-rural (WALDHEIM, 2016; BÉLANGER, 2017; SANT'ANNA, 2020).

Em síntese, a Infraestrutura da Paisagem se desenvolve a partir de três perspectivas: a primeira, mais geral, é a de que a paisagem é ao mesmo tempo meio e elemento conformador da forma urbana contemporânea. A segunda é que os ecossistemas geram funções ecológicas de suporte, refletidas em serviços ecossistêmicos, capazes de suprir ou complementar a demanda por infraestrutura nos sistemas urbanos. E por fim, numa terceira perspectiva, é possível integrar essas funções às ocupações humanas, por meio do planejamento e do projeto, configurando soluções híbridas para as demandas urbanas por infraestruturas a partir da escala regional (WALDHEIM, 2016; BÉLANGER, 2017; SANT'ANNA, 2020).

Diante dos desafios contemporâneos, a produção tradicional de infraestruturas, consolidada entre os séculos XIX e XX, tem demonstrado limitada capacidade para lidar com os desafios complexos da urbanização, pela baixa resiliência. Responder a esse desafio é o ponto de partida da abordagem da paisagem como infraestrutura

¹⁶ A infraestrutura verde contempla os chamados sistemas verde e azul numa rede que promove os processos naturais, integrando-se às infraestruturas construídas do território (SANT'ANNA, 2020).

¹⁷ Pode-se entender como sistemas biofísicos: relevo, clima, vegetação, hidrografia, fauna e, por tecnológicos construídos, a infraestrutura urbana (WALDHEIM, 2016; BÉLANGER, 2017; PELLEGRINO, 2017).

que se vale da interface entre sistemas biofísicos e tecnológicos (CASTRIOTA, 2009; NIJHUIS; JAUSLIN, 2015).

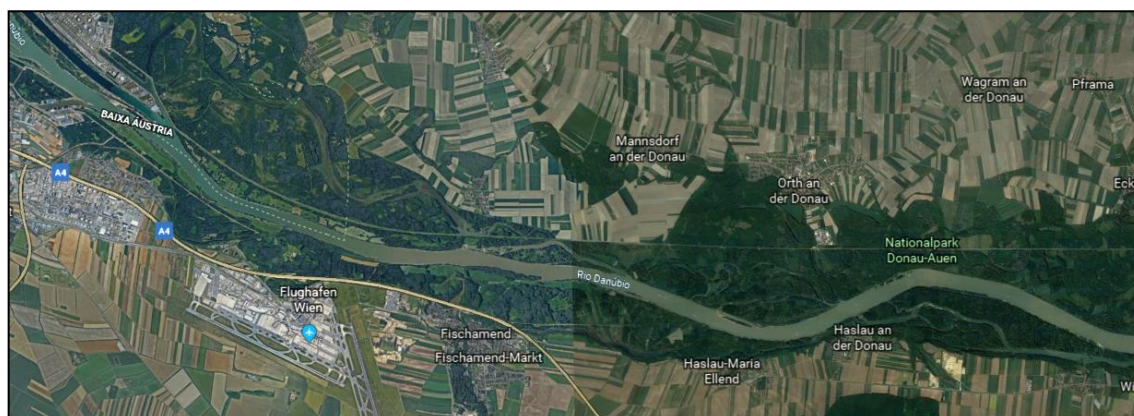
Visando ao fortalecimento das relações entre os sistemas biofísicos e os sistemas construídos, o planejamento das infraestruturas da paisagem se inicia pela escala regional. Considera-se nesse contexto a relação entre os biomas e as respectivas manchas de grande desempenho ecossistêmico, também conhecidas como *hotspots* de multifuncionalidade, e as ocupações territoriais (urbanas ou rurais), compreendendo os *hotspots* como áreas de referência para o manejo da vegetação (HOBBS, 2007; 2011; JACOBS et al., 2015; FIREHOCK; WALKER, 2019). A identificação dessas áreas é essencial para a configuração de uma rede multiescalar de infraestruturas da paisagem, cujas multifuncionalidades, provavelmente, são diretamente proporcionais à escala do sistema biofísico e sua respectiva complexidade biótica (FIREHOCK; WALKER, 2019).

Como exemplo de infraestrutura da paisagem de escala regional, os pântanos de Donau-Auen, à margem do Rio Danúbio, configuram um sistema ripário¹⁸ que protege não só a área central de Viena, na Áustria, mas o aeroporto internacional de Viena e os vinhedos de Schwechat de um risco perene de um a sete metros de inundações. A conservação dos processos ecológicos de suporte, em áreas de pântano, propicia os de regulação vinculados à drenagem natural dos solos e prevenção de riscos de inundação, garantindo a integridade de diversas ocupações, por meio de uma rede de serviços ecossistêmicos relacionados ao bem-estar das populações do gradiente urbano-rural de Viena (WALDHEIM, 2016; BÉLANGER, 2017).

A Figura 30 apresenta a área referente aos pântanos de Donau-Auen, com a indicação das áreas por eles protegidas.

¹⁸ São sistemas hidrológicos sujeitos a variações de inundação sazonais.

Figura 30 – Pântanos de Donau-Auen ao longo do rio Danúbio com destaque para o centro de Viena, o aeroporto e os vinhedos de Schwechat



Fonte: Bélanger (2017, p. 446-447).

Na escala urbana, como exemplo da relação entre florestas urbanas e o padrão de parcelamento do solo, a floresta urbana da Tijuca, no Rio de Janeiro, configura um sistema biofísico, cujos processos ecológicos de suporte implantados proporcionam uma gama de serviços ecossistêmicos para os bairros adjacentes. A floresta foi implantada em uma ação de restauração ambiental que ocorreu em 1862, com a introdução de 60 mil árvores nativas, após um estágio de degradação vinculado a severas crises de abastecimento de água no Rio de Janeiro. Essa introdução planejada de espécies arbóreas, configurada no Parque Nacional da Tijuca, criou um refúgio para a biodiversidade, abrigando áreas de lazer e recreação e diminuindo a temperatura dos bairros adjacentes entre 3 a 10 °C. A floresta da Tijuca contribui também para a qualidade das águas urbanas, controla o risco de enchentes, além de agregar valor estético à paisagem cultural do Rio de Janeiro (BARATTO, 2016), tendo sido a cidade a primeira paisagem cultural urbana a receber a chancela de Patrimônio Mundial pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO), em 2016 (PELLEGRINO, 2017, p. 9-10). Em suma, diversos serviços ecossistêmicos culturais e de regulação, importantes para a população da Cidade do Rio de Janeiro são garantidos.

A Figura 31 apresenta o Parque Nacional da Tijuca, onde se observa a infraestrutura da paisagem em escala urbana, constituindo a floresta urbana da cidade do Rio de Janeiro.

Figura 31 – Parque Nacional da Tijuca, que abriga floresta urbana, responsável pelo provimento de serviços ecossistêmicos para a população da cidade do Rio de Janeiro



Fonte: Google Earth ([2020]).

Por sua vez, como infraestrutura da paisagem implantada na escala local, referenciamos o ecoduto¹⁹ que liga a floresta urbana existente em Hammarby Sjöstad, distrito de Estocolmo, às cunhas verdes²⁰ de Nacka-Värmdö (Figura 32). Essa intervenção configura um exemplo de como a infraestrutura da paisagem pode ser articulada por meio do planejamento territorial, desde a escala local, porém em uma perspectiva multiescalar. Nessa lógica de planejamento, conforme a Figura 33, o distrito ecológico de Hammarby Sjöstad foi concebido, não só de forma a proporcionar aos moradores conexão direta com a natureza, configurada por densa arborização junto às edificações, como também para abrigar corredores para a vida selvagem o longo do território (OLIVEIRA, 2017; MACDONALD, 2018). Intervenções como essas demonstram a opção de planejar a infraestrutura da paisagem, articulando sistemas biofísicos a sistemas construídos, configurando um modelo no qual as áreas vegetadas condicionam o desenho e o planejamento urbano (OLIVEIRA, 2017).

¹⁹ Ecodutos (pontes verdes) são estruturas suspensas que facilitam a travessia para uma grande variedade de espécies, especialmente as de grande porte (CATELLA; TOMÁS; MOURÃO, 2010).

²⁰ Cunhas verdes constituem uma estratégia de planejamento territorial, configurada por um modelo estelar, característica dos países do norte europeu (OLIVEIRA, 2017).

Figura 32 – Ecoduto que liga a floresta urbana no centro do distrito de Hammarby Sjöstad com a cunha verde Nacka-Värmdö, em Estocolmo



Fonte: Oliveira (2017, p. 159).

Figura 33 – Articulação proporcionada com o distrito de Hammarby Sjöstad e a cunha verde Nacka-Värmdö em escala local (a), urbana (b) e regional (c)

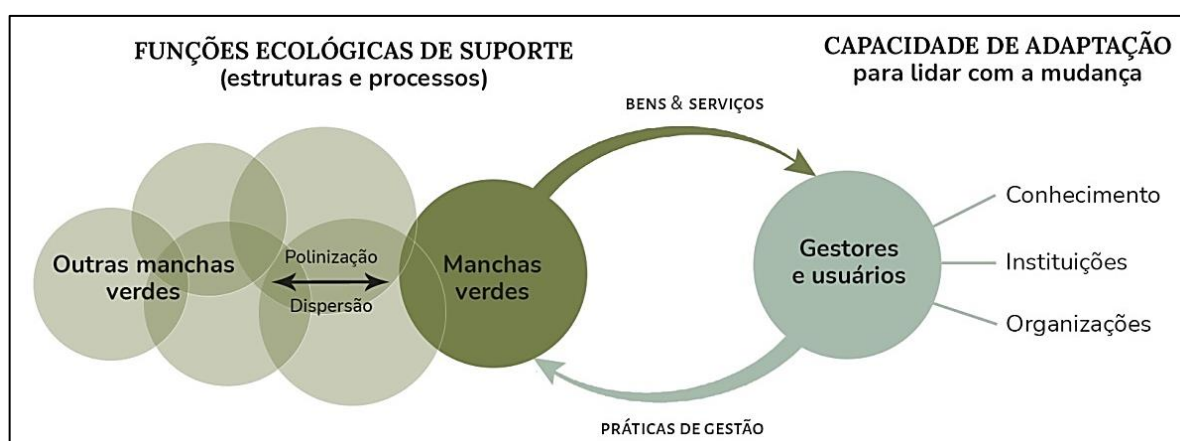


Fonte: Google Earth ([2021]).

O Stockholm Urban Assessment, elaborado em 2003, não só configurou uma das bases para elaboração da MEA (2005), como possui uma abordagem ancorada no protagonismo da paisagem e dos processos ecológicos de suporte, na proteção e promoção da resiliência urbana. Essa capacidade adaptativa seria provida por meio do encadeamento entre processos e estruturas ecológicas, expressos em funções de suporte. Dessas funções então se originariam bens e serviços promotores da adaptabilidade (e da transformabilidade), que por sua vez dependem da ação humana para proteção da paisagem e seus processos originários, conforme ilustrado na Figura 34 (COLDING, 2013).

Percebe-se que, sob a perspectiva do arranjo disciplinar da Infraestrutura da Paisagem, existem práticas bem-sucedidas que exemplificam os benefícios da articulação multiescalar entre infraestruturas híbridas (BÉLANGER, 2017; OLIVEIRA, 2017; PELLEGRINO, 2017; MACDONALD, 2018). Contudo tais benefícios decorrem dos processos ecológicos de suporte expressos em serviços ecossistêmicos, o que reforça o protagonismo dos sistemas biofísicos em suprir ou complementar a demanda por infraestrutura nas ocupações humanas (WALDHEIM, 2016; BÉLANGER, 2017; SANT'ANNA, 2020).

Figura 34 – Relações entre processos ecológicos de suporte e capacidade adaptativa



Fonte:: Adaptado de Colding (2013, p. 315) por Priscila Schiavo.

De forma a consolidar a compreensão do potencial das infraestruturas da paisagem para o planejamento territorial, dado seu caráter híbrido e multiescalar, este estudo propõe o Quadro 2, que não apenas consolida achados decorrentes desta parte da revisão bibliográfica, como também exemplifica a composição das

infraestruturas da paisagem, conforme a escala do sistema biofísico e do sistema construído.

Quadro 2 – Composição multiescalar das infraestruturas da paisagem

ESCALA	SISTEMA BIOFÍSICO – VERDES E AZUIS	SISTEMA CONSTRUÍDO – CINZAS
REGIONAL	Áreas de conservação ou provedoras de serviços ecossistêmicos (<i>hotspots</i>) com funções infraestruturais decorrentes das especificidades do bioma (e.g. florestas, pantanais, áreas de recarga de mananciais, rios, aquíferos, matas ciliares, matas ripárias). Configuradas por manchas, corredores, matrizes ou agrupamentos de trampolins ecológicos.	Ocupações urbanas ou rurais, equipamentos de suporte às cidades, regiões ou nações (e.g. aeroportos, aterros sanitários, rodovias, pontes).
URBANA	Florestas urbanas, compreendendo toda a vegetação arbórea e a ela associada, existentes em assentamentos urbanos ou a eles circundantes, ao longo do sistema de espaços livres (e.g. parques, arborização urbana, manchas florestais remanescentes, áreas de reflorestamento). Configuradas por núcleos, corredores ou trampolins	Padrão de parcelamento do solo (e.g. sistema viário, quarteirões, praças).
LOCAL	Vegetação, sobretudo arbórea, em bairros, associadas ou não a soluções baseadas na natureza (e.g. em praças, ao longo de vias, bulevares, áreas abandonadas ou no interior dos lotes). Configuradas principalmente por corredores ou trampolins ecológicos.	Redes de infraestrutura configuradas pelo desenho urbano (e.g. drenagem, abastecimento de água, esgoto e energia elétrica).

Fonte: Elaborado pelo autor em coautoria com Camila Sant'Anna.

Considerado o entendimento firmado até então, com suporte do arranjo disciplinar da Infraestrutura da Paisagem de que a vegetação expressa a integridade dos processos ecológicos de suporte para avançar para a proposição de estratégias de planejamento territorial urbano e regional, faz-se necessário discutir como obter dados sobre os processos ecológicos da paisagem que alimentem a avaliação por meio de métricas da paisagem e que, por sua vez, subsidiarão ações de Ecologia da

Restauração que articulem as multifuncionalidade da paisagem, seja como infraestrutura ou sistema ecológico.

De início se terá que avaliar as dinâmicas relacionadas a essa integridade ao longo do mosaico territorial, demandando a compreensão das variações dos processos ecológicos de suporte, considerando as entradas de energia, carbono e nutrientes, água e biomassa na paisagem. Para tanto, o Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento aplicados à paisagem estudada são essenciais a fim de criar uma linha de base, tanto para a proteção de estruturas provedoras de serviços ecossistêmicos, como para intervenções mais assertivas, direcionadas ao aumento da resiliência ao longo do gradiente urbano-rural.

CAPÍTULO 3 – COMO PLANEJAR E PROJETAR A PAISAGEM COM PROTEÇÃO AOS PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE

Por fim a terceira parte da revisão da literatura visa a discutir e identificar ferramentas que organizem a diversidade de conceitos e teorias até então apresentados de forma a subsidiar o planejamento e projeto de infraestruturas verdes nas diversas escalas da paisagem considerando a proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte. Envolve diversos aspectos relativos aos processos ecológicos e das especificidades das ocupações humanas, que são necessários para a análise da paisagem e posterior elaboração de propostas de planejamento e projeto firmadas em assertivos diagnósticos. Para tanto se fazem necessárias ferramentas que articulem esse conjunto de informações, considerando os princípios que norteiam as diferentes abordagens estudadas com vistas à promoção de ocupações territoriais mais resilientes com uso da infraestrutura verde como abordagem articuladora.

Outro aspecto destacado nos estudos realizados para que se alcance efetividade de qualquer ação, seja de proteção, adaptabilidade ou transformabilidade, refere-se à participação de diferentes especialistas e da comunidade alvo das intervenções de planejamento do território. Assim, o capítulo avalia os fundamentos, princípios e elementos que integram a Infraestrutura verde como ferramenta, explorando sua contribuição para a estruturação do planejamento e projeto da paisagem por meio rede de infraestruturas verdes regionais para suporte à proteção e promoção de serviços ecossistêmicos. Além disso, traça uma breve contextualização sobre o surgimento e evolução dos estudos em infraestrutura verde, na proposição de soluções baseadas na natureza tanto para as infraestruturas que a cidade necessita como na proteção ambiental. Em sequência, trata de apresentar as possibilidades de uso do georreferenciamento para reunir e analisar as informações sobre as bases dos processos ecológicos e da aplicação e análise da paisagem com o uso de índices espectrais para verificar seu grau de integridade. Por fim, discute a ferramenta do Geodesign como mais uma contribuição que traz o georreferenciamento associado ao mecanismo de tomada de decisão para reunir os mais diferentes públicos diante de uma base complexa de informações a fim de traçar estratégias assertivas de intervenções na paisagem.

3.1 PRINCÍPIOS DE INFRAESTRUTURA VERDE PARA A MODELAGEM DA PAISAGEM COM INTEGRIDADE DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE

A Infraestrutura Verde foi um campo pioneiro na busca de soluções para os núcleos urbanos a partir da consideração das dinâmicas relacionadas aos sistemas biofísicos (verdes e azuis) na produção de alternativas ao modelo de infraestrutura cinza consolidado ao longo do século XX. Na busca por respostas aos imperativos de adaptação das ocupações urbanas perante os impactos socioambientais decorrentes da urbanização, os estudos sobre infraestrutura verde encontram-se em constante evolução, surgindo enfoques próximos e não excludentes entre si, como soluções baseadas na natureza e, mais recentemente, infraestruturas baseadas na natureza. Aparentemente, esse desdobramento vem da crescente percepção de que os serviços ecossistêmicos e as dinâmicas e fluxos relacionados às funções ecológicas necessitam cada vez mais ser materializados em soluções de planejamento e projeto urbano.

As bases conceituais e históricas da infraestrutura verde agregam uma perspectiva ecológica para revisão do paradigma dominante na forma de planejar e projetar a paisagem das cidades consolidada no século XX (BÉLANGER, 2017). Essa perspectiva, ancorada nas iniciativas antecessoras do planejamento ambiental do século XIX, norteou o desenvolvimento de propostas de planejamento e projeto territorial que, a partir da ideia de renaturalização das cidades, buscam promover a resiliência ecológica e urbana, bem como a capacidade de adaptação das ocupações aos impactos ambientais (SANT'ANNA, 2020).

Renaturalizar a paisagem urbana se tornou algo necessário e urgente para planejar as cidades como forma de aumento da resiliência urbana (DAVOUDI; CRAWFORD; MEHMOOD, 2009; INFIELD; ABUNNARSR; RYAN, 2019). O que tem sido denominado de processo de renaturalização da paisagem das cidades não é caracterizado pela ação de tornar natural novamente, ou seja, recuperar as características bióticas e abióticas de determinado lugar como no seu estado anterior à ocupação humana. É, por outro lado, propor engates híbridos entre infraestruturas verdes e cinzas, visando a um novo horizonte de potencialidades e funções, decorrentes das demandas contemporâneas da paisagem produzida (DELPOUX, 1972; HOBBS, 2007; BÉLANGER, 2017; PELLEGRINO, 2017).

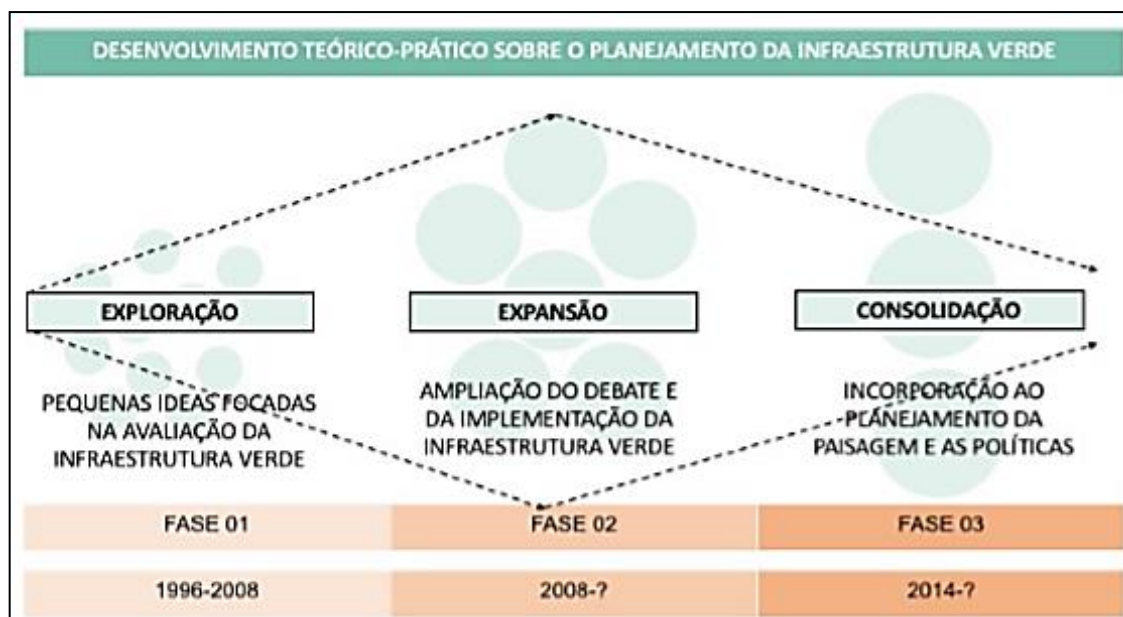
O termo Infraestrutura Verde foi cunhado, em 1994, pela Comissão de Corredores Verdes da Flórida, a partir do conceito de infraestrutura, como subestrutura ou base necessária à continuação e o crescimento de uma comunidade. Almejava-se uma proposta diferente das práticas de planejamento e conservação tradicional adotadas para a inserção de áreas verdes na estrutura urbana. Seu foco foi estruturar uma alternativa ao modelo de expansão urbana espraiado norte-americana, de meados do século XX, que se apoiava em grandes projetos de infraestrutura tradicional e no isolamento de áreas ambientalmente sensíveis (BENEDICT; MCMAHON, 2006; SANT'ANNA, 2020).

De acordo com Sant'anna (2020, p. 104), a partir desse momento,

[...] o Planejamento da Infraestrutura Verde – GI Planning, evidenciou três fases: a primeira, de exploração (1998-2008), com a definição de estratégias pontuais focadas em identificar os passos metodológicos de avaliação de uma determinada infraestrutura verde, porém ainda muito centrada na sua atuação em uma escala menor; a segunda, de expansão (2008 – até os dias de hoje), promoveu uma ampliação do debate e da implementação da infraestrutura verde, ainda pontual, com ênfase no seu desenho na escala do território e na sua abordagem holística e, por fim, a terceira, de consolidação (2014-?), que se concentra na sua incorporação nas políticas urbanas e no planejamento da paisagem.

Esse processo de consolidação, ilustrado na Figura 35, evidencia a Infraestrutura Verde como um dos campos de pesquisa que, de forma mais abrangente, tem articulado estudos precursores, consolidando tanto trabalhos teóricos, como experiências de projetos e planejamento da paisagem. Essas experiências, com estudos que abrangem desde as escalas locais a estruturas macro territoriais, permitiram avançar sobre as preocupações da integridade ecossistêmica, apresentando como um de seus principais objetivos a proteção e promoção dos serviços ecossistêmicos em diferentes complexidades. A Infraestrutura Verde possibilita a materialização desses objetivos em uma paisagem natural e/ou construída.

Figura 35 – Fases de evolução da incorporação do conceito de Infraestrutura Verde



Fonte: Sant'Anna (2020, p. 103).

3.1.1 Princípios de Infraestrutura Verde

A adoção da Infraestrutura Verde nas políticas e nos planejamentos territoriais deve observar a garantia dos serviços ecossistêmicos (HOBBS et al., 2011). Torna-se necessária a abordagem de conceitos a serem integrados para apoiar a prática do planejamento e projeto da paisagem, tendo a vegetação como elemento de verificação da aptidão sintrópica nos ecossistemas. Essa aptidão se dá a partir da integração de energia e geração de matéria, por meio de processos ecológicos expressos, não só pela produtividade do sistema, como também pelo grau de complexidade da matéria produzida (MCHARG, 1969; GEORGESCU-ROEGEN, 1971; DELPOUX, 1972; ODUM, 1973; GOWER, 2003).

Alguns princípios afetos à Infraestrutura Verde devem ser observados para a operacionalização das dinâmicas inerentes aos processos ecológicos de suporte. Tais princípios, inerentes à dinâmica dos serviços ecossistêmicos, são a multiescalaridade, a multifuncionalidade, a conectividade, a integração, a interdisciplinaridade, a transdisciplinaridade e a participação social (SANT'ANNA, 2020). A observância desses fundamentos no planejamento territorial possibilita novas perspectivas em relação aos padrões de ocupação territorial e à conservação dos ecossistemas e podem garantir os processos ecológicos de suporte.

- **Multiescalaridade: importância da escala regional para a garantia dos processos ecológicos de suporte**

O princípio da multiescalaridade ganha significado nos diferentes níveis da estruturação da paisagem, tanto na política do ordenamento territorial, quanto no planejamento urbano e regional ou mesmo em projetos e ações locais.

Elencam-se, assim, a partir dessa compreensão, três escalas de atuação no território: (i) global; (ii) regional e (iii) local. Assim, pode-se relacionar as escalas e suas atuações da seguinte forma.

- Escala global: refere-se às escalas nacionais e internacionais com foco nas inter-relações entre os ecossistemas e a capacidade suporte do território; espacializa-se por meio de políticas nacionais, regionais, incluindo a observância de tratados ou acordos internacionais.
- Escala regional: ocorre no âmbito da região, metrópole e bacias hidrográficas, também nas inter-relações entre os ecossistemas e a capacidade de suporte do território; espacializa-se por meio do planejamento da paisagem metropolitana e regional.
- Escala urbana: ocorre no âmbito dos núcleos urbanos e sua relação com a floresta urbana e os atributos do sítio em que se implantam; espacializa-se por meio do planejamento da paisagem urbana e pela aplicação de instrumentos que visam configurar e disciplinar a forma urbana.
- Escala local: centrada nas demandas locais e no ordenamento territorial, visando ao bem-estar das populações, espacializa-se por meio de projetos urbanos ou de urbanização.

A Infraestrutura Verde se coloca, assim, como uma abordagem engajada no lugar, cuja multiescalaridade possibilita a articulação entre acordos internacionais, políticas nacionais, estratégias do planejamento regional até ações concebidas localmente.

- **Multifuncionalidade e a integridade dos processos ecológicos de suporte**

A garantia do desempenho das diferentes funções que a paisagem possui para atender às demandas socioeconômicas e ecossistêmicas possui razão direta com o alcance de sua resiliência. Esta, por sua vez, encontra em seus processos ecológicos

de suporte o desempenho multifuncional necessário para a prestação dos serviços ecossistêmicos.

Essa multifuncionalidade deve ser discutida a partir da heterogeneidade e transformabilidade (HOOBS, 2007; HOOBS et al., 2013) do mosaico da paisagem e os diversos fluxos e interações entre os diferentes processos naturais e humanos (FORMAN; GRODON, 1986; DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996; FORMAN, 2014). A partir dessas interações são produzidos os serviços ecossistêmicos, cujas relações variam conforme as características do mosaico e o decorrente grau de implantação dos processos ecológicos de suporte. Podem ser sinérgicas, expressas na melhoria e cooperação entre serviços; de *trade off*, quando há a substituição de serviços por outros, ou de declínio, com o impacto negativo sobre ambos (HANSEN; PAULEIT, 2014), configurando maior grau de entropia ao sistema (MCHARG, 1969; GEORGESCU-ROEGEN, 1971).

Esse problema pode ser abordado a partir do planejamento da infraestrutura verde ao longo do mosaico da paisagem, a partir da medição, avaliação e prospecção da integridade de seus processos ecológicos suporte, em subsídio ao planejamento territorial. A partir da proteção ou promoção dessa integridade, certos componentes estruturais da paisagem possuem maiores concentrações e performances de serviços ecossistêmicos, com benefícios *in situ* ou externos aos seus limites (TIMILSINA et al., 2013; LIU et al., 2019; SANT'ANNA, 2020). Essa perspectiva permite a valorização dessas áreas perante as estratégias territoriais, cuja proteção decorreria da sua integração com as ocupações urbanas e, a partir daí, da percepção de sua importância para o bem-estar humano, a resiliência e a adaptabilidade de sítios urbanos (COLDING, 2013; ZAID; PELLING, 2013).

- **Conectividade e os processos ecológicos de suporte**

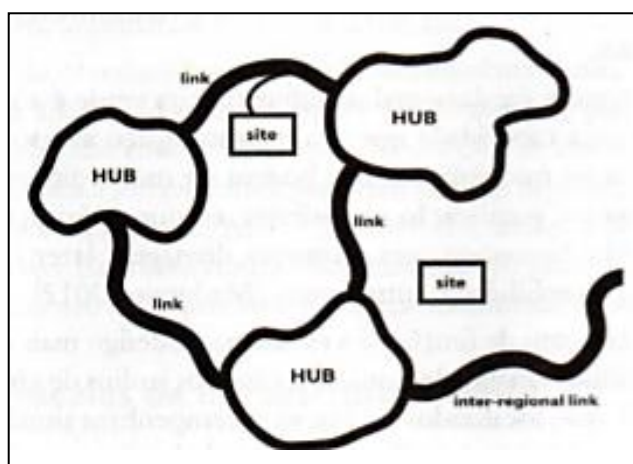
O princípio da Conectividade da infraestrutura verde possibilita relacionar as funções e os processos ecológicos de suporte à estrutura espacial ao longo do mosaico da paisagem. Nele, todas as estruturas, em suas escalas e nas diferentes funções, articulam-se na formação de uma matriz de manchas e corredores que, utilizando conceitos de Infraestrutura Verde como núcleos (*hubs*), conexões (*links*) e lugar (*sites*), conformam a paisagem. (BENEDICT; MCMAHON, 2006; BONZI, 2017; SANT'ANNA, 2020).

Em escalas de intervenção, primeiro se caracteriza uma composição regional com estruturas da paisagem identificadas como núcleos (*hubs*), nos quais os processos ecológicos de suporte promovem os fluxos de matéria e energia entre as espécies e o meio, garantindo o desempenho ecológico da região e os serviços ecossistêmicos (DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996; BÉLANGER, 2017). Em seguida se estabelecem as conexões (*links*) que viabilizam o contato entre populações faunísticas e florísticas, de forma a contribuir não só para a sobrevivência e perpetuação animal e vegetal, como também para o acesso das populações a serviços ecossistêmicos, como os de regulação, provisão e cultura, propiciados pelo planejamento e projeto da ocupação territorial e sua relação com as conexões e os núcleos. Por fim se chega à configuração das áreas verdes isoladas (*sites*), em menor escala, que podem ser de caráter ambiental, recreativo e de lazer, buscando sempre que possível a conexão com as demais estruturas (BONZI, 2017; OLIVEIRA, 2017).

Essa forma de leitura da paisagem, ancorada na Ecologia da Paisagem como visto no Capítulo 2, possibilita associar as dinâmicas funcionais e estruturais dos *links*, *sites* e *hubs* em agrupamentos territoriais de estudo, tanto por bacias hidrográficas (MCHARG, 1969), quanto pela definição de unidades de paisagem no território (DELPOUX, 1972). Esse procedimento no processo de planejamento e projeto leva a potencializar as conexões físicas e ecológicas, a depender das aptidões de cada localidade e dos usos propostos. (DELPOUX, 1972; DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996; MEA, 2005).

A Figura 36 apresenta ilustração esquemática das possibilidades de relação entre *sites*, *links* e *hubs*.

Figura 36 – Ilustração esquemática das possibilidades de relação entre *sites*, *links* e *hubs*



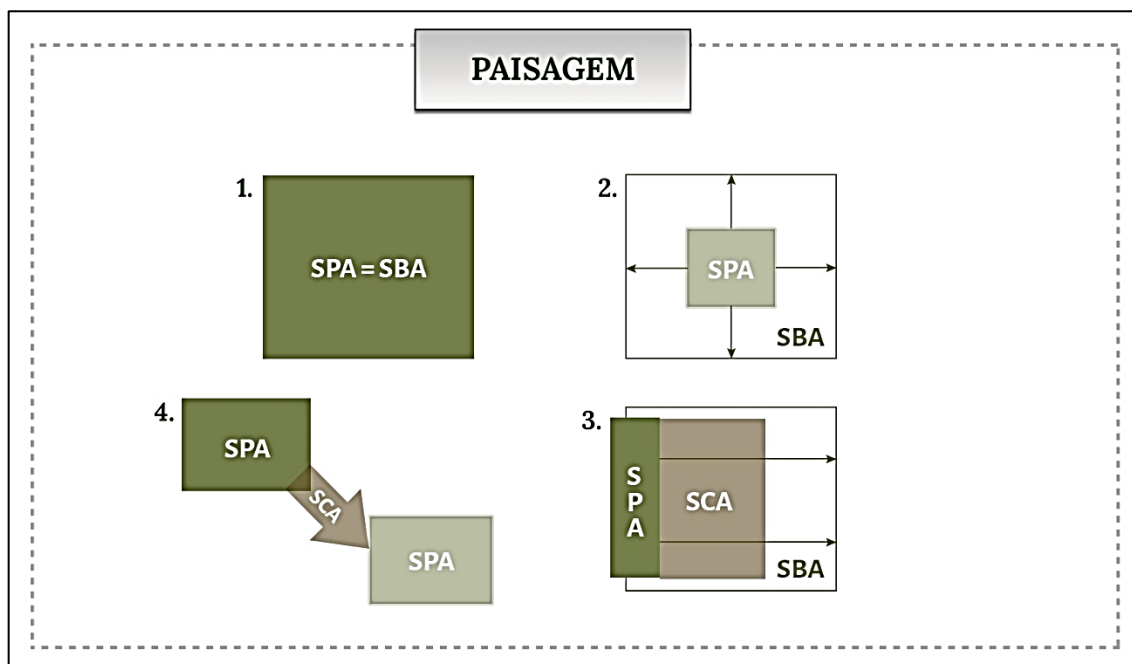
Fonte: Bonzi (2017, p. 17).

O entendimento acima referido encontra respaldo em Fisher, Turner e Morling (2009) e Jacobs et al. (2015), quando afirmam que, sobretudo no contexto regional, as infraestruturas verdes podem ser categorizadas como áreas de provimento de serviços ecossistêmicos (*Service Providing Areas – SPA*), áreas beneficiadas (*Service Benefiting Areas – SBA*) e áreas de conexão (*Service Connecting Areas - SCA*).

Tais estruturas podem desenvolver arranjos espaciais diversos ao longo do território, em diferentes relações entre SPA e SCA que podem ser categorizadas como: (1) *in situ* – SPA e SBA ocorrem no mesmo sítio; (2) omnidirecional – SPA em uma determinada localização e SBA em torno, sem vieses de direcionamento específicos; (3) desacoplada – os serviços ecossistêmicos são acessados em localidades distantes; e (4) direcional – SBA em uma dada localização, na direção do fluxo da SPA.

A Figura 37 sintetiza tais relações entre SPA, SBA e SCA.

Figura 37 – Síntese das relações entre as áreas de provimento de serviço (SPA), áreas de benefícios (SBA) e áreas de conexão (SCA)



Fonte: Adaptado de Sant'Anna (2020, p. 122) pelo autor, com ilustração de Priscila Schiavo.

Ainda, conforme Jacobs et al. (2015), as relações espaciais supracitadas, nas quais a existência ou concepção de conexões (SCA) adequadas às relações existentes ou possíveis, são essenciais para estratégias de planejamento territorial que tomem partido da geração de serviços ecossistêmicos pelas infraestruturas verdes. Por outro lado, as multifuncionalidades afetas a uma SPA, sobretudo se caracterizada como *hotspot*, demandam conectividades que viabilizem o acesso aos serviços providos para as populações. Para tanto, SPA, SCA e SBA devem observar o grau de implantação dos processos ecológicos de suporte ao longo da estrutura, de forma que os benefícios ao bem-estar humano decorrentes das multifuncionalidades (existentes e propostas) fluam até as populações, ao passo que valorizam a biodiversidade e a existência de habitats, possibilitando a transformabilidade territorial (HOBBS, 2007; HOBBS et al., 2011).

- **Interdisciplinaridade e transdisciplinaridade e sua contribuição para a garantir os processos ecológicos de suporte**

A modelagem da Infraestrutura Verde para garantir os processos ecológicos de suporte na paisagem demandam abordagens interdisciplinaridades e transdisciplinares, que envolvem uma gama de especialistas agregados durante o

processo de planejamento da paisagem. Tal quadro impõe uma mudança de atuação dos profissionais ligados à ecologia, biologia, restauração, geociências e conservação ambiental que passam a desenvolver papel mais ativo na modelagem de políticas setoriais, responsáveis pelo embasamento técnico e científico das propostas de intervenção no território (PASGAARD et al., 2017).

Assim, observa-se a expansão de abordagens interdisciplinares e, em decorrência, certo consenso sobre os avanços relativos às funções e estruturas ecossistêmicas, bem como da dependência humana sobre o capital natural e dos benefícios decorrentes dos serviços ecossistêmicos (JACOBS et al., 2015; PASGAARD et al., 2017). Contudo ainda há muito a integrar na consolidação de uma práxis que assertivamente incorpore a operacionalização e integração de serviços ecossistêmicos nas cidades por meio do planejamento e projeto da infraestrutura verde. Esse é um campo ainda em consolidação, com correntes por vezes mais concentradas nas configurações de sistemas biofísicos (TEEB, 2011; OLIVEIRA, 2017; FIREHOCK; WALKER, 2019); outras, na articulação desses com sistemas tecnológicos (BÉLANGER, 2017; BONZI, 2017; MENEGUETTI, 2017; PELLEGRINO, 2017), com diferentes graus de hibridismo nas abordagens (PELLEGRINO, 2017; SANT'ANNA, 2020).

As abordagens nesse sentido ainda são intuitivas, apesar do consenso do papel da infraestrutura verde multifuncional como ferramenta de planejamento e projeto. Não se conta ainda com a produção e consolidação de dados empíricos, ferramentas e princípios para orientação, monitoramento e avaliação de planos e projetos a partir da proteção, promoção e integração dos serviços ecossistêmicos na paisagem. Essa carência decorre de diversas fontes, afetas à escassez de dados e testes, variações de demanda, avaliação de possíveis conflitos entre serviços ecossistêmicos, ou mesmo o enviesamento de argumentos (LOVELL; TAYLOR, 2013; JACOBS et al., 2015; SANT'ANNA, 2020).

Essa demanda consolida a necessidade de abordagens de planejamento da paisagem transdisciplinares, por meio da cooperação entre cientistas, profissionais de planejamento e usuários, na busca por soluções a um problema comum. Para tanto, Ahern, Cilliers e Niemela (2014) ressaltam que o planejamento das infraestruturas verdes no território deve incorporar inovações no planejamento e desenho urbano, incluindo diretrizes experimentais de projeto, conjuntos a protocolos de monitoramento e avaliação.

Por sua vez, as informações e diretrizes decorrentes das práticas desenvolvidas necessitam de sistematização de forma a subsidiar intervenções em infraestruturas verdes multifuncionais e integradas, sobretudo a escalas mais amplas (SCOTT et al., 2016; SANT'ANNA, 2020). Tal perspectiva leva a investigação da relação entre governança territorial, participação social e infraestruturas verdes – essenciais para uma abordagem transdisciplinar do planejamento da paisagem a partir da provisão de serviços ecossistêmicos.

- **Governança territorial e participação social**

Um dos desafios contemporâneos para o planejamento da paisagem envolve a integração dos diversos aspectos e escalas relacionados aos imperativos ambientais e como eles poderiam reconfigurar teorias e práticas de planejamento enfatizando questões como incertezas, riscos, vulnerabilidade e governança adaptativa (SCOTT et al., 2016).

É justamente essa capacidade de identificação e resposta a novas e irresolutas vulnerabilidades (ZAID; PELLING, 2013) que caracteriza ou instrumentaliza um sistema de governança resiliente ou adaptativo, um dos principais desafios para o planejamento e projeto da infraestrutura verde. Tal demanda torna cada vez mais necessário lidar não somente com a incorporação das dinâmicas e transformações ecossistêmicas, nas políticas de governança do território, como também com os riscos e graus de incerteza próprios do planejamento de um território mais resiliente e adaptativo (PERRING et al., 2013; STEAD, 2013).

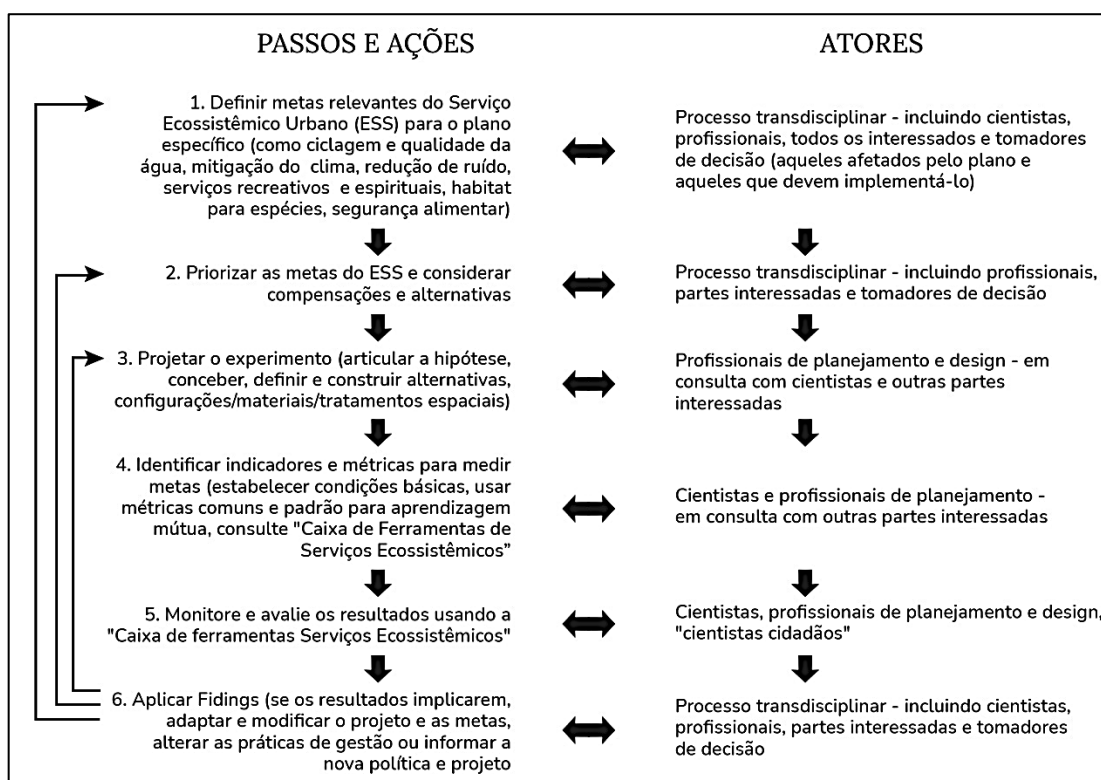
Contudo a efetividade de um sistema de governança adaptativo deve ser ancorada na participação social, no planejamento e projeto da infraestrutura verde, com o desenvolvimento de ferramentas que estabeleçam, junto às populações, o nexo entre os problemas enfrentados em decorrência das ocupações humanas e as soluções e benefícios oriundos de uma rede articulada de infraestruturas verdes. Demanda-se uma nova forma de planejar, propor e gerir o território, em um processo colaborativo amplo entre especialistas, agentes de mercado e comunidades, com foco na participação social, apoiada intersetorial, interdisciplinar e transdisciplinarmente (OLIVEIRA, 2005; VIEGAS, 2005; FIREHOCK, 2012; SANT'ANNA, 2020).

O desafio se encontra na proposição de um modelo de governança territorial transdisciplinar que não somente envolva todas as diversas partes interessadas, como

também ajuste constantemente as fases de planejamento e projeto. Essa abordagem possibilita adaptar as intervenções na paisagem, ao longo do tempo, conforme imperativos de difícil previsão, como os de ordem ambiental.

A Figura 38 apresenta um esboço para planejamento e projetos adaptativos, no qual projetos experimentais são integrados e operacionalizados nos processos de governança. Há o constante envolvimento dos atores, atentando para a etapa 6, a qual pressupõe a aplicação dos achados do monitoramento (5), para reavaliar metas relacionadas aos serviços ecossistêmicos adotados (1), sua priorização (2) e propostas de intervenção.

Figura 38 – Modelo de planejamento e projeto adaptativo, com as respectivas fases e atores a serem envolvidos



Fonte: Adaptada de Ahern, Cilliers e Niemela (2014, p. 256) por Priscila Schiavo.

Contudo, apesar de os planejamentos e projetos adaptativos configurarem uma frente promissora para formas de governança territorial, observa-se, no modelo supracitado, a ausência de uma etapa relacionada aos processos ecológicos de suporte. Envolve um olhar biomimético, que observe os fluxos dos processos ecológicos de suporte nos ecossistemas, visando à concepção de soluções em

infraestrutura verde baseadas nos processos naturais (AHERN; CILLIERS; NIEMELA, 2014; SCOTT et al., 2016).

Desse diálogo é possível identificar e valorizar os processos ecológicos de suporte no planejamento e projeto da infraestrutura verde de forma a comunicar às populações os benefícios ao bem-estar humanos decorrentes, passo inicial para a valoração dos serviços ecossistêmicos (BÉLANGER, 2017; SANT'ANNA, 2020). Contudo ainda há que se aprofundar, não só na espacialização de soluções em escala (SCOTT et al., 2016), bem como na proposição e planejamento de uma rede de infraestruturas verdes, ao longo do mosaico territorial, que considere diversas dinâmicas afetas àqueles processos.

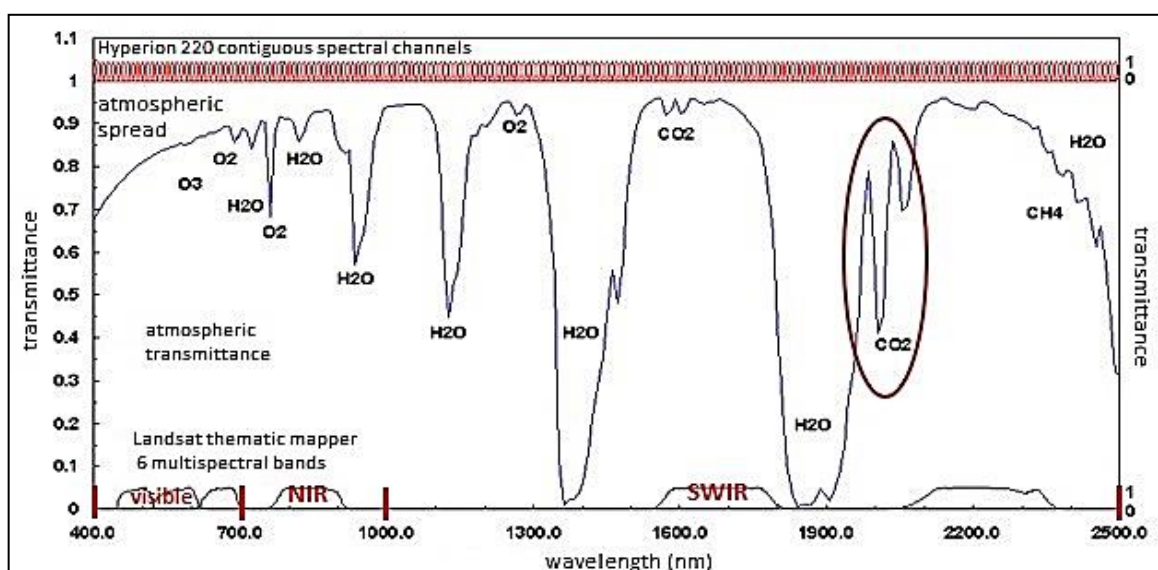
3.2 SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO AO PLANEJAMENTO DA PAISAGEM A PARTIR DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE

O que alinha o arranjo disciplinar do sensoriamento remoto com os objetivos desta pesquisa é a possibilidade de gerar análises complexas a partir de imagens da superfície terrestre. Isso é possível pela interação entre a energia eletromagnética e a matéria, por meio de sensores instalados em fontes sem contato direto com o alvo, como satélites, radares ou mesmo drones (MENESES; ALMEIDA; BAPTISTA, 2019). Conforme variam os alvos, varia a medida da troca de energia resultante dessa interação, o que possibilita a identificação de diferentes materiais terrestres (solos, corpos d'água, edificações, rochas, vegetação) e suas propriedades (MENESES; MADEIRA NETTO, 2001). Assim, para cada pixel da imagem gerada pelo sensor haverá um espectro medido de energia eletromagnética, que chega ao sensor com um valor numérico específico, relativo às assinaturas eletromagnéticas dos materiais existentes na cena. Essa gama de possibilidades de análise configura o potencial do Sensoriamento Remoto como ferramenta de apoio ao planejamento do território. Também permite a realização de diversos diagnósticos em variadas escalas espaciais e temporais a custos relativamente pequenos: diversas imagens de satélites cobrem a superfície terrestre como um todo, disponibilizadas em bases gratuitas como a United States Geological Survey (USGS) e a European Space Agency (ESA), entre outras (USGS, 2020; ESA, 2022).

Essas análises baseiam-se em diferentes propriedades da radiação eletromagnética, sendo a luz solar a mais notória ao ser humano, que pode ser

dividida em faixas (ou intervalos) espectrais de transparência atmosférica. A luz solar possui três intervalos perceptíveis aos sensores: a faixa do visível (entre 450 e 760 nm), que compreende as bandas do azul, verde e vermelho; a faixa do infravermelho próximo ou *Near Infrared* (NIR) (entre 760 e 910 nm); e a faixa do infravermelho de ondas curtas ou *Short-Wave Infrared* (SWIR) (entre 1.190 e 1.340 nm e entre 1.550 e 2.500 nm) (Gráfico 2). (BAPTISTA, 2019; MENESES; ALMEIDA; BAPTISTA, 2019).

Gráfico 2 – Comparação entre as transmitâncias espectrais dos gases com destaque para o dióxido de carbono atmosférico



Fonte: Adaptado de Green (2021) por Amaral, Baptista e Bezerra (2020, p. 486).

Em cada banda do espectro, há valores específicos, conforme os materiais que configuram a superfície analisada. Tais valores são utilizados em expressões matemáticas das quais resultam índices espectrais, que possibilitam diagnosticar as características dos materiais encontrados na cena. Por exemplo, tornam possível a identificação de classes de vegetação, bem como análises estruturais (percentual de cobertura verde, biomassa verde e seca (IAF e FAPAR²¹), bioquímicas (água, lignina, celulose e pigmentos, clorofila, carotenoides e antocianinas) e fisiológicas (estresses relativos a deficiências de água e nutrientes) (BAPTISTA, 2019; MENESES; ALMEIDA; BAPTISTA, 2019).

²¹ IAF = Índice de Área Foliar; FAPAR = Fração da Radiação Absorvida pela Vegetação Fotossinteticamente Ativa.

Por vez, as possibilidades de análise das superfícies aumentam conforme a quantidade de bandas comportadas pelo sensor nos intervalos espectrais. Esse é o caso dos índices vinculados à vegetação, que melhoram exponencialmente quando os dados espectrais são obtidos por sensores hiperespectrais, com centenas de bandas, como o Hyperion (222 bandas), em intervalos finos de comprimento de onda, fornecendo uma diversidade de informações sobre a vegetação e seu desempenho. Isso ocorre porque tais sensores possibilitam análises da faixa espectral do SWIR relacionada com a lignina e celulose, o que, por exemplo, aumenta exponencialmente as possibilidades de obtenção de índices de vegetação. Em decorrência, é possível identificar as principais feições espectrais que permitem avaliar a dinâmica fotossintética, bem como os conteúdos de dióxido de carbono atmosféricos (BONAM, 2008; MENESES; ALMEIDA; BAPTISTA, 2019).

Cabe ressaltar que ainda é preponderante a quantidade de satélites com sensores multiespectrais. Diferentemente dos hiperespectrais, esses sensores abarcam um número de bandas menor, normalmente entre a faixa do visível e o NIR, com larguras de bandas maiores (menos detalhadas). Porém satélites com sensores multiespectrais possuem grande aplicabilidade, sobretudo considerando que, ao cobrir a integridade da superfície terrestre, em intervalos de tempo relativamente curtos, podem ser essenciais para o planejamento e gestão da paisagem, como o monitoramento das mudanças de uso e ocupação do solo.

Por sua vez, certas variáveis, obtidas por meio de Sensoriamento Remoto, mostram-se aptas à investigação do grau de instalação dos processos ecológicos de suporte na paisagem, entre elas as concentrações de dióxido de carbono na atmosfera, as concentrações de água e de nitrogênio nas folhas, a senescência da vegetação, a intensidade e eficácia fotossintética da vegetação, que podem ser expressas em fluxo de carbono e umidade dos solos (RAHMAN et al., 2001; BAPTISTA, 2004; MENESES; ALMEIDA; BAPTISTA, 2019; AMARAL; BAPTISTA; BEZERRA, 2020), entre outros. Assim, fluxo de carbono e umidade dos solos configuram-se como indicadores capazes de informar de modo preciso a funcionalidade dos processos ecológicos de suporte, daí seus potenciais reflexos sobre serviços ecossistêmicos (RAHMAN et al., 2001; BAPTISTA, 2004; AMARAL; COSTA; MUZZI, 2017; MENESES; ALMEIDA; BAPTISTA, 2019; AMARAL; BAPTISTA; BEZERRA, 2020), bem como subsidiar proposições de metas de preservação e proteção, e as intervenções a serem propostas ao longo do tempo.

(HOBBS, 2007; HOBS et al., 2011), contrapostas às sinergias ou conflitos (*trade-offs*) decorrentes do uso e ocupação do solo (AHERN; CILLIERS; NIEMELA, 2014).

Entre os índices espectrais supracitados um dos mais notórios é o índice de vegetação por diferença normalizadas ou *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI). O NDVI é um índice multiespectral significativamente relacionado com o processo ecológico fotossíntese. Proposto por Rouse et al. (1974), é obtido pela diferença normalizada da relação entre o pico de reflectância do NIR (em torno de 800 nm) e a profundidade da feição da absorção da clorofila na região do vermelho (em torno de 650 nm). Em decorrência, esse índice revela sensibilidade às variações de biomassa verde, clorofila e água na planta, cujos valores obtidos apresentam uma amplitude entre 1 e -1. Os valores positivos indicam alvos com cobertura vegetal densa e verde (e.g. matas de galeria, florestas nativas ou urbanas, áreas agrícolas irrigadas com pico de crescimento vegetativo) e os negativos, alvos sem cobertura vegetal e formações florestais diversas. (BAPTISTA, 2019; MENESES; ALMEIDA; BAPTISTA, 2019).

Outro índice multiespectral que merece destaque para o estudo dos processos ecológicos de suporte é o Índice de Reflectância Fotoquímica, ou *Photochemical Reflectance Index* (PRI), calculado pela diferença normalizada da relação entre o pico de reflectância do verde (em torno de 550 nm) e a profundidade da feição da absorção da clorofila na região do azul (em torno de 450 nm). O PRI é relacionado à eficácia do uso da luz pela vegetação na fotossíntese, à produção de biomassa pela vegetação e ao estresse da planta em relação à privação de água nos ecossistemas (RAHMAN et al., 2001; HE et al., 2016; MENESES; ALMEIDA; BAPTISTA, 2019). Além disso pode ser utilizado como *proxy* para detectar a presença de umidade do solo, transportada para as folhas na fotossíntese (HE et al., 2016), ligando esse processo ecológico de suporte ao de formação dos solos e ciclo de nutrientes.

Assim, tanto o NDVI e o PRI, quanto as demais variáveis supracitadas fornecem diversas perspectivas para avaliar a implantação dos processos ecológicos de suporte e subsidiar o planejamento e projeto da infraestrutura na paisagem, em suas diversas escalas. De antemão, todas podem ter seus resultados parametrizados, possibilitando a avaliação da correlação (coeficiente de Spearman) entre as variáveis estudadas (SERRA, 2006; SIEGAL; CASTELLAN JR., 2006) e a análise de componentes principais, visando a identificar parâmetros que explicam a implantação dos processos ecológicos de suporte (SERRA, 2006).

Uma opção para a leitura das funções ecológicas na paisagem seria por meio da escolha de índices multiespectrais, significativamente correlacionados com índices hiperespectrais, que explicitem, de forma análoga, os processos ecológicos de suporte. Destacam-se, assim, levantamentos que possam refletir a eficácia fotossintética da vegetação, pois tais índices expressam reflexos sobre todos os processos ecológicos de suporte. O planejamento de projeto da matriz ecológica, a partir dessa perspectiva, possibilita assertivas modificações na paisagem, que, ao longo do tempo, podem tanto restaurar como promover diversos serviços ecossistêmicos, além de operacionalizar a adoção de áreas de referência e o traçado de metas objetivas de restauração (HOBBS; HARRIS, 2001).

Dentre os índices supracitados destacam-se para esta pesquisa o ICO_2 , o CO_2flux e o TWI. Por um lado, o índice hiperespectral ICO_2 permite a medição da quantidade de dióxido de carbono na coluna de ar sobre o território, que, associado à presença ou ausência de vegetação, pode explicitar áreas com integridade ecológica ou com demandas por recuperação ambiental. Já o índice multiespectral CO_2flux , ao integrar o NDVI com o PRI, possibilita avaliar a eficácia fotossintética da vegetação e o fluxo de carbono na paisagem (explica cerca de 96% da atividade fotossintética) (RAHMAN et al., 2001; MENESES; ALMEIDA; BAPTISTA, 2019). Uma avaliação conjunta do ICO_2 com o CO_2flux pode ratificar os achados decorrentes da aplicação do ICO_2 no território, ofertando indícios não somente para a utilização daquele índice como *proxy* da presença de processos ecológicos de suporte, como também de identificação de áreas com maior ou menor integridade ecológica ao longo da matriz territorial, por se tratar de um índice multiespectral, aplicável na integridade do território em diversos períodos de tempo e com regularidade de monitoramento. Por sua vez, a integração do *Topographic Wetness Index* (TWI), relacionado à influência da topografia nos processos hidrológicos, ao CO_2flux é essencial à identificação das demandas territoriais de recuperação ecológica. Isso se dá pela dependência dos processos ecológicos de suporte expressos pelo CO_2flux com a presença de umidade no solo (KOPECKÝ; MACEK; WILD, 2020), resultando em uma opção de *design*, configurada a partir das tendências de fluxo e acumulação das águas na paisagem.

Nesse sentido, embora tais índices não meçam diretamente processos ecológicos de suporte como a formação de solos, o ciclo de nutrientes e a produção líquida de biomassa, configuram *proxies* desses processos, previamente validados (RAHMAN et al., 2001; BAPTISTA, 2004; SILVA; BAPTISTA, 2015a; SANTOS, 2017;

AMARAL; BAPTISTA; BEZERRA, 2020; KOPECKÝ; MACEK; WILD, 2020; LI et al., 2020), o que viabiliza sua utilização para estudos territoriais. Em conjunto, explicam indiretamente o aporte de energia, carbono, nutrientes, água e biomassa na paisagem (BONAM, 2008; COSTANZA et al., 2017; MENESES; ALMEIDA; BAPTISTA, 2019), elementos essenciais à integridade ecológica e aos processos ecológicos de suporte e à presença de funções e serviços ecossistêmicos.

A partir das pesquisas realizadas se propõe, como suporte a futuros estudos com foco nos processos ecológicos, as relações entre as variáveis que se podem obter direta ou indiretamente (proxy) por meio dos índices espectrais. Cada uma delas influencia, conforme sua natureza, determinados processos ecológicos de suporte, sendo assim aptas para o andamento dos estudos demandados para o alcance dos objetivos desta tese.

No Quadro 3 ainda é possível verificar, de forma sintética, o que cada sensor pode informar e qual variável obter por meio de sensor multiespectral ou hiperespectral.

Quadro 3 – Variáveis para avaliação funcional da paisagem, conforme os índices espectrais relacionados, os processos ecológicos de suporte e o tipo de sensor necessário

VARIÁVEIS	ÍNDICE ESPECTRAL RELACIONADO	PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE ASSOCIADOS	TIPO DE SENSOR
1. Concentração de CO₂ na coluna de ar atmosférica	ICO ₂	Ciclo de nutrientes: possibilita estudar a absorção de dióxido de carbono na coluna de ar atmosférico a ser integrada em tecido vegetal. Fotossíntese: possibilita estudar a eficiência da vegetação na diminuição das concentrações de dióxido de carbono atmosférico.	Hiperespectral
2. Fluxo de carbono na vegetação (associado à eficácia fotossintética)	<ul style="list-style-type: none"> • NDVI (<i>normalized difference vegetation index</i>) • EVI (<i>enhanced vegetation index</i>) • PRI (<i>photochemical reflectance index</i>) 	Ciclo de nutrientes: expressa transporte de nutrientes e água, com reflexos na eficácia fotossintética e implantação do ciclo biológico de carbono e nutrientes. Fotossíntese: indica atividade fotossintética da vegetação e o grau de integridade dos demais processos ecológicos de suporte.	Multiespectral

VARIÁVEIS	ÍNDICE ESPECTRAL RELACIONADO	PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE ASSOCIADOS	TIPO DE SENSOR
	<ul style="list-style-type: none"> • CO₂flux (<i>carbon flux</i>) 	Formação dos solos: expressa a absorção de biomassa pelo solo.	
3. Concentração de água ou umidade na vegetação	<ul style="list-style-type: none"> • WI (<i>water index</i>) • NDWI (<i>normalized difference water index</i>) • PRI (<i>photochemical reflectance index</i>) 	<p>Ciclo de nutrientes: expressa o transporte de nutrientes e de água a partir do solo, com reflexos no desenvolvimento da vegetação e a absorção de dióxido de carbono atmosférico.</p> <p>Fotossíntese: influencia a atividade fotossintética, em decorrência da presença de água na vegetação e a regulação térmica a partir da evapotranspiração.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Hiperespectral (WI e NDWI) • Multiespectral (PRI)
4. Concentração de nitrogênio nas folhas	NDNI (<i>normalized difference nitrogen index</i>)	<p>Ciclo de nutrientes: possibilita estudar a produtividade da vegetação, por meio da absorção do nitrogênio do solo, da presença de plantas leguminosas e da constituição da rizosfera.</p> <p>Fotossíntese: as concentrações de nitrogênio na folha são diretamente associadas à eficácia fotossintética.</p> <p>Formação dos solos: expressa a fertilidade do solo em decorrência da absorção de biomassa rica em nitrogênio.</p>	Hiperespectral
5. Concentração de lignina na vegetação	NDNI (<i>normalized difference lignin index</i>)	<p>Ciclo de nutrientes: indica o grau de instalação do ciclo biológico de carbono e a disponibilidade de nutrientes decorrentes da formação de matéria humificada mais complexa (ácidos húmicos).</p> <p>Fotossíntese: influencia a eficácia fotossintética pela disponibilidade de nutrientes decorrentes da formação de matéria humificada mais complexa (ácidos húmicos)</p> <p>Formação dos solos: maiores concentrações de lignina na biomassa a ser absorvida no solo afetando positivamente a porosidade, a biodiversidade e a umidade do solo</p>	Hiperespectral
6. Senescência da vegetação	PSRI (<i>plant senescence reflectance index</i>) RSVI (<i>red-edge vegetation stress index</i>)	<p>Formação do solo: possibilita verificar áreas com risco de queimada, em função da ausência de água na vegetação.</p> <p>Ciclo de nutrientes: possibilita estudar a diminuição do ciclo de nutrientes decorrente da</p>	Hiperespectral

VARIÁVEIS	ÍNDICE ESPECTRAL RELACIONADO	PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE ASSOCIADOS	TIPO DE SENSOR
		diminuição dos teores de água na vegetação. Fotossíntese: possibilita estudar a diminuição da atividade fotossintética decorrente do envelhecimento da vegetação, conforme a fitofisionomia estudada.	
7. Umidade do solo	<ul style="list-style-type: none"> • TWI (<i>topographic wetness index</i>) • PRI (<i>photochemical reflectance index</i>) 	<p>Formação do solo: expressa indiretamente a umidade do solo, com impactos sobre a fertilidade, biodiversidade e porosidade dos solos.</p> <p>Fotossíntese: influencia a fotossíntese em decorrência da disponibilidade de água no solo a ser transportada até a folha durante a atividade fotossintética e, da influência da biodiversidade abaixo do solo.</p> <p>Ciclo de nutrientes: influencia o processo de degradação de biomassa e a diversidade de nutrientes disponibilizados pela biodiversidade abaixo do solo</p>	Multiespectral

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

3.3 GEODESIGN APLICADO AO PLANEJAMENTO REGIONAL DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE

Uma das questões mais relevantes sobre os planos e projetos da paisagem a partir da consideração dos processos ecológicos de suporte é como superar abordagens que só considerem a proposição do aumento quantitativo das manchas arborizadas. Essa tendência pode mascarar as condições necessárias para que essa vegetação possa promover os serviços ecossistêmicos demandados, que devem levar em conta as necessidades de aumento da resiliência territorial em suas diversas escalas. Cabe, contudo, considerar que os benefícios (serviços ecossistêmicos) decorrentes do cumprimento dessas demandas, dificilmente se alcançam com o aumento não planejado do quantitativo de árvores no território.

Por um lado, é certo considerar que, para potencializar a instalação de processos ecológicos de suporte (e.g. ciclo de nutrientes e reabsorção de biomassa arbórea pelo solo) ao longo das diversas formas de ocupação territorial, a vegetação constitui uma forma de aumentar funções ecológicas, como a permeabilidade dos

solos e a evapotranspiração da vegetação. Por outro lado, mesmo que tais funções sejam associadas diretamente a vários benefícios em termos de serviços ecossistêmicos às ocupações urbanas (e.g. controle de alagamentos e a diminuição das temperaturas nas cidades), esse raciocínio não deve levar a uma visão tão imediatista do provimento de serviços ecossistêmicos pela vegetação.

O potencial da consideração desses processos ecológicos de suporte na paisagem leva a reflexões sobre quais *designs* seriam mais propícios para melhor aproveitar os benefícios decorrentes de sua consideração no planejamento e projeto da paisagem em suas diversas escalas. Essa perspectiva conduz a questões cujas respostas ainda estão em construção na contemporaneidade. Como projetar e planejar considerando o equilíbrio entre sistemas biofísicos e construídos? Aproveitamos a potência dos sistemas biofísicos, mesmo quando propomos soluções em infraestrutura verde? Como incorporar na nossa atuação profissional as complexidades necessárias para o que McHarg em 1969 propôs na obra *Design with Nature*?

