



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

THOMAS LÍVIO SANTOS COELHO

**USO DE MÉTRICAS DE PAISAGEM COMO SUBSÍDIO PARA INSERÇÃO DE
INFRAESTRUTURA ECOLÓGICA OBJETIVANDO O AUMENTO DO APORTE DE
ÁGUA EM AÇUDES DO CEARÁ**

FORTALEZA

2022

THOMAS LÍVIO SANTOS COELHO

USO DE MÉTRICAS DE PAISAGEM COMO SUBSÍDIO PARA INSERÇÃO DE
INFRAESTRUTURA ECOLÓGICA OBJETIVANDO O AUMENTO DO APORTE DE
ÁGUA EM AÇUDES DO CEARÁ

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Recursos Hídricos.

Orientadora: Prof^ª Dr^ª Marisete Dantas de Aquino.

FORTALEZA

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

C621u Coelho, Thomas Lívio Santos.

Uso de métricas de paisagem como subsídio para inserção de infraestrutura ecológica objetivando o aumento do aporte de água em açudes do Ceará / Thomas Lívio Santos Coelho. – 2022.
144 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Fortaleza, 2022.

Orientação: Profa. Dra. Marisete Dantas de Aquino.

1. Infraestrutura ecológica. 2. Métricas de paisagem. 3. Açudes. 4. Semiárido. I. Título.

CDD 627

THOMAS LÍVIO SANTOS COELHO

USO DE MÉTRICAS DE PAISAGEM COMO SUBSÍDIO PARA INSERÇÃO DE
INFRAESTRUTURA ECOLÓGICA OBJETIVANDO O AUMENTO DO APORTE DE
ÁGUA EM AÇUDES DO CEARÁ

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Recursos Hídricos.

Orientadora: Prof^a Dr^a Marisete Dantas de Aquino.

Aprovada em: ____/____/____

BANCA EXAMINADORA

Prof^a Dr^a Marisete Dantas de Aquino (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFCE)

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota
Universidade Federal do Ceará (UFCE)

Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva
Universidade Federal do Ceará (UFCE)

Prof. PhD Adeildo Cabral da Silva
Instituto Federal de Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

Prof^a Dr^a Valquíria Melo Souza Correia
Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA)

AGRADECIMENTOS

À minha família.

Ao meu filho, motivo de alegria e esperança de dias benévolos.

À minha esposa, Luciana Kamila, por sempre tornar possível uma melhor versão de nós, sendo sempre prestativa, otimista, afetuosa, amorosa e com seu incansável bom humor.

À minha mãe, que tanto me apoiou e sempre me deu forças para enfrentar as dificuldades encontradas no caminho do crescimento pessoal, profissional e intelectual.

Ao meu pai, fonte de respostas para as grandes adversidades encontradas no caminho que trilhei.

À minha madrinha, ser de luz, agradeço pela ajuda, amparo, presteza e amor, em especial nessa jornada extenuante.

Ao meu cunhado, Fábio Eduardo, por sua intelectualidade e presteza.

Aos meus amigos Emanuel Duarte, José Nilton, Cicero Almeida, Mário Wiegand, Geyziane Castro, Rodrigo Mendes, Brenda Braga e Amanda Vieira, por serem sempre prestativos e renovarem minhas forças. Agradeço por todo apoio moral e intelectual.

Aos meus amigos que, embora muitas vezes distantes geograficamente, sempre foram prestativos e atenciosos.

Ao meu primeiro orientador, José Nilson Campos (*in memoriam*). Serei sempre grato pela paciência e pela confiança que depositou em mim. Sua calma e sua intelectualidade sempre serão inspiração para meu desenvolvimento.

À minha orientadora, Marisete Dantas de Aquino, que aceitou seguir nessa longa caminhada e por ser fonte de inspiração, foco e firmeza.

Ao programa de pós-graduação DEHA e a todos que o compõem.

Ao professor Iran Lima Neto, que sempre praticou o acolhimento e presteza.

Aos professores Raimundo de Oliveira (*in memoriam*) e Fernando José, por marcarem minha formação pessoal, promovendo reflexões humanísticas, sempre praticando empatia, fonte de conhecimento, juízo e conselho em momentos árdus.

Ao professor Adeildo Cabral e ao professor Suetônio Mota, por suas grandes contribuições e direcionamentos que incrementaram e beneficiaram esse trabalho.

RESUMO

O estudo de inserção de infraestrutura ecológica vegetacional (IEV) baseada em métricas de paisagem foi desenvolvido em 8 sub-bacias do Ceará, monitoradas pela COGERH, com o objetivo de melhorar o aporte de água nos reservatórios construídos. A metodologia utiliza o conceito de ecologia da paisagem, no qual as características físicas e bióticas do meio natural podem fornecer serviços ecossistêmicos, como o aumento da disponibilidade hídrica, reduzindo assim a necessidade de construção de novos reservatórios. Foram utilizadas 10 métricas de paisagem (3 *Landscap* e 7 *Class*), que traduzem numericamente a disposição espacial dos fragmentos em cada sub-bacia. Para determinação das métricas, foi utilizado o software Fragstats 4.2, que utiliza, como dado de entrada, uma imagem Geotiff contendo a classificação dos usos de solo da região em análise. Utilizaram-se, ainda, o software de sensoriamento remoto ArcGis 10.2 e imagens de satélite (LANDSAT - 08) para gerar a imagem classificada Geotiff requerida. Devido à limitação relacionada ao aparecimento de nuvens no período chuvoso, a imagem mais recente selecionada foi do ano de 2018. O processo de classificação dos usos de solo das sub-bacias resultou na determinação de 3 tipos de fragmentos: áreas vegetadas, paisagens modificadas e reservatórios. Foi realizada a correlação de Pearson entre o volume de água aportado nos reservatórios durante a quadra chuvosa do ano de 2018 e as métricas de paisagem, calculadas para esse mesmo ano. O resultado da correlação indicou que as métricas CONTAG, SHDI, SIDI e LPI têm maior influência sobre o aporte volumétrico de água nos reservatórios, e, dessa forma, foi possível indicar quais características da paisagem vegetacional favorecem o fornecimento desse serviço ecossistêmico. As métricas que obtiveram correlações mais relevantes nortearam a inserção de IEV em áreas modificadas, indicando que a vegetação deve ser disposta em pequenos blocos com baixa agregação e intercalados, convertendo a área em uma paisagem com grande diversidade de manchas de fragmentos vegetacionais, formando pequenos núcleos. A aplicação prática de IEV *in loco* pode ser apoiada por políticas públicas e incentivos ao cumprimento do código florestal que visa à preservação de áreas como a reserva legal. Pontua-se também que alocação de espaços para inserção de IEV pode utilizar o cadastro ambiental rural (CAR) como base cartográfica.

Palavras-chave: infraestrutura ecológica; métricas de paisagem; açudes; semiárido.

ABSTRACT

The study of insertion of vegetation ecological infrastructure (IEV) based on landscape metrics was developed in 8 sub-basins of Ceará, monitored by COGERH, with the objective of improving the water supply in the constructed reservoirs. The methodology uses the concept of landscape ecology, where the physical and biotic characteristics of the natural environment can provide ecosystem services such as increased water availability, thus reducing the need to build new reservoirs. Ten landscape metrics were used (3 Landscap and 7 Class), which numerically translate the spatial arrangement of the fragments in each sub-basin. To determine the metrics, the Fragstats 4.2 software was used, which uses a Geotiff image as input data containing the classification of land uses in the region under analysis. Remote sensing software, ArcGis 10.2, and satellite images (LANDSAT - 08) were used to generate the required Geotiff classified image. Due to the limitation related to the appearance of clouds in the rainy season, the most recent image selected was from the year 2018. The process of classifying the land uses of the sub-basins resulted in the determination of 3 types of fragments: vegetated areas, modified landscapes and reservoirs. Pearson's correlation was performed between the volume of water supplied to the reservoirs during the rainy season of 2018 and the landscape metrics, calculated for that same year. The correlation result indicated that the CONTAG, SHDI, SIDI and LPI metrics have a greater influence on the volumetric input of water in the reservoirs; thus, it was possible to indicate which characteristics of the vegetation landscape favor the provision of this ecosystem service. The metrics that obtained the most relevant correlations guided the insertion of IEV in modified areas, indicating that the vegetation should be arranged in small blocks with low aggregation and interspersed, converting the area into a landscape with a great diversity of patches of vegetation fragments, forming small nuclei. The practical application of IEV in loco can be supported by public policies and incentives to comply with the forest code that aims to preserve areas such as the legal reserve, as well as the allocation of spaces can use the rural environmental cadaster (CAR) as a cartographic base.

Keywords: ecological infrastructure; landscape metrics; weirs; semiarid.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 -	Representação esquemática do ciclo hidrológico terrestre como um circuito fechado	22
Figura 2 -	Modelo teórico conceitual de serviços ecossistêmicos, de acordo com Vasconcellos e Beltrão (2017)	24
Figura 3 -	Fluxograma: etapas e processo metodológico	46
Figura 4 -	Mapa de localização das sub-bacias em estudo	50
Figura 5 -	Sub-bacias selecionadas, monitoradas pela COGERH	51
Figura 6 -	Área de drenagem Sub-bacia do Banabuiú	52
Figura 7 -	Vista aérea da barragem do açude Banabuiú em abril de 2022 (A)	54
Figura 8 -	Vista aérea da barragem do açude Banabuiú em abril de 2022 (B)	54
Figura 9 -	Área de drenagem da Sub-Bacia Trussu	55
Figura 10 -	Vista aérea do açude Trussu (barragem) em abril de 2022 (A)	57
Figura 11 -	Vista aérea do açude Trussu (barragem) em abril de 2022 (B)	58
Figura 12 -	Área de drenagem da Sub-Bacia Cipoada	59
Figura 13 -	Vista aérea do açude Cipoada (barragem) em abril de 2022 (A)	60
Figura 14 -	Vista aérea do açude Cipoada (barragem) em abril de 2022 (B)	61
Figura 15 -	Área de drenagem da Sub-Bacia Patu	62
Figura 16 -	Vista aérea do açude Patu (barragem) em abril de 2022 (A)	63
Figura 17 -	Vista aérea do açude Patu (barragem) em abril de 2022 (B)	64
Figura 18 -	Área de drenagem da Sub-Bacia Lima Campos	64
Figura 19 -	Vista aérea do açude Lima Campos (barragem) em abril de 2022 (A) ..	66
Figura 20 -	Vista aérea do açude Lima Campos (barragem) em abril de 2022 (B) ..	67
Figura 21 -	Área de drenagem da Sub-Bacia Riacho do Sangue	68
Figura 22 -	Vista aérea do açude Riacho do Sangue (barragem) em abril de 2022 (A)	70
Figura 23 -	Vista aérea do açude Riacho do Sangue (barragem) em abril de 2022 (B)	70
Figura 24 -	Área de drenagem da Sub-Bacia Várzea do Boi	71
Figura 25 -	Vista aérea do açude Várzea do Boi (barragem) em julho de 2022 (A) ..	73
Figura 26 -	Vista aérea do açude Várzea do Boi (barragem) em julho de 2022 (B) ..	74
Figura 27 -	Área de drenagem da Sub-Bacia Cupim	75

Figura 28 - Vista aérea do açude Cupim (barragem) em julho de 2022 (A)	77
Figura 29 - Vista aérea do açude Cupim (barragem) em julho de 2022 (B)	77
Figura 30 - Sub-bacia do reservatório Banabuiú: classificação de uso de solo	81
Figura 31 - Diversidades de fragmentos de uso de solo (captura com drone em abril de 2022). Sub- bacia reservatório Banabuiú	83
Figura 32 - Diversidades de fragmentos de uso de solo (captura do Google Earth em setembro de 2020). Sub-bacia reservatório Banabuiú	83
Figura 33 - Extensa área vegetada da bacia de drenagem do açude Banabuiú (captura com drone em abril de 2022)	84
Figura 34 - Extensa área vegetada da bacia de drenagem do açude Banabuiú (captura do Google Earth em setembro de 2020)	85
Figura 35 - Sub-bacia do reservatório Trussu: classificação de uso de solo	87
Figura 36 - Baixa diversidade de fragmentos de uso de solo (captura com drone em abril de 2022). Sub-bacia do reservatório Trussu	88
Figura 37 - Baixa diversidade de fragmentos de uso de solo (captura do Google Earth em novembro de 2021). Sub-bacia do reservatório Trussu	89
Figura 38 - Disposição de manchas de uso de solo (captura com drone em abril de 2022). Sub-bacia do reservatório Trussu	90
Figura 39 - Disposição de manchas de uso de solo (captura do Google Earth em novembro de 2022). Sub-bacia do reservatório Trussu	90
Figura 40 - Sub-bacia do reservatório Cipoada: classificação de uso de solo	92
Figura 41 - Manchas de uso de solo do tipo área modificada (captura com drone em abril de 2022). Sub-bacia do reservatório Cipoada	94
Figura 42 - Manchas de uso de solo do tipo área modificada (captura do Google Earth em junho de 2021). Sub-bacia do reservatório Cipoada	94
Figura 43 - Expressivo fragmento de área modificada (captura com drone em abril de 2022). Sub- bacia do reservatório Cipoada	95
Figura 44 - Expressivo fragmento de área modificada (captura do Google Earth em junho de 2021). Sub-bacia do reservatório Cipoada	96
Figura 45 - Sub-bacia do reservatório Patu: classificação de uso de solo	97
Figura 46 - Disposição de fragmentos da classe vegetação (captura com drone em abril de 2022. Sub-bacia do reservatório Patu	99

Figura 47 - Disposição de fragmentos da classe vegetação (captura do Google Earth em dezembro de 2021. Sub-bacia do reservatório Patu	99
Figura 48 - Expressivas manchas de vegetação e pequenos fragmentos de áreas modificadas próximos (captura com drone em abril de 2022). Sub-bacia do reservatório Patu	100
Figura 49 - Expressivas manchas de vegetação e pequenos fragmentos de áreas modificadas próximos (captura do Google Earth em abril de 2018). Sub-bacia do reservatório Patu	101
Figura 50 - Sub-bacia do reservatório Lima Campos: classificação de uso de solo	102
Figura 51 - Disposição de mancha de vegetação à esquerda e área modificada à direita (captura com drone em abril de 2022). Sub-bacia do reservatório Lima Campos	104
Figura 52 - Disposição de mancha de vegetação à esquerda e área modificada à direita (captura com drone em abril de 2022) (captura do Google Earth em junho de 2019). Sub-bacia do reservatório Lima Campos	104
Figura 53 - Fragmento com baixa complexidade de forma (captura com drone em abril de 2022). Sub-bacia do reservatório Lima Campos	105
Figura 54 - Fragmento com baixa complexidade de forma (captura do Google Earth em outubro de 2019). Sub-bacia do reservatório Lima Campos ..	106
Figura 55 - Sub-bacia do reservatório Riacho do Sangue: classificação de uso de solo	107
Figura 56 - Extensa área vegetada (captura com drone em abril de 2022). Sub-bacia do reservatório Riacho do Sangue	108
Figura 57 - Extensa área vegetada (captura do Google Earth em abril de 2016). Sub-bacia do reservatório Riacho do Sangue	109
Figura 58 - Ações antrópicas na bacia de drenagem do açude Riacho do Sangue (captura com drone em abril de 2022). Sub-bacia do reservatório Riacho do Sangue	110
Figura 59 - Ações antrópicas na bacia de drenagem do açude Riacho do Sangue (captura do Google Earth em outubro de 2019). Sub-bacia do reservatório Riacho do Sangue	111
Figura 60 - Sub-bacia do reservatório Várzea do Boi: classificação de uso de solo	

Figura 61 - Área com diversidade de fragmentos intercalados (captura com drone em julho de 2022). Sub-bacia do reservatório Várzea do Boi	113
Figura 62 - Área com diversidade de fragmentos intercalados (captura do Google Earth em julho de 2022). Sub-bacia do reservatório Várzea do Boi	113
Figura 63 - Ações antrópicas na Bacia de drenagem do açude Várzea do Boi (captura com drone em julho de 2022). Sub-bacia do reservatório Várzea do Boi	114
Figura 64 - Ações antrópicas na Bacia de drenagem do açude Várzea do Boi (captura do Google Earth em junho de 2021). Sub-bacia do reservatório Várzea do Boi	115
Figura 65 - Sub-bacia reservatório Cupim: classificação de uso de solo	116
Figura 66 - Baixa diversidade de fragmentos (captura com drone em julho de 2022). Sub-bacia do reservatório Cupim	117
Figura 67 - Baixa diversidade de fragmentos (captura do Google Earth em agosto de 2021). Sub-bacia do reservatório Cupim	118
Figura 68 - Ações antrópicas na bacia de drenagem do açude Cupim (captura com drone em julho de 2022). Sub-bacia do reservatório Cupim	119
Figura 69 - Ações antrópicas na bacia de drenagem do açude Cupim (captura do Google Earth em agosto de 2021). Sub-bacia do reservatório Cupim	119
Gráfico 1 - Evolução do volume de armazenamento do açude Banabuiú	53
Gráfico 2 - Evolução do volume de armazenamento do açude Trussu	56
Gráfico 3 - Evolução do volume de armazenamento do açude Cipoada	60
Gráfico 4 - Evolução do volume de armazenamento do açude Patu	63
Gráfico 5 - Evolução do volume de armazenamento do açude Lima Campos	65
Gráfico 6 - Evolução do volume de armazenamento do açude Lima Campos	69
Gráfico 7 - Evolução do volume de armazenamento do açude Várzea do Boi	72
Gráfico 8 - Evolução do volume de armazenamento do açude Cupim	76
Quadro 1 - Agrupamento das métricas selecionadas em categorias	34
Quadro 2 - Definição das variáveis utilizadas nas equações das métricas de paisagem	35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Características hidrológicas do açude Banabuiú	52
Tabela 2 -	Características hidrológicas do açude Trussu	56
Tabela 3 -	Características hidrológicas do açude Cipoada	59
Tabela 4 -	Características hidrológicas do açude Patu	62
Tabela 5 -	Características hidrológicas do açude Lima Campos	65
Tabela 6 -	Características hidrológicas do açude Riacho do Sangue	68
Tabela 7 -	Características hidrológicas do açude Várzea do Boi	72
Tabela 8 -	Características hidrológicas do açude Cupim	75
Tabela 9 -	Código da imagem INPE	78
Tabela 10 -	Resumo dos volumes e aportes de água nos reservatórios em 2018	79
Tabela 11 -	Sub-bacia do reservatório Banabuiú: áreas da classificação de uso de solo	81
Tabela 12 -	Valores obtidos das métricas de paisagem-Banabuiú	82
Tabela 13 -	Sub-bacia do reservatório Trussu: áreas da classificação de uso de solo	87
Tabela 14 -	Valores obtidos das métricas de paisagem - Trussu	88
Tabela 15 -	Sub-bacia do reservatório Cipoada: áreas da classificação de uso de solo	92
Tabela 16 -	Valores obtidos das métricas de paisagem - Cipoada	93
Tabela 17 -	Sub-bacia do reservatório Patu: áreas da classificação de uso de solo ...	97
Tabela 18 -	Valores obtidos das métricas de paisagem - Patu	98
Tabela 19 -	Sub-bacia do reservatório Lima Campos, áreas da classificação de uso de solo	103
Tabela 20 -	1Valores obtidos das métricas de paisagem - Lima Campos	103
Tabela 21 -	Sub-bacia do reservatório Riacho do Sangue: áreas da classificação de uso de solo	107
Tabela 22 -	Valores obtidos das métricas de paisagem - Riacho do Sangue	108
Tabela 23 -	Sub-bacia do reservatório Várzea do Boi, áreas da classificação de uso de solo	112
Tabela 24 -	Valores obtidos das métricas de paisagem - Várzea do Boi	112
Tabela 25 -	Sub-bacia do reservatório Cupim: áreas da classificação de uso de solo	116

Tabela 26 -	Valores obtidos das métricas de paisagem - Cupim	117
Tabela 27 -	Resumo de informações de áreas dos fragmentos de uso de solo	121
Tabela 28 -	Resultado geral das métricas de paisagem	122
Tabela 29 -	Correlação de Pearson entre métricas de paisagem e volume de água aportado nos reservatórios	124

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA - Agência Nacional de Águas

APP - Áreas de Preservação Permanente

CAR - Cadastro Ambiental Rural

COGERH - Companhia da Gestão de Recursos Hídricos do Estado do Ceará

DNOCS - Departamento Nacional de Obras Contra as Secas

FLAASH - *Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes*

FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos

IALE - *International Association of Landscape Ecology*

IE - Infraestrutura Ecológica

IEV - Infraestrutura Ecológica Vegetacional

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

ISEAV - Índice de Serviços Ecosistêmicos para Áreas Verdes

MODIS - *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*

NDWI - *Normalized Difference Water Index*

OBIA - Classificação Orientada por Objetos

QUAC - *Quick Atmosphere Correction*

SAR - Sistema de Acompanhamento de Reservatórios

SEs - Serviços Ecosistêmicos

SEBAL - *Surface Energy Balance Algorithms for Land*

SIG - Sistema de Informações Geográficas

SR - Sensoriamento Remoto

SRH - Secretaria de Recursos Hídricos

SVM - *Support Vector Machine*

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	Escopo	19
1.2	Objetivo geral	20
1.3	Objetivos específicos	20
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
2.1	Etapa de revisão	21
2.2	Caatinga	21
2.3	Bacia hidrográfica e ciclo hidrológico	22
2.4	Infraestrutura ecológica - Serviços ecossistêmicos - Disponibilidade hídrica	23
2.5	Ecologia de paisagem	26
2.6	Sensoriamento remoto	27
2.7	Classificação de imagens	29
2.8	Métricas de Ecologia de Paisagem e Fragstats	33
2.9	Correlação de Pearson	41
3	METODOLOGIA	45
3.1	Elaboração teórica: proposta metodológica	47
3.2	Caracterização da região	50
3.2.1	<i>Sub-bacia do reservatório Banabuiú</i>	51
3.2.2	<i>Sub-bacia do reservatório Trussu</i>	55
3.2.3	<i>Sub-bacia do reservatório Cipoada</i>	58
3.2.4	<i>Sub-bacia do reservatório Patu</i>	61
3.2.5	<i>Sub-bacia do reservatório Lima Campos</i>	64
3.2.6	<i>Sub-bacia do reservatório Riacho do Sangue</i>	67
3.2.7	<i>Sub-bacia do reservatório Várzea do Boi</i>	70
3.2.8	<i>Sub-bacia do reservatório Cupim</i>	74
3.3	Coleta de dados	77
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	80
4.1	Sub-bacia do reservatório Banabuiú	80
4.1.1	<i>Classificação da área - Banabuiú</i>	80
4.1.2	<i>Métricas de paisagem - Banabuiú</i>	81

4.2	Sub-bacia do reservatório Trussu	86
4.2.1	<i>Classificação da área - Trussu</i>	86
4.2.2	<i>Métricas de paisagem - Trussu</i>	87
4.3	Sub-bacia do reservatório Cipoada	91
4.3.1	<i>Classificação da área - Cipoada</i>	91
4.3.2	<i>Métricas de paisagem - Cipoada</i>	93
4.4	Sub-bacia do reservatório Patu	97
4.4.1	<i>Classificação da área - Patu</i>	97
4.4.2	<i>Métricas de paisagem - Patu</i>	98
4.5	Sub-bacia do reservatório Lima Campos	102
4.5.1	<i>Classificação da área - Lima Campos</i>	102
4.5.2	<i>Métricas de paisagem - Lima Campos</i>	103
4.6	Sub-bacia do reservatório Riacho do Sangue	106
4.6.1	<i>Classificação da área - Riacho do Sangue</i>	106
4.6.2	<i>Métricas de paisagem - Riacho do Sangue</i>	107
4.7	Sub-bacia do reservatório Várzea do Boi	111
4.7.1	<i>Classificação da área - Várzea do Boi</i>	111
4.7.2	<i>Métricas de paisagem - Várzea do Boi</i>	112
4.8	Sub-bacia do reservatório Cupim	115
4.8.1	<i>Classificação da área - Cupim</i>	115
4.8.2	<i>Métricas de paisagem - Cupim</i>	116
4.9	Compilado das áreas e tabela-resumo dos valores de métricas	120
4.10	Correlação de Pearson entre as métricas de paisagem e o volume aportado nos reservatórios	123
5	CONCLUSÃO	128
	REFERÊNCIAS	130
	ANEXO A	146

1 INTRODUÇÃO

O homem é dependente dos recursos hídricos, em quantidade e qualidade, para suprir suas necessidades biológicas e desenvolver suas atividades em sociedade, independentemente do espaço que habita, sejam os grandes aglomerados urbanos ou as zonas rurais. Apesar de ser um elemento fundamental, a importância desses recursos, na maioria das vezes, só é lembrada em situações extremas e opostas, como em períodos de escassez, quando as necessidades básicas ficam comprometidas, ou na ocorrência de eventos extremos nos quais a abundância provoca danos.

No Brasil, a partir da Lei nº 9.433/97, instituiu-se a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou-se o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. A referida Lei, conforme seu Artigo 1º (V; VI), baseia-se nos seguintes fundamentos: a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos; a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades (BRASIL, 1997).

Bacias hidrográficas são áreas onde, devido ao relevo e à geografia, a água é drenada para um único ponto de saída ou exutório (VILLELA; MATTOS, 1975; CHRISTOFOLETTI, 1980). Também conhecidas como áreas de drenagem, as bacias hidrográficas podem ser grandes (com centenas de quilômetros quadrados) ou pequenas (com poucos hectares) e, em função do seu clima, podem se apresentar ricas em flora e fauna ou desérticas, com exceção para as estações chuvosas (FAO, 2007).

A bacia hidrográfica acomoda a interação entre as águas provindas da chuva e a vegetação, as rochas e o solo, que são responsáveis pela energia e fluxos de matéria para a formação da paisagem (HUTTON, 2012). Além disso, as bacias hidrográficas são complexos ecossistemas que integram uma variedade de ecótipos e nichos ecológicos, e oferecem, também, múltiplos serviços para a sociedade humana, como o suprimento de água para consumo doméstico, industrial e agrícola; valor recreativo e cultural em função de sua paisagem natural; e, no meio rural, muitas pessoas dependem diretamente dos seus recursos naturais para sobreviver (FAO, 2007).

No Nordeste brasileiro, a gestão de recursos hídricos é comumente associada à gestão de reservatórios superficiais (os açudes), construídos para o armazenamento de água e responsáveis pela maior parcela da oferta hídrica nessa região. No entanto, as altas taxas de

evaporação e as irregularidades das vazões naturais dos rios interferem significativamente nas eficiências desses corpos hídricos (MEDEIROS; VIEIRA, 2006). Ademais, segundo Campos, Vieira Neto e Queiroz (2000), em virtude das recorrentes secas, gerou-se, na região, uma prática de construção de um grande número de pequenos reservatórios sem, contudo, estes se enquadrarem em uma política hídrica para as bacias hidrográficas.

No entanto, Wiegand (2009) e Lima Neto, Wiegand e De Araújo (2011) sublinharam que a pequena açudagem desempenha um papel de elevada proeminência na região semiárida, haja vista que, além de acumular água para consumo humano, dessedentação animal e irrigação, também retém o sedimento erodido na bacia. Dessa forma, segundo os autores referidos, tal retenção evita que o sedimento adentre nos açudes estratégicos (no caso estudado, Orós), atenuando sua taxa de assoreamento e, portanto, minimizando a diminuição da disponibilidade hídrica na bacia.

No Ceará, as bacias hidrográficas dos açudes são acompanhadas por fatores inerentes às características do semiárido, tais como: escassez de água, processo de erosão, assoreamento, alta carga de sólidos e baixa qualidade d'água (CORTEZ; LIMA; SAKAMOTO, 2017). Consoante à qualidade d'água, essa se apresenta intensamente atrelada às atividades antrópicas e aos usos múltiplos em sua bacia hidrográfica, a exemplo da destruição de vegetação nativa e do uso de técnicas agrícolas inadequadas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; LOPES *et al.*, 2014). A água armazenada nos açudes também pode sofrer alteração na sua qualidade devido à distribuição irregular da precipitação no espaço e no tempo e à aridez (PALÁCIO *et al.*, 2011).

Todavia, para Almeida, Oliveira e Araújo (2012), os fatores mais relevantes quanto à degradação da disponibilidade hídrica na região semiárida brasileira são o assoreamento¹ e a eutrofização². O assoreamento e a deposição de sedimentos são responsáveis pela diminuição do volume útil do reservatório, atrapalhando o uso para o qual foi construído, como: irrigação, contenção de enchentes e geração de energia (MAIA; VILLELA, 2006). Em concordância, estudos relataram uma perda média de volume de 1,85%, com a capacidade de armazenamento

¹ A sedimentação é um processo derivado do sedimento, abrangendo a erosão, transporte nos cursos d'água e a deposição, sendo comum referir-se à sedimentação somente no que concerne aos aspectos de assoreamento de reservatórios, pois, no estudo desse processo, busca-se compreender os procedimentos existentes para a previsão da evolução do fenômeno ao longo dos anos, visando determinar a redução na capacidade acumulativa dos reservatórios (CARVALHO *et al.*, 2000).

² Processo em que o ecossistema aquático torna-se mais produtivo por meio do enriquecimento por nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio (SCHINDLER *et al.*, 2008), acarretando aumento da produtividade primária e florações de cianofíceas que ocasionam a deterioração da qualidade da água (SMITH; SCHINDLER, 2009). O processo é fortemente acelerado pela rápida urbanização, industrialização e/ou intensificação da produção agrícola (DODDS; COLE, 2007; YANG *et al.*, 2008).

hídrico sendo reduzida a uma taxa de 2%, ambos por década. Esses resultados correspondem a uma diminuição de 30 m³ a cada ano no Estado do Ceará (DE ARAÚJO, 2003; DE ARAÚJO *et al.*, 2003; DE ARAÚJO; KNIGHT, 2004).

No que tange ao processo de eutrofização em reservatórios semiáridos, a qualidade da água também está sujeita à sazonalidade climática e hidrológica (MOLISANI *et al.*, 2013; SANTOS *et al.*, 2017; WIEGAND *et al.*, 2021), que proporciona alterações em suas condições limnológicas, reduzindo a sua qualidade. Sublinha-se, ainda, que os açudes semiáridos são mais vulneráveis ao referido processo que os reservatórios de regiões úmidas (WIEGAND; PIEDRA; DE ARAÚJO, 2016). No Ceará, Wiegand *et al.* (2021), estudando 65 açudes monitorados pela Companhia da Gestão de Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH), verificaram que 60% estavam eutróficos e 38,5% estavam hipereutróficos, para o período avaliado (2008 a 2017).

Por sua vez, as áreas florestais tiveram sua importância evidenciada nas bacias hidrográficas, pois são responsáveis pela conservação do ecossistema (FERRAZ *et al.*, 2014). Dessa forma, segundo Aronson e Alexandre (2013), a recuperação florestal, a partir do panorama da paisagem, tem se mostrado uma solução interessante para a conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos. Esse tipo de conduta exige conhecimentos diversos voltados para a estrutura da paisagem, objetivando o seu reestabelecimento a partir da diminuição da fragmentação dos sistemas hidrológicos e melhoramento de áreas florestais.

Estudos estão sendo desenvolvidos com o propósito de avaliar a suscetibilidade de ecossistemas e paisagens naturais, em particular de fragmentos florestais, através de métricas da paisagem, devido à necessidade de subsidiar a avaliação de serviços ecossistêmicos em remanescentes florestais (ETTO *et al.*, 2013; LONGO *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2019). Uma forma de analisar os serviços ecossistêmicos é por meio de variáveis substitutas, em especial da cobertura da terra, com intuito de caracterizar os processos do ecossistema e fazer o mapeamento dos serviços utilizando Sistema de Informações Geográficas - SIG (EGOH *et al.*, 2008; SEPPELT *et al.*, 2011; BURKHARD *et al.*, 2012; HUGHES *et al.*, 2018).

Portanto, os investimentos em Infraestrutura Ecológica (IE) podem influenciar de forma positiva no fornecimento de água, assim como as infraestruturas civis, a exemplo das barragens e dutos (HUGHES *et al.*, 2018). A infraestrutura ecológica pode ser definida como o conjunto de espaços naturais e abertos, idealizada com o intuito de preservar os ecossistemas e tornar os ambientes propícios para a promoção de serviços ambientais (MARQUES, 2017). Infraestruturas ecológicas podem também ser definidas como ecossistemas naturais capazes de

produzir e fornecer serviços ecossistêmicos de grande valor às pessoas, semelhante ao “capital natural” que representa a reserva de recursos naturais, como bens econômicos ou de bem-estar (conforto térmico, água para abastecimento, solo e oxigênio etc) (JEWITT *et al.*, 2015).

Assim sendo, a IE apresenta um papel significativamente reconhecido no que se refere à entrega de serviços ecossistêmicos vinculados à disponibilidade hídrica (BRAUMAN *et al.*, 2007; GUSWA *et al.*, 2014; ELMQVIST *et al.*, 2015). Salienta-se que os serviços ecossistêmicos podem ser diversos, tais como: diminuição da vazão de pico, diminuição no fluxo de sedimentos e de nutrientes, manutenção do fluxo de base durante períodos de estiagem prolongados, manutenção da qualidade da água, entre outros serviços (ELMQVIST *et al.*, 2007; GUSWA *et al.*, 2014; HUGHES *et al.*, 2018). Dessa forma, uma IE saudável pode fornecer serviços ecossistêmicos essenciais para o desenvolvimento de atividades relacionadas à disponibilidade hídrica.

A IE é também responsável por determinar a habilidade da bacia em receber precipitação e, conseqüentemente, dispor dessa água através de respostas do solo/água variáveis (BRAUMAN *et al.*, 2007). A situação em que a bacia hidrográfica se encontra (primitiva ou sobrepastoreira) determina a distribuição da chuva e da água no seu interior. O tipo de vegetação vigente oferece proteção e suas raízes unem a camada superficial do solo, diminuindo sua mobilização e exposição pela chuva, escoamento superficial e vento. A IE do tipo vegetacional pode sofrer deterioração devido a processos realizados, como queima inadequada, práticas inadequadas de produção agrícola e sobrepastoreio, diminuindo a sua aptidão de realizar serviços ecossistêmicos referentes à água de qualidade alta (HUGHES *et al.*, 2018).

Ante o exposto, diante da necessidade de melhorar a eficiência de reservatórios já construídos nas bacias hidrográficas, através dos serviços ecossistêmicos fornecidos pela infraestrutura ecológica, em especial do tipo vegetacional, este estudo propõe uma metodologia sistematizada para se obter uma melhor recuperação de paisagens modificadas ou degradadas, a partir da inserção e preservação de Infraestrutura Ecológica Vegetacional (IEV).

O trabalho usa como fundamento metodológico o mapeamento de fragmentos de uso e cobertura de solo; determinação de métricas de paisagem como ferramenta de análise de distribuição espacial; e correlação estatística de Pearson entre as métricas e o aporte de água nos reservatórios definidos, para assim nortear a inserção de infraestrutura ecológica do tipo vegetacional de forma mais assertiva e ponderada.

1.1 Escopo

Esta pesquisa visa analisar os efeitos hidrológicos, em termos de aporte de volume de água, em reservatórios artificiais do Ceará, causados pelos diversos usos de solo da área da bacia hidrográfica e, assim, propor a inserção de infraestrutura ecológica vegetal. Para traduzir numericamente a ocupação da bacia e disposição da vegetação, serão utilizadas as métricas de paisagem, as quais serão correlacionadas com o volume de água aportado nos reservatórios durante uma quadra chuvosa. Dessa forma, as métricas que obtiverem valores com boa significância estatística nortearão a inserção da IEV na bacia hidrográfica, objetivando um melhoramento no aporte de água no reservatório.

A aplicação de métricas de paisagem no campo dos recursos hídricos tem sido vastamente utilizada, com mais ênfase na temática da análise de associação entre os usos de solo e os parâmetros de qualidade da água, como nos trabalhos de Lee *et al.* (2009), Shi *et al.* (2017) e Nafi'Shehab *et al.* (2020), nos quais foi possível encontrar correlações relevantes entre as métricas de paisagem e as substâncias que alteram qualitativamente a água.

Porém, não foram identificados, na literatura internacional, trabalhos no âmbito dos recursos hídricos, os quais explorassem a inserção ou preservação de infraestrutura ecológica em bacia hidrográfica de açudes, ponderada numericamente por métricas de paisagem, e que tivessem associações com o melhoramento no aporte de água em reservatórios de regiões semiáridas.

Dessa forma, o trabalho traz o ineditismo de propor um aumento na eficiência de infraestruturas civis já construídas, reservatórios artificiais de acumulação de água, a partir dos benefícios dos serviços ecossistêmicos (como o melhoramento de aporte de água) fomentados pela inserção de infraestrutura ecológica vegetal disposta espacialmente através da ponderação das métricas de paisagem.

Destarte, além de o presente estudo propor inovação nesse contexto, utiliza técnicas de sensoriamento remoto, as quais reduzem ao máximo a coleta de dados em campo, minimizando os custos, garantindo a precisão requerida pelas ferramentas de cálculo das métricas de paisagem e implementando uma visão integrada de toda a área da bacia hidrográfica. Permitirá, assim, uma correlação estatística com os parâmetros hidrológicos de forma espacializada.

Salienta-se que o interesse em avançar nesta pesquisa tem também como objetivo gerar subsídios para reduzir o grau de dificuldade em realizar o planejamento e melhorar a

gestão dos recursos hídricos no Estado do Ceará, haja vista uma potencialização das tribulações em executar essas atividades em cenários de escassez hídrica e baixos volumes de água acumulados nos reservatórios.

1.2 Objetivo geral

Propor a inserção de infraestrutura ecológica do tipo vegetacional (IEV) em bacias hidrográficas de açudes existentes no Ceará, para fins de melhoramento e ampliação da taxa de recarga de água, ponderada estatisticamente a partir da análise de uso e ocupação do solo e métricas de paisagem.