Cabe nesse sentido ressaltar que, apesar de os arranjos disciplinares aqui referidos possuírem forte potencial para responder parte dessas questões, por si sós eles não remetem de forma direta a necessária articulação entre o tratamento ambiental e urbanístico da paisagem. Assim, tem-se a convicção de que a pesquisa aponta para estudos essenciais ao conhecimento dos processos ecológicos e de como integrá-los em camadas de informações para o alcance de metas e objetivos definidos para o que se deseja para uma determinada paisagem. Dessa forma, cientes que se trata de um processo de tomada de decisão, necessitam-se de ferramentas de apoio a decisões que deem transparência ao caminho adotado e ainda que possibilitem aos vários agentes participarem da decisão. Uma ferramenta dessa natureza permitirá que se atue com ações de restauração e transformabilidade ecológica promovendo resiliência e bem-estar às populações, ao mesmo tempo que possibilita o envolvimento de todos nos planos e projetos a serem desenvolvidos (MOURA; FREITAS, 2020).

Na prática da maioria dos processos de planejamento adotados, os diagnósticos e estudos de conhecimento da área ocorrem em um processo de planejamento *top-down*, cuja participação popular, quando muito, ocorre ao final das propostas por meio de audiências públicas, limitadas à leitura e aprovação do que foi produzido. Em decorrência desse processo, esse planejamento normalmente falha,

ou por não capturar as demandas reais da população, ou por não contar, na implantação, com o real envolvimento daqueles que deveriam ser os beneficiários (MOURA; MORAIS; MELLO, 2022).

Nesse sentido, a pesquisa se debruçou sobre os estudos realizados com o aporte do Geodesign, ferramenta de apoio à discussão qualificada de especialistas e comunidade, que, valendo-se de camadas complexas de informações de diagnósticos, promove um processo decisório que se configura em um *design* (propostas espacializadas), e assim tem procurado respostas às questões acima abordadas (STEINITZ, 2012). Em suma, envolve planejar e projetar para e com o território, articulando as muitas informações de diferentes campos disciplinares de forma organizada e espacializada, levando a um processo decisório em que vários agentes podem configurar um *design* de forma síncrona.

Cabe ressaltar que esse enfoque de planejamento da paisagem encontra suas origens em décadas de experimentação e aprimoramento, sobretudo por especialistas em arquitetura da paisagem, desde o trabalho de Ian McHarg em *Design with Nature* (MCHARG, 1969). Sua abordagem interdisciplinar sobre a paisagem e as bacias hidrográficas, associada às discussões com as populações e atores envolvidos (MCHARG, 1969; SANT'ANNA, 2020), foi seminal para o desenvolvimento das metodologias em Geodesign (MOURA; FREITAS, 2020). Sem dúvidas, um dos avanços metodológicos mais notórios foi o desenvolvimento das tecnologias de geoinformação, que antes se limitavam à caracterização e análise espacial, pois passa a possibilitar o uso dessas tecnologias, na fase propositiva, em processo de planejamento em cocriação de cenários futuros. Esta pesquisa destaca, dentre as ferramentas de geodesign com base na Web, o GeodesignHub²² e a Plataforma Brasileira de Geodesign-GISColab²³. Cabe ressaltar que tais ferramentas, apesar de visarem o mesmo fim, possuem frameworks de trabalho diferenciados a serem abordados a seguir.

O Geodesign Hub estrutura-se principalmente, a partir do trabalho de Steinitz (2012), cujas abordagens possibilitaram a estruturação de um *framework* de trabalho

²² A plataforma GeodesignHub, desenvolvida por Ballal, sob orientação Steinitz (Ballal, 2015).

²³ A plataforma GISColab foi inicialmente desenvolvida como instrumento de IDE (Infraestrutura de Dados Espaciais) pela empresa GE21 Geotecnologias e foi adaptada através de *scripts* e processos para dar suporte ao Geodesign por Moura e Freitas (2020).

em Geodesign que, essencialmente, busca meios inclusivos para soluções de problemas de projeto espacial com o uso de tecnologias. Em um enfoque mais pragmático, configura-se em uma metodologia sistemática de planejamento territorial baseada em ferramentas de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), sensoriamento remoto, além de novas opções tecnológicas, em constante desenvolvimento por pesquisadores no tema (FONSECA; RIBAS; MOURA, 2016).

Porém essa metodologia possui uma dimensão híbrida, que, segundo Steinitz (2012), envolve a arte de um *design* futuro, com o suporte integrado do conhecimento do presente e do passado proporcionado pelas ciências geográficas. Essa dimensão híbrida, por sua vez, possibilita uma postura reinterpretativa da realidade, abrindo espaços para a criatividade e inovações, considerando peculiaridades da paisagem que levarão à tomada de decisões.

Isso implica, conforme Moore (2017), que, uma vez consciente do que se deseja fazer, o *design* já se inicia no processo de diagnóstico, configurado como um processo intermediário, modelado pelas perspectivas dos resultados almejados. Por exemplo, esta pesquisa, ao considerar os aportes das disciplinas supracitadas, possibilita que camadas afetas aos processos ecológicos de suporte, sobretudo relacionadas aos fluxos de carbono nas áreas vegetadas, bem com às métricas da paisagem, sejam consideradas juntamente com os levantamentos de suporte e cobertura territorial e levem a propostas de *design* por elas configuradas, e, por isso mesmo, menos neutras.

Assim, apesar de os dados serem os mesmos, ao serem acessados por diferentes agentes sociais, com formações técnicas e condições socioeconômicas e culturais diversas, existirão sempre interpretações e objetivos diferenciados sobre o que se espera da realidade, perdendo-se assim o propalado foco na neutralidade, que a maioria dos processos de planejamento advogam. Na proposição de um *design* não há uma verdade absoluta: novas verdades estão sempre surgindo, sendo flexibilizadas ou transformadas pelos agentes sociais. Observa-se, assim, a importância do compartilhamento de experiências e pontos de vista diversos sobre a paisagem, cuja construção colaborativa, torna-se mais eficaz na apresentação de soluções de *design*, mais assertivas e aderentes à realidade almejada (MOORE, 2017).

Essas questões, sempre presentes nas críticas aos processos tradicionais de planejamento, são enfrentadas pela metodologia de Geodesign, cujo processo

permite a cocriação de futuros alternativos, para áreas com interesses diversos, por meio das negociações facilitadas pela visualização geográfica. Para tanto é essencial a perspectiva de diferentes atores sociais por meio de dinâmicas conduzidas por um facilitador.

Retomando Steinitz (2012), é importante o envolvimento de quatro grupos de agentes, para um processo de Geodesign bem-sucedido: pessoas do lugar, profissionais de projeto do ambiente, das ciências geográficas e das tecnologias de informação. As pessoas do lugar apontam as demandas para o território, revisam e deliberam sobre as decisões finais necessárias. Os demais grupos devem trabalhar em cooperação, na busca de soluções para as questões levantadas, de forma que o uso inteligente das tecnologias (próprio dos tecnólogos) propicie o entendimento e modelagem do ambiente, bem como a compreensão do passado e do presente (afeto às ciências geográficas), permitindo reinterpretar a paisagem pelo que ela poderá ser, em perspectivas diferenciadas de desenvolvimento e futuro (com o apoio dos projetistas). Dessa forma, em processo de *co-design*, é possível acordar os conflitos entre as partes, levando a visões de futuro consensuadas (STEINITZ, 2012).

Como parte dos processos de planejamento, deve-se definir a escala territorial a ser adotada, se global, regional ou local, o que por sua vez condiciona o nível de intervenções. A escala global envolve princípios gerais baseados em leis e tratados internacionais, cujo escopo é principalmente afeto às ciências naturais e à compreensão das mudanças e como proceder para estabilizá-las (e.g. mudanças climáticas, preservação da biodiversidade). Já a escala local envolve uma gama extensa de situações específicas, com diversos pontos de vista, decorrentes de atores do lugar, o que destaca essa escala de intervenção como a mais propícia a inovações. Por sua vez, a escala regional, geralmente centrada em bacias hidrográficas e áreas urbanas extensas como cidades e regiões metropolitanas, demanda uma equipe colaborativa formada por cientistas físicos, ecológicos e sociais. Configura uma escala de trabalho na qual se deve buscar as dinâmicas de mudança, desistindo de controlá-las, objetivando a criação de consensos a partir das interações com as pessoas do lugar.

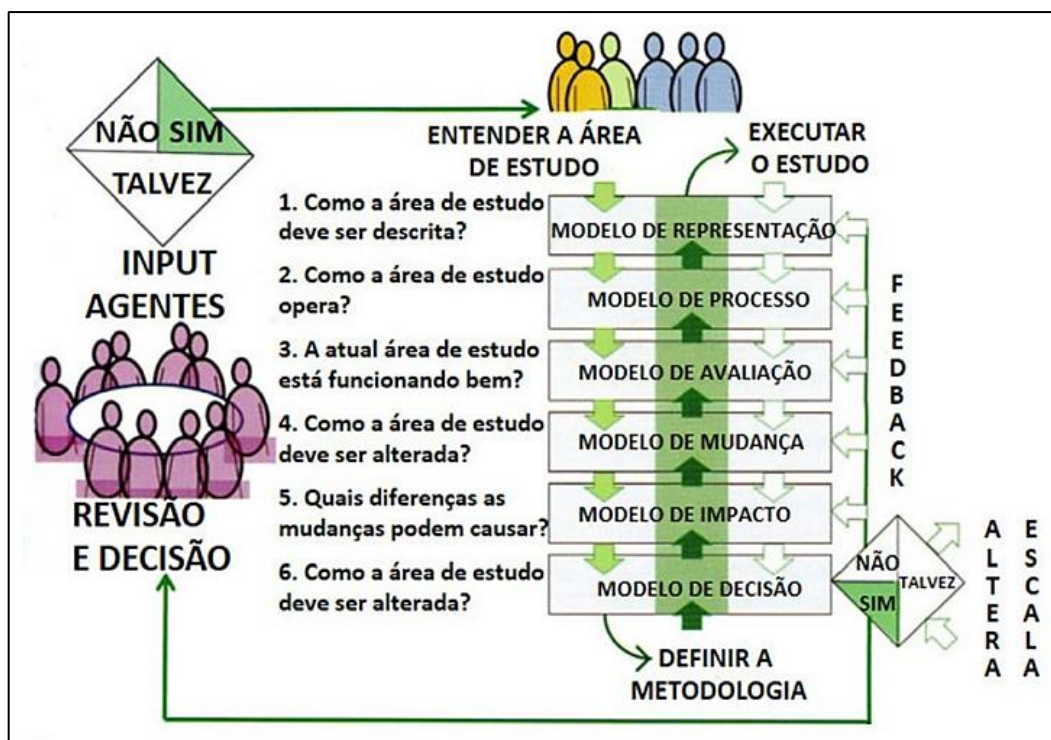
De acordo com Steinitz (2012), a escala regional, ao ser influenciada tanto por questões globais como locais, permite proposições com reflexos tanto em macro, quanto em microescala. Essa perspectiva, perante o agravamento e percepção das crises ambientais sobre o bem-estar humano, torna os trabalhos nessa escala cada

vez mais estratégicos, possibilitando mudanças geográficas. Em termos de abordagem, projetos em escala regional, como os das bacias hidrográficas, focam em estratégias de conservação, desenvolvimento e distribuição, agrupando táticas, questões de ordenamento territorial e como as propostas se relacionam com as demais.

Para o desenvolvimento dessa gama de intervenções no território, inclusive visando à minimização de riscos, o Geodesign aborda um *framework* metodológico que consiste em 3 iterações e 6 modelos (STEINITZ, 2012), de acordo com a Figura 39.

Os modelos são definidos conforme as seguintes categorias:

- **modelos de representação:** para apresentar os dados referentes à área de estudo;
- **modelos de processo:** para informar a distribuição espacial dos dados;
- **modelos de avaliação:** para avaliar as funcionalidades da área, definindo locais aptos a receberem projetos ou programas;
- **modelos de mudança:** para apresentar as ideias de projeto ou programas;
- **modelos de impacto:** para avaliar as consequências das propostas; e
- **modelos de decisão:** para se negociar com as partes interessadas uma proposta consensuada de *design*.

Figura 39 – *Framework* metodológico proposto por Steinitz

Fonte: Steinitz, tradução de Moura e Finelli (2016, p. 4).

As três iterações (Figura 39) buscam responder às questões, (i) “porque” estamos estudando a área, (ii) “como” podemos desenvolver o estudo de caso, e (iii,iv,v) “o que, onde e quando” podem ser propostos projetos e programas, considerando como as alterações demandadas pela área e os impactos (positivos e negativos) são acarretados pelas propostas, para então decidir (vi) “como” o local de estudo será alterado, quais procedimentos e processos serão utilizados (STEINITZ, 2012; MOURA; MORAIS; MELLO, 2022).

Cada iteração possui um propósito principal ao longo do processo de Geodesign. A primeira, centrada no “porque” o estudo está sendo realizado, tem como focos principais a compreensão da área geográfica e do escopo do estudo por um grupo de atores. Chega-se, nessa etapa, a uma primeira proposta de *design*, raramente sem demandas de ajustes. Por sua vez, a segunda objetiva responder “como” o estudo será executado. Essa iteração deve ser realizada em sentido reverso, a partir da última pergunta, de forma que o Geodesign passa a ser guiado pelas decisões tomadas na primeira iteração em vez dos dados produzidos anteriormente. Essa etapa é essencial para a revisão e definição da metodologia adotada, bem como para a avaliação do *design*. Nessa etapa pode se verificar, por exemplo, se um grupo

de atores deve ser integrado ao processo de Geodesign ou se o recorte da área de estudo está adequado.

Até as etapas anteriores, as iterações podem ser realizadas em grupos menores, com especialistas e alguns atores chave do lugar, sendo comum o ajuste da metodologia até esse momento (podem persistir erros e imprecisões). Por outro lado, a terceira iteração já pode ser destinada a estudo mais amplo, envolvendo um número maior de atores, representativos da realidade estudada, conforme a escala e a dimensão do estudo. Nessa iteração, o foco é nas questões “o que, onde e quando”. Destina-se à execução do estudo, quando o processo será novamente executado, ajustando-se o que for necessário, seja o grupo de atores, os modelos a serem apresentados ou as perguntas a serem feitas perante a revisão dos problemas. Nessa etapa, os dados voltam ao centro da discussão, mas consolidados de forma clara e representados em tecnologia apropriada, visando a uma linha de base para análise da área de estudo e dos impactos das modificações. O importante é deixar claro para os tomadores de decisão quais são as opções de *design* (projetos e programas) a serem avaliados. Por fim, chega-se, em princípio, ao *design* final, negociado entre as partes interessadas, *design* cujos modelos de mudança propostos possuem significativa importância (STEINITZ, 2012).

Tais mudanças configuram um aspecto essencial no planejamento da paisagem a se ter em conta, tanto nos aspectos sociais e naturais, quanto temporais (FORMAN, 1986). Por sua vez, o Geodesign, ao adotar em seu *framework* de trabalho uma etapa para a modelagem de modelos de mudança, estabelece um passo metodológico importante para a efetividade do planejamento de novos horizontes de desenvolvimento (STEINITZ, 2012). Essa perspectiva pode ser traçada, uma vez que são exatamente esses modelos de mudança que apontam as formas de planejar e projetar as escolhas metodológicas feitas na segunda iteração. Essas formas são essenciais durante o processo, pois consolidam o *design* pretendido no espaço geográfico em prol das mudanças desejadas.

Por sua vez, os modelos de mudança podem combinar duas modalidades estratégicas: ofensiva e defensiva. Na estratégia ofensiva foca-se no desenvolvimento, visando a características da paisagem atrativas, encaradas como oportunidade de mudança. Figuram entre elas áreas com alto valor cênico, potencial de desenvolvimento de atividades de lazer direto ou indireto, existência de eixos de transporte ou baixo custo da terra associado a alta rentabilidade. Já a estratégia

defensiva concentra-se na conservação, considerando as limitações e vulnerabilidades da área a mudanças, como a identificação de áreas com risco de erosão ou inundação. Porém as questões ficam mais complexas quando as áreas são tanto atrativas, quanto vulneráveis, demandando a articulação entre estratégias ofensivas e defensivas, as quais variam conforme a escala de trabalho.

Geralmente, na escala regional, as estratégias são tipicamente defensivas, porém podem ser articuladas de forma a permitir ações ofensivas conforme o plano ou projeto vai se detalhando, sempre considerando o equilíbrio entre decisões ofensivas de atratividade e defensivas de vulnerabilidade, risco e proteção (STEINITZ, 2012). De acordo com Moura, Morais e Melo (2022), os modelos de mudança podem ser obtidos pelo amplo estudo das potencialidades e fragilidades do espaço geográfico, somado ao registro dos pontos principais a serem considerados pelos atores no processo de Geodesign.

A aplicação ao planejamento da paisagem, objetivo da pesquisa, destaca-se mais uma vez, tendo em conta que, na concepção dos modelos de mudanças, podem ser articuladas estratégias e proteção e promoção da integridade ecológica e da resiliência territorial, por meio da proposição de uma rede regional de infraestruturas verdes. Modelos de mudança possuem grande afinidade com a promoção de ações de adaptação ou transformabilidade, que, por sua vez, podem ser tanto defensivas quanto ofensivas, conforme se avança no processo de Geodesign das intervenções em Infraestrutura Verde. Em relação à primeira, podem-se criar áreas de proteção integral reconhecendo e protegendo manchas e corredores de relevância ecológica existentes no território. Em relação à segunda, as margens de um rio podem ser revegetadas, corredores ecológicos podem ser criados ou ampliados, e o aumento da matriz de carbono territorial, calculado e valorado. Nessa abordagem, mudanças no mosaico territorial podem ser planejadas a partir da cooperação entre especialistas e pessoas do lugar, considerando a aptidão territorial para a implantação de processos ecológicos de suporte. Por sua vez, o *design* da rede de infraestruturas verdes regional resultante da última iteração pode se articular hibridamente com as ocupações territoriais, configurando infraestruturas da paisagem (BÉLANGER, 2017; PELLEGRINO, 2017), provendo e conectando serviços ecossistêmicos.

Contudo essas questões somente serão consideradas no processo de Geodesign se forem introduzidas no *framework* de trabalho para apreciação dos especialistas e atores do lugar, visando a sua integração na construção do modelo de

mudança. Adaptando o referenciado por Moore (2017), o Geodesign se inicia na configuração do diagnóstico, por meio da escolha dos aspectos a serem considerados e que conformarão o modelo de mudança. Dessa forma, mesmo que não se deva direcionar a interpretação coletiva e cooperada dos dados, a sua seleção constitui uma opção de abordagem do que deve ser considerado para a tomada de decisão; no caso da pesquisa, os aspectos identificados como sendo aqueles que garantem a integridade dos processos ecológicos de suporte.

Por outro lado, visando ao desenvolvimento de diagnósticos e à configuração de modelos de mudança mais adequados à complexidade dos estudos brasileiros, com amplas desigualdades socioespaciais, foi desenvolvida a plataforma brasileira de geodesign GISColab. Essa plataforma configura-se especialmente para a promoção de debates, com maior envolvimento dos participantes e suporte à tomada de decisões. Diferentemente do GeodesignHub, onde os participantes recebem mapas de avaliação previamente desenvolvidos, indicando somente a aptidão ou inaptidão da área a intervenções, a GISColab permite, além do acesso a uma gama de mapas, que podem ser orientados conforme o tema (eg. meio biótico, meio abiótico, estudos socioeconômicos), que os participantes possam trazer para o contexto dos estudos, novas informações complementares via web, inclusive se comunicando com outras bases de informação (princípio da interoperabilidade). Dessa forma, possibilita a proposição de um *mapset* de informações, para subsidiar o processo de tomada de decisões, agregando adaptabilidade ao decorrer do processo de geodesign. Por fim, outro recurso implantado foi a possibilidade de criação de scripts que possibilitam aferir os resultados parciais dos modelos propostos, de forma que os eventuais objetivos do processo de geodesign possam ser monitorados no decorrer das iterações (MOURA et al., 2022).

Para que as inovações propostas fossem aproveitadas satisfatoriamente, foi agregado ao GISColab um framework de trabalho consistente em 6 etapas. A primeira é o Enriquecimento de Leitura, no qual o participante consulta e sobrepõe os mapas alimentados na base, de forma a conhecer o território estudado, para em sequência, caso deseje, fazer anotações por meio de pontos, associados a alertas, destaques ou complementação de informações. Nesse sentido os usuários enriquecem o leque de informações disponibilizadas, em um processo colaborativo de leitura do território. A segunda etapa são os Diálogos de Criação de Ideias, na qual os participantes, preferencialmente organizados em grupos, espacializam as propostas usando os

recursos de desenho ofertados pela base. Preferencialmente, nessa fase, os participantes trabalham em grupo, organizados por setores da sociedade ou valores a serem considerados no processo, conforme os objetivos do workshop. Por sua vez, na terceira etapa participantes avaliam o conjunto de propostas formuladas por meio de comentários, elaborados em grupo ou individualmente. A quarta etapa consiste na verificação das metas à medida em que as propostas são desenhadas e salvas, por meio de scripts modelados ou disponibilizados conforme os objetivos do workshop. Os resultados podem ser apresentados em gráficos ou índices de mensuração, visando o suporte ao ajuste das propostas durante o workshop. A quinta etapa é a votação, na qual cada participante expressa, no sistema, sua concordância ou não com cada proposta, sendo nessa etapa essencial a qualidade das anotações realizadas na terceira etapa. Por fim, na sexta etapa, o coordenador realiza a apresentação dos resultados com o design consolidado pelo processo de votação. É possível ainda realizar mais uma rodada de discussões, avaliando ideias cujo percentual de votação foi inconclusivo, permitindo, se for necessário, o ajuste de propostas. Nas avaliações finais podem também ser avaliadas a qualidade das propostas vencedoras, conforme sua adequabilidade espacial, prioridade ou assertividade perante os objetivos do workshop. Para subsidiar essa última etapa podem ainda ser apresentados gráficos e números que permitam a reavaliação dos resultados (MOURA et al., 2022).

Em suma, ambas as bases propiciam, no planejamento e projeto de infraestruturas verdes regionais e integradas, a proposição de assertivos modelos de mudança, agregando, no processo, uma leitura sistêmica da paisagem nos aspectos: estrutural, funcional e temporal. A partir dessa leitura, explicitam-se elementos da paisagem que caracterizam não apenas as infraestruturas verdes regionais, com maior instalação dos processos ecológicos de suporte, como também as com desempenho intermediário e inferior. A avaliação desses elementos quanto ao seu desempenho em relação aos processos ecológicos deve identificar potenciais sinergias ou perdas (*trade-offs*), tanto entre processos ecológicos de suporte, quanto entre serviços ecossistêmicos (AHERN; CILLIERS; NIEMELA, 2014; FIREHOCK; WALKER, 2019; SANT'ANNA, 2020), que por sua vez orientarão o planejamento territorial e o uso e ocupação do solo. A partir desse estudo podem ser traçadas diretrizes para conservação, restauração, adaptação e transformação (FOLKE et al., 2010), visando ao aumento da resiliência territorial (FIREHOCK; WALKER, 2019).

Em síntese, até aqui tem-se como suporte para obtenção desses dados que ancoraram a tomada de decisão os arranjos disciplinares da Ecologia da Paisagem, da Ecologia da Restauração e da Infraestrutura da Paisagem, que, apoiados pelo Sensoriamento Remoto, complementam-se na elaboração de diagnósticos precisos para uma paisagem mais resiliente e que preserve seus serviços ecossistêmicos. Ao passo que a primeira aborda aspectos relacionados à estrutura, função e mudança das paisagens em suas diversas escalas, a segunda oferta técnicas para aferir, fomentar e monitorar o desempenho dessas funções, na estrutura, ao longo do tempo. Por sua vez a terceira estuda o enlace entre os sistemas biofísicos — de onde os processos ecológicos de suporte se originam — e os sistemas construídos, possibilitando a operacionalização de funções ecológicas, considerando o aspecto híbrido da paisagem contemporânea; e, por fim, a última, que fornece as variáveis necessárias para a operacionalização e monitoramento das estratégias de conservação, ampliação, criação ou aperfeiçoamento dos sistemas biofísicos e seus engates com os sistemas construídos.

A integração dessas escolas reforça a tendência contemporânea de buscar soluções de projeto e planejamento urbano por meio da apropriação tecnológica dos processos ecológicos de suporte na natureza e seus reflexos em serviços ecossistêmicos. Por sua vez, as ferramentas da Infraestrutura Verde apresentam um repertório assertivo de intervenções para inúmeras situações que se colocam pela necessidade de renaturalização das cidades, ao mesmo tempo que o Geodesign cria um ambiente propício para articular informações e tomadores de decisão de modo a compatibilizar ideias e visões de mundo diferentes.

Nesse sentido, após a finalização da revisão bibliográfica desta pesquisa, apresenta-se a seguir o estudo de caso, no qual as abordagens supracitadas serão consideradas na modelagem de uma infraestrutura verde regional para o Distrito Federal.

CAPÍTULO 4 – MENSURANDO OS PROCESSOS ECOLÓGICOS DO DISTRITO FEDERAL

Neste capítulo se adotarão as ferramentas de Sensoriamento Remoto, associadas às de processamento de informações geográficas para identificação de diferentes desempenhos da vegetação em relação aos processos ecológicos de suporte, onde se observou o imbricamento entre os diferentes fluxos de carbono e as condições hidrológicas e topográficas ao longo do território. Essa etapa da pesquisa visou identificar os gradientes de áreas aptas a serem protegidas e a receber intervenções de adaptabilidade e transformabilidade, para posterior planejamento e projeto da paisagem, por meio de metas objetivas de restauração.

O estudo se deu no território do Distrito Federal, onde se avaliou a integridade ecológica da vegetação conforme sua distribuição no território. O Distrito Federal-DF, é uma unidade federativa do Brasil que abriga sua capital, Brasília, na região Centro-Oeste, totalizando uma área de 5.779.997 km² (IBGE, 2019). Com pouco mais de 60 anos de ocupação, essa área do Planalto Central, coberta por um tipo de savana denominado cerrado, já possui sua matriz ecológica²⁴ estudada pelo Zoneamento Ecológico Econômico do Distrito Federal (ZEE-DF), instituído pela Lei nº 6.269/2019. A Lei define as áreas de riscos ecológicos decorrente de usos urbanos e agrícolas, sendo um dos mais graves os riscos sobre áreas de recarga de aquíferos, principalmente por se tratar de uma região que possui uma situação de estresse hídrico (DISTRITO FEDERAL, 2019). Essas considerações indicaram a urgência da análise e proteção dos processos ecológicos responsáveis pela manutenção da biodiversidade de seu bioma, o cerrado.

4.1 USO DE IMAGENS HIPERESPECTRAIS NA IDENTIFICAÇÃO DE *HOTSPOTS* DE PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE NA PAISAGEM

Conforme descrito no Capítulo 2, quando se discutiram os processos ecológicos de suporte, existe significativa correlação entre o número de árvores e a quantidade de carbono estocado em biomassa arbórea. Por outro lado, diversos estudos (BÉLANGER, 2017; COSTANZA et al., 2017; POTSCHIN; HAINES-YOUNG,

²⁴ Análise do uso e cobertura do solo, componente do Zoneamento Ecológico Econômico do Distrito Federal, elaborada a partir do conceito de riscos ecológicos e capacidade de suporte ambiental (DISTRITO FEDERAL, 2017).

2018) apontam que a compreensão das diferentes relações entre produção primária, ciclo de nutrientes e formação dos solos, que compõem os processos ecológicos de suporte, encontra-se imbricada com o fluxo de carbono e a disponibilidade de água na paisagem (AMARAL; COSTA; MUZZI, 2017; COSTANZA et al., 2017).

Para o entendimento dessas relações e seus reflexos, impera a necessidade de se medirem as gradações da atividade fotossintética e dos fluxos de carbono, associados às de umidade do solo, indicando com maior objetividade o tipo de intervenção necessário em uma área. Ambas as gradações, quando estudadas em conjunto, são fortes indicativos do fluxo de serviços ecossistêmicos na paisagem, dada sua sensibilidade às flutuações de energia, água, CO₂, nutrientes e biomassa, fatores essenciais para a instalação dos processos ecológicos de suporte (PES) (BONAM, 2008; COSTANZA et al., 2017). Altos valores de fluxo de carbono e umidade do solo são associados a diversos fatores que contribuem com a resiliência e integridade ecológica: significativa presença de umidade e matéria orgânica no solo, permeabilidade, eficiência fotossintética, evapotranspiração e resistência da vegetação a estiagens (BONAM, 2008; SILVA; BAPTISTA, 2015a; HE et al., 2016; AMARAL; BAPTISTA; BEZERRA, 2020).

A partir desse entendimento é possível, ao identificar sumidouros de carbono (*carbon sinks*), chegar a áreas cuja integridade ecológica as configura como como *hotspots* de processos ecológicos de suporte e referência para intervenções em outras áreas de menor integridade de modo a fim de promover o aumento da resiliência territorial. Para validar essa premissa da pesquisa, adotou-se um estudo exemplificativo em parte do território do DF para ajuste do método de mensuração dos processos ecológicos de suporte.

4.1.1 Identificação da cena de estudo

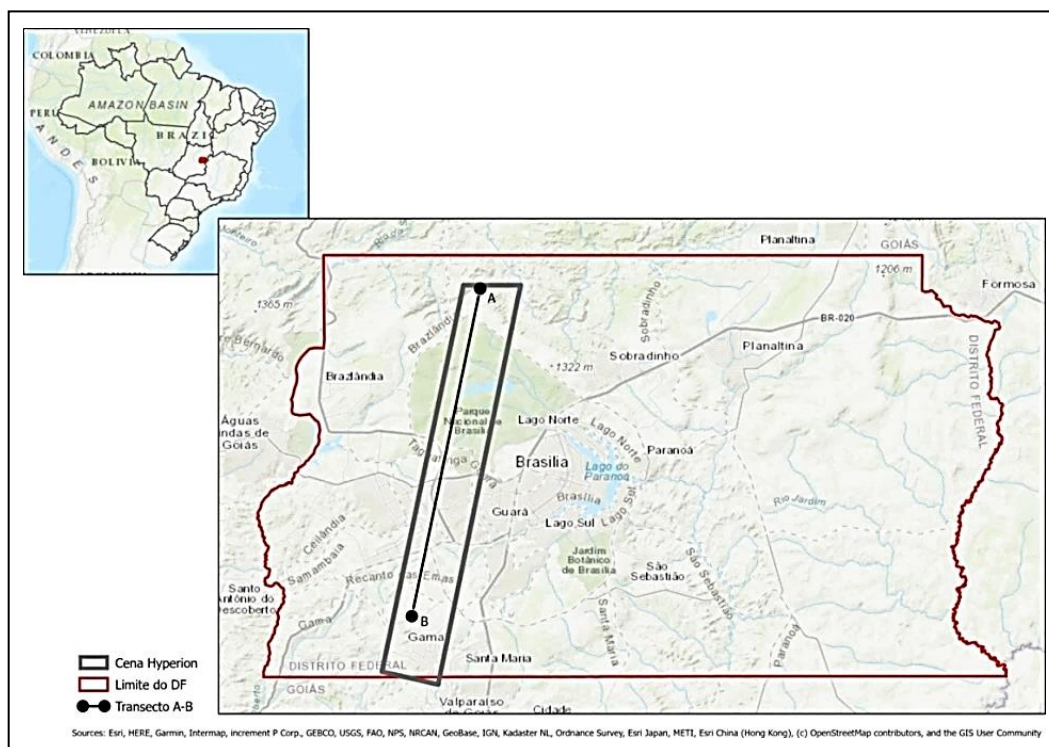
Para desenvolvimento do estudo foram utilizadas duas imagens de satélite em dois blocos de análise. No primeiro bloco, foi selecionada uma cena do satélite hiperespectral Hyperion²⁵ E01H2210172014119110KF_L1GST, de outubro de 2014:

²⁵ O Hyperion é um sensor hiperespectral instalado em um satélite EO1, com imagens visíveis e infravermelhas, composto por 220 bandas que cobrem o espectro refletido com 16 bits de resolução radiométrica. Possui 30 metros de resolução espacial e uma largura de banda de 10 nm (BAPTISTA; 2019).

um período no final da estação seca, na região Centro-Oeste — sem precipitações significativas ou eventos climáticos extremos, como El Niño ou La Niña²⁶.

Conforme a Figura 40, foi traçado um transecto, denominado transecto A-B, perpassando 1506 pixels, com resolução espacial de 30 m, ao longo do qual foram investigadas as dinâmicas relacionadas à presença e absorção de CO₂ na coluna de ar atmosférico sobre a cena. Pela comparação do comportamento do índice hiperespectral ICO₂ com o do multiespectral CO₂flux, ao longo do transecto, pretendeu-se investigar se juntos os dois índices possibilitam a identificação de sumidouros de carbono, *hotspots* de processos ecológicos de suporte na paisagem, bem como se o CO₂flux pode ser utilizado como *proxy* do ICO₂.

Figura 40 – Localização da cena Hyperion E01H2210172014119110KF_L1GST, no Distrito Federal e do transecto de estudo A-B



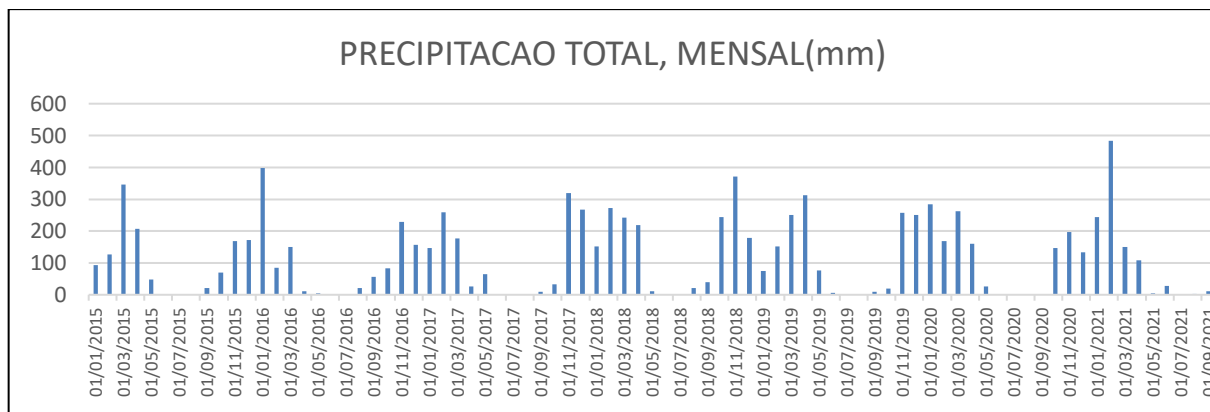
Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

O segundo bloco destinou-se à avaliação integral dos processos ecológicos de suporte na paisagem do Distrito Federal. Utilizaram-se imagens do satélite Landsat 8, sensor OLI, com resolução espacial de 30 m, referente aos períodos de seca, observadas as cartas pluviométricas para o Distrito Federal, buscando não só

²⁶ Cabe ressaltar que sensor Hyperion parou de funcionar em 2017, impossibilitando a atualização das medições para datas posteriores.

identificar a menor ocorrência de nuvens, como também avaliar o desempenho da vegetação nos períodos de maior stress hídrico. Foram avaliadas cenas entre os períodos de 2015 e 2021, com preferência para aquelas dos meses de junho, por apresentarem menor índice de chuvas, conforme se pode verificar no Gráfico 3.

Gráfico 3 – Precipitação total mensal do Distrito Federal, no período de janeiro de 2015 a agosto de 2021



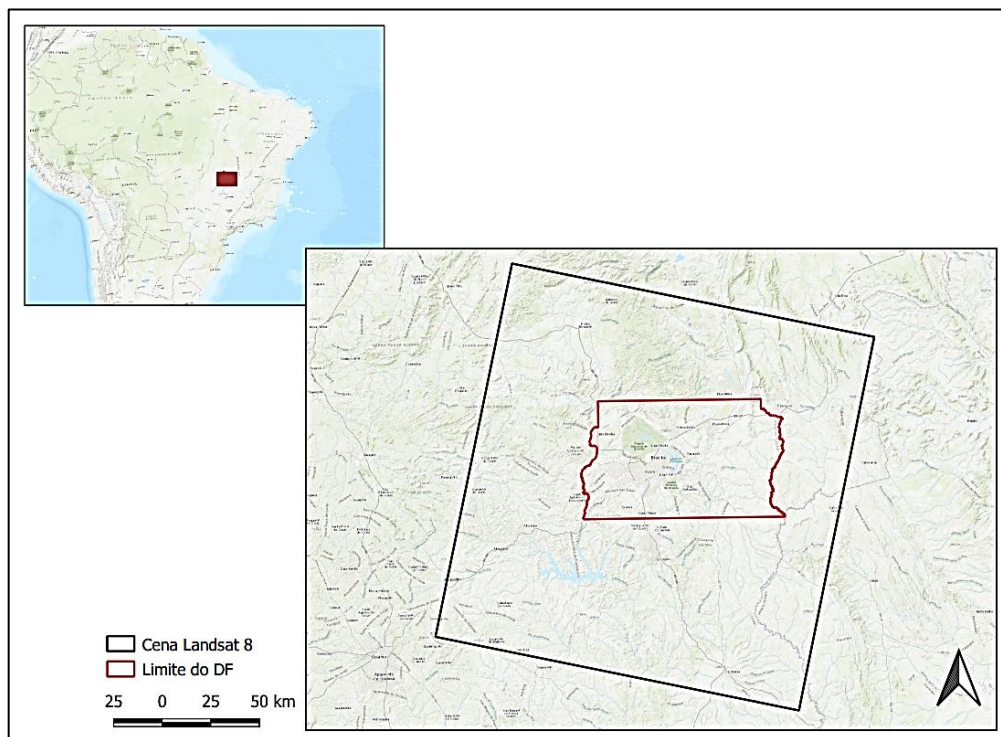
Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

A cena selecionada para estudo foi a LC08_L1TP_221071_20200716_20200722_01_T1_2020-07-16, de 16 de julho de 2020, considerando como critérios de seleção a ausência de chuvas, o menor percentual de cobertura de nuvens e a contemporaneidade²⁷.

Na Figura 41, é apresentada a localização da cena, a qual contém o limite do Distrito Federal, onde foram investigadas as dinâmicas relacionadas à presença e absorção de CO₂ pela paisagem.

²⁷ Apesar do estudo ter se iniciado em setembro de 2021, a cena mais recente com a melhor qualidade de imagem foi a de 16 de julho de 2020, do sensor Landsat 8.

Figura 41 – Localização da cena Landsat 8 LC08_L1TP_221071_20200716_20200722_01_T1_2020-07-16, com indicação do limite do Distrito Federal, área de estudo



Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

A cena abrange três macrozonas do Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal (PDOT) (DISTRITO FEDERAL, 2009): Proteção Integral, Urbana, Rural. No caso da Zona de Proteção Integral, envolve as três principais Unidades de Conservação do DF, que também se constituem nos núcleos da Reserva da Biosfera do Cerrado (RBC)²⁸: Parque Nacional de Brasília (PARNA), com cerca de 42,4 mil ha; a Área de Preservação Ambiental (APA) Gama/Cabeça de Veado, com aproximadamente 25 mil ha e a Estação Ecológica de Águas Emendadas, com cerca de 10 mil ha (DISTRITO FEDERAL, 2009; 2019).

A RBC contempla estratégias regionais e internacionais para a preservação do bioma cerrado²⁹, e no estudo aqui realizado, devido a sua integridade ecológica, foram

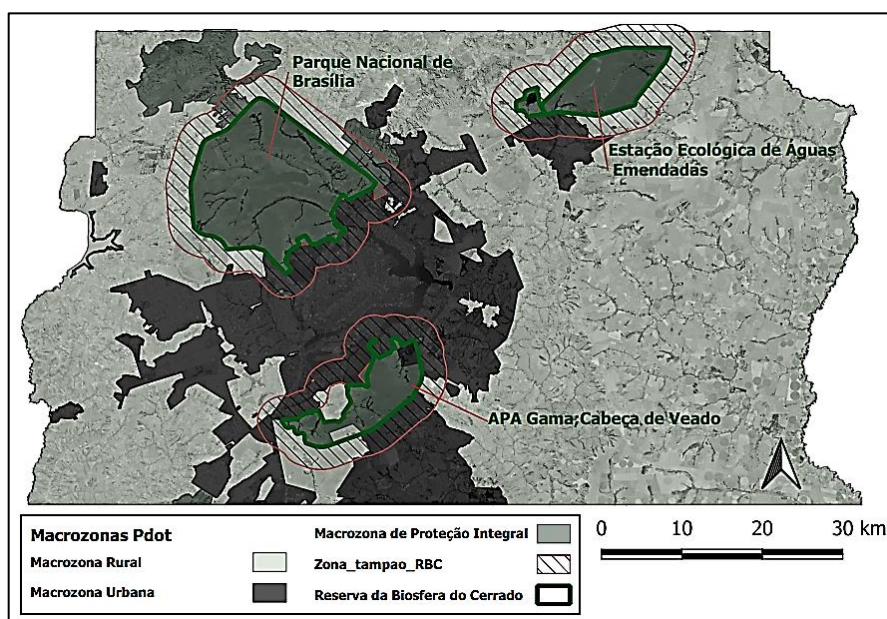
²⁸ As reservas da biosfera integram o programa Man and Biosphere (MaB), ou “O Homem e a Biosfera”, da UNESCO, direcionado à conservação da diversidade biológica e cultural do planeta (BRASIL, 2020).

²⁹ Segundo maior bioma do Brasil, o cerrado é composto pelas formações campestres (predomínio de espécies herbáceas, algumas arbustivas, sem ocorrência de árvores), savânicas (arbustos e árvores sem dossel contínuo espalhados sobre gramíneas) e florestais, com predomínio de espécies arbóreas e formação de dossel contínuo. Configura um biossistema subcontinental, com expressões na América Central, África e Austrália (RIBEIRO; WALTER, 1998)

escolhidas como áreas de referência³⁰ para balizar a análise de potenciais sumidouros de carbono.

A Figura 42 apresenta a área do estudo em relação ao macrozoneamento distrital, à poligonal das áreas de proteção integral supracitadas e à faixa tampão da Reserva da Biosfera do Cerrado.

Figura 42 – Área de estudo em relação ao Macrozoneamento Distrital e à Reserva da Biosfera do Cerrado



Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Após a caracterização da área de estudo, apresenta-se a seguir a leitura dos processos ecológicos de suporte por meio da aplicação de índices hiperespectrais e multiespectrais que permitiram a análise da paisagem do Distrito Federal, cena utilizada neste estudo.

4.1.2 Aplicando índices espectrais para a análise dos processos ecológicos de suporte no Distrito Federal

Como método de leitura dos processos ecológicos de suporte na paisagem do Distrito Federal foram utilizados três índices: o índice hiperespectral ICO₂, que estima

³⁰ De acordo com Hobbs (2007), áreas de referência são aquelas que apresentam desempenho ambiental apto para se medir o sucesso de ações de recuperação ecológica. Podem, assim, espelhar o funcionamento de um ecossistema antes de ser modificado ou degradado, visando à instalação de seus processos essenciais, balizando o grau de comprometimento de serviços ecossistêmicos em áreas analisadas, bem como o traçado de metas objetivas de recuperação ecológica.

a concentração de dióxido de carbono na coluna de ar atmosférico, e os índices multiespectrais CO₂flux, vinculado à eficácia fotossintética da vegetação e ao fluxo de carbono e o *Topographic Wetness Index* (TWI), relacionado à influência da topografia nos processos hidrológicos.

A associação do ICO₂ com o CO₂flux possibilita dois enfoques. Primeiro, a avaliação da relação entre a quantidade de CO₂ sobre o território e as concentrações de vegetação conforme a eficácia fotossintética avaliada pelo CO₂flux. Segundo, a identificação e medição da efetividade da vegetação na configuração de sumidouros de carbono (*hotspots*), bem como a intensidade de sequestro pela vegetação. Esses enfoques, conforme evidenciado por Baptista (2004) e Amaral, Baptista e Bezerra (2020), permitem tratar o CO₂flux como *proxy* do ICO₂, possibilitando uma avaliação integral do território, uma vez que aquele índice demanda sensores hiperespectrais com quantidades limitadas de cenas, especialmente e temporalmente.

Por sua vez, a integração do CO₂flux com o TWI pode configurar uma estratégia para a conservação, planejamento e projeto da paisagem com vistas à integridade ecológica no Distrito Federal. Ambos os índices vêm sendo utilizados separadamente em diferentes estudos empíricos, previamente validados em diversos contextos de paisagem³¹ (RAHMAN et al., 2001; SILVA; BAPTISTA, 2015a; SANTOS, 2017; KOPECKÝ; MACEK; WILD, 2020; LI et al., 2020). Sua utilização conjunta possibilita a aferição de importantes características da paisagem, essenciais para o sucesso de ações de recuperação ecológica, como: eficácia fotossintética da vegetação, fluxo de carbono, capacidade de produção de biomassa (BONAM, 2008; COSTANZA et al., 2017; MENESES; ALMEIDA; BAPTISTA, 2019), umidade, fertilidade, presença de matéria orgânica, textura e espessura do solos (HE et al., 2016).

Nesse sentido, embora tais índices não meçam diretamente processos ecológicos de suporte como a formação de solos, o ciclo de nutrientes e a produção líquida de biomassa, configuram *proxies* desses processos, previamente validados nos estudos supracitados, o que viabiliza sua utilização para avaliação da implantação dos processos ecológicos de suporte na paisagem.

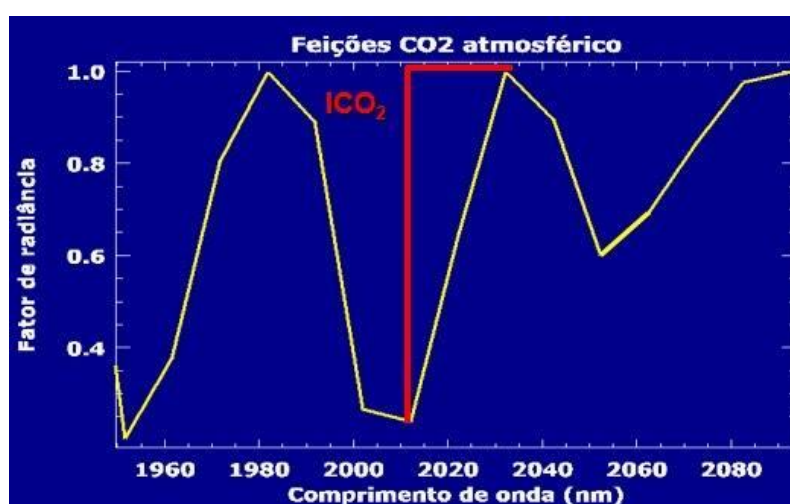
³¹ Cabe ressaltar que, no contexto brasileiro o CO₂flux foi previamente validado por torres micrometeorológicas do projeto Large Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazonia (LBA), nos contextos de floresta primária, floresta secundária, pastagem e cerrado de transição (SILVA; BAPTISTA, 2015a), assim como no contexto de caatinga, no semiárido pernambucano (SANTOS, 2017).

Na sequência, serão expostos os métodos adotados para a estimativa dos índices espectrais supracitados, iniciando-se pelo índice hiperespectral ICO_2 .

4.1.2.1 Determinando o ICO_2

Para a determinação do teor de CO_2 na coluna de ar adjacente ao longo do transecto A-B, utilizou-se um índice espectral ICO_2 (BAPTISTA, 2003; 2004), que, conforme ilustrado no Gráfico 4, baseia-se na profundidade da feição de absorção do dióxido de carbono centrada no comprimento de onda de 2000 nm.

Gráfico 4 – Intensidade da feição espectral do CO_2 obtida em uma cena Hyperion, relativa ao índice ICO_2



Fonte: Amaral, Baptista e Bezerra (2020, p. 466).

O procedimento de cálculo foi realizado determinando a intensidade de absorção da feição do gás, subtraindo-se o ponto máximo do ponto mínimo de radiação, localizados, respectivamente, nos comprimentos de onda de 2037 e 2007 nm, respectivamente, utilizando-se a seguinte equação, no módulo Band Math do *software* ENVI 5.1, licença adquirida pelo Instituto de Geociências da UnB (1):

$$ICO_2 = L_{2037} - L_{2007} \quad (1)$$

Na equação, R_{2037} corresponde à radiação no nível do sensor da banda 111 e R_{2007} corresponde à radiação no nível do sensor da banda 108, ambas do sensor Hyperion. As bandas correspondem aos valores máximo e mínimo de radiação, respectivamente. Em seguida, expõe-se o método para estimativa do CO_2 flux.

4.1.2.2 Determinando o CO₂flux

Para estudar o sequestro de carbono pela vegetação ao longo da área de estudo, utilizou-se o índice CO₂flux. Para sua determinação foi necessária a integração do Índice de Vegetação de Diferenças Normalizadas (NDVI) e do Índice de Reflexão Fotoquímica (PRI), reescalonado para valores positivos. Enquanto o NDVI expressa a quantidade de radiação fotossinteticamente ativa absorvida pela vegetação, o PRI expressa a eficiência desse processo de absorção pela planta (RAHMAN et al., 2001). Ambos são sensíveis às variações de biomassa, clorofila, água na folha e umidade no solo, de forma que, conjugados, podem expressar cerca de 96% do processo fotossintético e suas variações (HE et al., 2016; MENESES; ALMEIDA; BAPTISTA, 2019).

O NDVI usa as bandas vermelha e infravermelha no processo de diferença com soma normalizada, que visa a exibir uma relação percentual entre uma banda e outra. Esta operação aritmética permite uma distinção clara das áreas de vegetação devido à taxa de absorção na faixa do vermelho e ao pico de refletividade na faixa do infravermelho próximo.

O índice NDVI (2) consiste na diferença de refletância entre a absorção do vermelho (660 nm) e o aumento do albedo que ocorre nos espectros da vegetação após o início do infravermelho (800 nm), em que R é o valor da refletância em cada comprimento de onda, ajustado para dados Hyperion (RAHMAN et al., 2001; SILVA; BAPTISTA, 2015a).

$$NDVI = \frac{R_{800} - R_{660}}{R_{800} + R_{660}} \quad (2)$$

O Índice de Reflexão Fotoquímica (PRI) (3) é uma razão da diferença entre a feição de absorção azul (531 nm) e o pico de refletância do verde (570 nm) e pode ser correlacionado com a eficiência da luz na fotossíntese (GAMON; SERRANO; SURFUS, 1997).

$$PRI = \frac{R_{531} - R_{570}}{R_{531} + R_{570}} \quad (3)$$

No entanto, o PRI exige que seus valores sejam reescalonados, evitando dados negativos, sendo denominado sPRI (4). O reescalonamento para valores positivos é

necessário para normalizar os dados “verdes” da vegetação. O sPRI foi obtido por meio do PRI adicionando uma unidade e dividindo o resultado por duas.

$$sPRI = \frac{(PRI + 1)}{2} \quad (4)$$

Por fim, o índice CO₂flux foi determinado pela multiplicação dos planos de informação NDVI e sPRI (5) usando o *software* SNAP, versão 8.0.0, e seu módulo Band Math.

$$CO_2flux = NDVI \times sPRI \quad (5)$$

O arquivo GeoTIFF, gerado a partir da aplicação do índice sobre a área de estudo, é classificado em cinco classes, por quebras naturais (*natural breaks*), resultando em uma representação dos diferentes fluxos de carbono existentes na área de estudo. Podem ser utilizados tanto ArcGis quanto QGis para essa operação. Em sequência aplica-se o comando do QGis *r.recode* para dividir o GeoTIFF em cinco classes novamente, cuja operação permite também o cálculo da área ocupada por cada classe no território.

É importante ressaltar que o CO₂flux foi previamente validado por torres micrometeorológicas do projeto Large Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazonia (LBA), nos contextos de floresta primária, floresta secundária, pastagem e cerrado de transição (SILVA; BAPTISTA, 2015b), assim como no contexto de caatinga, no semiárido pernambucano (SANTOS, 2017).

4.1.2.3 Interpretação dos padrões espaciais

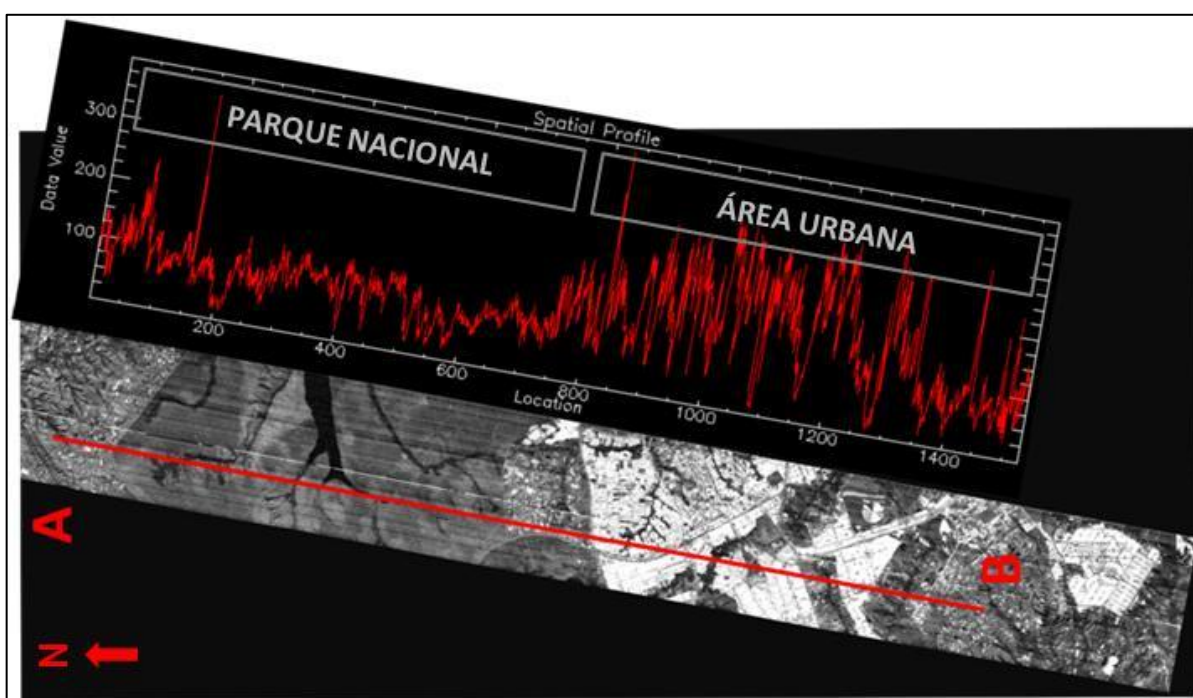
A partir da aplicação dos índices supracitados, na área de estudo, obtiveram-se as dinâmicas relacionadas à presença e absorção de CO₂ na paisagem, levando a algumas reflexões sobre suas potencialidades para a tomada de decisões sobre planejamento do território e preservação e promoção das funções ecológicas de suporte.

Por meio dos resultados referentes à aplicação do ICO₂, identificaram-se as variações na concentração de CO₂ na coluna de ar sobre a área de estudo, agregando maior objetividade às ações de planejamento da paisagem que visem à integridade dos processos ecológicas de suporte. Não se trata da visualização da imagem do uso e ocupação do solo coberta pela cena Hyperion, mas das concentrações de dióxido

de carbono sobre o território, que por sua vez espelham a configuração territorial apresentada pela cena e interceptada pelo transecto, ilustrada na Figura 43.

As áreas mais claras corresponderam às maiores concentrações de dióxido de carbono na coluna de ar atmosférico, coincidentes com as manchas de ocupação urbana e/ou com solo exposto – quanto mais brilhantes, maiores as concentrações de emissões de CO₂. As áreas graduadas em cinza corresponderam às com menores concentrações do gás; quanto mais escuras, menor a quantidade de CO₂ na coluna de ar.

Figura 43 – Índice ICO₂ aplicado ao longo do transecto A



Fonte: Amaral, Baptista e Bezerra (2020, p. 467).

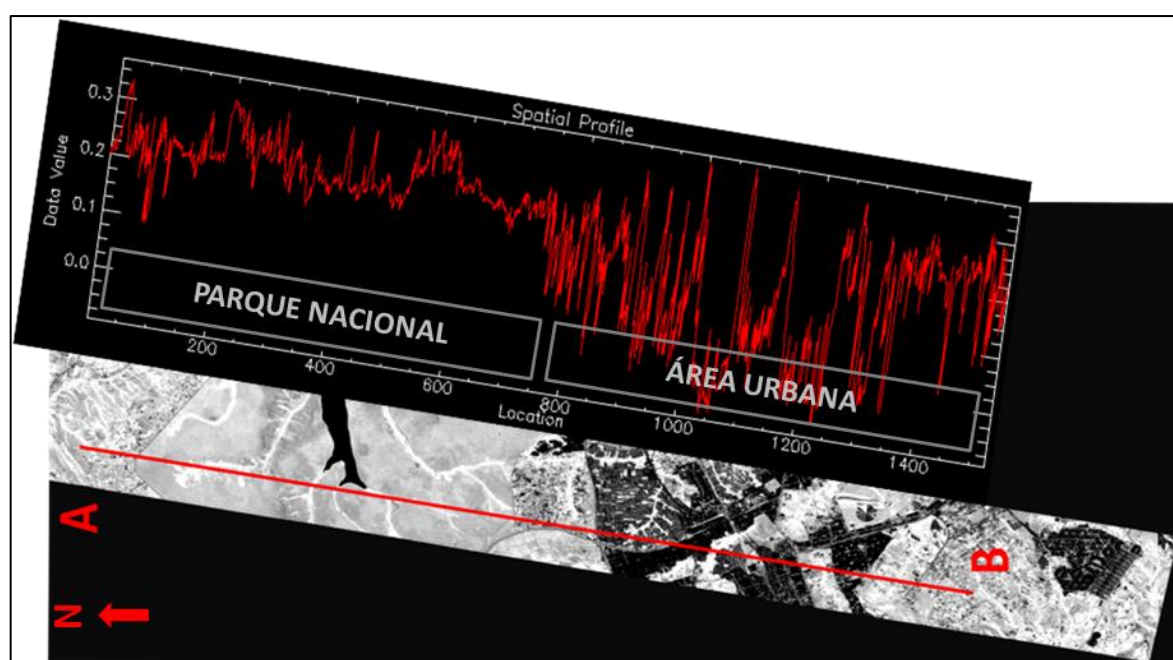
Como a cena Hyperion percorre uma área que corta o Parque Nacional de Brasília (área de referência para ações de recuperação ecológica) (HOBBS; HARRIS, 2001) e vários núcleos urbanos do Distrito Federal, foi possível identificar um fenômeno: os domos urbanos de CO₂ nas cidades. Esses domos configuram-se pela alta concentração de CO₂ atmosférico nas colunas de ar adjacentes a alvos urbanos (BAPTISTA, 2003; 2004). Assim, observaram-se no transecto do estudo altas concentrações de gás relacionadas às áreas urbanas, com baixas significativas correspondentes ao Parque Nacional de Brasília.

Uma leitura mais acurada permitiu identificar que esse comportamento se repete dentro das áreas urbanas consolidadas com a concentração de dióxido de

carbono caindo ao longo do transecto quando este cortou áreas vegetadas, inseridas nos núcleos urbanos, pois o comportamento se assemelhou ao das faixas com vegetação florestal da área de referência. Observou-se também que as maiores quedas ocorrem quando se tem vegetação arbórea, pois as áreas cobertas com gramíneas, em cinza mais claro, apresentam concentrações significativamente maiores do gás em relação às áreas florestadas na área de referência, o que demonstrou muito menos efetividade na diminuição da concentração de CO₂ na atmosfera. Com uma gradação de cinza e comportamento intermediário apresentaram-se as áreas de savana.

Por sua vez, a atividade fotossintética demonstrada pela aplicação do índice CO₂flux sobre o PARNA foi significativamente mais expressiva do que nas áreas com ocupações urbanas, colaborando com o fenômeno de domos de CO₂ urbano, identificado quando da aplicação do índice de ICO₂ ao longo do transecto A-B, conforme Figura 44.

Figura 44 – Índice CO₂flux aplicado ao longo do transecto A-B



Fonte: Amaral, Baptista e Bezerra (2020, p. 468).

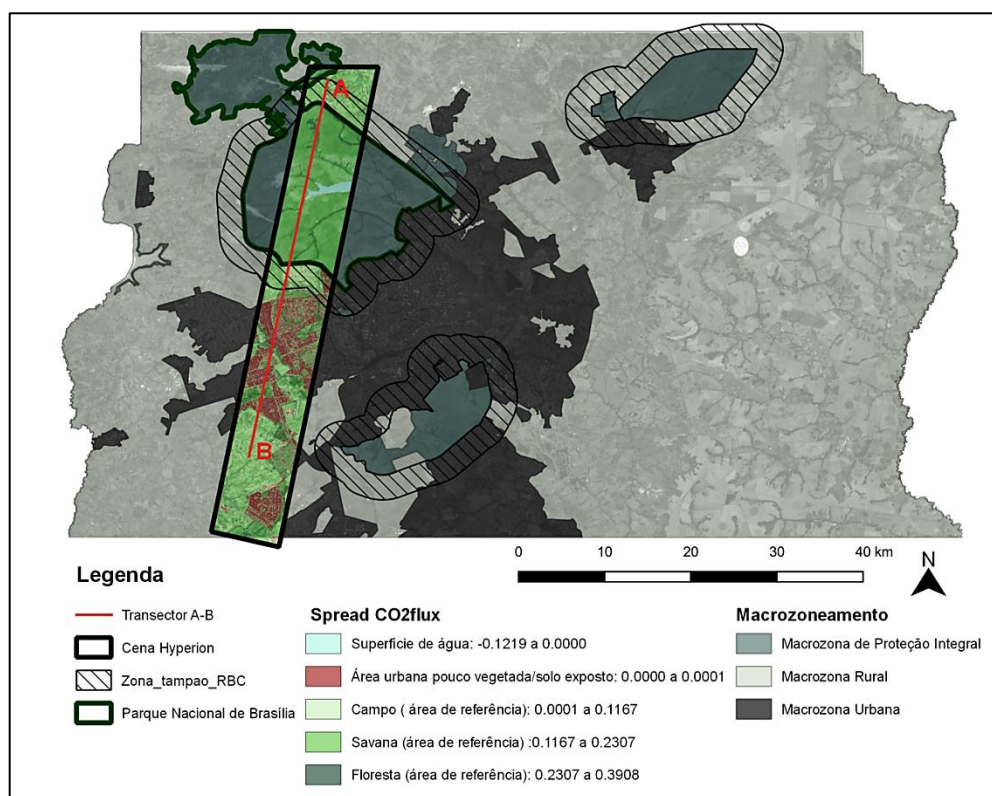
Foram identificados aglomerados de vegetação arbórea em sítios urbanos com desempenho semelhante ao da área de referência que correspondem aos pontos e faixas mais brilhantes intercaladas com os tecidos urbanos ou áreas com o solo exposto. Observou-se, também, a associação entre a intensidade fotossintética com as variações na formação vegetal a partir da área de referência do estudo. Formações

mais complexas como as florestais foram as que apresentaram maior intensidade fotossintética, seguidas pelas savânicas, com desempenho intermediário e, em sequência, pelas campestres.

Foi possível também associar as variações de intensidade fotossintética, a partir da área de referência do estudo, não só à identificação de cinco classes de paisagem agrupadas pelo comportamento espectral dos alvos em relação ao CO₂flux, como da distribuição dessas classes no território do Distrito Federal. A primeira classe, composta por formações vegetais mais complexas, como as florestais, apresentou valores de CO₂flux entre 0,3908 e 0,2307; em sequência, as savânicas, entre 0,2307 e 0,1167, e as campestres, entre 0,1167 e 0,0001. Verificou-se o intervalo entre 0,0001 e 0,0000 para solos expostos ou mesmo áreas urbanizadas sem presença significativa de vegetação. Por fim, chega-se às superfícies de água, que, por seu comportamento espectral atípico, apresentou valores entre 0,0000 e - 0,1219. Fora as superfícies de água, tais comportamentos espectrais foram observados em todas as macrozonas do PDOT, bem como na Zona Tampão da Reserva Biosfera do Cerrado (RBC) referente ao PARNA.

A Figura 45 apresenta as classes de paisagem identificadas na área de estudo, conforme o *spread* do CO₂flux, sobrepostas ao macrozoneamento do DF e à Zona Tampão da RBC.

Figura 45 – Classes de paisagem, conforme o *spread* do CO₂flux, sobrepostas ao macrozoneamento do DF e à Zona Tampão da RBC



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Essa leitura permite afirmar que ambos os índices apresentaram não só variações de comportamento decorrentes da presença de vegetação no território, como também gradientes diferenciados entre áreas urbanas, rurais e de preservação ambiental. Nesse contexto, os efeitos das variações de uso e ocupação do solo sobre o desempenho conjunto dos índices necessitam ser explicitados.

Na sequência dessa análise se faz necessário avaliar a modelagem estatística dos padrões espaciais encontrados, esclarecendo o grau de influência da vegetação sobre as emissões de carbono, sobretudo nos domos urbanos de CO₂.