1.3 Objetivos específicos

- a. Selecionar métricas de paisagem consolidadas que reproduzam numericamente a conformação espacial das paisagens modificadas e da infraestrutura vegetacional de bacias hidrográficas;
- b. Definir métricas de paisagem que geram as correlações com significância estatística mais favoráveis ao aporte de água nos reservatórios, norteando assim a conformação espacial da inserção de infraestrutura ecológica vegetacional na bacia hidrográfica;
- c. Indicar os potenciais benefícios da inserção e reabilitação da infraestrutura ecológica vegetacional da bacia hidrográfica, com ênfase na produção hídrica.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Etapa de revisão

Esta revisão possui três pontos focais de identificação:

- 1) Revisão bibliográfica para identificação de serviços ecossistêmicos de infraestruturas ecológicas com ênfase no melhoramento da disponibilidade hídrica em bacias hidrográficas;
- 2) Revisão bibliográfica para identificação de metodologias de classificação de uso de solo em softwares de sistemas de informações geográficas utilizando imagens de satélite;
- 3) Revisão bibliográfica para identificação de métricas de paisagem aplicadas na área de recursos hídricos que servirão como parâmetro de análise de distribuição de fragmentos de uso de solo na bacia hidrográfica.

2.2 Caatinga

O semiárido brasileiro ocupa uma área de aproximadamente 1,02 milhão de km², cerca de 12% do território nacional, abrangendo 1.262 municípios distribuídos entre os estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Minas Gerais, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe (BRASIL, 2017).

Entre as regiões semiáridas do mundo, o semiárido brasileiro é o que apresenta maior precipitação, tendo como média anual, aproximadamente, 750 mm. Contudo, possui uma evapotranspiração potencial média de aproximadamente 2500 mm (GHEYI *et al.*, 2012), cerca de três vezes maior que sua precipitação, favorecendo, assim, um balanço hídrico negativo e menor disponibilidade hídrica na região.

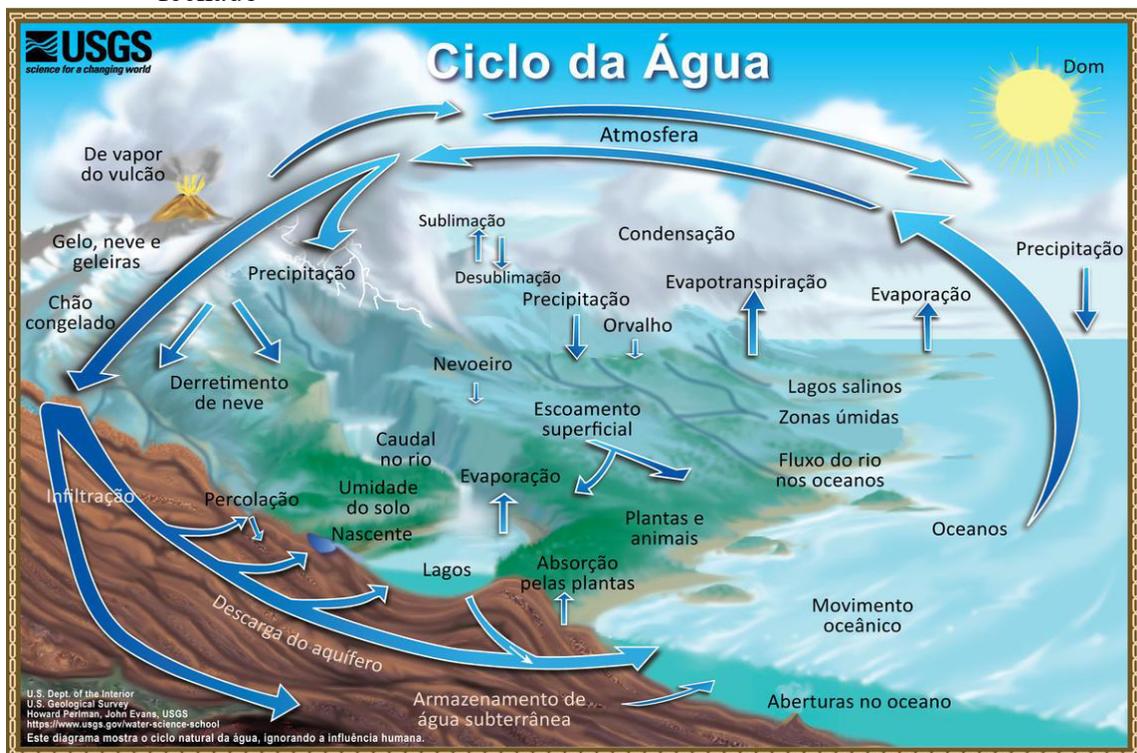
A maior parte do semiárido brasileiro é ocupada pelo bioma caatinga, considerado exclusivamente brasileiro (GANEM *et al.*, 2020). O nome Caatinga é de origem Tupi-Guarani e significa “floresta branca”, “mata branca”, característica adquirida devido à exposição de seus ramos e ao caule de coloração esbranquiçada no período seco, quando a maioria das plantas perde suas folhas. A caducifolia é o principal mecanismo de defesa contra as adversidades climáticas da região, além de adaptações como folhas transformadas em espinhos, cutículas altamente impermeáveis e caules suculentos (OLIVEIRA *et al.*, 2006). Sua vegetação é do tipo

floresta arbórea-arbustiva de baixo porte, adaptada às condições de semiaridez e exercendo uma função imprescindível para a manutenção do balanço hidrológico e para a preservação dos recursos hídricos existentes (PRADO, 2003; GANEM *et al.*, 2020).

2.3 Bacia hidrográfica e ciclo hidrológico

O ciclo hidrológico é usado para tratar do comportamento natural da água quanto às suas ocorrências, transformações e relações com o ambiente e o homem (Figura 1).

Figura 1 - Representação esquemática do ciclo hidrológico terrestre como um circuito fechado



Fonte: <https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/o-ciclo-dagua-water-cycle-portuguese>. Acesso em: 5 fev. 2022.

Considerando um determinado período longo e para um volume pré-fixado, Villela e Mattos (1975) resumem o ciclo hidrológico na equação 1, para aplicação na hidrologia.

$$I - O = \Delta S \quad (1)$$

Em que: $I = inflow$ – inclui todo o escoamento superficial, o escoamento subterrâneo e a precipitação direta sobre a superfície; $O = outflow$ – saída de água do volume

de controle, que pode ser devido ao escoamento superficial, ao escoamento subterrâneo, à evaporação e à transpiração das plantas; ΔS – é a variação no armazenamento nas várias formas de retenção, no volume de controle.

O elemento fundamental na análise do ciclo hidrológico, na sua fase terrestre, é a bacia hidrográfica. Essa pode ser definida como uma área de captação natural da água da precipitação, que converte todos os escoamentos para um único ponto de saída, seu exutório (SILVEIRA, 1993).

A bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento, onde devem ser implementados os instrumentos de gestão, foi instituída no Brasil pela política nacional de recursos hídricos a partir da promulgação da Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 (CARVALHO, 2020).

As principais características físicas da bacia, que têm influência direta sobre o comportamento hidrológico nela, podem ser classificadas quanto à área de drenagem, forma da bacia, sistema de drenagem e relevo (VILLELA; MATTOS, 1975).

Além dos fatores físicos, o uso e a cobertura do solo têm grande impacto sobre os processos hidrológicos e sedimentológicos. Almeida *et al.* (2017) observaram o efeito da vegetação sobre a redução do escoamento superficial, da perda de solo e de nutrientes, além de aumentar o estoque de carbono ao avaliar comparativamente duas microbacias semelhantes, uma submetida ao sobrepastejo e outra em pousio há dez anos.

2.4 Infraestrutura ecológica - Serviços ecossistêmicos - Disponibilidade hídrica

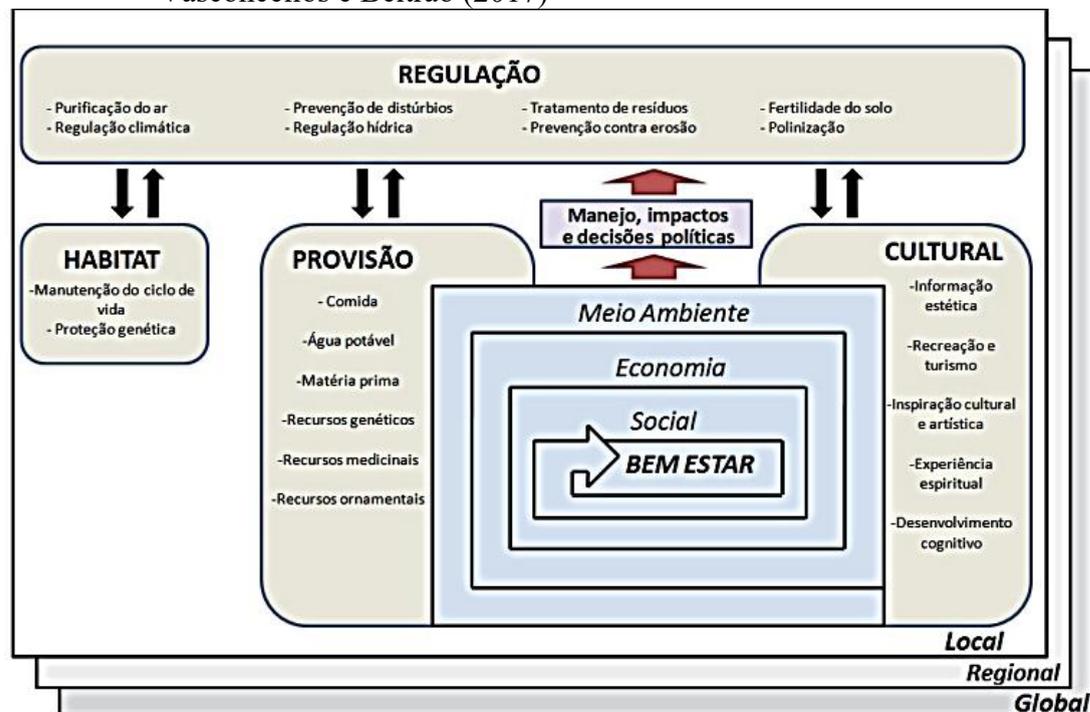
Franco (2010) e Bezerra *et al.* (2020) qualificam as infraestruturas ecológicas/verdes como capazes de prestar diversos serviços às cidades, trazendo benefícios diretos e indiretos para as pessoas. Alguns exemplos são a manutenção da biodiversidade, regulação de temperatura durante o dia e a noite e, inclusive, durante as diferentes estações do ano, melhoria na qualidade do ar. Outros exemplos são o controle da erosão, economia dos dispositivos de drenagem com a melhoria da infiltração da água nas áreas verdes, diminuição da vazão de pico e, conseqüentemente, contenção de cheias, viabilização de prática de esportes ao ar livre, melhoria na condição paisagística, entre outros.

O conceito de infraestrutura ecológica é abrangente e atual, conhecido internacionalmente por autores como Benedict e McMahon (2016). Segundo Cormier e Pellegrino (2008) apud Santos, Enokibara e Castro (2020), a infraestrutura verde ou ecológica

abrange tanto escalas de planejamento urbano e regional, áreas naturais e espaços abertos, até projetos maiores envolvendo grandes áreas. De acordo com Franco (2010), o significado de Infraestrutura Ecológica pode variar muito dependendo do contexto, abrangendo desde plantios de árvores objetivando ganhos ecológicos em áreas urbanas, até estruturas de engenharias voltadas para a contenção de enchentes, tratamento de água, entre outros. A infraestrutura ecológica, assim, é capaz de fornecer serviços ecossistêmicos.

Os Serviços Ecossistêmicos (SEs) são elementos utilizados dos ecossistemas, de forma ativa ou passiva, obtidos pelo homem por meio de interações entre os inúmeros componentes do capital natural, para gerar o bem-estar humano. Duas características principais dos SEs é que não precisam ser propriamente utilizados e devem ser fenômenos ecológicos. Portanto, os SEs são de difícil mensuração, pois não podem ser permutáveis na economia e, em sua maioria, não podem ser desligados da natureza. Um exemplo é a regulação climática, pois somente a natureza desenvolve essa atividade, tendo em vista que a sociedade não possui ferramentas para gerenciar o clima, bem como não possui recursos econômicos para trocar pela prestação desse serviço (FISHER; TURNER; MORLING, 2009; ANDRADE; ROMEIRO, 2009). A Figura 2 exemplifica o modelo teórico dos serviços ecossistêmicos.

Figura 2 - Modelo teórico conceitual de serviços ecossistêmicos, de acordo com Vasconcellos e Beltrão (2017)



Fonte: Vasconcellos e Beltrão (2017).

Atualmente, existem estudos interessados em quantificar os serviços ecossistêmicos oferecidos por áreas verdes, como o de Gaudereto *et al.* (2018), que buscaram determinar e testar um índice de avaliação de serviços ecossistêmicos em parques urbanos, como uma forma de contribuir com embasamento técnico para a gestão de áreas verdes urbanas. A metodologia proposta pelos autores visa facilitar a identificação de serviços ecossistêmicos em áreas verdes urbanas, fornecendo embasamento para a gestão pública dessas áreas significativas para a cidade. A pesquisa desenvolvida propôs um índice denominado Índice de Serviços Ecossistêmicos para Áreas Verdes (ISEAV), capaz de avaliar os serviços ecossistêmicos realizados pelas áreas arborizadas dentro da área urbana. Para a validação do índice, utilizaram-se dados primários e a análise de dados secundários oriundos de imagens de satélite. O índice obteve bons resultados nos testes realizados, utilizando dois parques localizados na zona urbana da cidade de São Paulo.

Machado e Pacheco (2010) realizaram um estudo voltado para o ciclo hidrológico da Amazônia e a sua relação com a floresta amazônica, no que tange ao fornecimento de serviços ecossistêmicos como fator essencial para a sustentabilidade geoambiental, levando em consideração que a Amazônia é a maior bacia hidrográfica do mundo. A metodologia aplicada foi baseada em pesquisas em documentos científicos relacionados aos temas, serviços ecossistêmicos, ciclo hidrológico, entre outros, e foi possível identificar que o ciclo hidrológico amazônico é, em parte, influenciado pelas mudanças na paisagem da bacia, ainda que essas mudanças aconteçam gradualmente. O estudo sugere que sejam feitos estudos aprofundados visando identificar a intensidade dessas alterações.

Estudo realizado por Bueno *et al.* (2020) em um pequeno grupo de bacias hidrográficas localizadas na porção centro-leste do Sistema Guandu (BHSG), em Queimados/RJ, mostrou que, na zona de transmissão, área representativa dentro das bacias, a água converge, preferencialmente, na horizontal. A condutividade hidráulica diminuiu de acordo com a profundidade do solo, fato esse compatível com os valores encontrados de densidade aparente. O estudo identificou que modelos baseados na produção de água e retenção de sedimentos, a partir de ecossistemas consolidados e da implementação de um sistema capaz de captar, direcionar e armazenar subsuperficialmente águas pluviais, permitem que o excedente dessa água possa ser recirculado, obtendo bons resultados e possibilitando o uso do sistema como instrumento de gestão dos serviços ambientais.

2.5 Ecologia de paisagem

Os primeiros estudos utilizando o termo “ecologia de paisagem”, com registros no *Web of Science*, datam de 1970, ao passo que a *International Association of Landscape Ecology* (IALE) foi criada em 1982. As origens dos estudos da ecologia de paisagem estão localizadas na Europa, sendo que, na América do Norte, essa área se desenvolveu entre 1972 e 1987. O livro específico sobre o assunto, de Forman e Godron (1986), e a conferência internacional da IALE, em Münster, em 1987, impulsionaram a ecologia de paisagem na América do Norte, onde hoje é amplamente utilizada em estudos (FRANCIS *et al.*, 2022).

De acordo com a etimologia, a palavra paisagem (ou *landscape*) representa o detalhamento de características fixas e dinâmicas de uma determinada região, no que se refere aos aspectos culturais e naturais. Em termos científicos, existem diversas definições para paisagem. Esses conceitos variam de acordo com o contexto e a aplicabilidade. Disciplinas como Geomorfologia, Arquitetura e Ecologia apresentam definições variadas para paisagem, em sua maioria de difícil analogia (MARTINS *et al.*, 2004). Paisagem foi mais precisamente definida por Brabyn (1996, p. 280) como sendo “a impressão global obtida da observação da Terra, a partir de uma distância razoável”, de modo que “terra” considera tudo que a compõe, fauna, flora, solo, usos do solo, etc”.

Para a compreensão da ecologia de paisagens, torna-se necessário entender o conceito de ecologia. Ecologia, em linhas gerais, pode ser definida como a ciência que estuda as interações entre os organismos e seu ambiente. Essas interações envolvem processos dinâmicos onde os organismos se deslocam em busca dos recursos, envolvendo localização espacial. Assim, conclui-se que os elementos estudados na ecologia são espaço-temporais (MARTINS *et al.*, 2004).

Com a necessidade de compreender como os ecossistemas interagem entre si, tornou-se necessário ampliar a visão da ecologia para uma pesquisa integrada na qual os ecossistemas não são estudados de forma isolada e suas características passaram a ser heterogêneas, propiciando uma visão mais ampla dos processos ecológicos (MARTINS *et al.*, 2004). A partir dos conceitos apresentados, é possível definir a ecologia de paisagem como uma disciplina que engloba o estudo da composição da paisagem, padrões espaciais e a relação dos processos ecológicos entre as unidades que compõem a paisagem (PENG *et al.*, 2020).

Atualmente, estudos vêm sendo desenvolvidos através do uso da ecologia de paisagens em diversas áreas da ciência. Gonçalves, Cruz e Serra (2019) realizaram uma

investigação da condição de fragmentação da floresta na região de integração do lago do Tucuruí, localizado na Amazônia, através de estudos da ecologia de paisagem, nos quais foram aplicadas métricas de paisagem para identificar a distribuição dos fragmentos na paisagem e quantificar os fragmentos baseado nas propriedades. As métricas levam em consideração, especialmente, o tamanho, forma e área central do fragmento e o nível de isolamento desses fragmentos. O estudo dividiu os fragmentos em seis classes, de acordo com o tamanho, variando de áreas menores que 10 ha até áreas maiores que 1000 ha. Utilizou-se o Fragstats 4.2 para o cálculo das métricas e identificaram-se 10.273 fragmentos de paisagem, dos quais 43,28% pertenciam à menor classe (< 10 ha). O estudo identificou que a floresta remanescente está em alto nível de fragmentação e os fragmentos encontram-se dispersos na paisagem.

Na Nova Zelândia, a ecologia de paisagem foi estudada como possível ferramenta de aporte de informação para os agricultores locais, viabilizando melhorias nos processos de produção agrícola, como aumento da produtividade e redução dos impactos ambientais. O objetivo foi discutir os papéis mais significativos da ecologia de paisagem em futuros sistemas agrícolas. O estudo analisou a forma como a ecologia de paisagem pode estimar a condição da paisagem, oferecendo suporte para a criação de alternativas para os usos da terra mais alinhados com os objetivos da cidade, sem prejudicar a agricultura local, e subsidiando a inserção de informações relacionadas à terra na projeção e planejamento de alternativas que garantam que respostas de mitigação e adaptação possam servir de base para a transformação de sistemas agrícolas que tragam resultados sustentáveis. O estudo concluiu que existem muitas ferramentas de ecologia de paisagem que podem ser úteis para o desenvolvimento de sistemas agrícolas futuros multifuncionais e ambientalmente saudáveis, capazes de ampliar a produtividade a partir do reforço dos meios de subsistência agrícolas e atendendo às necessidades de uma população crescente (PEARSON, 2020).

2.6 Sensoriamento remoto

A evolução do geoprocessamento se deve ao desenvolvimento de novos dispositivos e softwares, ou seja, ao aumento da capacidade de armazenamento e de processamento, que são fundamentais nas análises de informações espaciais, pois permitem, cada vez mais, uma maior precisão, confiabilidade e rapidez. O SIG é a principal ferramenta do geoprocessamento, pois nele é possível a prática de análises complexas, a partir da integração de informações, dados do mundo real adquiridos de diversas fontes e em diversos formatos,

gerando assim um banco de dados georreferenciados (MAIA, 2008). Fitz (2018) destacou que o Sensoriamento Remoto (SR) é a tecnologia que fornece grande parte dos dados para o estudo dos fenômenos naturais e que a maioria dos softwares de SIG módulos para tratamento, manipulação e processamento desses dados.

O Sistema de Informação Geográfica (SIG) é definido, conforme Fitz (2008, p. 23):

[...] como um sistema constituído por um conjunto de programas computacionais, o qual integra dados, equipamentos e pessoas com o objetivo de coletar, armazenar, recuperar, manipular, visualizar e analisar dados espacialmente referenciados a um sistema de coordenadas conhecido.

Os produtos gerados por um SIG estão vinculados ao espaço físico e, desse modo, suas aplicações são as mais diversas, podendo ser trabalhado com fenômenos climáticos, humanos, sociais, econômicos, entre outros (FITZ, 2008).

O sensoriamento remoto é a técnica que utiliza sensores para captação e registro, a distância, da energia refletida ou absorvida por uma superfície-alvo. Os sensores podem ser classificados principalmente em dois tipos: os ativos – aqueles que possuem uma fonte de energia própria; e os passivos – aqueles que não possuem fonte de energia própria e necessitam de fontes externas, como a energia solar.

O sensoriamento remoto progrediu da fotografia aérea para os sensores multiespectrais, que ganharam grande popularidade devido à sua ampla cobertura, maior frequência e menor custo. Nas últimas décadas, o surgimento dos sensores hiperespectrais potencializou as análises sobre a vegetação e a cobertura do solo, fornecendo mais detalhes sobre a qualidade, espécies, biomas e outras, promovidas pela alta resolução espacial e espectral desses sensores (MUTANGA; DUBE; AHMED, 2016).

Ao longo das últimas duas décadas, as técnicas de sensoriamento remoto possibilitaram o monitoramento desde pequenas a grandes áreas, em diferentes tipos de cobertura do solo, diferentes características e fluxos bióticos e abióticos, podendo ser ao longo do tempo. Exemplos da diversidade de aplicações do SR podem ser observados nos trabalhos a seguir.

Toledo, De Araújo e Almeida (2014) utilizaram o SR para monitorar uma densa rede de reservatórios em uma bacia hidrográfica de 25.000 km² no semiárido brasileiro, utilizando imagens do satélite Landsat 5.

Almeida, Carvalho e Araújo (2019) estudaram a relação entre as variáveis hidrológicas, precipitação, evapotranspiração e umidade do solo, variáveis espectrais geradas a

partir de imagens do Landsat 8, com o índice de área foliar obtido em uma bacia de 12 km², por um período de três anos.

Magidi e Ahmed (2019) avaliaram, por meio do SR e métricas de paisagem, a expansão urbana na cidade de Tshwane, África do Sul, entre os anos de 1984 e 2015, utilizando dados dos sensores TM, ETM+ e OLI da série de satélites Landsat.

Shimabukuro *et al.* (2020) discriminaram em sete classes os diferentes tipos de uso e cobertura do solo no território brasileiro, por meio da série temporal anual PROBA-V, com resolução de 100 m.

Forkuor *et al.* (2017) realizaram um mapeamento de alta resolução utilizando o SR das propriedades do solo, areia, silte, argila, capacidade de troca de cátions, carbono orgânico do solo e nitrogênio, em uma bacia agrícola de 580 km² no sudoeste de Burkina Faso, por meio de dados obtidos pelos satélites RapidEye e Landsat.

Kamali e Nazari (2018) determinaram o requerimento hídrico para a cultura do milho, por meio do algoritmo SEBAL (*Surface Energy Balance Algorithms for Land*) gerado a partir de imagens do satélite Landsat 7 e 8, para os anos de 2014 a 2016, na província de Mazandaran, ao norte do Irã.

2.7 Classificação de imagens

O desenvolvimento das ferramentas de geoprocessamento, como os SIGs, permitiu o surgimento de diversas metodologias, recebendo destaque a classificação de imagens de satélite que permite a representação espacial e temporal do uso e cobertura de toda a superfície terrestre.

Apesar dos significativos avanços alcançados quanto às abordagens e técnicas utilizadas para aumentar a precisão e a qualidade da classificação das imagens, a representação da superfície terrestre ainda é um processo complexo e desafiador (COHENCA; CARVALHO, 2015). Lu e Weng (2007) relacionam essa dificuldade à complexidade da paisagem, à seleção dos dados de sensoriamento remoto, ao processamento das imagens, além da escolha dos métodos de classificação mais adequados, que interferem na qualidade final do produto.

Diversos fatores podem levar à imprecisão na classificação de imagens, como o incorreto georreferenciamento, a incompleta ou não realização da correção atmosférica, a inadequação das amostras em classificações supervisionadas, bem como a não separação de classes semelhantes. Congalton e Green (2009) destacam que nenhum método de classificação

é perfeito; a análise de métodos em função de unidades de paisagem e imageadores específicos é fundamental para garantir a confiabilidade do mapeamento temático.

A interferência dos efeitos atmosféricos (aerossóis e gases) pode impactar a imagem no sentido de tornar alguns de seus dados “mascarados”. Como forma de amenizar esse problema, vários modelos podem ser utilizados para realizar a correção atmosférica. Esta consiste no pré-processamento das imagens para obtenção de medidas radiométricas, como a reflectância de superfície.

Ganem *et al.* (2017) realizaram a classificação de cobertura do solo de uma área de caatinga com e sem correção atmosférica, e obtiveram um melhor desempenho na classificação dos alvos quando realizada a correção atmosférica por meio dos algorítmicos FLAASH (*Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes*) e QUAC (*Quick Atmosphere Correction*), com desempenho superior do primeiro.

Giada *et al.* (2020) destacam que a correção atmosférica é um procedimento necessário em estudos de sensoriamento remoto, com foco nas propriedades físicas, químicas e biológicas dos alvos. Os métodos de correção podem ser classificados em três tipos:

[...] (a) métodos físicos ou fundamentados na Teoria da Transferência Radiativa; (b) métodos empíricos baseados na estimativa dos efeitos atmosféricos a partir de informações de alvos específicos contidos na própria imagem a ser processada; e (c) métodos híbridos, que incluem procedimentos que combinam informações físicas da atmosfera com métricas de estatística da cena (GIADA *et al.*, 2020, p. 230).

A classificação de imagens obtidas pelo SR é uma das principais ferramentas de análise de imagens multiespectrais, sendo considerada como pré-requisito para aplicações em sensoriamento remoto, tais como mapeamento temático, monitoramento ambiental, dentre outras (GANEM *et al.* 2017). A classificação de uma imagem refere-se à identificação de determinados elementos nela presentes, pela associação de cada um de seus *pixels* a uma determinada classe estabelecida (FITZ, 2008).

Os métodos de classificação podem ser supervisionados ou não pelo operador. Na classificação supervisionada, as ocupações do solo são identificadas e diferenciadas, umas das outras, pelo seu padrão de resposta espectral, sendo as áreas de treinamento delimitadas por polígonos desenhados sobre cada uso da terra na imagem. Já a classificação não supervisionada é realizada com o uso de *clusters* (nuvens, agrupamentos), no qual o próprio software procurará estabelecer padrões específicos nos pixels que compõem a imagem. Assim, os agrupamentos são automaticamente identificados e classificados a partir de comparações espectrais com os

demais, operação essa realizada pelo algoritmo do software de processamento (FITZ, 2008; VALE *et al.*, 2018).

Os principais métodos de classificação supervisionada são os métodos do paralelepípedo, da mínima distância, da máxima verossimilhança (MaxVer), da distância Mahalanobis. Os métodos mais comuns de classificação não supervisionada são os da lógica fuzzy e redes neurais (FITZ, 2008).

Gonçalves *et al.* (2015), ao avaliarem dois métodos de classificação supervisionada, paralelepípedo e MaxVer, observaram um desempenho de ruim e regular, respectivamente, no mapeamento do uso do solo na bacia hidrográfica do ribeirão Santo Antônio, em São Manuel - SP.

Cohenca e Carvalho (2015) compararam o desempenho de três métodos de classificação: Classificação Orientada por Objetos - OBIA, Máxima Verossimilhança, Distância Mínima, em área com alta diversidade de uso do solo. Os autores concluíram que os classificadores MaxVer e OBIA apresentaram melhor desempenho.

Andrade, Francisco e Almeida (2013) avaliaram o desempenho de classificadores paramétricos e não paramétricos na classificação de uma fisionomia vegetal e observaram que o aumento do número de bandas não foi significativo em relação à acurácia do classificador MaxVer, enquanto esse fator teve grande influência na performance da técnica máquina de vetor de suporte (*Support Vector Machine* - SVM).

Leão Júnior, Galo e Ivánová (2018), ao compararem as abordagens de classificação supervisionadas, por pixel, baseadas no método não paramétrico *Support Vector Machine* (pixel-SVM) e orientadas a objeto por meio de árvore de decisão (OBIA-AD), para o monitoramento de recursos hídricos, observaram que ambos os métodos produziram informação acurada e adequada para o mapeamento dos tipos de cobertura da terra do entorno do reservatório.

Amorim, Valladares e Portela (2021) mapearam as classes de cobertura das terras de uma área do Delta do Parnaíba, Piauí, aplicando o método de classificação não supervisionada em imagens RapidEye e observaram que o mapeamento apresentou índices de exatidão considerados muito bons, ressaltando a qualidade da interpretação visual da imagem e do método de classificação empregado.

Santos Filho, Cornero e Pereira (2021), ao classificarem a evolução do uso do solo sobre áreas úmidas, observaram que a classificação não supervisionada obteve bom desempenho, confirmando os resultados apontados pelo método NDWI (*Normalized Difference*

Water Index), referente à eficácia do modelo gerado pelo *Water Plugin*. Nesse trabalho, as principais dificuldades foram no processo da matriz de confusão (tabela que mostra as frequências de classificação para cada classe do modelo) e a presença de nuvens.

Soares, Santos e Silva (2016) avaliaram o uso e cobertura do solo no Parque Nacional das Emas e seu entorno, por meio da segmentação de imagens e classificação supervisionada e não supervisionada, com o uso de satélite Landsat 5 TM, bem como inspeção visual e validação dos dados, com o uso do satélite RapidEye, em 2011. Os autores observaram um melhor desempenho da classificação supervisionada, com menor diferença entre as áreas classificadas com as validadas.

Silva *et al.* (2013) apontam que tanto a classificação supervisionada quanto não supervisionada possuem suas importâncias em relação ao trabalho, bem como a depender do critério estabelecido e da escala usada. Contudo, em trabalhos com áreas onde o recorte é menor e os detalhes precisam ser maiores, além de poucas cenas, o reconhecimento das classes se torna mais acurado numa classificação supervisionada do que em uma não supervisionada.

Congalton e Green (2009) apresentam os principais mecanismos para avaliar a precisão dos dados de sensoriamento remoto, destacando os seguintes índices: (i) exatidão global – relação entre o número de amostras classificadas corretamente sobre o número total de amostras de referência; (ii) exatidão do produtor – relativa aos erros de omissão, a qual representa a relação entre o número de amostras classificadas corretamente da classe k e o número total de amostras de referência da classe k ; (iii) exatidão do usuário – referente aos erros de comissão, a qual representa a relação entre o número de amostras classificadas corretamente da classe k e o número total de amostras classificadas da classe k ; (iv) índice Kappa (K) – analisa todos os elementos da matriz de erros; e (v) Kappa condicional – avalia a acurácia de cada classe, é calculado com base no mesmo princípio do índice Kappa utilizado para a avaliação global da classificação, assim como a interpretação dos resultados obedece aos mesmos princípios.

Um dos principais fatores que limitam uma maior aplicação do SR com a utilização de imagens de satélites é a presença de nuvens. As dificuldades na obtenção de imagens sem a presença de nuvens ao longo do tempo são relatadas em diversos trabalhos, como o de Almeida, Carvalho e Araújo (2019), ao avaliarem a relação entre as variáveis espectrais com o índice de área foliar medido em campo ao longo de três anos; Toledo, De Araújo e Almeida (2014), que observaram dificuldades na obtenção de imagens do final do período chuvoso necessárias para identificar o maior número de corpos hídricos e realizar o monitoramento da densa rede de

reservatórios de uma região semiárida; e Silveira *et al.* (2017) concluíram que a alta frequência de cobertura de nuvens no Nordeste do Brasil dificulta bastante a aquisição de dados de SR óptico para serem empregados no monitoramento agrícola nas principais áreas produtoras dessa região, segunda análise das imagens obtidas pelo sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), entre julho de 2000 e junho de 2016.

2.8 Métricas de Ecologia de Paisagem e Fragstats

Um dos objetivos dentro da teoria de ecologia da paisagem é quantificar os padrões de distribuição da paisagem, tentando identificar o comportamento dinâmico e complexo dos elementos que a compõem; dessa forma, faz-se necessária a utilização de métricas de paisagem.

As métricas de paisagem podem ser aplicadas em três níveis diferentes da paisagem: a nível de fragmentos individuais; a nível de classe, onde os fragmentos estão agrupados conforme uma determinada característica; e a nível da paisagem global (*landscape*), analisando a interação entre todas as classes.

Conforme O’neill *et al.* (1998), a aplicação das métricas de paisagem no estudo da espacialização de fragmentos foi desenvolvida com a finalidade de reduzir ao máximo a necessidade de obtenção de dados em campo. Dessa forma, os estudos de análise de paisagem são apoiados na utilização de sistemas de informações geográficas, permitindo a determinação e compreensão de um grande espectro de interações e dinâmica da paisagem.

O trabalho realizado por McGarigal e Marks (1995) resultou no desenvolvimento do software *Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure* - Fragstats. A partir da aplicação do mesmo, pode-se determinar mais de 50 métricas de paisagem, nos níveis de fragmento, classe e paisagem, dessa forma traduzindo matematicamente a composição e disposição dos elementos de paisagem com forma, complexidade de fragmentos, diversidades, dispersão, dentre outros fatores. Esses valores são fundamentais para entender a dinâmica dos ecossistemas.

No software Fragstats, as métricas da paisagem são classificadas em oito categorias: 1 - métricas de área; 2 - tamanho de fragmentos, densidade de fragmentos e variabilidade; 3 - de bordas; 4 - de forma; 5 - de área focal; 6 - do vizinho mais próximo; 7 - de diversidade; e 8 - de agregação, contágio e intercalação.

Este estudo tem como um de seus objetivos selecionar métricas de paisagem que possam quantificar e descrever matematicamente os padrões de posicionamento e conexão

espacial dos fragmentos de uso de solo passíveis de influenciar o ciclo hidrológico de uma bacia hidrográfica. Para tanto, foi realizada uma busca bibliográfica de autores e artigos que pudessem inferir sobre as métricas de paisagem e suas influências sobre o ciclo hidrológico, com ênfase nas relações associadas ao escoamento, vazões, descarga de sedimentos e característica da água.

Alguns autores obtiveram destaque na busca. Nafi’Shehab *et al.* (2020) e Lee *et al.* (2009) realizaram uma seleção de nove métricas, SHDI, CONTAG, PD, LPI, ED, SHMN, ENNMN, COHE e AI, nas quais obtiveram bom desempenho na descrição dos processos hidrológicos de fluxos conectados aos parâmetros de qualidade de água.

Complementando e corroborando com os autores citados acima, os estudos desenvolvidos por Dias *et al.* (2019) e Zhang *et al.* (2013) conseguiram determinar relações estatisticamente significativas entre uma seleção de métricas de paisagem e alterações no escoamento e vazões de rios em suas regiões. Shi *et al.* (2017) e Uemaa, Roosaare e Mander (2005) também utilizaram métricas de paisagem para descrever a ecologia de paisagem, com foco na alteração da qualidade de água e transporte de nutrientes.

Foram selecionadas dez métricas com base nos trabalhos em destaque; dessas, três são em nível de paisagem e sete em nível de classe, e estão descritas e comentadas logo a seguir, considerando que toda a descrição é embasada no trabalho de McGarigal and Marks (1995).

No Quadro 1, pode-se averiguar o agrupamento das métricas selecionadas de acordo com a proposição de McGarigal e Marks (1995).

Quadro 1 - Agrupamento das métricas selecionadas em categorias

Seleção de métricas do Fragstats agrupadas por categoria segundo McGarigal e Marks (1995)						
Área	Tamanho e Densidade	Borda	Forma	Distância do Vizinho Próximo	Diversidade	Contágio
LPI	PD	ED	SHAPE_MN	ENN_MN	SIDI	CONTAG
					SHDI	COHESION
						AI

Fonte: McGarigal e Marks (1995).

Para cálculo das métricas, é necessário definir as notações das variáveis de cada equação utilizada, conforme Quadro 2 a seguir.

Quadro 2 - Definição das variáveis utilizadas nas equações das métricas de paisagem

Notação usada nas equações em algoritmos FRAGSTATS	
Termos	Definição
i	1, ... , m ou m' tipos de fragmentos (classes)
j	1, ... , n fragmentos
k	1, ... , m ou m' tipos de fragmentos (classes)
q	1, ... , p áreas centrais separadas
s	1, ... , n fragmentos, dentro da vizinhança especificada
Símbolos	Definição
A	Área total da paisagem em m ²
z	Área total da paisagem em m ² excluindo qualquer fundo interno presente
a _{ij}	Área em m ² do fragmento ij
a _{ijs}	Área em m ² do fragmento ijs dentro de uma vizinhança especificada (m) do fragmento ij
p _{ij}	Perímetro em metros do fragmento ij
p _{ijk}	Comprimento em metros da borda do fragmento ij adjacente ao mesmo tipo de fragmento k (classe)
E	Comprimento total em metros de borda na paisagem
E'	Comprimento total em metros de borda na paisagem; inclui todos os segmentos de borda e limite de fundo da paisagem
e _{ik}	Comprimento total da borda em metros na paisagem entre os tipos de fragmentos i e k (classes); inclui limites de segmento de paisagem, envolvendo apenas o tipo de fragmento i
e' _{ik}	Comprimento total da borda em metros na paisagem entre os tipos de fragmentos i e k (classes); inclui todos os segmentos de borda de paisagem e fundo de borda envolvendo o fragmento do tipo i
e'' _{ik}	Comprimento total da borda em metros na paisagem entre os tipos de fragmentos i e k (classes); inclui todo o limite de paisagem e segmentos de borda de fundo
n = n _i	Número de fragmentos de mesma classe i (Classe)
n' = n' _i	Número de fragmentos de mesma classe i que possuem vizinhos mais próximos
m	Número de tipos de fragmentos (classes) presentes na paisagem, excluindo a borda da paisagem
m'	Número de tipos de fragmentos (classes) presentes na paisagem, incluindo a borda da paisagem
g _{ii}	Número de adjacências semelhantes entre fragmentos de mesmo tipo i (classe) com base no método de contagem única
g _{ik}	Número de adjacências entre fragmentos do tipo i e k (classes)
h _{ij}	Distância em metros do fragmento ij até o fragmento vizinho mais próximo de mesma classe, com base na distância borda a borda
P _i	Proporção da paisagem ocupada pelo tipo de fragmento i (classe)

Fonte: McGarigal e Marks (1995).

Métricas em nível de paisagem:

a) CONTAG

$$\text{CONTAG} = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left(P_i \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right) \cdot \left| \ln \left(P_i \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right) \right|}{2 \ln(m)} \right] \quad (100) \quad (2)$$

Unidade: Porcentagem.

O índice de contágio é uma métrica em nível de paisagem, fundamentado na intercalação dos fragmentos, analisando a vizinhança de fragmentos de uma classe, e na dispersão dos fragmentos, a partir da distribuição espacial de uma classe; está baseado na probabilidade de encontrar uma célula do tipo “i” ao lado de uma célula do tipo “j”.

Valores elevados de CONTAG significam que os fragmentos estão bem agregados; podem ser poucos e em grandes tamanhos, dominando a paisagem. Quando chegam a 100%, todos os tipos de fragmentos estão agregados ou a paisagem está sendo formada por uma única mancha.

O valor de CONTAG chega a 0 quando as células estão intercaladas e em máxima desagregação, ou seja, quando cada fragmento pertence a uma classe diferente.

b) SIDI

$$\text{SIDI} = 1 - \sum_{i=1}^M P_i^2 \quad (3)$$

Unidade: Sem unidade;

Faixa $0 \leq \text{SIDI} < 1$.

O valor do índice de diversidade de Simpson representa a probabilidade de um fragmento selecionado aleatoriamente pertencer a uma classe diferente. Dessa forma, para valores elevados desse índice, maior é a probabilidade de duas manchas selecionadas aleatoriamente serem de classes diferentes, ou seja, maior a diversidade.

O índice de diversidade é um bom indicador da fragmentação da paisagem. Ou seja, paisagens com elevado índice de diversidade são paisagens muito fragmentadas.

O SIDI é igual a zero quando a paisagem possui apenas uma mancha e nenhum nível de diversidade. Aumenta à medida que aumenta o número de tipos de fragmentos, riqueza de manchas, podendo crescer à medida que há uma distribuição proporcional de área entre os tipos de classe.

c) SHDI

$$\text{SHDI} = -\sum_{i=1}^M (P_i \cdot \ln P_i) \quad (4)$$

Unidade: Sem unidade;

Faixa $\text{SHDI} \geq 0$, sem limite.

$\text{SHDI} = 0$ quando a paisagem contém apenas uma classe (ou seja, sem diversidade) e aumenta à medida que o número de diferentes tipos de classe (ou seja, riqueza de classes) também cresce, considerando se a distribuição proporcional da área entre os tipos de classes se torna mais equitativa.

Vale ressaltar que o índice de diversidade de Shannon é uma medida popular de diversidade em ecologia de comunidades, aplicada em paisagens. O índice de Shannon é um pouco mais sensível a tipos de manchas raras do que o índice de diversidade de Simpson.

Métricas de paisagem do tipo Classe:

a) PD

$$\text{PD} = \frac{n_i}{A} (10.000)(100); \quad (5)$$

Unidade: Número de fragmentos por 100 hectares;

Faixa $\text{PD} > 0$, limitada pelo tamanho da célula.

A densidade de mancha (PD) é um aspecto limitado, mas fundamental, do padrão da paisagem. Esse índice tem a mesma utilidade básica que o número de manchas, exceto que exprime o número de manchas por área de unidade, facilitando as comparações entre paisagens de diversos tamanhos. Claro que, se a área total da paisagem é mantida constante, então a densidade de mancha e número de manchas transmitem as mesmas informações. Tal como o número de manchas, a densidade de mancha por si só tem, muitas vezes, um limitado valor

interpretativo, porque não transmite nenhuma informação sobre o tamanho e a distribuição espacial das manchas. Também nesses casos, a escolha da regra de quatro ou oito vizinhos para delinear as manchas tem impacto sobre essa métrica.

A densidade de fragmentos (PD) é igual ao número de fragmentos de uma classe focal, dividido pela área total da paisagem (m^2), multiplicado por 10.000 (para converter em hectare) e multiplicado por 100 (para converter em 100 hectares).

O PD é limitado pelo tamanho *pixel* da imagem raster, porque o PD máximo é alcançado quando cada *pixel* é um fragmento separado. Portanto, em um caso extremo, o tamanho do *pixel* determinará o número máximo de fragmentos por unidade de área.

A densidade de fragmentos é um aspecto limitado, mas fundamental, do padrão de paisagem. A densidade de fragmentos tem o mesmo significado do número de manchas como índice, porém expressa o número de fragmentos por unidade de área, facilitando comparações entre paisagens de tamanhos variados. Contudo, se a área total da paisagem for mantida constante, então a densidade e o número de manchas traduzem a mesma informação. Assim como o número de manchas, a densidade de manchas geralmente tem um valor interpretativo limitado por si só, porque não transmite informações sobre os tamanhos e a distribuição espacial das manchas.

b) LPI

$$LPI = \frac{\max(a_{ij})_{j=1}^n}{A} (100) \quad (6)$$

Unidade: Porcentagem.

O Índice de Maior Fragmento (LPI) corresponde à porcentagem da paisagem ocupada pela área do maior fragmento da classe focal.

O LPI aproxima-se de 0 quando o maior fragmento da classe focal vai se tornando o menor; assume valor de 100% quando toda a paisagem corresponde a um único fragmento da classe focal, pois a maior mancha engloba 100% da paisagem.

c) ED

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^{m'} e_{ik}}{A} (10.000); \quad (7)$$

Unidade: m/ha;

Faixa $ED \geq 0$, sem limite.

Densidade de Borda - ED é igual à soma dos comprimentos (m) de todos os segmentos de borda envolvendo o tipo do fragmento correspondente à classe em análise, dividida pela área total da paisagem (m^2), multiplicada por 10.000 (para converter em hectares).

$ED = 0$ quando não há borda na classe na paisagem; isto é, quando toda a paisagem é a borda da paisagem. Quanto maior o comprimento de borda por unidade de área, ou seja, $ED > 0$, pode-se sugerir um maior efeito de borda. Esse efeito tem uma ligação com o decréscimo do grau de conservação da região, considerando que é normalmente pelas áreas de borda que se iniciam os processos de fragmentação.

A densidade da borda no nível de classe tem o mesmo significado e limitações que a Borda Total, com a ressalva de que a densidade da borda relata o comprimento da borda por unidade de área, o que facilita a comparação entre paisagens de tamanhos variados.

d) SHMN ou MSI

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{0,25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right)}{n_i} \quad (8)$$

Unidade: Sem unidade;

Faixa $MEAN_SHAPE \geq 1$, sem limite.

Média do índice de forma médio (SHAPE_MN ou MSI) que expressa a complexidade da forma dos fragmentos, comparando-as a uma forma quadrada.

$SHAPE_MN = 1$ é atribuído quando todos os fragmentos da classe correspondente são quadrados. Ele aumenta à medida que as formas dos fragmentos se tornam mais complexas e irregulares, e o índice cresce sem limites. $SHAPE_MN$ pode ser descrito como a soma do perímetro do fragmento (m) dividido pela raiz quadrada da área do fragmento (m^2) para cada fragmento da classe correspondente, ajustado por uma constante para ajustar para um padrão quadrado, dividido pelo número de fragmentos do mesmo tipo; $SHAPE_MN$ é igual ao índice de forma médio (SHAPE) dos fragmentos do tipo da classe correspondente.

Segundo Shi *et al.* (2017) e Moser *et al.* (2002), as alterações na paisagem causadas por atividades antrópicas produzem uma redução na complexidade geométrica da paisagem, com bordas retas e fragmentos mais regulares, deixando a paisagem com uma retilinearidade

maior. Os fragmentos e manchas menos complexas, com limites retos, podem ser observados em áreas residenciais e urbanizadas. Diversos estudos apontam que, quanto mais intenso o uso da terra, menos complexa a forma da paisagem, com tendência a bordas retas (KRUMMEL *et al.* 1987; O'NEILL *et al.* 1998; ODUM; TURNER 1989; MANDER; MIKK; KÜLVIK, 1999).

Em contrapartida, alguns estudos, como de Gonçalves, Cruz e Serra (2019) e Cemin, Périco e Rempel (2009) indicam que, para valores altos de SHAPE_MN, ou seja, quanto menos a forma dos fragmentos se aproximarem do formato padrão, sendo mais irregulares, mais suscetível estará o fragmento aos efeitos de borda, o que pode favorecer a degradação daquela área.

e) ENNMN

$$MNN = \frac{\sum_{j=1}^{n'} h_{ij}}{n'_i} \quad (9)$$

Unidade: Metros;

Faixa: ENNMN \geq 0.

A distância média do fragmento mais próximo (ENNMN ou MNN) é igual à soma da distância ao vizinho mais próximo do fragmento de mesmo tipo da classe em análise, com base na distância de borda a borda mais próxima, para cada fragmento da classe correspondente, dividido pelo número de fragmentos do mesmo tipo. Esse índice avalia o grau de isolamento e dispersão dos fragmentos na classe. Em algumas análises de ecossistemas, é necessária uma parametrização das distâncias. Segundo Almeida (2008), distâncias de 60, 120, 200 e >200 m são classificadas como de baixo, médio, alto e muito alto isolamento, respectivamente.

f) AI

$$AI = \left[\frac{g_{ii}}{\max \rightarrow g_{ii}} \right] (100) \quad (10)$$

Unidade: Porcentagem.

O índice de agregação (AI) é calculado a partir de uma matriz de adjacência, que mostra a frequência com que diferentes pares de tipos de fragmentos aparecem lado a lado no

mapa. O índice de agregação leva em consideração apenas as adjacências semelhantes envolvendo a classe focal, não considerando as adjacências com outros tipos de classes. Além disso, em contraste com todas as outras métricas baseadas em adjacências, o índice de agregação é baseado em adjacências semelhantes calculadas usando o método de contagem única, no qual cada lado da célula é contado apenas uma vez.

O índice de agregação é igual ao número de adjacências semelhantes envolvendo a classe correspondente, dividido pelo número máximo possível de adjacências semelhantes envolvendo a classe correspondente, que é alcançado quando a classe é agrupada ao máximo em um único fragmento compacto, multiplicado por 100 (para converter em porcentagem).

g) COHE

$$\text{COHESION} = \left[1 - \frac{\sum_{j=1}^n P_{ij}^*}{\sum_{j=1}^n P_{ij}^* \sqrt{a_{ij}^*}} \right] \cdot \left[1 - \frac{1}{\sqrt{Z}} \right]^{-1} \cdot (100) \quad (11)$$

Unidades: Sem unidade.

Faixa $0 < \text{COESÃO} < 100$.

O índice de coesão dos fragmentos mede a conectividade física do tipo de fragmento correspondente. A coesão do fragmento é sensível à agregação da classe focal. A coesão de um fragmento aumenta à medida que os fragmentos da classe em análise se tornam mais aglomerados ou agregados em sua distribuição; portanto, mais fisicamente conectados.

O Índice de Coesão (COHE ou Cohesion) se aproxima de 0 à medida que a proporção da paisagem compreendida pela classe focal diminui e se torna cada vez mais subdividida e menos conectada fisicamente. A COESÃO aumenta monotonamente à medida que a proporção da paisagem compreendida pela classe focal cresce, até que uma assíntota seja alcançada.

2.9 Correlação de Pearson

Em estatística, quando duas variáveis estão dependentemente relacionadas, diz-se que há uma correlação entre elas. Comumente, quando estão em pauta variáveis quantitativas, a intensidade de sua associação pode ser mensurada.

O coeficiente de correlação de Pearson (r) mensura a direção e o grau da relação linear entre duas variáveis quantitativas (MOORE, 2007 apud FIGUEIREDO FILHO; SILVA JÚNIOR, 2009). Essa grandeza estatística assume valores no intervalo real de -1 a 1. A correlação perfeita e positiva é indicada por $r = 1$. Quando se tem $r = -1$, ocorre a correlação perfeita negativa entre as duas variáveis, ou seja, enquanto uma aumenta, a outra diminui; à medida que se aproxima do 1, vai ficando perfeita a correlação (GALARÇA *et al.*, 2010).

Para duas variáveis genéricas X e Y , o coeficiente de correlação de Pearson pode ser calculado pela Equação 12.

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{X})(y_i - \bar{Y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{X})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{Y})^2}} \quad (12)$$

Convém destacar que, na Equação 2, n é o tamanho da amostra; x_i representa os valores assumidos pela variável X (x_1, x_2, \dots, x_n); y_i representa os valores assumidos pela variável Y (y_1, y_2, \dots, y_n); \bar{X} é a média aritmética dos valores assumidos pela variável X ; e \bar{Y} é a média aritmética dos valores assumidos pela variável Y .

Considerando que os desvios-padrões das variáveis X e Y são representados, respectivamente, por S_x e S_y , pode-se demonstrar que o coeficiente de correlação de Pearson pode, ainda, ser dado pela Equação 13.

$$r = \frac{1}{n-1} \sum \left(\frac{x_i - \bar{X}}{S_x} \right) \left(\frac{y_i - \bar{Y}}{S_y} \right) \quad (13)$$

Conforme Moore e McCabe (2004), o coeficiente de correlação de Pearson não faz distinção algébrica entre variável dependente e variável independente. Isso significa que o valor da correlação entre X e Y é o mesmo entre Y e X . Schield (1995) pontua, ainda, que r traduz apenas a semelhança existente entre a distribuição dos valores das variáveis envolvidas, não fornecendo condições de presumir qual depende de qual.

Há, na literatura, diversos autores que categorizam a qualidade da correlação em função do valor de r . Dentre eles, cita-se Cohen (1988), que afirma que:

- são pequenos os valores de r tais que $0,10 \leq |r| \leq 0,29$;
- são médios os valores de r tais que $0,30 \leq |r| \leq 0,49$; e
- são fortes os valores de r tais que $0,50 \leq |r| \leq 1$.

Em pequenas amostras, o coeficiente de correlação linear de Pearson deve ter elevada magnitude (valor absoluto próximo de 1), para ser significativo. Nesse caso, ainda que o valor do coeficiente seja estatisticamente significativo, a amostra pode não ser representativa da população, e, conseqüentemente, a medida de r pode não traduzir a verdadeira relação entre os caracteres (CARGNELUTTI FILHO *et al.*, 2011).

Na ocasião do presente trabalho, será abordada a correlação entre as métricas de paisagem e o volume de água aportado nos reservatórios durante a quadra chuvosa de um determinado ano. Para tal, será calculado o coeficiente de correlação de Pearson entre as mencionadas grandezas.

Diversos estudos obtiveram bom desempenho em aplicar a correlação de Pearson para averiguar processos hidrológicos como escoamento, vazão e também efeitos da espacialização da paisagem sobre as alterações nas características da água. Pode-se citar Fang *et al.* (2015) que, em seu trabalho de determinar os fatores de controle para escoamento e produção de sedimentos, obtiveram bons resultados do coeficiente de correlação linear entre as variáveis relacionadas à precipitação, escoamento superficial e sedimentos.

Dias *et al.* (2019) aplicaram o coeficiente de correlação de Pearson para analisar as alterações de vazões na bacia do rio Capim, no estado do Pará, promovidas pela alteração na paisagem. Os autores identificaram que os índices de total de bordas e agregação obtiveram os valores mais significativos de correlação na alteração do regime de vazões da bacia hidrográfica.

Chen *et al.* (2021) realizaram um estudo aplicando o coeficiente de correlação de Pearson em uma análise espaço-temporal, para identificar os tipos de uso de solo que afetam os parâmetros de qualidade de água ao longo de rios da região de Alberta, no Canadá. Os resultados apontam que áreas modificadas ou construídas obtiveram as correlações mais significativas, indicando maior deterioração da qualidade da água. Estudos similares, os quais utilizaram coeficiente de correlação de Pearson para analisar relações entre características da

paisagem e parâmetros de qualidade de água vêm sendo realizados ao longo de décadas, a exemplo de Nafi' Shehab *et al.* (2020) e Moser *et al.* (2002).

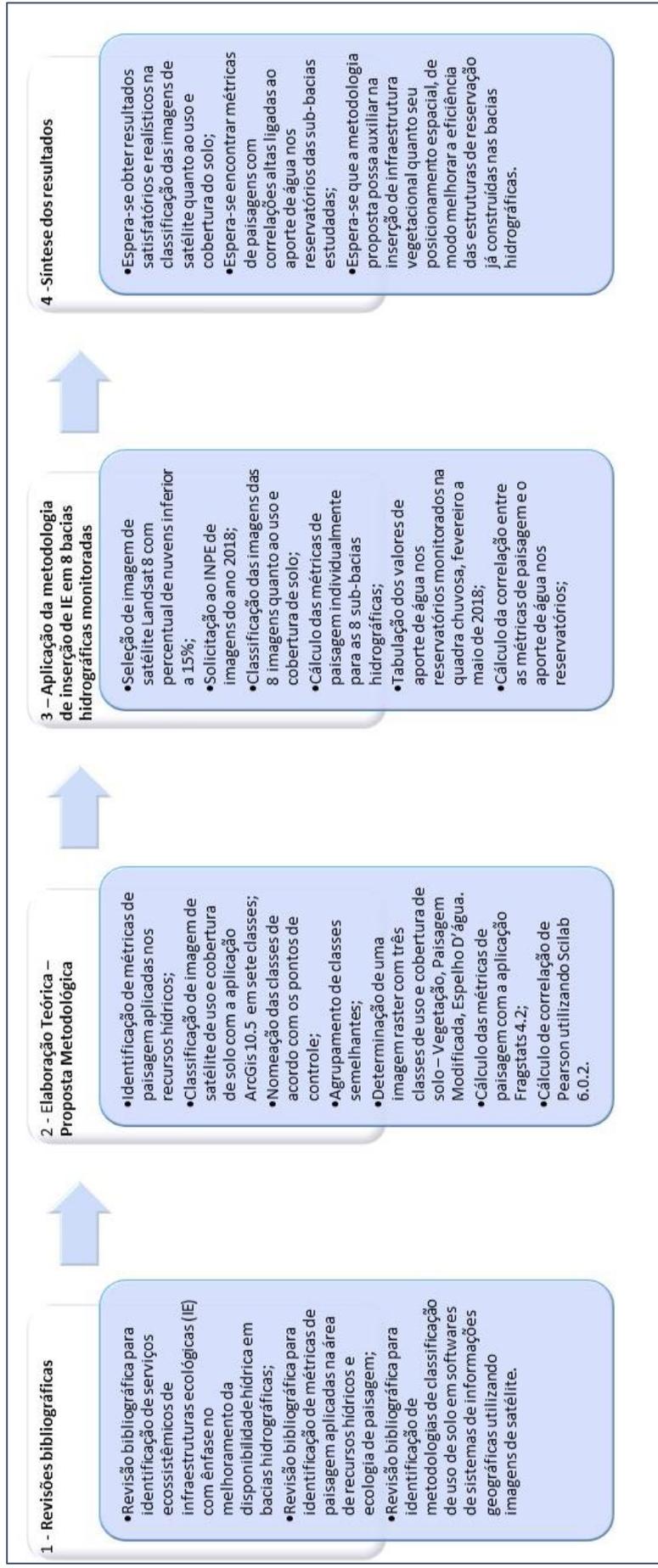
3 METODOLOGIA

Para o desenvolvimento deste estudo, seguiu-se um roteiro sistematizado a partir de um sequenciamento lógico de cálculos, com o objetivo de formar e padronizar o processo de inserção de Infraestrutura Ecológica Vegetacional (IEV) em regiões de clima semiárido do estado do Ceará, Brasil, para fins de melhoramento no aporte de água em reservatórios existentes em bacias hidrográficas monitoradas.

A validação do estudo se deu por meio de processo estatístico, aplicação de coeficiente de correlação de Pearson entre as métricas de paisagem e o aporte de água nos reservatórios da região, apontando assim a melhor forma de inserir espacialmente a IE, considerando as métricas que obtiveram as correlações mais relevantes. Foi realizada também a validação das classificações de uso de solo por meio de imagens aéreas com drone, em campanhas de incursões em campo.

O fluxograma da Figura 3 apresenta as etapas e o processo metodológico a ser desenvolvido neste estudo.

Figura 3 - Fluxograma: etapas e processo metodológico



Fonte: Próprio autor (2022).

3.1 Elaboração teórica: proposta metodológica

Foi identificado, no item 2 deste trabalho, que o tipo de uso de solo e a forma de como esses fragmentos estão dispostos espacialmente têm forte influência no ciclo hidrológico, principalmente no volume e nas características da água. Para o desenvolvimento desse trabalho de inserção de IE, foram calculadas 10 métricas de paisagem; dessas, 3 são no nível de paisagem e 7 no nível de classe, selecionadas e detalhadas no item 2.8 da revisão bibliográfica.

As métricas de paisagem selecionadas foram calculadas com o auxílio do *software* Fragstats 4.2, utilizando como dado de entrada as imagens GeoTiff classificadas de acordo com o uso de solo produzidas por meio do *software* ArcGis 10.5.

A rotina de classificação de imagem teve como início a determinação dos tipos de fragmento de uso de solo a serem analisados. Neste estudo, o objetivo principal é a inserção de IE do tipo vegetacional, portanto, as classes de interesses definidas são áreas vegetadas, paisagens modificadas e espelhos d'água. As áreas vegetadas englobam todos os tipos de vegetação, sejam elas arbóreas, arbustivas ou rasteiras, nativas ou exóticas; já as paisagens modificadas incluem todas as áreas que não possuem vegetação, como as áreas degradadas, solo exposto e áreas antropizadas, como regiões urbanas.

Definidos os fragmentos de uso de solo da análise, são inseridas as imagens de satélite no *software* ArcGis 10.5, que contemplem toda a área de interesse; essas são adquiridas na plataforma do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE. A coleta de dados está detalhada no item 3.2. A classificação dos fragmentos é realizada individualmente em cada sub-bacia hidrográfica, de modo a gerar uma imagem classificada do tipo GeoTiff dessa sub-bacia.

A imagem do Landsat 8 pode ser manipulada para formar uma cena com uma imagem composta por várias bandas, cada uma com um pedaço único do espectro eletromagnético. Portanto, nessa proposta metodológica, onde o que se pretende evidenciar é a disposição espacial de fragmentos de vegetação, será utilizada a composição de bandas 6, 5, 4 denominada de falsa cor ou RGB falsa. Para tanto, deve-se utilizar o bloco de ferramentas *Data Management tools* e selecionar a ferramenta *Composite Bands* no *software* ArcGis.

Após a composição da imagem para evidenciar as estruturas vegetacionais, é necessário realizar um ajuste territorial da cena, extraindo da imagem primária apenas a área de interesse da bacia hidrográfica a ser classificada. Para tanto, é necessário utilizar a ferramenta *Clip* do bloco *Data Management tools*; em seguida, deve-se realizar um ajuste no histograma

da imagem extraída, equiparando os níveis de cores com a imagem primária e permitindo, assim, uma padronização visual entre as duas.

O processo de classificação de imagem envolve a conversão da cena em uma imagem *raster* com várias classes categóricas que representam os diferentes tipos de cobertura e uso de solo. Nessa etapa, é necessário ativar a função *Spatial Analyst tool*, para aplicar a ferramenta *Iso Cluster Unsupervised Classification*. Deve-se fornecer como dado de entrada o número de classes que serão delimitadas automaticamente pelo *software* que utiliza como base a coloração do *pixel*.

Para obter uma classificação mais detalhada, padronizou-se que devem ser determinadas sete classes de tipos de fragmento de uso de solo. Como a classificação é realizada de forma automática, é necessário realizar a nomeação manual de cada classe; para tanto, padronizou-se que é necessário um mínimo de dez pontos de controle para se realizar a nomeação satisfatória individualizada das classes.

Os pontos de controle norteiam as incursões em campo de modo que ocorra uma validação da nomeação da classe. Neste estudo, utilizaram-se imagens aéreas com o auxílio de drone, modelo Phantom 3 Professional 4k, e imagens de satélite obtidas na aplicação *Google Earth*.

A imagem *raster* classificada e nomeada passará por um processo de conversão, utilizando a ferramenta *Raster to Polygon*, em que cada classe terá seus fragmentos convertidos em polígonos. A adoção dessa ferramenta é necessária para possibilitar o agrupamento de classes similares, culminando na formação de uma imagem com somente três tipos de fragmento de uso de solo definidos inicialmente: 1 - áreas vegetadas; 2 - paisagens modificadas; e 3 - espelhos d'água. Esse agrupamento pode ser desenvolvido pelo editor, utilizando a ferramenta *Merge*.

O arquivo formado pelos polígonos com os três tipos de fragmento de uso de solo deve ser convertido em uma imagem do tipo *raster*, utilizando a ferramenta *Polygon to Raster*, e salvo em formato Tif, para compatibilizar com a entrada do software de cálculo de métricas de paisagem *Fragstats*. Deve-se ter atenção nessa conversão, em relação ao tamanho das células, pois deve-se estabelecer o mesmo tamanho da célula da imagem *raster* que deu origem aos polígonos, nesse caso 30 x 30 metros.

Essa rotina de classificação deve ser realizada de forma individualizada para cada bacia hidrográfica analisada nesse processo metodológico. Assim, cada bacia terá uma imagem *raster* .Tif para ser analisada no software *Fragstats 4.2*. A imagem é inserida no software,

utilizando o padrão de entrada GeoTIFF Grid; em seguida, são selecionadas as caixas com as métricas de interesse citadas anteriormente, a saber, métricas de classe e métricas de paisagem. Para finalizar as configurações e realizar o processo de determinação dos valores, é necessário selecionar a estratégia de amostragem, na opção “Sem Amostragem”. Os resultados dos cálculos são apresentados em forma de tabela e podem ser salvos em formato txt.

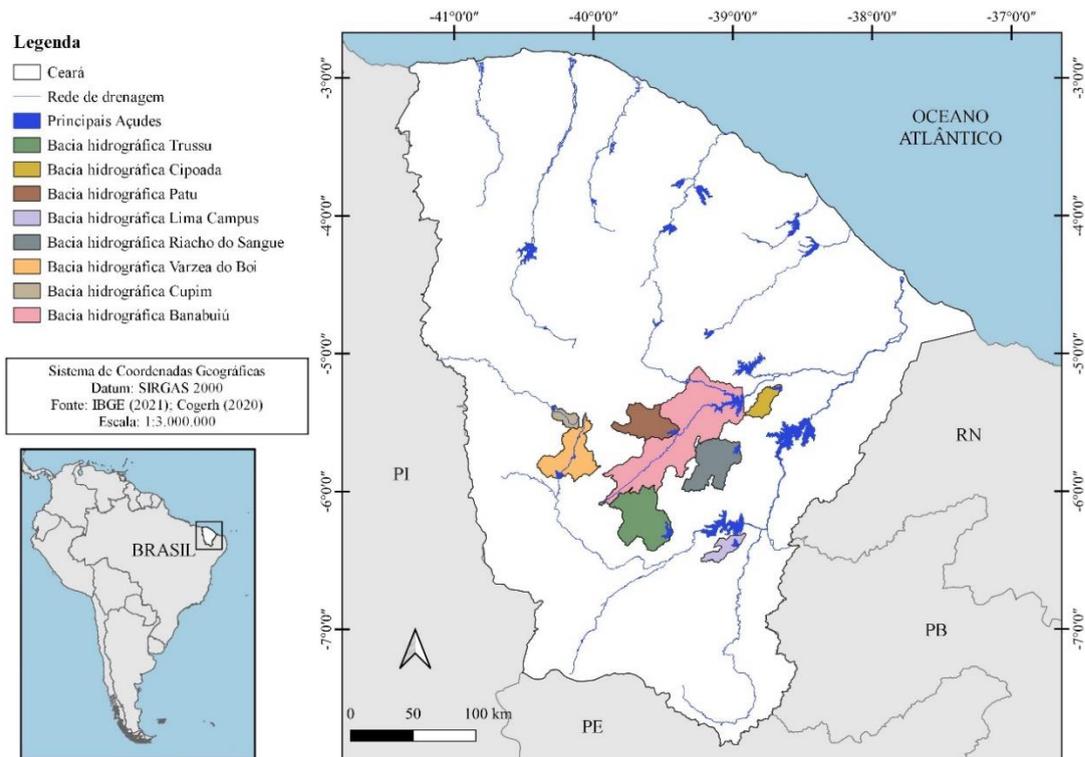
Com os resultados dos cálculos das métricas obtidos no Fragstats, é possível realizar a análise estatística de correlação de Pearson entre as métricas de paisagem e os valores de volume de água aportado nos reservatórios na quadra chuvosa, utilizando o *software* Scilab 6.0.2. O descritivo do código implementado pode ser consultado no Anexo 1. É necessário converter em tabelas do Excel os resultados obtidos no Fragstats, para compatibilizar com o formato de entrada dos dados no Scilab. Também é necessário compilar os dados de volume aportado nos reservatórios em tabela do Excel, sempre considerando a quadra chuvosa do mesmo ano da imagem de satélite classificada na etapa anterior.

O volume de água aportado em cada reservatório deve ser calculado utilizando o volume diário monitorado, de modo que se deve subtrair o volume do dia atual pelo volume do dia anterior para todos os dias da quadra chuvosa. Para tanto, definiu-se como amplitude temporal da quadra os volumes diários entre o primeiro dia do mês de fevereiro e o último dia do mês de maio do ano da imagem utilizada. Para saber o aporte total de volume de água no reservatório, é necessário realizar o somatório dos volumes positivos encontrados dentro da amplitude temporal.

Os resultados da correlação de Pearson obtidos no Scilab devem ser salvos em formato de tabela, para assim serem analisados e verificados os melhores desempenhos. As métricas que melhor obtiverem correlação propiciarão diretrizes para inserção de IEV com a melhor conformação espacial, objetivando o melhoramento no aporte de água nos reservatórios já construídos na bacia hidrográfica.

Neste estudo, aplicou-se a metodologia em 8 sub-bacias hidrográficas do estado do Ceará (Figura 4), para identificação das métricas de paisagem que se correlacionam com o aporte de água desses reservatórios, na quadra chuvosa no ano de 2018, e assim indicar as diretrizes para inserção de IE do tipo vegetacional de forma espacializada. Nos próximos itens, serão detalhadas as características da região e da coleta de dados.

Figura 4 - Mapa de localização das sub-bacias em estudo



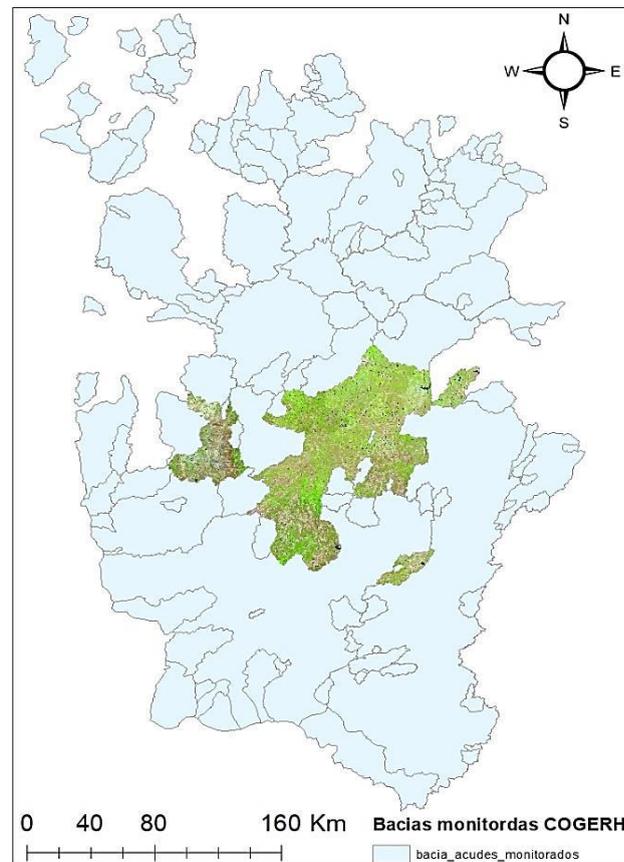
Fonte: Próprio autor (2022).

3.2 Caracterização da região

A unidade territorial que é base deste estudo é a bacia hidrográfica. Para uma análise espacial de fragmentos vegetacionais, é necessário realizar a classificação de uso de solo de várias sub-bacias hidrográficas, sendo que a seleção dessas foi limitada pela disponibilidade de imagens de satélite LANDSAT-8 com baixa incidência de nuvens. Foi fixado um nível máximo de aparecimento de nuvens em 15%.

Foram selecionadas 8 sub-bacias monitoradas pela Companhia de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Ceará - COGERH, ilustradas na Figura 5, na região semiárida cearense, inseridas no bioma caatinga. O traçado dessas sub-bacias seguiu a base de dados cartográfica da COGERH do ano de 2020, subsidiando o cálculo das áreas e seleção das imagens de satélite com menor incidência de nuvens.

Figura 5 - Sub-bacias selecionadas, monitoradas pela COGERH



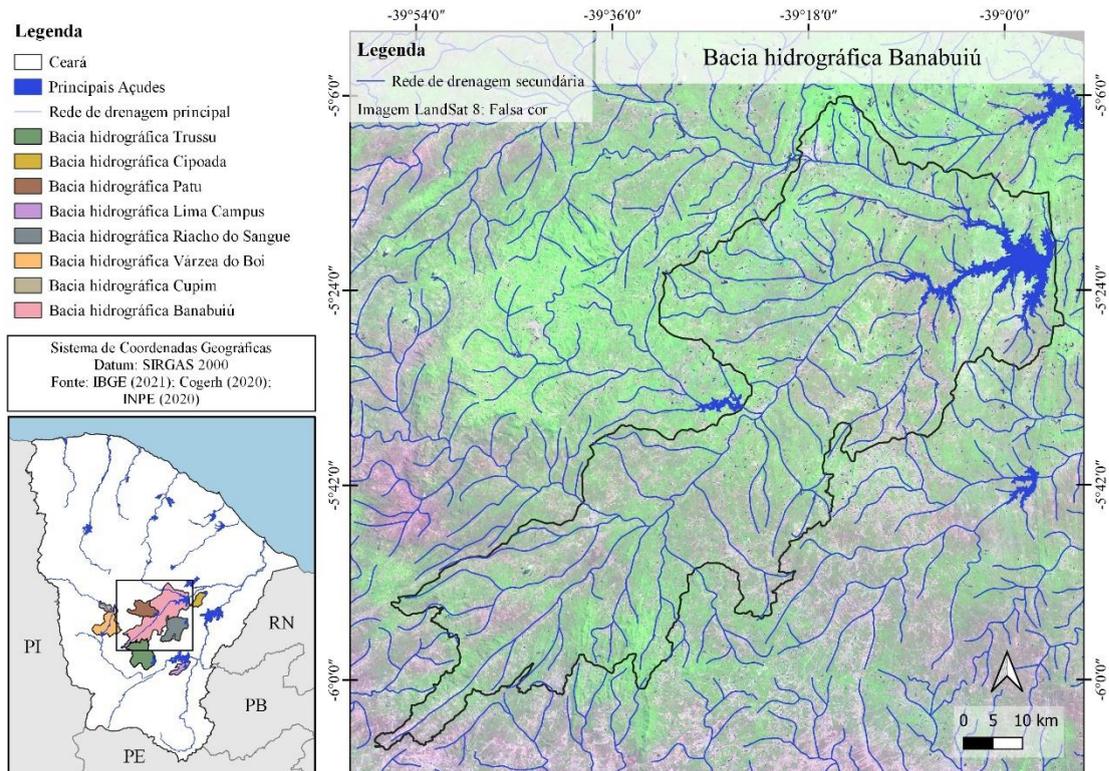
Fonte: Adaptado de COGERH (2020).

3.2.1 Sub-bacia do reservatório Banabuiú

A sub-bacia de drenagem direta do açude Arrojado Lisboa (Banabuiú) possui uma área de 4.367,20 km² (Figura 6), localizando-se sobre o rio Banabuiú (principal afluente do rio Jaguaribe), no município de Banabuiú/CE.

O açude Banabuiú foi concluído em 1966, tendo como órgão executor o Departamento Nacional de Obras Contra as Secas - DNOCS. Os principais tipos de demandas são: abastecimento humano urbano e rural, dessedentação animal, irrigação, abastecimento industrial e diluição. Os consumos para abastecimento da Região Metropolitana de Fortaleza são de 56% e, para a irrigação, 37%, caracterizando os maiores usuários desse açude (ANA, 2017).

Figura 6 - Área de drenagem Sub-Bacia do Banabuiú



Fonte: Próprio autor (2022).

O reservatório Banabuiú, em janeiro de 2002, atingiu seu menor nível (cota de 101,99), ficando com apenas 1% de sua capacidade. Mais recentemente, o depauperamento do volume do reservatório Banabuiú ocorreu devido a, além do período severo de seca (2012 a 2016), o intenso uso para irrigação. Além disso, no período de 2014 e 2015, as águas do Banabuiú também foram utilizadas para reforçar o abastecimento da Região Metropolitana de Fortaleza (CEARÁ, 2019). A Tabela 1 apresenta as características hidrológicas do açude Banabuiú.