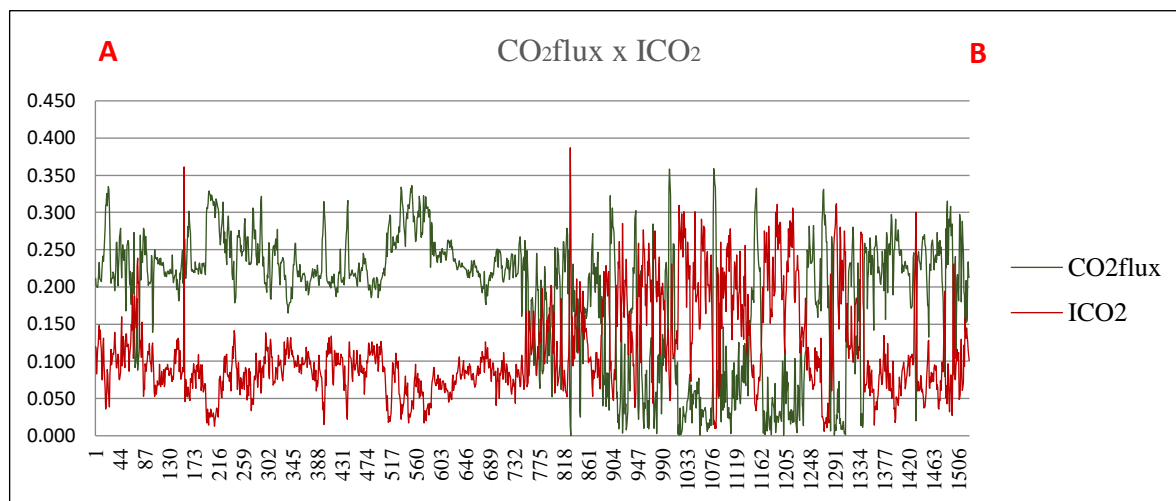
4.1.2.4 Modelagem estatística

Em uma abordagem comparativa, os parâmetros estudados demonstraram-se inversamente proporcionais, pois, quanto maior a atividade fotossintética da vegetação, menos CO₂ atmosférico foi encontrado na coluna acima do alvo.

O Gráfico 5 apresenta comparação das medições encontradas dos índices ICO₂ e CO₂flux ao longo do transecto A-B. Pode-se observar que o transecto de análise do índice CO₂flux apresenta comportamentos opostos ao transecto de estudo

do índice ICO_2 , em conformidade com as variações de concentração de áreas vegetadas e de ocupações urbanas no território, de acordo com o transecto estudado.

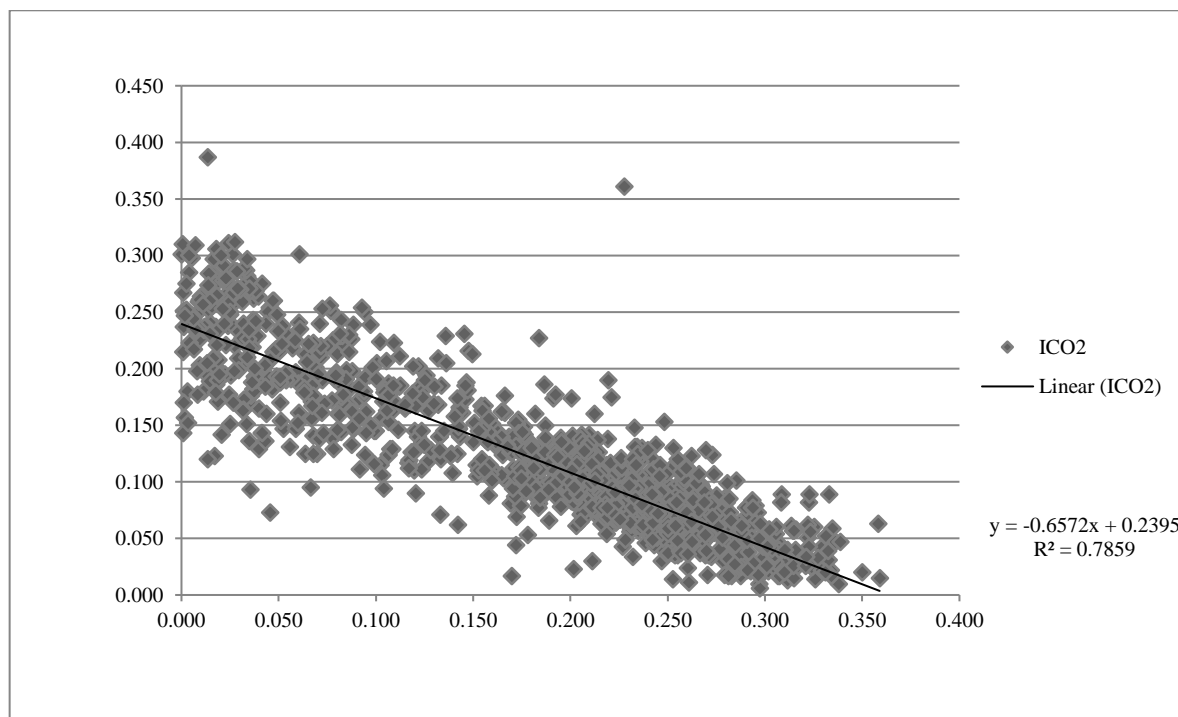
Gráfico 5 – Comparação das variações entre os índices ICO_2 e CO_2flux aplicada ao longo do transecto A-B



Fonte: Elaborado pelo autor (2020).

Esse fato foi confirmado pela análise de regressão linear entre os resultados, descrevendo uma função negativa com alto coeficiente de determinação ($R^2=0,785$), conforme apresentado no Gráfico 6. Isso indica que cerca de 80% do sequestro de carbono nos 1.506 pixels interceptados pelo transecto A-B correspondem a diminuições de concentração de CO_2 na coluna de ar atmosférico, não apenas suportando estatisticamente os padrões espaciais encontrados nos resultados anteriores, como também possibilitando a utilização do CO_2flux proxy do ICO_2 .

Gráfico 6 – Regressão linear entre os resultados da aplicação do índices ICO₂ e CO₂flux ao longo do transecto A-B



Fonte: Elaborado pelo autor (2020).

Assim, a aplicação do CO₂flux na integralidade da matriz territorial, além de possibilitar a avaliação da atividade fotossintética ao longo do território, possibilita avaliar os gradientes de absorção do dióxido de carbono na coluna atmosférica pela vegetação, relacionando significativamente o fluxo de carbono na paisagem com as variações da atividade fotossintética.

4.2 MENSURAÇÃO DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS DE SUPORTE DO DF

Com a validação do método para capturar os processos ecológicos de suporte, a fase seguinte foi a aplicação do CO₂flux na totalidade do território do Distrito Federal, configurando o segundo bloco de análise deste estudo, conforme explicitado no item 4.1.1, referente à identificação da cena de estudo.

4.2.1 Aplicando o CO₂flux

A aplicação do índice espectral CO₂flux permitiu levantar as variações de intensidade fotossintética da vegetação na paisagem e, conseqüentemente, dos fluxos de carbono a eles afetos. Nesse processo, foram encontradas cinco classes de paisagem, que expressaram desde as maiores concentrações de vegetação arbórea

(formações florestais e savânicas) até a áreas com concentrações incipientes ou com ausência de vegetação. Os valores de CO₂flux variaram entre - 0,35 e 0,61, com média e mediana próximas (0,18 e 0,19) e desvio padrão de 0,09.

A partir dos resultados encontrados, adotaram-se para efeito de representação da realidade do Distrito Federal as seguintes classes de paisagem conforme a presença, ausência e concentração de vegetação: (i) Ausência de fluxo de carbono; (ii) Muito baixo fluxo de carbono; (iii) Baixo fluxo de carbono; (iv) Médio fluxo de carbono; (v) Alto fluxo de carbono, com resultados descritos na Tabela 1³².

Tabela 1 – Classes de paisagem conforme as intensidades de CO₂flux e ocorrência no Distrito Federal

CLASSE DE PAISAGEM	CO ₂ FLUX	ÁREA (HA)	%	CARACTERIZAÇÃO
Ausência de fluxo de carbono	-0,2206	54.823	9,58	Áreas urbanizadas ou com solo exposto, sem vegetação, ou com concentrações de vegetação imperceptíveis para o sensor
Muito baixo fluxo de carbono	0,1374	129.560	22,66	Áreas urbanizadas ou com solo exposto e esparsas ocorrências de vegetação herbácea
Baixo fluxo de carbono	0,1885	126.801	22,18	Áreas urbanizadas e/ou com predomínio de vegetação herbácea
Médio fluxo de carbono	0,2395	130.023	22,74	Áreas com predomínio de vegetação arbustiva e presença de vegetação arbórea
Alto fluxo de carbono	0,4507	130.467	22,82	Áreas com predomínio de vegetação arbórea

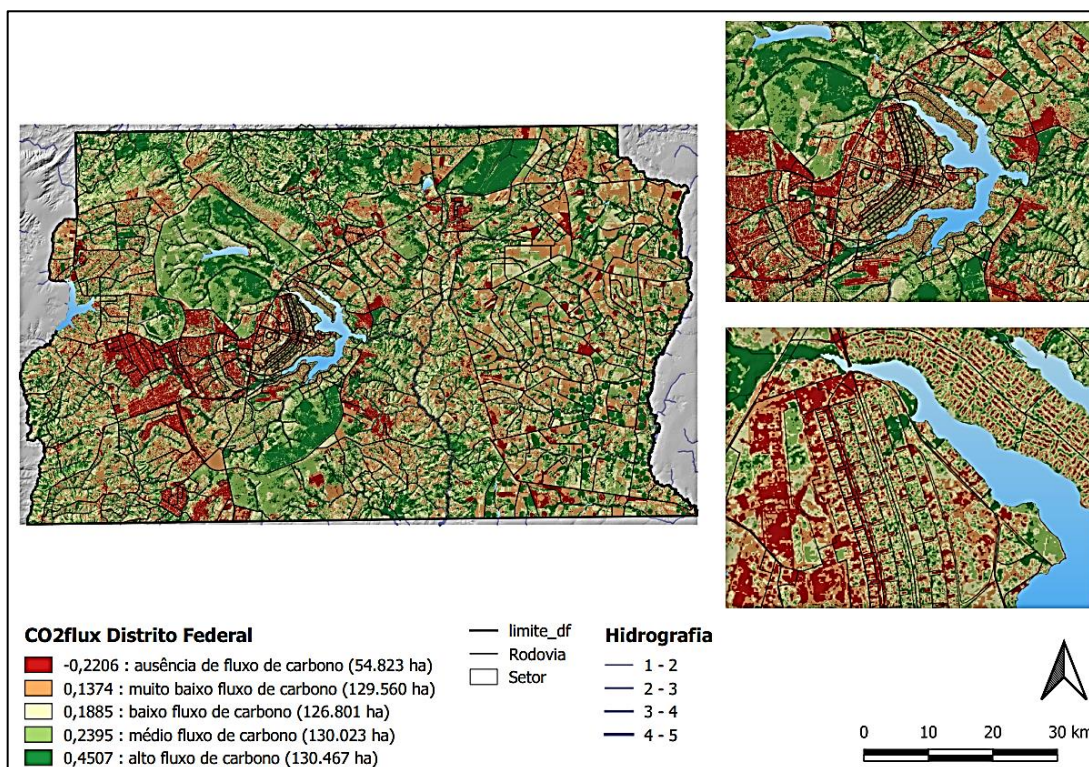
Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

De acordo com a Tabela 1, entre as classes de paisagem adotadas, as áreas com ausência de fluxo de carbono apresentaram a menor ocupação territorial (9,58%), ao passo que as demais se distribuíram de forma equitativa com valores em torno de 22 e 23%. Contudo, se se considerar a ocorrência significativa de vegetação arbórea, associada à integridade dos processos ecológicos de suporte, as áreas de médio e alto fluxo de carbono representaram 45,56% do território, ao passo que as áreas com baixo a ausente fluxo de carbono ainda constituíram expressiva maioria.

A Figura 3 apresenta a aplicação do CO₂flux no território do Distrito Federal, com as variações médias de fluxo de carbono, estratificadas conforme as classes acima definidas.

³² Os valores de CO₂flux equivalem ao ponto médio do intervalo das classes de paisagem levantadas.

Figura 46 – Aplicação do CO₂flux, com a média das variações de fluxo de carbono, estratificado conforme as classes de paisagem definidas no estudo



Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Após a aplicação do CO₂flux na matriz territorial de estudo e a identificação das classes de paisagem associadas aos fluxos de carbono e à atividade fotossintética, foi realizada a aplicação do *Topographic Wetness Index* (TWI) sobre a cena estudada.

4.2.2 Determinando o *Topographic Wetness Index* (TWI)

A modelagem do *Topographic Wetness Index* (TWI) foi realizada a partir do modelo de elevação digital do Distrito Federal. Esse índice permite quantificar a tendência de distribuição de água e umidade do solo conforme a influência da topografia.

O TWI (6) consiste no logaritmo natural da razão entre α , equivalente à área de captação da bacia hidrográfica à montante, calculada, conforme a direção de drenagem nos pixels da cena, usando (neste estudo) um algoritmo de direção de fluxo múltiplo (SAGA *flow direction*); e β , correspondente às declividades encontradas na área de estudo. Tais operações foram realizadas utilizando a calculadora Raster do QGIS 3.16.8.

$$TWI = \ln \frac{a}{\tan \beta} \quad (6)$$

Por fim, o índice TWI foi determinado pela multiplicação dos planos de informação NDVI e sPRI (Equação 6) usando o *software* SNAP, versão 8.0.0, e seu módulo Band Math.

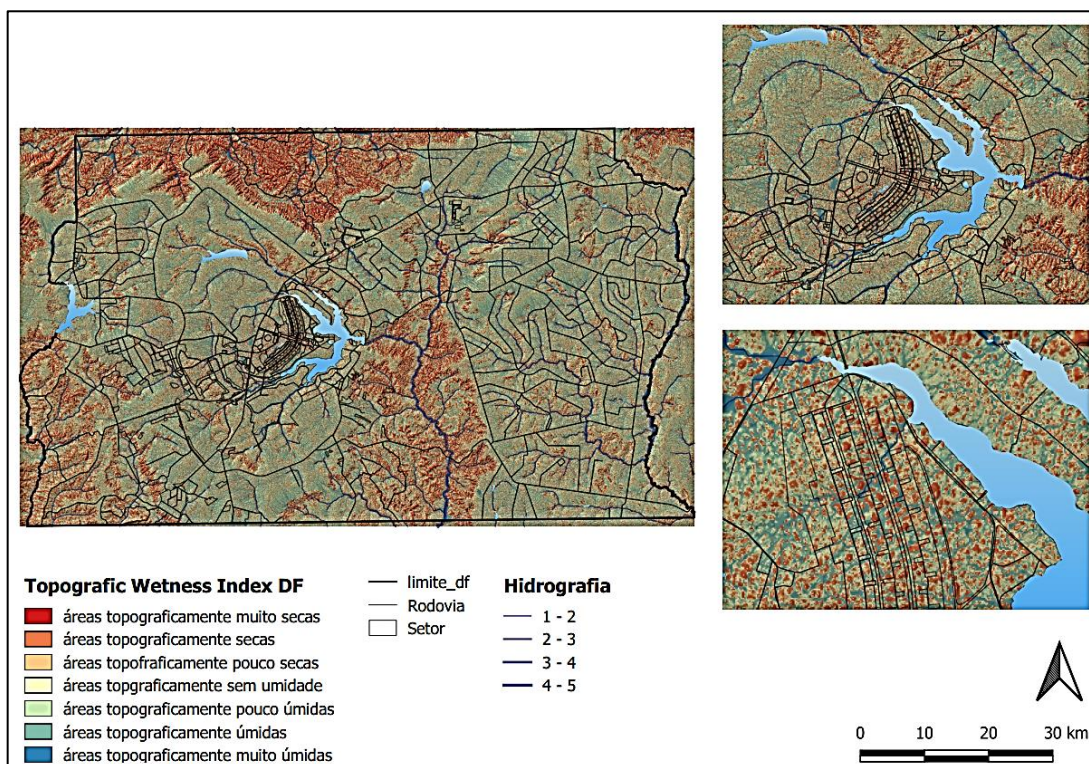
O arquivo GeoTIFF gerado a partir da aplicação do índices sobre a cena estudada é então classificado em sete classes por quebras naturais (*natural breaks*), resultando em uma representação dos diversos gradientes de umidade topográfica existentes na área de estudo. Podem ser utilizados tanto ArcGis, quanto QGis, para essa operação.

Ambos os índices são representados ao longo do estudo juntamente com o Modelo Digital de Elevação do Distrito Federal, visando à observação das variações a serem encontradas conforme as especificidades do relevo do território. Com base nessas considerações, possibilita-se a identificação de diferentes desempenhos da vegetação em relação aos processos ecológicos de suporte, observando a relação entre: os diferentes fluxos de carbono; as condições hidrológicas e topográficas ao longo do território e o gradiente de áreas aptas a receberem intervenções de adaptabilidade e transformabilidade por ações de políticas públicas de cunho ambiental e de planejamento territorial.

4.2.3 Aplicando o TWI na matriz territorial do Distrito Federal

Em sequência, aplicou-se sobre a cena de estudo o *Topographic Wetness Index* (TWI), para averiguar as possibilidades de recuperação ecológica associada aos processos hidrológicos evidenciados por esse índice. Foi possível identificar desde áreas topograficamente mais secas a áreas topograficamente úmidas e muito úmidas, cuja variação pode ser observada na Figura 47.

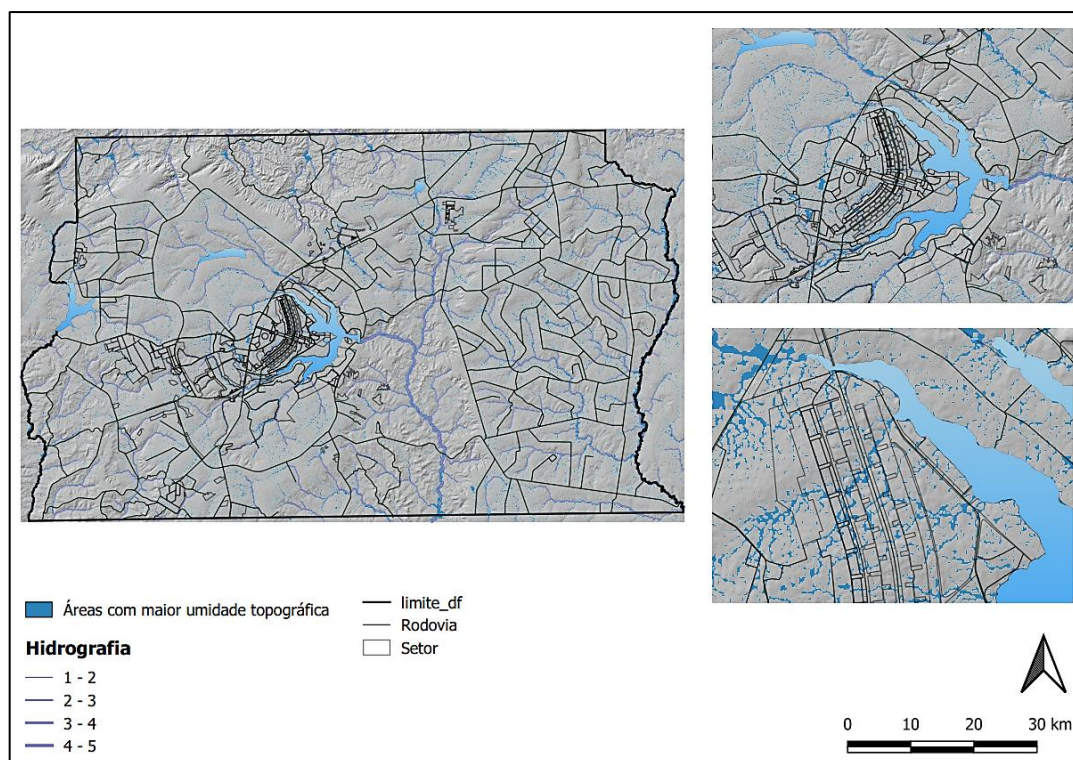
Figura 47 – Aplicação do TWI, estratificado desde áreas topograficamente muito secas a áreas topograficamente muito úmidas



Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Considerando que as áreas topograficamente úmidas e muito úmidas são essenciais para a integridade dos processos ecológicos de suporte, devido à influência do estresse hídrico sobre os índices de CO₂flux, buscou-se extraí-las do índice supracitado, conforme ilustrado na Figura 48.

Figura 48 – Áreas com TWI alto e muito alto



Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

4.3 DETERMINANDO AS DEMANDAS POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA

Realizadas as mensurações dos processos ecológicos de suporte, é possível agora partir para sua análise, ou seja, a identificação de áreas que demandam recuperação ecológica no Distrito Federal. Esse processo parte da sobreposição das áreas com maior umidade topográfica sobre as de diferentes variações de CO_2 flux no território.

Para tanto inicialmente é necessário separar, do arquivo GeoTIFF decorrente da aplicação do TWI, as áreas com maior umidade topográfica, como se vê na Figura 48. No processo vale-se da calculadora espectral do programa utilizado (ArcGis ou QGis) para separar os pixels com valores maiores ou iguais à classe 6 do arquivo supracitado. O resultado será a geração de um arquivo GeoTIFF booleano, o qual é classificado por valores únicos, resultando em pixels com valores iguais a 1, que equivalem às áreas com umidade topográfica a serem consideradas e com valor 0, referentes às demais categorias de umidade topográfica.

Procede-se da mesma maneira no GeoTIFF em relação ao CO_2 flux, só que nesse caso se separa a classe 5, referente aos melhores desempenhos no sequestro de carbono. Em ambos os arquivos, eliminam-se, da classificação, os pixels iguais a

0. Em sequência, os arquivos relativos aos melhores desempenhos de TWI e CO₂flux são mesclados em um único GeoTIFF. Esse GeoTIFF é então utilizado como máscara para recortar o arquivo referente à aplicação do CO₂flux, ao longo do Distrito Federal (Figura 46), resultando em um arquivo das áreas com diferentes desempenhos no sequestro de carbono no território e que também possuem maior possibilidade de retenção de umidade no solo, espelhando o esforço necessário para atingir o nível de estabilidade ecológica das áreas com maior fluxo de carbono e integridade ecológica. As demandas por recuperação ecológica são então agrupadas unindo desde áreas com integridade dos processos ecológicos de suporte até áreas que demandam ações de recuperação ecológica em dois níveis: adaptação e transformabilidade.

4.3.1 Definição das diferentes categorias de demanda por recuperação ecológica

A partir das leituras obtidas foi possível classificar áreas que guardam certa homogeneidade quanto ao grau de recuperação ecológica necessária para garantir seus processos ecológicos na forma a seguir: (i) Áreas de integridade de PES; (ii) Áreas de adaptação; (iii) Áreas de transformabilidade 1; (iv) Áreas de transformabilidade 2.

O Quadro 4 apresenta as demandas por recuperação ecológica de acordo com a classe de paisagem relacionada às intensidades de fluxo de carbono identificadas no território do DF, que foram especializadas em sequência sobre as áreas topograficamente úmidas ou muito úmidas.

Quadro 4 – Demanda por recuperação ecológica de acordo com as classes de paisagem

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	CLASSE DE PAISAGEM
Áreas de integridade de PES	Áreas com alto fluxo de carbono
Áreas de adaptação	Áreas com médio fluxo de carbono
Áreas de transformabilidade 1	Áreas com baixo fluxo de carbono
Áreas de transformabilidade 2	Áreas com muito baixo fluxo de carbono Áreas com ausência de fluxo de carbono

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

A estratificação das demandas por recuperação ecológica, conforme as classes de paisagem ao longo do território, possibilitou a visualização de demandas

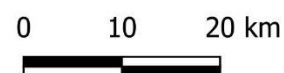
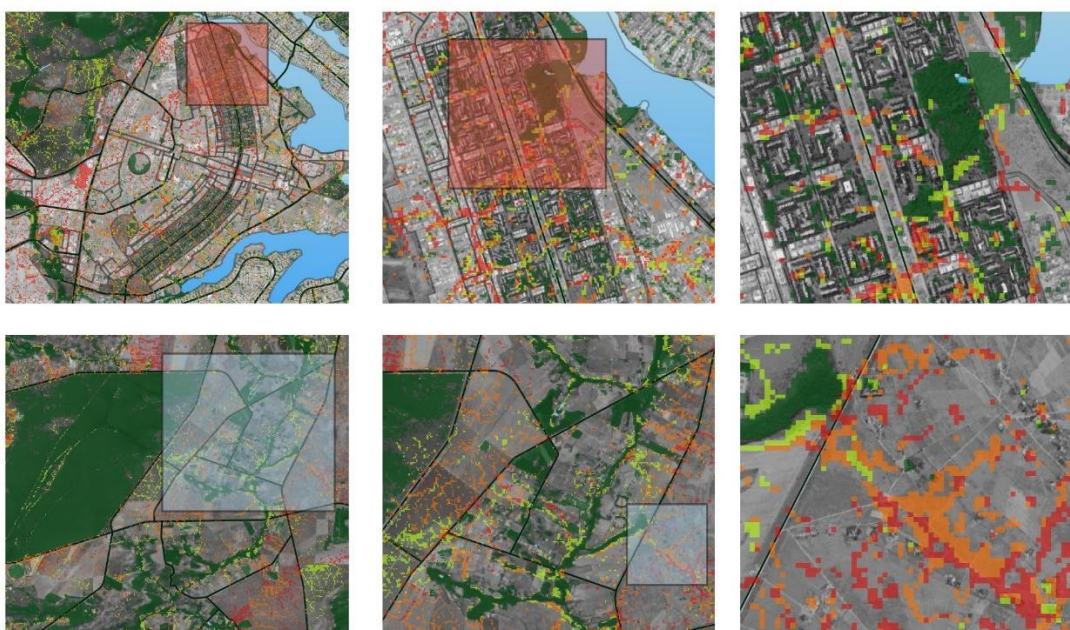
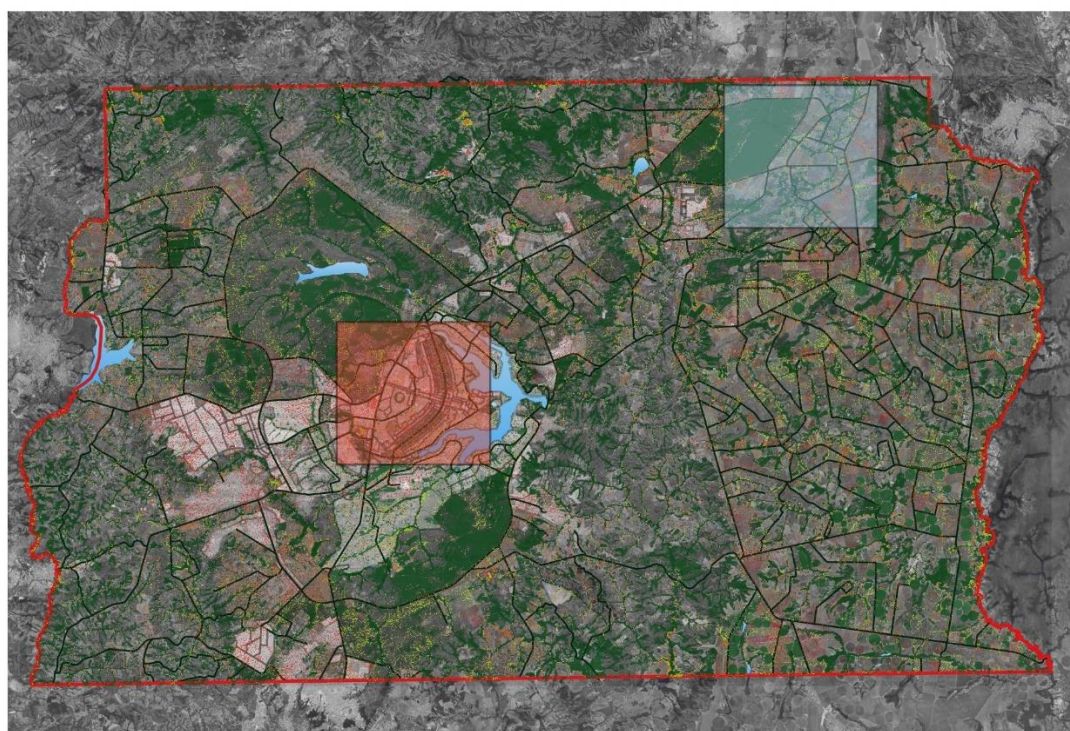
diferenciadas de recuperação ecológica que decorrem das formas de uso e ocupação do solo que levaram a diferentes impactos sobre o território. As áreas de integridade de PES evidenciaram manchas, corredores e trampolins ecológicos ao longo do mosaico territorial, útil para a identificação da necessidade de conservação de *hotspots* de integridade dos processos ecológicos de suporte: as maiores manchas nessa classe de paisagem coincidem com as áreas da Reserva da Biosfera do Cerrado ou se encontram dentro de seus limites. Por outro lado, essa estratificação por demanda possibilitou a visualização de áreas densamente vegetadas intercaladas entre esses *hotspots* e as áreas densamente urbanizadas, o que leva a diferentes níveis de conectividade.

Já as áreas de adaptação se distribuíram quase sempre contíguas às áreas de integridade de PES, nas bordas ou no interior de manchas e corredores e que possuem densidade arbórea, mas cuja umidade topográfica alta permitiria, conforme a estratégia de recuperação ecológica a ser adotada, a introdução de espécies nativas sem grande dispêndio de energia para a implantação. São encontradas tanto em áreas de caráter rural, quanto urbanas, ou de proteção integral.

Por fim, as áreas de transformabilidade representam áreas com baixa ou nenhuma densidade arbórea que, em função dos baixos fluxos ou da ausência de fluxo de carbono, podem ainda ser divididas em transformabilidade 1, levemente mais aptas a tais intervenções que as com transformabilidade 2. Porém em ambas o potencial de recuperação decorre da alta umidade do solo, que por sua vez possibilitaria soluções diversas em Infraestrutura Verde.

Em zonas rurais se destaca o potencial dessas áreas para configurarem conexões com corredores e núcleos de integridade de PES de acordo com a Figura 49. Porém em áreas urbanas evidenciaram-se trechos com aptidão para outras soluções em Infraestrutura Verde, quando poderiam compor o sistema de áreas verdes urbanas (SAVU). Observaram-se trechos de conflito onde se verifica tanto a ausência de áreas permeáveis quanto quantidades incipientes de vegetação arbórea, que poderiam estar associadas ou a áreas susceptíveis a inundações ou à existência de ilhas de calor.

Figura 49 – Espacialização da demanda por recuperação ecológica de acordo com as classes de paisagem e TWI (áreas úmidas e muito úmidas)



Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Cabe assim destacar que a integração do índice CO₂flux com o índice TWI à luz da Ecologia da Restauração responde à demanda por formas mais assertivas de planejamento e projeto da ocupação do território que considerem a proteção e a promoção do bem-estar humano, decorrente do fluxo de serviços ecossistêmicos na paisagem. Sua utilização conjunta possibilita indicar a aptidão de determinadas áreas à prestação de serviços ecossistêmicos a partir dos fatores conformadores dos processos ecológicos de suporte, decorrentes do cruzamento dos níveis de CO₂flux com as áreas úmidas apontadas pela aplicação do TWI. Ambos os índices refletem o fluxo de serviços ecossistêmicos na paisagem, dada sua sensibilidade às flutuações de energia, água, CO₂, nutrientes e biomassa, fatores essenciais à presença de processos ecológicos de suporte na paisagem (BONAM, 2008; COSTANZA et al., 2017), cujos valores mais altos são associados a fatores que contribuem com a resiliência e integridade ecológica: significativa presença de umidade e matéria orgânica no solo, permeabilidade, eficiência fotossintética, evapotranspiração e resistência da vegetação a estiagens (BONAM, 2008; SILVA; BAPTISTA, 2015a; HE et al., 2016; AMARAL; BAPTISTA; BEZERRA, 2020).

Destaca-se a propriedade da aplicação do CO₂flux dada a clara influência das diferentes formas de ocupação territorial sobre os fluxos de carbono na paisagem, conforme apresentado no item 4.1.2. As áreas localizadas na macrozona urbana do Distrito Federal apresentam maior predominância de trechos com ausência de fluxo de carbono, entremeadas por áreas com baixo e muito baixo fluxo. Tais áreas podem ser associadas a maiores concentrações de CO₂ na coluna atmosférica, configurando um domus de concentração desse gás, sobretudo acima de centros urbanos (AMARAL; BAPTISTA; BEZERRA, 2020). Na macrozona rural, há uma distribuição equilibrada entre trechos com muito baixo, baixo médio e alto fluxo de carbono. Cabe, contudo, destacar os núcleos da Reserva da Biosfera do Cerrado (RBC), presentes na macrozona de proteção integral, que como esperado, apresentam expressiva ocorrência de áreas com alto fluxo de carbono, representando *hotspots* de integridade dos processos ecológicos de suporte (TIMILSINA et al., 2013; LIU et al., 2019), e por isso sendo confirmadas como áreas de referência para programas de adaptabilidade e transformabilidade a serem empreendidos no DF.

Por outro lado, o TWI é essencial para que tais ações, dada a dependência dos processos ecológicos de suporte expressos pelo CO₂flux com a presença de umidade no solo (KOPECKÝ; MACEK; WILD, 2020), resultando em uma opção de *design*,

configurada a partir das tendências de fluxo e acumulação das águas ao longo do território. Não apenas possibilitam intervenções de adaptação ou transformabilidade capazes de recuperar, ampliar, conectar ou criar áreas com integridade ecológica integradas às diversas ocupações territoriais, como também agregam potencial para soluções em infraestrutura verde baseadas na regulação do regime hidrológico – Sistemas Sustentáveis de Drenagem Urbana. A infiltração natural da água por meio do uso da vegetação almejada por essa abordagem (OLADUNJOYE et al., 2019) pode ser potencializada em áreas com alta umidade do solo, dado seu potencial maior de degradação de lignina (LI et al., 2020), processo que aumenta gravemente a formação de macro poros no solo e sua capacidade de drenagem (AMARAL; COSTA; MUZZI, 2017).

Diante dessas evidências, a articulação do CO₂flux com o TWI se mostrou apta a ser adotada como uma opção para as ações de planejamento e projeto da paisagem visando a integridade ecológica no Distrito Federal, com soluções que observem a diversidade das ocupações territoriais. A assertividade dessa abordagem está na adoção de ações de acordo com a intensidade do fluxo de carbono e da umidade topográfica do sítio, diferenciados para cada uma das área estudadas. Os trechos enquadrados, na Figura 49, como áreas de adaptação, poderiam receber as intervenções iniciais, pois demandariam menor trabalho para atingir metas de integridade ecológica, ao passo que as áreas enquadradas na categoria de transformabilidade seriam trabalhadas em sequência, considerados os maiores esforços demandados (MCHARG, 1969; FOLKE et al., 2010; HOBBS et al., 2018; RUDBERG; KARPOUZOGLOU, 2022).

Tal integração é o passo inicial para o estabelecimento de critérios claros e assertivos de seleção de áreas com maior potencial para o desenvolvimento de processos ecológicos de suporte no mosaico territorial. O *design* resultante dessa integração pode subsidiar a proteção, ampliação, aperfeiçoamento ou criação de conexões ecológicas, formando a base para o traçado de uma rede regional integrada de infraestruturas verdes que considere os condicionantes da topografia sobre os processos hidrológicos. Ao mesmo tempo considera também o fluxo de serviços ecossistêmicos ao longo de toda a rede e seu enlace como as ocupações territoriais.

Realizadas as mensurações e avaliações das diferentes categorias de áreas que se pode encontrar no território do DF, referentes ao estudo dos processos ecológicos de suporte, é possível avaliar o mosaico de paisagem do DF com maior

assertividade sem, contudo, incidir no empirismo que muitas vezes ocorre nesse tipo de leitura da paisagem.

Assim, com esses dados, é possível aplicar as categorias da Ecologia da Paisagem utilizando as métricas da paisagem estudadas no Capítulo 2, o que possibilita levantar indícios para a qualificação funcional da estrutura ecológica conformada pela distribuição da vegetação.

CAPÍTULO 5 – AVALIAR E DEFINIR CENÁRIOS PARA OS PROCESSOS ECOLÓGICOS DO DISTRITO FEDERAL: MÉTRICAS DA ECOLOGIA DA PAISAGEM E GEODESIGN

O planejamento e projeto da paisagem que vise à consideração dos processos ecológicos de suporte não possui uma metodologia clara sobre como identificar e mensurar a integridade ecológica da paisagem, bem como integrar os resultados obtidos em análises centradas em métricas da Ecologia da Paisagem, para então, planejar o acesso aos serviços ecossistêmicos e/ou promover a recuperação ecológica. Tampouco são internalizados processos que envolvam os diferentes conhecimentos e atores que as diversas abordagens conceituais e teóricas sobre o tema recomendam.

Diferentes ferramentas foram estudadas no Capítulo 3 para mensurar e avaliar os processos ecológicos de suporte do território, bem como para proceder à proposição de intervenções que respondam às necessidades de proteção, adaptação e transformabilidade que a paisagem em escala regional demande. No Capítulo 4 tratou-se das formas de mensuração, e neste Capítulo 5 se avança para a avaliação e construção de cenários de intervenção visando ao ordenamento territorial com garantia dos processos ecológicos de suporte.

O método de leitura da paisagem utilizado, estudado no Capítulo 2, foi o das métricas da paisagem que apoiam uma decisão assertiva em quais áreas atuar para melhoria das funções da paisagem (FORMAN, 1986; DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996), pela aplicação das métricas estudadas no Capítulo 2, conciliando com a multifuncionalidade e multiescalaridade, que são os princípios a serem alcançados seguindo a abordagem conceitual da Infraestrutura Verde. Por fim, adotou-se o método de planejamento do Geodesign possibilitando a análise integrada necessária à assertividade das ações de planejamento e projeto da paisagem.

5.1 APLICAÇÃO DAS MÉTRICAS DA PAISAGEM AO TERRITÓRIO DO DISTRITO FEDERAL

A avaliação da qualidade dos padrões de distribuição espacial dos fragmentos de vegetação com integridade ecológica³³, Capítulo 4, deu-se a partir da aplicação

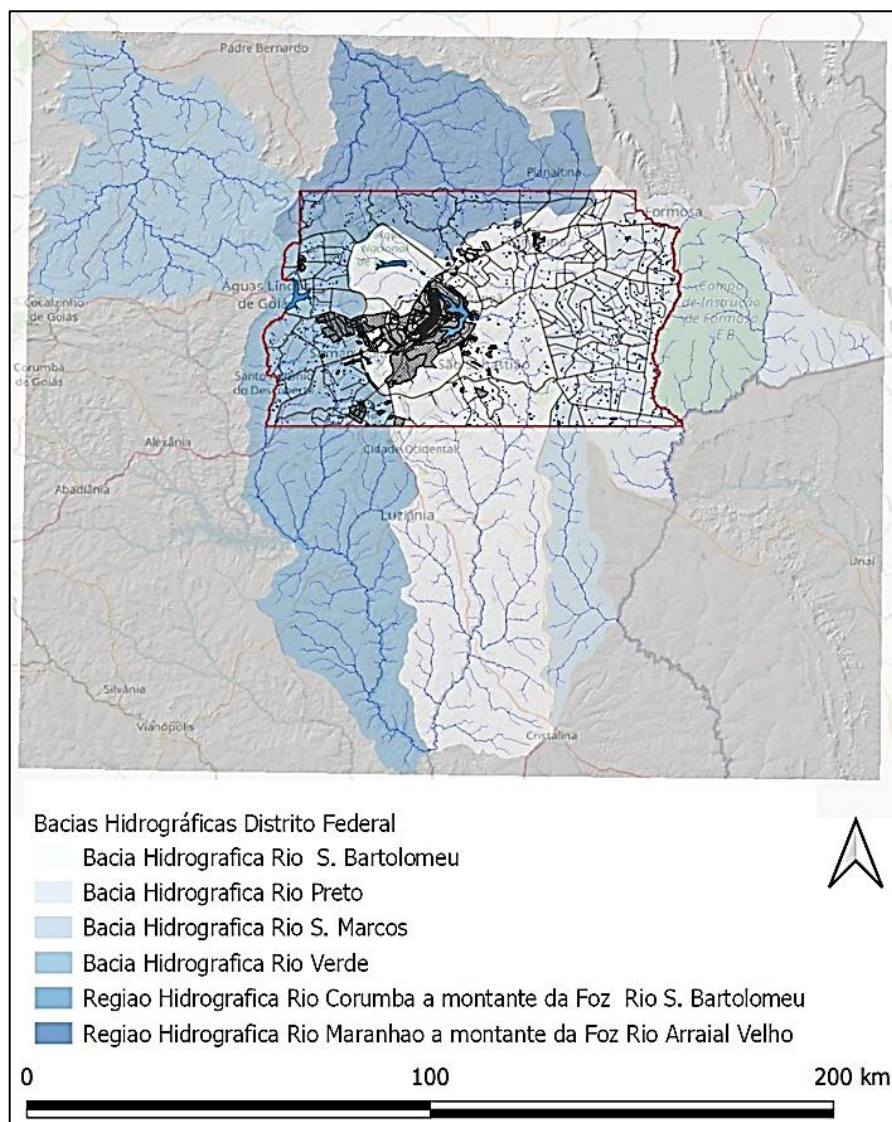
³³ De acordo com Firehock e Walker (2019), integridade ecológica é a habilidade de um sistema biofísico de suportar e manter relações ecológicas, biodiversidade e funcionalidades, comparáveis ao

das seguintes métricas: Fator Forma, Área Núcleo e Conectividade, que não apenas espelham a identificação de manchas e corredores, como permitem a avaliação das áreas com melhores aptidões para a geração de biodiversidade e fluxo gênico ao longo do território.

Para a definição dos fragmentos com integridade ecológica a serem utilizados na aplicação das métricas da paisagem, primeiro foi preciso expandir a área de estudo, pois, mesmo que esta pesquisa se limite a ações de adaptação e transformabilidade no mosaico do Distrito Federal, as estruturas da paisagem a serem consideradas, assim como os efeitos dessas ações, não se restringem às fronteiras administrativas. Nesse sentido, adotou-se, conforme indicado por McHarg (1969), uma avaliação por bacias hidrográficas, expandindo a área de estudo de forma a abarcar as bacias hidrográficas que interceptam os limites do DF, conforme Figura 50: Bacia Hidrográfica do Rio São Bartolomeu, Bacia Hidrográfica do Rio Preto, Bacia Hidrográfica do Rio São Marcos, Bacia Hidrográfica do Rio Verde, Região Hidrográfica do Rio Corumbá a montante de Foz do Rio São Bartolomeu, e Região Hidrográfica do Rio Maranhão a montante da Foz do Rio Arraial Velho.

desempenho em habitats naturais. Por sua vez, tal integridade existe quando as principais características ecológicas do sistema biofísico apresentam resiliência tanto às perturbações naturais, quanto às antrópicas.

Figura 50 – Bacias hidrográficas que interceptam os limites administrativos do Distrito Federal



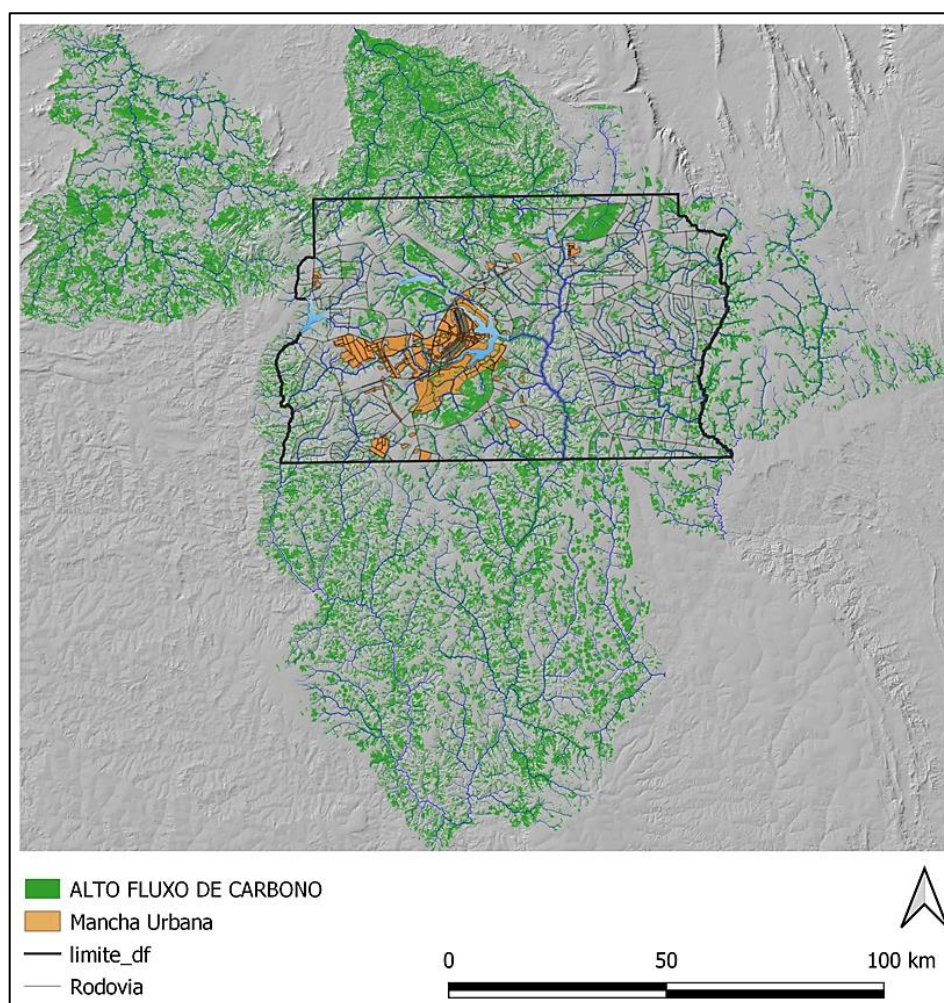
Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Em sequência, utilizou-se o arquivo *shape* das bacias hidrográficas supracitadas como máscara de recorte da cena utilizada no estudo, em cujo arquivo GeoTIFF é feita nova aplicação do índice CO_2flux , conforme o item 4.1.2.2 Nessa fase, empregando a calculadora espectral do programa utilizado (QGIS), foram separados os pixels com valores maiores ou iguais à classe com maior desempenho no fluxo de carbono. O resultado foi a geração de um arquivo GeoTIFF booleano, o qual foi classificado por valores únicos, resultando em pixels com valores iguais a 1, que equivalem às áreas com maior integridade ecológica e os com valor 0, que equivalem às demais categorias de sequestro de carbono. Eliminaram-se da classificação os pixels iguais a 0, aplicando-se em sequência sobre o GeoTIFF modificado o comando

de conversão raster para vetor (poligonizar). Dessa operação obtêm-se um *layer* referente aos fragmentos a serem considerados na aplicação das métricas da paisagem, o qual, por sua vez deve ser convertido em *shapefile*. Considerando que este estudo se centra na escala regional com vistas à definição de ações de recuperação ecológica que contribuam para a estruturação de uma rede regional de infraestruturas verdes a partir dos processos ecológicos de suporte, foram desconsiderados os fragmentos inferiores a 900 m², equivalentes a aproximadamente dois pixels da cena Landsat 8.

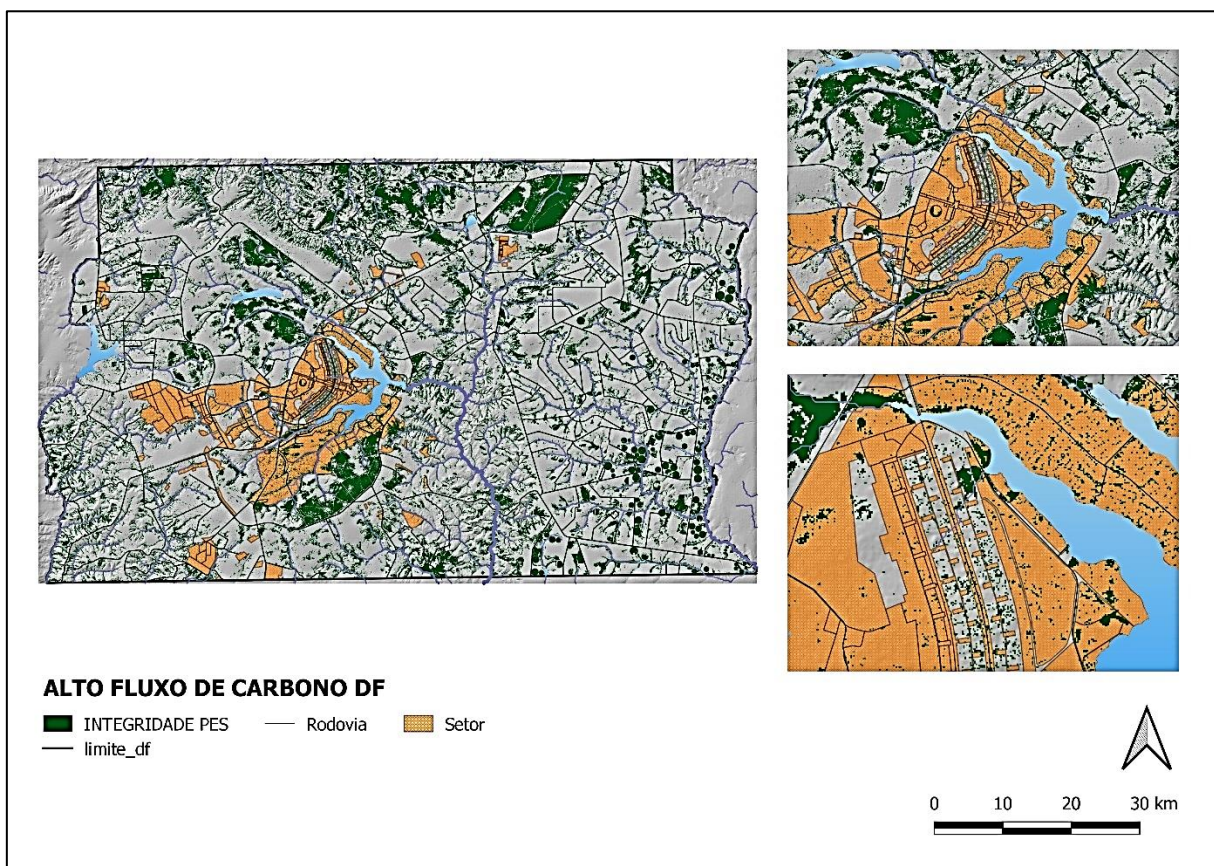
Na Figura 51 constam as áreas em cujos fragmentos de vegetação foram aplicadas métricas da Ecologia da Paisagem e que correspondem a áreas cujos fluxos de carbono denotam significativa vegetação de porte arbóreo. Assim, a avaliação se dá sob uma perspectiva funcional da vegetação ao longo da matriz territorial, e não apenas pela identificação fitofisionômica (que seria o método mais corrente na aplicação de métricas da paisagem). Tais fragmentos, por sua vez, conforme Figura 52, se apresentaram contíguos ou entrelaçados com as áreas urbanas, denotando o potencial dessas áreas para o planejamento e projeto do fluxo de serviços ecossistêmicos em direção a tais ocupações. Foram identificados 128,972 fragmentos, perfazendo cerca de 572.465,42 ha.

Figura 51 – Fragmentos extraídos para análise das métricas da paisagem a partir das áreas com integridade de processos ecológicos de suporte



Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Figura 52 – Fragmentos extraídos para avaliação das métricas da paisagem sobrepostos às ocupações urbanas



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Após a definição dos fragmentos que serão utilizados na aplicação das métricas da paisagem, apresentam-se o método e os resultados decorrentes da aplicação das métricas da paisagem Fator Forma, Área Núcleo e Conectividade (calculadas por meio do *software* ArcMap10.8.1, com licença adquirida pela Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da UnB).

5.1.1 Determinando o Fator Forma

A métrica Fator Forma permite a avaliação da relação entre área e perímetro do fragmento, possibilitando a avaliação de sua vulnerabilidade a impactos externos e susceptibilidade ao efeito de borda. Quanto mais irregular a forma do fragmento, maior sua susceptibilidade a tais influências.

O Fator Forma é obtido a partir do cálculo da área e do perímetro dos fragmentos identificados, no *shapefile*, referente aos fragmentos com integridade ecológica. Criam-se os campos perímetro e área na tabela de atributos do arquivo,

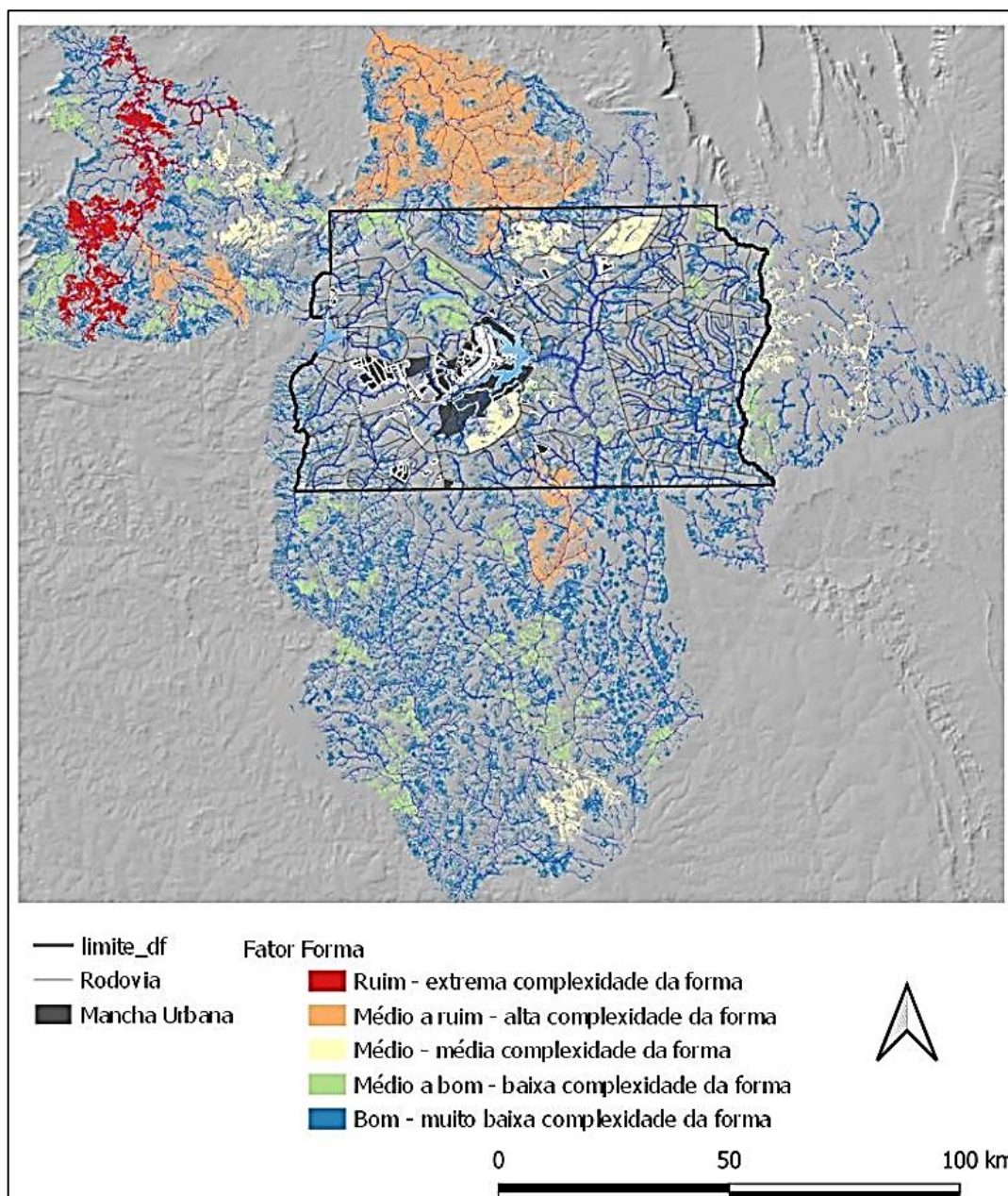
aplicando-se em sequência o comando calcular geometria (*calculate geometry*). Após isso, cria-se o campo Fforma, no qual, com a utilização da calculadora de campo (*field calculator*) do programa ArcGis, é aplicada a (7), considerando o perímetro dos fragmentos em metros lineares e a respectiva área em metros quadrados:

$$Fator\ forma = \text{perímetro}/2 \times \sqrt{(3.1416 \times \text{área})} \quad (7)$$

Segue-se à classificação do Fator Forma em quebras naturais (*natural breaks*). Os fragmentos que apresentam o maior índice são os que têm maior relação perímetro–área, portanto são os fragmentos que apresentam o pior Fator de Forma.

Como dito, a aplicação da métrica da paisagem Fator Forma fornecerá indícios das áreas menos ou mais susceptíveis a influências externas. Nesse processo, a complexidade dos fragmentos expressou-se em cinco categorias, desde as áreas com maior susceptibilidade até as mais estáveis e resilientes em relação a impactos externos. A partir dos valores encontrados, adotou-se para efeito de representação da realidade do conjunto de bacias hidrográficas analisadas as seguintes classes de Fator Forma: (i) Ruim – extrema complexidade; (ii) Médio a ruim – alta complexidade; (iii) Médio – média complexidade; (iv) Médio a bom – baixa complexidade; (v) Bom – muito baixa complexidade, distribuídos conforme a Figura 53.

Figura 53 – Aplicação da métrica Fator Forma sobre os fragmentos da área de estudo



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Os valores de Fator Forma encontrados variaram entre 53.730.000.000 e 6.681, com média e mediana com valores distantes (2.873.541,92 e 15,823.1) e desvio padrão de 214.630.899,74 com uma variabilidade de 57.697, indicando significativa heterogeneidade entre as métricas. Nesse sentido, a área de estudo apresenta apenas um fragmento categorizado como ruim, com cerca de 324.339 ha, ocupando 5,66% da mancha estudada e cinco fragmentos entre ruim a médio, somando em torno de 944.925,10 ha, 16,48%. Por outro lado, observaram-se

3.341.740,33 ha com bom Fator Forma, distribuídos em 77.599 fragmentos de menor porte, cuja maioria dos valores gira em torno de 6680,91. Este valor de Fator Forma encontra-se abaixo da mediana, ofertando indícios de que ele abarca menos da metade das ocorrências da métrica.

Esses fragmentos por sua vez se encontram preponderantemente dentro dos limites do Distrito Federal, concentrados aparentemente ao longo dos cursos hídricos superficiais. Por outro lado, as áreas com extrema ou alta complexidade da forma encontram-se, quase na sua totalidade, fora dos limites administrativos do DF, ao sul, na Bacia Hidrográfica do Rio São Bartolomeu, e ao norte, na Bacia Hidrográfica do Rio Verde e na Região Hidrográfica do Rio Maranhão a montante da Foz do Rio Arraial Velho.

Vale ressaltar que, com resultados intermediários, passíveis de melhoria perante ações de recuperação ecológica, apresentam-se os núcleos da Reserva da Biosfera do Cerrado. As estruturas biofísicas contidas no Parque Nacional de Brasília (PARNA) apresentaram baixa complexidade da Forma e, os demais núcleos da RBC — compostos Estação Ecológica de Águas Emendadas e o conjunto da Reserva Ecológica do IBGE, da Fazenda Água Limpa da Universidade de Brasília e da Estação Ecológica Jardim Botânico — apresentaram média complexidade.

A Tabela 2 apresenta a avaliação da complexidade da forma dos fragmentos, conforme os resultados da aplicação da métrica.

Tabela 2 – Complexidade da forma dos fragmentos conforme os resultados de aplicação da métrica da paisagem Fator Forma

COMPLEXIDADE DOS FRAGMENTOS	FATOR FORMA	ÁREA (M² e HA)³⁴	ÁREA PERCENTUAL	NÚMERO DE FRAGMENTOS
Ruim - Extrema complexidade	3.328.000.001 a 53.730.000.000	324.339.000,00 32.433,90	5.66	1
Médio a ruim - Alta complexidade	293.000.001 a 3.328.000.000	944.925.000,10 94.492,51	16.48	5
Médio - Média complexidade	126.100.001 a 293.000.000	464.472.000,90 46.447,29	8.10	8

³⁴ No cálculo do Fator Forma dos fragmentos analisados, as áreas foram calculadas em metro quadrado, em conformidade com o perímetro, calculado em metros lineares. Por outro lado, a tabela apresenta também os dados convertidos para hectares, para o paralelismo entre as demais métricas, que foram calculadas em hectare.

COMPLEXIDADE DOS FRAGMENTOS	FATOR FORMA	ÁREA (M ² e HA) ³⁴	ÁREA PERCENTUAL	NÚMERO DE FRAGMENTOS
Médio a bom - Baixa complexidade	34.970.001 a 126.100.000	659.045.000,71 65.904,57	11.49	38
Bom - Muito baixa complexidade	6681 a 39.470.000	3.341.740.334,00 334.174,03	58.27	77.599
TOTAL		5.734.532.030,00 573.453,20	100	77.651

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

5.1.2 Determinando a Área Núcleo

A métrica Área Núcleo indica as áreas com maior potencial de desenvolvimento de biodiversidade e estabilidade ecológica. Essa métrica corresponde a um polígono interno ao fragmento após a aplicação de um *buffer* de - 100 metros, como uma estimativa da dimensão efeito de borda sobre os fragmentos (FIREHOCK; WALKER, 2019; MOURA; FREITAS, 2020).

Após a geração do *buffer*, cria-se, a partir do *layer* produzido, um *shapefile* denominado **área núcleo**. Nele é gerada na tabela de atributos do arquivo, uma coluna denominada **Core**. Aplica-se o comando calcular geometria (*calculate geometry*), gerando as áreas núcleo de cada fragmento. Em sequência, reúne-se o *shape* Área Núcleo com o de Fator Forma por meio do comando *Join*, a partir da localização espacial (*spatial location*), atentando para indicar, nessa operação, que seja realizada a **soma** (*sum*) dos núcleos. São assim relacionados os *cores* encontrados com os respectivos fragmentos no arquivo original (nem todos os fragmentos, dada sua geometria, possuem núcleos). Os fragmentos com núcleo são identificados pela coluna *count* gerada por essa operação, em que os valores iguais a zero indicam ausência de núcleo e os valores positivos a quantidade de núcleos existentes no fragmento.

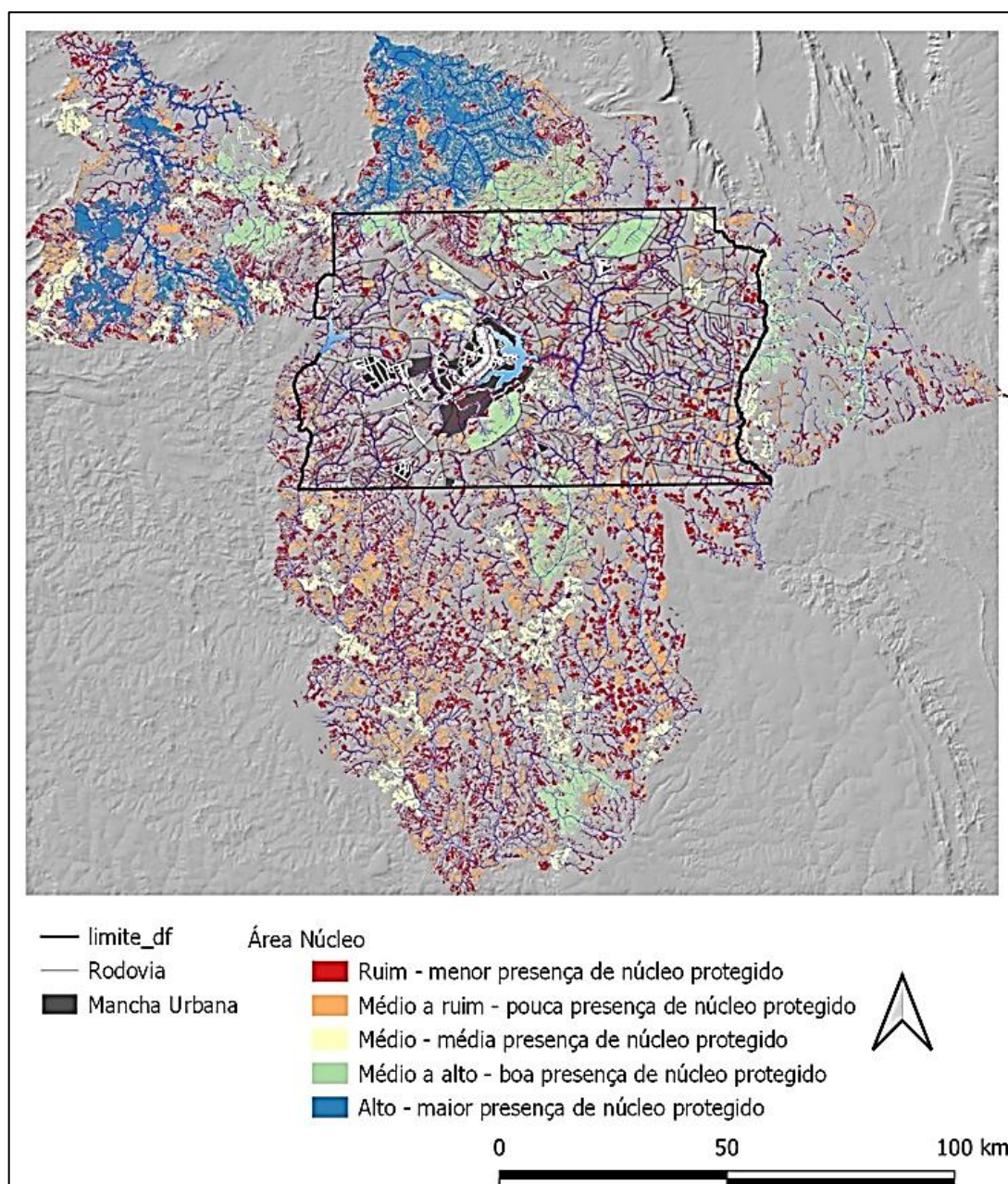
Segue-se a classificação da soma das áreas núcleo dos fragmentos em quebras naturais (*natural breaks*). Os que apresentam maior área são considerados como aqueles com maior integridade ecológica e potencial para geração de biodiversidade.

A aplicação da métrica da paisagem Área Núcleo possibilitou analisar, entre as estruturas biofísicas estudadas, quais configuraram *hotspots* de processos ecológicos

de suporte, com maior potencial de integridade ecológica e, em decorrência, de geração de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos (SPA)³⁵ (FISHER; TURNER; MORLING, 2009; JACOBS et al., 2015). Nesse processo, a presença de núcleos protegidos no fragmento foi estratificada em cinco categorias, desde as áreas com menor presença, até aquelas com maior presença. A partir dos valores encontrados adotou-se, para efeito de representação da realidade do conjunto de bacias hidrográficas, as seguintes classes de área núcleos, conforme a complexidade dos fragmentos biofísicos estudados: (i) Ruim – menor presença de núcleo protegido; (ii) Médio a ruim – pouca presença de núcleo protegido; (iii) Médio – média presença de núcleo protegido; (iv) Médio a alto – boa presença de núcleo protegido; (v) Alto – maior presença de núcleo protegido, distribuídos conforme a Figura 54.

³⁵ Potenciais *hotspots* de processos ecológicos de suporte (TIMILSINA et al., 2013; FIREHOCK; WALKER, 2019).

Figura 54 – Aplicação da métrica Área Núcleo sobre os fragmentos da área de estudo



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Os valores de Área Núcleo giraram em torno de 16.983,90 a 0, com média e mediana com valores distantes (1.484 e 0, respectivamente) e desvio padrão de 78,39 com uma variabilidade de 3.052. De forma aparentemente oposta aos resultados encontrados nas análises do Fator Forma, as melhores áreas núcleo se encontram em 3 fragmentos, totalizando 27.829,10 ha (24,15%), com maior presença de núcleo protegido, seguidos por 11 fragmentos, com boa presença, cujas áreas somam 24.288,26 ha (21,07%). Por outro lado, existem 77.389 fragmentos com menor

presença de área núcleo. Entre esses observou-se ainda a predominância de fragmentos com valores iguais a zero (sem núcleo) equivalentes ao valor da mediana, indicando que a metade ou mais dos fragmentos ao longo do território se encontram nessa situação, conforme Tabela 3.

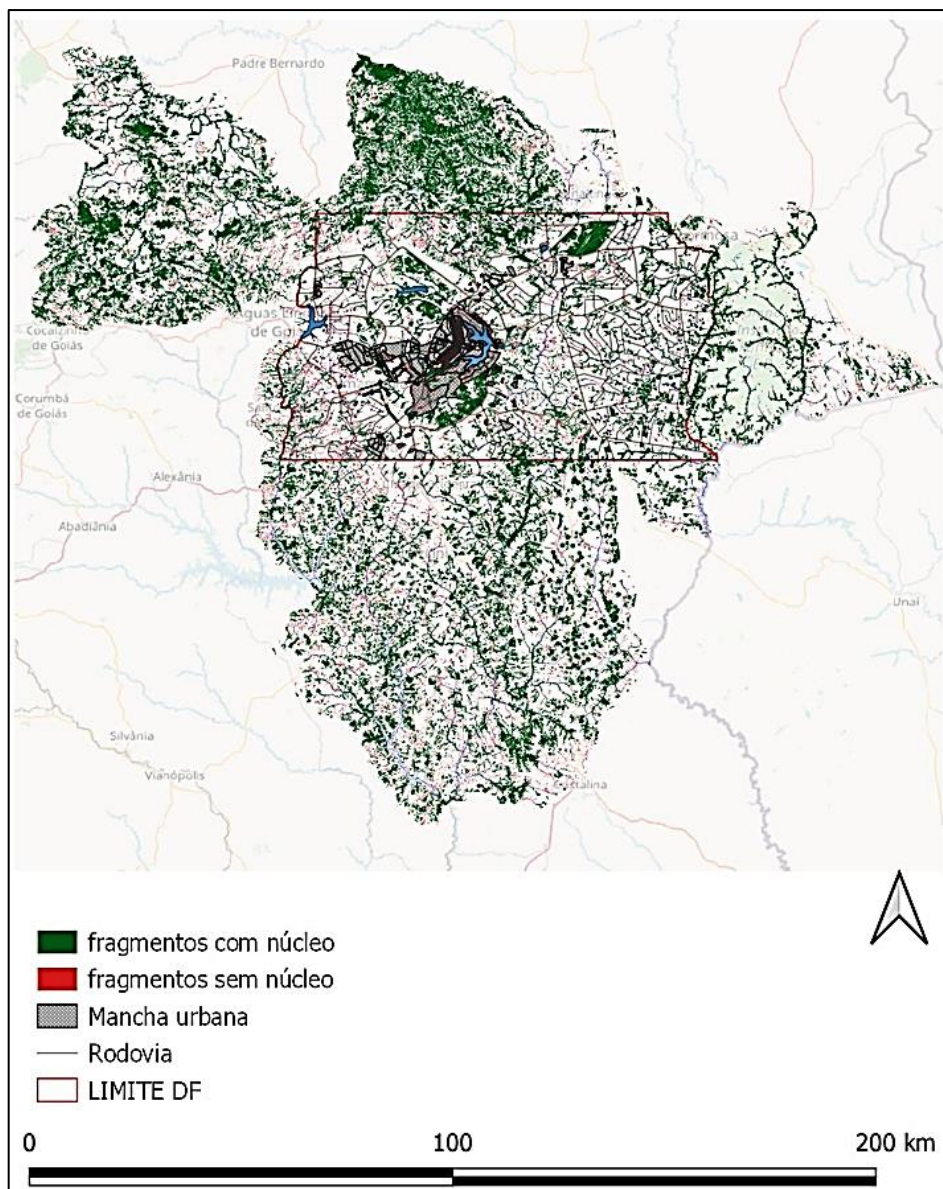
Tabela 3 – Presença de Áreas Núcleo nos fragmentos conforme os resultados de aplicação da métrica da paisagem Área Núcleo

PRESENÇA DE ÁREAS NÚCLEO	ÁREA NÚCLEO TOTAL (HA)	ÁREA NÚCLEO TOTAL POR CATEGORIA (HA)	ÁREA %	NÚMERO DE FRAGMENTOS
Alto – maior presença de núcleo protegido	16.983,90 a 3.323,34	27.829,10	24,15	3
Médio a alto - boa presença de núcleo protegido	3.283,33 a 1.098,94	24.288,26	21,07	11
Médio - média presença de núcleo protegido	1.098,93 a 309,08	16.447,71	14,27	33
Médio a ruim – pouca presença de núcleo protegido	309,08 a 62,50	27.193,44	23,60	215
Ruim - pior presença de núcleo protegido	62,49 a 0	19.475,60	16,90	77.389
TOTAL		115.234,12	100	77.651

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Esses fragmentos sem núcleo somam ao todo 74.548 fragmentos (96% das ocorrências na área de estudo), perfazendo uma área de cerca de 82.081,53 ha, ao passo que as áreas com núcleo (correspondentes às demais categorias) agrupam-se em 3.103 fragmentos, porém ocupando uma área correspondente a 490.383,89 ha. Assim apenas 4% dos fragmentos possuem núcleos aptos à geração de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos, caracterizados como SPA, porém abarcando cerca de 85% da área total. Contudo essas áreas com ausência de núcleo encontraram-se pulverizadas quase uniformemente ao longo da área de estudo, com diversos potenciais de manejo da vegetação para a proteção ou promoção dos processos ecológicos de suporte, se ou quando articuladas com as SPA (áreas com núcleo protegido), conforme Figura 55.

Figura 55 – Distribuição dos fragmentos sem núcleo e com núcleo na área de estudo



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Importante citar que as duas áreas com maior presença de núcleos de grande integridade ecológica encontram-se fora das divisas do Distrito Federal, ao norte, na Bacia Hidrográfica do Rio Verde e na Região Hidrográfica do Rio Maranhão a montante da Foz do Rio Arraial Velho. Porém os núcleos da Reserva da Biosfera do Cerrado, que se encontram dentro do DF, Estação Ecológica da Contagem e o conjunto da Reserva Ecológica do IBGE, da Fazenda Água Limpa da Universidade de Brasília e da Estação Ecológica Jardim Botânico (APA Gama/Cabeça de Veado), apresentaram boa presença de núcleo protegido, seguidos pelo Parque Nacional de Brasília (PARNA), com média presença de núcleo protegido. Essas áreas podem vir

a ser objeto de ações de recuperação ecológica para a melhoria da presença de áreas núcleo e seu papel estratégico para a preservação do Bioma Cerrado.

Ressalte-se que, a partir dessa análise, observaram-se ainda duas estruturas biofísicas com boa presença de núcleo protegido: uma ao longo da divisa norte do Distrito Federal, e outra ao longo da divisa sul. A primeira, localizada entre o PARNA e a Estação Ecológica da Contagem, na Região Hidrográfica do Rio Maranhão a montante da Foz do Rio Arraial Velho, incide sobre a APA do Planalto Central. Contudo o zoneamento dessa APA não espelha sua importância perante as métricas da Ecologia da Paisagem, considerando-a em sua maior parte como Zona de Proteção (*buffer*) do PARNA de Brasília e da REBIO da Contagem, destinada apenas a minimizar os impactos ambientais gerados na região do entorno dessas unidades de conservação. Por sua vez, a segunda, na Bacia Hidrográfica do Rio São Bartolomeu, apesar de seus atributos ecológicos, não possui nenhum grau de proteção ambiental que garanta a integridade das áreas núcleo nela existentes.

5.1.3 Determinando a Conectividade

A métrica Conectividade indica a quantidade de áreas próximas aos fragmentos necessária para que o fluxo gênico não se interrompa, configurando áreas que têm potencial para atuarem como trampolins ecológicos entre os fragmentos (MOURA; FREITAS, 2020). Quanto maior a quantidade de fragmentos dentro do raio de entorno de cada fragmento, maior a conectividade da área³⁶.

O cálculo da Conectividade se inicia pela criação de um *buffer*, estimado em 500 metros, sobre os fragmentos do *shape* individual, cujo *layer* é utilizado para a geração de um *shapefile* Conectividade. Esse *shape*, por sua vez, é integrado ao do arquivo original, por meio do comando *Join*, por localização espacial (*spatial location*). Nesse processo, não é necessário escolher uma operação específica (como *sum* no caso do cálculo das áreas núcleo), pois o foco é na quantidade de conexões vizinhas ao fragmento expressas pela coluna ***count*** (gerada automaticamente na execução do comando), sendo irrelevante a operação selecionada durante o comando supracitado.

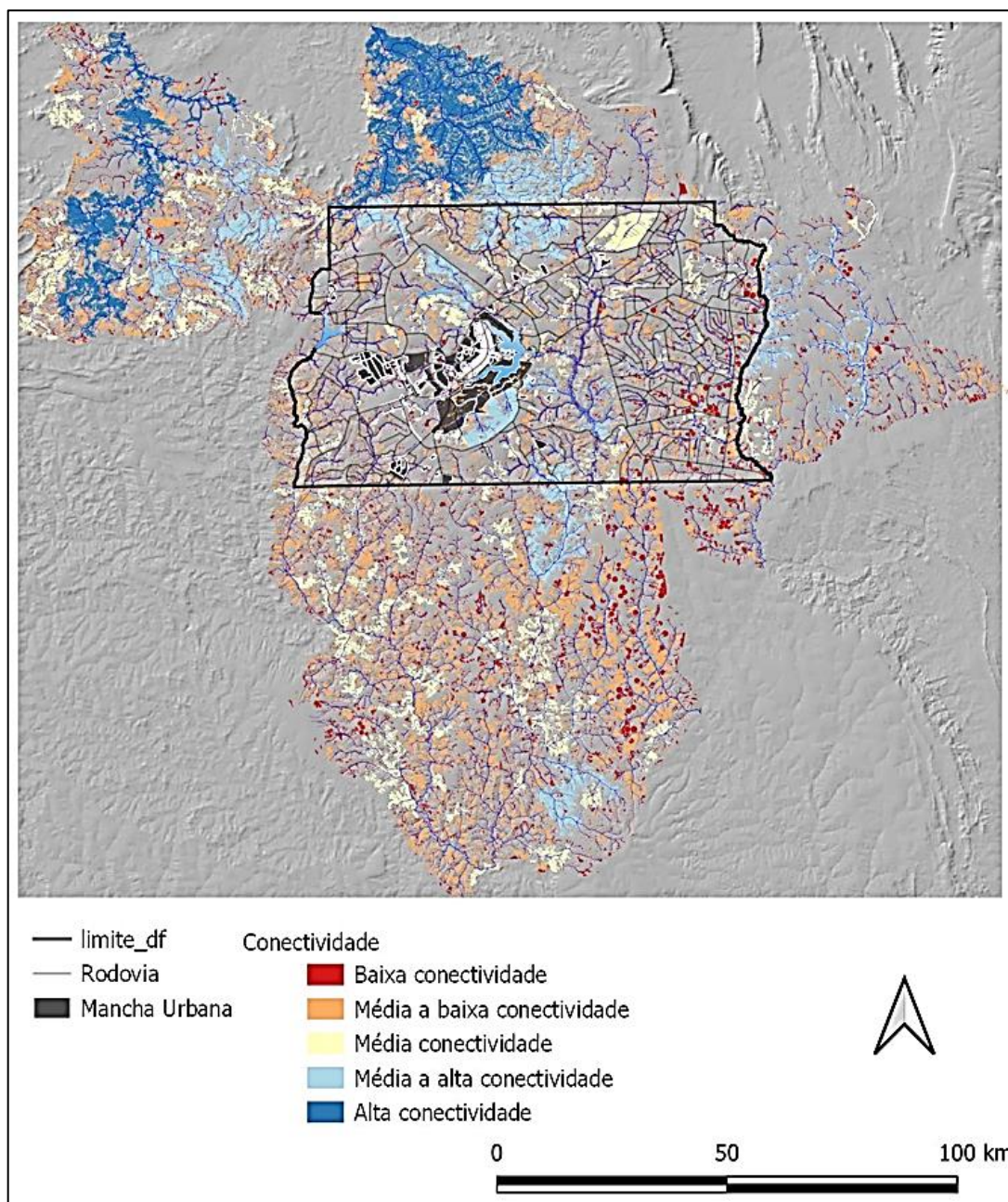
³⁶ Em análises mais detalhadas de conectividade entre fragmentos, é importante verificar se, no espaço entre as áreas, há obstáculos físicos, como estradas e rodovias, que podem configurar barreiras que demandam tratamento específico em microescala (DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996), como a implantação de ecodutos (CATELLA; TOMÁS; MOURÃO, 2010).

A classificação a ser gerada será a partir dessa coluna, por quebras naturais (*natural breaks*). Os que apresentam maior número de fragmentos interceptados no *buffer* serão os com maior conectividade e potencial para fluxo da biodiversidade, entre outros serviços ecossistêmicos, conforme apresentado na Figura 56.

Quanto à análise é importante dizer que a aplicação da métrica Conectividade possibilitou refinar a indicação das áreas a serem manejadas, como áreas de conexão (SCA), entre potenciais *hotspots* de processos ecológicos de suporte (SPA) e as áreas a serem beneficiadas (SBA) pelo direcionamento de serviços ecossistêmico (FISHER; TURNER; MORLING, 2009; JACOBS et al., 2015).

Nesse processo, a concentração de conexões entre os fragmentos foi estratificada em cinco categorias, desde as áreas com menor número de conexões, até aquelas com maior número de conexões. A partir dos valores encontrados, adotaram-se para efeito de representação da realidade do território analisado cinco classes de Conectividade: (i) Baixa conectividade; (ii) Média a baixa conectividade; (iii) Média conectividade; (iv) Média a baixa conectividade; (v) Alta conectividade, conforme a Figura 56.

Figura 56 – Aplicação da métrica Conectividade sobre os fragmentos da área de estudo



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Os valores da métrica giraram em torno de 5.440 a 1, com média e mediana próximas (16,5 e 14), desvio padrão 30,87 e variabilidade de 234. As maiores concentrações de Conectividade se encontram em 2 fragmentos, totalizando 91.794,20 ha (16% da área de estudo), que concentram 4.708,5 conexões entre as 5.886,28 de conexões no território: um número muito acima da média de conexões por fragmento (1.962,09). Tais fragmentos, que apresentam as concentrações mais significativas de conectividade — caracterizados como SCA —, coincidem com

aqueles considerados pela métrica área núcleo como as maiores SPA do mosaico sob estudo, corroborando-se como *hotspots* de processos ecológicos de suporte, capazes não apenas de gerar serviços ecossistêmicos, como também, conectá-los a uma expressiva diversidade de fragmentos. Com potencial semelhante, seguem-se 15 fragmentos, com média a alta conectividade, cujas áreas somam 84.641,55 (14,76%), acumulando uma área de 176.435,75 ha (30,76%). Porém as áreas de média a baixa e baixa conectividade são preponderantes no território e acumulam 48,36% da mancha estudada (277.340,25 ha). Nesse intervalo existem 5.818 fragmentos, com baixa conectividade (entre 23 e 1), entre os quais os com 10 conexões por fragmento configuram o valor de maior ocorrência (4.524). (Tabela 4)

Tabela 4 – Conexão entre os fragmentos conforme os resultados de aplicação da métrica da paisagem Conectividade

CONNECTIVIDADE	CONEXÕES	ÁREA TOTAL (HA)	ÁREA %	NÚMERO DE FRAGMENTOS	CONEXÕES POR FRAGMENTOS
Alta conectividade	5.440 a 3.977	91.794,20	16	2	4.708,5
Média a alta conectividade	3.976 a 593	84.641,55	14,76	15	923,8
Média conectividade	592 a 122	119.677, 21	20,88	144	208,4
Média a baixa conectividade	121 a 24	177.517,39	30,96	11.671	34,68
Baixa conectividade	23 a 1	99.822,86	17,40	75.818	10,9
TOTAL		573.453,20	100	77.651	1.962,09

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Ressalte-se que as duas áreas com maior conectividade, em consonância com o estudo das demais métricas, encontram-se fora das divisas do Distrito Federal, ao norte, na Bacia Hidrográfica do Rio Verde e na Região Hidrográfica do Rio Maranhão a montante da Foz do Rio Arraial Velho. Porém as fronteiras do Distrito Federal são atravessadas por extensas manchas com alta a média conectividade contíguas a esses *hotspots*, o que viabilizaria, com o devido manejo, sua ligação com os núcleos da Reserva da Biosfera do Cerrado Parque Nacional de Brasília (PARNA) e Estação Ecológica de Águas Emendadas.

Cabe ressaltar que, ao passo que as manchas de vegetação robusta no PARNA apresentaram de boa a média conectividade, a Estação Ecológica de Águas

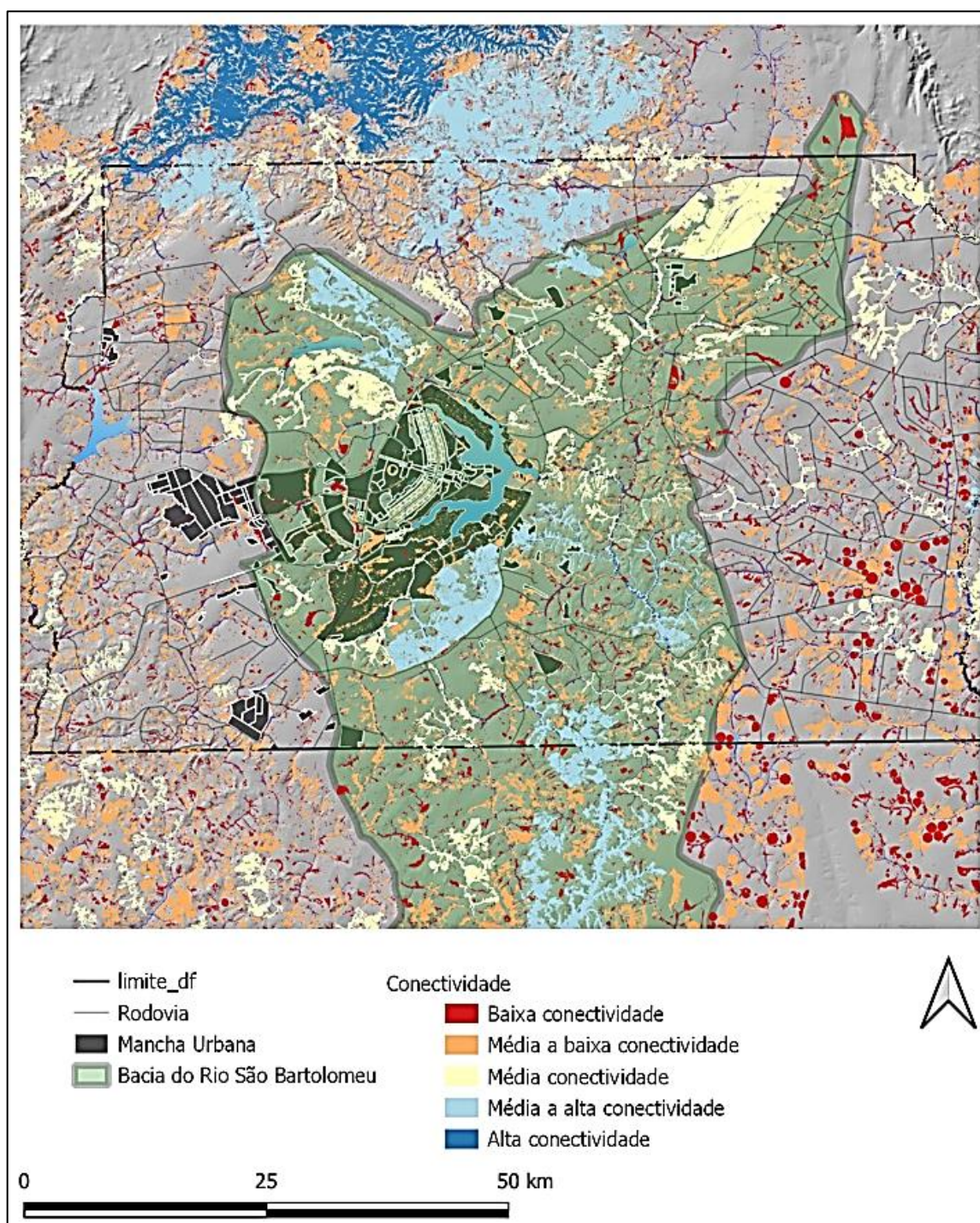
Emendadas, demonstrou indícios de maior isolamento, na classe de média conectividade, apontando para a necessidade de aumento da concentração de conexões entre essa unidade de conservação e os fragmentos em seu entorno. Já as conexões do PARNA com seu entorno poderiam ser melhoradas com menor esforço de recuperação ecológica, dado o enquadramento dessas áreas entre as com melhores conexões no DF.

Por sua vez, ao sul do Distrito Federal, o núcleo da RBC referente ao conjunto da Reserva Ecológica do IBGE, da Fazenda Água Limpa da Universidade de Brasília e da Estação Ecológica Jardim Botânico apresenta níveis de conectividade relativamente satisfatórios, com potencial de expansão para o vetor sul, ao longo da Bacia do Rio São Bartolomeu.

A conexão desse núcleo demandaria ações de recuperação ecológica ao longo do Rio São Bartolomeu e sua rede de afluentes, consolidando seu potencial como corredor ripário. Contudo, o curso d'água do Rio São Bartolomeu apresenta heterogeneidade de classes de conectividade, com a predominância de média a média baixa conectividade, intercaladas com fragmentos com médio a alta conectividade (Figura 57).

Devidamente manejadas, as formações vegetais ao longo dessa Bacia poderiam caracterizar importante SCA entre o conjunto da Reserva Ecológica do IBGE, da Fazenda Água Limpa da Universidade de Brasília e da Estação Ecológica Jardim Botânico, a Estação Ecológica de Águas Emendadas e o PARNA, protegendo e promovendo não apenas a integridade ecológica das estruturas biofísicas envolvidas e o fluxo de serviços ecossistêmicos para as ocupações territoriais ao longo desse vetor, como também ligações regionais pelas divisas norte e sul do DF.

Figura 57 – Heterogeneidade da métrica Conectividade ao longo da Bacia do Rio São Bartolomeu



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Realizadas todas essas análises, fundamentadas tanto nas mensurações dos índices espectrais estudados, quanto nas leituras de comportamento do mosaico da paisagem do DF, que por sua vez levaram à identificação das áreas que demandam intervenções na paisagem em diferentes níveis, resta discutir as estratégias que podem

ser associadas para de fato de promover a integridade ecológica com proteção dos processos ecológicos de suporte.

5.1.4 Modelagem estatística das métricas da paisagem

Visando ao estabelecimento de estratégias para fomento da integridade ecológica a partir das métricas de paisagem, buscou-se estudar a correlação entre o Fator Forma, Área Núcleo e Conectividade. Essa estratégia objetivou o delineamento de formas de manejo da paisagem, visando entender quais são as ações mais adequadas para a melhoria da estrutura e função na matriz estudada, ao longo do tempo.

Foi aplicado o teste de normalidade de Shapiro-Wilk W sobre o total de fragmentos estudados. O valor p da probabilidade apresentou nível de significância igual a zero, o que leva à hipótese alternativa (H1), indicando que as variáveis não provêm de uma distribuição normal, conforme Tabela 5.

Tabela 5 – Teste de normalidade de Shapiro-Wilk W, aplicado sobre o total de fragmentos estudados

	FATOR FORMA	CONECTIVIDADE	AREA NUCLEO	ÁREA (M ²)
N	77.651	77.651	77.651	77.651
Shapiro-Wilk W	0.002394	0.12	0.004937	0.007616
P (normal)	0	0	0	0

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Como o teste mostra que as variáveis não se ajustam à normalidade, adotou-se o teste de Spearman rs, a partir do qual foi elaborada uma matriz de correlação da aplicação do coeficiente sobre as variáveis Fator Forma, Conectividade, Área Núcleo e Área (m²) (dos fragmentos). A partir dos resultados encontrados, a métrica Fator Forma demonstrou-se sem relação com as demais, indicando que as variações dessa métrica não afetam as demais. O índice não apresentou correlação significativa com nenhuma das outras variáveis, com resultados muito abaixo de -0,1. Contudo cabe ressaltar que esses resultados não dispensam a melhoria da métrica ao longo da matriz, dada a influência de áreas com menor Fator Forma para a estabilidade ecológica dos fragmentos. Por outro lado, a métrica Conectividade oferta indícios mais diretos para o manejo da paisagem. Essa métrica é exponencialmente majorada com o aumento da área do fragmento, com efeitos

positivos sobre a matriz territorial. Isso explica-se pela fortíssima correlação positiva (0,99) entre a métrica Conectividade e a Área (m²). Por sua vez, a correlação entre a Área Núcleo, a Conectividade e a Área dos fragmentos foram fracas (em torno de 0,36), indicando baixa, embora não inexistente, influência das demais métricas (Tabela 6).

Tabela 6 – Correlação da aplicação do coeficiente sobre as variáveis Fator Forma, Conectividade, Área Núcleo e Área (m²), conforme o teste de Spearman rs

	FATOR FORMA	CONECTIVIDADE	ÁREA NUCLEO	ÁREA (M ²)
FATOR FORMA	1			
CONECTIVIDADE	-0.075423	1		
ÁREA NUCLEO	-0.016951	0.36848	1	
ÁREA M ²	-0.046873	0.99021	0.36759	1

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Percebem-se, assim, duas perspectivas para o manejo da paisagem a partir da aplicação das métricas estudadas. Primeiro, deve-se buscar a qualidade dos fragmentos por meio da melhoria individual de cada métrica, diminuindo o Fator Forma nos fragmentos, promovendo o aumento das Áreas Núcleo em número, sobretudo em área, e aumentando as conectividades entre os fragmentos ao longo da matriz territorial. Segundo, manejar o aumento da conectividade a partir do aumento da área dos fragmentos, seja por coalescência (preenchendo espaços entre fragmentos com vegetação robusta) ou pelo aumento progressivo das manchas, corredores e trampolins ecológicos, claro, observando no *design* decorrente, os pontos de qualidade da paisagem da primeira perspectiva. Observa-se, assim, a importância de expandir *hotspots* de processos ecológicos de suporte na paisagem, de forma que manchas e corredores possam tanto funcionar como SPA, com maior capacidade de geração de serviços ecossistêmicos, quanto SCA, garantindo maior fluxo desses serviços ao longo da matriz.

Contudo, a qualificação das métricas da paisagem, bem como a expansão dos fragmentos demandam a articulação dos achados decorrentes das análises em Sensoriamento Remoto e das demandas por recuperação ecológica decorrentes dos estudos em uma estratégia territorial de proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte. Essa articulação pode proporcionar o planejamento e projeto de uma rede de infraestruturas verdes regional.

Dada a complexidade do tema, optou-se pela incorporação dos dados produzidos relativos aos processos ecológicos de suporte no território do Distrito Federal—Fluxo de Carbono (CO₂flux), Índice de Umidade Topográfica (*Topographic Wetness Index* – TWI), Demanda por Recuperação Ecológica e Métricas da Paisagem (Fator Forma, Área Núcleo e Conectividade) em um *mapset* de informações socioeconômicas, de planejamento territorial e de aspectos bióticos e abióticos do sítio do Distrito Federal, visando a sua utilização em um *workshop* de Geodesign. Essa estratégia visou a agrupar, na perspectiva do planejamento ecológico de caráter abrangente de Ian McHarg (1969), as abordagens de diversos experts em paisagem, em resposta às demandas para planejamento e projeto de uma rede regional de infraestruturas verdes para o Distrito Federal, conforme se exporá a seguir.

5.2 AVALIANDO DEMANDAS TERRITORIAIS PARA O PLANEJAMENTO E PROJETO DA REDE REGIONAL DE INFRAESTRUTURAS VERDES PARA O DISTRITO FEDERAL: PROCESSO DE *CO-DESIGN*

Ainda com o objetivo de testar a aplicação das ferramentas estudadas para apoio à mensuração, análise e processo de planejamento e projeto da paisagem, a terceira etapa a pesquisa adotou a técnica do Geodesign por meio do desenvolvimento de um *workshop*. Este pode ser assim entendido como um exercício para amparar a área que, por fim, será objeto de estratégias de planejamento da paisagem, que, conforme o marco do Geodesign, corresponderia à aplicação da primeira iteração do processo de Geodesign (STEINITZ, 2012). Seu objetivo foi consolidar respostas sobre a materialidade da aplicação dos processos ecológicos de suporte na configuração de uma rede integrada de infraestruturas verdes regional no Distrito Federal. Contando com a diversidade de agentes, procuraram-se respostas a partir da compreensão e síntese que as equipes envolvidas fizeram sobre as especificidades e complexidades do território e do escopo estudado.

O primeiro passo para a aplicação do *workshop* foi a escolha da tecnologia a ser utilizada. Para tanto optou-se pela plataforma brasileira de Geodesign chamada GISColab, desenvolvida por Moura e Freitas (2020), que se estrutura em quatro componentes principais: (i) uma base geográfica composta por informações produzidas e armazenadas em formato vetorial, raster ou BDG; (ii) um servidor de mapas Geoserver para a conversão dessas informações geográficas em *webservices* (WMS – *Web Image Services*; WFS – *Web Feature Service* ou WPS – *Web Processing*

Service); (iii) um catálogo de metadados para documentação e distribuição de dados contextualizados, consumo por outras Infraestruturas de Dados Espaciais (IDE), padronização de documentação, bem como a pesquisa e resgate de informações; e, por fim, (iv) uma plataforma de WebMap/WebGIS, que possibilita a busca e visualização das informações registradas no catálogo de metadados, bem como sua organização didática perante o sistema de camadas alimentado e seus respectivos *subsets*, permitindo a compreensão da informação solicitada perante o contexto dos demais dados alimentados.

A GISColab, a partir da articulação dos componentes supracitados, configura uma Infraestrutura de Dados Espaciais (IDE), cuja facilidade de circulação da informação possibilitou agregar, ao processo, outras funções além da visualização territorial. Entre elas, a ferramenta permite a manipulação dos dados e interpretação das informações disponibilizadas no sistema de mapas (*mapset*); o registro de opiniões sobre a área de estudo; a livre escolha de quais variáveis adotar para a tomada de decisões; bem como a realização de diagnósticos compartilhados, com grau de complexidade facilitado pela sobreposição e combinação dos mapas (camadas) alimentados no sistema. Tais funções, por sua vez, provêm uma base para a elaboração de propostas coletivas e consensuais de planejamento e projeto, assertivas e aptas a proteger ou promover processos ecológicos de suporte necessários para a mudança no mosaico da paisagem do DF e seu direcionamento a horizontes de futuro mais resilientes.

Essa possibilidade de gerar soluções em um processo de *co-design* foi uma das principais razões para a utilização do Geodesign nessa etapa da pesquisa. Mesmo em uma primeira iteração, o método ofertou indícios para a proposição de modelos de mudança no mosaico da paisagem do DF, por meio da consideração dos processos ecológicos de suporte. As soluções decorrentes desse processo surgem amparadas no debate e alinhamento da perspectiva de diversos especialistas em paisagem, possibilitando a proposição de um modelo assertivo de mudança expresso em um *design* territorial decorrente do esforço de cooperação entre diversos agentes.

Quanto ao perfil do agentes, procurou-se heterogeneidade de propostas, envolvendo 24 especialistas em Arquitetura da Paisagem, divididos da seguinte forma: (i) um grupo de 8 especialistas em Arquitetura da Paisagem de fora do Distrito Federal; (ii) um grupo de 8 pesquisadores da Universidade de Brasília, componentes do Grupo de Gestão Ambiental Urbana (G-GAU/PPGA-FAU/UNB); e (iii) um grupo de técnicos

do Governo do Distrito Federal, responsáveis pelo planejamento da gestão territorial, sendo 4 da pasta de meio ambiente e 4 da pasta de planejamento urbano. Os participantes foram divididos em três grupos (A, B e C), para a elaboração de propostas diferenciadas para o Distrito Federal. Cada grupo composto por três categorias de participantes com oito especialistas, o que garantiu que as interpretações não viriam de um único pesquisador.

Estruturada a operacionalidade do *workshop*, o próximo passo foi a preparação dos sistemas de camadas (*mapset*) para alimentar a plataforma GISColab, para ser ofertada aos especialistas em seu trabalho de análise dos dados sobre os processos ecológicos de suporte no território do DF. Para tanto, o sistema de camadas não poderia ser tão simples ao ponto de faltarem informações que subsidiassem a tomada de decisões, e nem tão complexo ao ponto de conter informações desnecessárias ou repetitivas ou dificultar a combinação de camadas para realização dos diagnósticos.

Foram propostas 39 camadas, agrupadas em 6 sistemas de mapas, da seguinte forma:

- i) Processos Ecológicos de Suporte (PES): Fluxo de Carbono (CO₂flux), Índice de Umidade Topográfica (*Topographic Wetness Index* – TWI) e Demanda por Restauração Ecológica.
- ii) Ecologia da Paisagem: fator forma, áreas núcleo, conectividade, potencial de melhoria do fator forma, potencial de melhoria de área núcleo (*hotspots*) e potencial de melhoria de conectividade.
- iii) Suporte da paisagem³⁷: geomorfologia, compartimentos geomorfológicos, geologia, pedologia, aptidão agrícola, hidrografia, unidades hidrográficas, hidrogeologia fraturado, vazão de aquíferos no DF, lagos e lagoas, risco de perda de recarga de aquífero, hipsometria.
- iv) Cobertura da paisagem³⁸: número de árvores, carbono em biomassa arbórea (acima e abaixo do solo), uso e cobertura do solo, temperatura de superfície diurna, temperatura de superfície noturna, ilhas de calor, rodovias, quadras implantadas.

³⁷ Delpoux (1972) aborda a paisagem como produto do nexu entre uma camada denominada **suporte** (características geológicas) e outra denominada **cobertura**, que agrega aspectos climáticos e biogeográficos (flora e fauna) e antrópicos.

³⁸ Delpoux (1972) aborda a paisagem como produto do nexu entre uma camada denominada **suporte** (características geológicas) e outra denominada **cobertura**, que agrega aspectos climáticos e biogeográficos (flora e fauna) e antrópicos.

- v) Territorial: Zoneamento Ecológico-Econômicos (ZEE-DF), Zoneamento do Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal (PDOT), Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCIP), Unidades de Conservação de Uso Sustentável (UCUS), Áreas de Proteção de Manancial (APM), Áreas de Proteção Permanente (APP), Reserva Legal.
- vi) Socioeconômica: Índice de Vulnerabilidade Social, Déficit Habitacional e Poder Aquisitivo.

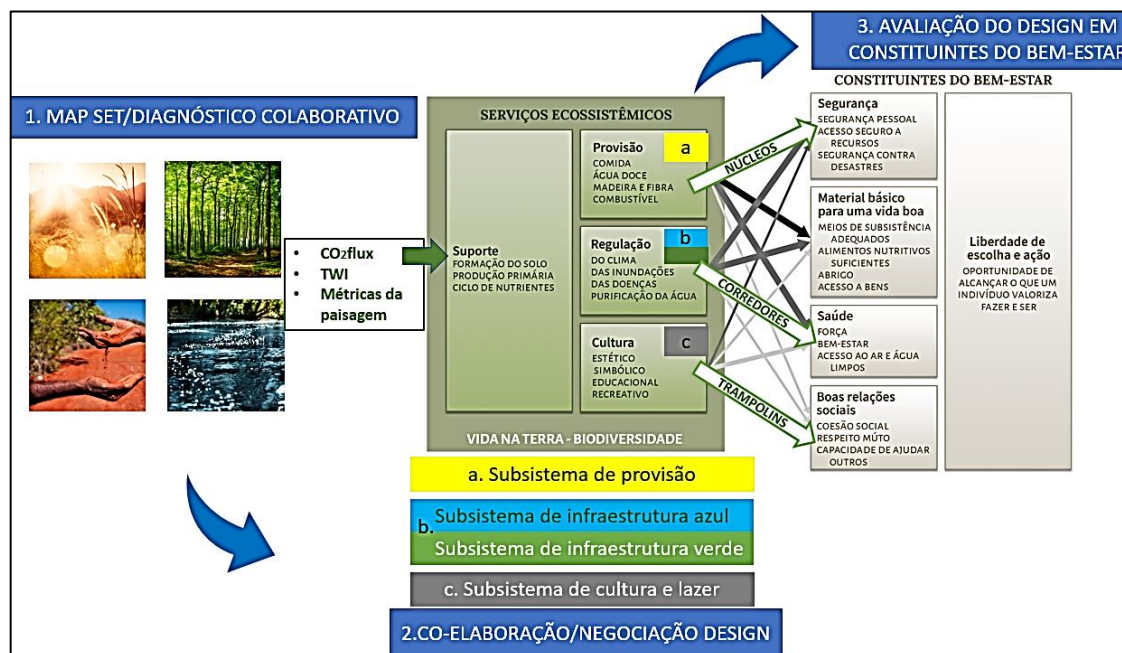
Destaca-se que os dois primeiros grupos de informações foram os gerados pela pesquisa e os demais, informações que já existem nas bases do Governo Federal e, sobretudo, do Governo do Distrito Federal, relacionados ao meio físico, biótico e estudos de urbanismo e ambientais.

Após a organização da base de dados (sistema de camadas de informação), coube a definição do *framework* de trabalho quando se utilizaram as 4 categorias dos serviços ecossistêmicos (MEA, 2005). O objetivo foi verificar se as informações relativas à promoção dos processos ecológicos de suporte subsidiariam o *design* de propostas em infraestrutura verde regional articuladas em subsistemas, que se demonstrariam preponderantemente relacionadas às seguintes categorias:

- propostas preponderantemente centradas em serviços ecossistêmicos de provisão: subsistema amarelo;
- propostas preponderantemente centradas em serviços ecossistêmicos de regulação: subsistema verde (infraestrutura verde) e subsistema azul (infraestrutura azul);
- propostas preponderantemente centradas em serviços ecossistêmicos de cultura: subsistema cinza.

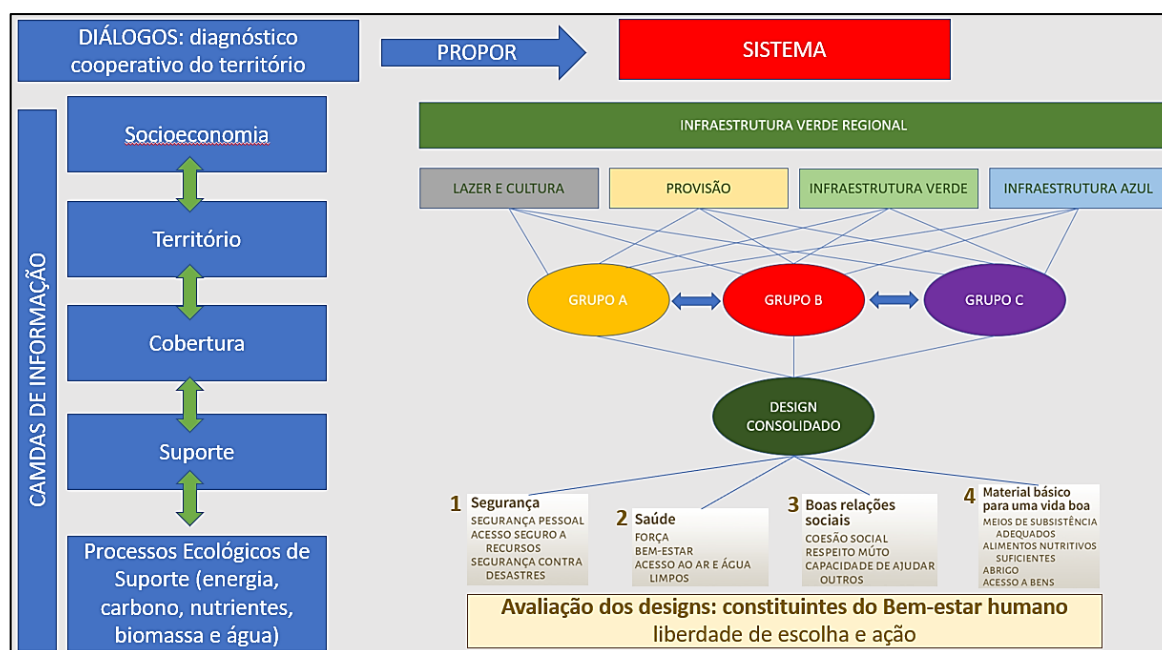
A Figura 58 apresenta a relação entre a classificação de serviços ecossistêmicos da Avaliação Ecossistêmica do Milênio, a estruturação do *workshop* e o sistema de trabalho proposto.

Figura 58 – Relação entre a classificação de serviços ecossistêmicos da Avaliação Ecosistêmica do Milênio, a estruturação do *workshop* e o sistema de trabalho proposto



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

A dinâmica do *workshop* foi dividida em 3 etapas: a primeira, uma fase de “Enriquecimento de Leitura” (feita por anotações), no qual cada especialista apontou conflitos ou potencialidades relacionadas ao tema, por meio da utilização do *mapset*, possibilitando um diagnóstico cooperativo do território. A segunda, a etapa de desenho de propostas pelos grupos de trabalho, utilizando o sistema de trabalho estabelecido para o *workshop*, por meio da ferramenta de diálogos. Nela foram desenhadas propostas (com títulos e descritivos) e realizadas discussões na forma de registro de comentários. Por fim, seguiu-se a etapa de votações, com a aprovação, rejeição e negociação das propostas, chegando, em plenária, à um design síntese do trabalho desenvolvido pelos grupos. As etapas do trabalho estão sintetizadas na Figura 59.

Figura 59 – *Framework* do *workshop* com a síntese das etapas de trabalho

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Os resultados do *workshop*, ainda que parciais, apontam para algumas bases estruturantes de uma ocupação mais resiliente para ao DF, avançando sobre uma visão tradicional de vegetação apenas para o lazer e interação social e progredindo para a necessária função de um sistema de infraestruturas verdes regionais, que atue na proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte, bem como dos serviços ecossistêmicos deles resultantes.

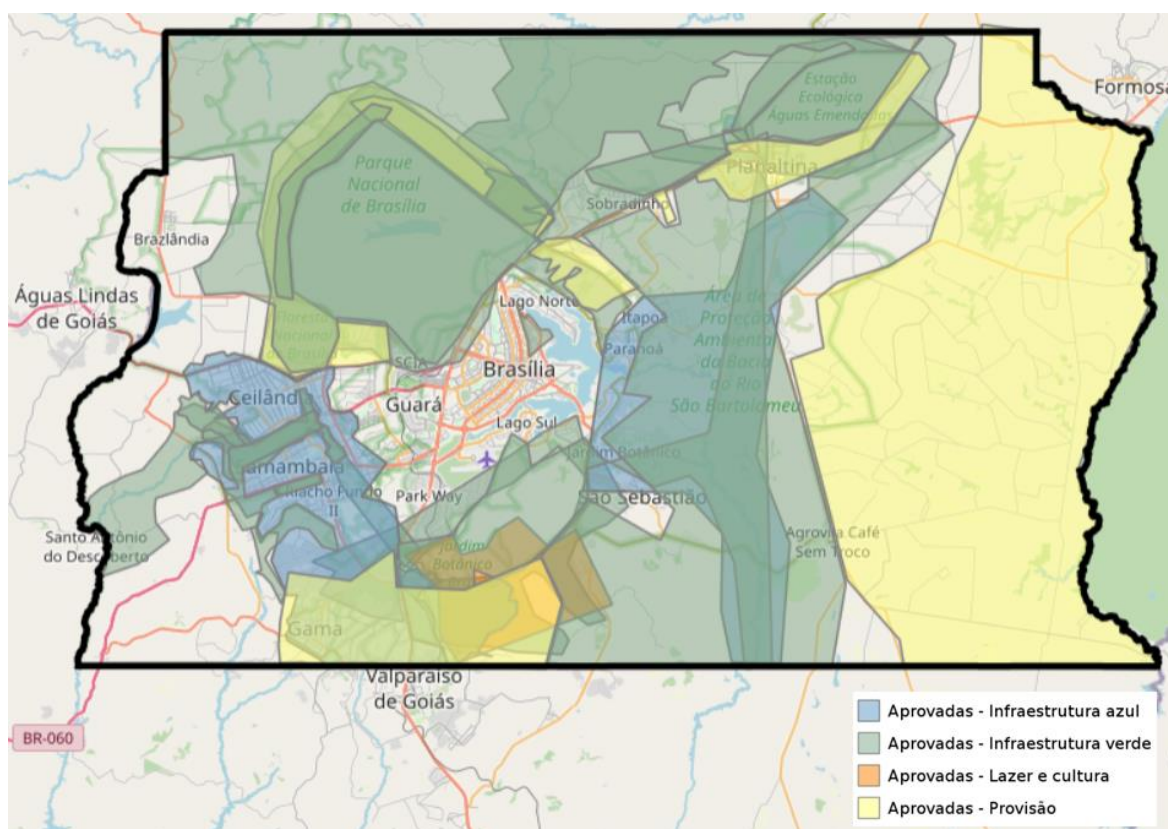
A utilização de ferramentas de Geodesign, conforme o exercício aqui apresentado, demonstrou propiciar uma mudança no paradigma de planejamento e projeto territorial no qual o *design* (produto) se antecipa à proposição de planos, programas e projetos (processo). Não é incomum planos e projetos cujo excessivo foco no processo esvazia a perspectiva do horizonte de ocupação territorial almejado, sem a qual ações ofensivas e defensivas de planejamento (STEINITZ, 2012) poderão atuar sem sinergia, ou mesmo em conflito. Essa inversão de paradigma indica um caminho importante e muito mais célere que o “comum” para o planejamento, implantação e monitoramento de políticas, sem o qual uma proposta complexa como uma rede regional de infraestruturas verdes não conseguiria ser implantada ao tempo das pressões e demandas sobre a ocupação territorial do DF.

O *workshop* apontou para alguns cenários (Figura 60) em que as quatro dimensões foram consideradas no planejamento e projeto de uma rede regional de

infraestruturas verdes com foco na proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte a partir da escala regional:

- (i) a existência de áreas com Processos Ecológicos de Suporte expressivos, porém não consideradas no planejamento ambiental e urbano do Distrito Federal, demandando uma análise das manchas na paisagem do DF e a identificação de quais efetivamente atuam como *hotspots* de processos ecológicos de suporte no território;
- (ii) a necessidade de conexão entre os núcleos da Reserva da Biosfera do Cerrado e outros *hotspots* apontados durante o *workshop*;
- (iii) a demanda por soluções em resposta às pressões antrópicas — de caráter urbano e rural — sobre esses núcleos, nas áreas de influência de cada núcleo (*buffer*);
- (iv) preocupações com a segurança hídrica do Distrito Federal, sobretudo em áreas de risco de perda de aquíferos.

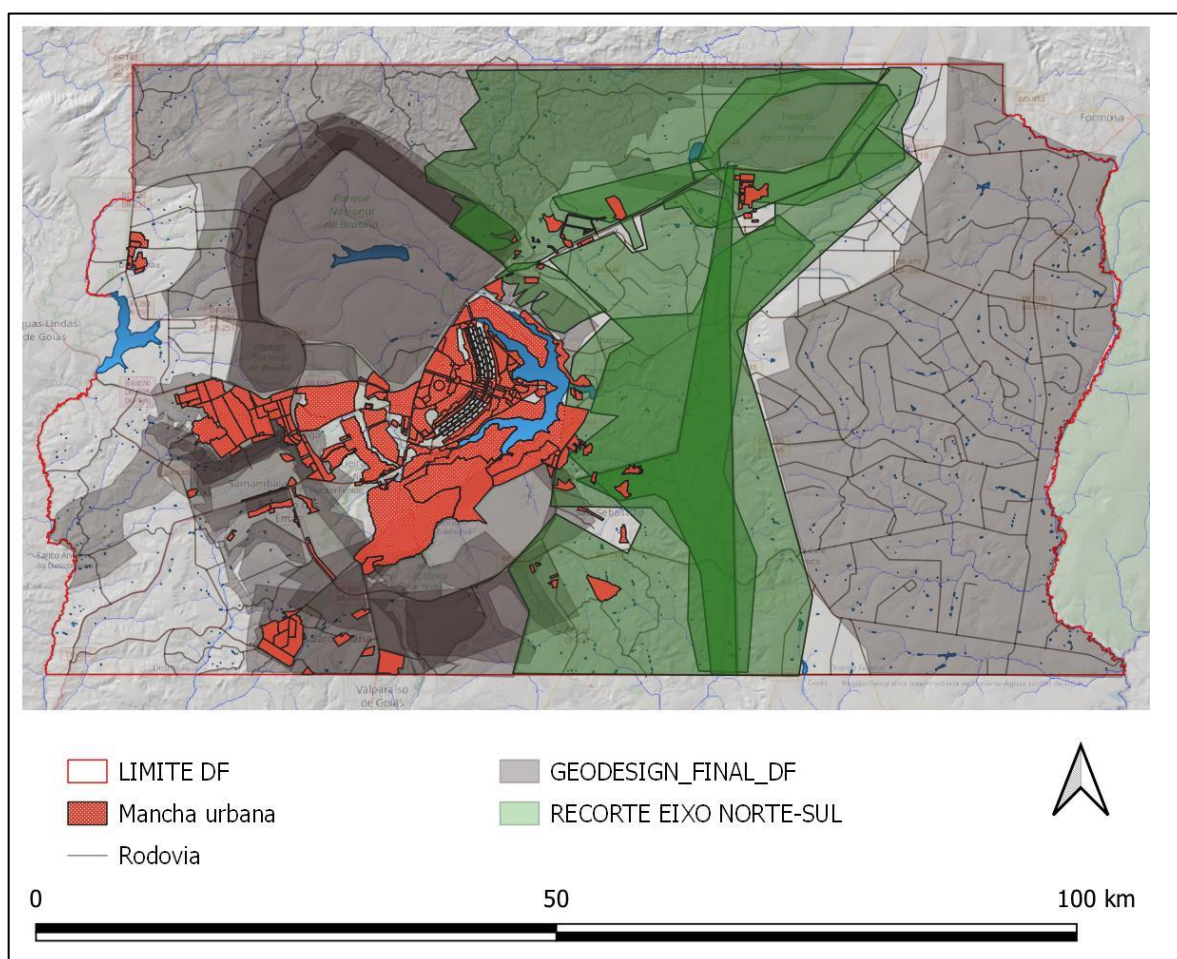
Figura 60 – *Co-design* proposto para a IVR-DF



Fonte: Elaborada pelo autor (2022)

dos processos ecológicos do Distrito Federal. Não apenas reúne as quatro dimensões apontadas pelo *workshop* para a consolidação da rede de infraestruturas verdes em tela, como também apresenta potencial para assertivamente proteger e promover a integridade e a resiliência ecológica do Distrito Federal, com melhorias nos termos da Ecologia da Paisagem e dos estudos relacionados aos processos ecológicos de suporte desenvolvidos até então.

Figura 62 – Área prioritária para o planejamento e projeto da proteção e promoção dos processos ecológicos do Distrito Federal



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Na sequência, são apresentados os estudos necessários para o planejamento e projeto de uma rede de *hotspots* de processos ecológicos de suporte, manchas e corredores, no eixo Norte–Sul do Distrito Federal, aptas a assertivamente propor soluções para as demandas apontadas neste capítulo. Para tanto, além de serem observados critérios mais objetivos para a sua proposição, visando ao ajuste objetivo das poligonais necessárias para o traçado da rede supracitada, ressalta-se a

necessidade de analisar as demandas por recuperação ecológica de cada componente da rede, conforme os critérios abordados no item 4.3.

CAPÍTULO 6 – CONSOLIDAÇÃO DO MOSAICO CENTRAL EIXO NORTE–SUL DO DISTRITO FEDERAL

Neste capítulo se aprofunda no estudo referente à proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte na área do Distrito Federal, que despontou como prioritária para intervenções, no *workshop* de Geodesign, que será aqui denominada de eixo Norte–Sul do Distrito Federal — mosaico central. O rumo das intervenções será a articulação entre áreas com integridade ecológica, entre elas os *hotspots*, e áreas com necessidade de ações de adaptabilidade e transformabilidade.

6.1 DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO PARA DEFINIÇÃO DO EIXO NORTE–SUL DO DISTRITO FEDERAL — MOSAICO CENTRAL

De início se faz necessário o conhecimento da uma área maior para serem realizadas as análises de integridade ecológica; para tanto foram consideradas as sub-bacias incidentes sobre as áreas prioritárias de intervenção apontadas no item 5.1 (Figura 50), visando a uma definição clara do eixo que considere as bacias hidrográficas e sua integração com as áreas núcleos da Reserva de Biosfera do Cerrado do Distrito Federal, ou seja as áreas de maior integridade ecológica já existentes.

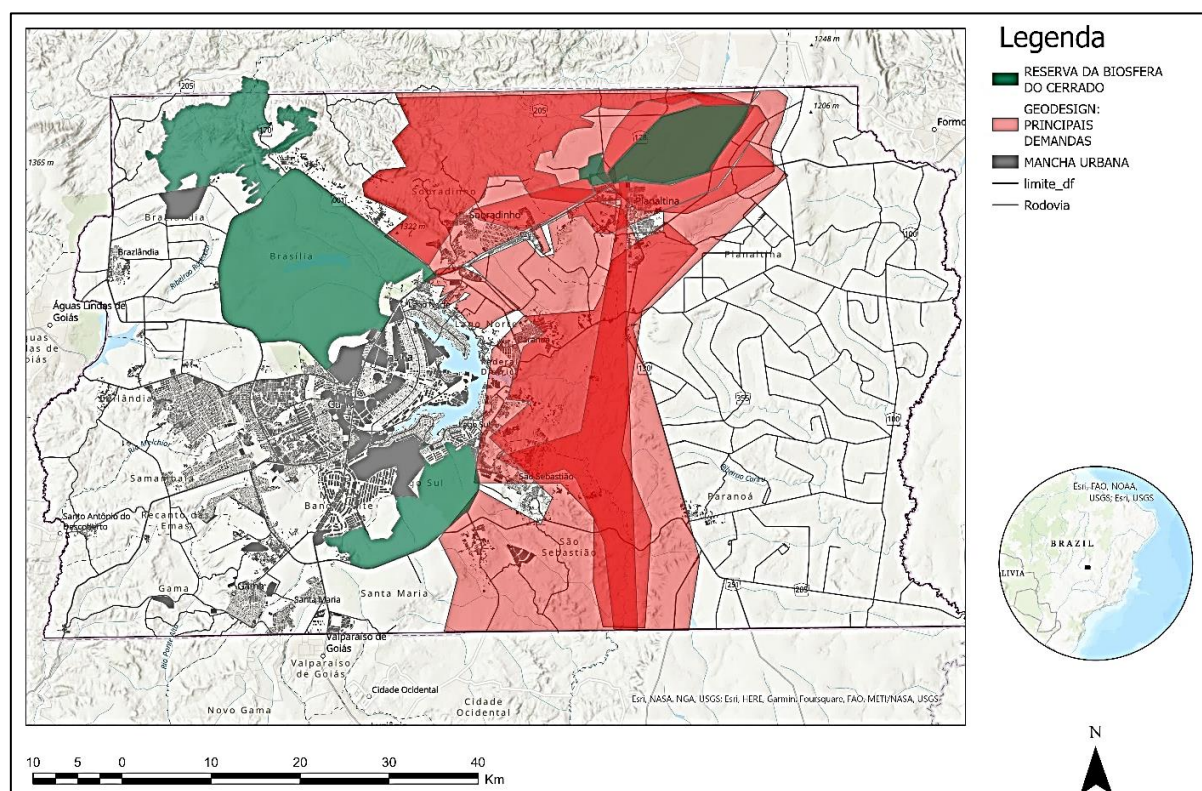
Na sequência, e ainda dentro desse primeiro recorte, foram identificadas as áreas definidas oficialmente pelo planejamento territorial como de proteção ambiental. Suas poligonais foram a base de estruturação do *design*, que irá articular as demandas dos demais tipos biofísicos identificados na pesquisa (novas manchas, entre elas *hotspots*, áreas com alta concentração de processos ecológicos de suporte e corredores ecológicos³⁹). A partir desses elementos foi consolidado o mosaico central do eixo Norte–Sul do Distrito Federal: Tudo isso propiciou um dimensionamento mais adequado, para o estabelecimento de funções tanto de geração de serviços ecossistêmicos (SPA), quanto de conexão (SCA) (FISHER; TURNER; MORLING, 2009; JACOBS et al., 2015) ao longo do corredor proposto (*design* como denominado na metodologia de Geodesign).

³⁹ Dada a escala regional da presente pesquisa, não foram trabalhados de forma específica a introdução de trampolins ecológicos. Subtende-se que dentro das manchas existentes ou a serem propostas existem fragmentos de vegetação que configuram trampolins ecológicos, influenciando a conectividade entre tais elementos.

Nesse sentido, observando os elementos constituintes do mosaico supracitados, possibilidades e demandas de articulação entre eles, há a necessidade de se prospectar uma área onde serão realizados os estudos necessários para conferir clareza aos limites do *design* definitivo a ser proposto. Para tanto são ilustrados a seguir os critérios utilizados para a delimitação dessa área de prospecção (que se chamará de área de estudo) onde se deram as análises que a seguir serão expostas.

A Figura 63 apresenta a espacialização das principais demandas apontadas pelo *workshop* em Geodesign e sua relação com os núcleos da Reserva da Biosfera do Cerrado.

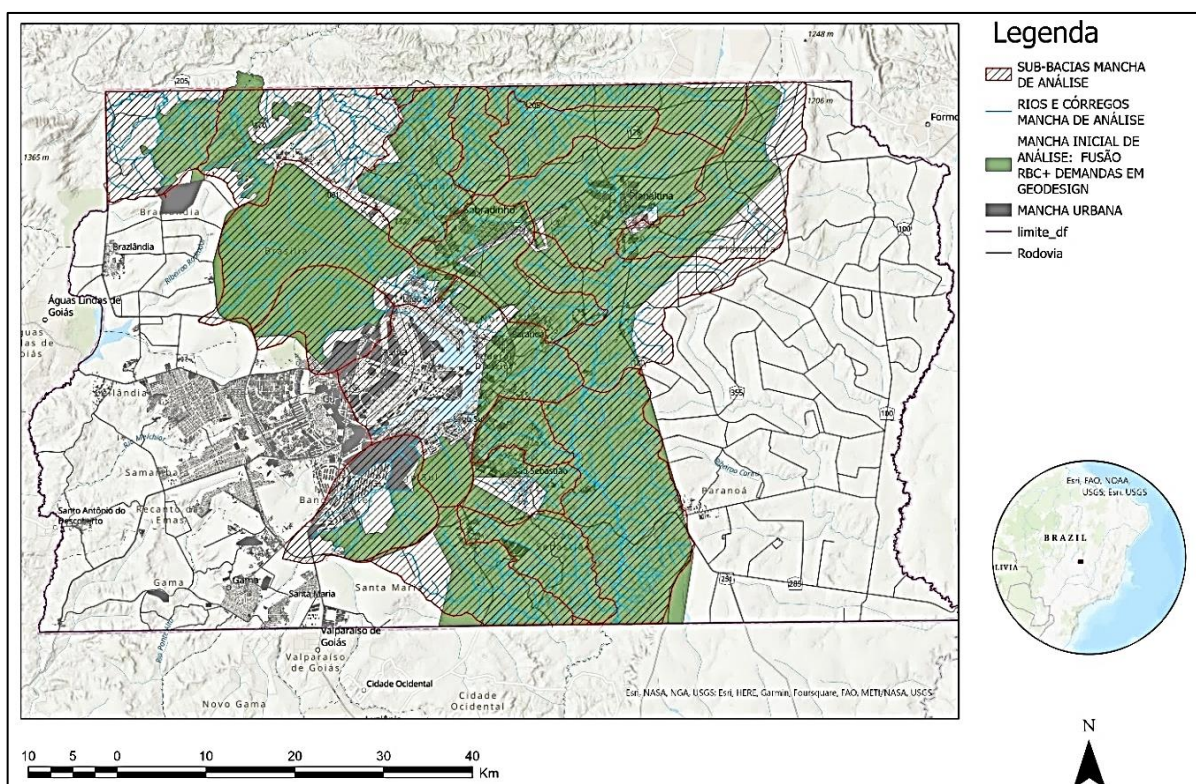
Figura 63 – Principais demandas apontadas pelo *workshop* em Geodesign e as áreas da Reserva da Biosfera do Cerrado



Considerando a mediação entre relevo e vegetação sobre os processos ecológicos de suporte, sobretudo seu impacto sobre a disponibilidade hídrica e a drenagem superficial (MCHARG, 1969; SANT'ANNA, 2020; AMARAL; BEZERRA; BAPTISTA, 2022), procurou-se delimitar a área de estudo, considerando ainda as sub-

bacias hidrográficas e os córregos e rios que interceptam a mancha supracitada (Figura 64).

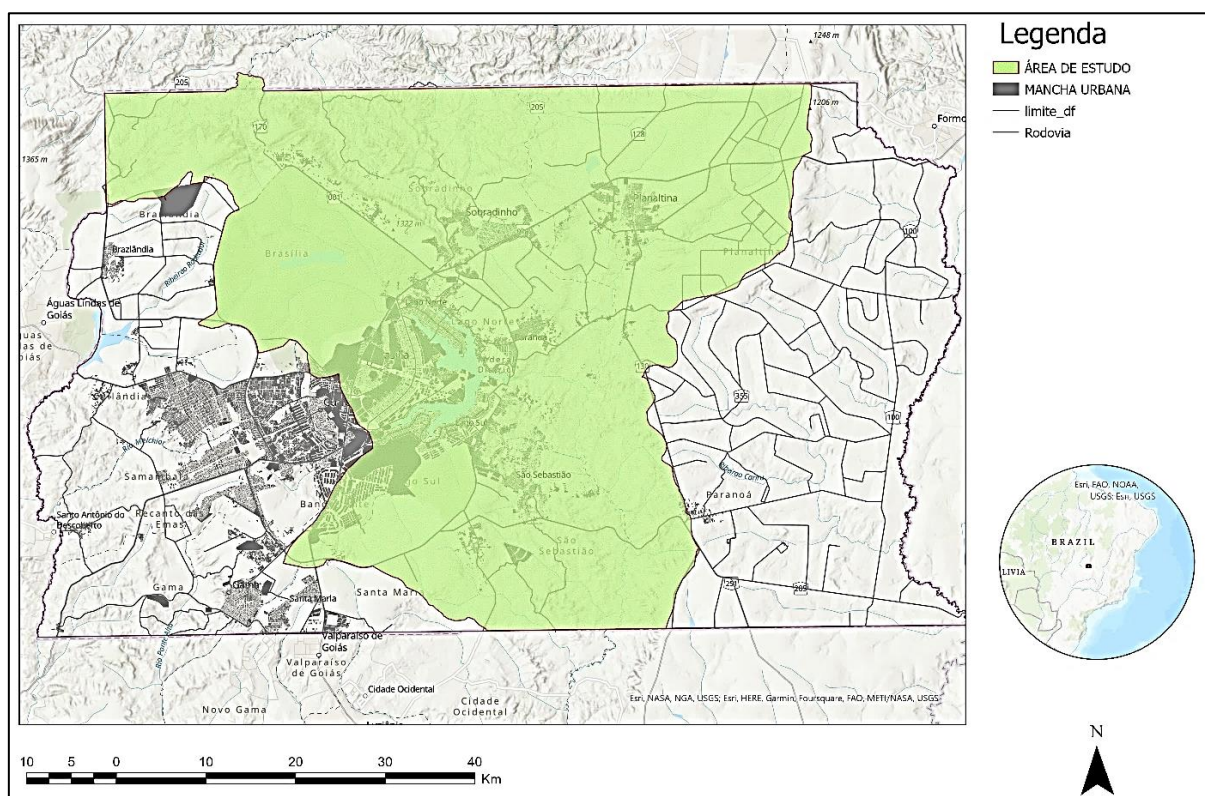
Figura 64 – Delimitação da área de estudo, considerando ainda as sub-bacias hidrográficas e os córregos e rios que interceptam as manchas apontadas pelo *workshop* em Geodesign



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Como resultado, decorrente da consideração de todas as sub-bacias hidrográficas e corpos hídricos sobre a mancha inicial de análise apresentada na figura anterior, surge a delimitação de uma área de estudo, de dimensões regionais, perfazendo 303.384 ha (Figura 65).

Figura 65 – Área de estudo para a proposição do *design* do mosaico central eixo Norte–Sul



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Assim a área delimitada apresenta aptidões para a proposição e aperfeiçoamento do *design* do mosaico central eixo Norte–Sul, promovendo a articulação multifuncional e multiescalar necessárias a uma rede regional de infraestruturas verdes. A proposta desenvolvida não apenas possibilita o futuro desdobramento em estudos em menor escala, associados às sub-bacias e corpos hídricos originários, como também se demonstra apta a abarcar os processos ecológicos de suporte necessários para a geração e fluxo de serviços ecossistêmicos no território, considerando a imbricada relação entre biodiversidade, vegetação, água e relevo (MCHARG, 1969; AMARAL; BEZERRA; BAPTISTA, 2022).

Contudo a proposição do mosaico em tela ao longo da área de estudo deve considerar tanto as áreas de conservação ambiental existentes, quanto sua articulação com tipos biofísicos (*hotspots*, manchas e corredores) identificados nos estudos das métricas da paisagem desta pesquisa. No entanto a trama a ser proposta entre *hotspots*, manchas e corredores demanda certa eficiência para a geração e fluxo de serviços ecossistêmicos, que, por sua vez, decorre do grau de instalação dos processos ecológicos de suporte no território a serem potencializados por abordagens

de preservação, adaptação e transformabilidade, tratadas no Capítulo 3 deste trabalho.