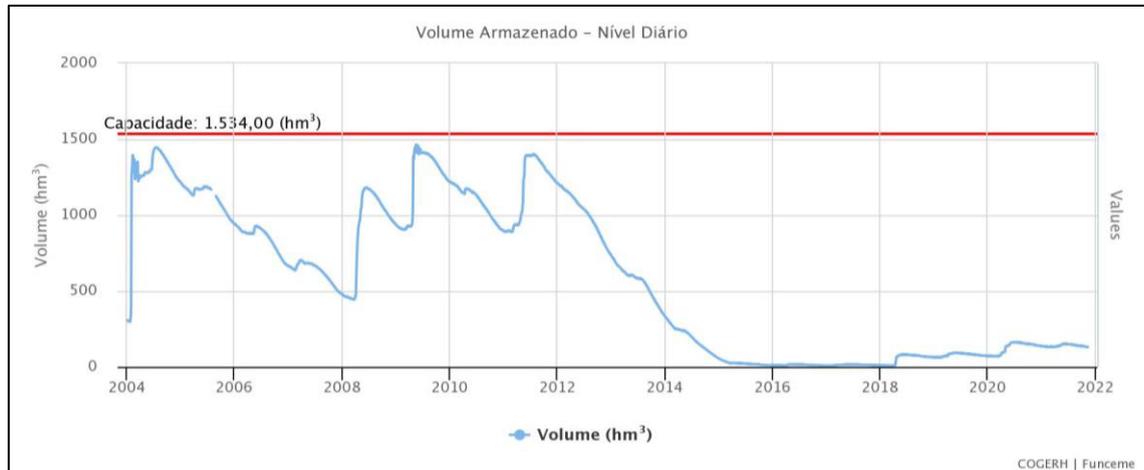
Tabela 1 - Características hidrológicas do açude Banabuiú

Município	Banabuiú/CE, Brasil
Rio	Rio Banabuiú
Capacidade de estocagem (m ³)	1601 x 10 ⁶
Área da Bacia (km ²)	4.360,2
Bacia Hidráulica (ha)	10.200
Vazão Regularizada (m ³ /s)	12,93
Tempo de residência da água (anos)	1,78

Fonte: Adaptado de COGERH (2020).

Observa-se, no gráfico de armazenamento (Gráfico 1), o volume armazenado entre os anos de 2004 e 2022. Salienta-se um regime de baixo armazenamento entre o período de 2015 e 2022.

Gráfico 1 - Evolução do volume de armazenamento do açude Banabuiú



Fonte: FUNCEME (2022).

A Sub-bacia do reservatório Banabuiú integra a região climática do tipo BSw'h' (classificação climática de Köppen). Especificamente no município de Banabuiú, o clima caracteriza-se como Tropical Quente Semiárido, apresentando temperaturas médias entre 26°C e 28°C. As precipitações apresentam-se comumente dispersas, concentradas no período de janeiro a junho, com valores máximos para os meses de março e abril. O período seco se alastra de julho a novembro e as menores precipitações ocorrem nos meses de setembro e outubro. A precipitação total média é de 671,17 mm e sua evapotranspiração potencial anual média é de 1.929 mm (CEARÁ, 2009; CEARÁ, 2011).

Pertinente à sua cobertura vegetal, os biomas predominantes são: a Caatinga arbustiva densa e arbórea dispersa e Florestas superenifólia tropical pluvio-nebular (mata úmida). Às margens do açude Banabuiú, pode-se observar a mata ciliar com alto nível de degradação. O uso do solo é bastante intensificado pelas culturas de subsistência, vazantes e pelas áreas de pasto com grande quantidade de gado bovino que causam a impermeabilização do solo. Os tipos de solos de maior distribuição são os argissolos, luvisolos, neossolos, chernossolos, vertissolos e planossolos, sobre os quais se desenvolve a típica vegetação de caatinga arbustiva, em manchas mais ou menos densas (CEARÁ, 2011).

Conforme relatado em seu Inventário Ambiental (CEARÁ, 2011) e corroborado em estudo mais recente (CEARÁ, 2019), o açude Banabuiú apresenta diferentes fontes de poluição

situadas no entorno e na bacia hidrográfica de montante. No caso, destacam-se o lançamento de esgoto doméstico, as atividades agrícolas com uso de agrotóxicos e fertilizantes, a presença de aterro sanitário e de lixões, além de usos no entorno do reservatório relacionados à lavagem de roupa, carro e banho. Observa-se, ainda, prontamente à jusante (na área de descarga do vertedor), ocupação urbana constituída de edificações comerciais (bares/restaurantes) e residências precárias. As Figuras 7 e 8 mostram um panorama da área próxima à barragem do açude Banabuiú.

Figura 7 - Vista aérea da barragem do açude Banabuiú em abril de 2022 (A)



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 8 - Vista aérea da barragem do açude Banabuiú em abril de 2022 (B)

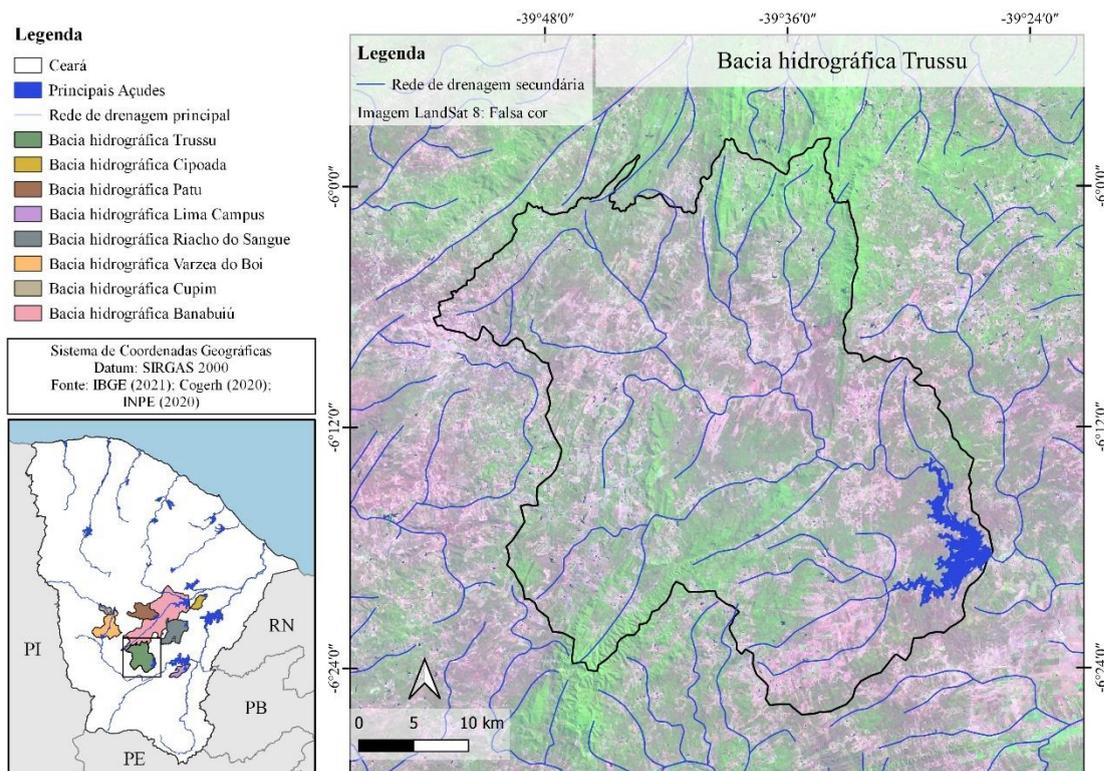


Fonte: Próprio autor (2022).

3.2.2 Sub-bacia do reservatório Trussu

O açude Trussu (Barragem Roberto Costa) possui uma bacia hidrográfica de 1.570 km², podendo sua área de drenagem ser observada na Figura 9. Localiza-se sobre o Rio Trussu, no município de Iguatu/CE. Os principais tipos de demandas são: abastecimento humano urbano e rural, dessedentação animal, irrigação e abastecimento industrial. O abastecimento urbano (42%) e a irrigação (39%) são os usos com maiores demandas (ANA, 2017). Conforme Batista *et al.* (2016) e Araújo Neto *et al.* (2017), o trecho perenizado do Rio Trussu supre o abastecimento hídrico na região, sendo a água destinada para abastecimento humano, irrigação, industrial, aquicultura, pecuária, turismo e lazer.

Figura 9 - Área de drenagem da Sub-Bacia Trussu



Fonte: Próprio autor (2021).

A Tabela 2 e a Figura 10 apresentam as características hidrológicas e a evolução do volume de armazenamento do açude Trussu, respectivamente.

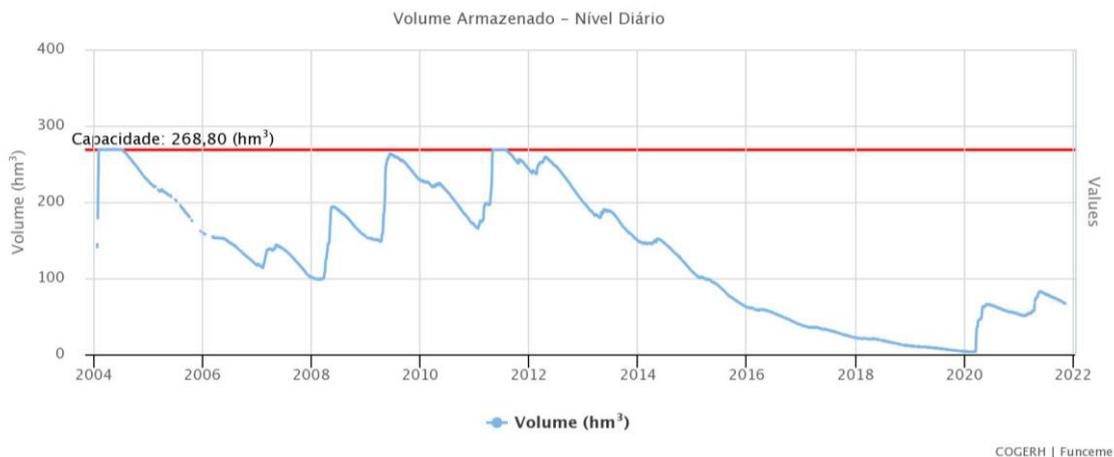
Tabela 2 - Características hidrológicas do açude Trussu

Município	Iguatu/CE, Brasil
Rio	Rio Trussu
Capacidade de estocagem (m ³)	301 x 10 ⁶
Área Bacia (km ²)	1.570
Bacia Hidráulica (ha)	5.509
Vazão Regularizada (m ³ /s)	4,2
Tempo de residência da água (anos)	2,47

Fonte: Adaptado de COGERH (2020).

Observa-se, no Gráfico 2, o volume armazenado entre os anos de 2004 e 2022. Salienta-se um regime de baixo armazenamento entre o período de 2018 e 2022.

Gráfico 2 - Evolução do volume de armazenamento do açude Trussu



Fonte: FUNCEME (2022).

O clima da região é do tipo BSw'h' (Semiárido quente), de acordo com a classificação climática de Köppen, com temperatura média de 27 °C e período chuvoso compreendido entre os meses de janeiro a abril. O índice de aridez, formulado por Thornthwaite (1948), é 0,44, classificado como semiárido. A evapotranspiração potencial anual média é de 2.059 mm; a precipitação média histórica na região é de 994 mm com 88% da precipitação anual ocorrendo de janeiro a abril, indicando uma alta concentração de eventos de chuva em um curto período de tempo. A região é caracterizada também por muitas horas de sol: 2.945 h.ano⁻¹ (SANTOS *et al.*, 2014; ARAÚJO NETO *et al.*, 2017). O relevo é formado pelas depressões sertanejas, a vegetação dominante é a caatinga arbustiva e os solos predominantes são os aluviais, os litólicos, os podzólicos vermelho-amarelos e os vertissolos (IPECE, 2013). Conforme Palácio (2004), o reservatório Trussu está inserido nas depressões sertanejas

semiáridas onde ocorrem as várzeas férteis, com predominância de solos neossolos flúvicos de textura pesada, circundados por encostas de topografia suave com predominância de argissolos. Por sua vez, Chaves *et al.* (2019) encontraram em seu estudo que o solo predominante na região é o luvisolo.

Estudo desenvolvido por De Andrade *et al.* (2008) no aluvião do Vale do Trussu relatou que as principais atividades desenvolvidas na referida área eram agricultura, irrigação de culturas e atividades leiteiras. Da Silva *et al.* (2018) relataram que o aumento de ações antrópicas (na parte baixa da bacia hidrográfica do rio Trussu), em um período de 10 anos, expressa-se pela expansão dos limites agropecuários e de caatinga rala, com perdas de 43.720 hectares (27,5% em relação a toda a área da bacia hidrográfica) da caatinga densa. No caso, os referidos autores depreenderam que, em 2003, predominavam, na área, a caatinga densa (38,7%), a caatinga rala (32,5%) e área antropizada (27,8%). Todavia, em 2013, a área antropizada (40,7%) foi superada apenas pela caatinga rala (47,0%) e, juntas, correspondem a 87,7% da ocupação total dos solos da bacia. As Figuras 10 e 11 mostram um panorama da área próxima à barragem do açude Trussu.

Figura 10 - Vista aérea do açude Trussu (barragem) em abril de 2022 (A)



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 11 - Vista aérea do açude Trussu (barragem) em abril de 2022 (B)

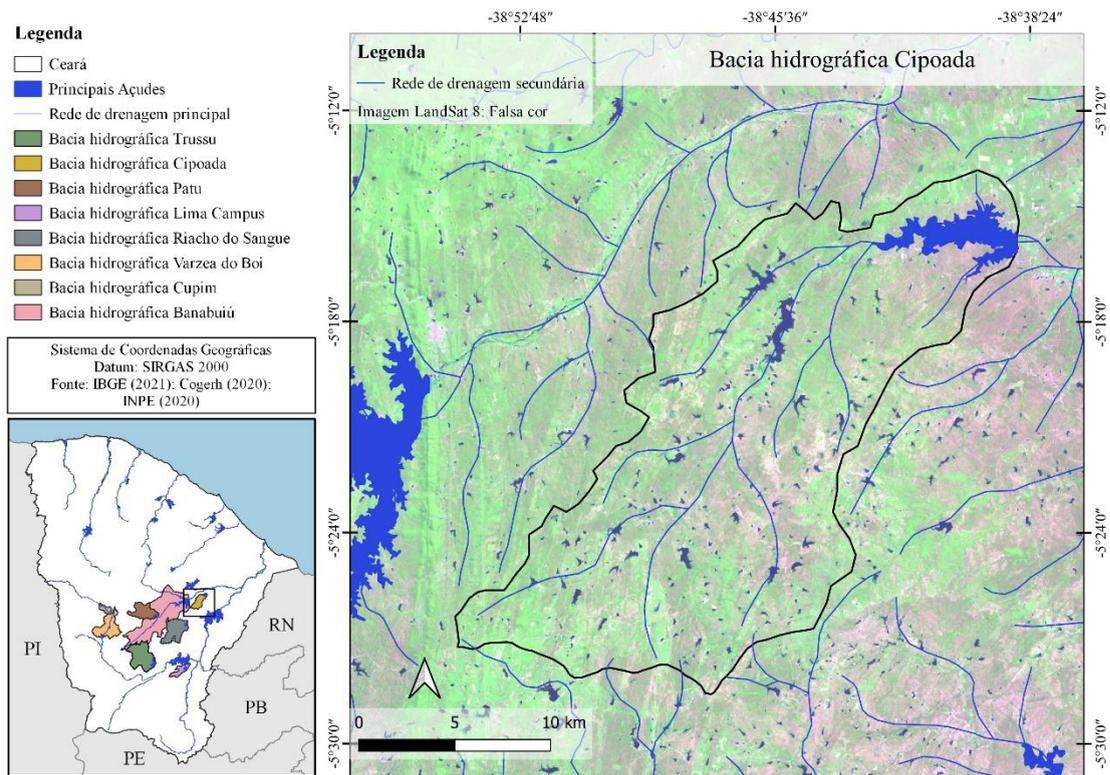


Fonte: Próprio autor (2022).

3.2.3 Sub-bacia do reservatório Cipoada

O reservatório Cipoada está localizado no município de Morada Nova/CE. Sua bacia de drenagem é de 357,7 km², e pode ser observada na Figura 12. Foi construído em 1992, barrando o riacho Santa Rosa, e está inserido na bacia hidrográfica do Banabuiú. Os principais tipos de demandas são: abastecimento humano urbano e rural, dessedentação animal e irrigação, sendo os consumos hídricos majoritários a irrigação (57%) e a dessedentação animal (27%) (ANA, 2017).

Figura 12 - Área de drenagem da Sub-Bacia Cipoada



Fonte: Próprio autor (2022).

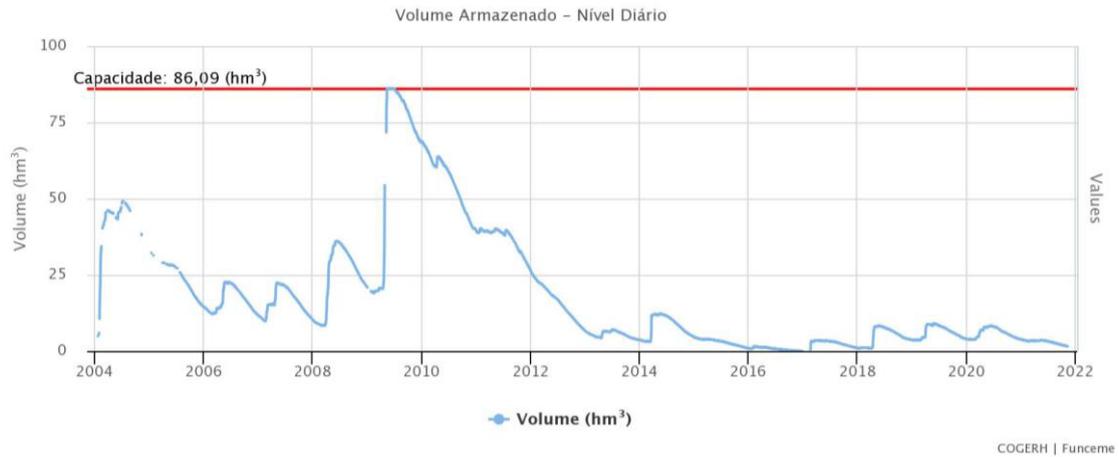
A Tabela 3 apresenta as características hidrológicas e o Gráfico 3 a evolução do volume de armazenamento do açude Cipoada entre os anos de 2004 e 2022, salientando-se um regime de baixo armazenamento entre o período de 2014 e 2022.

Tabela 3 - Características hidrológicas do açude Cipoada

Município	Morada Nova/CE, Brasil
Rio	Riacho Santa Rosa
Capacidade de estocagem (m ³)	86 x 10 ⁶
Área Bacia (km ²)	357,70
Bacia Hidráulica (ha)	1.466
Vazão Regularizada (m ³ /s)	0,80
Tempo de residência da água (anos)	—

Fonte: Adaptado de COGERH (2020).

Gráfico 3 - Evolução do volume de armazenamento do açude Cipoada



Fonte: FUNCEME (2022).

O clima na região do município de Morada Nova é caracterizado como tropical quente semiárido, com temperaturas médias em torno de 26°C a 28°C. Apresenta pluviometria média de 742,5 mm, com chuvas concentradas de fevereiro a abril. A vegetação característica compreende a caatinga arbustiva aberta, a floresta caducifólia espinhosa e a floresta subcaducifólia tropical pluvial. O relevo é caracterizado por maciços residuais e depressões sertanejas; os principais solos da região são: bruno não cálcico, solos litólicos e podzólico vermelho-amarelo (IPECE, 2017). As Figuras 13 e 14 mostram um panorama da área próxima à barragem do açude Cipoada.

Figura 13 - Vista aérea do açude Cipoada (barragem) em abril de 2022 (A)



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 14 - Vista aérea do açude Cipoada (barragem) em abril de 2022 (B)

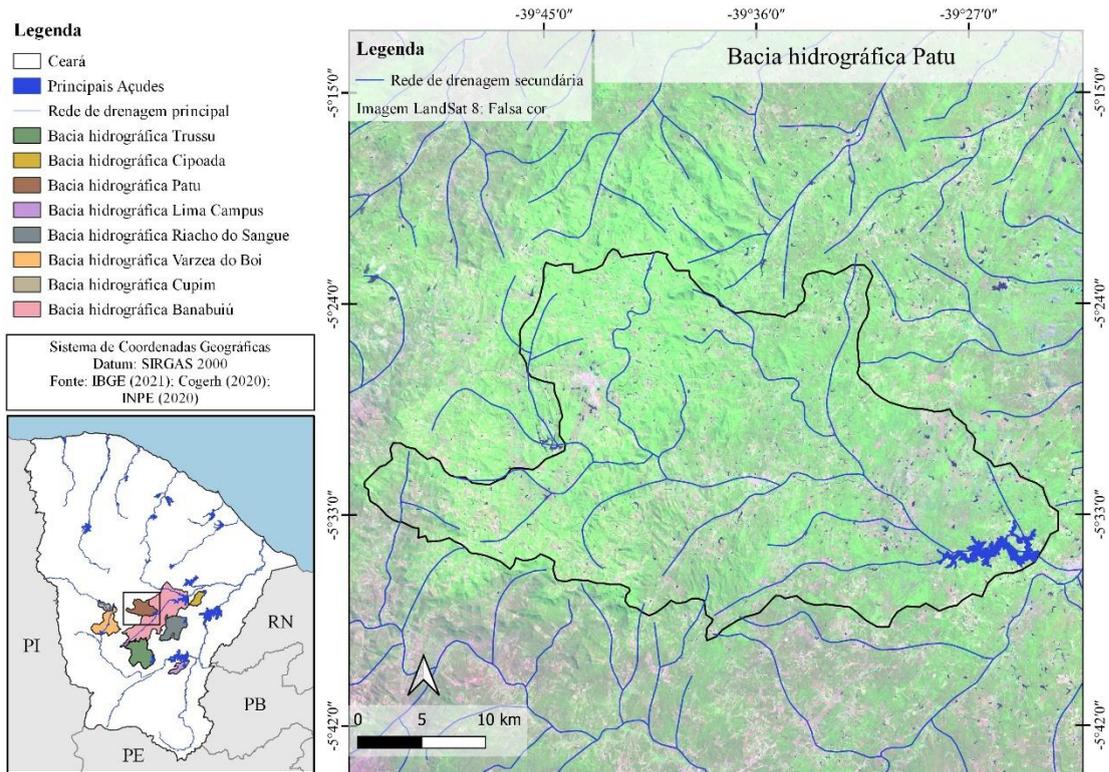


Fonte: Próprio autor (2022).

3.2.4 Sub-bacia do reservatório Patu

O reservatório Patu está localizado no município de Senador Pompeu/CE, barrando o riacho Patu. Está inserido na bacia hidrográfica do Banabuiú e sua bacia de drenagem é de 901,51 km², como pode ser observado na Figura 15. As principais demandas hídricas do reservatório são o abastecimento humano rural (25%), a dessedentação animal (34%) e a irrigação (41%) (ANA, 2017).

Figura 15 - Área de drenagem da Sub-Bacia Patu



Fonte: Próprio autor (2022).

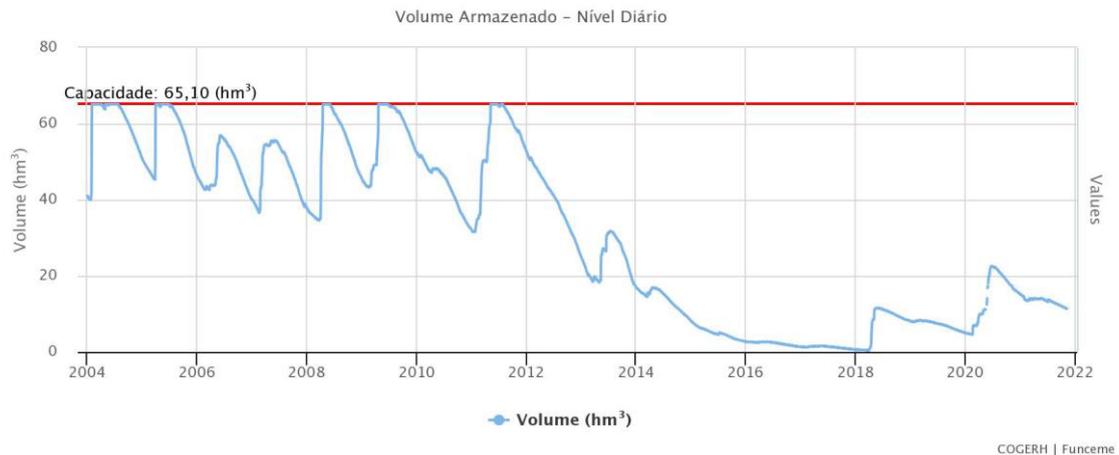
A Tabela 4 apresenta as características hidrológicas e o Gráfico 4 a evolução do volume de armazenamento do açude Patu entre os anos de 2004 e 2022, salientando-se um regime de baixo armazenamento entre o período de 2016 e 2022.

Tabela 4 - Características hidrológicas do açude Patu

Município	Senador Pompeu/CE, Brasil
Rio	Riacho Patu
Capacidade de estocagem (m ³)	71,83 x 10 ⁶
Área Bacia (km ²)	901.51
Bacia Hidráulica (ha)	856
Vazão Regularizada (m ³ /s)	0,84
Tempo de residência da água (anos)	0,89

Fonte: Adaptado de COGERH (2020).

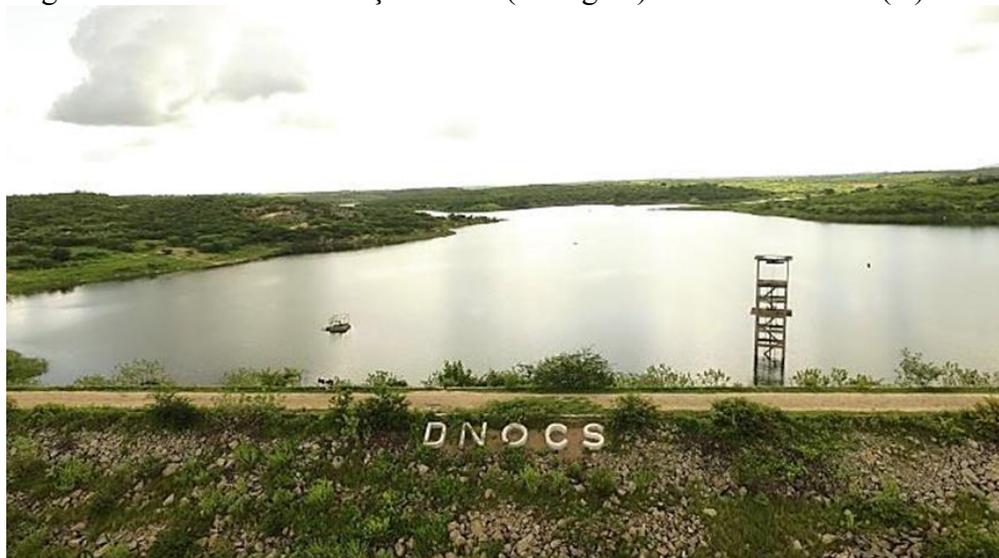
Gráfico 4 - Evolução do volume de armazenamento do açude Patu



Fonte: FUNCEME (2022).

O clima na região do açude Patu é o tropical quente semiárido, caracterizado por escassez de chuvas e grande irregularidade em sua distribuição; o período chuvoso ocorre de fevereiro a abril. A média pluviométrica para a bacia do açude Patu é de 754 mm, sua evaporação potencial anual é da ordem de 2300 mm e a temperatura média situa-se entre 26 °C a 28 °C. A vegetação característica compreende a caatinga arbustiva densa, caatinga arbustiva aberta e floresta caducifólia espinhosa, sendo o seu relevo caracterizado pelas depressões sertanejas. Os principais solos da região são: brunizem avermelhado, solos litólicos, planossolo solódico e podzólico vermelho-amarelo (ANA, 2017; IPECE, 2017). As Figuras 16 e 17 mostram um cenário da área próxima à barragem do açude Patu.

Figura 16 - Vista aérea do açude Patu (barragem) em abril de 2022 (A)



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 17 - Vista aérea do açude Patu (barragem) em abril de 2022 (B)

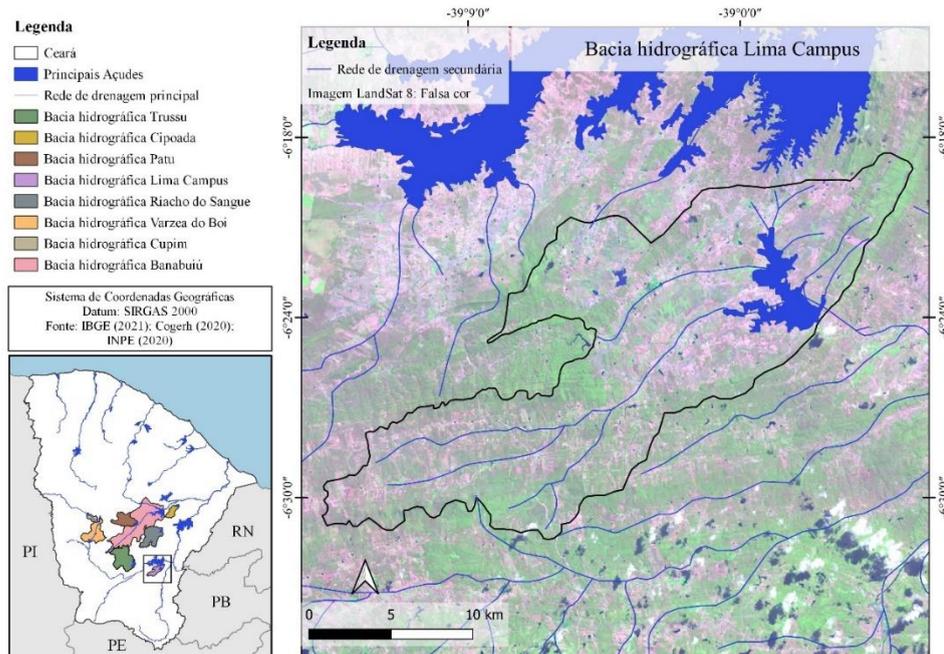


Fonte: Próprio autor (2022).

3.2.5 Sub-bacia do reservatório Lima Campos

O reservatório fica localizado no município de Icó, barrando o riacho São João. Está inserido na bacia hidrográfica do Salgado e sua bacia de drenagem é de 340 km² (COGERH, 2020), podendo ser observada na Figura 18. O talude do reservatório foi construído em terra zoneada.

Figura 18 - Área de drenagem da Sub-Bacia Lima Campos



Fonte: Próprio autor (2022).

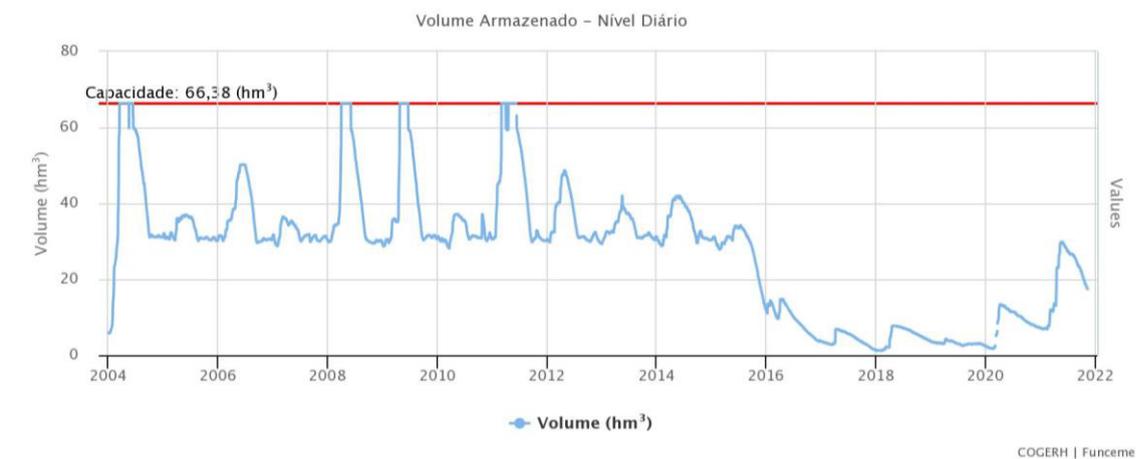
Os principais tipos de demandas são: abastecimento humano urbano e rural, dessedentação animal, irrigação, abastecimento industrial e diluição, sendo que o consumo para irrigação abarca 93% do total hídrico demandado (ANA, 2017). Além disso, o reservatório Lima Campos garante o abastecimento humano de alguns municípios no estado da Paraíba (CEARÁ, 2017). A Tabela 5 apresenta as características hidrológicas e o Gráfico 5 a evolução do volume de armazenamento do açude Lima Campos entre os anos de 2004 e 2022, salientando-se um regime de baixo armazenamento entre o período de 2016 e 2022.

Tabela 5 - Características hidrológicas do açude Lima Campos

Município	Icó/CE, Brasil
Rio	Riacho São João
Capacidade de estocagem (m ³)	66,38 x 10 ⁶
Área Bacia (km ²)	340
Bacia Hidráulica (ha)	1.515
Vazão Regularizada (m ³ /s)	0,45
Tempo de residência da água (anos)	2,05

Fonte: Adaptado de COGERH (2020).

Gráfico 5 - Evolução do volume de armazenamento do açude Lima Campos



Fonte: FUNCEME (2022).

O clima predominante na área de contribuição hidrográfica do açude Lima Campos é o tropical quente semiárido brando, cujo período chuvoso se concentra de fevereiro a abril. Na região, são registradas temperaturas entre 23°C e 29°C (médias de mínimas e máximas) (IPECE, 2017). A média pluviométrica histórica para Icó é de 736 mm, sendo a média dos anos de “seca” (2010-2017) igual a 570 mm; sua evapotranspiração potencial anual média é de 1811

mm, representando aproximadamente 2,5 vezes a quantidade média de chuvas (LIMA JÚNIOR; AZEVEDO; PEREIRA, 2018).

A vegetação na bacia de contribuição é caracterizada por caatinga arbustiva densa, com manchas arbóreas e espinhosas. Estão presentes também alguns fragmentos de mata ciliar e mata seca. As classes de solos que predominam na região são os luvisolos, os argissolos, os neossolos e os vertissolos. Na bacia hidrográfica do açude Lima Campos, podem ser encontradas rochas cristalinas e sedimentares, além de depósitos aluvionares. O cristalino é o domínio predominante (CEARÁ, 2017).

Na área de influência do açude Lima Campos, foram identificadas extensas áreas com circulação de bovinos, onde a vegetação nativa foi substituída principalmente por plantas forrageiras, como o capim. A agricultura da região apresenta cultivos de subsistência de feijão e milho. As atividades agrícolas, nas quais se inclui o cultivo de plantas forrageiras, possuem forte influência na degradação da vegetação nativa da região, inclusive das matas ciliares. Na bacia, há, ainda, problemas relacionados com a ausência de saneamento básico em comunidade lindeira ao Lima Campos, como o lançamento e disposição inadequada de efluentes domésticos e resíduos sólidos (CEARÁ, 2017). As Figuras 19 e 20 mostram um panorama da área próxima à barragem do açude Lima Campos.

Figura 19 - Vista aérea do açude Lima Campos (barragem) em abril de 2022 (A)



Fonte: Próprio autor (20220).

Figura 20 - Vista aérea do açude Lima Campos (barragem) em abril de 2022 (B)

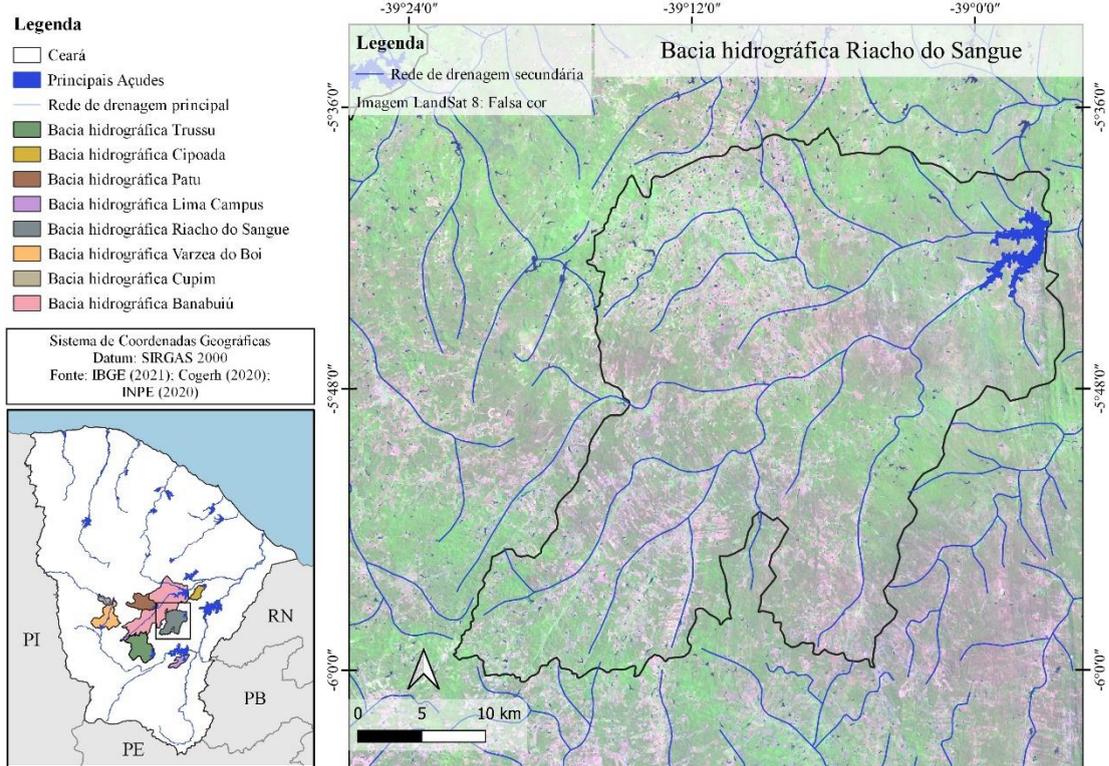


Fonte: Próprio autor (2022).

3.2.6 Sub-bacia do reservatório Riacho do Sangue

O reservatório Riacho do Sangue localiza-se no município de Solonópole/CE, barrando o Riacho do Sangue, e está inserido na bacia hidrográfica do Médio Jaguaribe. Sua bacia de drenagem é de 1213,9 km², que pode ser observada na Figura 21. Sua construção foi finalizada em 1918 (ANA, 2017).

Figura 21 - Área de drenagem da Sub-Bacia Riacho do Sangue



Fonte: Próprio autor (2022).

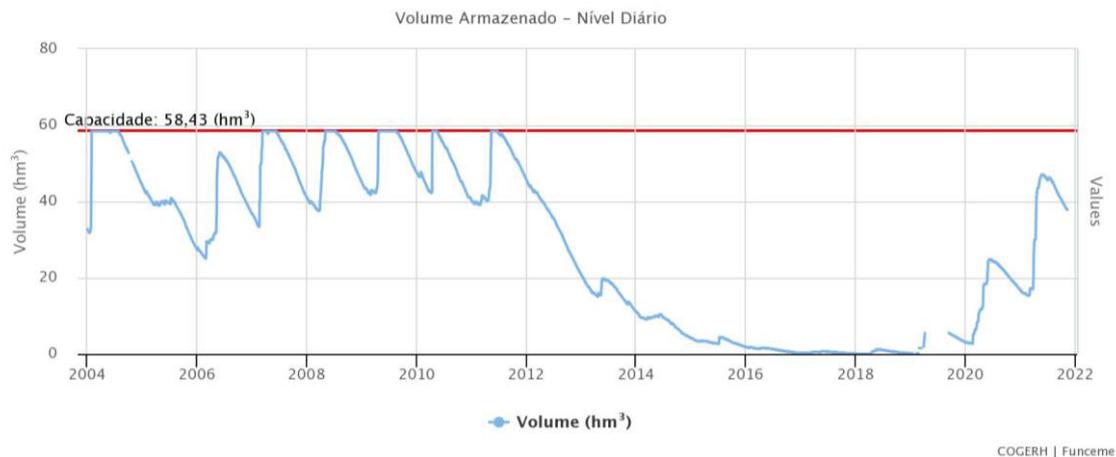
Os principais tipos de demandas são: abastecimento humano urbano (47%), abastecimento humano rural (10%), dessedentação animal (23%), irrigação (20%) e diluição. As sedes municipais abastecidas são: Jaguaratama e Solonópole (ANA, 2017). A Tabela 6 apresenta as características hidrológicas e o Gráfico 6 a evolução do volume de armazenamento do açude Riacho do Sangue, entre os anos de 2004 e 2022, salientando-se um regime de baixo armazenamento entre o período de 2014 e 2020.

Tabela 6 - Características hidrológicas do açude Riacho do Sangue

Município	Solonópole/CE, Brasil
Rio	Riacho do Sangue
Capacidade de estocagem (m ³)	61,42 x 10 ⁶
Área Bacia (km ²)	1.213,9
Bacia Hidráulica (ha)	780
Vazão Regularizada (m ³ /s)	0,61
Tempo de residência da água (anos)	0,64

Fonte: Adaptado de COGERH (2020).

Gráfico 6 - Evolução do volume de armazenamento do açude Lima Campos



Fonte: FUNCEME (2022).

A sub-bacia do Riacho do Sangue está sob clima tropical quente semiárido, com temperaturas médias em torno de 26°C a 28°C. A quadra chuvosa compreende os meses de fevereiro a maio, com precipitações irregulares e com médias anuais variando no intervalo de 400 a 800 mm (CEARÁ, 2009; IPECE, 2017).

Em relação ao relevo, identifica-se a presença de três feições: as planícies fluviais (as quais são formas resultantes das deposições fluviais constituídas de terras planas que se alargam pelas margens dos rios); a depressão sertaneja (dominante na área, com relevo alterando de suave ondulado a ondulado); e os maciços residuais (atinentes às serras cristalinas e *inselbergs*, onde predomina o relevo forte ondulado) (CEARÁ, 2009).

De acordo com estudo realizado por Mesquita *et al.* (2015), os tipos de solos encontrados na sub-bacia hidrográfica do Riacho do Sangue são: argissolos vermelho-amarelo, luvisolos crômicos, planossolos háplicos, neossolos flúvicos, neossolos litólicos, neossolos quartzarênicos, neossolos regolíticos.

Conforme Mesquita e Cruz (2014), os principais tipos de uso e ocupação na sub-bacia hidrográfica do Riacho do Sangue dividem-se em pecuária, agricultura e recursos hídricos. Andrade e Da Silva (2015) realizaram o mapeamento do uso e cobertura vegetal da referida sub-bacia e encontraram como principais classes de uso/cobertura a caatinga arbustiva aberta (54%), a agropecuária (18,5%), a caatinga arbustiva densa (14,1%), os recursos hídricos (8,4%), a mata ciliar (4,4%) e o perímetro urbano (0,2%). As Figuras 22 e 23 mostram um panorama da área próxima à barragem do açude Riacho do Sangue.

Figura 22 - Vista aérea do açude Riacho do Sangue (barragem) em abril de 2022 (A)



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 23 - Vista aérea do açude Riacho do Sangue (barragem) em abril de 2022 (B)



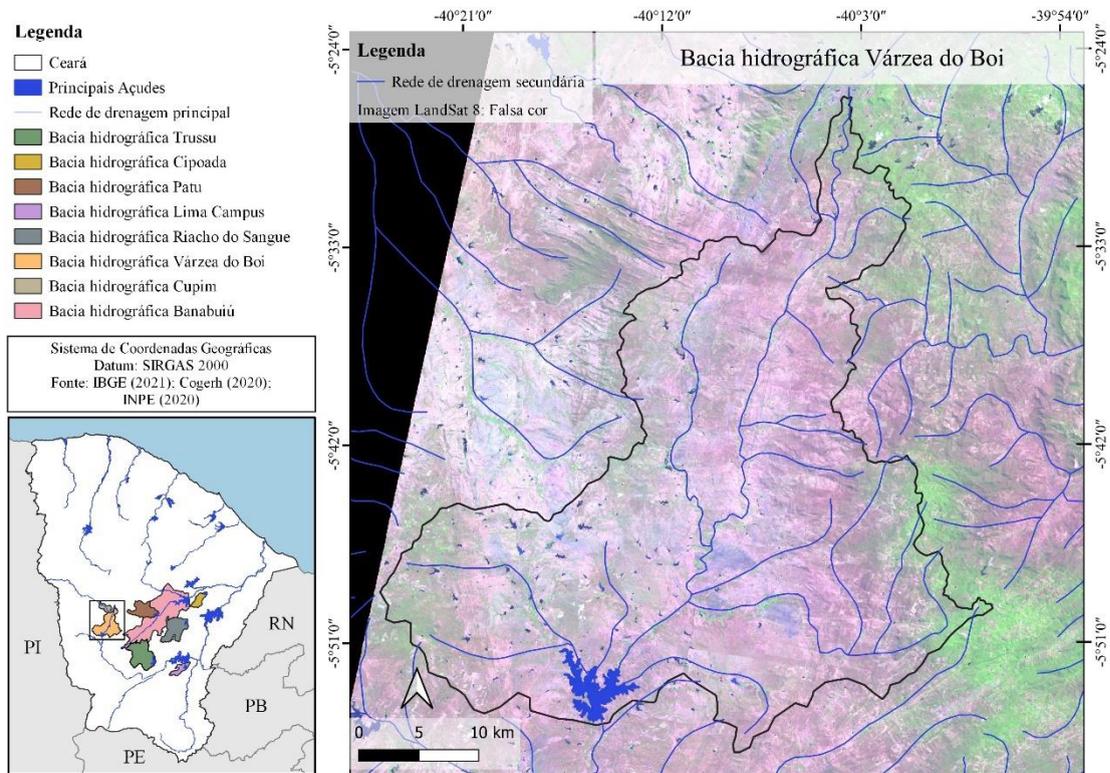
Fonte: Próprio autor (2022).

3.2.7 Sub-bacia do reservatório Várzea do Boi

O Reservatório Várzea do Boi está situado no riacho Carrapateiras, um dos principais afluentes do rio Jaguaribe, no município de Tauá/CE, e sua bacia de drenagem é de

1202,1 km², podendo ser observada na Figura 24. A construção da barragem foi concluída em 1954 (ANA, 2017).

Figura 24 - Área de drenagem da Sub-bacia Várzea do Boi



Fonte: Próprio autor (2022).

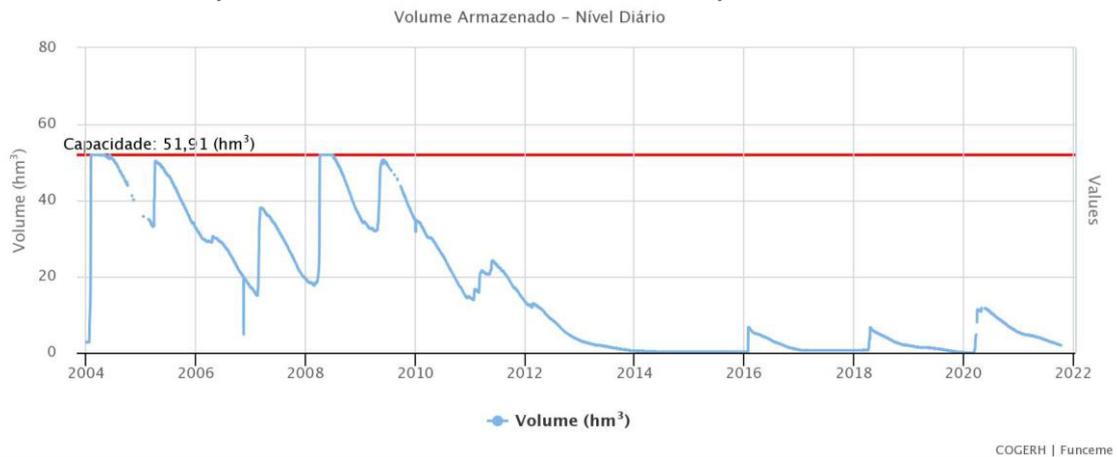
Essa barragem tem como finalidade principal o suprimento de água para o Projeto de Irrigação Várzea do Boi, assim como a piscicultura e a perenização do riacho Carrapateiras (ARAÚJO, 1990), e está situada no sertão dos Inhamuns, uma das regiões mais secas do estado (DE ARAÚJO, 2003). Conforme a ANA (2017), ele também é utilizado para o abastecimento humano rural e a dessedentação animal, sendo sua demanda prioritária a irrigação, com utilização de 93% da demanda total. A Tabela 7 apresenta as características hidrológicas e o Gráfico 7 a evolução do volume de armazenamento do açude Várzea do Boi entre os anos de 2004 e 2022, salientando-se um regime de baixo armazenamento entre o período de 2012 e 2020.

Tabela 7 - Características hidrológicas do açude Várzea do Boi

Município	Tauá/CE, Brasil
Rio	Riacho Carrapateiras
Capacidade de estocagem (m ³)	51,91 x 10 ⁶
Área Bacia (km ²)	1.202,1
Bacia Hidráulica (ha)	1.040
Vazão Regularizada (m ³ /s)	0,10
Tempo de residência da água (anos)	1,01

Fonte: Adaptado de COGERH (2020).

Gráfico 7 - Evolução do volume de armazenamento do açude Várzea do Boi



Fonte: FUNCEME (2022).

O clima da região do açude Várzea do Boi é classificado como tropical quente semiárido (BSw'h' – conforme classificação climática de Köppen), apresentando temperatura média anual em torno de 27°C e média pluviométrica anual de 557,8 mm, concentrada entre fevereiro e abril. A insolação anual é da ordem de 2.500 horas e o índice de aridez 0,31 (FUNCEME, 2015; INMET, 2015).

A bacia hidrográfica do açude Várzea do Boi encontra-se recoberta pela caatinga arbustiva aberta, caracterizada por árvores de caules retorcidos, que apresentam maior espaçamento de seus indivíduos. Esse ambiente é caracterizado por solo raso e pedregoso (DE ARAÚJO, 2003). Para o município de Tauá, os solos característicos são: luvisolos crômicos, neossolos litólicos eutróficos típicos, neossolos flúvicos ta eutróficos típicos, cambissolos háplicos ta eutrófico lépticos ou vertissólicos, planossolos solódicos, vertissolos háplicos órticos típicos e argissolos vermelho-amarelos eutróficos (TRIGUEIRO; OLIVEIRA; BEZERRA, 2009; GOMES, 2015; GOMES, ZANELLA; OLIVEIRA, 2017).

Atinente ao uso do solo, a caatinga apresenta-se submetida a processos de desertificação, com solos e biodiversidade comprometidos; há presença dispersa de espécies de

caatinga arbustivo-arbórea, arbustivo-herbácea, cactáceas, exposições rochosas, matacões e solos erodidos pela intensa utilização do pastoreio extensivo (FUNCEME, 2009). As atividades econômicas mais relevantes para o município de Tauá são a criação de gado (bovino, caprino e ovino), a indústria (produção de redes, queijos e couro) e a mineração de rochas ornamentais e britas (IPECE, 2017; IBGE, 2022).

Os relevos são caracterizados por maciços residuais cristalinos com topos convexados, vertentes dissecadas e com altitudes que podem superar 700 metros; delgados pedimentos nas bases dos relevos; pediplanos, oriundos da larga atuação da pediplanação e erosão regressiva; e planícies fluviais e fundos de vales. O município abrange duas unidades fitoecológicas, a floresta caducifólia espinhosa e a caatinga arbustiva aberta com alto grau de degradação, em virtude do desenvolvimento da agropecuária sem práticas de manejo e com tecnologias e técnicas rudimentares (GOMES, 2015; GOMES, ZANELLA; OLIVEIRA, 2017).

As Figuras 25 e 26 mostram um panorama da área próxima à barragem do açude Várzea do Boi.

Figura 25 - Vista aérea do açude Várzea do Boi (barragem) em julho de 2022 (A)



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 26 - Vista aérea do açude Várzea do Boi (barragem) em julho de 2022 (B)

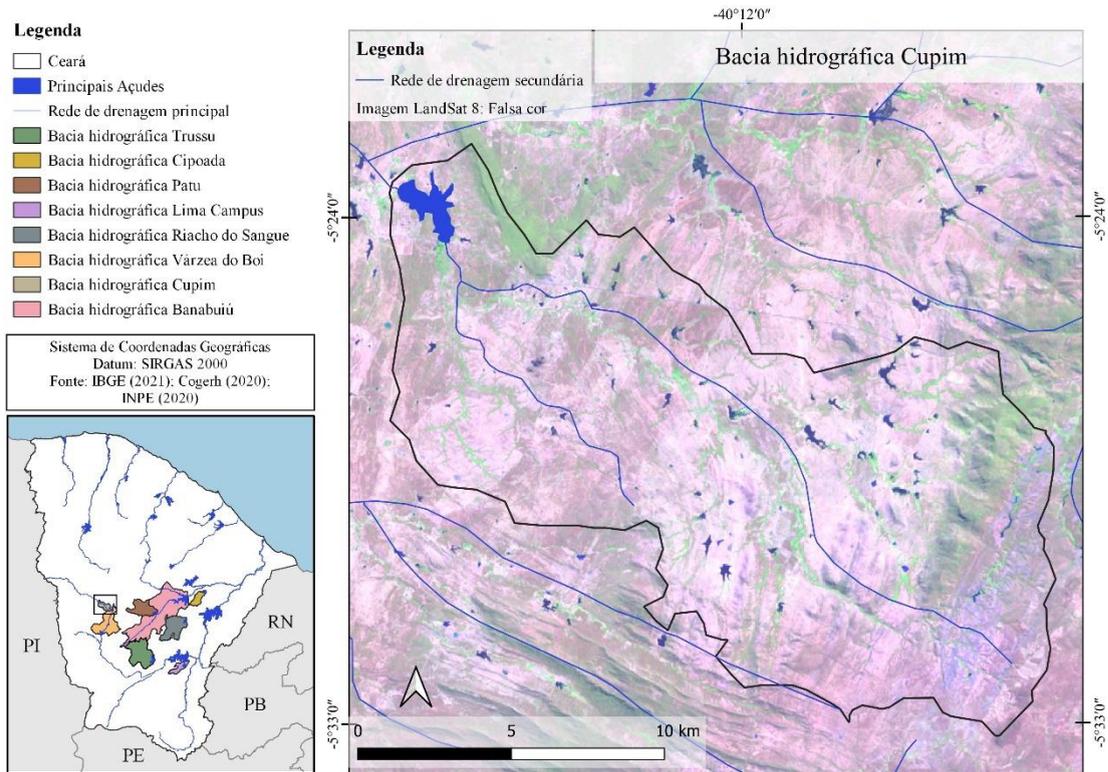


Fonte: Próprio autor (2022).

3.2.8 Sub-bacia do reservatório Cupim

O reservatório Cupim está localizado no município de Independência, barrando o Riacho Cupim, e está inserido na bacia hidrográfica do Parnaíba. Sua bacia de drenagem é de 226 km², podendo ser observada na Figura 27. A construção da barragem foi concluída em 1970 (ANA, 2017).

Figura 27 - Área de drenagem da Sub-bacia Cupim



Fonte: Próprio autor (2022).

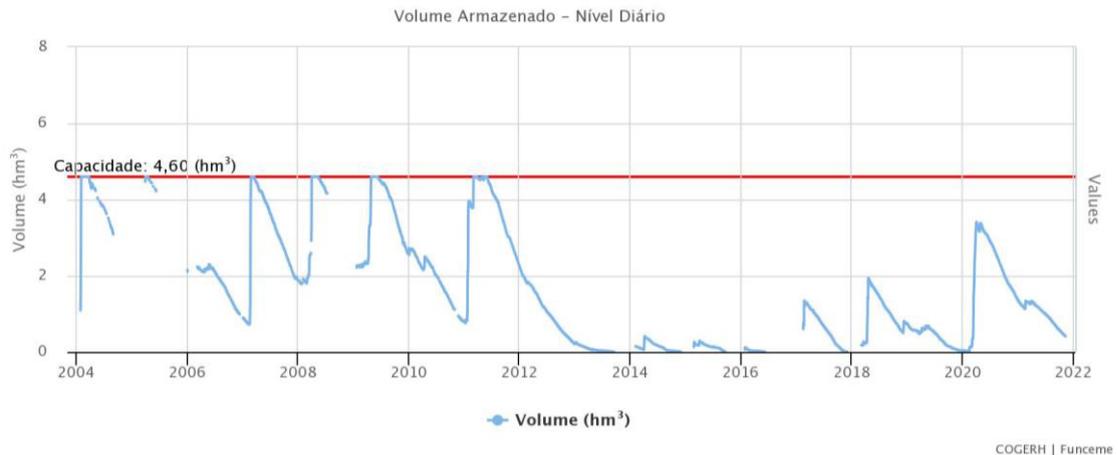
Está situada na área urbana do município, com demanda prioritária para o abastecimento humano local. A Tabela 8 apresenta as características hidrológicas e o Gráfico 8 a evolução do volume de armazenamento do açude Várzea do Boi, entre os anos de 2004 e 2022, salientando-se um regime de baixo armazenamento entre o período de 2013 e 2022.

Tabela 8 - Características hidrológicas do açude Cupim

Município	Independência/CE, Brasil
Rio	Riacho Cupim
Capacidade de estocagem (m ³)	4,5 x 10 ⁶
Área Bacia (km ²)	226
Bacia Hidráulica (ha)	166
Vazão Regularizada (m ³ /s)	–
Tempo de residência da água (anos)	–

Fonte: Adaptado de COGERH (2020).

Gráfico 8 - Evolução do volume de armazenamento do açude Cupim



Fonte: FUNCEME (2022).

O clima na região do município de Independência é caracterizado como tropical quente semiárido, com temperaturas médias em torno de 26°C a 28°C. Apresenta pluviometria entre 500 a 800 mm (média de 608,4 mm), com chuvas concentradas de fevereiro a abril (CEARÁ, 2010; IPECE, 2017).

A vegetação característica compreende a caatinga arbustiva aberta e a floresta caducifólia espinhosa (IPECE, 2017). Conforme Aderaldo e Bastos (2017), a vegetação tônica em Independência apresenta-se sob três formas: a caatinga arbustiva aberta (maior ocorrência na região), a caatinga arbórea e a agricultura.

O relevo é caracterizado por depressões sertanejas e maciços residuais; os principais solos da região são: bruno não cálcico, planossolo solódico, luvisolos, neossolos litólicos e argissolos vermelho-amarelo. Os principais usos do solo são o extrativismo mineral, a pecuária e a agricultura (ADERALDO; BASTOS, 2017; IPECE, 2017).

As Figuras 28 e 29 mostram um panorama da área próxima à barragem do açude Cupim.

Figura 28 - Vista aérea do açude Cupim (barragem) em julho de 2022 (A)



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 29 - Vista aérea do açude Cupim (barragem) em julho de 2022 (B)



Fonte: Próprio autor (2022).

3.3 Coleta de dados

O processo de coleta de dados iniciou-se com a seleção e obtenção das imagens de satélite das sub-bacias hidrográficas estudadas, obtidas a partir da plataforma web do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE. Os filtros para seleção das imagens foram

nebulosidade menor ou igual a 10% e obtenção por LANDSAT-8. Dessa forma, a imagem que obteve a melhor visibilidade tem seu código descrito na Tabela 9.

Tabela 9 - Código da imagem INPE

Imagem LANDSAT - 8	217/64
Órbita	217
Ponto	64
Lat Centro	-5.78327072
Lon Centro	-39.560345
Ano	2018
Código	LO82170642018164CUB00
Bandas	6-5-4

Fonte: INPE (2022).

Selecionada a imagem de satélite do ano de 2018, foi possível realizar a coleta dos dados históricos de volumes de reservatórios, obtidos também em plataforma web na Agência Nacional de Águas - ANA, através do Sistema de Acompanhamento de Reservatórios - SAR. A coleta foi realizada para o ano de 2018, em coerência com a data da imagem de satélite usada no processo de classificação quanto ao uso e ocupação do solo. Dessa forma, o trabalho de correlação entre o volume de água aportado nos reservatórios e as métricas de paisagem que refletem os efeitos da vegetação sobre o ciclo hidrológico da bacia terá uma consistência mais elevada, pois esses parâmetros serão analisados dentro do mesmo espaço de tempo, o ano de 2018.

Foram coletados os dados diários de volume total dos reservatórios, dos meses de fevereiro até maio do referido ano, de modo que fosse possível determinar o volume total de aporte de água durante a quadra chuvosa, conforme descrito no tópico 3.1 da Metodologia. Na Tabela 10, resumem-se as informações referentes aos volumes dos reservatórios, bem como dos volumes aportados na quadra chuvosa do ano de 2018.

Tabela 10 - Resumo dos volumes e aportes de água nos reservatórios em 2018

Estado	Bacia	Reservatório	Município	Capacidade (hm³)	Volume (hm³) FEV2018	Volume Aportado (hm³) Mai 2018
Ceará	Banabuiú	Banabuiú	Banabuiú	1.601,00	0	105,77
Ceará	Alto Jaguaribe	Trussu	Iguatu	301	21,01	1,87
Ceará	Banabuiú	Cipoada	Morada Nova	86,09	1,1	7,7
Ceará	Banabuiú	Patu	Senador Pompeu	71,83	0	11,19
Ceará	Salgado	Lima Campos	Icó	66,38	1,29	6,69
Ceará	Médio Jaguaribe	Riacho Do Sangue	Solonópole	61,42	0	1,24
Ceará	Alto Jaguaribe	Várzea Do Boi	Tauá	51,91	0,62	6,58
Ceará	Parnaíba	Cupim	Independência	4,55	0	2,09

Fonte: Próprio autor (2022).

Os dados referentes às delimitações das sub-bacias hidrográficas monitoradas do estado do Ceará foram obtidos em plataforma web no sítio da COGERH, sendo esses disponibilizados no formato *Shape File* e compatíveis com o software de classificação ArcGis 10.2.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos abrangem os dados da aplicação da metodologia de classificação de imagens descrita no tópico 3.1, utilizando a articulação SIG. Essa metodologia delimitou e mensurou os fragmentos do uso do solo, e, adicionalmente, forneceu subsídios a partir de imagens *.Geotiff* classificadas para a determinação das métricas de paisagem e calculadas com o auxílio do software Fragstats 4.2.

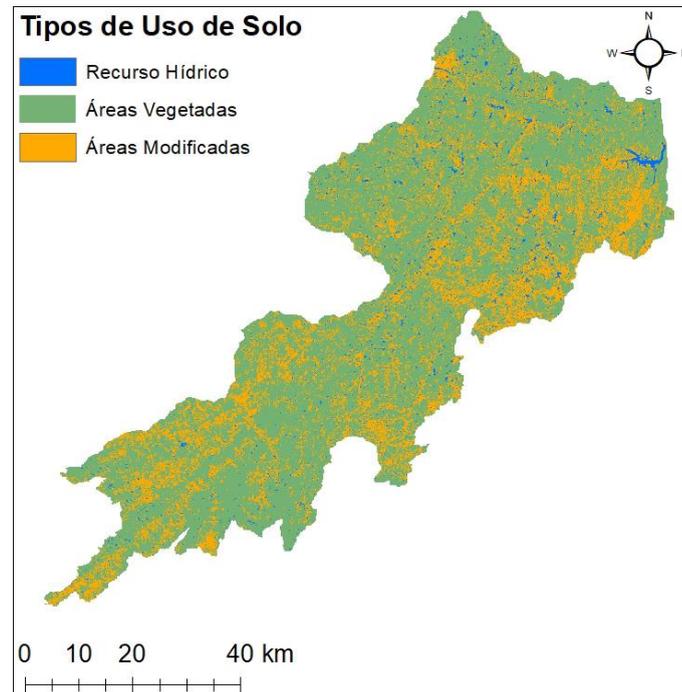
Nesta seção, serão apresentados os resultados da classificação dos fragmentos: (a) quanto à mensuração das áreas das classes (área vegetada e paisagem modificada) e (b) quanto ao posicionamento espacial dos fragmentos, a partir dos valores obtidos pelas métricas de paisagem (classe e paisagem) e agrupados para cada sub-bacia do presente estudo.

4.1 Sub-bacia do reservatório Banabuiú

4.1.1 Classificação da área - Banabuiú

A classificação foi iniciada pela sub-bacia do reservatório Banabuiú, localizado no município de mesmo nome. A área de drenagem foi delimitada utilizando a aplicação ArcGis 10.2, obtendo um valor de 4.367,20 km², considerando a área de contribuição direta da bacia que drena para o reservatório. Na mensuração dos fragmentos de solo, foram obtidas medidas de área de 3155,11 km² para a tipologia área vegetada e 1123,47 km² para a tipologia área modificada, evidenciando um elevado quantitativo de área vegetada, de 72,25% em relação à área total dessa sub-bacia, e um percentual de 25,73% de área degradada. Na Figura 30, pode ser observado o mapa de classificação de uso de solo em três categorias: água, área vegetada e área modificada. Na Tabela 11, tem-se um resumo dos quantitativos de área.

Figura 30 - Sub-bacia do reservatório Banabuiú: classificação de uso de solo



Fonte: Próprio autor (2022).

Tabela 11 - Sub-bacia do reservatório Banabuiú: áreas da classificação de uso de solo

Bacia	Reservatório	Capacidade (hm ³)	Área Total (Km ²)	Área Vegetada (Km ²)	Área Modificada (Km ²)	% Área Vegetada	% Área Modificada
BANABUIÚ	BANABUIÚ	1.601,00	4.367,20	3.155,11	1.123,47	72,25	25,73

Fonte: Próprio autor (2022).

4.1.2 Métricas de paisagem - Banabuiú

A análise de espacialização das áreas dos fragmentos das classes dos usos de solo na paisagem da bacia de drenagem do reservatório Banabuiú tem seus valores descritos na Tabela 12. Obteve-se um Valor de Índice de Contágio (CONTAG) de 51,13%. Dentre as sub-bacias analisadas, essa obteve o menor valor, refletindo um maior grau de desagregação e intercalação dos fragmentos de classe, já que valores mínimos indicam grau máximo de desagregação, ou seja, cada célula pertencendo a uma classe diferente.

Tabela 12 - Valores obtidos das métricas de paisagem - Banabuiú

Reservatório Banabuiú					
Métricas Landscap		Métricas Class - Classe Áreas Vegetadas		Métricas Class - Classe Áreas Modificadas	
CONTAG %	51.1342	PD n°/100ha	2.1398	PD n°/100ha	6.8674
SIDI	0.6208	LPI %	48.3807	LPI %	0.9874
SHDI	1.0731	ED m/ha	61.7769	ED m/ha	58.4892
		SHAPE_MN	1.2131	SHAPE_MN	1.2818
		ENN_MN m	71.7349	ENN_MN m	86.1427
		COHESION %	99.9736	COHESION %	98.0777
		AI %	90.7840	AI %	75.6841

Fonte: Próprio autor (2022).

O resultado de CONTAG é corroborado pelo resultado da métrica de diversidade de Simpson (SIDI) e pela diversidade de Shannon (SHDI). As duas medem o grau de diversidade analisando a riqueza de fragmentos de classe na paisagem e o grau de proporcionalidade entre a área ocupada pelos tipos de manchas, sendo SHDI mais sensível a tipos de manchas raras.

SIDI varia de 0 a números menores do que 1, e, para o reservatório Banabuiú, essa métrica obteve o maior valor dentre as sub-bacias analisadas 0,62. SHDI trabalha com valores maiores ou iguais a zero. Para essa sub-bacia, atingiu o valor de 1,073, alcançando também o maior patamar do estudo, corroborando com SIDI e indicando o maior nível de fragmentação das bacias de drenagem analisadas.

Pode-se observar, nas Figuras 31 e 32, uma área da referida bacia com representatividade dessas três métricas de paisagem, destacando a presença de vários fragmentos de área modificada e áreas vegetadas intercaladas, atribuindo um aspecto diversificado à paisagem.

Figura 31 - Diversidades de fragmentos de uso de solo (captura com drone em abril de 2022). Sub-bacia reservatório Banabuiú



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 32 - Diversidades de fragmentos de uso de solo (captura do Google Earth em setembro de 2020). Sub-bacia reservatório Banabuiú



Fonte: Google Earth (2022).

Vale ressaltar que os índices de diversidade de paisagem podem corroborar com o índice de contágio, mas não necessariamente de forma proporcional, pois o CONTAG se baseia na probabilidade de encontrar aleatoriamente uma célula de um tipo “i” ao lado de uma do tipo

“j”. SIDI e SHDI exprimem, respectivamente, a probabilidade de uma célula aleatória pertencer a uma classe diferente e a probabilidade de encontrar uma nova classe na área da paisagem. Quanto maior o CONTAG, mais agregada a paisagem, com tendência de ter manchas maiores dominando ou uma única mancha. E quanto maior os SIDI e SHDI, maior a diversidade e a fragmentação das classes.

Quanto às métricas de paisagem a nível de classe, a classe de áreas vegetadas possui densidade de manchas (PD) inferior à classe das áreas modificadas, com 2,13 e 6,86 fragmentos a cada 100 hectares da paisagem. Pode-se inferir que a classe de áreas vegetadas tem uma menor fragmentação, mas essa métrica não agrega informações sobre a disposição nem sobre o tamanho dos fragmentos, sendo necessário analisar esse índice em conjunto com os demais. O índice de maior mancha (LPI) foi superior na classe das áreas vegetadas, indicando uma mancha que ocupa 48,38% da área da paisagem. No entanto, para áreas modificadas, o LPI foi de 0,98%. Com essas métricas, pode-se observar que a classe áreas vegetadas é menos fragmentada e possui uma grande mancha dominante da paisagem, bastante agregada.

Evidenciando a menor fragmentação da classe áreas vegetadas, pode-se observar, nas Figuras 33 e 34, em uma vista aérea obtida no levantamento de campo, uma extensa área da bacia de drenagem do açude, coberta por vegetação, corroborando com o resultado encontrado no cálculo da métrica densidade de manchas.

Figura 33 - Extensa área vegetada da bacia de drenagem do açude Banabuiú (captura com drone em abril de 2022)



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 34 - Extensa área vegetada da bacia de drenagem do açude Banabuiú (captura do Google Earth em setembro de 2020)



Fonte: Google Earth (2022).

A métrica densidade de borda por unidade de área (ED) foi sensivelmente maior para a classe de áreas vegetadas, com 61,77 metros por hectare da paisagem. Já a classe de áreas modificadas obteve um valor de 58,48 m/ha, portanto, há um indicativo maior de a classe áreas vegetadas sofrer com os efeitos de borda, o que pode sugerir um maior nível de fragmentação, tendo em vista que as modificações de paisagem iniciam-se normalmente pelas áreas de borda. Contudo, dependendo da complexidade da mancha e da agregação, uma densidade maior de borda vegetacional pode ser importante para fornecer serviços ecossistêmicos, como reter sedimentos e filtrar poluentes e nutrientes. Esses são serviços que só acontecem em baixo valor de fragmentação.

Analisou-se também o índice de forma médio dos fragmentos (SHAPE_MN ou MSI), no qual se pode inferir o grau de complexidade de forma dos fragmentos. Quanto maior esse índice, $SHAPE_MN > 1$, mais complexa é a forma do fragmento em comparação à forma padrão de um quadrado. Para a bacia de drenagem em estudo, SHAPE_MN obteve valor de 1,21 para a classe área vegetada e 1,28 para a classe áreas modificadas. Dessa forma, pode-se apontar que os fragmentos da classe vegetação possuem formato um pouco menos complexo do que os fragmentos da classe paisagem modificada, pois apresenta valor pouco superior a 1, podendo indicar a presença de ações antrópicas na paisagem.

Para medir o grau de isolamento dos fragmentos, a métrica distância média do fragmento mais próximo, ENN_MN ou MNN, foi determinada. Obteve-se um valor de 71,73 metros e 86,14 para as classes áreas vegetadas e áreas modificadas, respectivamente. Portanto, os fragmentos de vegetação encontram-se mais aglutinados, com um baixo nível de isolamento; já os fragmentos de áreas modificadas encontram-se mais distantes entre si, ou seja, mais dispersos na paisagem. Os resultados dessa métrica corroboram com os resultados encontrados do índice de agregação, que analisa o número de adjacências semelhantes da classe focal, medindo também o grau de aglutinação. Neste, a classe de vegetação obteve um valor de 90,78%, estando mais agregada, e a classe áreas modificadas obteve 75,68%, estando mais dispersa na paisagem, contribuindo para a ampliação dos valores dos indicadores de diversidade.

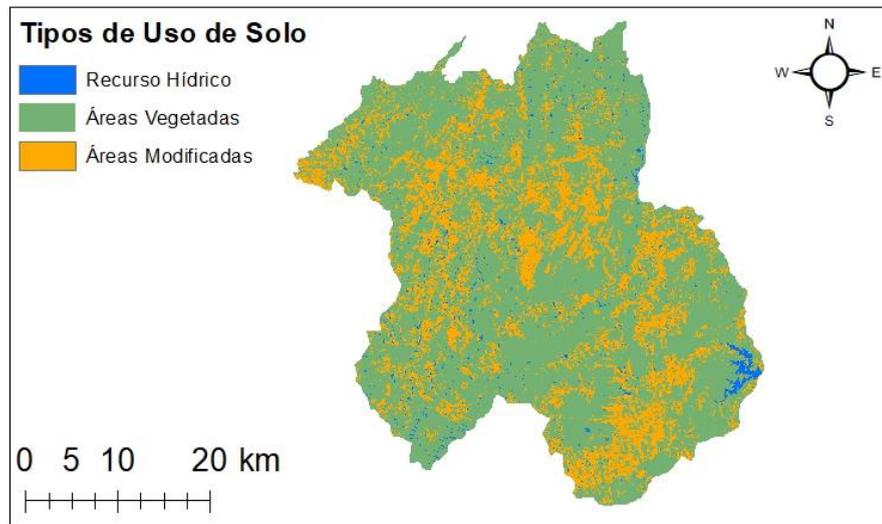
4.2 Sub-bacia do reservatório Trussu

4.2.1 Classificação da área - Trussu

A área de drenagem do reservatório Trussu foi também delimitada com auxílio do software ArcGis 10.2, obtendo um total de 1570,00 km². A classificação do uso de solo mensurou uma área de 1148,47 km² da tipologia áreas vegetadas, representando um percentual de 73,15% da área total. Já o quantitativo de quilômetros quadrados obtidos para a tipologia paisagens modificadas foi de 396,24, representando 25,24% da área total. A classificação evidenciou uma similaridade com o reservatório Banabuiú, quanto ao quantitativo percentual de áreas vegetadas e paisagens modificadas, sendo 72,25% para 73,15% e 25,73% para 25,24%, respectivamente considerando Banabuiú e Trussu.

Pode-se observar, na Figura 35, a mancha verde da tipologia área vegetada, com maior expressividade, similaridade essa encontrada na sub-bacia do reservatório Banabuiú na Figura 30 do item anterior.

Figura 35 - Sub-bacia do reservatório Trussu: classificação de uso de solo



Fonte: Próprio autor (2022).

Tabela 13 - Sub-bacia do reservatório Trussu: áreas da classificação de uso de solo

Bacia	Reservatório	Capacidade (hm ³)	Área Total (Km ²)	Área Vegetada (Km ²)	Área Modificada (Km ²)	% Área Vegetada	% Área Modificada
ALTO JAGUARIBE	TRUSSU	301,00	1.570,00	1.148,47	396,24	73,15	25,24

Fonte: Próprio autor (2022).