6.2 ESTRATÉGIA DE ESTRUTURAÇÃO DO EIXO NORTE–SUL DO DISTRITO FEDERAL — MOSAICO CENTRAL: ANÁLISE DAS ÁREAS DE INTEGRIDADE ECOLÓGICA EM ARTICULAÇÃO COM AS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO AMBIENTAL OFICIAIS E A SEREM PROPOSTAS PARA A ÁREA DE PROSPECÇÃO

Como estratégia de estruturação do mosaico em estudo, centrado em sua maior parte na bacia do São Bartolomeu, partiu-se para a identificação das áreas de *hotspots* de biodiversidade, buscando alternativas para conectá-las de forma a proteger e promover o fluxo e a geração de biodiversidade e serviços ecossistêmicos ao longo do mosaico. Para tanto foram propostas as manchas e corredores componentes do mosaico a partir da consideração dos cursos d'água, que constituem o próprio desenho do corredor, ao mesmo tempo que definem o percurso de conexão entre os *hotspots* de biodiversidade. Ou seja, são as áreas com maior potencial para consolidar a conexão entre as unidades de conservação de proteção integral na área de estudo como as que integram a Reserva da Biosfera do Cerrado e/ou novos *hotspots* regionais.

A seleção de quais cursos d'água seriam escolhidos para a definição e dimensionamento dos corredores ecológicos se realizou a partir da classificação dos rios da bacia: rios e córregos de classe 1 a 3, que se mostraram aptos para o traçado das conexões necessárias para unir os elementos supracitados (*hotspots*, manchas e núcleos). Conforme critérios apontados por Firehock e Walker (2019), no item 2.3.1 desta pesquisa e visando à resiliência do mosaico, optou-se por um corredor axial, ao longo do Rio São Bartolomeu e do Rio Paranoá (ambos classe 1) com uma largura ideal de 700 m, dividida em três faixas. Uma central, com dimensão em torno de 500 metros, que, de acordo com tais autores, pode ser adotada como parâmetro para que o corredor não apenas garanta o fluxo de espécies e de serviços ecossistêmicos (SCA), como também possa ter autonomia para a reprodução de espécies e produção de serviços ecossistêmicos (SPA) garantindo maior resiliência a esse eixo. Contudo a essa faixa de 500 m devem ser somadas duas faixas laterais de amortecimento, em torno de 100 m, visando à mitigação ou eliminação de distúrbios na faixa central. Por outro lado, para os demais rios e córregos com classe superior a 1, adotou-se uma

faixa de largura de 300 m, na qual há um eixo central de 100 m (necessário para garantir o fluxo de espécies e serviços ecossistêmicos ao longo do corredor – SCA), à qual são somadas novamente duas faixas de 100 m laterais. Contudo cabe observar o condicionamento exercido pelas áreas de ocupação urbana sobre o traçado do corredor, de forma que tais dimensões foram flexibilizadas, quando se interceptavam com tais áreas.

Por sua vez a proposição das manchas também observou o sistema hidrográfico, para determinar áreas que, por sua localização, interceptassem um ou mais rios ou córregos associados a corredores ecológicos e, sobretudo, suas respectivas nascentes. Para a determinação dessas manchas buscou-se integrar áreas com integridade ecológica, reservas legais e unidades de conservação de uso sustentável (excluída a categoria APA). Assim, a partir da identificação de áreas com relevância de serem preservadas por sua relação com o sistema hídrico e, ainda, adotando o critério de serem de alguma forma já uma unidade de conservação (o que torna mais fácil sua garantia de recuperação/preservação), ser uma reserva legal ou ainda, uma área com integridade dos processos ecológicos de suporte (sobretudo as com alta concentração de vegetação arbórea), chega-se a várias manchas a serem agregadas ao eixo Norte–Sul. A associação desses elementos busca configurar manchas de suporte aos processos, agregando a vegetação e um agrupamento de cursos d'água e nascentes visando à resiliência dos corredores ecológicos e do mosaico como um todo.

Nessa perspectiva resiliente, tais manchas foram tratadas principalmente como áreas de geração de serviços ecossistêmicos e biodiversidade (SPA), embora, em alguns casos, exerçam também papel de conectores (SCA). Assim, por vezes, ao longo da trama, os corredores são interrompidos por manchas que agregam ambas as funções, distribuídas de forma a catalisar a produção e fluxo dos processos ecológicos de suporte ao longo do mosaico agregando, sobretudo, aqueles relacionados à absorção de carbono e nutrientes (COSTANZA et al., 2017; AMARAL; BAPTISTA; BEZERRA, 2020; AMARAL; BEZERRA; BAPTISTA, 2022)

Cabe ressaltar que foi realizado o levantamento das áreas de reserva legal incidentes sobre a área de estudo. Esse procedimento visa a municiar as demandas necessárias para a implantação do mosaico e seus componentes, ou para a implantação e proteção das reservas legais averbadas ou para o remanejamento daquelas apenas em fase de proposição. Realizados esses procedimentos,

estudaram-se todas as áreas para a definição das demandas por recuperação ecológica nas áreas incidentes sobre a trama do corredor.

6.3 IDENTIFICAÇÃO DAS ÁREAS PARA CONSTITUIÇÃO DO MOSAICO CENTRAL EIXO NORTE–SUL: CARACTERIZAÇÃO DAS DEMANDAS DE RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA

A promoção e proteção dos processos ecológicos de suporte na área de estudo leva à necessidade de se compreender quais fragmentos demandam proteção — dada a integridade dos processos ecológicos de suporte — e quais podem ser objeto de ações de adaptação ou transformabilidade. Para tanto, cabe levantar as demandas de recuperação ecológica sobre as manchas supracitadas, como também verificar sua representatividade perante as diferentes demandas encontradas na área de estudo. Essa abordagem é essencial para a estruturação do mosaico de *hotspots*, manchas e corredores, visando à geração e fluxo de serviços ecossistêmicos no território do DF.

Tais demandas, representadas na Figura 66 e na Tabela 13, distribuem-se ao longo da área de estudo da seguinte forma.

Figura 66 – Demandas por recuperação ecológica na área de estudo

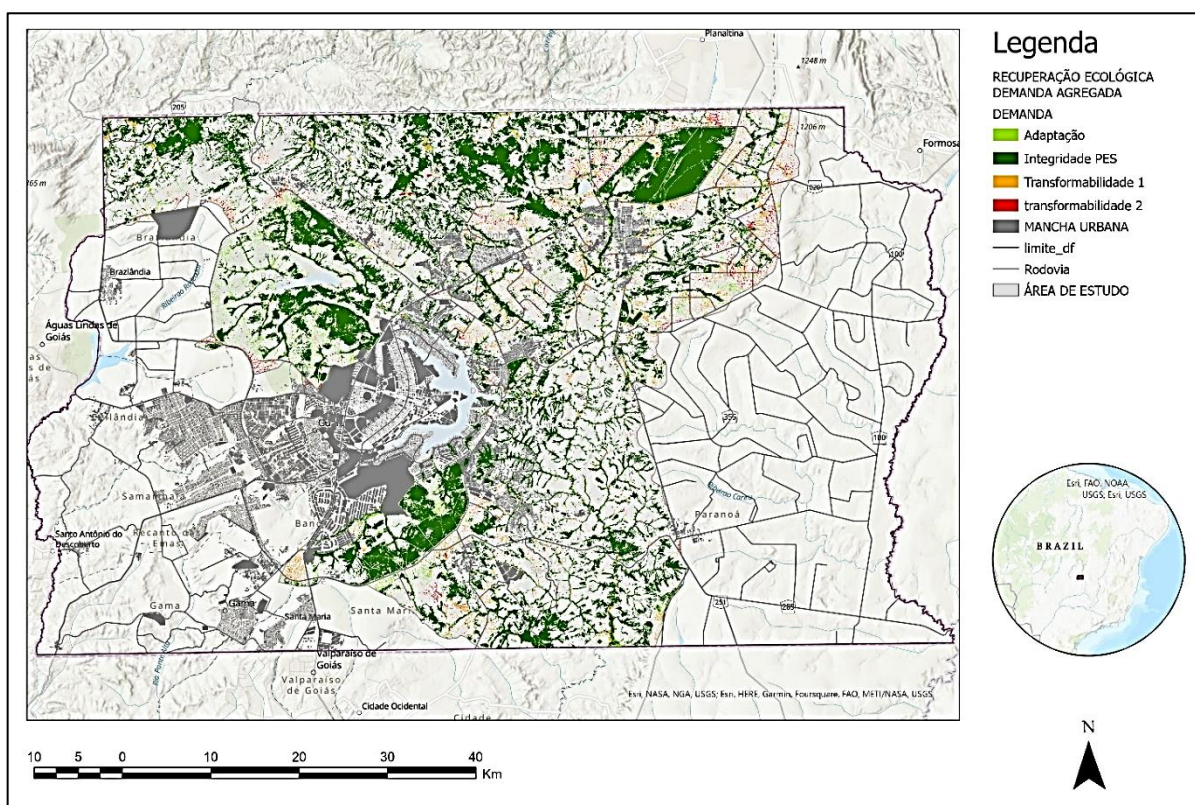


Tabela 7 – Demandas por recuperação ecológica na área de estudo

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL
Integridade PES	31857	74632.10	83.37
Adaptação	42417	6373.25	7.12
Transformabilidade 1	30314	6228.80	6.96
Transformabilidade 2	15498	2281.41	2.55
TOTAL	120086	89515.56	100.00

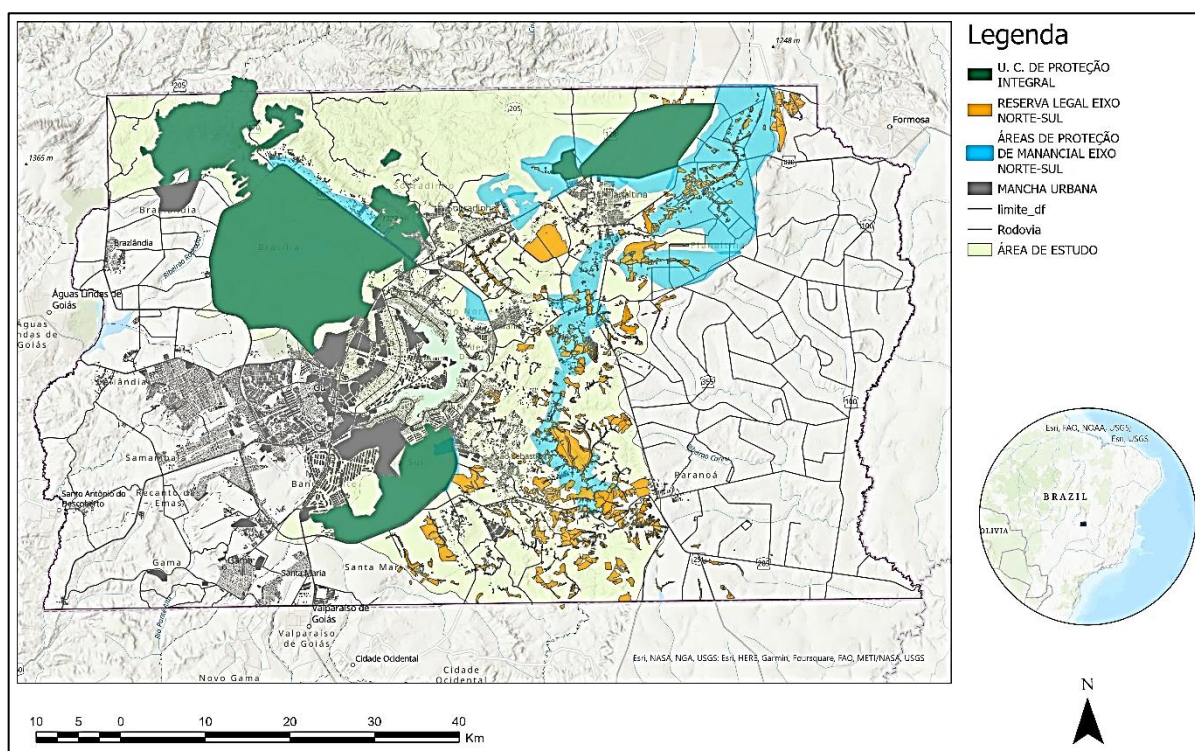
Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

As demandas por recuperação ecológica expostas na Figura 66 e na Tabela 7 ocupam cerca de 98.515 ha, o equivalente a 29,5% dos 303.284 ha da área de estudo, indício de que as áreas com integridade ambiental e com maior possibilidade de recuperação dos processos ecológicos de suporte configuram apenas cerca de 1/3 do território estudado. Por outro lado, entre os fragmentos analisados nessa área, percentual expressivo — mais de 80% — apresenta integridade ecológica, que por um lado demanda proteção e por outro aponta para pequenos ajustes em termos de adaptação e transformabilidade, porém, com possibilidades de significativa promoção dos processos ecológicos de suporte no território analisado.

Assim, uma vez avaliado o quadro geral das demandas supracitadas, passa-se à análise das áreas de proteção ambiental previstas no planejamento territorial a serem integrados ao mosaico central eixo Norte–Sul.

Entre os elementos de planejamento territorial existentes a serem considerados no *design* do mosaico figuraram três categorias: Unidades de Conservação de Proteção Integral, Áreas de Proteção de Manancial e Reservas Legais, conforme Figura 67.

Figura 67 – Unidades de Conservação de Proteção Integral, Reservas Legais e Áreas de Proteção de Manancial incidentes sobre a área de estudo



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Tais áreas não possuem conexão sistêmica dentro do planejamento territorial e foram definidas em tempos diferentes e geridas por órgãos diferentes sem possuírem como objetivo a garantia de proteção ambiental para a qual foram criadas. Cabe aqui estudar seu grau de integração sob a lógica da ecologia da paisagem, em um sistema regional de infraestruturas verdes decorrentes da articulação entre manchas, corredores, trampolins ecológicos e *buffers*. Dessa forma se estaria criando uma rede de alto desempenho dos processos ecológicos de suporte, multiescalar e apta tanto à geração, quanto ao fluxo de serviços ecossistêmicos no território.

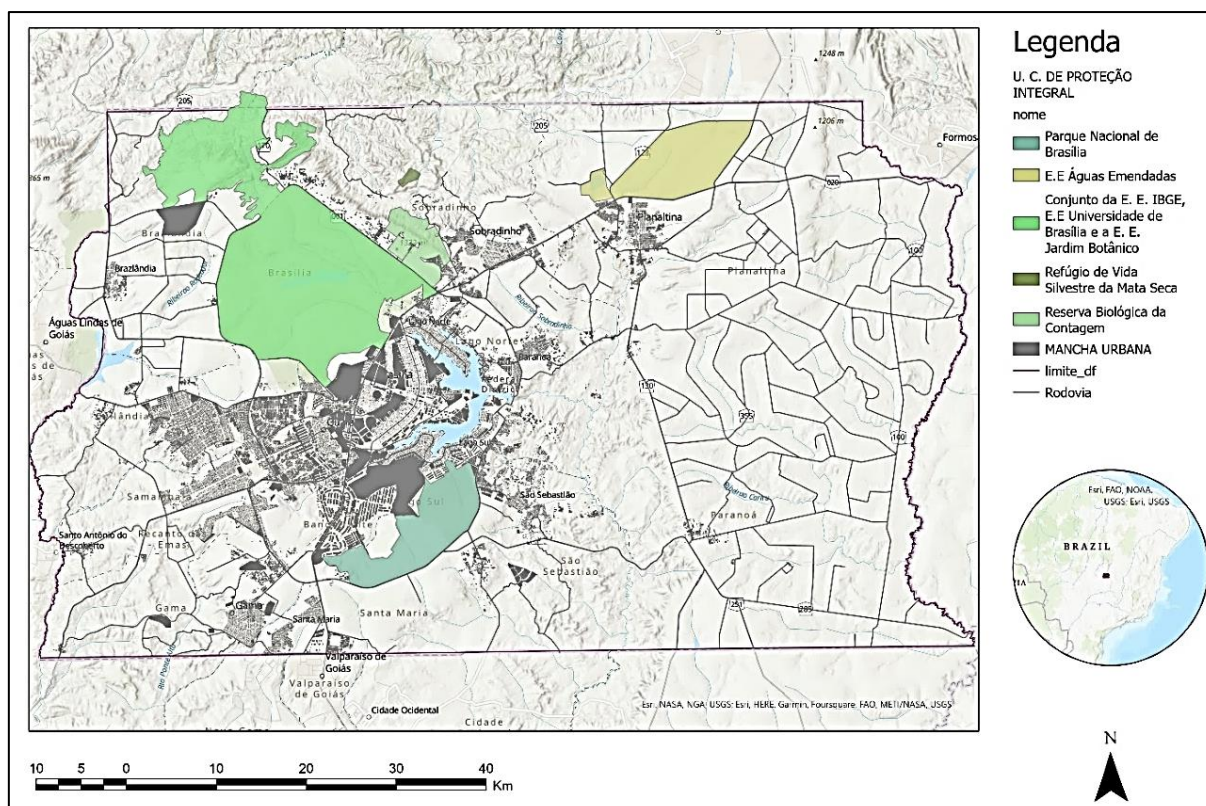
Por sua vez, após identificadas as áreas existentes a serem integradas ao mosaico central eixo Norte–Sul, cabe verificar as demandas de recuperação ecológica de cada um dos tipos biofísicos já identificados, propiciando, enfim, a proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte.

6.3.1 Unidades de Conservação de Proteção Integral integrantes do eixo Norte–Sul

As Unidades de Conservação de Proteção Integral foram consideradas dado seu potencial como *hotspots* de processos ecológicos de suporte e de geração de serviços ecossistêmicos (SPA). Na área de estudo figuraram cinco áreas: três componentes da RBC — Estação Ecológica de Águas Emendadas, Parque Nacional de Brasília e o conjunto da Estação Ecológica do IBGE; Fazenda Água Limpa da Universidade de Brasília; Estação Ecológica do Jardim Botânico — e duas referentes ao Refúgio da Vida Silvestre da Mata Seca e da Reserva Biológica da Contagem (Figura 68).

Essas áreas também possuem vocação como manchas de conexão (SCA) e integração a outros *hotspots* a serem estudados. No total, conforme a Tabela 8, essas cinco Unidades de Conservação de Proteção Integral somam ao mosaico 64.672 ha.

Figura 68 – Unidades de Conservação de Proteção Integral a serem incorporadas no mosaico da área de estudo



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Tabela 8 – Área das Unidades de Conservação de Proteção Integral a serem incorporadas no mosaico da área de estudo

NOME	ÁREA (HA)
Conjunto da E.E. IBGE, E.E Universidade de Brasília e a E.E. Jardim Botânico	9134.55
Estação Ecológica Águas Emendadas	9372.37
Parque Nacional de Brasília	42533.40
Refúgio de Vida Silvestre da Mata Seca	249.08
Reserva Biológica da Contagem	3382.60
TOTAL	64672.00

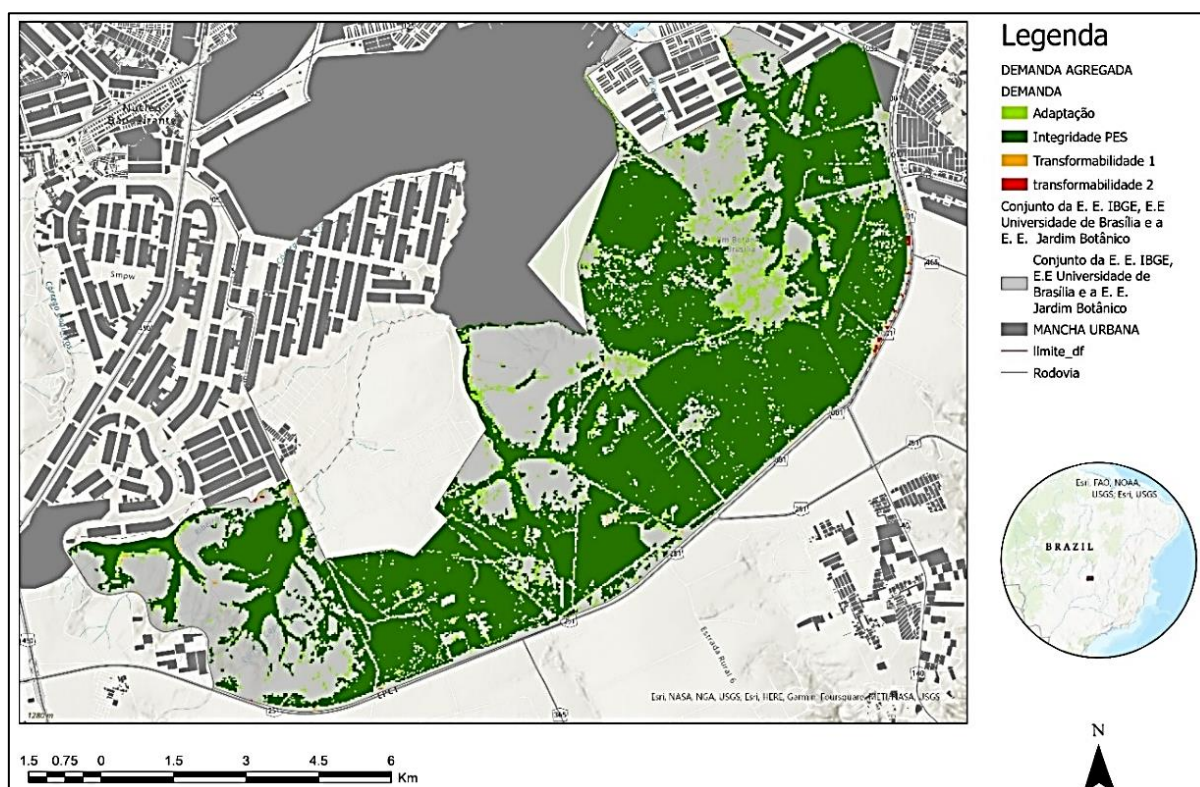
Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Essas unidades de conservação, em seus limites, apresentam demandas diferentes por recuperação ecológica, o que implica novo recorte para estabelecer quais fragmentos de vegetação apresentam estabilidade dos processos ecológicos de suporte e quais poderiam ser objeto de alguma categoria de recuperação ecológica⁴⁰. Assim, serão abordadas nas considerações que se seguem tanto as áreas das poligonais das áreas de conservação a serem estudadas, assim como as dos diferentes tipos de demandas por recuperação ecológica.

A avaliação iniciou-se pelo conjunto localizado na parte sul do eixo, ou seja, as Estações Ecológicas (E.E.) do IBGE, da Fazenda Água Limpa da Universidade de Brasília e do Jardim Botânico de Brasília. A área em tela possui 564 fragmentos, que perfazem 5.915,55 ha, ocupando 65% da área do conjunto formado por essas unidades de conservação (Figura 69; Tabela 9).

⁴⁰ Nos mapeamentos que se seguem, as áreas representadas equivalem apenas às que possuem integridade do PES ou às que possuem altos níveis de TWI (humidade topográfica), estas assim mais propensas à recuperação ecológica.

Figura 69 – Demanda por recuperação ecológica do conjunto da E.E. IBGE, E.E. Universidade de Brasília e E.E. Jardim Botânico



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Tabela 9 – Demanda por recuperação ecológica do conjunto E.E. IBGE, E.E. Universidade de Brasília e E.E. Jardim Botânico (*Hotspot*)

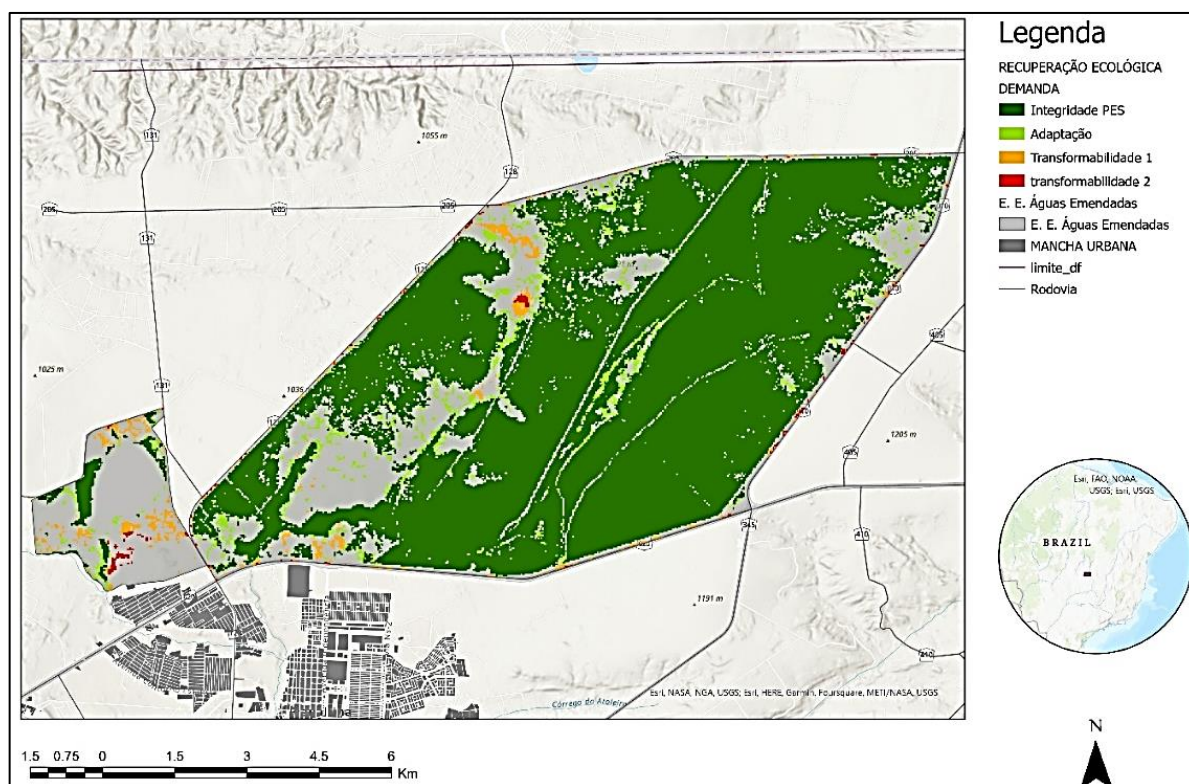
DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	622	5576.21	94.26	7.47
Adaptação	1694	319.80	5.41	5.02
Transformabilidade 1	228	13.67	0.23	0.22
Transformabilidade 2	87	5.87	0.10	0.26
TOTAL	2631	5915.55	100.00	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Estudados os fragmentos componentes desse conjunto de unidades de conservação e suas demandas por recuperação ecológica, identificou-se que, associados ao eixo, eles possuem representatividade para integrarem as seguintes ações de intervenção: 7,47% de integridade ecológica, 5,02% demandam adaptabilidade, 0,22% e transformabilidade 1 e 0,26% transformabilidade 2 (Tabela 9).

Na parte Norte se localiza a Estação Ecológica de Águas Emendadas (Figura 70; Tabela 10), que apresenta 888 fragmentos e ocupa 7.000,74 ha, 75% da área dessa unidade de conservação.

Figura 70 – Demanda por recuperação ecológica do conjunto E.E. Águas Emendadas



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Tabela 10 – Demanda por recuperação ecológica do conjunto E.E. Águas Emendadas (*Hotspot*)

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	417	6534.24	93.34	8.76
Adaptação	1694	302.39	4.32	4.74
Transformabilidade 1	228	130.68	1.87	2.10
Transformabilidade 2	87	33.42	0.48	1.46
TOTAL	2437	7000.74	100.00	-

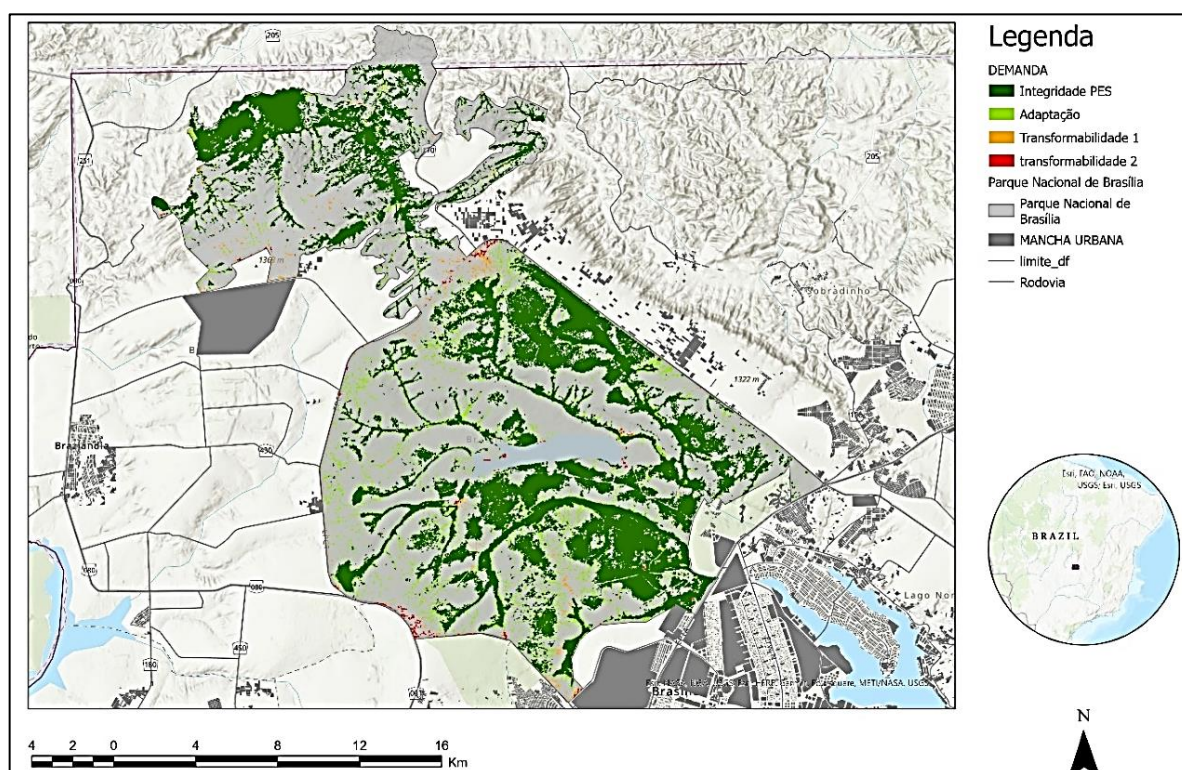
Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

No caso desse *hotspot*, possuem representatividade para os estudos de intervenção no eixo: 8,76%, 4,74%, 2,10% e 1,46%, referentes às áreas com

integridade dos PES, de adaptação, de transformabilidade 1 e transformabilidade 2, respectivamente (Tabela 10).

Por sua vez, a noroeste do eixo se encontra o Parque Nacional de Brasília (PARNA), que integra o mosaico com 114.663 fragmentos, perfazendo 15.932,97 ha, equivalentes a cerca de 37% da área da unidade de conservação (Figura 71; Tabela 11).

Figura 71 – Demanda por recuperação ecológica do Parque Nacional de Brasília



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Tabela 11 – Demanda por recuperação ecológica do Parque Nacional de Brasília
(Hotspot)

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	3899	13848.50	86.92	18.56
Adaptação	7747	1779.26	11.17	27.92
Transformabilidade 1	1217	213.00	1.34	3.42
Transformabilidade 2	387	92.21	0.58	4.04
TOTAL	13250	15932.97	100	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

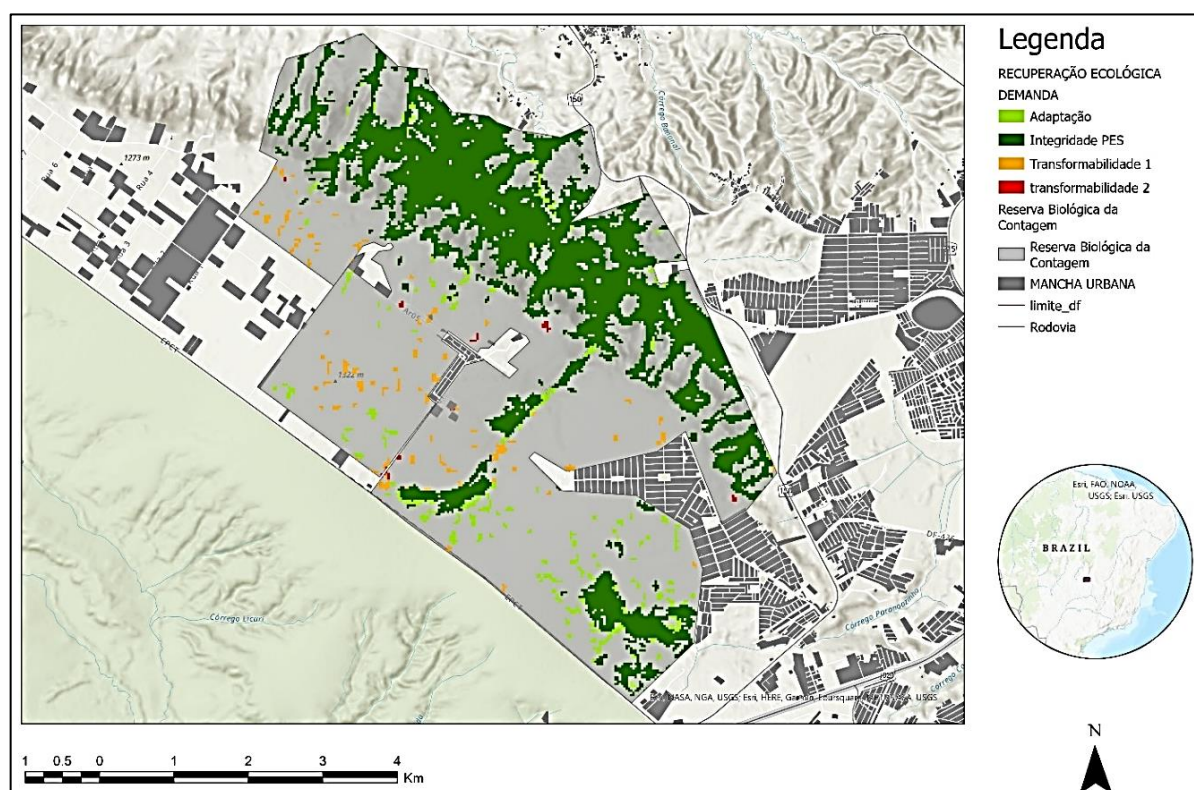
Tabela 12 – Demanda por recuperação ecológica do Refúgio de Vida Silvestre Mata Seca (Conexão)

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	1	199.67	100.00	0.27

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Por fim, a Reserva Biológica da Contagem, importante área de conexão do PARNA com o restante do mosaico estudado, apresenta 240 fragmentos, com 1.046,89 ha, o equivalente a cerca de 31% da área da unidade de conservação (Figura 73; Tabela 13).

Figura 73 – Demanda por recuperação ecológica da Reserva Biológica da Contagem



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Tabela 13 – Demanda por recuperação ecológica da Reserva Biológica da Contagem (Conexão)

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	219	929.54	88.79	1.25
Adaptação	391	75.39	7.20	1.18

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Transformabilidade 1	233	38.41	3.67	0.62
Transformabilidade 2	50	3.55	0.34	0.16
TOTAL	893	1046.89	100.00	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

A análise das demandas por recuperação ecológica da UC, com rebatimento na área de estudo, é explicitada da seguinte forma: 1,25%, 1,18%, 0,62% e 0,16%, referentes às áreas com integridade dos PES, de adaptação, de transformabilidade 1 e transformabilidade 2, respectivamente.

A partir do estudo das Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI), pode-se dizer que elas representam em relação à integridade e a recuperação ecológica para a área de estudo os percentuais que se ver do Tabela 14.

Observa-se, assim, em relação à totalidade das UCPI, que, embora sejam responsáveis pela preservação de extensas áreas com integridade dos PES (mais de 27.000 ha), ocorrem demandas levemente superiores por ações de adaptação e, em escala muito menor, por transformabilidade. Ou seja, 36,30% das áreas com integridade dos PES, 38,86% das demandas por adaptação, caindo para 6,35% e 5,92% das demandas por transformabilidade 1 e 2, respectivamente (Tabela 14).

Tabela 14 – Demanda agregada por recuperação ecológica das Unidades de Conservação de Proteção Integral

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	5158	27088.16	90.01	36.30
Adaptação	11289	2476.84	8.23	38.86
Transformabilidade 1	2061	395.76	1.32	6.35
Transformabilidade 2	704	135.05	0.45	5.92
TOTAL	19212	30095.81	100	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

6.3.1.1 Considerações sobre as Áreas de Proteção Integral analisadas

Observa-se que as UCPI estudadas se ratificam como *hotspots* de processos ecológicos de suporte, agregando, em escala regional, prioritariamente a geração de

serviços ecossistêmicos (SPA), embora, no conjunto, existam unidades que exerçam papel de conexão de tais serviços (SCA)⁴¹ ao longo do mosaico. Configuram áreas cuja proporção de fragmentos com integridade ecológica denota um quadro de estabilidade, que, por sua vez, oportunamente, pode ser protegida, com o mínimo de adensamento florestal nativo. Nesse sentido, mesmo que tais áreas representem a maior demanda por adaptação na área de estudo, podem, com o mínimo de esforço, fomentarem ainda mais a integridade do mosaico sob estudo. Cabe, contudo, compreender essas dinâmicas a partir de outros elementos componentes do mosaico, como as áreas de proteção de manancial, o que se buscará em seguida.

Em síntese, a leitura dessas demandas apresenta grandes oportunidades, pois a intervenção em UCPI deveria requerer um mínimo de esforço, em que a relação entre os investimentos realizados e suas respostas em termos de benefícios de estabilidade ecológica para o eixo fosse significativa. Entretanto a definição dessas áreas se configura como a etapa mais imediata de intervenções no Eixo, que deve seguir para a necessária identificação das áreas que integram esses *hotspots*, formando de fato o eixo Norte–Sul.

Em sequência, iniciam-se as análises do grau de integridade e intervenções necessárias nas Áreas de Proteção de Manancial incidentes sobre a área de estudo, de forma a avaliar seu potencial papel na constituição do mosaico central eixo Norte–Sul.

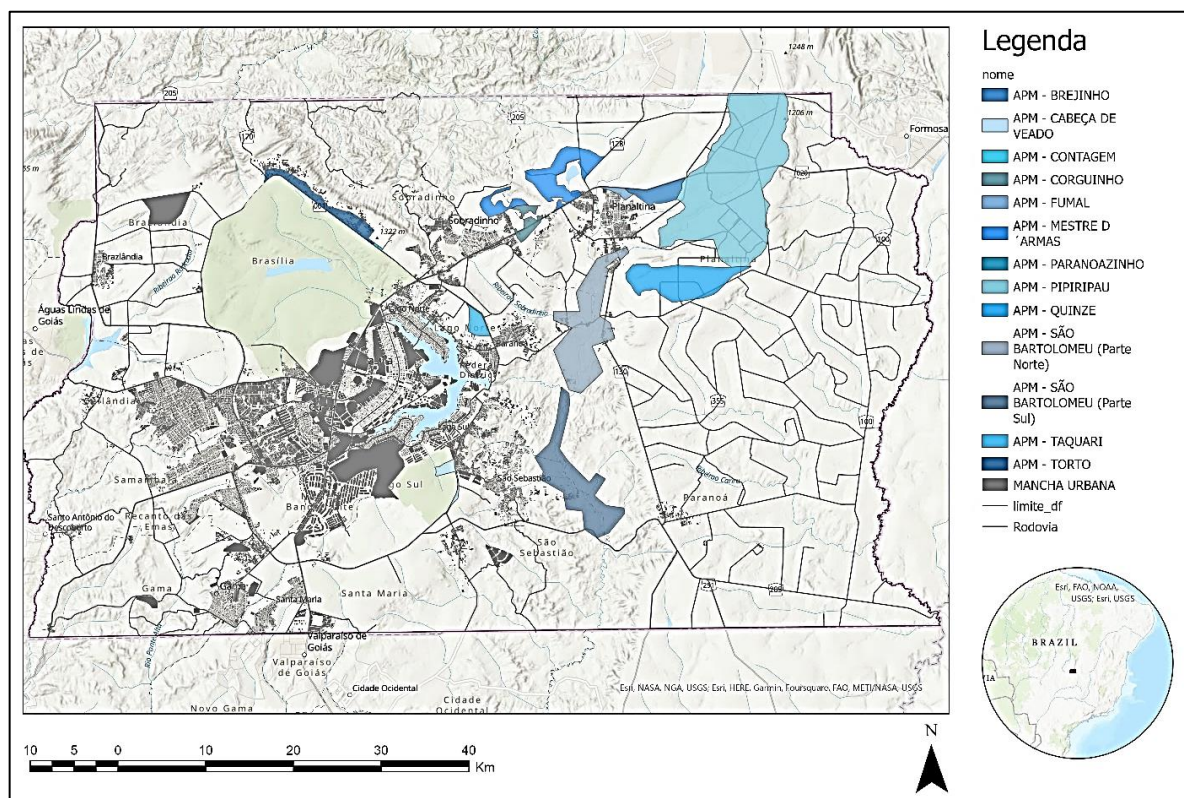
6.3.2 Áreas de Proteção de Manancial integrantes do mosaico central eixo Norte–Sul

Em uma categoria de preservação que possui o menor grau de restrições de uso encontram-se as áreas de proteção de manancial, que igualmente compõem no escopo do planejamento territorial do DF. Na área de estudo incidem as seguintes Áreas de Proteção de Manancial (APM): Brejinho, Cabeça de Veado, Contagem, Corguinho, Fumal, Mestre D’Armas, Paranoazinho, Pipiripau, Quinze, São Bartolomeu (Parte Norte), São Bartolomeu (Parte Sul), Taquari e Torto (Figura 74). Tais áreas foram integradas à proposição do mosaico, dada a necessidade de articular os diferentes fragmentos biofísicos do eixo e, ainda, para atender a demandas por recuperação ecológica e por integridade dos processos ecológicos de suporte para a

⁴¹ Caso da Reserva Biológica da Contagem e pelo Refúgio da Vida Silvestre Mata Seca.

resiliência hídrica do DF. Nesse sentido, as APM apresentam potencial tanto para a geração de serviços ecossistêmicos (SPA) — especialmente relacionados à provisão de água —, quanto de conexão (SCA).

Figura 74 – Áreas de Proteção de Manancial incidentes sobre a área de estudo



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Nessa abordagem, tais áreas, uma vez tratadas como potenciais áreas de influência (*buffers*) entre manchas e corredores, não apenas somariam ao mosaico estudado cerca de 38.490 ha (Tabela 15), como, também, auxiliariam o desempenho ecológico dos demais tipos biofísicos propostos para seu *design*.

Tabela 15 – Áreas de Proteção de Manancial incidentes sobre a área de estudo com as respectivas áreas

NOME	ÁREA (HA)
Brejinho	984.25
Cabeça de Veado	355.68
Contagem	39.89
Corguinho	611.96
Fumal	222.35
Mestre D'armas	3090.44

NOME	ÁREA (HA)
Paranoazinho	4.45
Pipiripau	16452.00
Quinze	3901.79
São Bartolomeu (Parte Norte)	5845.95
São Bartolomeu (Parte Sul)	4956.00
Taquari	543.71
Torto	1481.53
TOTAL	38490.00

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

A primeira Área de Proteção de Manancial estudada será a **APM Brejinho**, que possui integridade dos processos ecológicos de suporte (PES) e por demandas de recuperação ecológica nas categorias adaptação e transformabilidade 1 e 2, o que se verifica na Figura 75. Nessa APM, cabe ressaltar que as áreas de transformabilidade representaram 60,11% das demandas, significativamente superior às áreas com maior integridade ecológica, que ocuparam 39,89%. (

Tabela 16).

Figura 75 – Demanda por recuperação ecológica da APM Brejinho

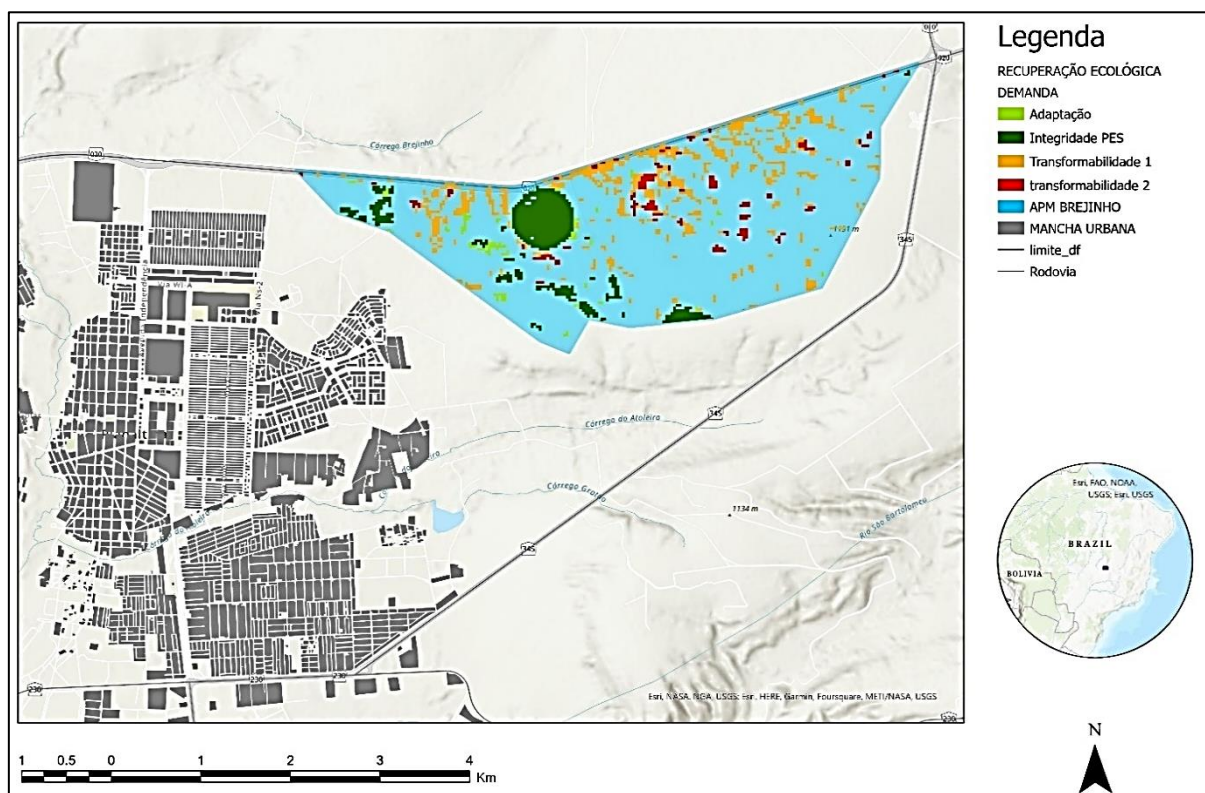


Tabela 16 – Demanda por recuperação ecológica da APM Brejinho

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	26	66.02	34.60	0.09
Adaptação	31	10.10	5.29	0.16
Transformabilidade 1	166	93.97	49.25	1.51
Transformabilidade 2	47	20.72	10.86	0.91
TOTAL	270	190.80	100	-

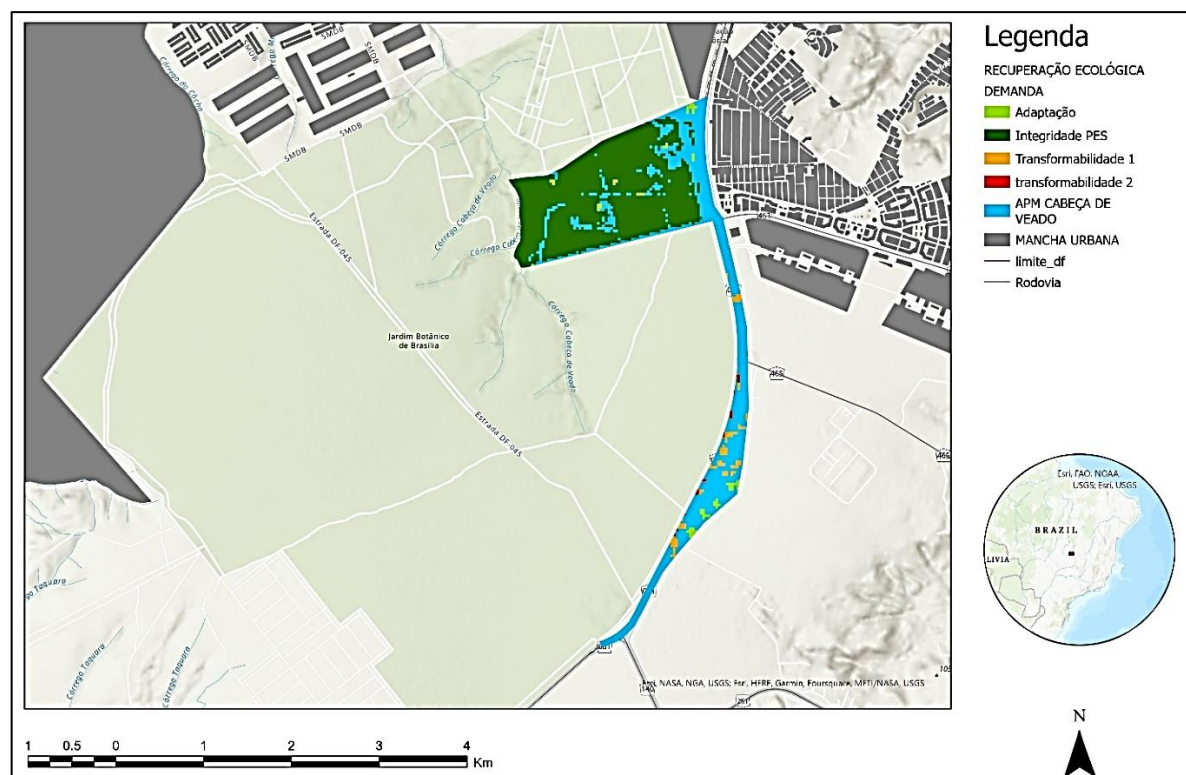
Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Como áreas de demanda por recuperação ecológica com interferência na área de estudo se encontram: 0,09%, 0,16%, 1,51% e 0,91%, referentes às áreas com integridade dos PES nas categorias de intervenções de adaptação, transformabilidade 1 e transformabilidade 2, respectivamente (

Tabela 16).

Em seguida, estuda-se a **APM Cabeça de Veado**, cujas demandas de recuperação ecológica são apresentadas na Figura 76 e na Tabela 17: 0,27%, 0,09%, 0,12% e 0,05%, referentes às áreas com integridade dos PES nas categorias de intervenções de adaptação, de transformabilidade 1 e transformabilidade 2.

Figura 76 – Demanda por recuperação ecológica da APM Cabeça de Veado



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Tabela 17 – Demanda por recuperação ecológica da APM Cabeça de Veado

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	8	202.40	93.13	0.27
Adaptação	14	6.01	2.77	0.09
Transformabilidade 1	17	7.70	3.54	0.12
Transformabilidade 2	10	1.22	0.56	0.05
TOTAL	41	217.33	100.00	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

A **APM Corguinho** (Figura 77; Tabela 18) apresentou um grande percentual de áreas com demanda por recuperação ecológica, somando quase 70% da área de

estudo nas três categorias, enquanto apenas 18 fragmentos apresentaram integridade dos PES, perfazendo 30,82% do total. A representatividade dessa mancha em relação às demandas por recuperação ecológica da área de estudo também é pequena: 0,02%, 0,31%, 0,25% e 0,23%, referentes às áreas com integridade dos PES nas categorias de intervenções de adaptação, de transformabilidade 1 e transformabilidade 2.

Figura 77 – Demanda por recuperação ecológica da APM Corguinho

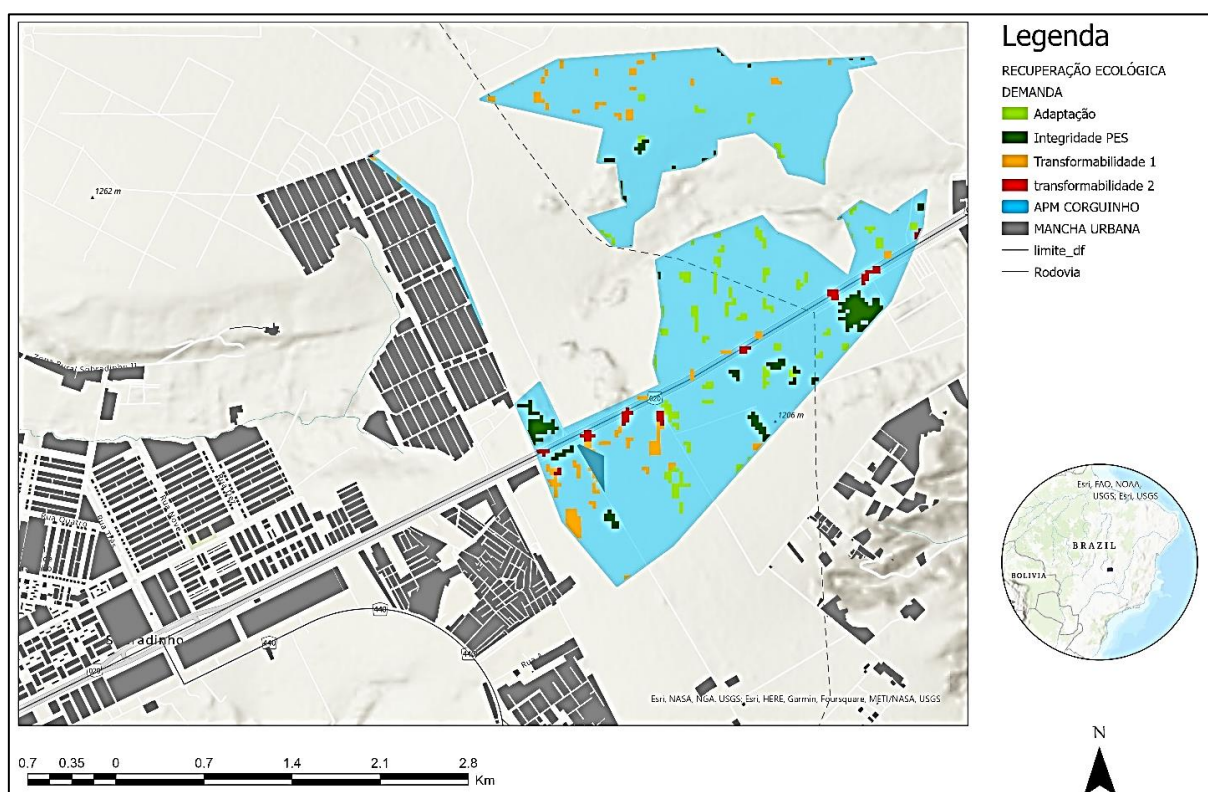


Tabela 18 – Demanda por recuperação ecológica da APM Corguinho

ÁREA DE PROTEÇÃO DE MANANCIAL CORGUINHO				
DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	18	18.06	30.82	0.02
Adaptação	54	19.71	33.63	0.31
Transformabilidade 1	47	15.55	26.53	0.25
Transformabilidade 2	10	5.29	9.03	0.23
TOTAL	111	58.61	100.00	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

A **APM Fumal**(Figura 78;

Tabela 19), de igual forma à APM Corguinho, possui apenas 31,78% de área com integridade dos PES e os demais 68,22% divididos nas três categorias de restauração ecológica.

Figura 78 – Demanda por recuperação ecológica da APM Fumal

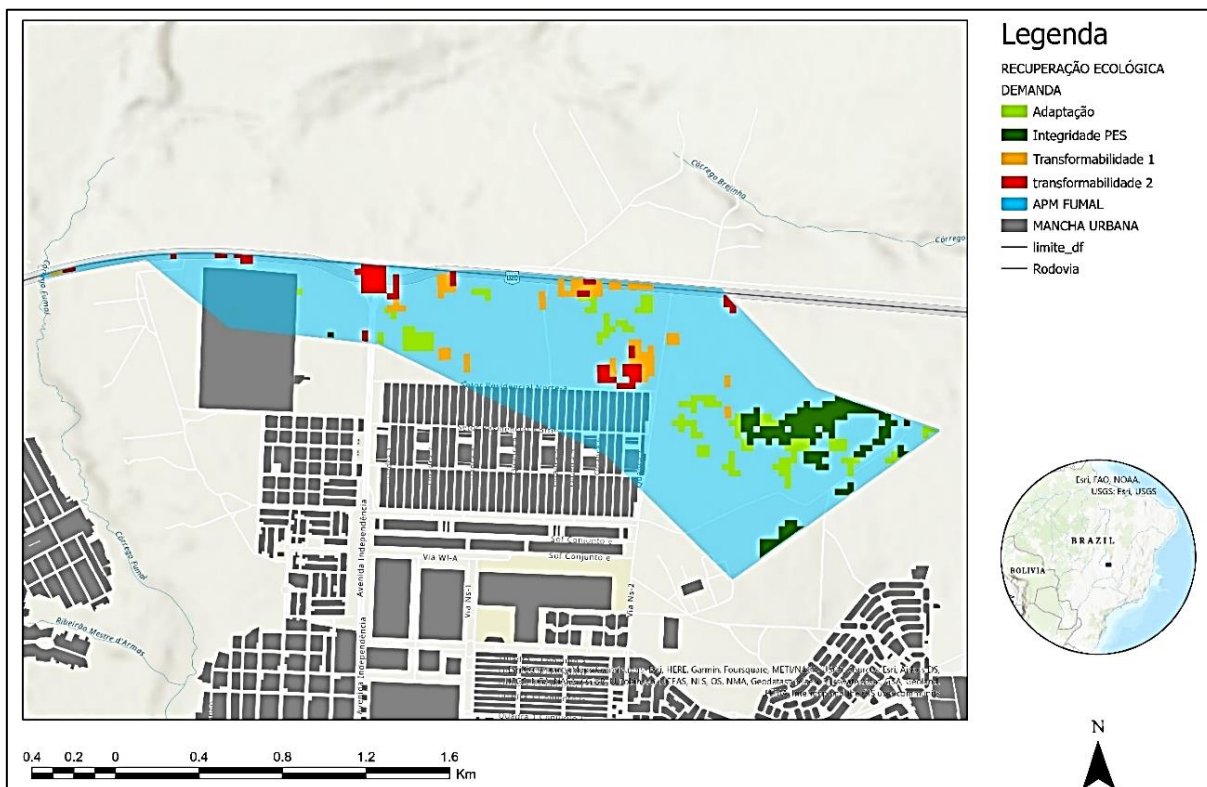


Tabela 19 – Demanda por recuperação ecológica da APM Fumal

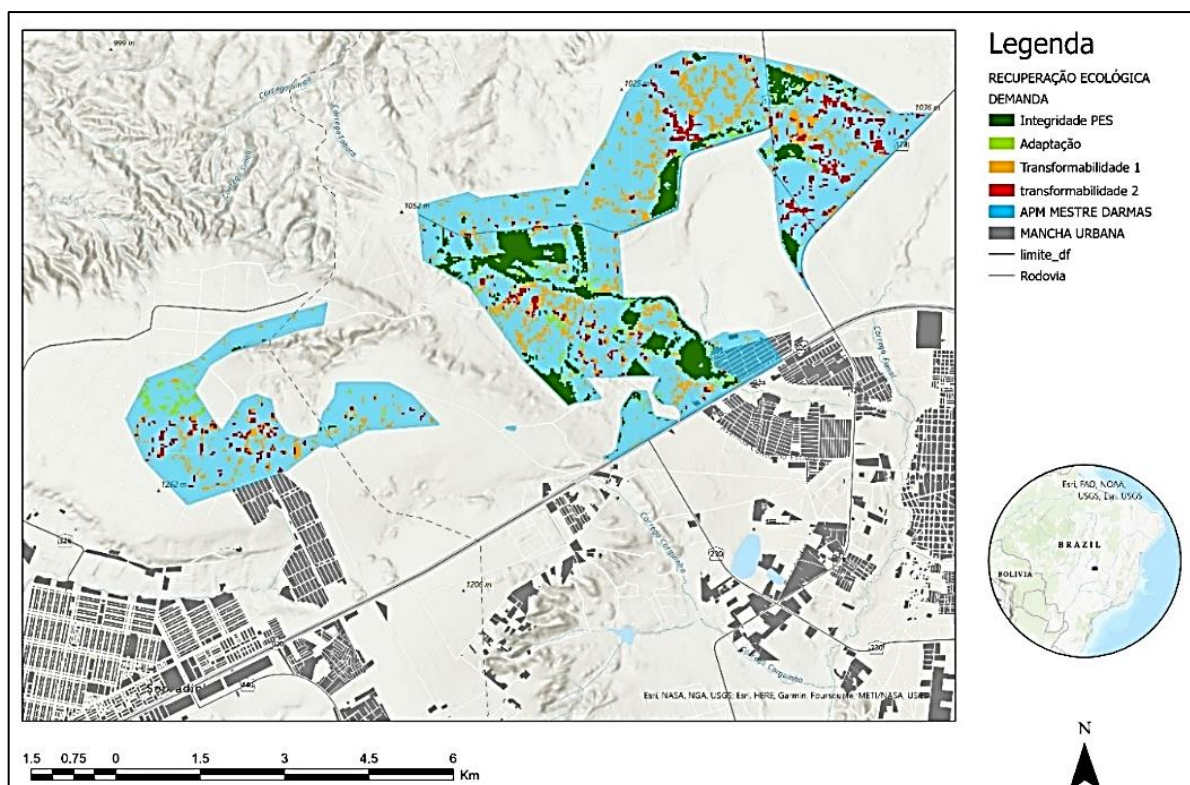
DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	8	11.00	31.78	0.01
Adaptação	26	11.55	33.35	0.18
Transformabilidade 1	18	6.48	18.73	0.10
Transformabilidade 2	15	5.59	16.14	0.24
TOTAL	59	34.63	100.00	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Além disso a representatividade dessa mancha em relação às demandas por recuperação ecológica da área de estudo foi de 0,01%, 0,18%, 0,10% e 0,24%, referentes às áreas com integridade dos PES nas categorias de intervenções de adaptação, de transformabilidade 1 e transformabilidade 2, respectivamente.

A próxima análise foi da **APM Mestre D'Armas** (Figura 79; Tabela 20) que se apresenta com maior complexidade e possui 997 fragmentos, perfazendo 807,09 ha, o correspondente a 26% da APM. Destaca-se que 40,36% são áreas de integridade dos PES e que as áreas de transformabilidade 1 e 2 computam 52,67% da área demonstrando alto grau de degradação. A representatividade dos fragmentos dessa APM em relação às demandas por recuperação ecológicas da área de estudo foi de 0,44%, 0,88% e 4,54% e 6,24%, referentes às áreas com integridade dos PES nas categorias de intervenções de adaptação, de transformabilidade 1 e transformabilidade 2, respectivamente.

Figura 79 – Demanda por recuperação ecológica da APM Mestre D’Armas



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

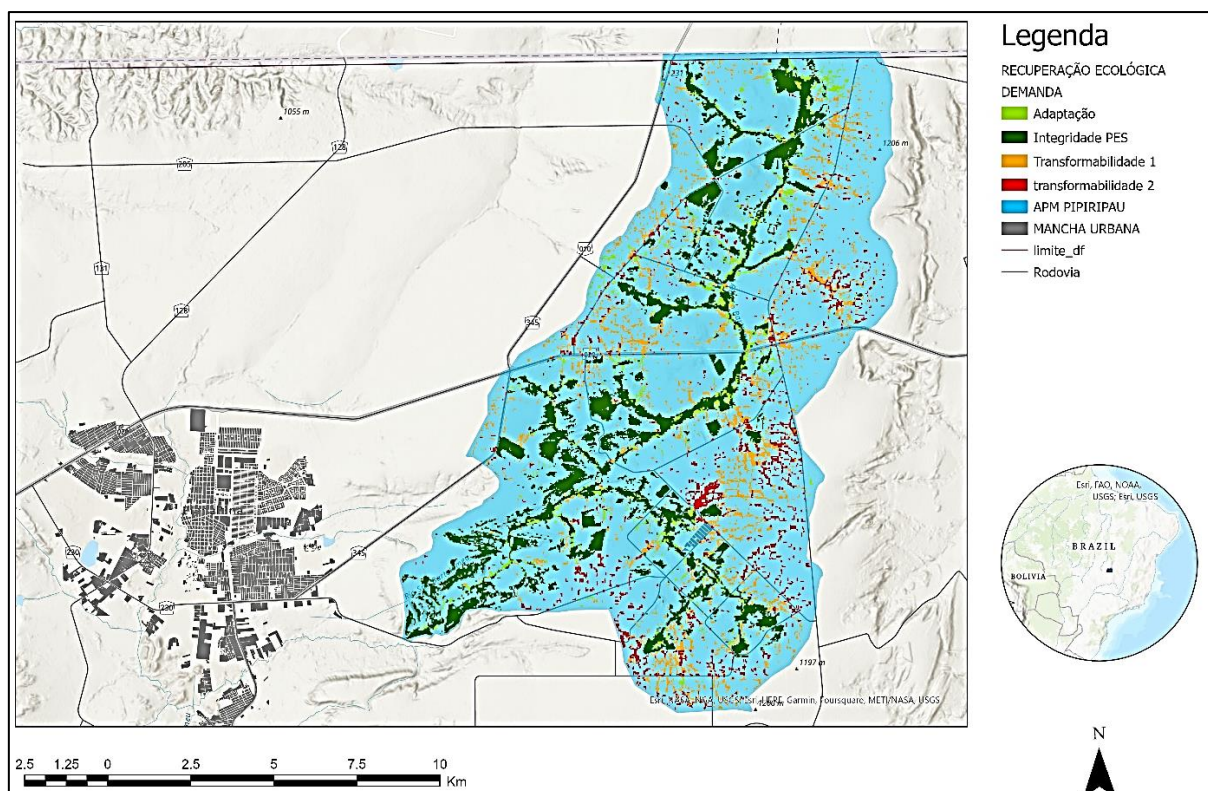
Tabela 20 – Demanda por recuperação ecológica da APM Mestre D’Armas

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	129	325.74	40.36	0.44
Adaptação	143	56.27	6.97	0.88
Transformabilidade 1	580	282.77	35.04	4.54
Transformabilidade 2	274	142.31	17.63	6.24
TOTAL	997	807.09	100.00	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Na **APM Pipiripau** (Figura 80; Tabela 21) foram identificados 3.718 fragmentos, perfazendo 4.015,76 ha, o correspondente a 24% da APM. Nessa área, 53,31% representam fragmentos com integridade PES; 10,57% da área demanda processo de adaptabilidade e 36,12% de transformabilidade 1 e 2.