4.2.2 Métricas de paisagem - Trussu

Os valores das métricas a nível de paisagem (Landscape) da bacia de drenagem do reservatório Trussu podem ser observados na Tabela 14. A primeira métrica a ser observada é CONTAG, a qual assumiu um bom grau de contágio entre os fragmentos de uso de solo quando comparado aos demais. Obteve-se o segundo maior valor, 59,8%. Apoiando esse resultado, as métricas de diversidade SIDI e SHDI alcançaram valores de 0,45 e 0,79, respectivamente, onde SIDI em porcentagem representa 45%, refletindo uma menor diversidade e um menor nível de fragmentação.

Tabela 14 - Valores obtidos das métricas de paisagem - Trussu

Reservatório Trussu					
Métricas Landscap		Métricas Class - Classe Áreas Vegetadas		Métricas Class - Classe Áreas Modificadas	
CONTAG %	59.8796	PD n°/100ha	2.2444	PD n°/100ha	5.0380
SIDI	0.4519	LPI %	67.6207	LPI %	2.7371
SHDI	0.7975	ED m/ha	62.6346	ED m/ha	57.6205
		SHAPE_MN	1.2167	SHAPE_MN	1.3088
		ENN_MN m	76.5180	ENN_MN m	94.6435
		COHESION %	99.9681	COHESION %	98.6176
		AI %	93.1993	AI %	82.0917

Fonte: Próprio autor (2022).

Nas Figuras 36 e 37, é possível observar um trecho da bacia de drenagem com baixo grau de diversidade de fragmentos, evidenciando os resultados encontrados nas métricas citadas acima.

Figura 36 - Baixa diversidade de fragmentos de uso de solo (captura com drone em abril de 2022). Sub-bacia do reservatório Trussu



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 37 - Baixa diversidade de fragmentos de uso de solo (captura do Google Earth em novembro de 2021). Sub-bacia do reservatório Trussu



Fonte: Google Earth (2022).

Na análise das métricas a nível de classe, o índice de densidade de manchas obteve valores similares aos do reservatório Banabuiú, de 2,24 fragmentos para cada 100 hectares, para a classe de vegetação e 5 n°/100ha para a classe de áreas modificadas, sendo essa a classe com maior número de fragmentos por unidade de área. O tamanho e o posicionamento desses podem ser analisados com as métricas seguintes.

Nessa sub-bacia, o índice de maior mancha (LPI) assume valores maiores do que na sub-bacia do Banabuiú para as duas classes, com 67,6 % e 2,73 %, para áreas vegetadas e áreas modificadas respectivamente. Os valores de LPI corroboram para que a bacia tenha um maior CONTAG, considerando que um único fragmento de vegetação ocupe 67,6 % da paisagem.

Observa-se, nas imagens aéreas das Figura 38 e 39, uma porção da sub-bacia com a disposição de pequenas manchas de uso de solo da classe áreas modificadas, em uma região com grandes manchas de vegetação, evidenciando os resultados encontrados pelo índice de densidade de mancha. Há mais fragmentos de áreas modificadas por unidade de área, evidenciando-se também o índice de contágio entre os fragmentos, os quais apresentam-se na imagem de uma forma mais aglutinada.

Figura 38 - Disposição de manchas de uso de solo (captura com drone em abril de 2022). Sub-bacia do reservatório Trussu



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 39 - Disposição de manchas de uso de solo (captura do Google Earth em novembro de 2022). Sub-bacia do reservatório Trussu



Fonte: Google Earth (2022).

A densidade de borda assumiu um valor de 62,6 m/ha para a classe áreas vegetadas e 57,6 m/ha para áreas modificadas. Pode-se inferir que a área de vegetação está sob maior efeito de borda, portanto, mais sujeita a ações de degradação. No entanto, com o baixo nível de fragmentação vegetal encontrado para essa sub-bacia, pode-se sugerir que o maior ED

pode promover serviços ecossistêmicos, como retenção de partículas desprendidas de solo e nutrientes.

Quanto à complexidade de forma dos fragmentos, esses apresentam-se de formas menos complexas, com SHAPE_MN para áreas vegetadas de 1,21 e, para áreas modificadas, 1,3, indicando ações antrópicas na modelagem da paisagem. No entanto, um valor mais elevado para a classe de área modificada pode ser atribuído a paisagens de solos desprovidos de vegetação de formação natural, como as áreas rochosas que surgem naturalmente em formatos geométricos mais complexos.

A distância média entre os fragmentos mais próximos dessa sub-bacia mostrou que a classe de áreas vegetadas possui baixo grau de isolamento, com 76,51 metros de distância. Apesar de ser um valor baixo, essa métrica obteve o maior valor em comparação aos alcançados nas outras sub-bacias. Para a classe áreas modificadas, o valor de MNN é de 94,6 metros, já mais próximo do limite de classificação para médio grau de isolamento, que é de 120 metros.

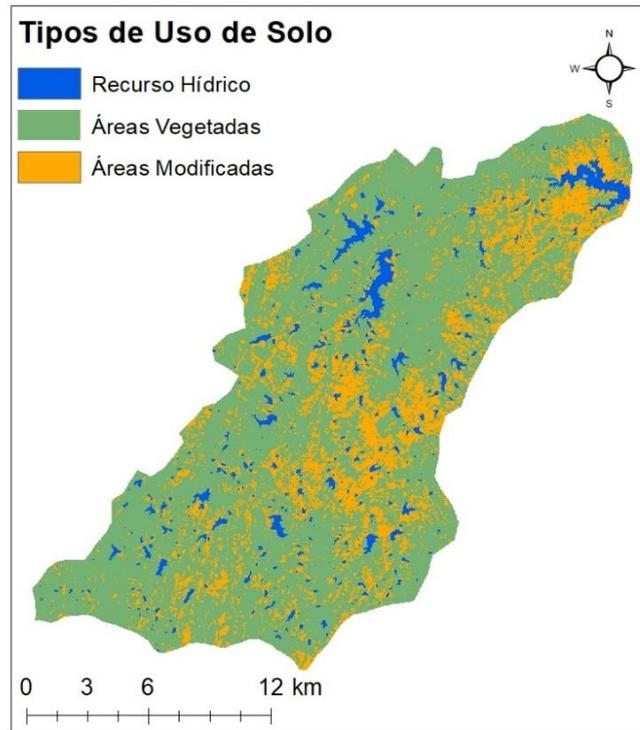
Os valores assumidos no índice de agregação reforçam os valores encontrados em MNN e CONTAG, em que a classe áreas vegetadas está mais agregada, com 93,19 %, e áreas modificadas, com 82,09 %.

4.3 Sub-bacia do reservatório Cipoada

4.3.1 Classificação da área - Cipoada

A área de drenagem calculada do reservatório Cipoada foi de 357,75 km². Pode ser observado, na Figura 40, que essa sub-bacia possui uma peculiaridade no tocante ao grande número de espelhos d'água, onde aproximadamente 5% de toda a bacia de drenagem são cobertos por essas estruturas.

Figura 40 - Sub-bacia do reservatório Cipoada: classificação de uso de solo



Fonte: Próprio autor (2022).

Quanto à classificação, foi possível determinar que a área vegetada cobre 261,53 km², representando 73,1% da área total. Já a área de paisagens modificadas compreende uma porção de 78,43km², 21,92%, como pode-se observar no resumo da Tabela 15. Pode-se observar, ainda, na análise das áreas, que, nessa sub-bacia de drenagem, houve uma ligeira redução na área de paisagens modificadas quando comparada às duas últimas sub-bacias estudadas (Banabuiú e Trussu).

Tabela 15 - Sub-bacia do reservatório Cipoada: áreas da classificação de uso de solo

Bacia	Reservatório	Capacidade (hm ³)	Área Total (Km ²)	Área Vegetada (Km ²)	Área Modificada (Km ²)	% Área Vegetada	% Área Modificada
BANABUIÚ	CIPOADA	86,09	357,753	261,53	78,4305	73,10	21,92

Fonte: Próprio autor (2022).

4.3.2 Métricas de paisagem - Cipoada

Na Tabela 16, pode-se observar os resultados das métricas de paisagem para a bacia de drenagem do reservatório Cipoada. Em termos de paisagem, a métrica CONTAG apresentou um resultado de 55,43 %, próximo da média entre os açudes (56%), indicando um bom grau de agregação na paisagem.

Corroborando com o CONTAG, observam-se os índices de diversidade nos quais o SIDI, em termos percentuais, assumiu um valor de 45,2%, similar ao valor encontrado para o reservatório Trussu (45,6%). Já o índice SHDI obteve um valor de 0,844, superior ao valor encontrado no reservatório Trussu (0,797). Essa divergência pode ser atribuída à maior sensibilidade a terras raras no cálculo desse índice, elevando assim um pouco mais o valor da diversidade.

Tabela 16 - Valores obtidos das métricas de paisagem - Cipoada

Reservatório Cipoada					
Métricas Landscap		Métricas Class - Classe Áreas Vegetadas		Métricas Class - Classe Áreas Modificadas	
CONTAG %	55.4340	PD n°/100ha	2.4918	PD n°/100ha	10.7394
SIDI	0.4565	LPI %	68.1467	LPI %	3.3622
SHDI	0.844	ED m/ha	84.8552	ED m/ha	76.6348
		SHAPE_MN	1.2340	SHAPE_MN	1.2810
		ENN_MN m	71.2223	ENN_MN m	89.0578
		COHESION %	99.9426	COHESION %	96.6411
		AI %	90.8292	AI %	72.7753

Fonte: Próprio autor (2022).

Analisando os valores encontrados nas métricas pela abordagem de classe, pode-se ter uma compreensão melhor das manchas de uso de solo de forma individualizada, complementando as informações fornecidas pelos índices do nível de paisagem. Os valores de PD apresentaram-se de forma similar aos reservatórios já analisados, com um menor número de fragmentos para a classe de vegetação, 2,49 n°/100ha e 10,73 n°/100ha para a classe de paisagem modificada, sendo essa a classe com o segundo maior número de fragmentos por unidade de área do estudo. Portanto, dependendo de como esses fragmentos estiverem dispersos na paisagem, podem contribuir para o aumento do índice de diversidade. Essa dispersão será analisada mais a seguir, a partir do valor de ENN_MN.

Pode-se evidenciar, a partir de uma imagem aérea de uma porção da bacia de drenagem do açude (Figuras 41 e 42), a expressiva quantidade de fragmentos de uso de solo do tipo área modificada, os quais contribuem para elevação do índice de densidade de fragmentos.

Figura 41 - Manchas de uso de solo do tipo área modificada (captura com drone em abril de 2022). Sub-bacia do reservatório Cipoada



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 42 - Manchas de uso de solo do tipo área modificada (captura do Google Earth em junho de 2021). Sub-bacia do reservatório Cipoada



Fonte: Google Earth (2022).

O índice de maior mancha indicou uma mancha de vegetação que ocupa 68% da paisagem. Já para a classe áreas modificadas, a maior mancha representa 3,36% da área da bacia de drenagem do reservatório, sendo esse o segundo maior valor em comparação aos reservatórios analisados.

A densidade de borda para a classe de áreas vegetadas obteve o segundo maior valor do estudo, 84,85 m/há, indicando uma maior suscetibilidade da classe a efeitos de borda e redução do grau de conservação.

Para áreas modificadas, pode-se pontuar que a métrica de densidade de fragmentos evidenciou uma quantidade elevada dos mesmos (10,7 un/100ha), podendo assim contribuir para o aumento da densidade de borda (ED). Dessa forma, evidencia-se uma tendência de aumento na fragmentação das áreas vegetadas da bacia, podendo prejudicar o fornecimento de alguns serviços ecossistêmicos. A métrica ED para áreas modificadas também alcançou valor elevado em comparação aos reservatórios estudados, assumindo o valor de 76,63 m/ha, o terceiro maior.

As Figuras 43 e 44 são de uma área representativa da bacia de drenagem do açude em questão e apresentam uma visão aérea de uma grande mancha de solo sem vegetação, classificada como área modificada. Áreas como essa são responsáveis pelo aumento da densidade de borda, que podem contribuir para aumento dos níveis de fragmentação na bacia, como observado na determinação de PD e ED.

Figura 43 - Expressivo fragmento de área modificada (captura com drone em abril de 2022). Sub-bacia do reservatório Cipoada



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 44 - Expressivo fragmento de área modificada (captura do Google Earth em junho de 2021). Sub-bacia do reservatório Cipoada



Fonte: Google Earth (2022).

O índice de forma média dos fragmentos assumiu valores semelhantes para áreas vegetadas e áreas modificadas, sendo 1,23 e 1,28 respectivamente. $SHAPE_MN > 1$ indica que os fragmentos possuem formas mais complexas do que o formato de um quadrado, porém os valores não foram expressivamente superiores, podendo indicar modificações antrópicas na paisagem.

A distância média do fragmento mais próximo pode ser analisada juntamente com o índice de agregação, para inferir sobre a agregação e diversidade dos fragmentos. O ENN_MN é menor para a classe áreas vegetadas, com um valor de 71,2 m; essa obteve um valor de AI de 90,82, assim, os fragmentos possuem uma distância menor em relação ao fragmento do mesmo tipo e possuem boa coesão. Já ENN_MN para a classe áreas modificadas assumiu um valor de 89,05 m e um valor de 96,6% de índice de coesão; os fragmentos estão mais afastados dos mais próximos de mesma classe, logo, $COHESION$ alcança uma menor porcentagem.

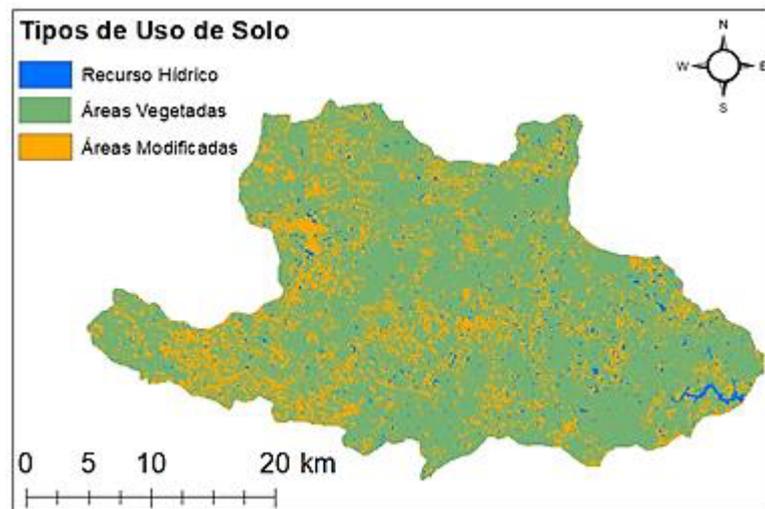
Corroborando com esses últimos parâmetros, o índice de agregação, o qual analisa os fragmentos de mesma classe que estão lado a lado, obteve maior valor para a classe áreas modificadas, de 90,82%, e um menor valor na análise da paisagem modificada, 72,7%.

4.4 Sub-bacia do reservatório Patu

4.4.1 Classificação da área - Patu

A área de drenagem do reservatório Patu foi calculada, obtendo-se um valor de 901,51 Km², como pode ser visto na Figura 45. Quanto ao cálculo dos fragmentos de uso de solo, obteve-se uma área de 696,484 km² de paisagem vegetada e 188,114 km² de fragmentos de paisagens modificadas.

Figura 45 - Sub-bacia do reservatório Patu: classificação de uso de solo



Fonte: Próprio autor (2022).

O reservatório Patu obteve o segundo maior percentual de área vegetada dentre as sub-bacias estudadas, com um percentual de 77,26%, obtendo também o segundo menor percentual de paisagens modificadas, com 20,87%. Os valores de área e percentual de cada classe de uso de solo podem ser observados na Tabela 19.

Tabela 17 - Sub-bacia do reservatório Patu: áreas da classificação de uso de solo

Bacia	Reservatório	Capacidade (hm ³)	Área Total (Km ²)	Área Vegetada (Km ²)	Área Modificada (Km ²)	% Área Vegetada	% Área Modificada
BANABUIÚ	PATU	71,83	901,51	696,484	188,114	77,26	20,87

Fonte: Próprio autor (2022).

4.4.2 Métricas de paisagem - Patu

A análise das métricas de paisagem (Tabela 18) constatou que a bacia de drenagem do reservatório Patu possui um índice de contágio próximo da média (54,4%) dos reservatórios analisados (56%). Porém, pode-se observar o menor índice de diversidade - SIDI de 0,35 e SHDI 0,59, apontando para um baixo nível de fragmentação, sendo uma paisagem com poucas manchas.

Tabela 18 - Valores obtidos das métricas de paisagem - Patu

Reservatório Patu					
Métricas Landscap		Métricas Class - Classe Áreas Vegetadas		Métricas Class - Classe Áreas Modificadas	
CONTAG %	54.4200	PD n°/100ha	2.0591	PD n°/100ha	10.9706
SIDI	0.3583	LPI %	76.5041	LPI %	0.9476
SHDI	0.5985	ED m/ha	93.3246	ED m/ha	86.3153
		SHAPE_MN	1.1753	SHAPE_MN	1.3388
		ENN_MN m	66.1492	ENN_MN m	84.3814
		COHESION %	99.9785	COHESION %	94.8609
		AI %	90.8692	AI %	68.9504

Fonte: Próprio autor (2022).

As métricas de classe podem descrever como os tipos de uso de solo contribuem para ampliação do contágio e diversidade da paisagem. A densidade de fragmentos indicou que a classe de áreas vegetadas possui baixa fragmentação, com 2 n°/100ha. Já a classe de áreas modificadas apresentou um grande número de fragmentos por unidade de área, 10,9 n°/ha, sendo necessária a análise de outras métricas para averiguar sua dispersão pela paisagem.

O LPI para áreas vegetadas apresentou valor bastante alto, indicando uma mancha que ocupa 76,5% da paisagem, dessa forma contribuindo para um baixo índice de diversidade. Já para áreas modificadas, o LPI foi de 0,94%, indicando que as manchas desse tipo de uso de solo são pequenas em relação à área total.

As Figuras 46 e 47 apresentam uma visão aérea de parte da bacia de drenagem do açude em referência, evidenciando na parte posterior da imagem grandes áreas cobertas por vegetação, fator esse que contribui para um maior valor de LPI dessa classe. Observa-se também uma baixa diversidade de manchas na paisagem.

Figura 46 - Disposição de fragmentos da classe vegetação (captura com drone em abril de 2022. Sub-bacia do reservatório Patu



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 47 - Disposição de fragmentos da classe vegetação (captura do Google Earth em dezembro de 2021. Sub-bacia do reservatório Patu



Fonte: Google Earth (2022).

Na análise de bordas (ED), a classe de áreas vegetadas obteve a maior densidade do estudo, com 93,3m/ha, indicando uma maior tendência dessa classe a sofrer com os efeitos de borda e uma maior fragmentação. A classe paisagem modificada também obteve o maior valor de ED, de 86,3 m/ha.

Quanto à complexidade dos fragmentos, a classe áreas vegetadas apresentou menor complexidade em relação à classe áreas modificadas, SHAPE_MN de 1,17 e 1,33 respectivamente. O baixo valor da métrica para áreas vegetadas pode sugerir uma maior influência de ações antrópicas na bacia, que tendem a linearizar as bordas, deixando os fragmentos com geometrias menos complexas.

O valor de SHAPE_MN para áreas modificadas obteve o maior valor do estudo, evidenciando maior complexidade das manchas. Esse resultado pode ser justificado pelo aparecimento de afloramentos rochosos naturais ou várias áreas degradadas por erosão. Nessas duas situações, os fragmentos formados possuem geometrias irregulares menos linearizadas.

O grau de isolamento dos fragmentos da classe de áreas vegetadas apresentou-se baixo, ENN_MN = 66,14 m, corroborando com o aumento do índice de contágio e com o índice de coesão 99,9. A agregação também obteve valores elevados, AI = 90,86 %. Já para a classe áreas modificadas, o grau de isolamento assumiu um valor superior, 84,38 metros, contribuindo para a redução do grau de coesão, 94,8%. No entanto, o índice de agregação obteve o menor valor do estudo, AI = 68,98%.

A imagem aérea de uma área representativa da bacia (Figuras 48 e 49) pode evidenciar a boa agregação da classe vegetação e a baixa agregação da classe área modificada, pois essa última é formada por pequenos fragmentos próximos, porém sem uma conexão lado a lado.

Figura 48 - Expressivas manchas de vegetação e pequenos fragmentos de áreas modificadas próximos (captura com drone em abril de 2022). Sub-bacia do reservatório Patu



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 49 - Expressivas manchas de vegetação e pequenos fragmentos de áreas modificadas próximos (captura do Google Earth em abril de 2018). Sub-bacia do reservatório Patu



Fonte: Google Earth (2022).

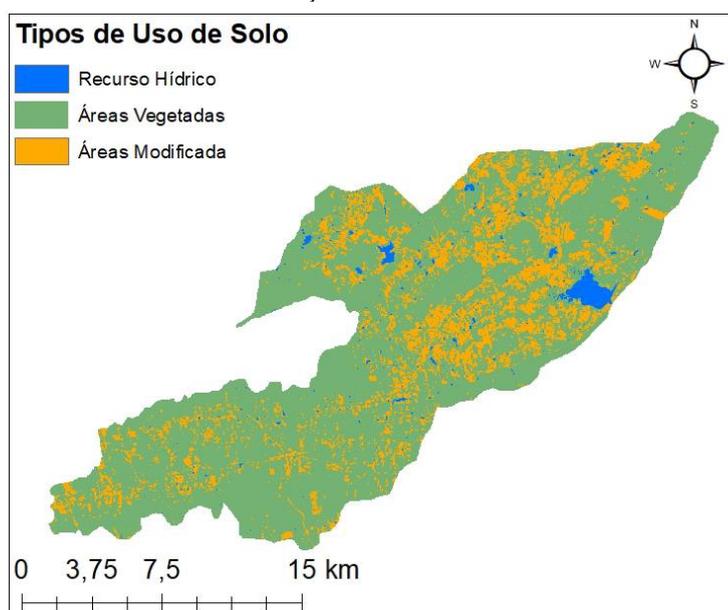
A disposição dos fragmentos de uso de solo na paisagem nessa bacia assumiu uma condição peculiar, na qual a paisagem possui baixo grau de diversidade (SIDI e SHDI baixos). A classe área modificada possui altos valores de densidade de fragmentos, o maior do estudo ($PD = 10,97 \text{ n}^\circ/100\text{ha}$), além do menor valor de índice de agregação do estudo ($AI = 68,9\%$) e alto valor de coesão ($COHESION = 94,8\%$). Essa conformação pode ser observada na Figura 45, onde a área modificada é formada por pequenos fragmentos coesos em determinadas regiões, porém de forma desagregada. Portanto, a paisagem possui pouca diversidade e alguns núcleos de pequenos fragmentos desagregados. O índice de agregação mede a conectividade a partir da frequência com que diferentes pares de tipos de fragmentos da mesma classe aparecem lado a lado na paisagem. Já a coesão mede a conectividade física dos fragmentos; essa aumenta à medida que esses fragmentos se tornam mais aglomerados, ou seja, mais próximos. Dessa forma, a paisagem pode ter baixa diversidade e muitos fragmentos, pois esses podem não estar lado a lado, porém próximos formando núcleos.

4.5 Sub-bacia do reservatório Lima Campos

4.5.1 Classificação da área - Lima Campos

A bacia de drenagem do reservatório Lima Campos possui uma área calculada de 340,00 km², podendo sua delimitação ser observada na Figura 50. No cálculo de áreas de fragmentos de uso de solo, foi possível determinar uma área de 263,81 km² de paisagem vegetada e 69,05 km² de paisagem modificada. Essas áreas correspondem, respectivamente, a 77,59 % e 20,31% da área total da bacia de drenagem do reservatório.

Figura 50 - Sub-bacia do reservatório Lima Campos: classificação de uso de solo



Fonte: Próprio autor (2022).

O reservatório Lima Campos é o segundo menor reservatório dentre o conjunto analisado. No cálculo de áreas de fragmentos de uso de solo, pode-se constatar que o mesmo possui o maior percentual de áreas vegetadas, 77,59%, podendo-se inferir o bom grau de conservação vegetacional da bacia de drenagem. O resumo das áreas calculadas pode ser observado na Tabela 19.

Tabela 19 - Sub-bacia do reservatório Lima Campos, áreas da classificação de uso de solo

Bacia	Reservatório	Capacidade (hm ³)	Área Total (Km ²)	Área Vegetada (Km ²)	Área Modificada (Km ²)	% Área Vegetada	% Área Modificada
SALGADO	LIMA CAMPOS	66,38	340,00	263,81	69,05	77,59	20,31

Fonte: Próprio autor (2022).

4.5.2 Métricas de paisagem - Lima Campos

Os valores das métricas de paisagem (Tabela 20) do reservatório Lima Campos apresentaram uma grande aproximação com os valores do reservatório Patu, divergindo apenas no índice de contágio (CONTAG Lima Campos = 58,26%) e, logo, apresentando um nível menor de dispersão e intercalação entre os fragmentos. Os índices de diversidade apresentaram baixos valores, com SIDI = 0,35 e SHDI = 0,59.

Tabela 20 -2 Valores obtidos das métricas de paisagem - Lima Campos

Reservatório Lima Campos					
Métricas Landscap		Métricas Class - Classe Áreas Vegetadas		Métricas Class - Classe Áreas Modificadas	
CONTAG %	58.2625	PD n°/100ha	1.7847	PD n°/100ha	7.2127
SIDI	0.3525	LPI %	77.0237	LPI %	2.3531
SHDI	0.5917	ED m/ha	68.5519	ED m/ha	64.5066
		SHAPE_MN	1.1965	SHAPE_MN	1.3170
		ENN_MN m	72.4037	ENN_MN m	92.8618
		COHESION %	99.9627	COHESION %	95.8993
		AI %	93.1715	AI %	76.3392

Fonte: Próprio autor (2022).

Quanto às métricas de classe, a similaridade entre o reservatório mencionado não foi efetiva, excetuando-se quanto ao LPI da classe áreas vegetadas, em que o presente reservatório apresenta uma única mancha que ocupa 77% da paisagem, corroborando com o baixo índice de diversidade.

A densidade de fragmentos para áreas vegetadas foi a menor encontrada no estudo, com 1,7 fragmentos a cada 100ha, evidenciando uma baixa fragmentação de áreas vegetadas. Já a classe áreas modificadas apresentou uma grande quantidade de fragmentos por unidade de área, 7,2 n°/100ha. Essa classe também apresentou um valor elevado de LPI, 2,35 %, quando comparada aos demais reservatórios.

Pode-se observar, nas Figura 51 e 52, uma porção da bacia de drenagem do reservatório com uma área de elevada cobertura vegetal à esquerda, bem como uma grande quantidade de fragmentos à direita, evidenciando os valores encontrados nas métricas LPI e PD.

Figura 51 - Disposição de mancha de vegetação à esquerda e área modificada à direita (captura com drone em abril de 2022). Sub-bacia do reservatório Lima Campos



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 52 - Disposição de mancha de vegetação à esquerda e área modificada à direita (captura com drone em abril de 2022) (captura do Google Earth em junho de 2019). Sub-bacia do reservatório Lima Campos



Fonte: Google Earth (2022).

A métrica densidade de borda apresentou valores similares para as classes, com ED = 68,5 metros para áreas vegetadas e 64,5 metros para áreas modificadas. Assim como no reservatório Patu, a complexidade dos fragmentos para a classe vegetação apresentou valor baixo, com $SHAPE_MN = 1,19$, corroborando com a baixa densidade de borda da vegetação do reservatório, reduzindo assim a suscetibilidade ao efeito de borda, porém indicando possíveis ações antrópicas.

Nas Figuras 53 e 54, é evidenciado o índice de complexidade de forma, a partir do qual, em uma porção da bacia de drenagem, pode-se perceber um fragmento com forma geométrica menos complexa.

Figura 53 - Fragmento com baixa complexidade de forma (captura com drone em abril de 2022). Sub-bacia do reservatório Lima Campos



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 54 - Fragmento com baixa complexidade de forma (captura do Google Earth em outubro de 2019). Sub-bacia do reservatório Lima Campos



Fonte: Google Earth (2022).

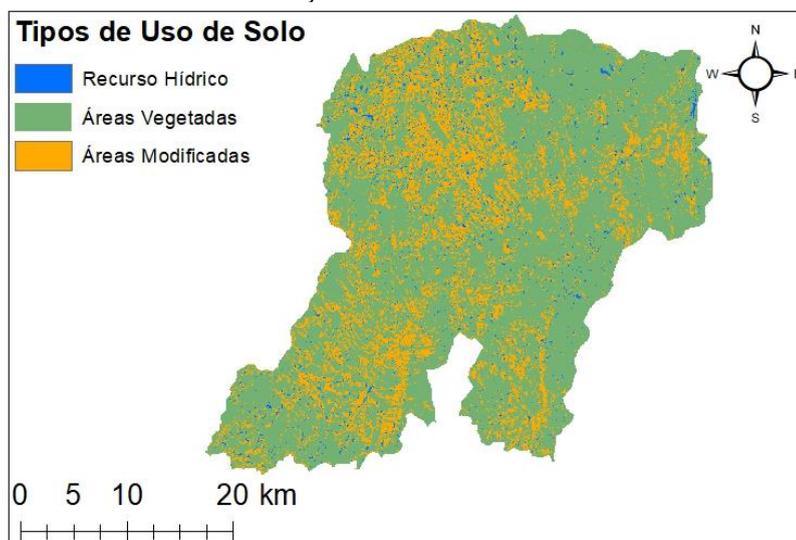
As métricas que refletem o grau de isolamento e agregação apresentaram valores coerentes, tendo a distância média entre o fragmento mais próximo para a classe vegetação o valor de 72,4 metros e índice de agregação 93,17%, indicando um baixo grau de isolamento entre os fragmentos e uma boa agregação. Já para a classe de áreas modificadas, o grau de isolamento foi maior, ENN_MN = 92,86 metros, tendendo ao limite de grau médio de isolamento, e AI = 76,33%, demonstrando uma menor agregação da classe, corroborando também com a redução do índice de contágio a nível de paisagem.

4.6 Sub-bacia do reservatório Riacho do Sangue

4.6.1 Classificação da área - Riacho do Sangue

A área da bacia de drenagem calculada do reservatório Riacho do Sangue é de 1213,69 km², como pode ser observado na Figura 55. Ela é coberta por fragmentos vegetacionais cujas áreas somadas atingem um valor de 913,79 Km²; já os fragmentos do tipo paisagem modificada cobrem uma área de 275,95 Km².

Figura 55 - Sub-bacia do reservatório Riacho do Sangue: classificação de uso de solo



Fonte: Próprio autor (2022).

Como pode ser observado na Tabela 21, com o resumo dos quantitativos e percentuais de áreas dos fragmentos de uso de solo da sub-bacia, a classe do tipo áreas vegetadas representa um percentual de 75,27% da área total, bem como a classe paisagem modificada representa 22,73%. Nessa bacia de drenagem, foi observado um baixo percentual de áreas de espelho d'água, um total de 2%.

Tabela 21 - Sub-bacia do reservatório Riacho do Sangue: áreas da classificação de uso de solo

Bacia	Reservatório	Capacidade (hm ³)	Área Total (Km ²)	Área Vegetada (Km ²)	Área Modificada (Km ²)	% Área Vegetada	% Área Modificada
MÉDIO JAGUARIBE	RIACHO DO SANGUE	61,42	1.213,96	913,79	275,95	75,27	22,73

Fonte: Próprio autor (2022).

4.6.2 Métricas de paisagem - Riacho do Sangue

O valor do índice de contágio obtido para a sub-bacia do reservatório Riacho do Sangue foi o maior deste estudo, alcançando 61,4%, e, portanto, pode-se inferir que, a nível de paisagem, o reservatório possui uma área com boa agregação e baixa intercalação do tipo de mancha, possuindo poucas manchas com grande extensão. Os índices de diversidade SIDI e SHDI assumiram valores baixos, 0,39 e 0,69, respectivamente, indicando uma baixa fragmentação da paisagem. Os valores das métricas podem ser observados na Tabela 22.

Tabela 22 - Valores obtidos das métricas de paisagem - Riacho do Sangue

Reservatório Riacho do Sangue					
Métricas Landscap		Métricas Class - Classe Áreas Vegetadas		Métricas Class - Classe Áreas Modificadas	
CONTAG %	61.4068	PD n°/100ha	2.1923	PD n°/100ha	8.3309
SIDI	0.3974	LPI %	72.9590	LPI %	1.7145
SHDI	0.691	ED m/ha	80.9397	ED m/ha	73.4926
		SHAPE_MN	1.2010	SHAPE_MN	1.3103
		ENN_MN m	69.2312	ENN_MN m	90.7822
		COHESION %	99.9753	COHESION %	96.4149
		AI %	91.7389	AI %	75.4426

Fonte: Próprio autor (2022).

Nas Figuras 56 e 57, pode-se evidenciar uma porção da bacia com baixa diversidade de fragmentos, sendo a vegetação a mancha predominante.

Figura 56 - Extensa área vegetada (captura com drone em abril de 2022). Sub-bacia do reservatório Riacho do Sangue



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 57 - Extensa área vegetada (captura do Google Earth em abril de 2016). Sub-bacia do reservatório Riacho do Sangue



Fonte: Google Earth (2022).

Quanto às métricas a nível de classe (Tabela 22), obteve-se para a classe vegetação um valor de densidade de fragmentos $PD = 2,1 \text{ n}^\circ/100\text{ha}$, dentro da média em relação aos demais reservatórios. Já a classe áreas vegetadas apresentou valores altos de fragmentos por unidade de área, $PD = 8,3 \text{ n}^\circ/100\text{ha}$, indicando uma fragmentação da classe.

O índice de maior fragmento assumiu um valor de 72,9% para a classe áreas vegetadas e 1,71% para áreas modificadas. A grande mancha de vegetação corrobora com o aumento do índice de contágio e redução da diversidade, que é ampliado com o aumento do número de manchas e dispersão das mesmas.

A densidade de borda obtida na classe áreas vegetadas foi de 80,9 m/ha, indicando uma maior suscetibilidade ao efeito de borda. Para a classe áreas modificadas, o valor de ED foi de 73,49 m/ha. Embora ED da classe áreas vegetadas tenha um valor comparativamente mais alto, o índice de complexidade do fragmento não exprime alta complexidade. Para $SHAPE_MN$, obteve-se um valor de 1,2, sugerindo modificações da paisagem por fatores antrópicos, já que seu valor se aproxima da forma quadrada.

Nas Figuras 58 e 59, observam-se as modificações causadas pelas ações antrópicas, intensificando as fragmentações nas áreas de vegetação e reduzindo a complexidade dos fragmentos.

Figura 58 - Ações antrópicas na bacia de drenagem do açude Riacho do Sangue (captura com drone em abril de 2022). Sub-bacia do reservatório Riacho do Sangue



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 59 - Ações antrópicas na bacia de drenagem do açude Riacho do Sangue (captura do Google Earth em outubro de 2019). Sub-bacia do reservatório Riacho do Sangue



Fonte: Google Earth (2022).

O índice de isolamento das classes assumiu valores baixos, de 69,2 e 90,7 metros, para áreas vegetadas e modificadas, respectivamente, sendo que essa última tende a uma maior dispersão pela paisagem. Esses valores também corroboram com o índice de agregação, em que uma maior desagregação foi obtida na classe áreas modificadas, $AI = 75,4\%$, e um bom valor

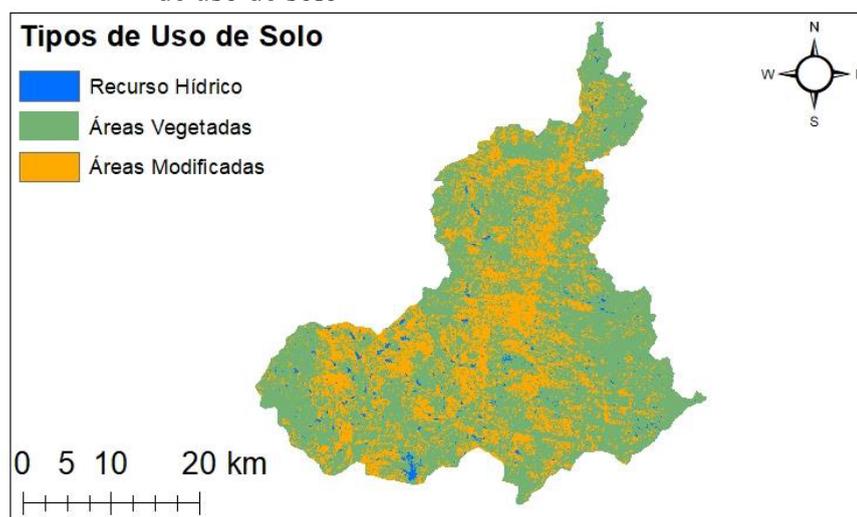
de AI para áreas vegetadas, 91,7%, promovendo um aumento no índice de contágio da paisagem.

4.7 Sub-bacia do reservatório Várzea do Boi

4.7.1 Classificação da área - Várzea do Boi

A área da bacia de drenagem do reservatório Várzea do Boi foi calculada, obtendo-se um valor de 1202,13 km². Foi realizada a classificação dos usos de solo e suas extensões calculadas, conforme mostrado na Figura 60.

Figura 60 - Sub-bacia do reservatório Várzea do Boi: classificação de uso de solo



Fonte: Próprio autor (2022).

Obteve-se da soma da extensão territorial dos fragmentos de uso de solo do tipo área vegetada um valor de 809,29 Km² e, dos fragmentos do tipo paisagem modificada, um valor de 377,19 Km². Deste estudo, essa é a sub-bacia com o maior valor percentual de área do tipo paisagem modificada, com 31,38%. Pode-se observar, na Tabela 23, que essa bacia possui o menor percentual de áreas vegetadas, 67,32%. Esse valor pode ser atribuído à região onde o reservatório está localizado, uma área de predominância de vegetação rala do tipo caatinga e grandes extensões de afloramentos rochosos.

Tabela 23 - Sub-bacia do reservatório Várzea do Boi, áreas da classificação de uso de solo

Bacia	Reservatório	Capacidade (hm ³)	Área Total (Km ²)	Área Vegetada (Km ²)	Área Modificada (Km ²)	% Área Vegetada	% Área Modificada
ALTO JAGUARIBE	VÁRZEA DO BOI	51,91	1.202,13	809,292	377,193	67,32	31,38

Fonte: Próprio autor (2022).

4.7.2 Métricas de paisagem - Várzea do Boi

O índice de contágio a nível de paisagem do reservatório Várzea do Boi assumiu valor dentro da média dos reservatórios analisados, com CONTAG = 56,2%, possuindo assim um bom grau de agregação e intercalação dos fragmentos que compõem a paisagem. O índice de diversidade SIDI assumiu valores acima da média do estudo (0,44), com 0,495, alcançando o segundo maior valor do estudo. O SHDI obteve um valor de 0,841, indicando um maior nível de diversidade e fragmentação da paisagem, e, por essa métrica ser mais sensível a terras raras, ela pode ter assumido valores superiores ao SIDI. Os valores das métricas podem ser observados na Tabela 24.

Tabela 24 - Valores obtidos das métricas de paisagem - Várzea do Boi

Reservatório Várzea do Boi					
Métricas Landscap		Métricas Class - Classe Áreas Vegetadas		Métricas Class - Classe Áreas Modificadas	
CONTAG %	56.2271	PD n°/100ha	3.4156	PD n°/100ha	7.8326
SIDI	0.4958	LPI %	61.9163	LPI %	4.6492
SHDI	0.8415	ED m/ha	81.8468	ED m/ha	78.1627
		SHAPE_MN	1.1904	SHAPE_MN	1.2818
		ENN_MN m	76.5104	ENN_MN m	88.1434
		COHESION %	99.9583	COHESION %	98.6487
		AI %	90.3221	AI %	80.4210

Fonte: Próprio autor (2022).

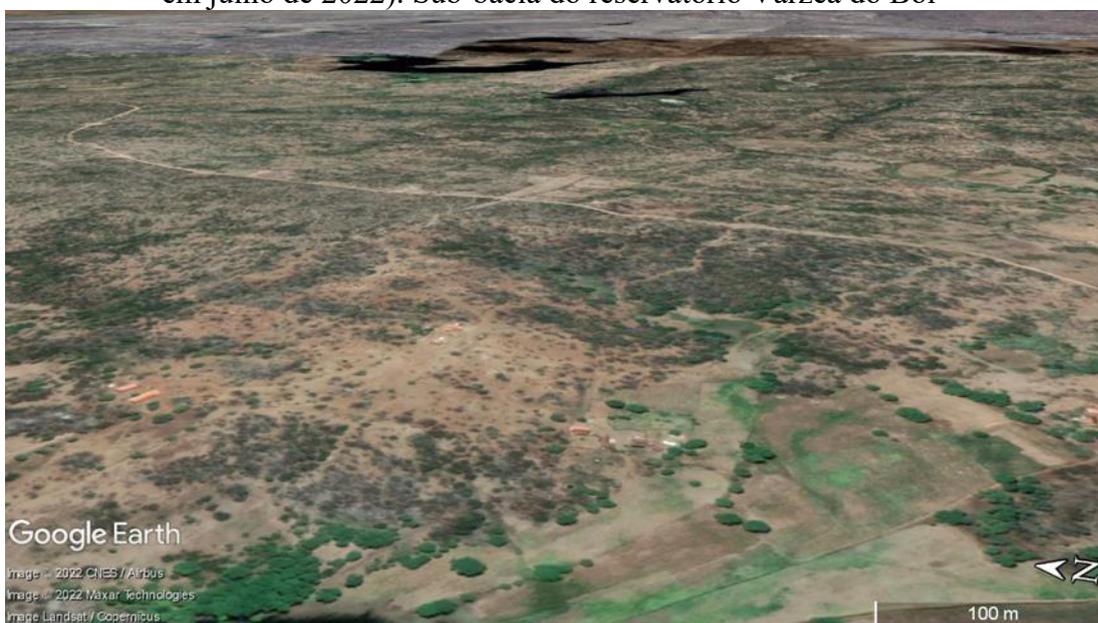
Nas Figuras 61 e 62, evidencia-se, a partir da imagem aérea, uma paisagem com uma grande diversidade de fragmentos, intercalando áreas vegetadas e solo desprovido de vegetação.

Figura 61 - Área com diversidade de fragmentos intercalados (captura com drone em julho de 2022). Sub-bacia do reservatório Várzea do Boi



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 62 - Área com diversidade de fragmentos intercalados (captura do Google Earth em julho de 2022). Sub-bacia do reservatório Várzea do Boi



Fonte: Google Earth (2022).

Quanto às métricas de classe, a densidade dos fragmentos assumiu o valor mais elevado do estudo para áreas vegetadas, com $PD = 3,4 \text{ n}^\circ/100\text{ha}$, indicando uma maior fragmentação. O índice de maior fragmento também infere sobre esse indicativo, obtendo-se o segundo menor valor do estudo, 61,9%. Já para áreas modificadas, a densidade de fragmentos

obteve valor elevado, $PD = 7,8 \text{ n}^\circ/100\text{ha}$. Porém, o LPI alcançou o maior valor do estudo, 4,6%, indicando uma grande mancha contígua de área descoberta pela vegetação.

Quanto à densidade de borda, pode-se destacar que a classe áreas modificadas obteve a segunda maior ED, obtendo um valor de 78,16 m/há; valores elevados podem ampliar a suscetibilidade à degradação de novas áreas. ED para a classe áreas vegetadas obteve valor elevado, assumindo 81,8 m/ha.

Quanto ao índice de complexidade dos fragmentos, a classe áreas vegetadas obteve um valor de 1,19, podendo exprimir uma fragmentação por fatores antrópicos, se analisada em conjunto com a métrica PD, que obteve o valor mais alto do estudo.

Nas Figuras 63 e 64, observa-se uma comunidade estabelecida às margens do açude Várzea do Boi, onde a área de preservação permanente sofre modificações causadas pelas ações antrópicas (manejo inadequado do solo para plantio de milho e extração de madeira para carvão), intensificando a fragmentação nas áreas de vegetação e reduzindo a complexidade dos fragmentos.

Figura 63 - Ações antrópicas na Bacia de drenagem do açude Várzea do Boi (captura com drone em julho de 2022). Sub-bacia do reservatório Várzea do Boi



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 64 - Ações antrópicas na Bacia de drenagem do açude Várzea do Boi (captura do Google Earth em junho de 2021). Sub-bacia do reservatório Várzea do Boi



Fonte: Google Earth (2022).

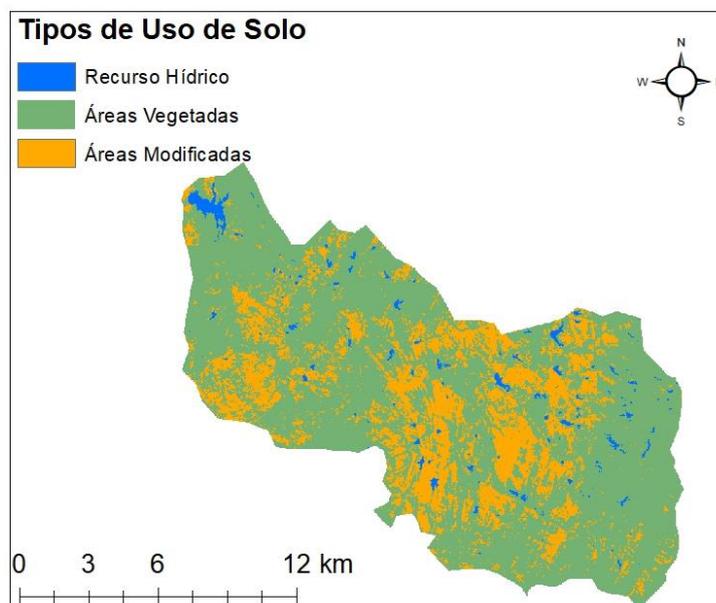
Quanto ao grau de isolamento e agregação, os índices alcançaram valores $ENN_MN = 76,5$ e $AI = 90,3 \%$ para a classe áreas vegetadas, indicando um baixo nível de isolamento e uma boa agregação. Para a classe áreas modificadas, $ENN_MN = 88,1m$, indicando baixo nível de isolamento, mas com tendência para valores médios. Com $AI = 80,42$, o segundo mais alto do estudo, contribui-se para o índice de contágio a nível de paisagem.

4.8 Sub-bacia do reservatório Cupim

4.8.1 Classificação da área - Cupim

A bacia de drenagem do reservatório Cupim possui a menor área calculada deste estudo, com $226,0 \text{ Km}^2$, podendo ser observada na Figura 65. Quanto à classificação do uso de solo, foi mensurada uma área de $166,569 \text{ Km}^2$ para a classe do tipo área vegetada; já para os fragmentos de uso de solo do tipo paisagem modificada, obteve-se uma área de $55,09 \text{ Km}^2$.

Figura 65 - Sub-bacia reservatório Cupim: classificação de uso de solo



Fonte: Próprio autor (2022).

Como pode ser observado na Tabela 25, os fragmentos do tipo áreas vegetadas e paisagem modificada obtiveram percentuais em relação à área total de 73,7% e 24,38%, respectivamente. Dessa forma, embora a área da bacia de drenagem do reservatório seja pequena, os percentuais de cada classe de uso de solo obtiveram valores que não destoam dos demais reservatórios estudados.

Tabela 25 - Sub-bacia do reservatório Cupim: áreas da classificação de uso de solo

Bacia	Reservatório	Capacidade (hm ³)	Área Total (Km ²)	Área Vegetada (Km ²)	Área Modificada (Km ²)	% Área Vegetada	% Área Modificada
PARNAÍBA	CUPIM	4,55	226,00	166,569	55,0908	73,70	24,38

Fonte: Próprio autor (2022).

4.8.2 Métricas de paisagem - Cupim

O índice de contágio dos fragmentos do reservatório Cupim apresentou-se dentro da média em relação aos demais, CONTAG = 54,4%. Já o índice de diversidade de Simpson assumiu um valor baixo, com SIDI = 0,39, similar ao do reservatório Riacho do Sangue, assim como o SHDI = 0,64. Os valores das métricas podem ser observados na Tabela 26.

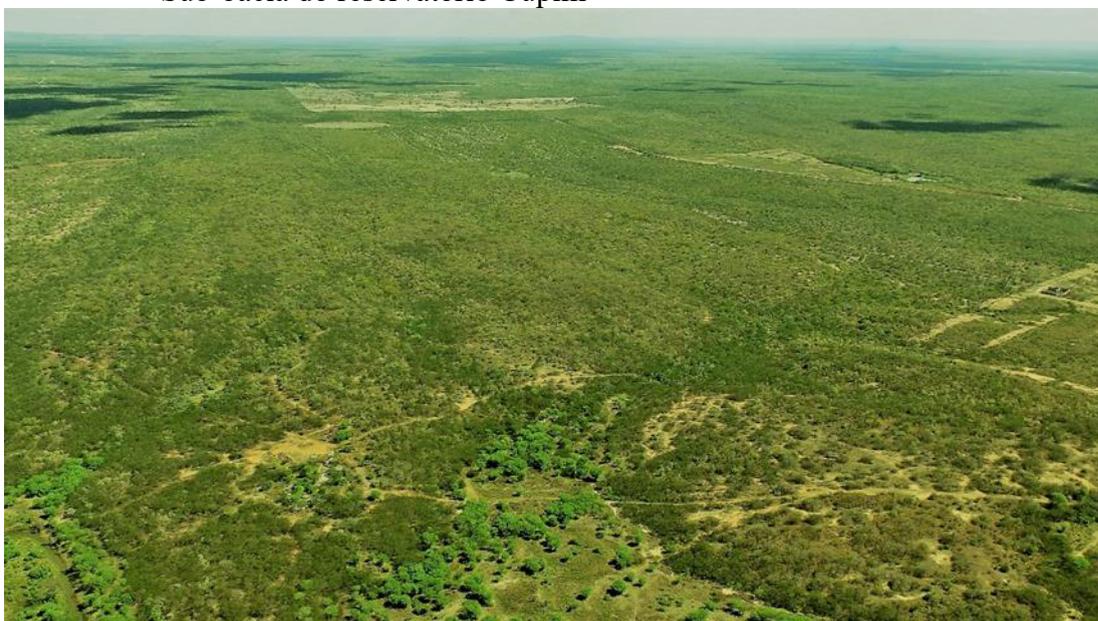
Tabela 26 - Valores obtidos das métricas de paisagem - Cupim

Reservatório Cupim					
Métricas Landscap		Métricas Class - Classe Áreas Vegetadas		Métricas Class - Classe Áreas Modificadas	
CONTAG %	54.4962	PD n°/100ha	2.7440	PD n°/100ha	8.1036
SIDI	0.3967	LPI %	71.9390	LPI %	2.7405
SHDI	0.6441	ED m/ha	75.7622	ED m/ha	70.0104
		SHAPE_MN	1.2059	SHAPE_MN	1.2986
		ENN_MN m	74.4401	ENN_MN m	93.5085
		COHESION %	99.9335	COHESION %	96.5955
		AI %	92.1301	AI %	78.5966

Fonte: Próprio autor (2022).

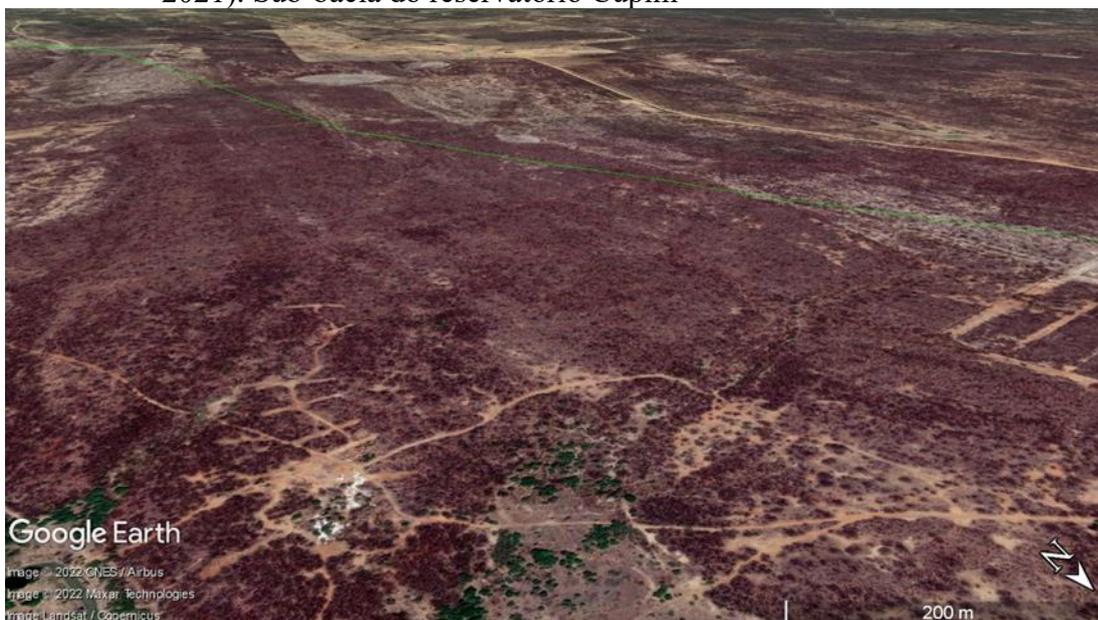
Nas Figuras 66 e 67, evidencia-se, a partir das imagens aéreas, uma porção da bacia com baixa diversidade de fragmentos. Podem ser observadas também algumas estradas não pavimentadas, que conectam áreas de fragmentos sem vegetação

Figura 66 - Baixa diversidade de fragmentos (captura com drone em julho de 2022).
Sub-bacia do reservatório Cupim



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 67 - Baixa diversidade de fragmentos (captura do Google Earth em agosto de 2021). Sub-bacia do reservatório Cupim



Fonte: Google Earth (2022).

Quanto às métricas de paisagem a nível de classe, a métrica densidade de fragmentos apresentou valor superior ($PD = 2,74$) ao do reservatório Riacho do Sangue, mesmo apresentando resultados similares nas métricas a nível de paisagem. Dessa forma, pode-se indicar que, embora a bacia de drenagem tenha uma maior fragmentação, os fragmentos estão com um certo nível de coesão.

O índice de maior fragmento da classe áreas vegetadas assumiu valor alto, indicando uma grande mancha de vegetação na paisagem, $LPI = 71,9\%$, inferindo-se uma possível agregação da classe. O índice de densidade de borda foi superior para a classe áreas vegetadas, com $ED = 75,7$ m/há. Esse resultado sugere que a classe pode estar mais suscetível a um maior efeito de borda e degradação.

O grau de complexidade dos fragmentos foi similar entre as duas classes, com 1,20 e 1,29 para áreas vegetadas e áreas modificadas, respectivamente. Pela amplitude alcançada no índice, não há um elevado distanciamento do valor mínimo, podendo-se sugerir que as modificações da paisagem estão ligadas às atividades antrópicas.

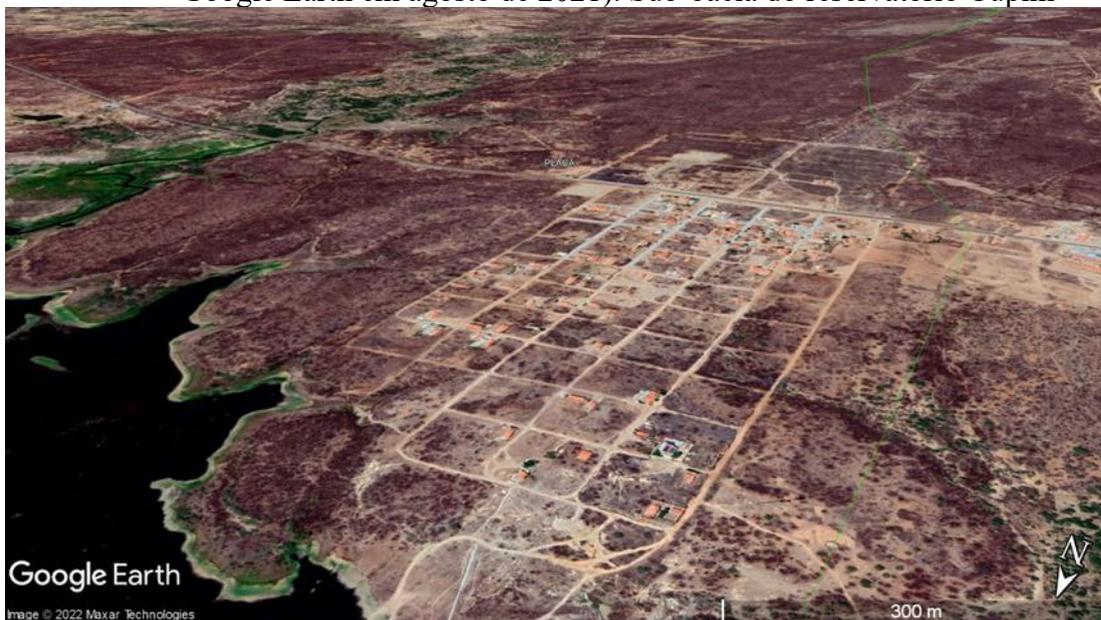
Nas Figuras 68 e 69, pode-se observar a modificação da paisagem por ações antrópicas. O parcelamento do solo é uma atividade que corrobora para a redução da complexidade de forma dos fragmentos. Quando executado em área de preservação permanente ou em sua proximidade, pode potencializar os fatores de degradação dos reservatórios. Essa ação é evidenciada nas referidas imagens.

Figura 68 - Ações antrópicas na bacia de drenagem do açude Cupim (captura com drone em julho de 2022). Sub-bacia do reservatório Cupim



Fonte: Próprio autor (2022).

Figura 69 - Ações antrópicas na bacia de drenagem do açude Cupim (captura do Google Earth em agosto de 2021). Sub-bacia do reservatório Cupim



Fonte: Google Earth (2022).

A distância ao vizinho mais próximo foi mais baixa para a classe áreas vegetadas, com $ENN_{MN} = 74,4$ metros, sendo assim um valor próximo ao que é atribuído ao baixo grau de isolamento, portanto corroborando com o índice de contágio. Já para áreas modificadas,

ENN_MN = 93,5, de modo que há uma proximidade com o valor limite para alcançar o médio nível de isolamento.

O índice de agregação foi o segundo mais alto do estudo para a classe áreas vegetadas, AI = 92,13%, contribuindo para a elevação do índice de contágio a nível de paisagem. Já para áreas modificadas, o índice de agregação ficou mais baixo, AI = 78,59%, refletindo o grau de dispersão dos inúmeros fragmentos identificados na densidade de fragmentos, PD = 8,1 n°/100ha.

O índice de coesão alcançou valores com baixas variações para a classe áreas modificadas, variando entre 99,97% e 99,94%, indicando conectividade física entre os fragmentos dessa classe. Já para a classe áreas vegetadas, o índice obteve uma sutil variação, 98,64% a 94,86%. Dessa forma, pode-se inferir que, embora a classe esteja mais fragmentada, existem conexões físicas entre os fragmentos.

4.9 Compilado das áreas e tabela-resumo dos valores de métricas

A Tabela 27 contém todas as informações das sub-bacias analisadas, de acordo com as dimensões dos fragmentos de tipos de solos. A média de percentual das áreas vegetadas das bacias é de 73,43%; a sub-bacia do reservatório Lima Campos obteve o maior valor, 77,59%, e a sub-bacia do reservatório Várzea do Boi obteve o menor valor, 67,32%.

A média percentual de áreas de paisagens modificadas obteve o valor de 23,55%; a sub-bacia do reservatório Lima Campos obteve o menor valor, 20,31%, e a sub-bacia do reservatório Várzea do Boi obteve o maior valor, 31,38% de áreas modificadas, em coerência com os valores encontrados na classe de áreas vegetadas.

Além dessas classes citadas, foram calculadas as áreas dos espelhos d'água, percentualmente em relação à área total das bacias de drenagem, obtendo-se um valor médio de 1,96%, sendo a sub-bacia do reservatório Cipoada a que obteve o maior valor percentual dessa classe, aproximadamente 5%, e a sub-bacia do reservatório Várzea do Boi com o menor valor, 1,3% de fragmentos de espelhos d'água.

Tabela 27 - Resumo de informações de áreas dos fragmentos de uso de solo

Bacia	Reservatório	Capacidade (hm ³)	Área Total (Km ²)	Área Vegetada (Km ²)	Área Modificada (Km ²)	% Área Vegetada	% Área Modificada	Espelhos D'água %
BANABUIÚ	BANABUIÚ	1.601,00	4.367,20	3.155,11	1.123,47	72,25	25,73	2,03
ALTO JAGUARIBE	TRUSSU	301,00	1.570,00	1.148,47	396,24	73,15	25,24	1,61
BANABUIÚ	CIPOADA	86,09	357,753	261,53	78,4305	73,10	21,92	4,97
BANABUIÚ	PATU	71,83	901,51	696,484	188,114	77,26	20,87	1,88
SALGADO	LIMA CAMPOS	66,38	340,00	263,81	69,0579	77,59	20,31	2,10
MÉDIO JAGUARIBE	RIACHO DO SANGUE	61,42	1.213,96	913,79	275,95	75,27	22,73	2,00
ALTO JAGUARIBE	VÁRZEA DO BOI	51,91	1.202,13	809,292	377,193	67,32	31,38	1,30
PARNAÍBA	CUPIM	4,55	226,00	166,569	55,0908	73,70	24,38	1,92

Fonte: Próprio autor (2022).

A seguir, é apresentada a tabela 28 com o compilado de todos os valores obtidos pelas métricas para cada sub-bacia, tanto a nível de classe como a nível de paisagem. Esses resultados são a base para a formação da matriz de correlação, a partir da qual o coeficiente de correlação de Pearson é calculado. Os resultados são apresentados e discutidos no próximo tópico.

Tabela 28 - Resultado geral das métricas de paisagem

Métricas Landscape	Reservatórios									
	BANABUIÚ	TRUSSU	CIPOADA	PATU	LIMA CAMPOS	RIACHO DO SANGUE	VÁRZEA DO BOI	CUPIM		
CONTAG %	51.1342	59.8796	55.4340	54.4200	58.2625	61.4068	56.2271	54.4962		
SIDI	0.6208	0.4519	0.4565	0.3583	0.3525	0.3974	0.4958	0.3967		
SHDI	1.0731	0.7975	0.844	0.5985	0.5917	0.691	0.8415	0.6441		
Métricas Class - Classe Áreas Vegetadas	Reservatórios									
	BANABUIÚ	TRUSSU	CIPOADA	PATU	LIMA CAMPOS	RIACHO DO SANGUE	VÁRZEA DO BOI	CUPIM		
PD n°/100ha	2.1398	2.2444	2.4918	2.0591	1.7847	2.1923	3.4156	2.7440		
LPI %	48.3807	67.6207	68.1467	76.5041	77.0237	72.9590	61.9163	71.9390		
ED m/ha	61.7769	62.6346	84.8552	93.3246	68.5519	80.9397	81.8468	75.7622		
SHAPE_MN	1.2131	1.2167	1.2340	1.1753	1.1965	1.2010	1.1904	1.2059		
ENN_MN m	71.7349	76.5180	71.2223	66.1492	72.4037	69.2312	76.5104	74.4401		
COHESION %	99.9736	99.9681	99.9426	99.9785	99.9627	99.9753	99.9583	99.9335		
AI %	90.7840	93.1993	90.8292	90.8692	93.1715	91.7389	90.3221	92.1301		
Métricas Class - Classe Paisagens Modificadas	Reservatórios									
	BANABUIÚ	TRUSSU	CIPOADA	PATU	LIMA CAMPOS	RIACHO DO SANGUE	VÁRZEA DO BOI	CUPIM		
PD n°/100ha	6.8674	5.0380	10.7394	10.9706	7.2127	8.3309	7.8326	8.1036		
LPI %	0.9874	2.7371	3.3622	0.9476	2.3531	1.7145	4.6492	2.7405		
ED m/ha	58.4892	57.6205	76.6348	86.3153	64.5066	73.4926	78.1627	70.0104		
SHAPE_MN	1.2818	1.3088	1.2810	1.3388	1.3170	1.3103	1.2818	1.2986		
ENN_MN m	86.1427	94.6435	89.0578	84.3814	92.8618	90.7822	88.1434	93.5085		
COHESION %	98.0777	98.6176	96.6411	94.8609	95.8993	96.4149	98.6487	96.5955		
AI %	75.6841	82.0917	72.7753	68.9504	76.3392	75.4426	80.4210	78.5966		

Fonte: Próprio autor (2022).

4.10 Correlação de Pearson entre as métricas de paisagem e o volume aportado nos reservatórios

Diversos estudos têm sido realizados para entender as relações entre os padrões de uso de solo e os processos hidrológicos e de qualidade de água. Nafi'Shehab *et al.* (2020) identificaram que as análises realizadas recentemente possuem maior foco na identificação da configuração espacial dos usos de solo, para determinação das métricas de paisagem, com a finalidade de identificar as associações e interconexões do uso e ocupação do solo com as características da água em unidades territoriais de bacias hidrográficas. Shi *et al.* (2013) apontam que o uso da terra está intimamente relacionado às características das atividades humanas, que por sua vez alteram os processos naturais, como transporte de sedimentos e fluxo de escoamento.

Zhang *et al.* (2013) estudaram as relações entre as características de padrão de uso de solo e os processos hidrológicos, analisando diversos cenários de uso de solo em uma bacia hidrográfica em Pequim, demonstrando que algumas conformações de uso de solo podem reduzir significativamente o escoamento em diferentes escalas. Contudo, em especial para pequenos eventos de tempestade, constataram que uma complexidade de forma das manchas de uso de solo e os níveis de fragmentação podem aumentar o escoamento.

Para Lee *et al.* (2009), a distribuição dos fragmentos que formam a paisagem pode ser um fator determinante no estabelecimento dos serviços ecológicos, como ciclagem de energia e nutrientes, estabelecimento e fragmentação de habitats e estabilidade dos processos hidrológicos. Para os autores, o entendimento da distribuição espacial da paisagem e sua relação com o ciclo hidrológico é essencial para a gestão de bacias hidrográficas e manutenção dos processos ecológicos equilibrados.

As relações entre os efeitos da espacialização do uso e ocupação do solo nos processos hidrológicos podem ser bem descritas por meio de técnicas estatísticas. Brogna *et al.* (2017) inferem que as análises estatísticas diretas possuem menor grau de dificuldades em termos de aplicação e podem produzir resultados mais eficientes do que modelos hidrológicos de base física.

Os estudos citados obtiveram resultados que apontam uma boa associação entre os usos de solo e o desenvolvimento dos processos hidrológicos, corroborando os resultados encontrados na presente pesquisa. A seguir (Tabela 29), são apresentados os resultados obtidos

na correlação (Correlação de Pearson) entre os valores das métricas de paisagem, calculadas no item anterior, e o volume de água aportado nos reservatórios selecionados, considerando a quadra chuvosa de 2018.

Tabela 29 - Correlação de Pearson entre métricas de paisagem e volume de água aportado nos reservatórios

Métricas Landscape	Valor	Métrica Class – Áreas Vegetadas	Valor	Métrica Class - Áreas Modificadas	Valor
CONTAG	-0,690	PD	-0,212	PD	-0,178
SIDI	0,799	LPI	-0,823	LPI	-0,493
SHDI	0,752	ED	-0,453	ED	-0,418
		SHAPE_MN	0,159	SHAPE_MN	-0,369
		ENN_MN	-0,131	ENN_MN	-0,497
		COHESION	0,314	COHESION	0,261
		AI	-0,358	AI	-0,145

Fonte: Próprio autor (2022).

Os dados obtidos da aplicação da correlação de Pearson alcançaram resultados estatisticamente relevantes para as métricas de paisagem a nível de *landscape* do tipo CONTAG, SIDI e SHDI. O índice de diversidade de Simpson apresentou a maior correlação, 0,799, seguido da correlação de Shannon, na qual obteve-se o valor de 0,752, e o índice de contágio com a menor correlação dentre os três significantes CONTAG = -0,69.

Entre os índices de diversidade, o de Shannon é o mais sensível ao aparecimento de terras raras, fragmentos de classes com pouca expressividade de aparecimento e pouco dispersos pela paisagem, sendo bastante aplicado em análises temporais, nas quais mudanças sutis podem surgir na paisagem. Dessa forma, pode-se justificar a obtenção de um menor desempenho na correlação para o índice SHDI, em comparação com o índice de diversidade de Simpson.

Uma boa correlação positiva de SHDI também foi encontrada no trabalho de Liu *et al.* (2020), no qual observou-se um aumento na vazão de base durante a estação seca de um ano hidrológico, com o aumento da diversidade, corroborando com os resultados do presente estudo.

Para métricas de paisagem a nível de classe, obteve-se o valor mais alto de correlação do estudo para o índice de maior mancha da classe áreas vegetadas, LPI = -0,823, sendo essa a única métrica com correlação significativa. Ressalta-se que o resultado obtido é negativo, portanto o maior fragmento de vegetação de cada sub-bacia analisada contribui de

forma negativa para o aporte de volume de água nos reservatórios. Esse resultado corrobora com os dados obtidos no trabalho de Liu *et al.* (2020), em que a correlação de LPI foi significativa e negativa em relação à vazão da bacia durante a estação chuvosa em um ano hidrológico, e também em relação ao fluxo de base durante a estação seca de um ano hidrológico. No trabalho de Zhang *et al.* (2013), também se obteve a mesma constatação, em que LPI para áreas de floresta assumiram correlação negativa. Altos valores da métrica contribuem para uma redução do escoamento, porém o autor ressalta que, em geral, as florestas integram o processo hidrológico natural, contribuindo com outros processos, como infiltração, interceptação, absorção e evapotranspiração.

A métrica LPI traz um forte indicativo de dominância e agregação, corroborando de forma direta com o índice de contágio e de forma inversa com a diversidade. No estudo de correlações, tanto CONTAG quanto LPI para áreas vegetadas correlacionaram-se negativamente com o aporte de água nos reservatórios.

Os resultados de correlação encontrados identificaram que as métricas de classe para áreas modificadas não apresentaram valores satisfatórios que pudessem inferir sobre a disposição das manchas sem vegetação na bacia e o aporte de água nos reservatórios.

A partir dessa ótica de correlações, sob a qual o índice de contágio da paisagem obteve valores significativos de correlação, juntamente com os índices de diversidade e o índice de maior mancha para a classe de áreas vegetadas, pode-se inferir que a agregação da vegetação e sua diversidade de fragmentos pela paisagem são fatores determinantes no incremento de volume de água nos reservatórios.

Considerando os conceitos de infraestrutura ecológica, observa-se que a vegetação desempenha serviços ecossistêmicos fundamentais para o equilíbrio e manutenção do ciclo hidrológico, bem como a disposição das áreas vegetadas possui influência significativa na formação e estabelecimento de habitats, conforme apontam os indicativos dos diversos estudos de características da água, como os de CHEN *et al.* (2021); Nafi'Shehab *et al.* (2020); Brogna *et al.* (2017); Shi *et al.* (2013); Shi *et al.* (2017) e Lee *et al.* (2009). Todos esses apontam para os efeitos negativos das paisagens desprovidas de vegetação, desencadeando um aumento da velocidade do escoamento e, assim, impulsionando a produção e transporte de sedimentos, aumentando a deterioração da qualidade da água, com o arraste e dispersão de nutrientes e poluentes. Além disso, evidenciam e corroboram com os resultados de correlação de Pearson apresentado na presente pesquisa, em que as características da espacialização dos fragmentos de vegetação estão associadas ao aporte de água nos reservatórios (serviço ecossistêmico).

Este estudo das correlações entre as métricas de paisagem e o aporte de água nos reservatórios embasa a conformação espacial da inserção de infraestrutura ecológica do tipo vegetacional (IEV) em áreas modificadas, que possuem como característica principal solos desprovidos de vegetação. Dessa forma, indica-se a inserção de IEV em pequenos blocos desagregados e intercalados, modificando a paisagem da classe áreas modificadas.

Com base nos resultados da correlação estatística, pode-se inferir que áreas com vegetação com alta diversidade de fragmentos (valores elevados de SIDI e SHDI), média agregação entre os fragmentos (baixos valores de CONTAG) e formando núcleos de pequenas áreas (baixo valor de LPI), podem favorecer um incremento no aporte de água para os reservatórios já construídos.

Portanto, indica-se que as IEV sejam inseridas prioritariamente nas áreas classificadas como paisagens modificadas, onde o solo é desprovido de vegetação. A inserção deve convergir para que a classificação da paisagem modificada seja convertida em uma paisagem vegetada, na qual suas métricas SIDI e/ou SHDI tenham valores elevados e CONTAG e LPI valores baixos.

Salienta-se que é indicado inserir IEV com um nível mínimo de agregação, de modo a criar um ambiente propício à formação de corredores ecológicos, e, assim, aumentar o fluxo de material genético da fauna e da flora, consolidando um ecossistema equilibrado.

Ressalta-se ainda que a inserção de IEV com baixos valores de índice de maior mancha, que geram núcleos de pequenas áreas, pode facilitar quanto aos aspectos práticos de definição de áreas passivas e prioritárias para inserção, considerado os entraves legais e as questões fundiárias.

Métricas como distância média entre o vizinho mais próximo (ENN_MM) podem nortear a inserção de IEV, considerando as características ecológicas intrínsecas de cada bacia (tipo de solo, características das espécies, rede de drenagem, tamanho das propriedades etc.), já que essa métrica infere sobre o grau de isolamento, podendo assim propor uma faixa de distanciamento adequado entre os núcleos vegetacionais.

Colaborando com ENN_MN, o índice de densidade de borda (ED) pode contribuir com o dimensionamento da formação de núcleos mínimos de vegetação, capazes de favorecer a formação e sustentação de habitats equilibrados, para assim promover serviços ecossistêmicos, como a formação de filtros naturais de poluentes e nutrientes.

No estudo de Uuemaa, Roosaare e Mander (2005), foi possível identificar que um uso de solo com maior densidade de borda, em uma bacia de um rio na Estônia, favoreceu a

retenção de nutrientes. Em geral, a taxa de fluxo entre os elementos espaciais pode ser fomentada ou interrompida, dependendo do rigor das bordas (FORMAN, 1995) e da natureza do material.

Um trabalho de inserção de infraestrutura ecológica vegetal que favoreça o aporte de água nos reservatórios pode ser apoiado por políticas públicas e incentivos ao cumprimento da legislação (Lei nº 12.651 de 2012) que visa à preservação ambiental de fragmentos de áreas, de pelo menos 20% em imóveis rurais, denominada reserva legal. Essa está prevista no art. 3, inciso III do Código Florestal brasileiro de 2012 (BRASIL, 2012).

III - Reserva Legal: área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, delimitada nos termos do art. 12, com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa [...].

A obrigatoriedade do Cadastro Ambiental Rural - CAR poderia ser a base para delimitação e demarcação da IEV, pois o mesmo considera as averbações de reserva legal em cartório e o cadastro contempla o envio de uma base cartográfica do tipo *Shapefile* da propriedade. Dessa forma, as ferramentas do sistema de informações geográficas – SIG contribuiriam para uma melhor definição das áreas de inserção de IEV, principalmente com foco na melhoria dos processos hidrológicos e equilíbrio do ecossistema.

As ferramentas dos sistemas de informações geográficas, as imagens de satélite e a utilização das métricas de paisagem norteiam a inserção de IEV de forma mais ponderada. No entanto, salienta-se que a prática de inserção de IEV *in loco* deve ser apoiada em levantamentos de campo, de modo a identificar as peculiaridades de cada sub-bacia, como, por exemplo, a elaboração de inventários florestais da área de interesse.

5 CONCLUSÃO

Obteve-se êxito em definir a inserção de infraestrutura ecológica do tipo vegetacional, norteadas pela determinação das métricas de paisagem, com a principal finalidade de melhorar o aporte de água em reservatórios já construídos nas regiões semiáridas do Ceará. Os resultados apontaram, numericamente, a influência do posicionamento dos fragmentos de tipos de uso de solo, em específico os fragmentos de vegetação, no aporte de água nos reservatórios.