Figura 80 – Demanda por recuperação ecológica da APM Pípiripau



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Tabela 21 – Demanda por recuperação ecológica da APM Pípiripau

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	697	2140.66	53.31	2.87
Adaptação	996	424.54	10.57	6.66
Transformabilidade 1	1765	897.36	22.35	14.41
Transformabilidade 2	957	553.20	13.78	24.25
TOTAL	3718	4015.76	100.00	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

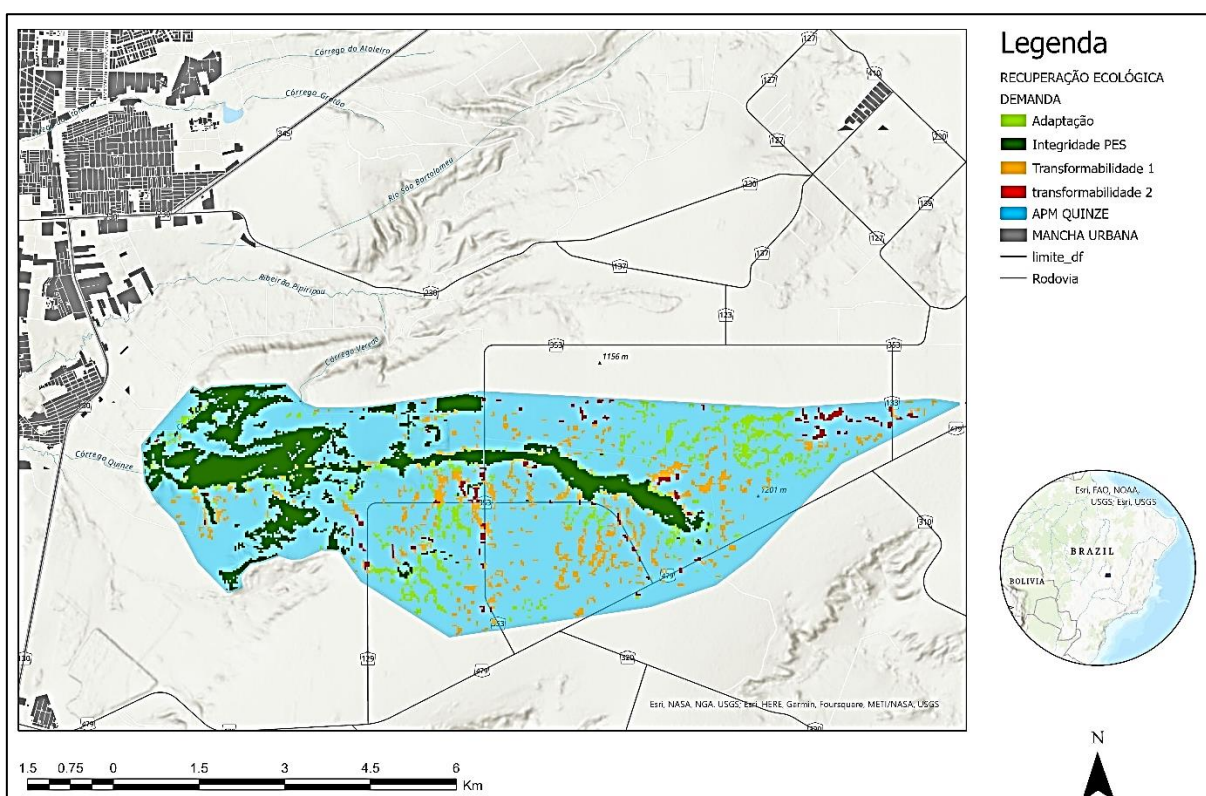
A representatividade desses fragmentos em relação às demandas por recuperação ecológicas da área de estudo foi de 2,87%, 6,66% e 14,41% e 24,25%, referentes às áreas com integridade dos PES nas categorias de intervenções de adaptação, de transformabilidade 1 e transformabilidade 2, respectivamente.

Cabe observar que essa APM apresentou a maior representatividade por demandas de recuperação ecológica entre as demais, pois, apesar de as demandas relativas às transformabilidades 1 e 2 equivalerem a apenas 36,13% das demandas

desta APM, configuram a maior concentração de demandas por transformabilidade da área de estudo como um todo.

A **APM Quinze** (Figura 81; Tabela 22) apresentou 771 fragmentos, perfazendo 1.031,22 ha, equivalentes a 33% da área. Essa APM se encontra em situação semelhante às anteriormente estudadas, com 56,60% de áreas com integridade dos PES e 43 40% nas demais categorias de demanda por recuperação ecológica. A representatividade desses fragmentos em relação às demandas por recuperação ecológicas da área de estudo foi de 0,78%, 2,89% e 3,44% e 2,15%, referentes às áreas com integridade dos PES nas categorias de intervenções de adaptação, de transformabilidade 1 e transformabilidade 2, respectivamente.

Figura 81 – Demanda por recuperação ecológica da APM Quinze



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Tabela 22 – Demanda por recuperação ecológica da APM Quinze

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	112	583.72	56.60	0.78
Adaptação	332	184.49	17.89	2.89
Transformabilidade 1	353	214.00	20.75	3.44

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Transformabilidade 2	86	49.01	4.75	2.15
TOTAL	771	1031.22	100.00	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

A **APM São Bartolomeu** (Parte Norte), representada na Figura 82 e na Tabela 23, perfaz 558 fragmentos, em 1.208,18 ha, equivalentes a 20,6% da área de estudo. Encontra-se bem preservada dado que 81,59% de sua área apresenta integridade dos PES. Por sua vez, a representatividade desses fragmentos em relação às demandas por recuperação ecológicas da área de estudo foi de 1,32%, 1,71% e 1,69% e 0,34%, referentes às áreas com integridade dos PES nas categorias de intervenções de adaptação, de transformabilidade 1 e transformabilidade 2, respectivamente.

Figura 82 – Demanda por recuperação ecológica da APM São Bartolomeu (Parte Norte)

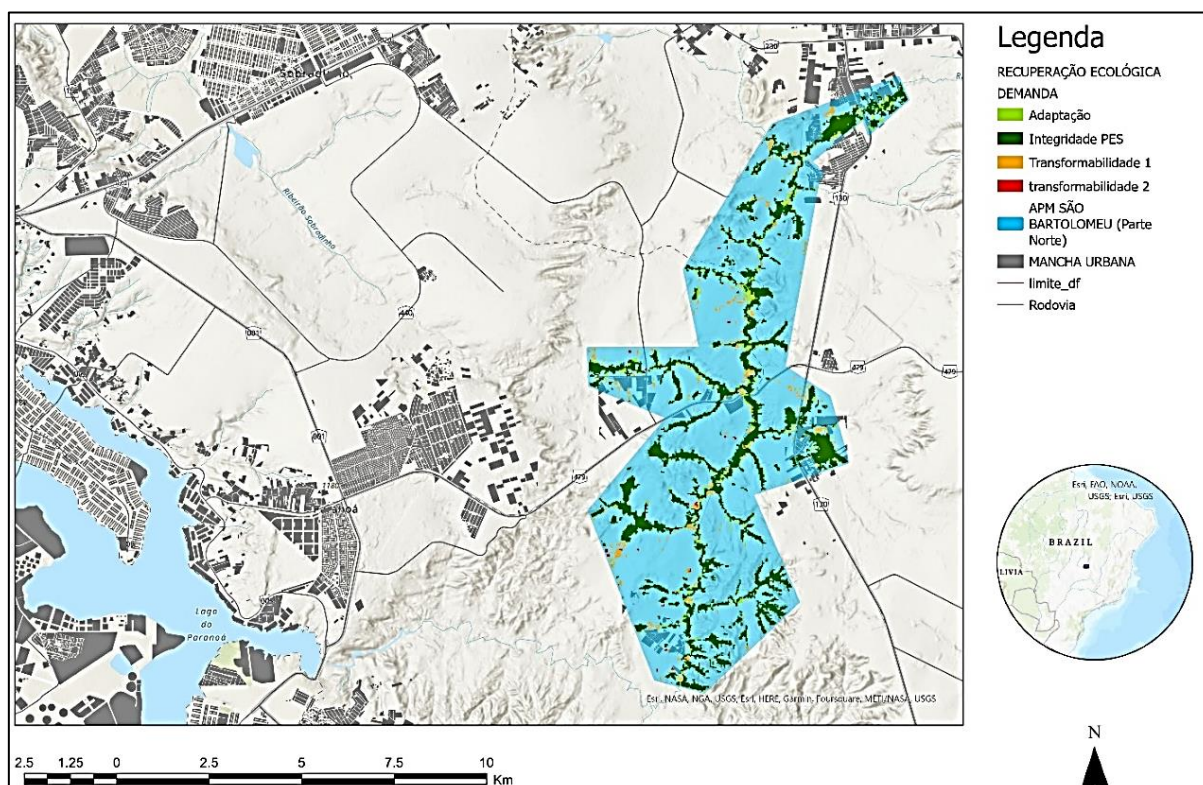


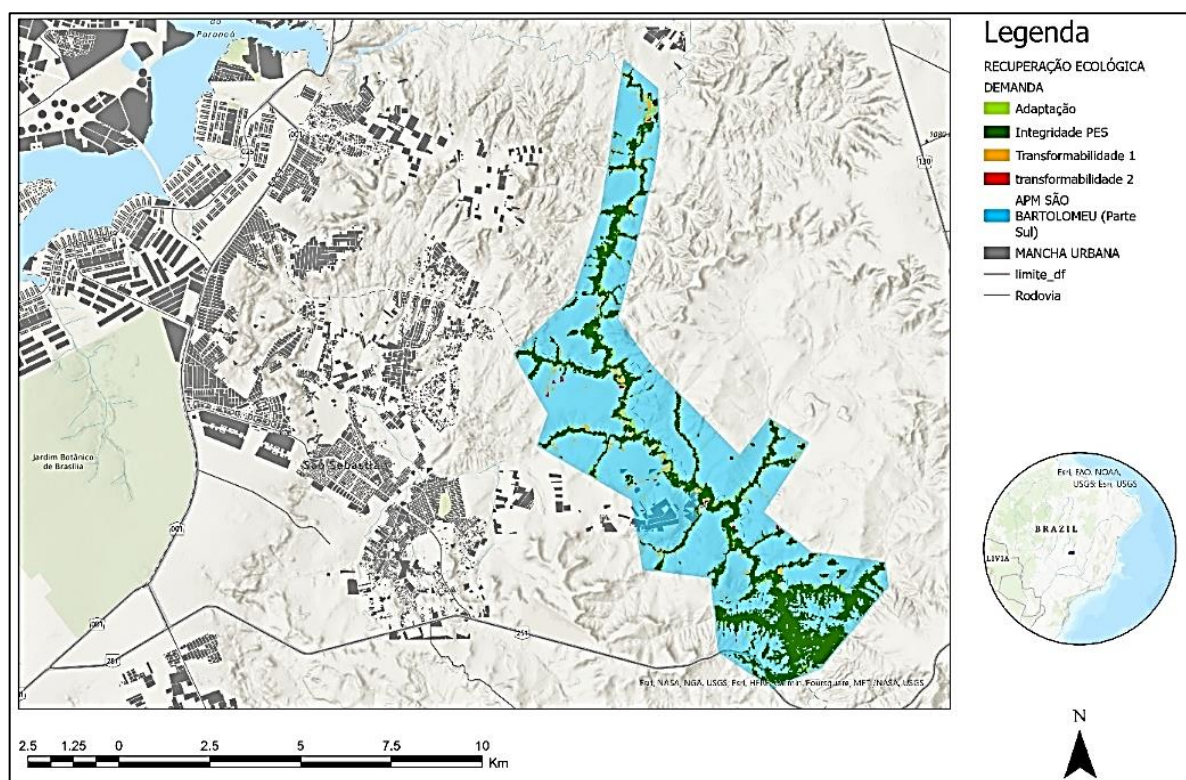
Tabela 23 – Demanda por recuperação ecológica da APM São Bartolomeu (Parte Norte)

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	254	985.75	81.59	1.32
Adaptação	278	109.12	9.03	1.71
Transformabilidade 1	279	105.57	8.74	1.69
Transformabilidade 2	31	7.73	0.64	0.34
TOTAL	588	1208.18	100.00	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Já a **APM São Bartolomeu (Parte Sul)** (Figura 83; Tabela 24) apresentou 383 fragmentos, perfazendo 1.298,08 ha, equivalentes a 26% da área de estudo. Outra APM bem preservada, considerando que, dos seus fragmentos estudados, 150 apresentaram integridade dos PES, com 1.150,91 ha equivalendo a 88,66% da demanda. A representatividade dos fragmentos em relação às demandas por recuperação ecológicas da área de estudo foi de 1,54%, 1,29% e 0,90% e 0,39%, referentes às áreas com integridade dos PES nas categorias de intervenções de adaptação, de transformabilidade 1 e transformabilidade 2, respectivamente.

Figura 83 – Demanda por recuperação ecológica da APM São Bartolomeu (Parte Sul)



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Tabela 24 – Demanda por recuperação ecológica da APM São Bartolomeu (Parte Sul)

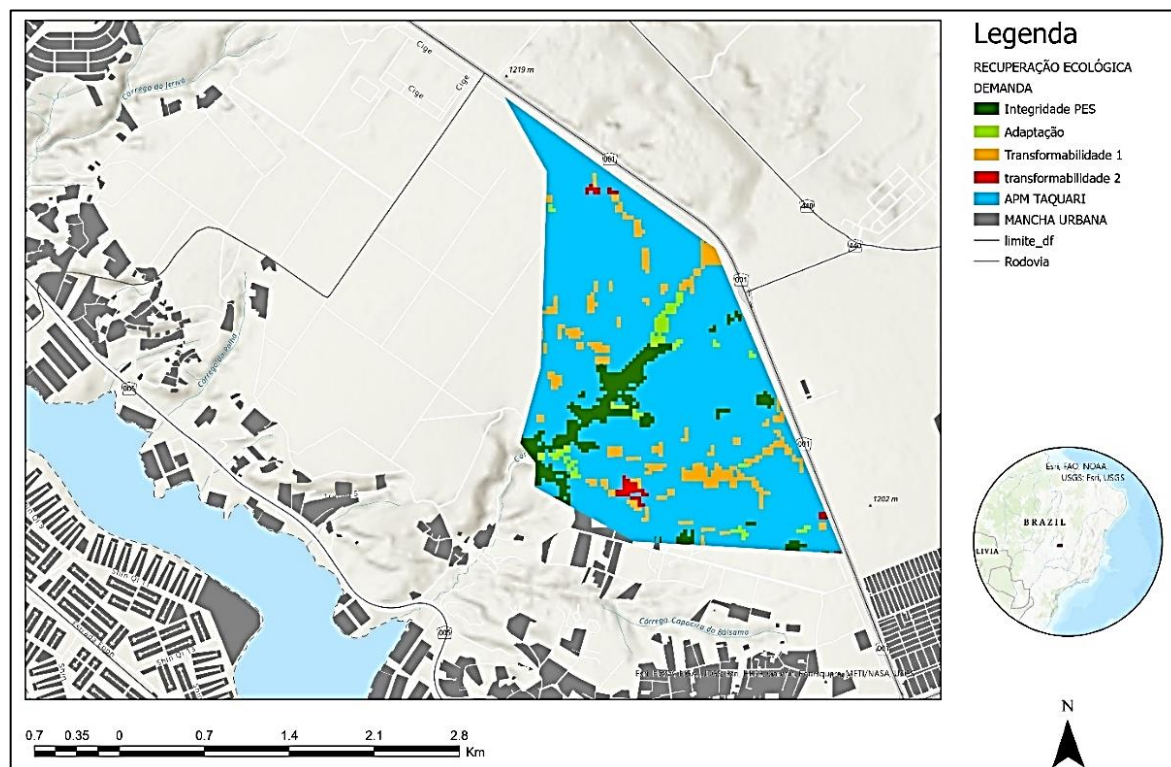
DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	150	1150.91	88.66	1.54
Adaptação	206	81.98	6.32	1.29
Transformabilidade 1	155	56.26	4.33	0.90
Transformabilidade 2	22	8.93	0.69	0.39
TOTAL	383	1298.08	100.00	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

A **APM Taquari** (Figura 84) apresentou 79 fragmentos, perfazendo 91,68 ha, equivalentes a 17% da área de estudo. Cabe destacar que as demandas por recuperação ecológica desta APM superam as áreas com integridade PES, chegando a 59,05%, com destaque para as demandas por transformabilidade 1 (Tabela 25). Quanto à representatividade dos fragmentos em relação às demandas por recuperação ecológicas da área de estudo, obtiveram-se 0,05%, 0,17% e 0,63% e

0,19%, referentes às áreas com integridade dos PES nas categorias de intervenções de adaptação, de transformabilidade 1 e transformabilidade 2, respectivamente.

Figura 84 – Demanda por recuperação ecológica da APM Taquari



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Tabela 25 – Demanda por recuperação ecológica da APM Taquari

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	14	37.54	40.95	0.05
Adaptação	16	10.71	11.68	0.17
Transformabilidade 1	57	39.04	42.58	0.63
Transformabilidade 2	6	4.39	4.79	0.19
TOTAL	79	91.68	100.00	-

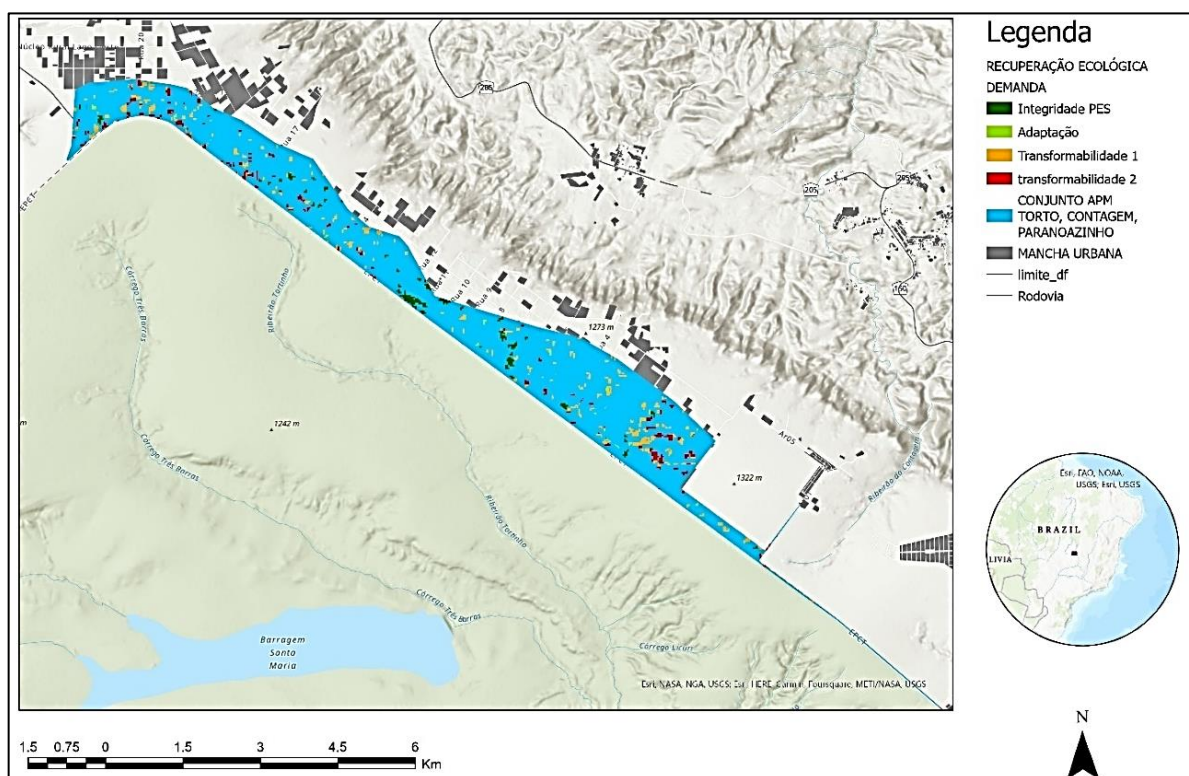
Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Por fim, apresenta-se a análise das demandas por recuperação ecológica do conjunto formado pelas **APMs Torto, Contagem e Paranozinho** (Figura 85). A análise se deu em conjunto, pois as áreas da Contagem e do Paranozinho seriam pouco representativas se analisadas individualmente. Tais áreas merecem destaque, por serem lindeiras ao Parque Nacional de Brasília, com potencial para se consolidarem como áreas de *buffer* dessa unidade de conservação.

No total, o conjunto (Tabela 26) apresentou 334 fragmentos, perfazendo 139,05 ha, equivalentes a 9% da área. Essas APMs se encontram bastante degradadas pois apenas 20,16% correspondem a áreas com integridade dos PES. Cabe destacar que as demandas por recuperação ecológica desta conjunto superam em muito suas áreas com integridade PES, chegando a 79,84%, com destaque para as demandas por transformabilidade 1.

A representatividade desses fragmentos em relação às demandas por recuperação ecológica da área de estudo foi de 0,04%, 0,07% e 1,07% e 1,74%, referentes às áreas com integridade dos PES nas categorias de intervenções de adaptação, de transformabilidade 1 e transformabilidade 2.

Figura 85 – Demanda por recuperação ecológica do conjunto de APMs Torto, Contagem e Paranoazinho



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Tabela 26 – Demanda por recuperação ecológica do conjunto de APMs Torto, Contagem e Paranoazinho

DEMANDA PORE RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	47	28.04	20.16	0.04

DEMANDA PORE RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Adaptação	23	4.70	3.38	0.07
Transformabilidade 1	204	66.69	47.96	1.07
Transformabilidade 2	107	39.63	28.50	1.74
TOTAL	334	139.05	100.00	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

6.3.2.1 Considerações sobre as Áreas de Proteção de Manancial analisadas

O grau de integridade nessa categoria de área de proteção ambiental, como observado no início, é menor, o que demanda maiores investimentos em ações de recuperação ecológica. Na Tabela 27, verifica-se que as APMs estudadas equivalem a 7,44% das áreas com integridade dos PES, 10,11% das demandas por adaptação, subindo expressivamente para 28,66% e 36,73% das demandas por transformabilidade 1 e 2, respectivamente.

Tabela 27 – Demanda agregada por recuperação ecológica das Áreas de Proteção de Manancial estudadas

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	1489	5549.84	61.04	7.44
Adaptação	2150	919.16	10.11	14.42
Transformabilidade 1	3807	1785.40	19.64	28.66
Transformabilidade 2	1612	838.03	9.22	36.73
TOTAL	9058	9092.43	100.00	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

De forma geral, as APMs apresentaram resultados contrastantes em relação às Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI). As primeiras denotam a necessidade de ações de recuperação ecológica, com demandas expressivas de transformabilidade, que significam ações para o adensamento ou recomposição vegetal de certas áreas. Esse quadro é preocupante, dada a importância dessas áreas para a proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte ao longo do mosaico.

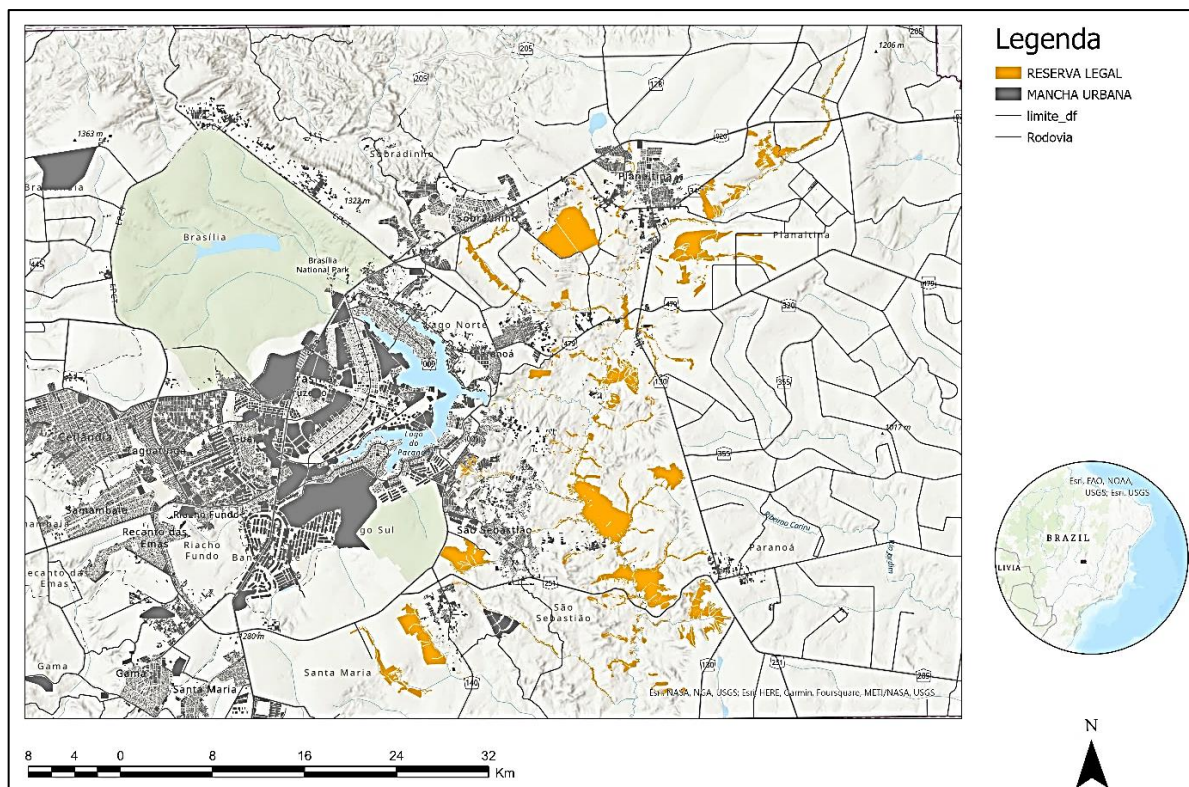
Por fim, dentre os elementos de planejamento territorial existentes sobre a área de estudo, cabe avaliar o potencial das Áreas de Reservas Legais (ARLs) para a consolidação do mosaico a ser proposto. Para isso, esses elementos foram analisados tanto a partir de seu agrupamento e distribuição, quanto em relação ao seu potencial para a promoção e proteção dos PES, consideradas as demandas por recuperação ecológica.

6.3.3 Áreas de Reserva Legal integrantes do eixo Norte–Sul

As reservas legais, de acordo com o Código Florestal Brasileiro (Lei Federal nº 12.651/2012), configuram parte de propriedades ou posses rurais destinadas à proteção e promoção dos processos ecológicos e da biodiversidade, visando ao uso sustentável dos recursos naturais. Por sua vez, a localização das reservas legais deve levar em conta estudos que visem a seu agrupamento para a constituição de corredores ecológicos, juntamente com outras áreas de interesse ambiental, e.g. áreas de proteção permanente, áreas com fragilidade ambiental, unidades de conservação (BRASIL, 2012). Tal perspectiva denota o potencial dessas áreas para a consolidação do mosaico que se deseja constituir, considerando que poderiam ser agrupadas ou remanejadas para áreas identificadas como de melhor integridade ecológica para formarem manchas ou corredores observando as funções de conexão de serviços ecossistêmicos e de fluxo gênico (SCA).

Para tanto foram identificadas as ARLs incidentes sobre a área de estudo, sobretudo as existentes ao longo da Bacia do São Bartolomeu, que constitui a maior parte da área de estudo, conforme Figura 86.

Figura 86 – Áreas de Reservas Legais incidentes sobre a área de estudo



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Essas áreas, contudo, demandam maior detalhamento; para tanto, foi utilizado o Cadastro Ambiental Rural (CAR). De acordo com o CAR, existem cerca de 1.082 Áreas de Reserva Legal incidentes sobre a área de estudo, totalizando por volta de 12.224,10 ha. Essas áreas são caracterizadas em 4 categorias: (i) reserva legal aprovada e não averbada, (ii) reserva legal averbada, (iii) reserva legal proposta e (iv) reserva legal vinculada a compensação de outro imóvel. A expressiva maioria — cerca de 99,4% — corresponde à área de reserva legal proposta, ocupando 12.158,70 ha (Tabela 28).

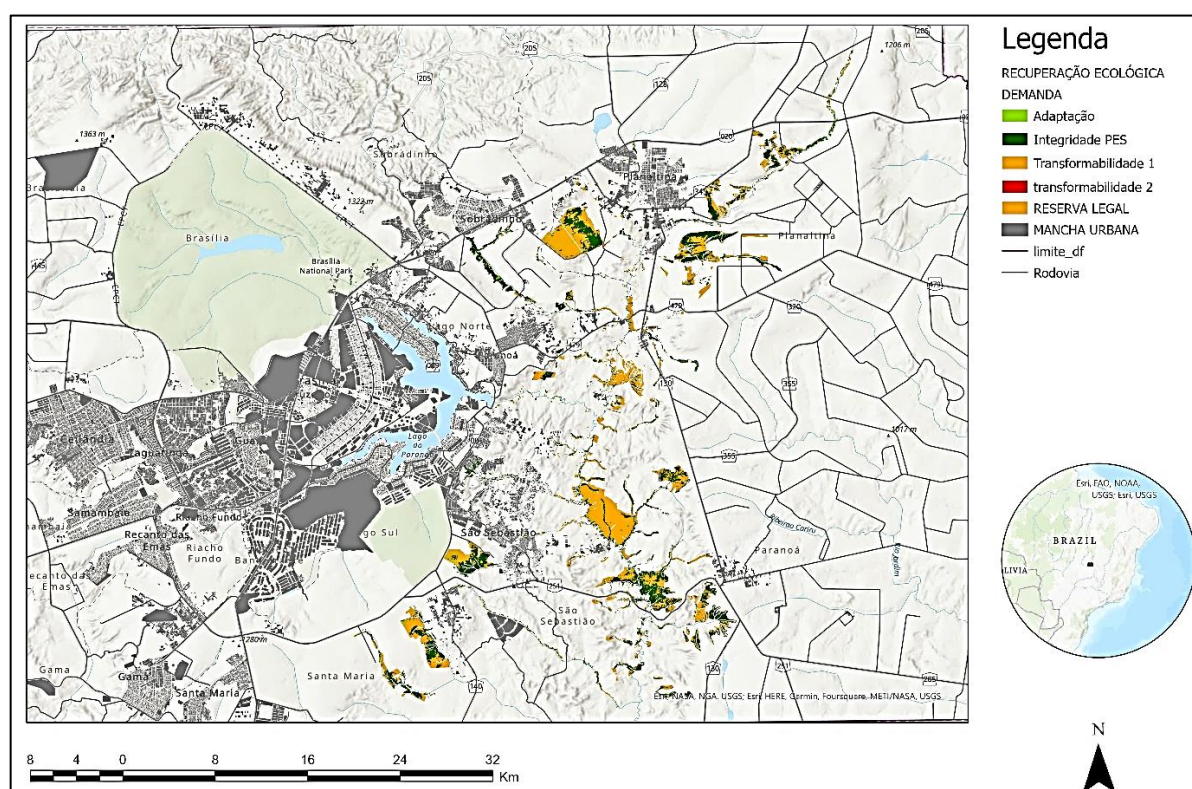
Tabela 28 – Categorias de reservas legais incidentes sobre a área de estudo e respectivas áreas

CATEGORIA	NÚMERO DE ÁREAS	ÁREA (HA)
Reserva legal aprovada e não averbada	8	16.4
Reserva legal averbada	23	48.18
Reserva legal proposta	1050	12158.70
Reserva legal vinculada a compensação de outro imóvel	1	0.82
TOTAL	1082	12224.10

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Após a identificação das áreas de reserva legal relevantes para o estudo, coube avaliar suas demandas de recuperação ecológica, ilustradas na Figura 87. Dado o número de áreas a serem consideradas (1.082), optou-se pela análise conjunta das demandas. As demandas por recuperação ecológica nessas áreas somam 5.933,83 ha, equivalente a 48,5% do montante das áreas apresentadas na tabela anterior.

Figura 87 – Demanda por recuperação ecológica nas Áreas de Reserva Legal incidentes sobre a área de estudo



As ARLs apresentaram 2376 fragmentos, entre eles, 739 com integridade dos PES, com 5.518 ha de área equivalendo a 93,01% da demanda da área de estudo. As demandas para adaptação integraram 1087 fragmentos, em 5,42% da área, ocupando 321,60 ha. As áreas para transformabilidade 1, com 486 fragmentos, 85,05 ha e 1,43% da demanda. As áreas para transformabilidade 2 apresentaram 64 fragmentos em 8,27 ha, equivalentes a 0,14% das demandas. De forma geral, as ARLs apresentam em quase sua totalidade áreas com integridade ecológica, com 93,01% das demandas encontradas, assemelhando-se ao padrão encontrado nas UCPIs (Tabela 29).

Tabela 29 – Demanda por recuperação ecológica nas ARLs incidentes sobre a área de estudo

DEMANDA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	739	5518.91	93.01	7.39
Adaptação	1087	321.60	5.42	5.05
Transformabilidade 1	486	85.05	1.43	1.37
Transformabilidade 2	64	8.27	0.14	0.36
TOTAL	2376	5933.83	100	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

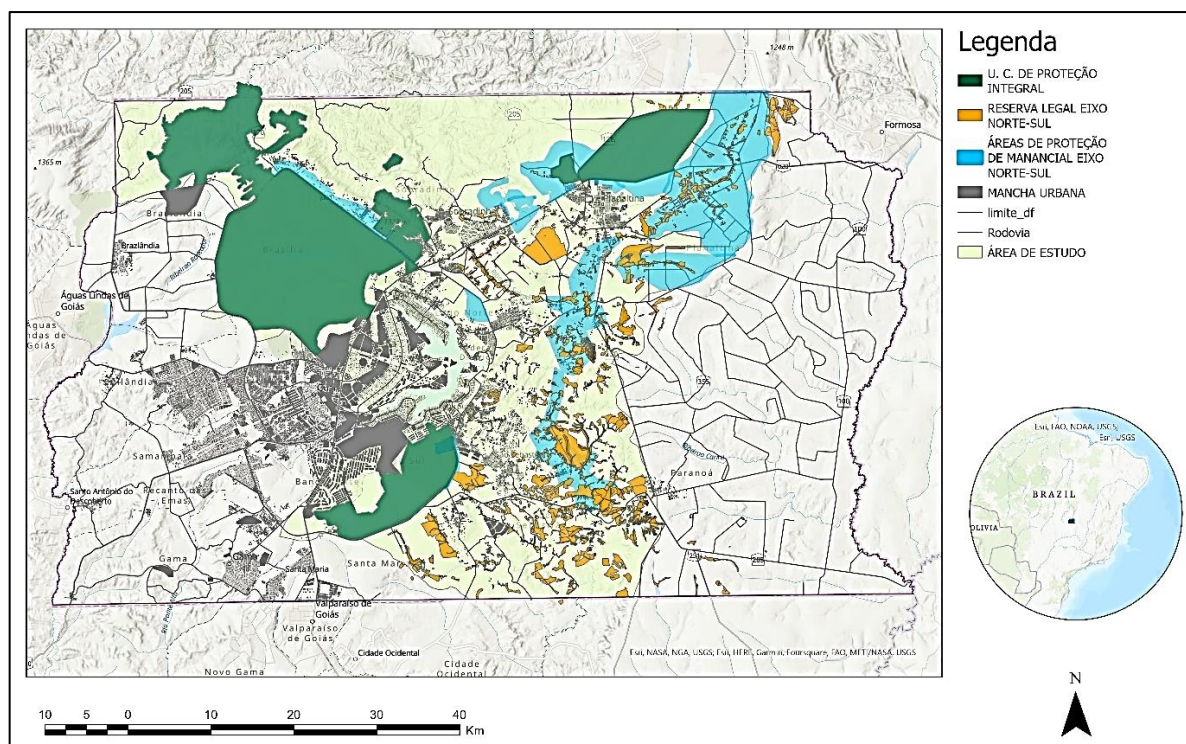
A representatividade desses fragmentos em relação às demandas por recuperação ecológicas da área de estudo foi de 7,39%, 5,05% e 1,37% e 0,36%, referentes às áreas com integridade dos PES nas categorias de intervenções de adaptação, de transformabilidade 1 e transformabilidade 2.

6.3.4 Demandas por recuperação ecológica do mosaico central eixo Norte–Sul associadas às unidades de proteção ambiental

Conforme exposto, a estruturação do mosaico central eixo Norte–Sul se dá pelo conjunto das Áreas de Conservação de Proteção Integral, das Áreas de Proteção de Manancial e pelas Áreas de Reserva Legal localizadas na Bacia do Rio São Bartolomeu incidentes na área de estudo.

A Figura 88 apresenta o conjunto desses elementos de planejamento territorial, e sua distribuição em relação à área de estudo.

Figura 88 – Elementos de planejamento territorial incidentes sobre a área de estudo



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Consolidou-se uma tabela síntese das demandas por recuperação ecológica da área de estudo, bem como das unidades de proteção ambiental consideradas no estudo de configuração do mosaico central eixo Norte–Sul. Nela estão discriminadas as demandas por recuperação ecológica da área de estudo, o número de fragmentos envolvidos, bem como a área ocupada, conforme a demanda por recuperação. As mesmas informações são sintetizadas por cada categoria de unidade de proteção ambiental analisada, bem como as demandas por recuperação ecológica do conjunto de unidades de proteção ambiental a serem consideradas no traçado do mosaico e sua representatividade em relação à área de estudo como um todo (Tabela 30).

Tabela 30 – Tabela síntese dos elementos de planejamento territorial incidentes sobre a área de estudo

ÁREA DE ESTUDO			
NÚMERO DE ÁREAS: 1			
ÁREA OCUPADA (HA): 303384			
PERCENTUAL DE DEMANDAS POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA: 29.51			
DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA DISCRIMINADA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL

Integridade PES	31857	74632.10	83.37
Adaptação	42417	6373.25	7.12
Transformabilidade 1	30314	6228.80	6.96
Transformabilidade 2	15498	2281.41	2.55
TOTAL	120086	89515.56	100.00

UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE PROTEÇÃO INTEGRAL

NÚMERO DE ÁREAS: 7

ÁREA OCUPADA (HA): 64672.01

PERCENTUAL DE DEMANDAS POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA: 46.54

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA DISCRIMINADA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	5158	27088.16	90.01	36.3
Adaptação	11289	2476.84	8.23	38.86
Transformabilidade 1	2061	395.76	1.32	6.35
Transformabilidade 2	704	135.05	0.45	5.92
TOTAL	19212	30095.81	100	-

ÁREAS DE PROTEÇÃO DE MANANCIAL

NÚMERO DE ÁREAS: 13

ÁREA OCUPADA (HA): 38490.00

PERCENTUAL DE DEMANDAS POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA: 23.62

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA DISCRIMINADA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	1489	5549.84	61.04	7.44
Adaptação	2150	919.16	10.11	14.42
Transformabilidade 1	3807	1785.4	19.64	28.66
Transformabilidade 2	1612	838.03	9.22	36.73
TOTAL	9058	9092.43	100	-

ÁREAS DE RESERVA LEGAL

NÚMERO DE ÁREAS: 1082

ÁREA OCUPADA (HA): 12224.1

PERCENTUAL DE DEMANDAS POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA: 48.54

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA DISCRIMINADA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	739	5518.91	93.01	7.39
Adaptação	1087	321.6	5.42	5.05
Transformabilidade 1	486	85.05	1.43	1.37

Transformabilidade 2	64	8.27	0.14	0.36
TOTAL	2376	5933.83	100	-

CONJUNTO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE PROTEÇÃO INTEGRAL, ÁREAS DE PROTEÇÃO DE MANANCIAL E ÁREAS DE RESERVA LEGAL

NÚMERO DE ÁREAS: 1102

ÁREA OCUPADA (HA): 115386.11

PERCENTUAL DE DEMANDAS POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA DA ÁREA DE ESTUDO:
50.41

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA DISCRIMINADA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	7386	38156.91	84.56	51.13
Adaptação	14526	3717.6	8.24	58.33
Transformabilidade 1	6354	2266.21	5.02	36.38
Transformabilidade 2	2380	981.35	2.17	43.02
TOTAL	30646	45122.07	100	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

De acordo com a Tabela 30, a área de estudo possui 303.384 ha, cujos fragmentos com diferentes demandas por recuperação ecológica representam 29,5% da sua poligonal. Por sua vez, o somatório das áreas do conjunto de unidades de conservação ecológica supracitados abrange 115386.11 ha, com demandas por recuperação ecológica em torno de 39,1%. Chega-se, assim, a 45.122 ha de fragmentos com diversas demandas por recuperação ecológica a serem considerados para o traçado do mosaico em estudo.

Contudo a configuração do mosaico central eixo Norte–Sul demanda a proposição de novos tipos biofísicos, sejam manchas (entre elas *hotspots* de processos ecológicos de suporte), ou corredores ecológicos.

6.4 PROPOSTA DE NOVOS TIPOS BIOFÍSICOS E SUAS DEMANDAS POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA PARA A CONSOLIDAÇÃO DO MOSAICO CENTRAL EIXO NORTE–SUL

Como estudado, as áreas de proteção ambiental (UCPIs, APMs e reservas legais) se constituem nos elementos estruturantes do mosaico central eixo Norte–Sul, que possui como balizador a bacia hidrográfica do São Bartolomeu, no transcurso de seu leito. Para essas áreas foram quantificadas e categorizadas as necessidades de recuperação ecológica.

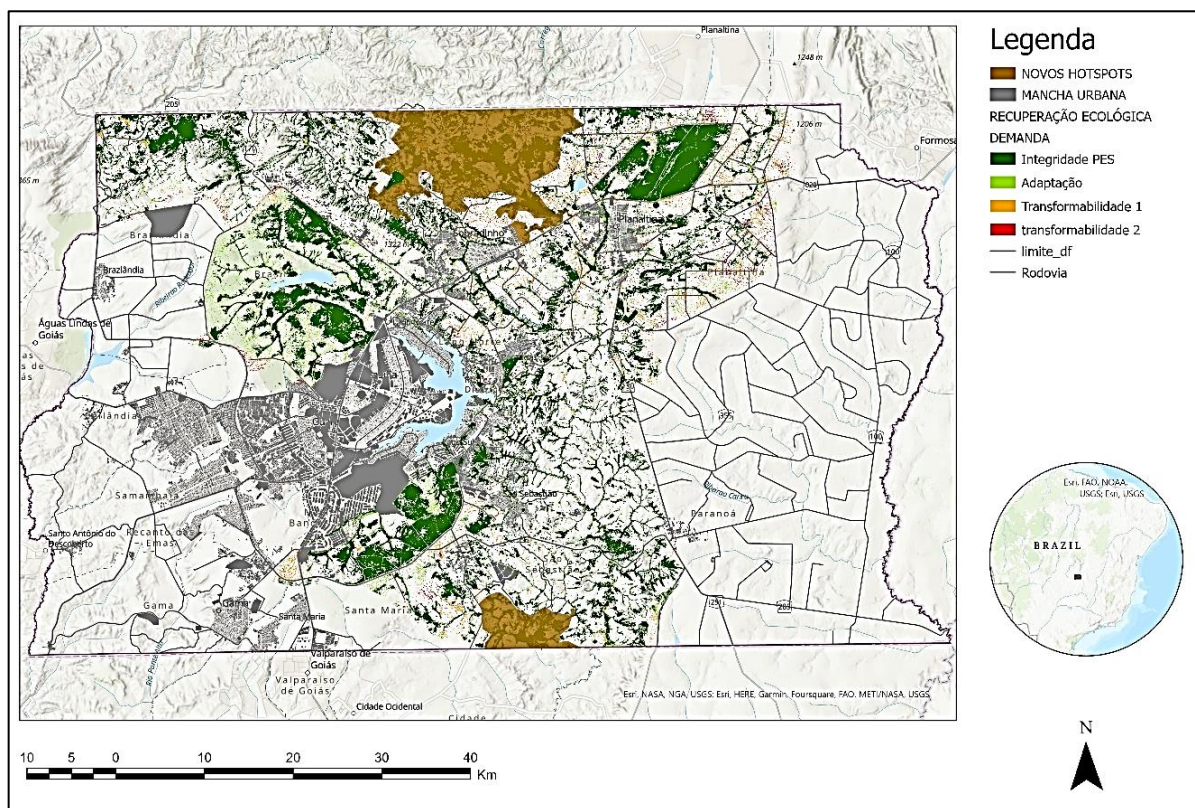
Entretanto o estudo efetuado por meio da leitura das métricas da paisagem com apoio nas emissões de carbono no território e das tendências de fluxo e acumulação de água no território do DF deu a conhecer todo o mosaico de áreas de integridade ecológica e ainda de áreas de interesse ambiental com potencial de recuperação ecológica. Será sobre esses dados que se farão as proposições que melhor articulem as áreas acima referidas constituindo de fato uma trama regional de infraestruturas verdes, composta tanto de áreas provedoras, quanto de conexão de serviços ecossistêmicos (SPA e SCA).

A proposição de novos tipos biofísicos (manchas e corredores) ocorrerá no sentido de não apenas propor e consolidar a conexão entre *hotspots* de processos ecológicos de suporte, entre eles as áreas componentes da RBC, como também para colaborar para a melhoria sistêmica das métricas da paisagem ao longo do território. Também, destaca-se que foram identificados novos *hotspots* de processos ecológicos de suporte, conforme as avaliações das demandas por recuperação ecológica identificadas nos itens 4.4 e 4.3.

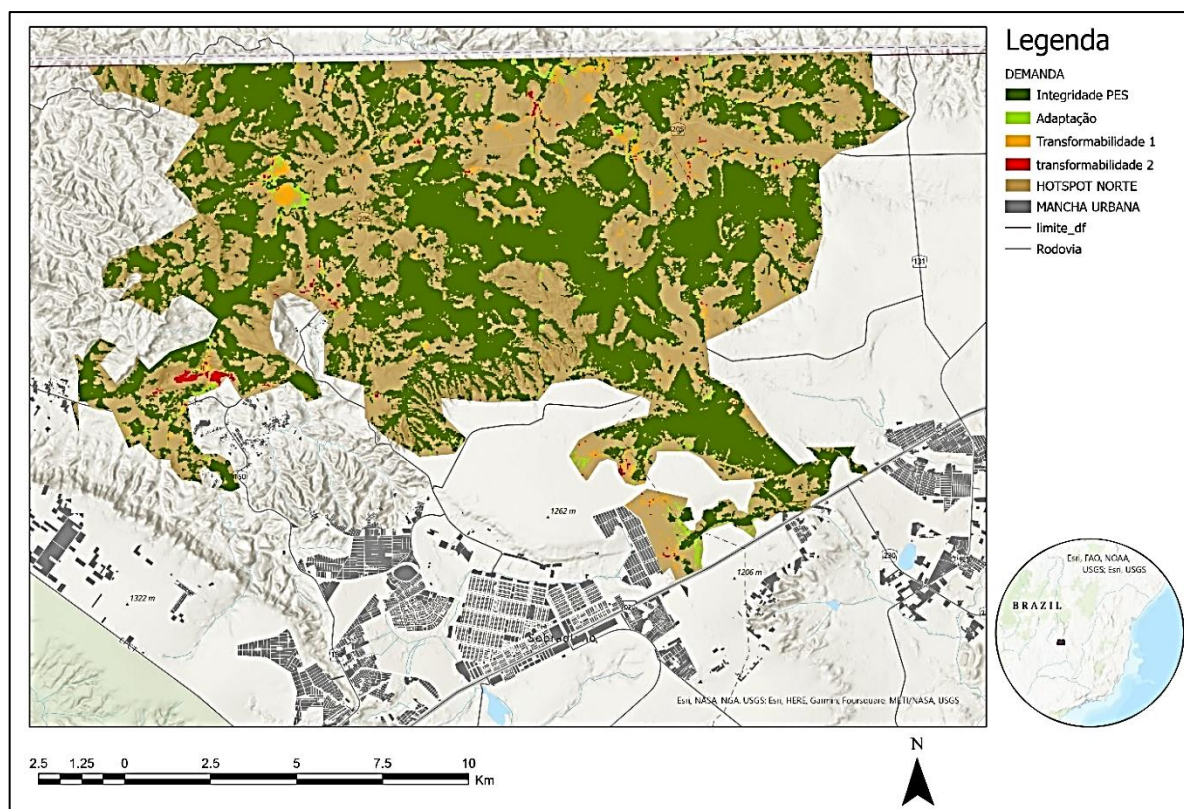
6.4.1 Proposição de *hotspots* de processos ecológicos de suporte ao longo do mosaico central eixo Norte–Sul do Distrito Federal

Observando as maiores concentrações de áreas com integridade ecológica dentro da área de estudo prospectada e que não incidem sobre Unidades de Conservação de Proteção Integral, duas manchas se destacam. Uma, situada ao norte do Distrito Federal, apontada durante o *workshop* de Geodesign, entre as unidades da RBC, Parque Nacional de Brasília e Estação Ecológica de Águas Emendadas; outra, ao sul, na Bacia do Rio São Bartolomeu, lindeira à divisa com o Distrito Federal. Cabe ressaltar que o conjunto de fragmentos componentes dessas duas manchas figura dentre aqueles com melhores conectividade, conforme a aplicação das métricas da paisagem apresentada no item 4.4. Em decorrência desses achados, tais áreas passam a ser denominadas na pesquisa como *hotspot* Norte e *hotspot* Sul, respectivamente, que são apresentados na Figura 89, juntamente com as demandas por recuperação ecológica que necessitam.

Figura 89 – Novos *hotspots* propostos em relação às demandas por recuperação ecológica na área de estudo



O *hotspot* Norte (Figura 90), de acordo com a Tabela 31, apresentou 797 fragmentos com integridade dos PES, que representam 93,94% da área desse *hotspot*, que ao todo possui 10.553,60 ha. Conta com 660 fragmentos com demanda por adaptação, representando 2,59%, e ocupando 291,60 ha. As áreas que demandam transformabilidade 1 correspondem a 876 fragmentos, ou 2,76%, ocupando 306,66 ha. Por fim, as áreas para transformabilidade 2 correspondem a 174 fragmentos, ou 0,74%, ocupando 83,60 ha.

Figura 90 – Demanda por recuperação ecológica do *hotspot* Norte

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

A representatividade do *hotspot* norte em relação às demandas por recuperação ecológica de toda a área prospectada é de 14,14%, 4,57%, 4,92% e 3,66%, referentes às áreas com integridade dos PES nas categorias de intervenções de adaptação, de transformabilidade 1 e transformabilidade 2 respectivamente.

A Tabela 31 apresenta as informações supracitadas.

Tabela 31 – Demanda por recuperação ecológica do *hotspot* Norte

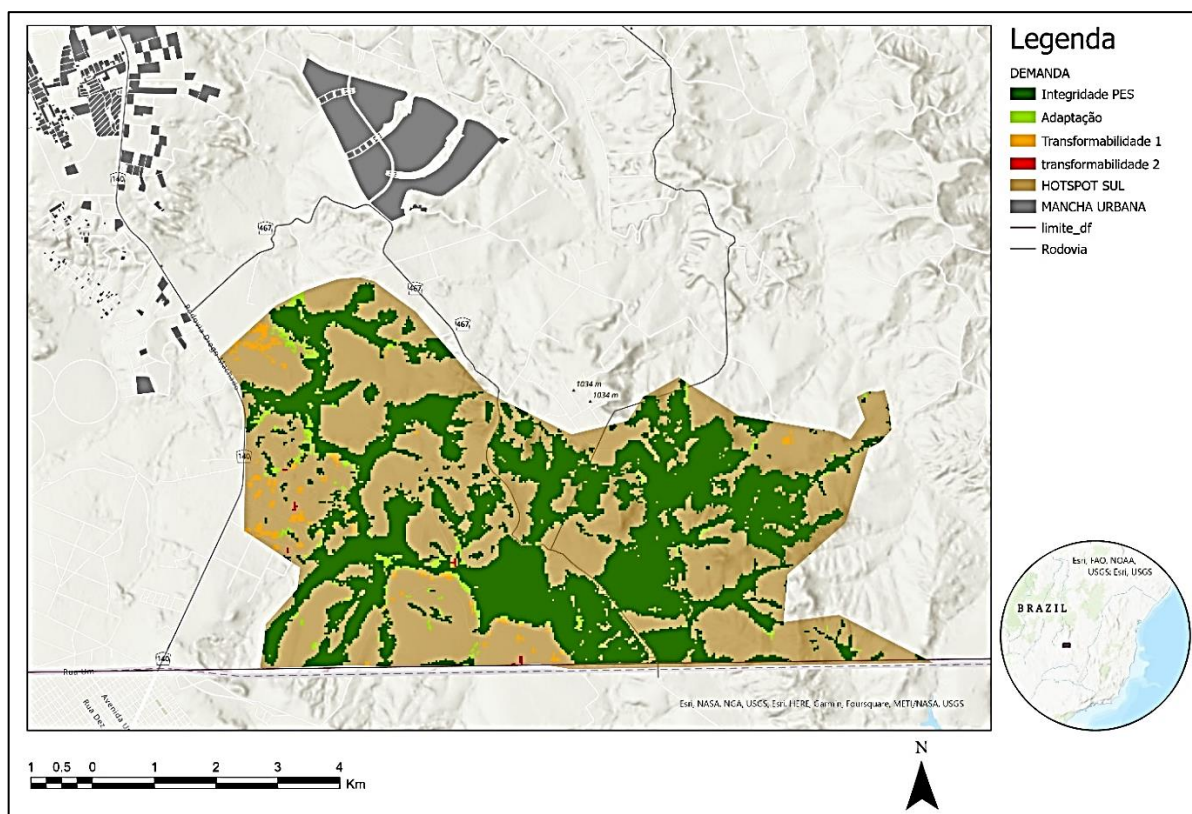
DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	797	10553.60	93.94	14.14
Adaptação	660	291.06	2.59	4.57
Transformabilidade 1	876	306.66	2.73	4.92
Transformabilidade 2	174	83.56	0.74	3.66
TOTAL	2507	11234.88	100	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Por sua vez, o *hotspot* Sul, conforme a Figura 91, conta com 110 fragmentos com integridade dos PES, que representam 94,33% da área desse *hotspots*, que ao

tudo possui 1.916,12 ha. Corresponde a 112 fragmentos com demanda por adaptação, representando 3,12% da área, ocupando 63,38 ha. Por sua vez, as áreas para transformabilidade 1 correspondem a 85 fragmentos, ou 2,42% da área, ocupando 49,16 ha. Por fim, as áreas para transformabilidade 2 correspondem a 7 fragmentos, ou 0,13%, ocupando 2,70 ha.

Figura 91 – Demanda por recuperação ecológica do *hotspot* Sul



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Além disso, a representatividade do *hotspot* Sul em relação às demandas por recuperação ecológicas de toda a área prospectada é de 2,57%, 0,99%, 0,79% e 0,12%, referentes às áreas com integridade dos PES nas categorias de intervenções de adaptação, de transformabilidade 1 e transformabilidade 2, respectivamente, como se pode ver na Tabela 32.

Tabela 32 – Demanda por recuperação ecológica do *hotspot* Sul

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	AREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	110	1916.12	94.33	2.57
Adaptação	112	63.38	3.12	0.99

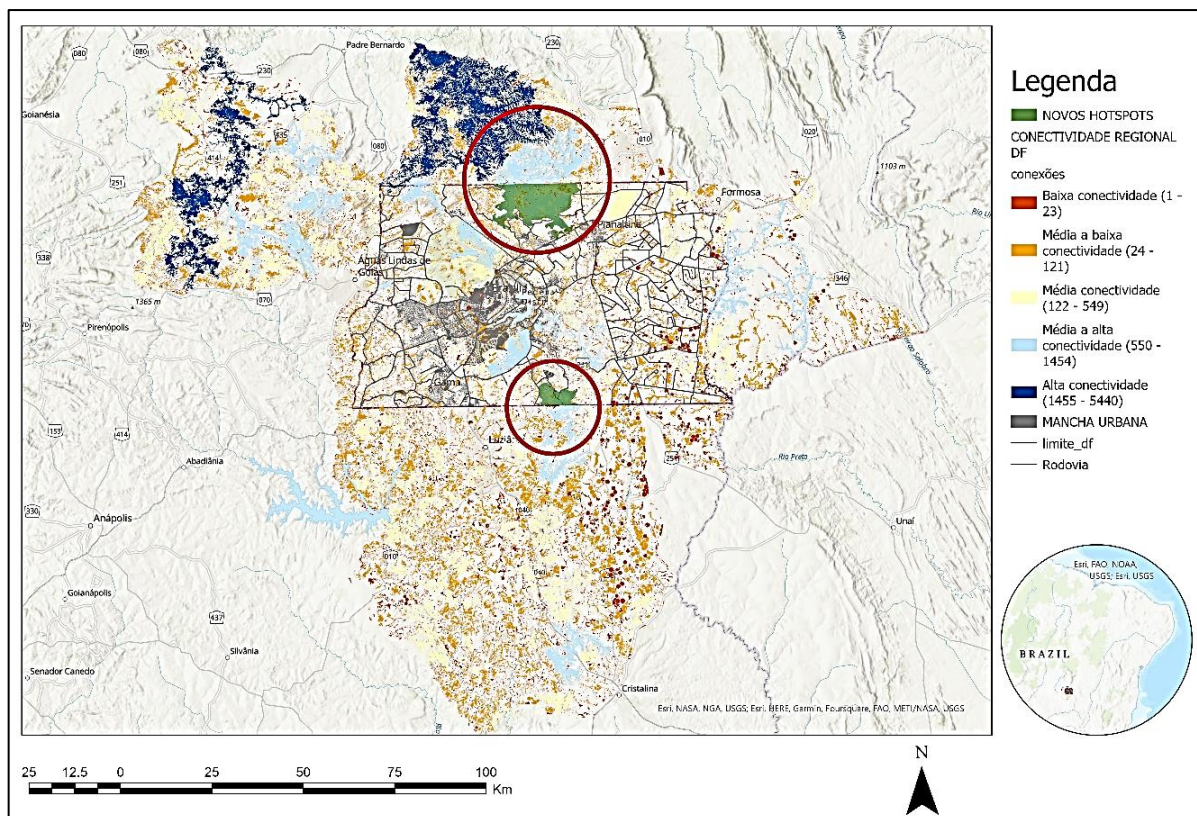
DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	AREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Transformabilidade 1	85	49.16	2.42	0.79
Transformabilidade 2	7	2.70	0.13	0.12
TOTAL	204	2031.36	100.00	-

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Conforme o analisado, tanto o *hotspot* Norte, quanto o *hotspot* Sul configuram parte de extensas manchas de vegetação e integridade de processos ecológicos de suporte existentes nas respectivas divisas do Distrito Federal, cujas ações de recuperação ecológica apresentam potencial para melhoria do desempenho da paisagem, conforme as métricas abordadas nessa pesquisa, sobretudo quanto à conectividade, conforme item 4.4.1.3.

Vale destacar que o *hotspot* Norte é tão expressivo, que constitui a segunda área com maior concentração de integridade ecológica, precedido pelo Parque Nacional de Brasília.

A Figura 92 apresenta a análise de conectividade e demonstra o potencial de conexão (SCA) regional dos *hotspots* Norte e Sul apontados para integrar o mosaico que se propõe na pesquisa. Estando no território de Goiás, eles garantem a articulação com as áreas de integridade existentes no DF, articulando e criando os engates regionais entre manchas, núcleos, *buffers*, corredores e trampolins, ou seja, todos os elementos da paisagem necessários para a criação de rede de infraestrutura verde regional.

Figura 92 – Conectividade regional dos novos *hotspots*

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Essas duas grandes áreas constituem novos *hotspots* de processos ecológicos de suporte ao longo do mosaico, somando-se aos referentes às áreas de Reserva da Biosfera do Cerrado, todos vitais para a geração de serviços ecossistêmicos (SPA) no território do Distrito Federal (FISHER; TURNER; MORLING, 2009; JACOBS et al., 2015). Tais áreas devem ser consideradas juntamente às áreas menores, já discutidas anteriormente, a fim de integrar um mosaico na paisagem, apto a se articular em todas as escalas, das maiores a menores, visando à preservação e promoção do suporte ecológico ao longo do território. Para tanto, torna-se necessário estudar a proposição de corredores e manchas de suporte ecológicos, bem como suas respectivas demandas por recuperação ecológica. Esse conjunto se faz necessário como forma a garantir não apenas o fluxo de serviços ecossistêmicos, como também a biodiversidade entre essas grandes manchas que constituem os *hotspots*.

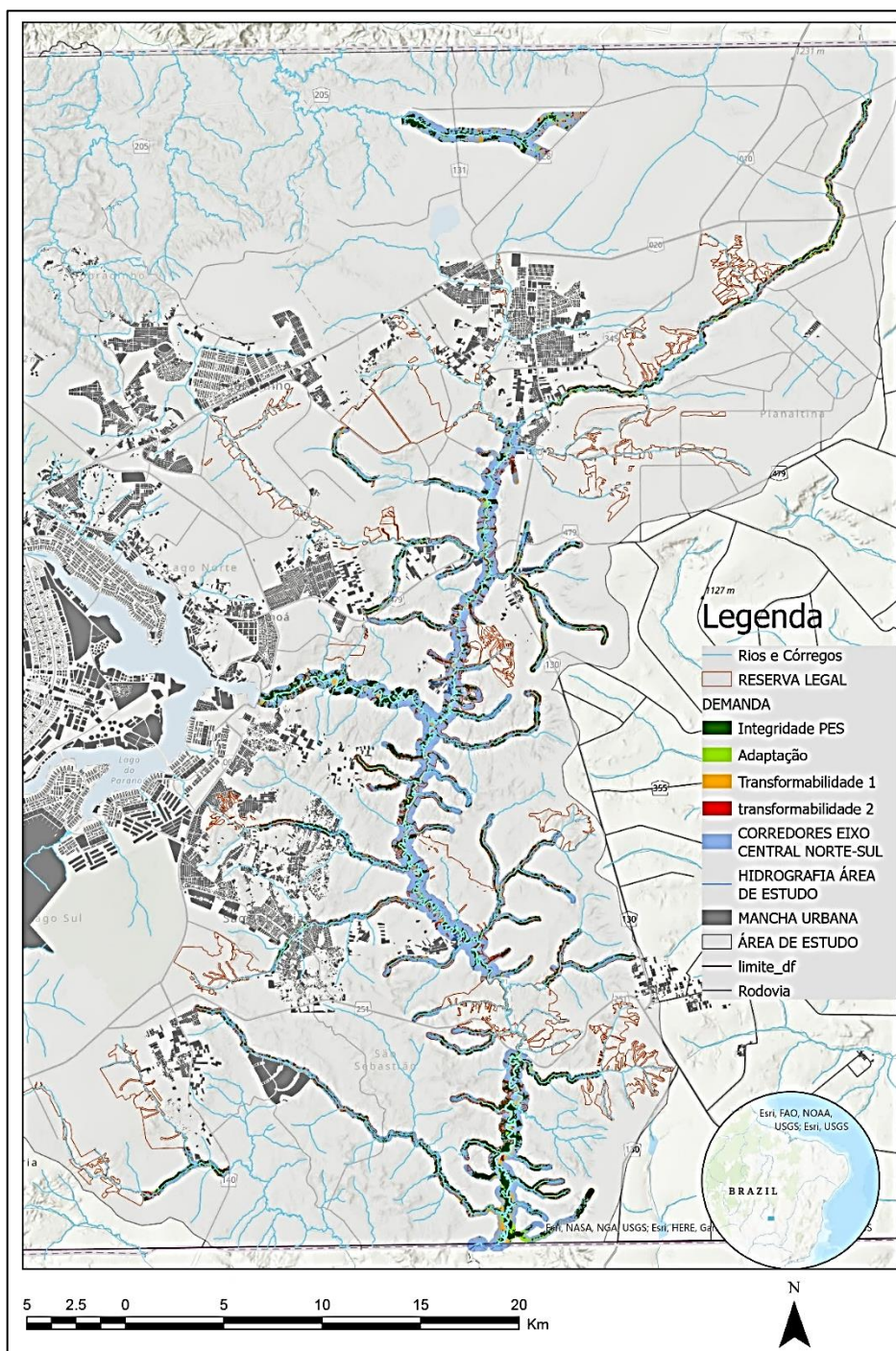
6.4.2 Proposição de corredores ecológicos e manchas de suporte ecológico ao longo do mosaico central eixo Norte–Sul do Distrito Federal

As estratégias propostas advêm da proposição de dois tipos biofísicos apontados pela Ecologia da Paisagem (DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996; FISHER; TURNER; MORLING, 2009; FIREHOCK; WALKER, 2019) e pela Ecologia da Restauração (FISHER; TURNER; MORLING, 2009; TEEB, 2011; JACOBS et al., 2015; HOBBS et al., 2018; AMARAL; BEZERRA; BAPTISTA, 2022). A primeira é a proposição de corredores ecológicos e a segunda é a proposição de manchas de suporte ecológico a eles associadas.

6.4.2.1 Estratégia para a proposição de corredores ecológicos

O primeiro tipo biofísico a ser abordado nesse item, o traçado de corredores ecológicos, foi proposto observando os critérios apresentados no item 6.2 e o sistema hidrográfico da Bacia do Rio São Bartolomeu, a partir do qual foram definidas as faixas de proteção (*buffer*), onde se identificaram as áreas de integridade e de recuperação ecológica representadas na Figura 93.

Figura 93 – Demandas por recuperação ecológica na trama de corredores ecológicos



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

De acordo com a Tabela 33, o eixo Norte–Sul abarca 3227 fragmentos. Desse total, 824 possuem integridade dos PES, equivalentes a 82,76% das demandas existentes na trama, ocupando uma área de 4.616,44 ha. A demanda por adaptação perfaz 1217 fragmentos, representando 9,37% da área, ocupando 522,88 ha. Já as áreas para transformabilidade 1 correspondem a 1013 fragmentos, que ocupam

388,99 ha, 6,97% da demanda. Por fim, as áreas para transformabilidade 2, com 173 fragmentos, 49,69 ha, equivalentes a 0,89% das demandas estudadas.

Tabela 33 – Demanda agregada de corredores ecológicos

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	824	4616.44	82.76	6.19
Adaptação	1217	522.88	9.37	8.20
Transformabilidade 1	1013	388.99	6.97	6.24
Transformabilidade 2	173	49.69	0.89	2.18
TOTAL	3227	5578.01	100.00	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Além disso a representatividade da trama de corredores ecológicos em relação às demandas por recuperação ecológica da área de estudo representou 6,19%, 8,20%, 6,24% e 2,18%, referentes às áreas com integridade dos PES, de adaptação, de transformabilidade 1 e transformabilidade 2, respectivamente. Somadas, essas áreas equivalem a apenas 6,2% das demandas totais por recuperação ecológica da área de estudo, com significativos reflexos sobre o território, conectando *hotspots* de escala regional.

Uma forma de consolidar a trama de corredores ecológicos ao longo do mosaico seria por meio do remanejamento de Reservas Legais. No geral, tais áreas abrigam trechos vegetados com integridade ecológica, que estrategicamente podem ser considerados na composição do mosaico, porém dispersos, uma vez que sua proposição se deu sem critérios decorrentes de um planejamento prévio relativo a uma rede regional de infraestruturas verdes. A favor de possíveis remanejamentos por áreas de maior integridade ecológica e que venham a consolidar a trama de corredores ecológicos identificada, destaca-se que a maioria ainda não se encontra averbada. Caberia nesse caso, sempre que possível, o remanejamento para composição de manchas e corredores ecológicos necessários para a consolidação do mosaico.

O levantamento dessas áreas apontou que, na trama de corredores, existem 774 reservas legais com 3.051,74 ha entre reservas legais aprovadas e não averbadas, averbadas, propostas — grande maioria — e vinculadas a compensação de outro imóvel, conforme Tabela 34.

Tabela 34 – Reservas Legais incidentes sobre os corredores da trama eixo Norte–Sul

CATEGORIA	NÚMERO DE ÁREAS	ÁREA (HA)
Reserva Legal Aprovada e não Averbada	7	3.048
Reserva Legal Averbada	18	42.213
Reserva Legal Proposta	748	3005.660
Reserva Legal vinculada à compensação de outro imóvel	1	0.820
TOTAL	774	3051.740

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Por sua vez, de acordo com a Tabela 35, considerando que a trama de corredores propostos possui 12.515 ha, restam ainda 9.463,26 ha não cobertos por reservas legais. Porém, por meio do remanejamento das áreas de Reserva Legal na área de estudo, que não incidem sobre o mosaico proposto, seria possível chegar a uma cobertura de 9.210,14 ha, equivalente a 97,32% da área necessária para a consolidação da trama de corredores propostos.

Tabela 35 – Reservas legais incidentes sobre a trama eixo Norte–Sul

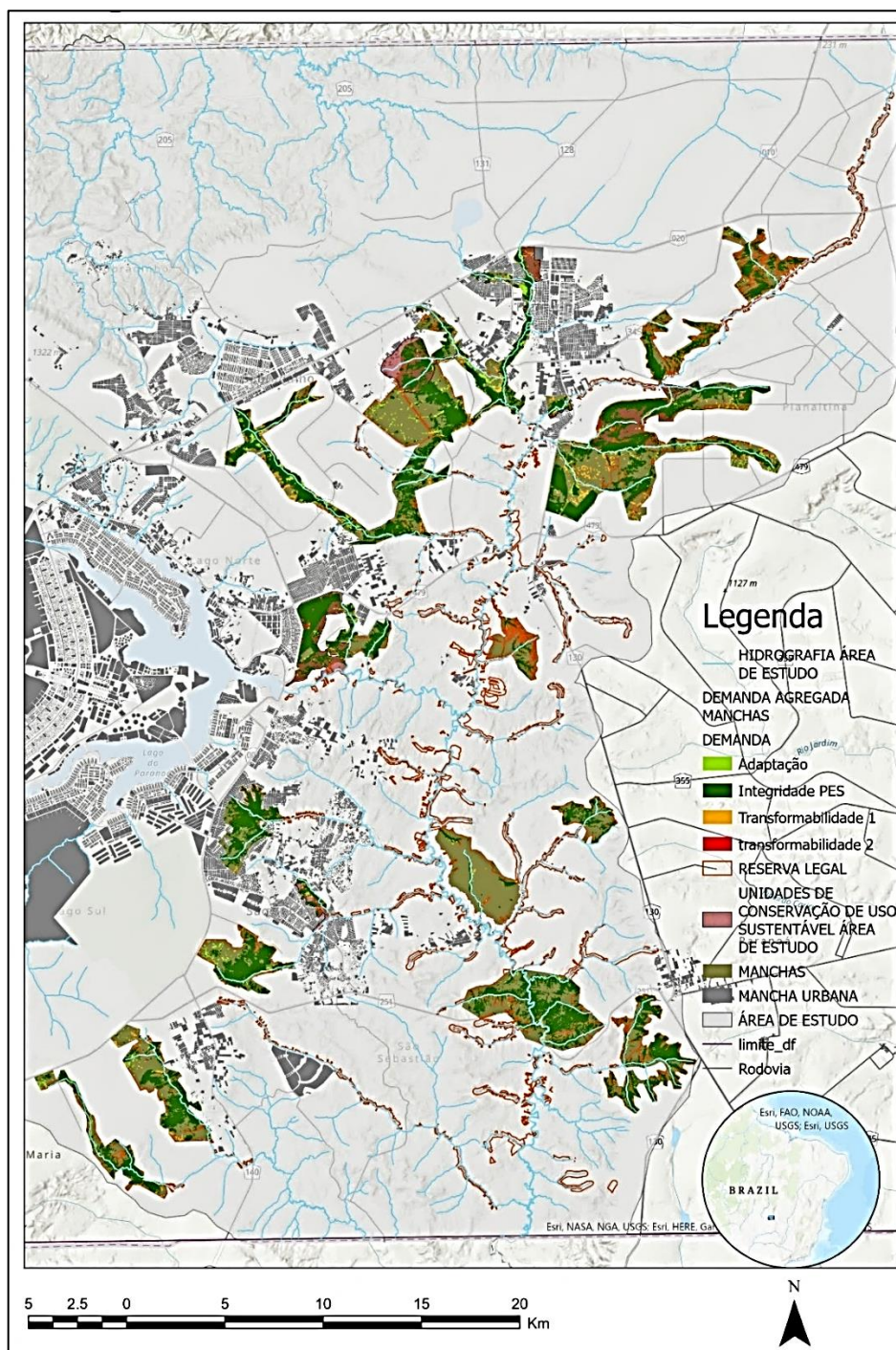
CATEGORIA	NÚMERO DE ÁREAS	ÁREA (HA)
Corredores trama eixo Norte–Sul	-	12515.00
Reservas Legais fora do mosaico central eixo Norte–Sul	1031	9210.14
Reservas Legais incidentes sobre os corredores do mosaico central eixo Norte–Sul	774	3051.74
Demanda de remanejamento de reservas legais para os corredores do mosaico eixo Norte–Sul	-	9463.26

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

6.4.2.2 Estratégia para a proposição de manchas de suporte ecológico

O segundo tipo biofísico a ser estudado neste item, as manchas de suporte ecológico, foi localizado de forma a interceptar corpos d'água associados aos corredores ecológicos propostos, em especial suas nascentes, conforme os critérios abordados no item 6.2. Após a definição dessas manchas, foram identificadas as áreas de integridade e de recuperação ecológica nelas incidentes, de acordo com a Figura 94.

Figura 94 – Demandas por recuperação ecológica nas manchas de suporte ecológico



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

As demandas por recuperação ecológica das manchas de suporte ecológico, conforme Tabela 36, abrangem 2.641 fragmentos. Entre esses, 770 possuem integridade dos PES, equivalentes a 91% das demandas, em uma área de 8.219 ha. A demanda por adaptação chega a 1.036 fragmentos, que representam 5,42% da

área, ocupando 489,39 ha. As áreas para transformabilidade 1 correspondem a 772 fragmentos, que ocupam 288,19 ha, 3,19% da demanda. Por fim, as áreas para transformabilidade 2, com 113 fragmentos, ocupando 35,83 ha, equivalentes a 0,40% das demandas estudadas.

Tabela 36 – Demanda agregada das manchas de suporte

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA	NÚMERO DE FRAGMENTOS	ÁREA (HA)	PERCENTUAL	PERCENTUAL EM RELAÇÃO ÀS DEMANDAS
Integridade PES	770	8219.53	91.00	11.01
Adaptação	1036	489.39	5.42	7.68
Transformabilidade 1	722	288.19	3.19	4.63
Transformabilidade 2	113	35.83	0.40	1.57
TOTAL	2641	9032.94	100.00	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

A representatividade do conjunto de manchas de suporte ecológico em relação às demandas por recuperação ecológica da área de estudo representou 11,01%, 7,68%, 4,63% e 1,57%, referentes às áreas com integridade dos PES, de adaptação, de transformabilidade 1 e transformabilidade 2, respectivamente.

A quantificação dessas demandas nas manchas propostas evidencia, de forma análoga aos corredores, como mínimas intervenções em recuperação ecológica podem acarretar resultados significativos, sobretudo em termos de resiliência ambiental. Tais demandas representam apenas 10% das demandas por recuperação ecológica da área de estudo, contudo essenciais para a preservação da resiliência hídrica do sistema proposto, ao visar à proteção da maior parte das nascentes do sistema hídrico utilizado no traçado do mosaico.

6.5 CONFIGURAÇÃO FINAL: DEMANDAS E PROPOSTAS DE RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA DO MOSAICO CENTRAL EIXO NORTE–SUL DO DISTRITO FEDERAL

A partir da avaliação de uma área mais ampla de estudo definida após as discussões do *workshop* de Geodesign, que tinham como norte a Bacia do Rio São Bartolomeu e os núcleos da reserva da biosfera, foram sendo avaliados com base nos estudos de emissões de carbono, da umidade topográfica do solo e de métricas da paisagem as áreas que efetivamente poderiam compor o mosaico central eixo Norte–

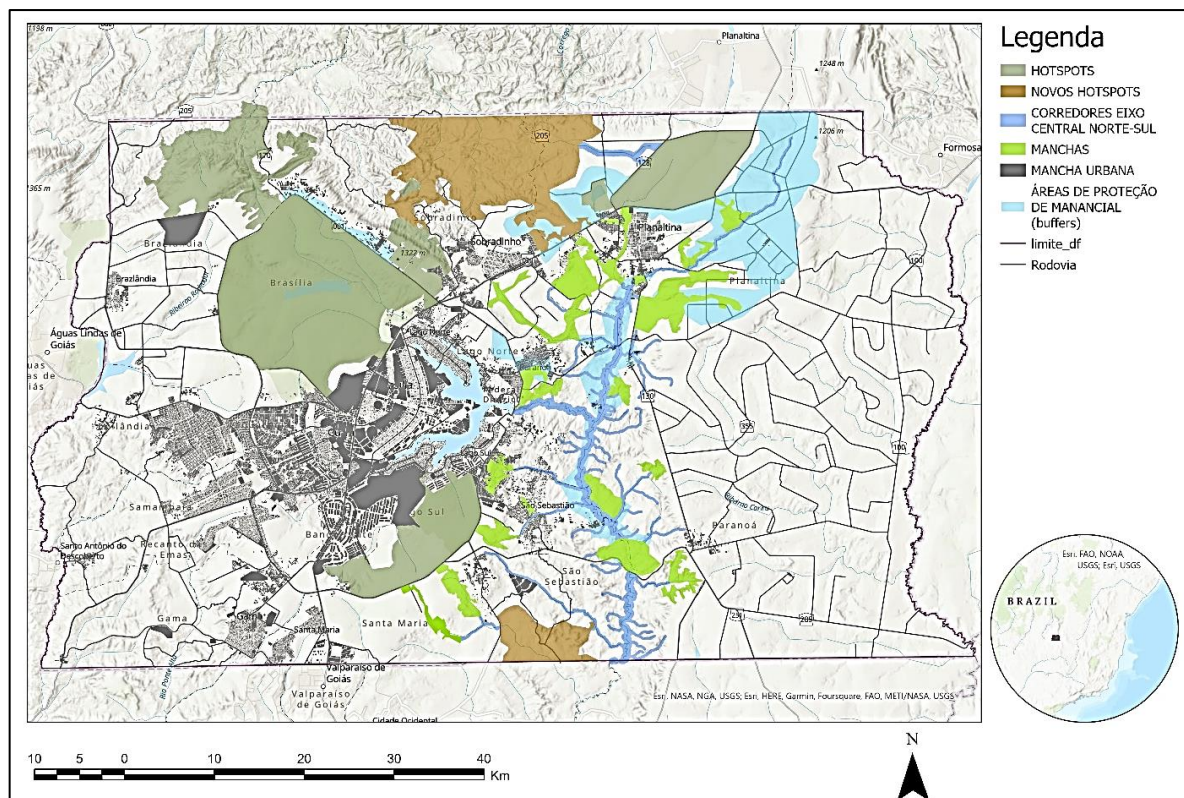
Sul até se chegar à configuração final e suas respectivas demandas de recuperação ecológica.

Em síntese, as soluções decorreram da articulação de estratégias em infraestrutura verde, Ecologia da Paisagem (DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996, FISHER; TURNER; MORLING, 2009; JACOBS et al., 2015; FONSECA; RIBAS; MOURA, 2016, BÉLANGER, 2017; FIREHOCK; WALKER, 2019) e Ecologia da Restauração (JACOBS et al., 2015; HOBBS et al., 2018; AMARAL; BEZERRA; BAPTISTA, 2022), que encontram amparo nos dados obtidos na pesquisa.

A primeira é a identificação e proposição de *hotspots* de processos ecológicos de suporte (prováveis áreas de referência) e a segunda a sua articulação e conexão por meio de manchas e corredores ecológicos que foram identificados por meio dos graus de integridade obtidos pela aplicação dos índices espectrais de carbono e umidade topográfica e mapeados pelas ferramentas das métricas da paisagem. Como visto, procurou-se dialogar com os diferentes níveis de proteção legal já existentes, de modo a constituir um mosaico de proteção com viabilidade de implementação.

Assim, a proposição de um mosaico ordenado ao longo da Bacia do São Bartolomeu, possibilitando conexões entre as unidades da Reserva da Biosfera do Cerrado (RBC) e novos *hotspots* (Norte e Sul), se constitui das seguintes unidades, como se pode ver na Figura 95.

Figura 95 – Proposta consolidada do mosaico central eixo Norte–Sul



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Elementos a serem considerados na construção do mosaico:

- **hotspots de processos ecológicos de suporte:** abrangendo as Unidades de Conservação de Proteção Integral incidentes sobre a área estudada, inclusive as componentes da RBC;
- **novos hotspots de processos ecológicos de suporte:** propostos a partir da observação da concentração de processos ecológicos de suporte no território, que evidenciaram manchas de porte regional, com significativo potencial de conexão com a estrutura ecológica além das fronteiras do Distrito Federal;
- **áreas de proteção de manancial:** integradas ao estudo devido à importância da resiliência hídrica para a proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte, nas quais se observou, por outro lado, as mais significativas demandas por transformabilidade 1 e 2. Nessa perspectiva, configuram áreas estratégicas não apenas para reflorestamento e intensificação da vegetação arbórea nativa, como

também para a configuração de áreas de influência (*buffers*) entre manchas e corredores;

- **corredores ecológicos:** traçados a partir de rios e córregos de classe 1 a 3, visando à interligação entre os *hotspots*, considerando tanto o fluxo de espécies e serviços ecossistêmicos, quanto a sua geração dentro da trama de corredores;
- **manchas de suporte ecológico:** traçadas de forma a aumentar a resiliência dos processos ecológicos de suporte do mosaico, sobretudo pela preservação da vegetação relacionada às nascentes dos rios e córregos incidentes sobre a área de estudo. Cabe ressaltar que por vezes se intercalam com corredores ecológicos agregando a função de conexão.

O estudo também possibilitou a identificação das diferentes demandas por recuperação ecológica para o mosaico, bem como para cada componente, conforme Tabela 37.

Tabela 37 – Demanda geral por recuperação ecológica do mosaico central eixo Norte–Sul

DEMANDA GERAL POR ECO-RECUPERAÇÃO EIXO N–S	HOTSPOTS (área ha)	NOVOS HOTSPOTS (área ha)	APM (área ha)	MANCHAS (área ha)	CORREDORES (área ha)	TOTAL (área ha)
Integridade PES	27088.16	12469.72	5549.84	8219.53	4616.44	57943.69
Adaptação	2476.84	354.44	919.16	489.39	522.88	4762.71
Transformabilidade 1	395.76	355.82	1785.4	288.19	388.99	3214.16
Transformabilidade 2	135.05	86.26	838.03	35.83	49.69	1144.86
TOTAL	30095.81	13266.24	9092.43	9032.94	5578.01	67065.42

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Contudo, cabe ponderar que os potenciais ecológicos decorrentes da proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte ao longo do mosaico se ampara ainda na relativa preponderância de áreas com integridade ecológica, com quedas significativas das demandas por adaptação, seguidas pelas de transformabilidade 1 e 2. Essa integridade ampara-se nos *hotspots*, manchas e corredores, nos quais se observou uma integridade ecológica em torno de 80 a 90% da área ocupada pelos

respectivos fragmentos de vegetação. Essa proporção vai ao encontro do aporte de elementos essenciais para os processos ecológicos de suporte, pois indicam alto percentual de biomassa vegetal arbórea, fluxo de carbono e nutrientes, água e humidade do solo e bom aproveitamento da energia solar, por meio da eficácia fotossintética da vegetação (BÉLANGER, 2017; COSTANZA et al., 2017, AMARAL; BEZERRA; BAPTISTA, 2022).

No que se refere à demais áreas do mosaico (não *hotspots*), essas expressam uma quantidade de fragmentos com integridade ecológica por volta de 53% dos fragmentos com integridade ecológica, correspondendo a cerca de 65% das demandas totais da área de estudo. O contraste fica por conta das Áreas de Proteção de Manancial, que denotaram um significativo grau de comprometimento dos processos ecológicos de suporte. Essas áreas, tão importantes para a resiliência do mosaico, apresentaram um percentual de áreas com integridade ecológica em torno de 60%, significativamente inferior à média das demais áreas. Além disso, as demandas por recuperação ecológica (adaptação e transformabilidade) agruparam por volta de 80% das demandas totais do mosaico. As Áreas de Reserva Legal, muitas delas ainda não averbadas, apresentaram significativo potencial para a consolidação do mosaico. Contudo, observa-se certa estratificação de demarcação no território, talvez por questões fundiárias. Em contrapartida, se tais áreas contassem com um sistema de infraestruturas verdes regionais previamente planejado, sua proposição seria mais assertiva, dado seu objetivo de conservar e reabilitar processos ecológicos, fomentar e manter a biodiversidade da paisagem, bem como uso sustentável dos recursos naturais (BRASIL, 2012).

Quanto aos corredores ecológicos e seus *buffers* (APPs e nascentes) ao longo dos rios da Bacia do Rio São Bartolomeu (córregos de classe 1 a 3), esses são essenciais não apenas para aumentar a resiliência hídrica do mosaico, como para catalisar a proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte como reconhece o imbricamento entre vegetação e sistema hidrográfico (BONAM, 2008; FIREHOCK; WALKER, 2019; KOPECKÝ; MACEK; WILD, 2020). Não apenas garante, como também amplia a gama e intensidade de serviços ecossistêmicos ao longo das tramas, com novas áreas aptas à reprodução de espécies, por vezes ameaçadas de extinção, a serem distribuídas ao longo de todo o mosaico.

6.5.1 Diretrizes para a estruturação dos processos ecológicos de suporte no mosaico central eixo Norte–Sul do Distrito Federal

A importância do estabelecimento de diretrizes para a estruturação dos processos ecológicos de suporte no mosaico central, no eixo Norte–Sul do Distrito Federal, se dá pelo seu potencial como articulador de uma rede regional de infraestruturas verdes para o Distrito Federal (IVR-DF), cuja consolidação possibilita o estabelecimento de conexões entre *hotspots* de processos ecológicos de suporte, melhora potencialmente a produção de biodiversidade, bem como seu fluxo entre os *hotspots* e ao longo do território. Como resultado, eleva a importância regional do Distrito Federal como conector ecológico e área para o fluxo de biodiversidade regional.

Definido o eixo, seus elementos biofísicos componentes e suas demandas de recuperação ecológica, torna-se necessário refinar o *design*, considerando sua consubstanciação no mosaico territorial, conforme a estrutura da paisagem (manchas, corredores, trampolins ecológicos — *stepping stones* — e *buffers*) por meio das possibilidades de recuperação que foram identificadas.

Nesse sentido, retomou-se nesta etapa os princípios da ecologia da restauração, expostos no Capítulo 2, para apresentar uma estratégia de recuperação ecológica. Essa estratégia se resumiu no estabelecimento das áreas de referência e das metas objetivas de restauração, conforme as demandas de recuperação ecológica, definindo as áreas de integridade dos processos ecológicos de suporte, de adaptação, de transformabilidade 1 e 2 para cada estrutura da paisagem. Em sequência foram quantificados, para cada estrutura, o número de árvores existentes e daquelas a serem implantadas; o carbono estocado em biomassa arbórea existente e o aumento decorrente das ações de recuperação ecológica, bem como o fluxo de carbono expresso em termos de CO₂flux, com a expectativa de melhoria após as ações de recuperação ecológica.

A aplicação de ações de recuperação ecológica considerando o conjunto de tais variáveis possibilitou não apenas a proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte ao longo do território, que poderão ser associados ao aumento de áreas com maior aptidão para a geração (SPA) e provimento de serviços ecossistêmicos (SCA), como também permitiu o monitoramento dessas ações. Tal monitoramento, por sua vez, pode se dar por meio de imagens de satélite,

preferencialmente selecionadas no mesmo mês da utilizada neste estudo, em condições meteorológicas semelhantes. Sobre tais imagens poderão ser aplicados novamente o TWI e o CO₂flux, gerando novas demandas por recuperação ecológica, as quais, por sua vez, podem ser avaliadas a partir do número de árvores, carbono estocado em biomassa arbórea e variação do CO₂flux⁴², de acordo com as metas objetivas de restauração, que por sua vez também poderão ser reavaliadas conforme os resultados obtidos pelas ações de recuperação ecológica.

Por fim, as intervenções podem ser qualificadas por meio de nova aplicação das métricas da paisagem, observando a influência das ações de recuperação ecológica aplicadas sobre o corredor central eixo Norte–Sul, em relação ao Fator Forma, à Área Núcleo e à Conectividade. Esse trabalho se inicia a partir do cálculo das variáveis a serem utilizadas tanto para a implantação das ações de recuperação ecológica, quanto de seu monitoramento, na área de estudo, conforme se segue.

6.5.2 Propondo um cenário de recuperação ecológica para a proteção e promoção de processos ecológicos de suporte

O arranjo disciplinar da ecologia da restauração estabelece que, para as ações de recuperação ecológica, devem, sempre que possível, ser adotadas áreas de referência próximas às áreas de estudo, passíveis de subsidiar metas objetivas de adaptação e transformabilidade. Assim, entre as áreas com integridade dos processos ecológicos de suporte devem ser buscadas, na área de estudo, as manchas identificadas como *hotspots*, considerando as métricas da paisagem, sobretudo a referente à qualidade da área núcleo. Além disso devem ser observados indicadores relacionados à instalação dos processos ecológicos de suporte, configurando-as como áreas de referência da seguinte forma:

- biomassa em carbono por hectare (BioC/ha);
- quantidade de árvores por hectare (A/ha) e
- fluxo de carbono médio (CO₂fluxm).

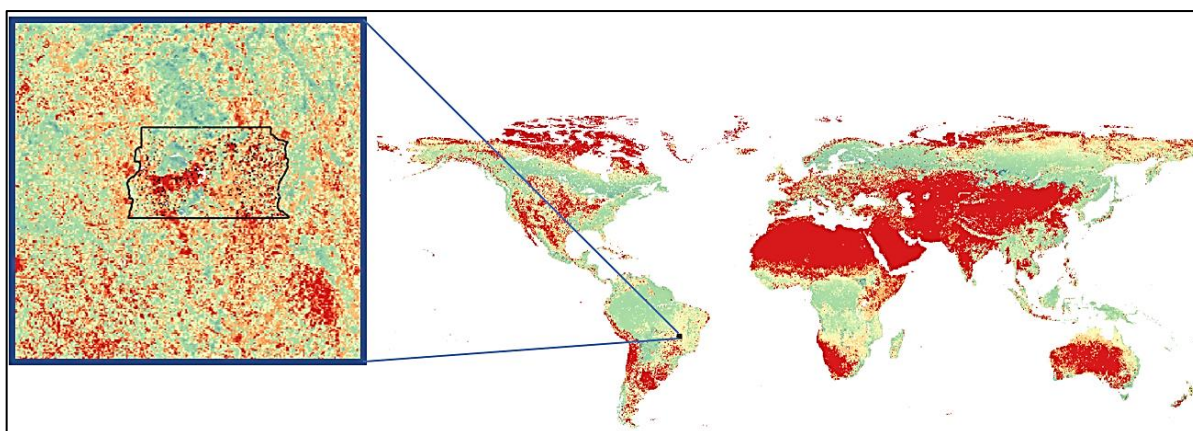
As metas objetivas de restauração são obtidas de acordo com a demanda por recuperação ecológica, obtendo-se os índices médios em cada área por meio da subtração da média dos valores para cada *hotspot*. Indicam-se assim os incrementos

⁴² Cabe ressaltar que o TWI não consta com variável de análise por se tratar de uma variável decorrente da variação topográfica da paisagem, constante ao longo dos anos.

necessários para cada demanda, em termos de número de árvores a serem implantadas, carbono em biomassa arbóreo a ser obtido e incremento esperado em CO₂flux, o que, por sua vez, possibilita também o monitoramento das áreas conforme o planejamento, projeto e implantação do mosaico central eixo Norte–Sul.

Conforme já mencionado, para quantificar possíveis intervenções em ações de adaptação e transformabilidade, bem como subsidiar as análises da estrutura ecológica existente na área de estudo, cabe compreender como isso se espelha em termos de concentração de árvores e biomassa arbórea (em carbono) no Distrito Federal. Para o cálculo das concentrações de vegetação arbórea foram utilizados os mapas constantes Crowter et al. (2015), que expressam padrões relacionados ao número de árvores em escala regional e global (disponibilizados pelos autores por link⁴³ no artigo citado supracitado), dos quais foi recortada a imagem utilizada neste estudo, conforme Figura 96.

Figura 96 – Concentrações arbóreas em escala global e o recorte decorrente da sobreposição com a cena de estudo



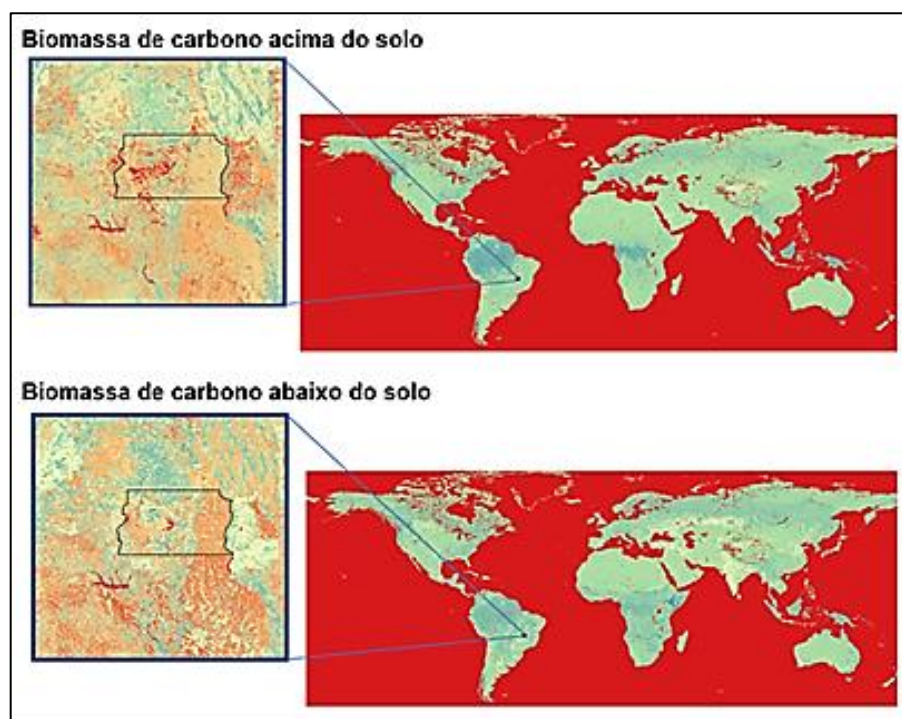
Fonte: Elaborada pelo autor com base em Crowter et al. (2015).

Já para o cálculo da biomassa em carbono arbóreo, a fonte foram os estudos desenvolvidos por Spawn e Gibbs (2020) relativos ao mapeamento da densidade de carbono em biomassa acima e abaixo do solo para o ano de 2010, disponibilizados pela Earth Data - NASA⁴⁴, também utilizados para o recorte da área de estudo, conforme a Figura 97.

⁴³ https://elischolar.library.yale.edu/yale_fes_data/1/

⁴⁴ https://daac.ornl.gov/cgi-bin/dsviewer.pl?ds_id=1763

Figura 97 – Concentrações globais de biomassa de carbono acima e abaixo do solo e os recortes decorrentes da sobreposição com a cena de estudo

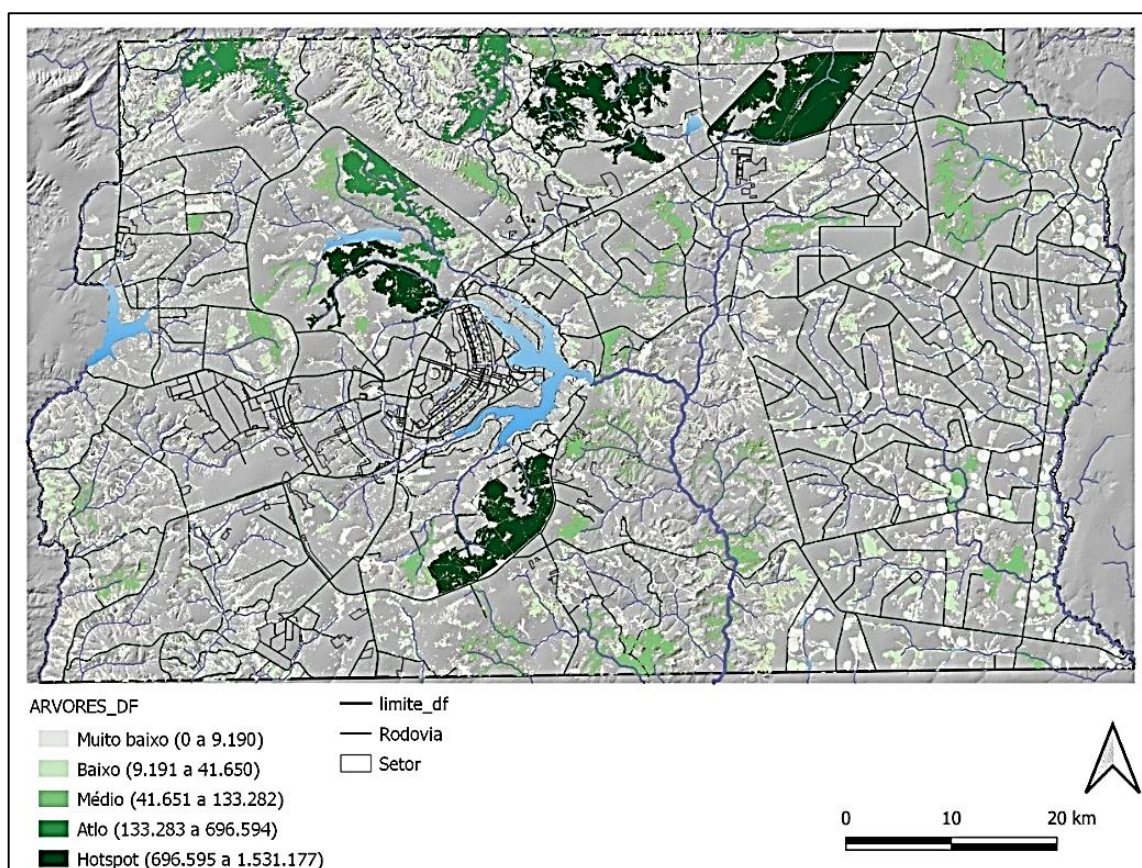


Fonte: Elaborada pelo autor com base em Spawn e Gibbs (2020).

Por sua vez, a quantidade de árvores e as concentrações de carbono em biomassa foram consolidadas em dois *shapefiles*, abrangendo somente os limites do Distrito Federal: um relativo ao número de árvores e outro, às concentrações de carbono em biomassa, unificando as quantidades acima e abaixo do solo. Os dados supracitados foram trabalhados com uso dos softwares ArcGIS Pro (licença obtida pela Faculdade de Arquitetura da Universidade de Brasília) e QGIS.

A partir desse contexto, as diferentes demandas por recuperação ecológica para o Distrito Federal apontadas no item 4.3.1 foram então quantificadas em termos de concentração de árvores e de carbono em biomassa arbórea. As análises de concentração de vegetação arbórea incidente sobre as áreas definidas na etapa anterior identificaram, por meio de quebras naturais (*natural breaks*) concentrações, entre 0 e 9.190 e entre 696.595 e 1.531.177 (*hotspots*), conforme Figura 98.

Figura 98 – Concentração de vegetação arbórea nas áreas de demanda por recuperação ecológica no Distrito Federal



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

O total estimado de árvores incidente sobre a mancha foi de 13.429.174,5, do qual as áreas de concentração muito baixa equivaleram a apenas 0,6% da mancha, agrupando cerca de 80.575 árvores, ao passo que os *hotspots* de vegetação arbórea agregaram 54,51%, correspondendo a aproximadamente 4.590.741 de árvores, como se pode verificar na Tabela 38.

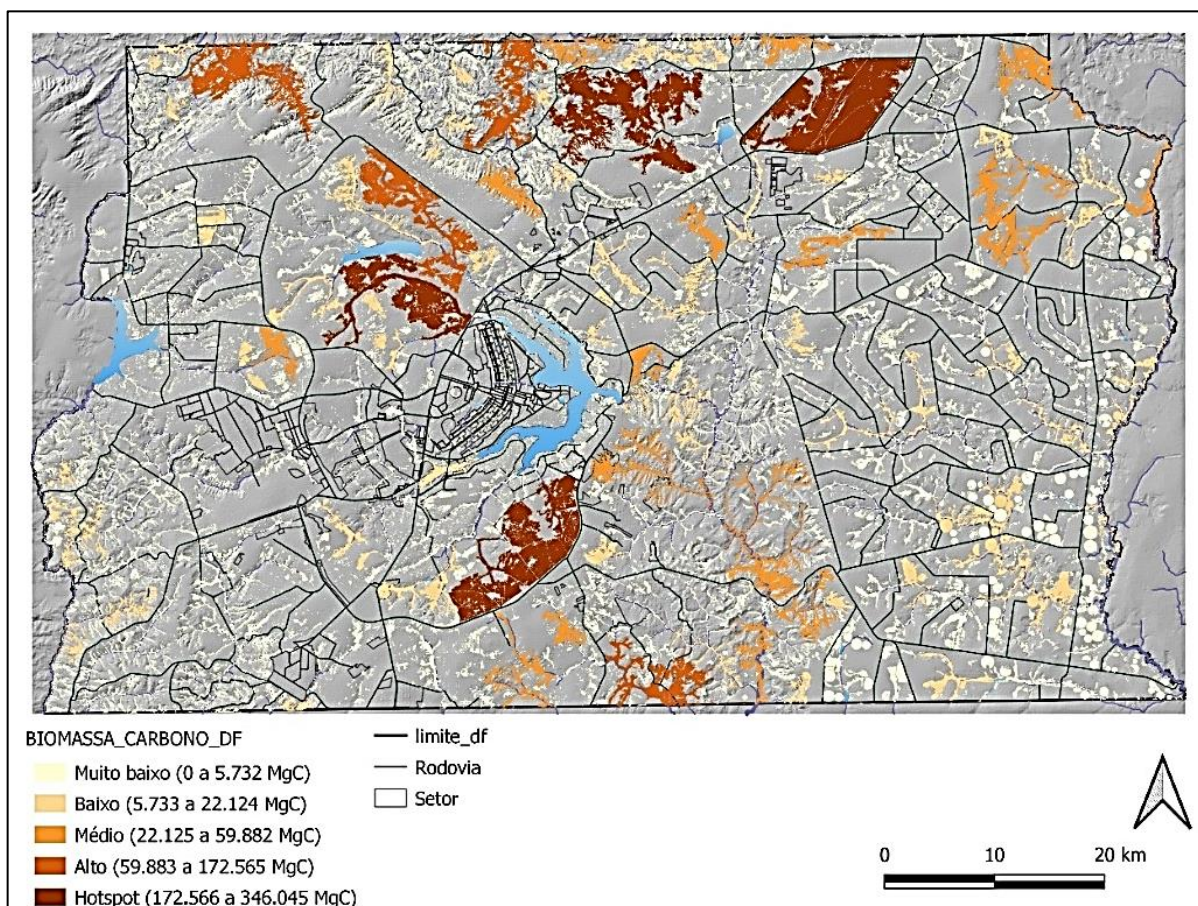
Tabela 38 – Quantificação de vegetação arbórea por classe de concentração nas áreas de demanda por recuperação ecológica no Distrito Federal

CONCENTRAÇÃO DE VEGETAÇÃO ARBÓREA	QUANTIDADE DE ÁRVORES	% DE ÁRVORES (ACUMULADO)
Muito baixa	80.575	0.6
Baixa	284.698,5	2.72
Média	803.064,6	8.70
Alta	4.940.593,3	45.49
HOTSPOT (muito alta)	7.320.243	100

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

O mesmo procedimento foi adotado em relação às concentrações de carbono estocado em biomassa, expressas em megagramas de carbono (MgC)⁴⁵, com variações que se apresentaram desde 0 a 5.732 MgC nas áreas com menor concentração e entre 172.566 e 346.045 MgC nos *hotspots*, ou seja, nas áreas núcleo da RBC, conforme a Figura 99.

Figura 99 – Concentração de vegetação arbórea nas áreas de demanda por recuperação ecológica no Distrito Federal



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

O total estimado de carbono em biomassa incidente sobre a área equivale a cerca de 4.052.732 MgC. Em um padrão semelhante aos agrupamentos de vegetação arbórea, observou-se a quantidade de 66.870,08 MgC (1,65%) nas áreas de concentração muito baixa e 2.052.303 MgC (50, 64%) nos mesmos *hotspots*. A Tabela 39 apresenta as concentrações de carbono em biomassa arbórea nas áreas de demanda por recuperação ecológica.

⁴⁵ Uma unidade de megagrama de carbono (MgC) equivale a 1 tonelada de carbono.

Tabela 39 – Quantificação de biomassa de carbono por classe de concentração nas áreas de demanda por recuperação ecológica no Distrito Federal

CONCENTRAÇÃO DE CARBONO EM BIOMASSA	QUANTIDADE DE CARBONO ESTOCADO (MgC)	% DE BIOMASSA (ACUMULADO)
Muito baixa	66.870,08	1,65
Baixa	192.099,5	6,39
Média	442.153,1	17,30
Alta	1.299.306	49,36
Hotspot (muito alta)	2.052.303	100

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

As estimativas de número de árvores e de carbono estocado em biomassa possibilitaram a identificação de *hotspots* de processos ecológicos de suporte no Distrito Federal, onde se agregaram desempenhos significativos, também, de valores de CO₂flux. Dentre as áreas com integridade nos processos ecológicos de suporte se destacaram quatro manchas: duas referentes à Estação Ecológica de Águas Emendadas e ao conjunto da Estação Ecológica do IBGE, Fazenda Água Limpa da Universidade de Brasília e a Estação Ecológica do Jardim Botânico, respectivamente, uma mancha de vegetação, contida ao norte do Parque Nacional de Brasília (PARNA), e outra ao norte das regiões administrativas de Sobradinho e Planaltina, surpreendentemente não inserida na área da Reserva da Biosfera do Cerrado, ou mesmo em alguma Unidade de Conservação de Proteção Integral ou do Distrito Federal, denominada no item anterior *hotspot* Norte⁴⁶.

Em função do desempenho observado, tais manchas foram adotadas como áreas de referência para as ações de recuperação ecológica abordadas no presente estudo, passíveis de subsidiar o traçado de metas objetivas de restauração baseadas nas seguintes variáveis: biomassa em carbono por hectare (BioC/ha), quantidade de árvores por hectare (A/ha) e fluxo de carbono médio (CO₂fluxm), expressos na Tabela 40.

⁴⁶ Cabe ressaltar que o *hotspot* Sul figurou na aplicação do método de quebras naturais (*natural breaks*) sobre os mapas relativos aos estudos do item 6.5.2, baseado na quantidade de árvores e carbono no Distrito Federal, em 2015 e 2010, respectivamente. Contudo, pela aplicação conjunta dos índices espectrais CO₂flux e TWI, e das métricas de conectividade ambiental, no ano de 2020, essa área apresentou diferenças funcionais significativas que a elevaram à categoria de *hotspot*. Destaque-se, porém, que a definição das metas objetivas de restauração não foi afetada por sua ausência entre as áreas de referência adotadas nos estudos realizados neste item.

Tabela 40 – Definição das variáveis de restauração ecológica decorrente do estudo das áreas de referência, visando ao traçado de metas objetivas de restauração

ÁREA DE REFERÊNCIA	ÁREA (HA)	NÚMERO DE ÁRVORES	BIOMASSA (MgC)	ÁRVORES/HA	BIOMASSA/HA (Mgc/ha)	CO ₂ flux médio
Estação Ecológica de Águas Emendadas	6.339,41	1.479.700,21	34.0716	233,41	53,75	0,27
<i>Hotspot</i> Norte	5.487,20	1.098.123,15	340.183	2001,2	62,00	0,29
Parque Nacional de Brasília (PARNA)	3.283,81	936.378,70	177.601	285,15	54,08	0,27
Conjunto da E.E. IBGE, E.E. Universidade de Brasília e a E.E. Jardim Botânico	4.251,10	1.076.539,19	228.540	253,24	53,76	0,27
TOTAL (variáveis de referência)	19.361,52	4.590.741,24	1.087.040	242,98	55,90	0,28

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Por sua vez, as variáveis de referência a serem consideradas para o estudo foram obtidas a partir da média do desempenho observada nos *hotspots* supracitados nas áreas indicadas na Tabela 40. Com base no desempenho desses *hotspots* de processos ecológicos de suporte em relação às variáveis propostas, foram traçadas metas de recuperação ecológica (HOBBS et al., 2011).

6.5.3 Aplicando as metas de recuperação ecológica conforme as demandas de recuperação no mosaico central eixo Norte–Sul

Assim, após se estabelecerem as metas objetivas de recuperação ecológica, apoiadas nas áreas de referência estudadas no item anterior, foi possível sua aplicação na área de estudo referente ao mosaico central eixo Norte–Sul, considerando seus elementos estruturadores.

Esse estudo possibilitou não apenas estimar, conforme as demandas por recuperação ecológica, os incrementos em fluxo de carbono do número de árvores a serem conservadas e implantadas, expressos conforme as respectivas biomassas de carbono em toneladas (MgC). O objetivo, no caso, foi definir metas adequadas para que as áreas de adaptação e transformabilidade do mosaico sob estudo chegassem à proximidade dos valores relacionados à integridade de PES encontrada nas áreas de referência, detalhadas conforme a Tabela 41.

Tabela 41 – Metas objetivas de restauração para as áreas de demanda por recuperação ecológica no mosaico central eixo Norte–Sul

DEMANDA POR RECUPERAÇÃO EIXO CENTRAL N-S	ÁREA HA	Nº ÁRVORES	Nº ÁRV/HA	META Nº ARV/HA	CARBONO ARBÓREO (CA)	CA/HA	META CA/HA
Adaptação	4626.56	411705.88	86.44	156.36	74526	15.65	40.25
Transformabilidade 1	3456.10	69163.41	21.52	221.28	14868	4.63	51.27
Transformabilidade 2	1327.04	10974.62	9.59	233.21	2097	1.83	54.07

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Uma vez definidas as metas específicas para o mosaico, tornou-se necessário aplicar as variáveis estudadas, de acordo com as demandas por recuperação ecológica, em cada elemento estruturador do mosaico, produzindo o resultado expresso na Tabela 42.

Tabela 42 – Quantificação das áreas de demanda por recuperação ecológica conforme os elementos estruturadores do mosaico central eixo Norte-Sul

DEMANDA GERAL POR ECO-RECUPERAÇÃO EIXO N-S	HOTSPOTS (área ha)	NOVOS HOTSPOTS (área ha)	APM (área ha)	MANCHAS (área ha)	CORREDORES (área ha)	TOTAL (área ha)
Integridade PES	27088.16	12469.72	5549.84	8219.53	4616.44	57943.69
Adaptação	2476.84	354.44	919.16	489.39	522.88	4762.71
Transformabilidade 1	395.76	355.82	1785.4	288.19	388.99	3214.16
Transformabilidade 2	135.05	86.26	838.03	35.83	49.69	1144.86
Total	30095.81	13266.24	9092.43	9032.94	5578.01	67065.42

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Após a aplicação das variáveis de recuperação ecológica sobre as áreas supracitadas, foi possível estimar a quantidade existente, o incremento necessário, bem como a meta objetiva de restauração referente ao número de árvores e ao carbono estocado em biomassa arbórea. Para a totalidade das áreas estudadas no mosaico, as de adaptação demandariam a implantação de cerca de 744,697,34 árvores (156,36 árvores/ha), somando 191.699,49 MgC (40,25 MgC/ha), visando a um incremento em CO₂flux em torno de 0,05. Por sua vez, as áreas para transformabilidade 1 integrariam por volta de 711.229,32 árvores (221,28 árvores/ha), perfazendo 164.789,98 MgC (51,27 MgC/ha), do que se esperaria um aumento de 0,11 no valor médio de CO₂flux para as manchas. Por fim, nas áreas para transformabilidade 2, seriam necessárias cerca de 266.992,80 árvores (233,21

árvores/ha), correspondendo a 62.623,84 MgC (54,07 MgC/ha) e a um incremento médio maior de CO₂flux, 0,16, de acordo com a Tabela 43.

Chamam atenção os valores referentes às áreas com integridade ecológica, bem superiores aos das demandas por recuperação ecológica, estimados em 14.079.158 árvores (216,8 árvores/ha), perfazendo 169.064,82 MgC (52,6 MgC/ha). O desenvolvimento das ações de recuperação ecológica apontadas por este estudo agregariam ao longo do mosaico o total de 16.293.913 árvores (cerca de 1.722.919 a mais), totalizando um estoque de 3.749.678 MgC, equivalente a um incremento de 419.113 MgC.

Por sua vez, a partir dessa perspectiva do aumento da concentração arbórea no mosaico central, foi possível estimar o valor em créditos de carbono decorrente das ações de recuperação ecológica propostas. De acordo com Ecosystem Marketplace (2019) e Hassan et al. (2022) o valor médio da tonelada de carbono (MgC) para projetos REDD⁴⁷ gira em torno de US\$ 5 no Brasil, mas podendo variar conforme o tipo de projeto adotado⁴⁸. Nesse sentido, considerando apenas para a valoração geral da conservação e da expansão do mosaico em termos de crédito de carbono, é possível estimar cerca de US\$ 18,748,391.2, dos quais US\$ 2,095,564.5 (cerca de 12% do valor do mosaico) seriam atribuídos às ações de adaptação e transformabilidade.

⁴⁷ REDD+ (*Reducing Emissions from Deforestation, Degradation and Enhancement*). Decidiu-se, na Conferência das Partes 13 (COP13), em Bali, no âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, que países em desenvolvimento, ao reduzir suas emissões de carbono relacionadas ao desmatamento, à degradação ou ampliarem sua base florestal, em conformidade com uma linha de base acordada, podem receber incentivos financeiros adicionais de países desenvolvidos ou outros fundos de natureza pública ou privada (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2016).

⁴⁸ A natureza do projeto de redução das emissões de carbono influencia o valor do crédito de MgC. Esse valor gira em torno de US\$ 5 para projetos de REDD+ a US\$ 14 para os de captura de carbono e estoque, no mercado voluntário de carbono. Por sua vez, no mercado regulado de carbono, quando as compensações são reguladas por instrumento legal, com metas a serem alcançadas pelos emissores, o valor em MgC pode ser mais expressivo, chegando a cerca de € 88, no mercado da União Europeia ou US\$ 29 no mercado da Califórnia (CARBON CREDITS, 2022). Na perspectiva de um mercado regulado de carbono em que o Brasil está, encontra-se em tramitação o PL 528/2021, que regulamenta o Mercado Brasileiro de Redução de Emissões (MBRE), determinado pela Política Nacional de Mudança do Clima – Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009 (CÂMARA DOS DEPUTADOS, 2021).

Tabela 43 – Metas de recuperação ecológica para o mosaico central eixo Norte–Sul, em número de árvores e aumento de biomassa de carbono arbóreo, valorado em créditos de carbono

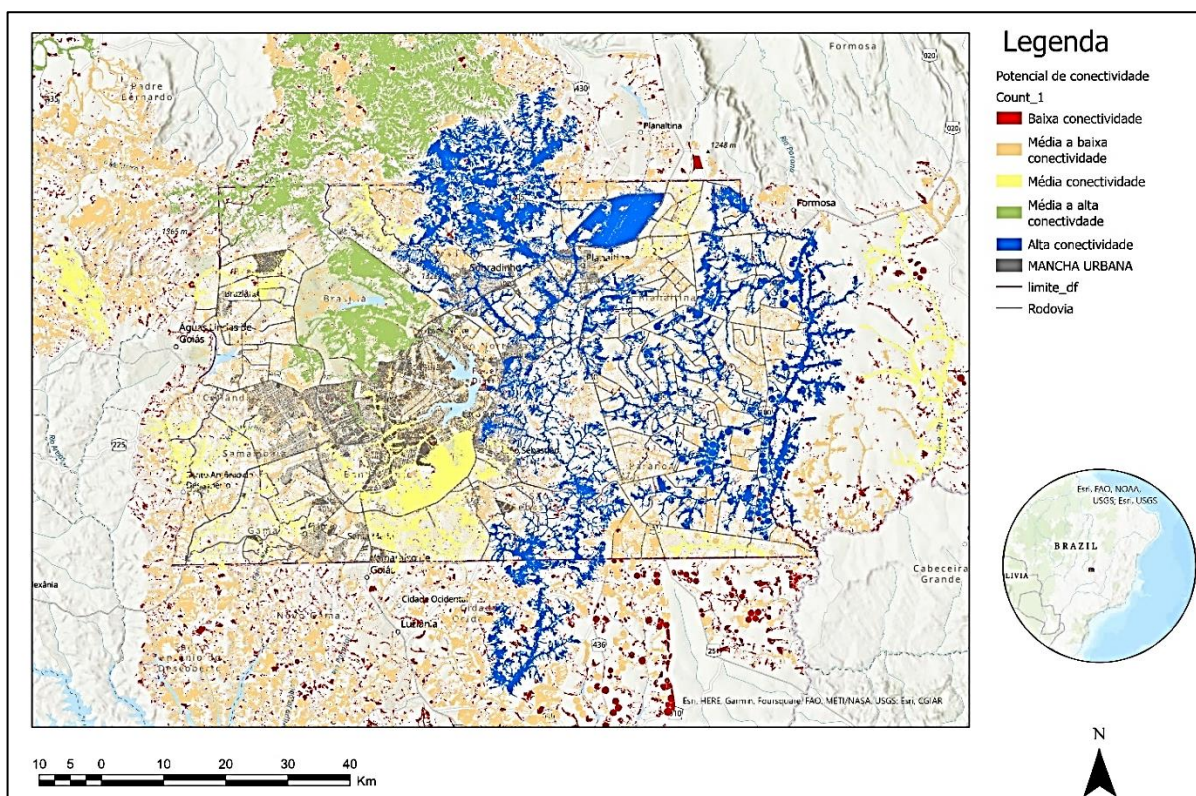
DEMANDA GERAL POR ECO-RECUPERAÇÃO EIXO N–S	CO ₂ flux	INCREMENTO EM CO ₂ flux	META CO ₂ flux	Nº DE ÁRVORES	INCREMENTO Nº DE ÁRVORES	META Nº DE ÁRVORES	BIOMASSA DE CARBONO (MgC)	INCREMENTO BIOMASSA DE CARBONO (MgC)	META BIOMASSA DE CARBONO (MgC)	VALOR EM CRÉDITOS DE CARBONO (US\$)
Integridade PES	0.28	0	0.28	14079157.80	0.00	14079157.80	3239052.27	0.00	3239052.27	16195261.36
Adaptação	0.23	0.05	0.28	411688.65	744697.34	1156385.99	74536.41	191699.08	266235.49	1331177.445
Transformabilidade 1	0.17	0.11	0.28	69168.72	711229.32	780398.05	14881.56	164789.98	179671.54	898357.72
Transformabilidade 2	0.12	0.16	0.28	10979.21	266992.80	277972.01	2095.09	62623.84	64718.94	323594.679
TOTAL	-	-	-	14570994.38	1722919.46	16293913.84	3330565.34	419112.90	3749678.24	18748391.2

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Porém os resultados obtidos decorrentes da intensificação dos processos ecológicos de suporte na paisagem não devem ser observados apenas a partir de uma perspectiva financeira. Observam-se potenciais ganhos funcionais em ecologia da paisagem, com reflexos na qualidade dos processos ecológicos de suporte e fluxo e geração de serviços ecossistêmicos. Apenas a partir da perspectiva do potencial de conectividade, observa-se que a intensificação florestal e da matriz de carbono ao longo do mosaico redistribui as diferenças de conectividade¹. O mosaico central eixo Norte–Sul, comparado ao estudo de conectividade inicial realizado no item 5.1.3, configura-se como área com o maior número de conexões, expandindo sua influência para a escala regional. Esse cenário eleva a área do mosaico ao patamar de *hotspot* regional de fluxo de biodiversidade, com importantes conexões que ultrapassam as fronteiras norte e sul do Distrito Federal com o estado de Goiás. Nesse contexto, criam-se condições para a proteção e promoção da geração e fluxo de serviços ecossistêmicos e de biodiversidade (SPA e SCA, respectivamente) pelo fortalecimento das conexões entre *hotspots* relativos às unidades da RBC, em especial o da Estação Ecológica de Águas Emendadas — originalmente em perigo de isolamento — quanto os *hotspots* Sul e Norte. A proposição desses últimos *hotspots* demonstra-se acertada, pois, além de possuírem significativo adensamento arbóreo, biomassa de carbono e fluxo de processos ecológicos de suporte, são elementos essenciais para garantir conexões distritais importantes entre o Parque Nacional e a Estação Ecológica de Águas Emendadas (*hotspot* Norte) e o Conjunto C (*hotspot* Sul) e regionais, por meio das ligações com os fragmentos existentes além das fronteiras norte e sul do DF.

¹ Cabe ressaltar que o número de conexões em relação ao estudo desenvolvido no item 5.1.3 aumentou de forma geral ao longo do mosaico, de forma que, se o conjunto da E.E. IBGE, E.E Universidade de Brasília e a E.E. Jardim Botânico caiu para a categoria de média conectividade, foi devido ao adensamento florestal ao longo do mosaico como um todo, sem de forma alguma ocorrer diminuição ou não aumento de conexões em qualquer parte do mosaico central eixo Norte-Sul.

Figura 100 – Potencial de aumento da conectividade regional após as ações de recuperação ecológica no mosaico central eixo Norte–Sul



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Por fim, a proposição do mosaico central eixo Norte–Sul como uma rede de infraestruturas verdes regionais cria uma estrutura apta para articulação com planos e projetos de escala urbana (SANT’ANNA, 2020). Essa rede pode garantir o engate de planos e projetos ao longo das ocupações urbanas e rurais, articulados com uma estrutura de resiliência socioecológica regional, fornecendo subsídios para se evitem intervenções pontuais, descoladas de um planejamento ambiental compreensivo e sinérgico (MCHARG, 1969).

CONCLUSÕES, CONTRIBUIÇÕES E HORIZONTES QUE SE ABREM DECORRENTES DA PESQUISA

Nesta última etapa, os principais achados da pesquisa são apresentados no sentido de avaliar a obtenção dos resultados propostos no início da pesquisa, bem como as análises realizadas para seu alcance. Faz parte, ainda, dessa fase final abordar as potencialidades e as limitações do estudo, tecendo recomendações para abordagens futuras.

A motivação inicial foi compreender como estruturar, planejar e projetar uma rede de infraestruturas verdes multiescalar e multifuncional na paisagem do Distrito Federal. Agregou-se a ela o ânimo de que esse projeto fosse realizado de forma assertiva na proteção e promoção dos serviços ecossistêmicos para efetivamente propiciar às populações acesso ao bem-estar.

Para tanto a investigação centrou-se inicialmente na compreensão da origem, articulação e combinação dos processos ecológicos, em uma tentativa constante de clarificar os mecanismos de criação e suporte dos serviços ecossistêmicos na paisagem, suas possíveis combinações (sinergias) e articulações nas diversas escalas da paisagem. O norte da pesquisa se deu por meio da compreensão dos fluxos de carbono, interligado com o processo de formação dos solos, o ciclo de nutrientes e a fotossíntese. Essa abordagem trouxe outras percepções sobre os processos ecológicos de suporte: sua dependência com o aporte de energia, carbono, nutrientes, água e biomassa (essa decorrente de um processo de degradação e reincorporação no ecossistema). São tais elementos que, conforme sua intensidade de incorporação ou presença na paisagem, darão origem à imbricada rede entre processos ecológicos de suporte, funções ecológicas e serviços ecossistêmicos.

Ao longo da pesquisa, ficou cada vez mais claro que a compreensão das dinâmicas relacionadas à implantação dessa rede na paisagem regional, além de possibilitar diversos estudos sobre a implantação dos processos ecológicos de suporte na paisagem do Distrito Federal (e.g. fluxo de carbono e intensidade fotossintética, variação da umidade topográfica no território, demandas por recuperação ecológica e métricas em ecologia da paisagem), daria respaldo à elaboração de diretrizes para o planejamento e projeto de uma rede regional de infraestruturas verdes no Distrito Federal, desde que se traduzissem esses processos em tipos biofísicos para constituição da rede.

Por meio dos estudos de ecologia da paisagem foi possível a elucidação dos tipos biofísicos constituintes dessa rede (*hotspots*, corredores e manchas de suporte ecológico), cuja articulação com as diversas formas de ocupação territorial seria a base para planejamentos em escala urbana e local, bem como para a valoração do sistema como um todo. Estabelecidos esse *links* entre vários campos de conhecimento, chegou-se à compreensão geral do encadeamento entre processos ecológicos de suporte e o planejamento de uma rede regional de infraestruturas verdes, descrito em sequência, conforme o desenvolvimento dos capítulos desta tese.

No Capítulo 1, dado o caráter interdisciplinar desta tese, buscou-se logo de início clarificar as relações entre as formas de ocupação territorial e os processos ecológicos de suporte. A descrição sobre a relação entre o consumo desenfreado de recursos naturais e os impactos sobre as ocupações humanas (MARSH, 1864; VOGT, 1942; OSBORN, 1948), que levou à compreensão e estudo dos ecossistemas e do que seriam serviços ecossistêmicos, tornou possível a percepção de que o fluxo de matéria e energia nos habitats sustenta a biodiversidade assim como os próprios serviços ecossistêmicos. Essa relação, ao ser consolidada e recepcionada pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2005), em especial o imbricamento entre fotossíntese, ciclo de nutrientes e formação do solo, considerados como serviços ecossistêmicos de suporte, possibilita a percepção do fluxo de carbono como elemento comum a todos esses processos. Essa perspectiva ressalta a necessidade da compreensão das especificidades desse ciclo, na proposição de formas de ocupação territorial, calcadas na proteção e promoção de serviços ecossistêmicos, alinhado com o planejamento da infraestrutura verde, na complexidade da paisagem e com as demandas contemporâneas por resiliência socioecológica.

Nessa perspectiva foi possível ressignificar arranjos conceituais, que, utilizados em conjunto, possibilitam o planejamento da infraestrutura verde ao longo do território em suas diversas escalas. A abordagem de McHarg (1969) sobre aptidão sintrópica e as demandas por formas de ocupação humana mais adaptadas ao meio foi resgatada resultando na importância de uma rede de infraestruturas verdes multiescalar no território. Assim, a noção de que as ocupações territoriais contemporâneas foram em sua maior parte criadas com base na extração de baixa entropia, com alto dispêndio de energia para adaptação do meio físico, evidencia a infraestrutura verde como forma de fomento da sintropia e dos processos ecológicos de suporte no território, e, em consequência, do acesso aos serviços ecossistêmicos. Nessa perspectiva destacam-

se elementos pouco considerados no planejamento da paisagem e da infraestrutura verde, embora exaustivamente pesquisados pelos campos da biologia e da recuperação ecológica: a serrapilheira e processos de geração de húmus a ela associada — sobretudo de ácidos húmicos —, que configuram elementos chave para a proteção e promoção de diversos serviços ecossistêmicos demandados para a proposição de formas de uso e ocupação do solo resilientes.

Destaca-se aqui, surpreendentemente, que a percepção do imbricamento entre fotossíntese, ciclo de nutrientes e formação do solo, na paisagem considerada pelos serviços ecossistêmicos de suporte e trazida pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2005) foi perdendo foco nos estudos relativos à classificação dos serviços ecossistêmicos que se desenvolveram até a contemporaneidade. Essa perda de clareza demandou um resgate do papel do suporte à existência das demais categorias, mas como elemento essencial para o planejamento e projeto do acesso a serviços ecossistêmicos por meio do uso e ocupação do solo.

Nesse sentido, o estudo levou, em busca de consenso conceitual entre os marcos classificatórios correntes, à adoção, nesta tese, dos serviços ecossistêmicos de suporte como processos ecológicos de suporte. São os processos ecológicos de suporte que, ao interagirem entre si, geram funções ecológicas, as quais, por sua vez, ao chegarem as populações, geram bens e benefícios, que seriam considerados serviços ecossistêmicos. Ressalte-se que a adoção dessa abordagem não apenas evidencia a necessidade de acesso às funções ecológicas pelas populações por meio de uma rede de infraestruturas verdes, como também destaca os processos ecológicos de suporte como a gênese dos serviços ecossistêmicos, elementos a serem protegidos e fomentados ao longo de toda essa rede.

No Capítulo 2, por sua vez, buscou-se investigar abordagens relacionadas ao planejamento da paisagem, que, em sua práxis, remetessem à discussão da integridade dos processos ecológicos de suporte na consideração da natureza, ou seja: como projetar com (e para) a natureza? Na busca por respostas a essa pergunta, os estudos das formas de articulação entre áreas verdes e parques como orientadores do planejamento urbano e territorial realizado por Olmsted, no século XIX, como o Emerald Necklace, de Boston, assim como a evolução das proposições de planejamento do Finger Plan de Copenhagen, que ordena seu desenvolvimento urbano e territorial contemporâneo a partir das cunhas verdes, ofertaram indícios sobre a concepção de uma rede regional de infraestrutura verde regional. As

propostas analisadas, de uma forma ou outra, consideram os processos ecológicos de suporte decorrentes da articulação entre o solo, a água, a vegetação e a energia na paisagem.

Contudo é no planejamento ecológico de McHarg (1969) que esta pesquisa define seus passos metodológicos iniciais para a articulação dos processos ecológicos de suporte na paisagem. Utilizam-se, assim, das diversas experiências de planejamento ambiental tendo como base a unidade biofísica existente entre relevo, recursos hídricos e vegetação expressa pela bacia hidrográfica; tudo articulado com características culturais expressas pelas camadas de uso do solo.

Assim, considerando a perspectiva de articulação da paisagem preconizada por McHarg (1969) foram abordados três arranjos disciplinares, que, discutidos em conjunto com o planejamento ecológico, consolidam a abordagem da investigação realizada ao longo desta tese: ecologia da paisagem, ecologia da restauração e infraestrutura da paisagem. A articulação entre esses campos do conhecimento operacionaliza a análise e a avaliação do fluxo de serviços ecossistêmicos ao longo do mosaico da paisagem (manchas, corredores e trampolins ecológicos) e suas métricas (e.g. qualidade da forma, presença de área núcleo e conectividade), levando à compreensão das diferentes demandas por conservação, adaptação ou transformabilidade territorial. Uma vez que tais demandas sejam consideradas conjuntamente em estratégias de planejamento e projeto da infraestrutura da paisagem, torna-se possível a proteção e promoção da integridade dos processos ecológicos de suporte.

Nesse sentido, o Capítulo 3 avança em como organizar e operacionalizar as abordagens dos capítulos anteriores em formas assertivas de planejamento e projeto da infraestrutura verde a partir da proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte, considerando seus aspectos multiescalares, multifuncionais e transdisciplinares. Para o alcance de tais objetivos, as ações de proteção, adaptabilidade ou transformabilidade se ancoram em análises objetivas da paisagem pelo instrumental do sensoriamento remoto integrado ao geoprocessamento.

O capítulo também aponta o Geodesign como forma de operacionalizar propostas efetivas em infraestrutura verde regional, pois se verificou que essa perspectiva de planejamento agrega diversas vantagens para as análises de várias camadas de informações como a que se opera na pesquisa. Não apenas facilita a articulação complexa das diversas camadas de informação, como também possibilita

que essa articulação se dê com a integração de diversos especialistas em arquitetura da paisagem, bem como de técnicos institucionais do planejamento urbano e ambiental, em rodadas de concepção e avaliação. Por fim, possibilitou o alinhamento da pesquisa com a tendência contemporânea de planejamento da paisagem, na qual o profissional de planejamento (no caso este pesquisador) atua como facilitador do processo de pesquisa, ampliando o leque de intervenções a serem propostas, sem o viés de um único ponto de vista sobre o objeto desta pesquisa. Em suma, esse capítulo consolida o método de concepção e planejamento do que seria uma rede de infraestruturas verdes regionais compreendida a partir do grau de implantação dos processos ecológicos de suporte e das respectivas demandas por conservação, adaptação e transformação da paisagem.

Por sua vez, no Capítulo 4, são investigadas, por meio da aplicação do sensoriamento remoto na paisagem do Distrito Federal, as variáveis que possibilitam a análise dos processos ecológicos de suporte, apontadas no Capítulo 1. Elencaram-se o CO₂flux, como representativo dos aportes de energia, bem como carbono, nutrientes, biomassa e água, dada a influência desses processos sobre a eficácia fotossintética. Contudo, mesmo que a fotossíntese seja um processo dependente da disponibilidade de água para a vegetação, esse índice por si só não apresenta elementos necessários para o planejamento da adaptabilidade e transformabilidade territorial. Nesse sentido o *Topographic Wetness Index*(TWI) surge como melhor opção para representação da presença e distribuição da água, por meio da avaliação da tendência de umidade topográfica do solo, observados os fluxos desse elemento na paisagem do DF. A partir da classificação desses índices analisados, na perspectiva da ecologia da restauração, é que se operacionalizam análises e possibilidades de intervenção no grau de implantação dos processos ecológicos de suporte no território, pois conjuga as classes de fluxo de carbono com as áreas de alta umidade topográfica.

Da sobreposição dessas camadas gerou-se a abordagem necessária para a proposição de intervenções, em escala regional, no mosaico territorial, um dos principais achados do presente capítulo. Evidenciaram-se áreas com tendência de umidade topográfica, mas com diversos graus de fluxo de carbono. As áreas com presença de água a alto fluxo de carbono figuraram como áreas de integridade ecológica — sem potencial ou necessidade de intervenção. Por sua vez, as demais foram analisadas conforme o esforço necessário para manejo da vegetação e

respectiva melhoria dos processos ecológicos de suporte, sendo consideradas de adaptação aquelas com presença de água de demanda por adensamento de vegetação moderado, transformabilidade 1, quando há potencial de umidade do solo, e poucos indícios de fluxo de carbono e vegetação e transformabilidade 2, com potencial de retenção de umidade do solo, mas que demanda introdução total de vegetação, dada a ausência de fluxo de carbono na área.

Outro achado nesse capítulo é que se evidenciam as áreas sem potencial de recuperação ecológica, que, opostas às de adaptação ou transformabilidade, não apresentam potencial de retenção de água, o que pode evitar equívocos no traçado de estratégias de reflorestamento ou ampliação da matriz de carbono ao longo do território, sobre áreas com menor potencial de umidade topográfica. Em suma, o uso e articulação dos índices espectrais abordados nesse capítulo podem operacionalizar estratégias em infraestrutura verde regional.

O Capítulo 5, por sua vez, ressalta a importância da utilização dos achados do capítulo anterior na avaliação do mosaico da paisagem do Distrito Federal e proposição de estratégias ofensivas e defensivas para recuperação ecológica, sobretudo se realizadas em um processo de Geodesign. Para tanto, possibilitam diversas análises, associadas a outras camadas de informação sobre o território, com destaque para aquelas centradas na ecologia da paisagem, consideradas, neste capítulo, de suma importância para a definição de uma rede regional de infraestruturas verdes.

A aplicação das métricas em ecologia da paisagem sobre as áreas com integridade ecológica abrangidas pelas bacias hidrográficas contidas no DF ou limítrofes com suas divisas permitiu identificar não apenas os tipos biofísicos componentes do mosaico da paisagem distrital, como também o nível de funcionalidade dessas áreas de acordo com sua distribuição no território. De forma geral, as análises procedidas apontaram para possibilidades de ampliação e coalescência entre extratos de vegetação de forma a diminuir a relação perímetro/área entre manchas, fundir e ampliar núcleos, bem como consolidar corredores ecológicos. Para tanto as áreas com diferentes demandas por recuperação ecológica surgem como oportunidades para o planejamento e projeto de estratégias para a proteção e promoção das funções ecológicas ao longo do mosaico distrital, dada a observância dos aportes de energia, carbono, nutrientes, biomassa e água demandados para a presença de processos ecológicos de suporte e fomento da integridade ecológica.

Dos achados dessa fase do trabalho vale destacar dois *hotspots* com significativa concentração de áreas com integridade ecológica, com expressivas quantidades de áreas núcleo e conexões, assim como potencial de conexão tanto entre os núcleos da RBC como com manchas existentes nas fronteiras sul e norte com o estado de Goiás, ressaltando sua influência regional. Verifica-se que essas áreas, apesar dos atributos supracitados, que por si sós poderiam subsidiar estudos futuros para ampliação dos núcleos da RBC no Distrito Federal, não se encontram inseridas em nenhuma categoria restritiva de proteção ambiental, nem em área com restrições a ocupação no zoneamento da APA do Planalto Central. Outro achado foi a percepção do potencial da Bacia do São Bartolomeu de conexão entre os núcleos da reserva da biosfera e os *hotspots* supracitados. Apesar de os fragmentos componentes dessa bacia hidrográfica apresentarem índices de conectividade heterogêneos, tal função pode ser melhorada por meio da estratégia de coalescência anteriormente citada, com o intuito de consolidar um mosaico de proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte, ofertando indícios do que seria uma rede de infraestruturas verdes regional para o Distrito Federal.

Do ponto de vista de operacionalização da fase propositiva do planejamento, foi de suma importância para a pesquisa o *workshop* em Geodesign, como forma de definição conceitual do que viria a ser uma rede de infraestruturas verdes regional para o Distrito Federal, bem como da área de maior relevância para agregar as proposições. Nessa etapa somam-se informações sobre a intensidade e qualificação dos processos ecológicos de suporte no Distrito Federal, bem como sua influência no desempenho ecológico da paisagem estudada, que poderiam levar a uma proposta de *design* do que seria essa rede. Tais informações foram organizadas em um sistema de camadas de informação sobre o território, considerando dimensões socioeconômicas, de planejamento territorial e aspectos bióticos e abióticos. Por sua vez, o *framework* de trabalho utilizado para o *workshop* possibilitou que 24 especialistas em arquitetura da paisagem compreendessem as fragilidades e potencialidades relativas ao estudo em tela. Assim, em processo de *design* colaborativo, os participantes puderam elaborar estratégias defensivas e ofensivas visando ao aumento da resiliência socioecológica e à proteção e promoção dos serviços ecossistêmicos no Distrito Federal. O *workshop* foi bem-sucedido, pois não apenas levou à percepção de que uma rede regional de infraestruturas verdes centra-se na proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte e dos serviços

ecossistêmicos a partir da escala regional, como também, por meio recorrência geográfica das propostas, levou à definição de uma área de interesse para a proposição inicial dessa rede, articulada no centro do Distrito Federal, com a rede ripária da Bacia Hidrográfica do São Bartolomeu, em um mosaico orientado no eixo Norte–Sul.

O Capítulo 6, por sua vez, discute as principais estratégias para a consolidação do mosaico central eixo Norte–Sul como uma rede regional de infraestruturas verdes. Busca-se assim refinar, de forma pragmática, o *design* discutido no Capítulo 5 em um mosaico organizado em tipos biofísicos da paisagem (*hotspots*, manchas, corredores ecológicos e *buffers*). Para tanto o capítulo ressalta a importância do aproveitamento de categorias de unidades proteção ambiental existentes na área, como as Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI), tanto como áreas de geração ou fluxo de serviços ecossistêmicos (SBA e SCA), quanto o aproveitamento das Áreas de Proteção de Manancial (APM) como *buffers* de proteção dos processos ecológicos de suporte, sobretudo os relacionados à resiliência hídrica, ao longo do mosaico. Por outro lado, evidencia a demanda por definições objetivas de certas categorias de unidades de proteção ambiental, como os corredores ecológicos, cujas dimensões podem tanto proteger o fluxo de serviços ecossistêmicos (SCA) ou garantir a autonomia dessas áreas na geração de tais serviços (SBA). Além disso, são apresentadas e discutidas as diferentes demandas por recuperação ecológica conforme a categoria estudada.

Contudo, em praticamente todas as categorias estudadas e propostas, observa-se que os potenciais ecológicos decorrentes da proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte ao longo do mosaico se ampara ainda na relativa preponderância de áreas com integridade ecológica, com quedas significativas das demandas por adaptação, seguidas pelas de transformabilidade 1 e 2. Essa integridade ampara-se nos *hotspots*, manchas e corredores, nos quais se observou uma integridade ecológica em torno de 80 a 90% da área ocupada pelos respectivos fragmentos de vegetação. Essa proporção vai ao encontro do aporte de elementos essenciais para os processos ecológicos de suporte, pois indica alto percentual de biomassa vegetal arbórea, fluxo de carbono e nutrientes, água e umidade do solo e bom aproveitamento da energia solar, por meio da eficácia fotossintética da vegetação (BÉLANGER, 2017; COSTANZA et al., 2017; AMARAL; BEZERRA; BAPTISTA, 2022).

No que se refere às demais áreas do mosaico (não *hotspots*) essas expressam uma quantidade de fragmentos com integridade ecológica por volta de 53% dos fragmentos com integridade ecológica, correspondendo a cerca de 65% das demandas totais da área de estudo. O contraste fica por conta das Áreas de Proteção de Manancial, que denotaram um significativo grau de comprometimento dos processos ecológicos de suporte. Essas áreas, tão importantes para a resiliência do mosaico, apresentaram um percentual de áreas com integridade ecológica em torno de 60%, significativamente inferior à média das demais áreas. Além disso as demandas por recuperação ecológica (adaptação e transformabilidade) agruparam por volta de 80% das demandas totais do mosaico. As Áreas de Reserva Legal (ARLs), muitas delas ainda não averbadas, apresentaram significativo potencial para a consolidação do mosaico. Contudo, observa-se certa estratificação de demarcação no território — talvez por questões fundiárias. Em contrapartida, se tais áreas contassem com um sistema de infraestruturas verdes regional previamente planejado, sua proposição seria mais assertiva, dado seu objetivo de conservar e reabilitar processos ecológicos, fomentar e manter a biodiversidade da paisagem, bem como fazer uso sustentável dos recursos naturais (BRASIL, 2012).

Cabe retomar, conforme abordado no Capítulo 4, que as áreas com demanda por transformabilidade, embora possuam maior potencial de umidade do solo, com altos valores de TWI, possuem baixos a muito baixos valores de CO₂flux (AMARAL; BEZERRA; BAPTISTA, 2022). Esse quadro indica a necessidade de implantação de vegetação florestal nativa, pois sua baixa ocorrência, ou mesmo inexistência nessas áreas, dificultaria a fixação da umidade do solo, comprometendo a implantação de processos ecológicos de suporte e a resiliência hídrica desses locais (KOPECKÝ; MACEK; WILD, 2020).

Por sua vez, observa-se serem essenciais os corredores ecológicos ao longo dos rios da Bacia do São Bartolomeu (córregos de classe 1 a 3) e as manchas de suporte ecológico propostas, sobretudo aquelas incidentes sobre as nascentes, não apenas para aumentar a resiliência hídrica do mosaico, como para catalisar a proteção e promoção dos processos ecológicos de suporte, dado o imbricamento entre vegetação e sistema hidrográfico (BONAM, 2008; FIREHOCK; WALKER, 2019; KOPECKÝ; MACEK; WILD, 2020). A proposição desses tipos biofísicos garante e amplia a gama e intensidade de serviços ecossistêmicos ao longo das tramas, com

novas áreas aptas à reprodução de espécies, por vezes ameaçadas de extinção, a serem distribuídas ao longo de todo o mosaico.

Além disso o capítulo avança sobre as demandas por recuperação ecológica ao longo do mosaico, no sentido de estimar, em número de árvores, a quantidade de carbono em biomassa arbórea (com o respectivo valor em créditos de carbono), referente às ações de adaptação e transformabilidade, bem como seu porte em relação às áreas com integridade dos processos ecológicos de suporte. Infere-se que, considerando os ganhos em termos de conectividade e melhoria da geração e fluxo de serviços ecossistêmicos, as intervenções pontuais em adaptação e transformabilidade geram uma gama de benefícios potenciais significativos, por meio da consolidação da integridade dos processos ecológicos de suporte ao longo do mosaico em seus diversos tipos biofísicos. Nessa perspectiva o capítulo aponta que a proposição do mosaico central eixo Norte–Sul cria uma rede de infraestruturas verdes de porte regional, apta a se articular por meio de ações de recuperação ecológica, com as demais escalas da paisagem, entre elas a urbana e a local.

De forma geral, o estudo consolida o levantamento e avaliação dos processos ecológicos de suporte como passo inicial para o planejamento da paisagem, sobretudo no que se refere à proposição de redes de infraestrutura verde na escala regional. Análises baseadas no estudo do fluxo e tendência de implantação do processos ecológicos de suporte podem levar à percepção das demandas por recuperação ecológica, que, por sua vez, integradas a outras de caráter socioecológico, mostraram-se aptas a fornecer bases mais claras para a proposição de formas de ocupação, que claramente observem as potencialidades e fragilidades do sítio, levando a novos horizontes de desenvolvimento, amparados no aumento da resiliência territorial.

Essas possibilidades se amparam em uma sutil, mas significativa mudança na abordagem dos serviços ecossistêmicos no planejamento e projeto da paisagem. Em vez de se centrar no levantamento e avaliação de serviços ecossistêmicos específicos e finais, evidenciados nas categorias de regulação, provisão e cultura, busca dar um passo para trás, levando o foco para a análise de fatores essenciais para o suporte. São condições *sine qua non* para a existência desses serviços na paisagem, elementos responsáveis pela estruturação dos ecossistemas, suas funções e biodiversidade: energia, nutrientes, CO₂, água e reabsorção de biomassa (COSTANZA et al., 2017). Busca-se, assim, não identificar diretamente serviços

ecossistêmicos na paisagem, mas identificar áreas perante o potencial de provimento, bem como a investigar o trabalho necessário para o aperfeiçoamento dessa prestação, para só então planejar o acesso à gama de serviços ecossistêmicos possíveis, conforme as demandas para o bem-estar humano.

Por sua vez, essa perspectiva de planejamento, além de trazer uma gama de benefícios às populações associadas a essas intervenções, evidencia o imbricamento dos processos ecológicos de suporte com o bem-estar humano. Estabelece, assim, uma mediação entre a necessidade de garantir a integridade ecológica e uma visão menos antropocêntrica dos serviços ecossistêmicos, cujo entendimento como apenas uma apropriação da natureza configura uma visão que pode retroceder o debate sobre a percepção desses serviços, no contexto integral da biosfera.

Na busca de bases para tal perspectiva de planejamento, o estudo evidencia o potencial de cooperação entre os campos do sensoriamento remoto, infraestrutura verde e ecologia da restauração, na consideração dos processos ecológicos de suporte, respondendo à demanda por bases claras de planejamento e projeto da paisagem na escala regional. Para tanto, a utilização da metodologia Geodesign no processo de planejamento e projeto de uma rede regional de infraestruturas verdes, como o mosaico central eixo Norte–Sul, permitiu, através da síntese das camadas de informação adotadas, a construção de uma percepção coletiva sobre as potencialidades e conflitos territoriais inerentes à sua implementação. A soma dessas abordagens leva a planos e projetos mais assertivos, que tenham como meta a identificação de redes com maior capacidade de prover serviços ecossistêmicos, com a atribuição de diferentes funções em um mesmo local, favorecendo o caráter multiescalar, multifuncional e sinérgico desses serviços.

Esta abordagem supera aquelas que priorizam o aumento quantitativo da vegetação em todo o território, sem uma relação clara com o suporte ecológico disponível. Visa, pois, a qualificar e aperfeiçoar os benefícios decorrentes da integração das áreas vegetadas às ocupações territoriais, observando as especificidades dos sítios. O *design* resultante dessa perspectiva pode definir resultados em termos de criação de conexões ecológicas, indicando o traçado de manchas integradas em diferentes padrões espaciais conectadas aos processos ecológicos, bem como um sistema de monitoramento em bases mensuráveis.

Para tanto, a articulação entre as ferramentas de sensoriamento remoto aplicadas apresentou não somente potencial para a identificação de áreas com

integridade ecológica a serem conservadas — entre elas *hotspots* de PES —, como também para o planejamento e projeto de ações de adaptação e transformabilidade ecológica no território. Essas possibilidades se amparam na identificação das variações territoriais do fluxo de carbono e da disponibilidade hídrica, como também a complementariedade dos índices estudados. Se por um lado o CO₂flux apresenta a eficácia fotossintética e os índices de incorporação de carbono pela vegetação, o TWI apresenta a aptidão de determinada área a acumular água e reter umidade no solo, ambos essenciais aos processos ecológicos de suporte. Dessa forma, o método, aqui aplicado no território do DF, constitui um passo inicial para o estabelecimento de critérios claros e assertivos de seleção de áreas com maior potencial para o desenvolvimento de processos ecológicos de suporte, no mosaico territorial, por meio de abordagens em infraestrutura verde.

Tendo em conta que o Distrito Federal não possui uma rede regional de infraestruturas verdes regional definida nas instâncias de planejamento territorial, as populações acabam apartadas do potencial bem-estar decorrente do efetivo acesso aos serviços ecossistêmicos. Em resposta a essa demanda, tais estudos apontaram para a identificação de *hotspots* de multifuncionalidades no território, com alta integridade ecológica, essenciais para o provimento de serviços ecossistêmicos no território, assim como tais áreas se distribuem ao longo da paisagem distrital, com diferentes enlaces com as ocupações urbanas, desde a escala regional à local, configurando outros tipos biofísicos a serem considerados ao longo do mosaico territorial. Essas duas perspectivas agregam ao planejamento e projeto da infraestrutura verde oportunidades de ser repensar a relação entre tais *hotspots* e as ocupações territoriais: a conservação, ampliação, criação ou aperfeiçoamento de massas vegetadas (corredores, manchas e trampolins ecológicos) podem ocorrer de forma multiescalar, articulada hibridamente com as cidades, seus tecidos urbanos e infraestruturas locais.

Oportunamente, as abordagens supracitadas poderiam subsidiar a regulamentação de instrumentos já demandados em políticas urbanas e ambientais do Distrito Federal, como o Sistema de Áreas Verdes e Espaços Livres (SAVEL DF) e o Plano Diretor de Arborização Urbana (PDAU) (DISTRITO FEDERAL, 2017). Ambos os dispositivos, conforme sua escala e objeto, poderiam se valer da articulação de processos ecológicos de suporte instrumentalizada pelo estudo que ocorreria nas diferentes escalas do território (frações urbanas, bairros, cidade e região), gerando

enlaces entre os sistemas biofísicos e construídos configurados pela proposição de um sistema de infraestruturas verdes integradas ao planejamento territorial. Para Firehock e Walker (2019), é importante o traçado de planos de infraestrutura verde multiescalares que considerem a interdependência entre os ecossistemas na paisagem. Áreas, existentes ou projetadas, de porte urbano ou municipal, poderiam ser integradas com manchas e corredores de escala regional, evitando o isolamento dessas áreas e possibilitando a proteção dos serviços ecossistêmicos existentes. Outro ganho referente a esses enlaces seria a percepção pelas populações da existência dos serviços ecossistêmicos, bem como dos benefícios diretos e indiretos a eles relacionados, decorrentes dessa rede de infraestruturas verdes multiescalares e multifuncionais. Para Costanza et al. (2017), o conhecimento de um determinado serviço ecossistêmico seria o primeiro passo para sua valoração.

Dada a gama de categorias de projetos de conservação e expansão da biodiversidade e respectivas formas de valoração, as áreas identificadas por meio das análises do grau de implantação dos processos ecológicos de suporte demandam estudos mais aprofundados sobre quais categorias relativas ao mercado voluntário de carbono seriam mais adequadas para o estudo de caso desta pesquisa, bem como para o Distrito Federal como um todo. Essa abordagem, embora inicial, tem horizontes de valoração e financiamento promissores, dada a perspectiva de aprovação pela esfera federal de instrumento de criação e regulamentação do mercado regulado de carbono no Brasil, que nos casos norte americano e da União Europeia, chegam a pagar por volta de 5 a 15 vezes mais pela tonelada de carbono.

Cabe ressaltar, além da complementariedade dos índices espectrais estudados, CO₂flux e TWI, outros dois atributos importantes para sua aplicação em pesquisas, planos e projetos institucionais: replicabilidade e simplicidade. Considerando condições climáticas análogas à da cena de estudo, os estudos aqui desenvolvidos podem ser replicados em datas próximas à dos levantamentos, o que leva não apenas ao desenvolvimento de uma série histórica do grau de implantação dos processos ecológicos de suporte, com também ao monitoramento periódico de intervenções em infraestrutura verde regional e seus enlaces multiescalares, ajustando o método aqui proposto. Por outro lado, por serem ambos indicadores *proxies* de diversos processos ecológicos de suporte, informam com certa simplicidade uma gama complexa de informações, com métodos de aplicação relativamente simples de serem repassados entre diversas partes interessadas em

pesquisas afins. Contudo, caberia certo refinamento ou leitura crítica do CO₂flux em áreas rurais, que, dada a intensidade de irrigação, poderiam, em certas épocas do ano, apresentar índices semelhantes ao de extratos de vegetação robusta. Tal ruído, por sua vez, apesar de não ter prejudicado o desenvolvimento da pesquisa, poderia ser diminuído por meio de técnicas de sensoriamento remoto de classificação orientada ao objeto, uma das possibilidades de estudos futuros a serem considerados.

Como outra possibilidade de avanço da pesquisa, destaca-se a necessidade de expandir a abordagem para estudos futuros que explorem a integridade das métricas de ecologia da paisagem associadas a estratégias de proteção e promoção da biodiversidade, de forma a avaliar a eficiência de planos e projetos relativos ao aprimoramento de redes de infraestrutura verde multiescalares e multifuncionais. Essa abordagem permitiria planejar ações de recuperação ecológica no nível de estrutura, função e evolução, com reflexos quantitativos e qualitativos na distribuição da biodiversidade no território do Distrito Federal. As dimensões da biodiversidade e da sua distribuição e movimentação somar-se-iam às ações de adaptação e transformabilidade, potencializando processos ecológicos de suporte, e, em consequência, o acesso aos serviços ecossistêmicos decorrentes.

Por fim, sugere-se o desenvolvimento e aprimoramento de ferramentas simplificadas para a aplicação de métricas da paisagem, dada a ausência de interoperabilidade entre os diversos softwares de geoprocessamento. Uma limitação para a utilização das métricas aqui aplicadas é o QGis não apresentar ferramentas claras que viabilizem sua aplicação, sobretudo para o cálculo da conectividade. Esse fato demandou a criação de uma programação em Python, iniciada por este estudo, para a aplicação das métricas fator forma, qualidade da área núcleo e conectividade. Contudo o código desenvolvido ainda demanda aperfeiçoamento, sobretudo visando à aplicação sobre um conjunto de fragmentos em escala regional.

REFERÊNCIAS

- ADANI, F. et al. Isolation of the stable fraction (the core) of the humic acid. **Chemosphere**, v. 65, i. 8, p. 1300-1307, 2006. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653506004942>. Acesso em: 3 mar. 2021.
- ADANI, F.; SPAGNOL, M; GENEVINI, P. Biochemical origin and refractory properties of humic acid extracted from maize plants: the contribution of lignin. **Biogeochemistry**, v. 78, p. 85-96, 2006. Disponível em: https://www.academia.edu/64863315/Biochemical_origin_and_refractory_properties_of_humic_acid_extracted_from_maize_plants_the_contribution_of_lignin. Acesso em: 17 out. 2014.
- AHERN, J.; CILLIERS, S.; NIEMELA, J. The concept of ecosystem services in adaptative urban planning and design: A framework for supporting innovation. **Landscape and Urban Planning**, p. 254-259, 2014.
- AMARAL, R.; BAPTISTA, G. M. M.; BEZERRA, M. C. L. Identifying Carbon Sinks With the Use of Hyperspectral Images: A Potential Tool for Landscape Planning. **2020 IEEE Latin American GRSS & ISPRS Remote Sensing Conference (LAGIRS)**, Santiago, Chile, p. 254-258, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-3-W12-2020-465-2020>. Acesso em: 2 mar. 2021.
- AMARAL, R.; BEZERRA, M.C.L.; BAPTISTA, G.M.M. Landscape planning and design by identifying areas for ecological restoration based on carbon fluxes. **International Journal of Building Pathology and Adaptation**, n. ahead-of-print, 2022. Disponível em: <https://www.emerald.com/insight/content/doi/10.1108/IJBPA-11-2021-0148/full/html>. Acesso em: 25 jan. 2022.
- AMARAL; R.; COSTA, S.; MUZZI, M.R. O sequestro de carbono em trechos da floresta urbana de Belo Horizonte: por um sistema de espaços livres mais eficiente no provimento de serviços ecossistêmicos urbanos. **Paisagem e Ambiente**, 39, p. 163-179, 2017. Disponível em: <http://www.revistas.usp.br/paam/article/view/109272>. Acesso em: 2 mar. 2021.
- BALLAL, H. **Collaborative planning with digital design synthesis**. 2015. 265 f. Tese (Doutorado em Filosofia). Centre for Advanced Spatial Analysis, Faculty of the Built Environment, University College London (UCL). Londres, 2015
- BAPTISTA, G.M.M. Mapeamento do seqüestro de carbono e de domos urbanos de CO₂ em ambientes tropicais, por meio de sensoriamento remoto hiperespectral. **Geografia**, v. 29, n. 2, p. 189-202, 2004. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=1078802>. Acesso em: 2 mar. 2021.
- BAPTISTA, G.M.M. **Sensoriamento remoto hiperespectral**. Rio de Janeiro: Interciência, 2019.
- BAPTISTA, G.M.M. Validação da Modelagem de Seqüestro de Carbono para Ambientes Tropicais de Cerrado, por meio dos dados AVIRIS e HYPERION. In:

SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, SBSR, 11., 2003, Belo Horizonte-MG. **Anais...** Belo Horizonte: SBSR, abr. 2003. p. 1037-1044.

BARATTO, R. Rio de Janeiro é a primeira paisagem cultural urbana declarada Patrimônio Mundial da UNESCO. **Archdaily**, 17 dez. 2016. Disponível em: <https://www.archdaily.com.br/br/801657/rio-de-janeiro-e-a-primeira-paisagem-cultural-urbana-declarada-patrimonio-mundial-da-unesco>. Acesso em: 21 abr. 2022.

BÉLANGER, P. **Landscape as infrastructure**. New York: Routledge, 2017.

BENEDICT, M.; MCMAHON, E. **Green Infrastructure: Linking Landscapes and Communities**. Washington, DC: Publisher, 2006.

BENITES, V.M.; MADARI, B.; MACHADO, P.O.A. **Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo**: um procedimento simplificado de baixo custo. Rio de Janeiro: Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2003. (Comunicado Técnico; 16). Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/337076/1/comtec162003extracao.pdf>. Acesso em: 24 set. 2014.

BEZERRA, M., SANT'ANNA, C. Contribuições da Infraestrutura Verde para o planejamento da paisagem urbana. In: BEZERRA, M.C.L. et al. (org.). **Paisagem urbana: natureza & pessoas**. Brasília, DF: Editora Universidade e de Brasília, 2021. p. 45-70.

BOKALDERS, V.; BLOCK, M. **Urban ecosystem services: let nature do the work**, Stockholm: c/o city. 2016. Disponível em: https://www.cocity.se/wp-content/uploads/2019/11/cocity_urban_ecosystem_services_summary.pdf. Acesso em: 21 jan. 2023.

BONAM, G.B. **Ecological climatology: concepts and applications**. Cambridge: Cambridge University Press, 2008.

BONZI, R.S. Paisagem como infraestrutura. In: PELLEGRINO, P.; MOURA, N. B. (ed.). **Estratégias para uma infraestrutura verde**. Barueri: Manole, 2017. p. 1-24.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2020**. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, DF: Congresso Nacional, 2020. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm. Acesso em: 27 jan. 2023.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, [...] Brasília, DF: Congresso Nacional, 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 21 jan. 2023.

BUNSTER-OSSA, I.F. **Reconsidering Ian McHarg: the future of urban ecology**. London; New York: Routledge, 2014.

CÂMARA DOS DEPUTADOS. **Projeto de Lei n. 528/2021**. Regulamenta o Mercado Brasileiro de Redução de Emissões (MBRE), determinado pela Política Nacional de Mudança do Clima – Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Brasília: Câmara dos Deputados, 2021. Disponível em: <https://www.camara.leg.br/propostas-legislativas/2270639>. Acesso em: 14 dez. 2022.

CAMARGOS, L. M.; ROCHA, N. A.; MOURA, A. C. M. **Use of Landscape Metrics and Multi-criteria Analysis to Identify Landscape Units Concerning of Vegetation of Quadrilátero Ferrífero-MG**. In: ELMQVIST, T. et al. (ed.). *Computational Science and Its Applications–ICCSA 2020: 20th International Conference, Cagliari, Italy, July 1–4, 2020, Proceedings, Part V 20*. London: Springer International Publishing, 2020. p. 381-393.

CANELLAS, L.P.; VELLOSO, A.C.X.; SANTOS, G.A. Modelos estruturais de substâncias húmicas. In: CANELLAS, L.P.; SANTOS, G.A. (org.). **Humosfera: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas**. Campos dos Goytacazes: L.P. Canellas, G.A. Santos, 2005. p. 34-53. Disponível em: http://www.uenf.br/Uenf/Downloads/LSOL_2727_1154716116.pdf. Acesso em: 1º out. 2014.

CARBON CREDITS. **Live Carbon Prices Today**. [2022]. Disponível em: <https://carboncredits.com/carbon-prices-today/>. Acesso em: 21 dez. 2022.

CARPENTER, S.R. et al. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 5, p. 1305-1312, 2009. Disponível em: <https://www.pnas.org/content/106/5/1305.short>. Acesso em: 3 mar. 2021.

CASTRIOTA, L.B. **Patrimônio cultural: conceitos, políticas, instrumentos**. Belo Horizonte: Annablume; IEDS, 2009.

CATELLA, A.C.; TOMÁS, W.M.; MOURÃO, G.M. **BR-262 no Pantanal: cenário de encontros entre homens e animais silvestres**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2010. (Documentos; 111). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/883123/1/DOC111.pdf>. Acesso em: 21 fev. 2021.

CECHIN, A; VEIGA, J. E. O fundamento central da Economia Ecológica. In: MAY, P. (org.). **Economia do meio ambiente: teoria e prática**. Rio de Janeiro: Elsevier/Campus, 2009. p. 33-48.

CHERSO, F.P. **A cidade feliz**. Campinas, SP: Editora da Unicamp, 2011.

CICES – COMMON INTERNATIONAL CLASSIFICATION OF ECOSYSTEM SERVICES. **CICES Version 5.1 now available**. [2020]. Disponível em: <https://cices.eu/>. Acesso em: 12 dez. 2020.

CLARIVATE. **Web of Science**. [2020]. Disponível em: <http://www.webofscience.com>. Acesso em: 21 fev. 2020.

COLDING, J. Local Assessment of Stockholm: Revisiting the Stockholm Urban Assessment. In: ELMQVIST, T. et al. (ed.). **Urbanization, Biodiversity and**

Ecosystem Services: Challenges and Opportunities. Dordrecht, Heidelberg, New York, London: Springer, 2013. p. 313-336. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-007-7088-1_17. Acesso em: 2 mar. 2021.

COLORADO PLATEAU STABLE ISOTOPE LABORATORY. **Isotopes.** 2014. Disponível em: <http://www.isotope.nau.edu/isotope.html>. Acesso em: 27 set. 2014.

CONZEN, M.P. **Thinking about urban form:** papers on Urban Morphology, 1932–1998. Oxford: Peter Lang, 2004.

CONZEN, M.R.G. **As paisagens urbanas históricas na Inglaterra:** um problema de geografia aplicada. The urban landscape: historical development and management. Papers by M.R.G. Conzen. London: Academic Press, 1966.

CORNER, J. Introduction: Recovering landscapes as a critical culture practice. In: CORNER, J. (ed.). **Recovering landscapes:** essays in contemporary landscape architecture. New York: Princeton Architectural Press, 1999. p. 1-26.

COSTA, S.A.P.; GIMLLER NETTO, M.M. **Fundamentos de morfologia urbana.** Belo Horizonte: C/Arte, 2015.

COSTANZA, R. Ecosystem services: multiple classification systems are needed. **Biol Conservat**, v. 141, p. 350-352, 2008. Disponível em: https://www.robertcostanza.com/wp-content/uploads/2017/02/2008_J_Costanza_ES_BioConservation.pdf. Acesso em: 4 mar. 2021.

COSTANZA, R. et al. Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, v. 28, p. 1-16, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041617304060>. Acesso em: 25 jan. 2023.

CROWTER, T.W. et al. Mapping tree density at a global scale. **Nature**, v. 525, p. 201-205, 2015. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature14967>. Acesso em: 4 mar. 2021.

DANISH NATURE AGENCY. **The Finger Plan:** A Strategy for the Development of the Greater Copenhagen Area. Copenhagen: The Danish Nature Agency, 2015. Disponível em: https://danishbusinessauthority.dk/sites/default/files/fp-eng_31_13052015.pdf. Acesso em: 5 jul. 2020.

DAVOUDI, S.; CRAWFORD, J.; MEHMOOD, A. Climate change and spatial planning responses. In: DAVOUDI, S.; CRAWFORD, J.; MEHMOOD, A. (org.). **Planning for climate change:** strategies for mitigation and adaptation for spatial planners. Earthscan, 2009. p. 7-18.

DELPOUX, M. Écosystème et paysage. **Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest. Sud-Ouest Européen**, Toulouse, t. 43, f. 2, p. 157-174, 1972. Disponível em: https://www.persee.fr/doc/rgpso_0035-3221_1972_num_43_2_3327. Acesso em: 5 jul. 2020.

DISTRITO FEDERAL. **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. Brasília, DF: Câmara Legislativa, 2009. Disponível em: https://www.seduh.df.gov.br/wp-content/uploads/2017/09/1at_lcdf_00803_2009_atualizada_lc854_2012_sem-anexos-1.pdf. Acesso em: 27 jan. 2023.

DISTRITO FEDERAL. **Lei nº 5.963, de 16 de agosto de 2017**. Estabelece diretrizes para criação da modalidade de unidade de conservação denominada Reserva de Proteção Sustentável, no âmbito do Distrito Federal, e dá outras providências. Brasília, DF: Câmara Legislativa, 2017. Disponível em: https://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/688685866cec47c5b3ca4465925f454c/Lei_5963.html. Acesso em: 21 dez. 2022.

DISTRITO FEDERAL. **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. Brasília, DF: Câmara Legislativa, 2019. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=374557>. Acesso em: 21 dez. 2022.

DRAMSTAD, W.; OLSON, J.D.; FORMAN, Richard T.T. **Landscape ecology: principles in landscape architecture and land-use planning**. Boston: Island Press, 1996.

ECOFYS. **Assessing adaptation knowledge in Europe: ecosystem-based adaptation**. Brussels: European Commission, 2017. Disponível em: https://ora.ouls.ox.ac.uk/objects/uuid:d893b7ba-72b2-4be1-857c-64d20136395b/download_file?file_format=pdf&safe_filename=Downing_2017_assesing_adaptation_knowledge.pdf&type_of_work=ReportFE. Acesso em: 8 dez. 2020.

ECOSYSTEM MARKETPLACE. **The Art of Integrity: Ecosystem Marketplace's State of the Voluntary Carbon Markets 2022 Q3**, 2022. Disponível em: <https://www.ecosystemmarketplace.com/publications/state-of-the-voluntary-carbon-markets-2022/>. Acesso em: 25 jan. 2023.

EISENMAN, T. Frederick Law Olmsted, Green Infrastructure, and the Evolving City. **Journal of Planning History**, v. 12, i. 4, p. 287-311, 2013. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1177/1538513212474227>. Acesso em: 3 fev. 2021.

ESA – EUROPEAN SPACE AGENCY. **Homepage**. [2022]. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em 21 fev. 2022.

ESCOBEDO, F.J. et al. Urban forests, ecosystem services, green infrastructure and nature-based solutions: Nexus or evolving metaphors? **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 37, p. 3-12, 2019. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1618866717303485>. Acesso em: 7 dez. 2020.

FEBA – FRIENDS OF ECOSYSTEM-BASED ADAPTATION. **Making Ecosystem-based Adaptation Effective: A Framework for Defining Qualification Criteria and**

Quality Standards (FEBA technical paper developed for UNFCCC-SBSTA 46). GIZ, Bonn, Germany, IIED, London, UK, and IUCN, Gland, Switzerland. 2017. Disponível em: <https://pubs.iied.org/pdfs/G04167.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2020.

FIREHOCK, K. **Strategic green infrastructure planning: a multi-scale approach**. Washington: Island Press, 2012.

FIREHOCK, K.; WALKER, R.A. **Green infrastructure: map and plan the natural world with GIS**. Redlands: Esri Press, 2019.

FISHER, B.; TURNER, K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, v. 68, i. 3, p. 643-653, 2009. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0921800908004424>. Acesso em: 2 mar. 2021.

FOLKE, C. et al. Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and transformability. **Ecology and society**, v. 15, n. 4, 2010. Disponível em: https://www.jstor.org/stable/26268226?seq=1#metadata_info_tab_contents. Acesso em: 7 fev. 2021.

FONSECA, B.M.; RIBAS, R.P.; MOURA, A.C. Aplicação dos conceitos e métricas de ecologia da paisagem na gestão da paisagem urbana. **Paisagem e Ambiente**, n. 38, p. 71-85, 2016. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/paam/article/view/96895/121957>. Acesso em: 27 maio 2022.

FORMAN, R.T.T. **Urban Ecology: science of cities**. New York: Cambridge University Press, 2014.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1986.

GALVÃO, L.S.; FORMAGGIO, A.R.; TISOT, D.A. Discriminação de variedades de cana-de-açúcar com dados hiperespectrais do sensor Hyperion/EO-1, **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 57, n. 1, p. 7-14, 2005. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/44957>. Acesso em: 2 mar. 2021.

GAMON, J.A.; SERRANO, L.; SURFUS, J.S. The photochemical reflectance index: an optical indicator of photosynthetic radiation use efficiency across species, functional types, and nutrient levels. **Oecologia**, v. 112, p. 492-501, 1997.

GEORGESCU-ROEGEN, N. **The Entropy Law and the Economic Process**. Cambridge, Harvard: Harvard University Press, 1971.

GILL, S.E. et al. Adapting cities for climate change: the role of the green infrastructures. **Built Environment**, v. 33, n. 1, p. 115-133, 2007. Disponível em: http://www.fs.fed.us/ccrc/topics/urban-forests/docs/Gill_Adapting_Cities.pdf. Acesso em: 19 jun. 2013.

GOMES, M. **Urbanismo na América do Sul**: circulação de ideias e constituição do campo, 1920-1960. Salvador: EDUFBA, 2009.

GOOGLE EARTH. **Hammarby Sjöstad**. [2021]. Disponível em: <https://www.google.com.br/maps/place/Hammarby+Sj%C3%B6stad,+Stockholm,+Sweden/@59.3387677,18.0335834,21685m/data=!3m1!1e3!4m5!3m4!1s0x465f781092c96073:0xcb36138587dec5d5!8m2!3d59.3050188!4d18.1088085!5m2!1e4!1e3?hl=en&authuser=0>. Acesso em: 9 jun. 2021.

GOOGLE EARTH. **Parque Nacional da Tijuca**. [2020]. Disponível em: <https://www.google.com.br/maps/place/Tijuca+National+Park/@-22.9489515,-43.326766,21866m/data=!3m1!1e3!4m5!3m4!1s0x997fd5c89b3ae3:0x46b0bd9b029f14fc!8m2!3d-22.9507733!4d-43.2860901!5m2!1e3!1e4?hl=en&authuser=0> Acesso em: 15 fev. 2020.

GOWER, S.T. Patterns and mechanisms of the forest carbon cycle. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 28, p. 169-204, 2003. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.energy.28.050302.105515>. Acesso em: 11 jan. 2020.

GRAMCOW, C. **O Big Push Ambiental no Brasil**: Investimentos coordenados para um estilo de desenvolvimento sustentável. Brasília: CEPAL, 2019. (Perspectivas; 20).

GREEN, T.L. et al. Insurance value of green infrastructure in and around cities. **Ecosystems**, v. 19, n. 6, p. 1051-1063, 2016. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10021-016-9986-x>. Acesso em: 11 jan. 2020.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN-YOUNG, M. Revision of the common international classification for ecosystem services (CICES V5. 1): a policy brief. **One Ecosystem**, v. 3, n. e27108, p. 1-6, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e27108>. Acesso em: 2 mar. 2021.

HALLETT, L.M. et al. Towards a conceptual framework for novel ecosystems. In: HOOBS, R.J. et al. (org.). **Novel ecosystems**: intervening in the new ecological world order. New Jersey: Wiley-Blackwell, 2013. p. 16-28.

HANSEN, R.; PAULEIT, S. From multifunctionality to multiple ecosystem services? A conceptual framework for multifunctionality in green infrastructure planning for urban areas. **Ambio**, n. 43, v. 4, p. 516-529, 2014.

HARRIS, J.A.; DIGGELEN, R.V. Ecological restoration as a project for global society. In: ANDEL, J.V.; ARONSON, J. (org.). **Restoration ecology**. Malden: Oxford, 2006. p. 3-15.

HASSAN, M. et al. Economic valuation of selected ecosystem services in Islamabad Capital Territory (ICT), Pakistan. **Brazilian Journal of Biology**, v. 84, 2022. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/359802071_Economic_valuation_of_selected_ecosystem_services_in_Islamabad_Capital_Territory_ICT_Pakistan. Acesso em: 31 jan. 2023.

HE, M. et al. Satellite detection of soil moisture related water stress impacts on ecosystem productivity using the MODIS-based photochemical reflectance index. **Remote Sensing of Environment**, v. 186, p. 173-183, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/am/pii/S0034425716303224>. Acesso em: 15 dez. 2019.

HOBBS, R.J. Setting effective and realistic restoration goals: key directions for research. **Restoration Ecology**, v. 15, i. 2, p. 354-357, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00225.x>. Acesso em: 2 mar. 2021.

HOBBS, R.J. et al. Intervention Ecology: Applying Ecological Science in the Twenty-first Century. **BioScience**, v. 61, i. 6, p. 442-450, 2011. Disponível em: <https://academic.oup.com/bioscience/article/61/6/442/224911?login=true>. Acesso em: 2 mar. 2021.

HOBBS, R.J. et al. Movers and stayers: novel assemblages in changing environments. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 33, i. 2, p. 116-128, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534717302835>. Acesso: 9 fev. 2021.

HOBBS, R.J.; HARRIS, R.J. Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium. **Restoration Ecology**, v. 9, n. 2, p. 239–246, 2001. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1526-100x.2001.009002239.x>. Acesso em: 3 mar. 2021.

HOLTMEIER, F. Carl Troll: His footprints in physical geography. **Progress in Physical Geography**, v. 39, i. 4, p. 554-565, 2015. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1177/0309133315595573>. Acesso em: 3 fev. 2021.

HOPKINS, M.I.W. Vegetation as a component of urban form. **Urban Morphology: Journal of the International Seminar on Urban Form**, Birmingham, v. 17, p. 57-59, 2013.

HOWARD, E. **Garden cities of to-morrow**. London: Swan Sonnenschein & CO. Ltd., 1902. Disponível em: <https://www.gutenberg.org/files/46134/46134-h/46134-h.htm>. Acesso em: 13 jun. 2021.

HU, T. et al. Integrated methods for determining restoration priorities of coal mining subsidence areas based on green infrastructure: a case study in the Xuzhou urban area, of China. **Ecological Indicators**, v. 94, part. 2, p. 164-174, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.006>. Acesso em: 11 jan. 2020.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Distrito Federal**: Brasília, Panorama, 2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/df/brasil/panorama>. Acesso em: 2 mar. 2021.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2014**: impacts, adaptation, and vulnerability. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2015.

IISD – INTERNATIONAL INSTITUTE FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT. Development and Adaptation Days Bulletin: a Summary Report of the Development and Adaptation Days at COP 13. **IISD Reporting services**. v. 99, n. 4, p. 1-9, 2007. Disponível em: <https://www.iisd.ca/climate/cop13/>. Acesso em: 4 mar. 2021.

IISD –INTERNATIONAL INSTITUTE FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT. **Sustaining Excellence**: The 2001-2002 Annual Report of the International Institute for Sustainable Development. Canada: Premier Printing, 2002. Disponível em: https://www.iisd.org/system/files/publications/annrep_2001-2002_en.pdf. Acesso em: 4 mar. 2021.

INFIELD, E.; ABUNNASR, Y; RYAN, R. **Planning for climate change**. A reader in Green Infrastructure and Sustainable Design for Resilient Cities. New York: Routledge, 2019.

IPBES – INTERGOVERNMENTAL SCIENCE-POLICY PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES. **Decision IPBES-2/4**: Conceptual framework for the Intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services. 2015. Disponível em: <https://ipbes.net/document-library-catalogue/decision-ipbes-24>. Acesso em: 8 dez. 2020.

JACOBS, S. et al. 'The Matrix Reloaded': A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. **Ecological Modelling**, v. 295, p. 21-30, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380014004141>. Acesso em: 4 mar. 2021.

KIMURA, A.; BAPTISTA, M.B.; SCOTTI, M.R. Soil humic acid and aggregation as restoration indicators of a seasonally flooded riparian forest under buffer zone system. **Ecological Engineering**, v. 98, p. 146-156, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.054>. Acesso em: 3 abr. 2020.

KOPECKÝ, M.; MACEK, M.; WILD, Jan. Topographic Wetness Index calculation guidelines based on measured soil moisture and plant species composition. **Science of The Total Environment**, v. 757, p. 143785, 2020. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/346004523_Topographic_Wetness_Index_calculation_guidelines_based_on_measured_soil_moisture_and_plant_species_composition. Acesso em: 26 jan. 2023.

KOPPEROINEN, L.; ITKONEN, P.; NIEMELÄ, J. Using expert knowledge in combining green infrastructure and ecosystem services in land use planning: an insight into a new place-based methodology. **Landscape Ecology**, v. 29, p. 1361-1375, 2014. Disponível em: doi:10.1007/s10980014-0014-2. Acesso em: 2 mar. 2021

LA NOTTE, A. et al. Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade *framework*. **Ecological indicators**, v. 74, p. 392-402, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X16306677>. Acesso: 8 dez. 2020.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, v. 304, i. 5677, p. 1623-1627, 2004. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/304/5677/1623>. Acesso: 8 dez. 2020.

LI, M. et al. A new dynamic wetness index (DWI) predicts soil moisture persistence and correlates with key indicators of surface soil geochemistry. **Geoderma**, v. 368, 114239, 2020.

LIU, L. et al. Hotspot identification and interaction analyses of the provisioning of multiple ecosystem services: Case study of Shaanxi Province, China. **Ecological Indicators**, v. 107, p. 105566, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X19305588>. Acesso em: 3 mar. 2021.

LOMBARDO, M.A.; FRUEHAUF, A.L.; PELLEGRINO, P.R.M. Clima urbano nas metrópoles e seus impactos ambientais. **Brazilian Journal of Development**, v. 8, n. 1, p. 434-44, 2022. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/42264/pdf>. Acesso em: 27 jan. 2023.

LOVELL, S.T.; TAYLOR, J.R. Supplying urban ecosystem services through multifunctional green infrastructure in the United States. **Landscape Ecology in Review**, 28, p. 1447-1463, 2013. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-013-9912-y>. Acesso em: 8 fev. 2021.

MACDONALD, E. **Urban Waterfront Promenades**. Abingdom: Routledge, 2018.

MACIEL, M.C. **O projeto em arquitetura paisagística: praças e parques públicos em Belo Horizonte**. 1998. 255 f. Tese (Doutorado em Estruturas Ambientais Urbanas) – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 1998.

MARCO referencial em serviços ecossistêmicos. Rodrigo Peçanha Demonte Ferraz et al. (ed. téc.). Brasília, DF: Embrapa, 2019. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/200587/1/Servicos-ecossistemicos-relacoes-com-a-agricultura-cap-4-2019.pdf>. Acesso em: 3 mar. 2021.

MARSH, G.P. **Man and nature**. New York: Scribner, Armstrong & CO, 1864. Disponível em: <https://publicdomainreview.org/collection/man-and-nature-1864>. Acesso em: 19 dez. 2022.

MATA de galeria. Brasília: Embrapa, [2022]. Disponível em: <https://www.embrapa.br/cerrados/colecao-entomologica/bioma-cerrado/mata-de-galeria#:~:text=A%20altura%20m%C3%A9dia%20do%20estrato,de%2070%25%20a%2095%25>. Acesso em: 25 maio 2022.

MCHARG, I.L. **Design with Nature**. New York: American Museum of Natural History, 1969.

MCHARG, I.L. McHarg's Map Layering Concept and its four M: Measurement, Mapping, Monitoring and Modeling. In: OVERLAY Mapping. **Interreg Central Europe**, [2023]. Disponível em: <https://www.interreg->

central.eu/Content.Node/Bhenefit/Platform/1.1-Overlay-Mapping.html. Acesso em: 23 jan. 2023.

MEA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT BOARD. **Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment**. London: Island Press, 2005. Disponível em: <https://www.cifor.org/knowledge/publication/1866/>. Acesso em: 15 dez. 2019.

MELLO, T.A.G.; MORAIS, C.F.; MOURA; A.C.M. Seleção, modelagem e tratamento de dados espaciais para uso em geodesign: consumo da informação *web-based*. In: FRUEHAUF, A.L. et al. (org.). **Geodesign no Brasil: abordagens para o planejamento ambiental urbano**. São Paulo: Pedro e João Editora, 2022. p. 101-122. Disponível em: <https://pedroejoaoeditores.com.br/site/geodesign-no-brasil-abordagens-para-o-planejamento-ambiental-urbano/>. Acesso em: 26 maio 2022.

MENEGUETTI, K.S. Antes da infraestrutura verde: o plano de Maringá. In: PELLEGRINO, P.; MOURA, N.B. (org.). **Estratégias para uma infraestrutura verde**. Barueri: Manole, 2017. p. 63-78.

MENESES, P.R.; ALMEIDA, T.; BAPTISTA, G. M. M. **Reflectância dos materiais terrestres: análise e interpretação**. São Paulo: Oficina de Textos, 2019.

MENESES, P.R.; MADEIRA NETTO, J.D.S. **Sensoriamento remoto: reflectância dos alvos naturais**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001.

MENESES, U. A paisagem como fato cultural. In: YAZIGI, E. (org.). **Turismo e paisagem**. São Paulo: Contexto, 2002. p. 29-64.

MÉRAL, P. Le concept de service écosystémique en économie: origine et tendances récentes. **Natures Sciences Sociétés**, v. 20, n. 1, p. 3-15, 2012. Disponível em: <https://www.nss-journal.org/articles/nss/abs/2012/01/nss120002/nss120002.html>. Acesso em: 3 mar. 2021.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **O que é REDD+**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 2016. Disponível em: <http://redd.mma.gov.br/pt/pub-apresentacoes/item/82-o-que-e-redd>. Acesso em: 14 dez. 2022.

MOMOH, J. et al. The development of SUCCEED: urban sustainability assessment tool for developing countries with focus on Nigeria. **International Journal of Building Pathology and Adaptation**, v. ahead-of-print, doi: 10.1108/IJBPA-04-2021-0049, 2021.

MOONEY, H.A.; EHRLICH, P.R. Ecosystem services: fragmentary history. In: DAILY, G.C. (ed.). **Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems**. Washington/Covelo: Island Press, 1997. p. 11-19.

MOORE, L. Objectivity without neutrality. In: MOORE, L. (org.) **Overlooking the visual**. Birmingham: Birmingham City University, 2017. p. 71-103.

MORE, T. **A utopia**. Brasília: Editora UNB, 2004.

MOURA, A.M.; FREITAS, C.R. Brazilian Geodesign Platform: WebGis & SDI & Geodesign as Co-creation and Geo-Collaboration. **Lecture Notes in Computer Science**, Springer International Publishing, v. 12252, p. 332-348, 2020.

MOURA, A.C.M; MORAIS, C.F.; MELLO, T.A.G. Geodesign and Sustainable Development Goals in the environmental parameterization of the Iron Quadrangle region, Brazil: an academic experience. **International Journal of Building Pathology and Adaptation**, n. ahead-of-print, 2022.

MURPHY, S.D. The management *framework* in practice: designer wetlands as novel ecosystems. In: HOOBS, R.J. et al. (org.). **Novel ecosystems**: intervening in the new ecological world order. New Jersey: Wiley-Blackwell, 2013. p. 16-28.

NIJHUIS, S.; JAUSLIN, D. Urban landscape infrastructures: Designing operative landscape structures for the built environment. **Research in Urbanism Series**, v. 3, p. 13-34, 2015. Disponível em: <https://rius.ac/index.php/rius/article/view/66/66>. Acesso em: 19 fev. 2021.

ODUM, H.T. Energy, ecology and economics. **AMBIO** 2, v. 2, n. 6, p. 220–227, 1973.

ODUM, H.T.; PIGEON, **A tropical rain forest**: a study of irradiation and ecology at El Verde, Puerto Rico. Springfield: National Technical Information Service, 1970.

OLADUNJOYE, O.A. et al. A cost-benefit analysis model for the retrofit of sustainable urban drainage systems towards improved flood risk mitigation. **International Journal of Building Pathology and Adaptation**, v. 38, n. 3, p. 423-439, doi: <https://doi.org/10.1108/IJBPA-12-2018-0105>, 2019.

OLIVEIRA, F.L. **Green Wedge Urbanism**: History, Theory and Contemporary Practice. London: Bloomsbury Academic, 2017.

OLIVEIRA, H.T. Transdisciplinaridade. In: MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (org.). **Encontros e caminhos**: formação de educadoras(es) ambientais e coletivos educadores. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria Executiva, Diretoria de Educação Ambiental, 2005. p. 335-344.

ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Nova Agenda Urbana**. Quito: Organização das Nações Unidas, 2019. Disponível em: <https://habitat3.org/wp-content/uploads/NUA-Portuguese-Brazil.pdf>. Acesso em: 13 jan. 2020.

OPOKU, A. Sustainable development, adaptation and maintenance of infrastructure. **International Journal of Building Pathology and Adaptation**, v. 37, n. 1, p. 2-5, doi: <https://doi.org/10.1108/IJBPA-02-2019-074>, 2019.

OSBORN, H.F. **Our plundered planet**. New York: Little, Brown and Company, 1948. Disponível em: <https://digital.library.cornell.edu/catalog/chla2932687>. Acesso em: 24 jan. 2023.

PASGAARD, M. et al. Unfolding scientific expertise and security in the changing governance of Ecosystem Services. **Geoforum**, v. 84, p. 354-367, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016718517300258>. Acesso em: 13 jan. 2020.

PELLEGRINO, P.R.M. Paisagem como infraestrutura ecológica: a floresta urbana. In: PELLEGRINO, P.; MOURA, N.B. (org.). **Estratégias para uma infraestrutura verde**. Barueri: Manole, 2017. p. 63-78.

PELLEGRINO, P.R.M. Pode-se planejar a paisagem? **Paisagem e Ambiente**, São Paulo, n. 13, p. 159-179, 2000. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/paam/article/view/134128/129939>. Acesso em: 20 abr. 2022.

PERRING, M.P. et al. Novel urban ecosystems and ecosystem services. In: HOBBS, R.J.; HIGGS, E.S.; HALL, C.A. (ed.). **Novel ecosystems: intervening in the new ecological world order**. New Jersey: Wiley-Blackwell, 2013. p. 310-325.

PERROTTI, D.; STREMKER, S. Can urban metabolism models advance green infrastructure planning? Insights from ecosystem services research. **Environment and Planning B: Urban Analytics and City Science**, v. 47, n. 4, p. 678-694, 2020. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/epub/10.1177/2399808318797131>. Acesso em: 3 fev. 2021.

POTSCHIN, M.; HAINES-YOUNG, R. Conceptual frameworks and the cascade model. In: POTSCHIN, M.; JAX, K. **OpenNESS Ecosystem Services Reference Book**. European Centre for Nature Conservation. Tilburg: The Netherlands. [online], 2016. Disponível em: <http://www.openness-project.eu/library/reference-book>. Acesso em: 13 nov. 2020.

POTSCHIN, M.; HAINES-YOUNG, R. From nature to society. In: BURKHARD, B.; MAES, J. (ed.). **Mapping ecosystem services**. Sofia: Pensoft Publishers: 2017. p. 39-41.

PULROLNIK, K. **Transformações do carbono no solo**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2009. (Documentos; 264). Disponível em: <http://https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPAC-2010/31495/1/doc-264.pdf>. Acesso em: 24 set. 2014.

RAHMAN, A.F. et al. Modeling spatially distributed ecosystem flux of boreal forest using hyperspectral indices from AVIRIS imagery. **Journal of Geophysical Research**, v. 106, n. D24, p. 33.579-33.591, 2001. Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2001JD900157>. Acesso em: 9 nov. 2019.

RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S.N.; ALMEIDA, S.P. (org.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina, DF: Embrapa-CPAC, 1998. cap. 3, p. 87-166.

ROBBA, F.; MACEDO, S.S. **Praças brasileiras**. São Paulo: Edusp – Editora da Universidade de São Paulo, 2002.

RODRIGUEZ, J.M.M.; SILVA, E V.A. Classificação das paisagens a partir de uma visão geossistêmica. **Mercator**, Fortaleza, v. 1, n. 1, p. 95-112, jan. 2002. Disponível em: <http://www.mercator.ufc.br/mercator/article/view/198/164>. Acesso em: 4 mar. 2021.

- RONQUIN, C.C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para regiões tropicais**. Campinas, SP: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento; 8). Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/882598>. Acesso em: 14 set. 2014.
- RUDBERG, P.M.; KARPOUZOGLOU, T. Using adaptive capacity to shift absorptive capacity: a framework of water reallocation in highly modified rivers. **Water**, v. 14, n. 2, p. 193, 2022. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Alex-Opoku-2/publication/331038449_Sustainable_Development_Adaptation_and_Maintenance_of_Infrastructure/links/5c7b0425299bf1268d333c81/Sustainable-Development-Adaptation-and-Maintenance-of-Infrastructure.pdf. Acesso em: 27 jan. 2023.
- SANT'ANNA, C.G. **A Infraestrutura Verde e sua Contribuição Para o Desenho da Paisagem da Cidade**. 2020. 303 f. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) – Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo, Universidade de Brasília (UNB), Brasília, 2020.
- SANTOS, C.V.B. **Modelagem Espectral para Determinação de Fluxo de CO2 em Áreas de Caatinga Preservada e em Regeneração**. 2017. Dissertação (Mestrado em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente), Feira de Santana (UEFS), Feira de Santana, 2017.
- SANTOS, M. **Metamorfoses do espaço habitado: fundamentos teóricos e metodologia da geografia**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2014.
- SCHENK, L.B.M. **Arquitetura da paisagem: entre o pinturesco, Olmsted e o Moderno**. 2008. F. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP), São Carlos, 2008.
- SCHRAMM, V.F.; VIBRANS, A.C. Uso de imagens hiperespectrais (EO-1 Hyperion) para detalhamento da detecção das formações florestais na bacia do Itajaí, **Dynamics Revista TecnoCientífica**, v. 13, n. 1, p. 59-69, 2007. Disponível em: <https://bu.furb.br/ojs/index.php/dynamis/article/view/371>. Acesso em: 2 fev. 2020.
- SCOTT, M. et al. Nature-based solutions for the contemporary city [...]. **Planning Theory & Practice**, v. 17, n. 2, p. 267-300, 2016. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/14649357.2016.1158907>. Acesso em: 5 fev. 2021.
- SCOTTI, M.R. et al. Remediation of a riparian site in the Brazilian Atlantic forest reached by contaminated tailings from the collapsed Fundão dam with native woody species. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 16, i. 5, p. 669-675, 2020. Disponível em: <https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ieam.4272>. Acesso em: 11 jan. 2021.
- SEGAWA, H. Arquitetura paisagística até 1930. In: FARAH, I.; SCHLEE, M.B.; TARDIN, R. (org.). **Arquitetura paisagística contemporânea no Brasil**. São Paulo: Editora Senac, 2010. p. 35-48.
- SERRA, G.G. **Pesquisa em arquitetura e urbanismo: guia prático para o trabalho de pesquisadores em pós-graduação**. São Paulo: Edusp; Mandarim, 2006.

SIEGAL, S.; CASTELLAN JR., N.J. **Estatística não paramétrica para ciências do comportamento**. Porto Alegre: Artmed, 2006.

SILVA, S.C.P.; BAPTISTA, G.M.M. Análises espectrais da vegetação com dados hyperion e sua relação com a concentração e o fluxo de em diferentes ambientes na Amazônia brasileira. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 21, n. 2, p. 354-370, 2015a. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/bcg/article/view/41949>. Acesso em: 10 dez. 2020.

SILVA, S.C.P.; BAPTISTA, G.M.M. Modelagens de Sequestro Florestal de Carbono e dos Conteúdos de CO₂ Atmosférico com Dados Hyperion em Diferentes Ambientes na Amazônia Brasileira. **RBC - Revista Brasileira de Cartografia**, 67, p. 1509-1521, 2015b. Disponível em: <http://200.19.146.79/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/49195>. Acesso em: 10 dez. 2020.

SITTE, C. **A construção das cidades segundo seus princípios artísticos**. São Paulo: Ática, 1992.

SPAWN, S.A.; GIBBS, H.K. Global Aboveground and Belowground Biomass Carbon Density Maps for the Year 2010. **ORNL DAAC**, Oak Ridge, 2020. Disponível em: https://daac.ornl.gov/cgi-bin/dsviewer.pl?ds_id=1763. Acesso em: 10 dez. 2022.

SPIRN, A.W. **O jardim de granito**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1995.

STARZOMSKI, B.M. Novel ecosystems and climate change. In: HOOBS, R.J.; HIGGS, E.S.; HALL, C.M. (org.). **Novel ecosystems: intervening in the new ecological world order**. New Jersey: Wiley-Blackwell, 2013. p. 16-28.

STEAD, D. Dimensions of territorial governance. **Planning Theory & Practice**, v. 14, p. 142-147, 2013. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/14649357.2012.758494>. Acesso em: 22 jan. 2022.

STEINITZ, C. **A framework for geodesign: changing geography by design**. Redlands, CA: Esri Press, 2012.

TANSLEY, A.G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology**, v. 16, i. 3, p. 284-307, 1935. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2307/1930070>. Acesso em: 3 mar. 2021.

TEEB – THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY. **Climate Issues Update**. Geneve: European Comission, 2009. Disponível em: <http://www.teebweb.org/media/2009/09/TEEB-Climate-Issues-Update.pdf>. Acesso em: 8 fev. 2021.

TEEB – THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY. **Interim Report**. Cambridge, UK: Banson Production, 2008. Disponível em: <http://www.teebweb.org/publication/teeb-manual-for-cities-ecosystem-services-in-urban-management/>. Acesso em: 8 fev. 2021.

TEEB – THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY. **TEEB manual for cities: Ecosystem services in urban management**. Geneve: The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), 2011. Disponível em: <http://www.teebweb.org/publication/teeb-manual-for-cities-ecosystem-services-in-urban-management/>. Acesso em: 8 fev. 2021.

TIMILSINA, N. et al. A framework for identifying carbon hotspots and forest management drivers. **Journal of Environmental Management**, v. 114, p. 293-302, 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479712005245>. Acesso em: 3 mar. 2021.

TREVISAN, S. et al. Humic substances biological activity at the plant-soil interface: from environmental aspects to molecular factors. **Plant Signal Behav**, v. 5, n. 6, p. 635-643, 2010. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3001551/>. Acesso em: 2 mar. 2021.

TUDELA, F. Para uma cultura de sustentabilidade urbana. In: ALVA, E N. (org.). **Metrópoles (in) sustentáveis**. Rio de Janeiro: Relume Dumará, 1997. p. 137-142.

USGS – UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Earth Explorer**. [2020]. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em 21 fev. 2020.

VEIGA, J.E. **Desenvolvimento sustentável: o desafio do século XXI**. Rio de Janeiro: Garamond, 2005.

VIEGAS, A. Complexidade: uma palavra com muitos sentidos. In: MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (org.). **Encontros e caminhos: formação de educadoras(es) ambientais e coletivos educadores**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria Executiva, Diretoria de Educação Ambiental, 2005. p. 73-91.

VIHERVAARA, P. et al. Biophysical quantification. In: BURKHARD, B.; MAES, J. (ed.). **Mapping ecosystem services**. Sofia: Pensoft Publishers, 2017. p. 93-101.

VOGT, W. **Road to survival**. New York: William Sloane Associates, 1942. Disponível em: https://openlibrary.org/books/OL10581922M/Road_To_Survival. Acesso em: 24 jan. 2023.

VOHLAND, K.; NADIM, T. Ensuring the success of IPBES: Between interface, market place and parliament. **Philosophical transactions of the Royal Society of London**, v. 370, 2015. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/270651391_Ensuring_the_success_of_IPBES_Between_interface_market_place_and_parliament. Acesso em: 2 mar. 2021.

WALDHEIM, C. **Landscape as urbanism: a general theory**. New Jersey: Princeton University Press, 2016.

WICK, A.F.; INGRAM, L.J.; STAHL, P. Agregate and organic matter dynamics in reclaimed soils as indicated by stable carbon isotopes. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 41, n. 2, p. 201-209, 2010. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0038071708003131?via%3Di> hub. Acesso em: 17 set. 2014.

WOLMAN, A. The metabolism of cities. **Scientific American**, v. 213, n. 3, p. 178-193, 1965. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/24931120>. Acesso em: 12 nov. 2020.

WUNDER, S. Payments for environmental services: some nuts and bolts. **CIFOR Occasional Paper**, n. 42, 2005. Disponível em: https://www.cifor.org/publications/pdf_files/OccPapers/OP-42.pdf. Acesso em: 23 fev. 2021.

WUNDER, S. Revisiting the concept of payments for environmental services. **Ecological economics**, v. 117, p. 234-243, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0921800914002961>. Acesso em: 23 fev. 2021.

XU, X.; YANG, G.; TAN, Y. Identifying ecological red lines in China's Yangtze River Economic Belt: A regional approach. **Ecological Indicators**, v. 96, p. 635-646, 2019. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X18307490>. Acesso em: 8 dez. 2020.

ZAID, R.Z.; PELLING, M. Institutionally configured risk: assessing urban resilience and disaster risk reduction to heat wave risk in London. **Urban Studies**, v. 52, i. 7, p. 1218-1233, 2013. Disponível em: <https://goo.gl/zwT9FI>. Acesso em: 10 jan. 2016.