Estabeleceu-se uma rotina de classificação de imagens para determinação do uso de solos em bacias de drenagem de reservatório, com foco principal na classificação de áreas vegetadas e áreas modificadas, bem como na delimitação de espelhos d'água. Os resultados da classificação foram validados em trabalhos de campo, obtendo-se bom desempenho quando comparadas as imagens de drone capturadas nos pontos de controle.

Uma limitação associada à rotina de classificação que opera em regiões semiáridas é a escassez de imagens com baixa incidência de nuvens, já que a vegetação é melhor realçada no período chuvoso. Nessa época, o satélite é impedido de registrar a superfície devido à formação de nuvens, limitando também uma análise em escala temporal.

A boa classificação das imagens favoreceu o cálculo das métricas de paisagem. Observou-se um bom funcionamento do software Fragstats 4.2, no qual se processaram as imagens .Geotiff classificadas, gerando resultados de métricas de paisagem com precisão. Pode-se concluir que o software Fragstats 4.2 possui grande versatilidade, sendo capaz de calcular várias métricas em diversos níveis de paisagem, tornando o processo de determinação bastante ágil.

As métricas de paisagem selecionadas foram capazes de descrever numericamente e de forma detalhada a espacialização dos fragmentos de uso de solo nas bacias de drenagem dos reservatórios. Além disso, foi possível identificar algumas inter-relações entre as métricas, dessa forma ampliando as possibilidades de inserção de infraestrutura ecológica vegetacional e aumentando a probabilidade de êxito no melhoramento no aporte de água nos reservatórios.

A estatística de correlação de Pearson é bastante utilizada em trabalhos envolvendo métricas de paisagem e processos hidrológicos, como variação de vazões e escoamento, qualidade de água e transporte de sedimentos. No presente trabalho, a correlação obteve valores com relevância estatística para as métricas a nível de paisagem, em que todos os índices obtiveram bom desempenho – CONTAG, SIDI e SHDI. Para as métricas de paisagem a nível

de classe, o índice de maior mancha da classe áreas vegetadas assumiu o maior valor do estudo. Já para a classe áreas modificadas, os valores de correlação não foram significativos e seus efeitos aderidos somente a nível de paisagem.

A partir deste estudo, pode-se concluir que a disposição dos fragmentos de uso de solo na paisagem possui grandes influências nos processos hidrológicos, ressaltando o efeito da disposição da vegetação no aporte de água nos reservatórios.

Embasado pelos resultados estatísticos de correlação, o presente trabalho conclui que a inserção de IEV em áreas modificadas deve ser realizada em forma de pequenos blocos desagregados e intercalados, de modo a propiciar o surgimento de uma nova paisagem, com grande diversidade de manchas de fragmentos vegetacionais e pequenos núcleos vegetacionais, favorecendo os processos hidrológicos naturais e o aporte de água nos reservatórios.

A infraestrutura ecológica vegetacional é a base para a formação de um ecossistema funcional, no qual se estabelece um equilíbrio entre os meios físico e biótico. O presente estudo indica a inserção de IEV direcionada para melhorar a disponibilidade hídrica (meio físico); no entanto, sugere-se que estudos sejam direcionados para avaliar de forma integrada a distribuição espacial da vegetação e os ganhos no campo dos recursos hídricos e na consolidação biótica do ecossistema em formação. As métricas de paisagem podem nortear de forma ponderada a inserção de IEV, beneficiando os meios físicos, bióticos e também o antrópico, por meio do fornecimento de serviços ecossistêmicos.

Este estudo contempla uma análise da paisagem de toda a sub-bacia dos reservatórios. Estudos sobre infraestrutura ecológica e geração de serviços ecossistêmicos como melhoramento de aporte de água em reservatórios podem ser realizados em porções específicas da bacia hidrográfica, como as Áreas de Preservação Permanente (APP), sendo essas protegidas por lei e de grande importância para a sustentabilidade dos recursos hídricos. Portanto, sugere-se que novos trabalhos sejam realizados com escopo restrito à análise de métricas de paisagem em APP e da mensuração das associações com o aporte de água em reservatórios.

Os resultados desta pesquisa apontaram como a inserção de IEV em sub-bacias hidrográficas pode ser realizada a partir das diretrizes das métricas de paisagem associadas ao aporte de água nos reservatórios, melhorando a eficiência das infraestruturas civis de acumulação de água já construídas. No entanto, sugere-se também que estudos complementares sejam realizados para identificar relações entre métricas de paisagens e a entrada de sedimentos nesses reservatórios, haja vista que esse aporte de sólidos é um fator de grande atuação na perda de eficiência de acumulação e redução da longevidade desses reservatórios.

REFERÊNCIAS

ADERALDO, P. I. C.; BASTOS, F. H. Mapeamento e Caracterização Ambiental no Município de Independência/Ceará. *In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA; I CONGRESSO NACIONAL DE GEOGRAFIA*, 2017, Campinas.

Anais [...]. Campinas, 2017. Disponível em:

<https://ocs.ige.unicamp.br/ojs/sbgfa/article/view/2204> Acesso em: 10 out. 2022.

ALMEIDA, C. G. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná**. 2008. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) –

Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008. Disponível em:

<https://tede2.uepg.br/jspui/handle/prefix/498> Acesso em: 10 out. 2022.

ALMEIDA, C. L.; CARVALHO, T. R. A.; ARAÚJO, J. C. Leaf area index of Caatinga biome and its relationship with hydrological and spectral variables. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 279, n. 1, p. 1-9, ago. 2019. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0168192319303211> Acesso em: 10 out. 2022.

ALMEIDA, C. L.; OLIVEIRA, J. G. B.; ARAÚJO, J. C. Impacto da recuperação de área degradada sobre as respostas hidrológicas e sedimentológicas em ambiente semiárido. **Water Resources and Irrigation Management**, v. 1, n. 1, p. 39-50, 2012. Disponível em:

<https://www3.ufrb.edu.br/seer/index.php/wrim/article/view/1586> Acesso em: 05 out. 2022.

ALMEIDA, C. L. *et al* Fallow reduces soil losses and increases carbon stock in Caatinga.

Floresta e Ambiente, v. 24, 24: e20160175, 2017. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/loram/a/RXyTG5C4w7tmyxWVVDyRkpx/?format=pdf&lang=en> Acesso em: 10 out. 2022.

AMORIM, J. V. A.; VALLADARES, G. S.; PORTELA, M. G. T. Classificação não-supervisionada de imagens RapidEye no mapeamento da cobertura das terras do Delta do Parnaíba, Piauí. **GEOSABERES: Revista de Estudos Geoeeducacionais**, v. 12, n. 1, p. 88-104, jan./dez. 2021. Disponível em:

<https://www.redalyc.org/journal/5528/552866526006/552866526006.pdf> Acesso em: 08 out. 2022.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Reservatórios do Semiárido Brasileiro**: hidrologia, balanço hídrico e operação: Anexo C/Agência Nacional de Águas. Brasília:

ANA, 2017.

ANDRADE, A. C.; FRANCISCO, C. N.; ALMEIDA, C. M. Desempenho de classificadores paramétrico e não paramétrico na classificação da fisionomia vegetal. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 65, n. 2, p. 227-242, 2013. Disponível em:

<https://seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/43917> Acesso em: 10 out. 2022.

ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. Capital natural, serviços ecossistêmicos e sistema econômico: rumo a uma “Economia dos Ecossistemas”. **IE/UNICAMP**, n. 159, mai. 2009.

Disponível em: <https://www.eco.unicamp.br/images/arquivos/artigos/1789/texto159.pdf>
Acesso em: 12 out. 2022.

ANDRADE, J. H. R.; DA SILVA, E. G. B. Mapeamento do uso e cobertura vegetal da sub-bacia hidrográfica do Riacho do Sangue, Jaguaratama/CE para identificação de áreas degradadas susceptíveis à desertificação. *In: II WORKSHOP INTERNACIONAL SOBRE ÁGUA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO (II WIASB)*, 2015, Campina Grande. **Anais [...]**. Campina Grande, 2015. Disponível em: <https://editorarealize.com.br/artigo/visualizar/17340>
Acesso em: 12 out. 2022.

ARAÚJO, J. A. **Barragens no nordeste do Brasil**; experiência do DNOCS em barragem na região semi-árida. 2. ed. Fortaleza: DNOCS, 1990.

ARAÚJO NETO, J. R. *et al.* Influence of land use/occupation on water quality in the Trussu river valley, Ceará, Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, n. 1, p. 59-69, jan./mar. 2017. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rca/a/q5pqM8qpCPTJcGvsJTvs8WC/> Acesso em: 12 out. 2022.

ARONSON, J.; ALEXANDER, S. Steering Towards Sustainability Requires More Ecological Restoration. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 127-137, 2013. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/269807446_Steering_Towards_Sustainability_Requires_More_Ecological_Restoration Acesso em: 12 out. 2022.

BATISTA, F. J. A. *et al.* Impacto da ação antrópica na degradação da mata ciliar do trecho perenizado do Rio Trussu, Ceará, Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 3, n. 5, 189-197, 2016. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/309468482_Impacto_da_acao_antropica_na_degradacao_da_mata_ciliar_do_trecho_perenizado_do_Rio_Trussu_Ceara_Brasil Acesso em: 12 out. 2022.

BENEDICT, M. A.; McMAHON, E. T. **Green infrastructure: Linking landscapes and communities**. Washington: Island Press, 2006.

BEZERRA, M. C. L. *et al.* Simulação de técnicas de infraestrutura verde de drenagem urbana para captação do escoamento superficial. **Revista Tecnologia e Sociedade**, Curitiba, v. 16, n. 40, p. 1-16, 2020. Disponível em: <https://periodicos.utfpr.edu.br/rts/article/view/9430> Acesso em: 12 out. 2022.

BRABYN, L. Landscape classification using GIS and national digital databasis. **Landscape Research**, v. 21, p. 277-300, 1996. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01426399608706493> Acesso em: 15 out. 2022.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm. Acesso em: 10 fev. 2022.

BRASIL. **Lei 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, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e

11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2012.

BRASIL - Ministério da Integração Nacional - MIN. **Resolução nº 115, 23 de novembro de 2017**. Conselho Deliberativo da Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste – SUDENE. 2017. Disponível em: https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/739568/do1-2017-12-05-resolucao-n-115-de-23-de-novembro-de-2017-739564. Acesso em: 25 set. 2021.

BRAUMAN, K. A. *et al.* The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, v. 32, p. 67-98, 2007. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758> Acesso em: 15 out. 2022.

BROGNA, D. *et al.* Linking Forest Cover to Water Quality: A Multivariate Analysis of Large Monitoring Datasets. *Water*, v. 9, n. 3, p. 176-193, 2017. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/314175332_Linking_Forest_Cover_to_Water_Quality_A_Multivariate_Analysis_of_Large_Monitoring_Datasets Acesso em: 15 out. 2022.

BUENO, M. M. *et al.* Sustainable provision of raw water based on the management of ecosystem services in small watersheds. *Rev. Ambiente. Água*, v. 15, n. 2, 2020. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/qFVtsgw9gk3kPxwrLJLmCDj/?lang=en> Acesso em: 15 out. 2022.

BURKHARD, B. *et al.* Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecol. Indicators*, v. 21, p. 17-29, out. 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X11001907> Acesso em: 15 out. 2022.

CAMPOS, J. N. B.; VIEIRA NETO, J.; QUEIROZ, E. A. Impacto Cumulativo da pequena açudagem: estudo de caso do açude Várzea do Boi, em Tauá-Ce. 2000. *In: V SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE*, 2000, Natal. *Anais [...]*. Natal: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2000. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/261354580_IMPACTO_CUMULATIVO_DA_PEUENA_ACUDAGEM_ESTUDO_DE_CASO_DO_ACUDE_VARZEA_DO_BOI_EM_TAU_A-CE Acesso em: 15 out. 2022.

CARGNELUTTI FILHO, A. *et al.* Tamanho de amostra para estimação do coeficiente de correlação de Pearson entre caracteres de *Crambe abyssinica*. *Revista Ciência Agronômica*, v. 42, n. 1, p. 149-158, mar. 2011. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rca/a/9JfYyRcFWjSFRSpzmgkTySL/abstract/?lang=pt> Acesso em: 12 out. 2022.

CARVALHO, A. T. F. Bacia Hidrográfica como unidade de planejamento: discussão sobre os impactos da produção social na gestão de recursos hídricos no Brasil. *Caderno Prudentino de Geografia*, v. 1, n. 42, p. 140-161, 2020. Disponível em: <https://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view/6953> Acesso em: 15 out. 2022.

CARVALHO, N. O. *et al.* **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios**. Brasília-DF: ANEEL, 2000.

CEARÁ. Assembleia Legislativa. **Caderno regional da sub-bacia do Banabuiú/Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos**. Fortaleza: INESP, 2009.

CEARÁ. **Programa de Ação Estadual de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca**, PAECE. Fortaleza: Ministério do Meio Ambiente / Secretaria dos Recursos Hídricos, 2010.

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos (SRH)/Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH). **Inventário Ambiental do açude Banabuiú**. Fortaleza: SRH, 2011.

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos (SRH)/Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH). **Inventários Ambientais de Açudes aa Sub-Bacia do Salgado. Inventário Ambiental Açude Lima Campos**. Fortaleza: SRH, 2017.

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos (SRH). **Projeto de apoio à melhoria da segurança hídrica e fortalecimento da inteligência na gestão pública do Estado do Ceará. Projeto**: Marco de gestão socioambiental do projeto. Fortaleza: SRH, 2019.

CEMIN, G.; PÉRICO, E.; REMPEL, C. Composição e configuração da paisagem da sub-bacia do arroio jacaré, Vale do Taquari, RS, com ênfase nas áreas de florestas. **Revista Árvore**, v. 33, n. 4, p. 705-711, ago. 2009. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rarv/a/MRspvHpBYDS6hRpkVjB9SwD/?lang=pt> Acesso em: 15 out. 2022.

CHAVES, L. C. G. *et al.* Water quality and anthropogenic impact in the watersheds of service reservoirs in the Brazilian semi-arid region. **Revista Ciência Agronômica**, v. 50, n. 2, p. 223-233, abr./jun. 2019. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rca/a/7zK3pkycrgvGSLNFL58cDgj/?lang=en> Acesso em: 16 out. 2022.

CHEN, Z. *et al.* Spatiotemporal analysis of land use pattern and stream water quality in southern Alberta, Canada. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 242, out. 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169772221000917> Acesso em: 15 out. 2022.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1980.

COGERH. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. Base de dados cartográfica - i3Geo. **Plataforma web**, 2020. Disponível em: <http://i3geo.cogerh.com.br/i3geo/ogc/download.php>. Acesso em: 13 abr. 2020.

COHEN, J. **Statistical power analysis for the behavioral sciences**. Hillsdale, NJ: Erlbaum, 1988.

COHENCA, D.; CARVALHO, R. Comparação de métodos de classificação OBIA, Máxima Verossimilhança e Distância Mínima em imagem OLI/Landsat-8 em área de alta diversidade de uso do solo. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – SBSR,

2015, João Pessoa. **Anais** [...]. João Pessoa: INPE, 2015. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/sbsr2015/files/p0193.pdf> Acesso em: 12 out. 2022.

CONGALTON, R.; GREEN, K. **Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data - Principles and Practices**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group, 2009.

CORMIER, N. S.; PELLEGRINO, P. R. M. Infra-estrutura verde: uma estratégia paisagística para a água urbana. **Paisagem e Ambiente**, v. 25, p. 127-142, 2008. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/paam/article/view/105962> Acesso em: 12 out. 2022.

CORTEZ, H. S.; LIMA, G. P.; SAKAMOTO, M. S. A seca 2010-2016 e as medidas do estado do Ceará para mitigar seus efeitos. **Parc. Estrat.**, v. 22, n. 44, p. 83-118, 2017. Disponível em: http://seer.cgee.org.br/index.php/parcerias_estrategicas/article/viewFile/858/786 Acesso em: 12 out. 2022.

DA SILVA, E. B. *et al.* Uso da terra e influência no índice de qualidade de água: o caso do vale do Rio Trussu. **Irriga**, Botucatu, v. 23, n. 2, p. 334-358, 2018. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/328547048_USO_DA_TERRA_E_INFLUENCIA_NO_INDICE_DE_QUALIDADE_DE_AGUA_O_CASO_DO_VALE_DO_RIO_TRUSSU Acesso em: 12 out. 2022.

DE ANDRADE, E. M. *et al.* Land use effects in groundwater composition of an alluvial aquifer (Trussu River, Brazil) by multivariate techniques. **Environmental Research**, v. 106, n. 2, p. 170-177, fev. 2008. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0013935107002253> Acesso em: 12 out. 2022.

DE ARAÚJO, J. C. Assoreamento em reservatório do semi-árido: modelagem e validação. **Revista Brasileiro de Recursos Hídricos**. v. 8, n. 2, p. 39-56, jun. 2003. Disponível em: https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/36/9210142588c4088d166ac2ec5306e7c3_c192853e58309dba434a41918b6b205b.pdf Acesso em: 12 out. 2022.

DE ARAÚJO, J. C.; KNIGHT, D. W. Assessment of sediment yield of watersheds by reservoir survey and simulation modelling in Brazilian semiarid environment. *In*: BATALLA, R.; GARCIA, C. **Geomorphological processes and human impact in river basins**. Wallingford: IAHS Publication, 2004. p. 126-131.

DE ARAÚJO, J. C. *et al.* Sedimentation of reservoirs in semiarid Brazil. *In*: GAISER, T. *et al.* (eds.). **Global change and regional impacts: Water availability and vulnerability of ecosystems and society in the semi-arid Northeast of Brazil**. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 2003. p. 205-216.

DIAS, G. F. M. *et al.* A relação entre as mudanças na paisagem e a vazão da bacia do rio Capim, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi de Ciências Naturais**, Belém, v. 14, n. 2, p. 255-270, 2019. Disponível em: <https://boletimcn.museu-goeldi.br/bcnaturais/article/view/179> Acesso em: 12 out. 2022.

DODDS, W. K.; COLE, J. Expanding the concept of trophic state in aquatic ecosystems: It's not just the autotrophs. **Aquat. Sci.**, v. 69, p. 427-439, 2007. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00027-007-0922-1> Acesso em: 12 out. 2022.

EGOH, B. *et al.* Mapping ecosystem services for planning and management. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v. 127, n. 1-2, p. 135-140, ago. 2008. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880908001217> Acesso em: 12 out. 2022.

ELMQVIST, T. *et al.* Patterns of Loss and Regeneration of Tropical Dry Forest in Madagascar: The Social Institutional Context. **PLoS ONE**, v. 2, n. 5, mai. 2007. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0000402> Acesso em: 12 out. 2022.

ELMQVIST, T. *et al.* Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. **Curr. Opin. Environ. Sustainability**, v. 14, p. 101-108, jun. 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877343515000433> Acesso em: 12 out. 2022.

ETTO, T. L. *et al.* Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras - Campinas - SP. **Revista Árvore**, v. 37, n. 6, p. 1063-1071, 2013. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rarv/a/yWtNvX6d46grm3fC4SncdMq/abstract/?lang=pt> Acesso em: 12 out. 2022.

FANG, N. F. *et al.* Partial least squares regression for determining the control factors for runoff and suspended sediment yield during rainfall events. **Water**, v. 7, n. 7, p. 3925-3942, jul. 2015. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/7/7/3925> Acesso em: 12 out. 2022.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Why invest in watershed management?** Rome: FAO Viale delle Terme di Caracalla, 2007.

FERRAZ, S. F. B. *et al.* How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, v. 29, n. 2, p. 187-200, 2014. Disponível em: <http://www.lerf.eco.br/img/publicacoes/ES%20Land.Ecology.pdf> Acesso em: 12 out. 2022.

FIGUEIREDO FILHO, D. B.; SILVA JÚNIOR, J. A. Desvendando os mistérios do coeficiente de correlação de Pearson (r). **Revista Política Hoje**, v. 18, n. 1, p. 1-32, 2009. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/politica hoje/article/view/3852> Acesso em: 12 out. 2022.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 643-53, 2009. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0921800908004424> Acesso em: 12 out. 2022.

FITZ, P. R. **Geoprocessamento sem complicação**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

FORQUOR, G. *et al.* High resolution mapping of soil properties using remote sensing variables in South-Western Burkina Faso: A comparison of machine learning and multiple linear regression models. **PLoS ONE**, v. 12, n. 1, p. 21, 2017. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0170478> Acesso em: 12 out. 2022.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1986.

FORMAN, R.T.T. **Land Mosaics: The Ecology of Landscape and Regions**. Cambridge New York: University Press, 1995.

FRANCIS, R. A. *et al.* **The Routledge Handbook of Landscape Ecology**. 1. ed. Oxford: Routledge, 2022.

FRANCO, M. A. R. Infraestrutura Verde em São Paulo: o caso do Corredor Verde Ibirapuera-Villa Lobos. **Revista LABVERDE**, n. 1, p. 135-154, 2010. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/revistalabverde/article/view/61284/64219> Acesso em: 12 out. 2022.

FUNCEME. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Projeto Zoneamento Ecológico-Econômico das Áreas Susceptíveis à Desertificação dos Núcleos Irauçuba/Centro-Norte e Inhamuns no Estado do Ceará**. Fortaleza: Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos - FUNCEME, 2009.

FUNCEME. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Índice de Aridez do Ceará**. 2015. Disponível em: <http://www.funceme.br/index.php/areas/17-mapastem%C3%A1ticos/542-%C3%ADndice-de-aridez-para-o-cear%C3%A1>. Acesso em: 13 abr. 2022.

FUNCEME. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Portal Hidrológico do Ceará**. 2022. Disponível em: <http://www.funceme.br/hidro-ce-zend/#> Acesso em: 13 abr. 2022.

GALARÇA, S. P. *et al.* Correlação de Pearson e análise de trilha identificando variáveis para caracterizar porta-enxerto de *Pyrus communis* L. **Ciênc. Agrotec.**, Lavras, v. 34, p. 860-869, 2010. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cagro/a/QMy6pt47hxr6WcDdBJsVtzP/abstract/?lang=pt> Acesso em: 12 out. 2022.

GANEM, K. A. *et al.* Comparação entre dados com e sem correção atmosférica na classificação da cobertura da terra de uma área da caatinga utilizando o Google Earth Engine. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 6, 2017. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/44310> Acesso em: 12 out. 2022.

GANEM, K. A. *et al.* Mapeamento da Vegetação da Caatinga a partir de Dados Ópticos de Observação da Terra – Oportunidades e Desafios. **Rev. Bras. Cartogr.**, v. 72, n. Especial 50 anos, p. 829-854, 2020. Disponível em:

<https://seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/56543> Acesso em: 12 out. 2022.

GAUDERETO, G. L. *et al.* Avaliação de serviços ecossistêmicos na gestão de áreas verdes urbanas: promovendo cidades saudáveis e sustentáveis. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 21, p. 1-20, 2018. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/6sLQhL5xGvJr87QKKHH5TVp/?format=pdf&lang=pt> Acesso em: 12 out. 2022.

GHEYI, H. R. *et al.* **Recursos hídricos em regiões semiáridas: estudos e aplicações.** Campina Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido/Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2012.

GIADA, W. *et al.* Correção Atmosférica em Sensoriamento Remoto: Uma Revisão. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 01, p. 229-248, 2020. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/242735#:~:text=A%20corre%C3%A7%C3%A3o%20atmosf%C3%A9rica%20%C3%A9%20um,qu%C3%ADmicas%20e%20biol%C3%B3gicas%20de%20alvos>. Acesso em: 12 out. 2022.

GOMES, R. C. **Análise geoambiental da degradação do sistema e subsistemas da microbacia hidrográfica do riacho Carrapateiras – Tauá/CE.** 2015. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Ceará, 2015. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/16914> Acesso em: 12 out. 2022.

GOMES, R. C.; ZANELLA, M. E.; OLIVEIRA, V. P. V. Análise das características climáticas do município de Tauá-CE/Brasil. **Bol. geogr.**, Maringá, v. 35, n. 2, p. 83-98, 2017. Disponível em: <https://periodicos.uem.br/ojs/index.php/BolGeogr/article/view/31677> Acesso em: 12 out. 2022.

GONÇALVES, A. K. *et al.* Métodos de classificação supervisionada de imagens de satélite aplicadas no mapeamento do uso do solo na bacia hidrográfica do ribeirão Santo Antônio, São Manuel/SP. **GEOSABERES: Revista de Estudos Geoeducacionais**, v. 6, n. 1, p. 52-62, 2015. Disponível em: <http://www.geosaberes.ufc.br/geosaberes/article/view/364> Acesso em: 12 out. 2022.

GONÇALVES, A. L.; CRUZ, V. M. S.; SERRA, A. B. Fragmentação florestal na Região de Integração do Lago de Tucuruí, Pará, Brasil. **Ciências Agrárias/Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 62, n. 1, p. 1-10, 2019. Disponível em: <https://ajaes.ufra.edu.br/index.php/ajaes/article/view/3048> Acesso em: 12 out. 2022.

GUSWA, A. J. *et al.* Ecosystem services: Challenges and opportunities for hydrologic modeling to support decision making. **Water Resour. Res.**, 2014. Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/2014WR015497> Acesso em: 12 out. 2022.

HUGHES, C. J. *et al.* Mapping of water-related ecosystem services in the uMngeni catchment using a daily time-step hydrological model for prioritization of ecological infrastructure investment. Part 1: Context and modelling approach. Part 2: Outputs. **WATER SA**, v. 44, n. 4, p. 577-589, 2018. Disponível em:

http://www.scielo.org.za/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1816-79502018000400007&lng=en&nrm=iso Acesso em: 12 out. 2022.

HUTTON, C. J. **Modelling Geomorphic Systems: Numerical Modelling: Geomorphological Techniques**. Londres: British Society for Geomorphology, 2012.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Tauá**. 2022. Disponível em: <http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=231330&search=ceara|taua>. Acesso em: 13 abr. 2022.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Dados pluviométricos e de temperatura de Tauá**. 2015. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>. Acesso em: 13 abr. 2022.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Catálogo de Imagens**. 2022. Disponível em: <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/> Acesso em: 22 abr. 2022.

IPECE. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Características Geográficas, Recursos Naturais e Meio Ambiente**. Fortaleza, 2013. Disponível em: http://www2.ipece.ce.gov.br/publicacoes/ceara_em_numeros/2013/territorial/01_001_caracteristicas_geograficas.pdf. Acesso em: 13 abr. 2022.

IPECE. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Perfil Básico Municipal, 2017**. Disponível em: <https://www.ipece.ce.gov.br/perfil-municipal-2017/> Acesso em: 13 abr. 2022.

JEWITT, G. *et al.* (eds.) Investing in ecological infrastructure to enhance water security in the uMngeni River catchment. **Green Economy Research Report N. 1**, Green Fund, Development Bank of Southern Africa, Midrand, South Africa, 2015. Disponível em: <http://biodiversityadvisor.sanbi.org/wp-content/uploads/2016/08/21-Dini-PriorityEIuMngeniWaterSecurity.pdf> Acesso em: 12 out. 2022.

KAMALI, M. I.; NAZARI, R. Determination of maize water requirement using remote sensing data and SEBAL algorithm. **Agricultural Water Management**, v. 209, p. 197-205, out. 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378377418311260> Acesso em: 12 out. 2022.

KRUMMEL, J. R. *et al.* Landscape patterns in a disturbed environment. **Oikos**, v. 48, n. 3, p. 321-324, mar. 1987. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/3565520> Acesso em: 12 out. 2022.

LEÃO JÚNIOR, E.; GALO, M. L. B. T.; IVÁNOVÁ, I. Comparação entre abordagens de classificação por pixel e baseada em objeto para o monitoramento de recursos hídricos. **Rev. Bras. de Cartografia**, v. 70, n. 4, p. 1289-1309, 2018. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/46142> Acesso em: 12 out. 2022.

LEE, S. W. *et al.* Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. **Landscape And Urban Planning, South Korea**, v. 92, n. 2, p. 80-89, 2009. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169204609000371> Acesso em: 12 out. 2022.

LIMA JÚNIOR, J. C.; AZEVEDO, B. M.; PEREIRA, J. M. G. Balanço hídrico climatológico para o município de Icó, Ceará. *In: V WINOTEC: O SEMIÁRIDO BRASILEIRO: REALIDADES E PERSPECTIVAS*, 2018, Sobral. **Anais [...]**. Sobral/CE, 2018. Disponível em: <http://www.besthub.com.br/anais/TC0330225.pdf> Acesso em: 12 out. 2022.

LIMA NETO, I. E.; WIEGAND, M. C.; de ARAÚJO, J. C. Sediment redistribution due to a dense reservoir network in a large semi-arid Brazilian basin. **Hydrological Sciences Journal**, v. 56, n. 2, p. 319-333, 2011. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/02626667.2011.553616> Acesso em: 12 out. 2022.

LIU, Y. *et al.* Cyanobacteria-/cyanotoxin-contaminations and eutrophication status before wuxi drinking water crisis in lake taihu, China. **Journal of Environmental Science**, v. 23, n. 4, p. 575-581, 2011. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/21793398/> Acesso em: 12 out. 2022.

LONGO, R. M. *et al.* Qualidade ambiental em florestas urbanas em Campinas - estado de São Paulo/Brasil. **Revista Internacional de Impacto Ambiental**, Southampton, v. 2, p. 117-130, 2019. Disponível em: <https://portalcampinasinovadora.com.br/2019/07/qualidade-ambiental-em-florestas-urbanas-em-campinas/> Acesso em: 12 out. 2022.

LOPES, F. B. *et al.* Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 437-445, 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/4DHWLJNMrcpvWn7RDVcfSHs/?lang=en> Acesso em: 12 out. 2022.

LU, D.; WENG, Q. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. **International Journal of Remote Sensing**, v. 28, n. 5, p. 823-870, 2007. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/01431160600746456> Acesso em: 12 out. 2022.

MACHADO, A. L. S.; PACHECO, J. B. Serviços ecossistêmicos e o ciclo hidrológico da bacia hidrográfica amazônica - the biotic pump. **Revista GEONORTE**, v. 1, n. 1, p. 71-89, 2010. Disponível em: https://redib.org/Record/oai_articulo1649692-servi%C3%A7os-ecossist%C3%AAmicos-e-o-ciclo-hidrol%C3%B3gico-da-bacia-hidrogr%C3%A1fica-amazonica--biotic-pump Acesso em: 12 out. 2022.

MAGIDI, J.; AHMED, F. Assessing urban sprawl using remote sensing and landscape metrics: A case study of City of Tshwane, South Africa (1984-2015). **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, v. 22, n. 3, p. 335-346, dez. 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1110982317303733> Acesso em: 12 out. 2022.

MAIA, A. S. **Utilização de software livre e gratuito na caracterização morfométrica de uma bacia hidrográfica**. 2018. Monografia (Graduação) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Curso de Engenharia Civil, Mossoró, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufersa.edu.br/handle/prefix/4918> Acesso em: 12 out. 2022.

MAIA, A. G.; VILLELA, S. M. A necessidade da consideração do processo de assoreamento no planejamento e operação de reservatórios. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 2, p. 187-193, 2006. Disponível em: https://abr.br.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/24/753c6eb1ac2580bc0c880e4e4cb3b4dc_a80247a3afa70015150f18eaf53f28f2.pdf Acesso em: 12 out. 2022.

MANDER, Ü.; MIKK, M.; KÜLVIK, M. Ecological and low intensity agriculture as contributors to landscape and biological diversity. **Landscape and Urban Planning**, v. 46, p. 169-177, 1999. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169204699000420> Acesso em: 12 out. 2022.

MARQUES, T. H. N. Infraestrutura verde, infraestrutura ecológica e sistema de espaços abertos: como Lima, capital peruana, vem se apropriando desses conceitos frente às mudanças climáticas. **Revista LABVERDE**, v. 8, n. 2, p. 129-149, 2017. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/revistalabverde/article/view/137770#:~:text=Nesse%20cen%C3%A1rio%2C%20o%20Per%C3%BA%20vem,de%20paisagem%20como%20escalas%20locais> Acesso em: 12 out. 2022.

MARTINS, E. S. *et al.* **Ecologia de Paisagem: conceitos e aplicações potenciais no Brasil**. Brasília: EMBRAPA, 2004.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. US Forest Service General Technical. Report PNV 351, Portland: Department of Agriculture, 1995.

MEDEIROS, P. H. A., VIEIRA, V. P. P. B. Importância da abordagem dos processos hidrosedimentológicos na gestão dos recursos hídricos no semi-árido Brasileiro. *In: VIII SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE*, 2006, Gravatá. **Anais [...]**. Gravatá/PE, 2006.

MESQUITA, E. A.; CRUZ, M. L. B. O uso e cobertura da terra na sub-bacia hidrográfica do Riacho do Sangue - CE: elementos contributivos ao planejamento territorial. *In: VI CONGRESO IBEROAMERICANO DE ESTUDIOS TERRITORIALES Y AMBIENTALES*, 2014, Buenos Aires. **Anais [...]**. Buenos Aires, 2014.

MESQUITA, E. A. *et al.* Geoprocessamento aplicado à espacialização da potencialidade à erosão laminar na sub-bacia hidrográfica Riacho do Sangue-Ce. *In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR*, 2015, João Pessoa. **Anais [...]**. João Pessoa/PB, Brasil, 2015. Disponível em: <http://marte2.sid.inpe.br/rep/sid.inpe.br/marte2/2015/06.15.15.32.54?metadatarpository=sid.inpe.br/marte2/2015/06.15.15.32.55&ibiurl.backgroundlanguage=pt&ibiurl.requiredsite=marte2.sid.inpe.br+802&requiredmirror=dpi.inpe.br/marte2/2013/05.17.15.03.08&searchsite=bibdigital.sid.inpe.br:80&searchmirror=sid.inpe.br/bibdigital@80/2006/11.11.23.17&choice=briefTitleAuthorMisc&searchinputvalue=related:sid.inpe.br/marte2/2019/09.09.17.29.47->

0:pt:title:2:laminar+erosao+contagem+hidrografica:analise+erosao+laminar+bacia+hidrografica+corrego+contagem:&parentidentifierecitedby=6qtX3pFwXQZ4iE8KMKjdY/N8xSP&force recentflag=0 Acesso em: 12 out. 2022.

MOLISANI, M. M. *et al.* The influence of Castanhão reservoir on nutrient and suspended matter transport during rainy season in the ephemeral Jaguaribe river (CE, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 1, p. 115-123, fev. 2013. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/SsmzTSQZtHcycz6nYF8Lc7w/?lang=en> Acesso em: 12 out. 2022.

MOORE, D. S. **The Basic Practice of Statistics**. New York: Freeman, 2007.

MOORE, D. S.; McCABE, G. **Introduction to the practice of statistics**. New York: Freeman. 2004.

MOSER, D. *et al.* Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. **Landsc. Ecol.**, v. 17, n. 7, p. 657-669, 2002. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/226939737_Landscape_patch_shape_complexity_as_an_effective_measure_for_plant_species_richness_in_rural_landscapes Acesso em: 12 out. 2022.

MUTANGA, O.; DUBE, T.; AHMED, F. Progress in remote sensing: vegetation monitoring in South Africa. **South African Geographical Journal**, v. 98, n. 3, p. 461-471, 2016. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/03736245.2016.1208586?journalCode=rsag20> Acesso em: 12 out. 2022.

NAFI'SHEHAB, Z. *et al.* Spatial variation impact of landscape patterns and land use on water quality across an urbanized watershed in Bentong, Malaysia. **Ecological Indicators**, v. 122, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X20311936> Acesso em: 12 out. 2022.

ODUM, E. P.; TURNER, M. G. Georgia Landscape: A Changing Resource. In: ZONNEVELD, I. S.; FORMAN, R. T. T. (eds.) **Changing Landscapes: An Ecological Perspective**. SpringerVerlag: New York, 1989.

OLIVEIRA, M. B. *et al.* Trocas de energia e fluxo de carbono entre a vegetação de caatinga e atmosfera no nordeste brasileiro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 21, p. 378-386, 2006. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/159429/trocas-de-energia-e-fluxo-de-carbono-entre-a-vegetacao-de-caatinga-e-atmosfera-no-nordeste-brasileiro#:~:text=Publica%C3%A7%C3%B5es-,Trocas%20de%20energia%20e%20fluxo%20de%20carbono%20entre%20a%20vegeta%C3%A7%C3%A3o,e%20atmosfera%20no%20Nordeste%20brasileiro.&text=Resumo%3A%20Neste%20estudo%20foram%20avaliadas,nativa%2C%20no%20nordeste%20do%20Brasil> Acesso em: 12 out. 2022.

O'NEILL, R. V. *et al.* Indices of landscape pattern. **Landscape Ecology**, v. 1, n. 3, p. 153-162, 1998. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00162741> Acesso em: 12 out. 2022.

PALÁCIO, H. A. Q. **Índice de qualidade das águas na parte baixa da bacia hidrográfica do rio Trussu, Ceará**. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2004. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/18155> Acesso em: 12 out. 2022.

PALÁCIO, H. A. Q. *et al.* Similaridade e fatores determinantes na salinidade das águas superficiais do Ceará por técnicas multivariadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 395-402, 2011. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/BwRpzWwDCVnHKWJ6dpT6sLm/abstract/?lang=pt> Acesso em: 17 out. 2022.

PEARSON, D. Key Roles for Landscape Ecology in Transformative Agriculture Using Aotearoa. New Zealand as a Case Example. **Land**, v. 9, n. 5, p. 146-154, 2020. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/341306982_Key_Roles_for_Landscape_Ecology_in_Transformative_Agriculture_Using_Aotearoa-New_Zealand_as_a_Case_Example Acesso em: 17 out. 2022.

PENG, J. *et al.* Processes coupling and spatial integration: Characterizing ecological restoration of territorial space in view of landscape ecology. **Journal of Natural Resources**, v. 35, n. 1, 2020.

PRADO, D. E. As caatingas da América do Sul. *In*: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (orgs.). **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2003.

SANTOS FILHO, H.; CORNERO, C.; PEREIRA, A. Comparação ótica de NDWI e classificação não supervisionada com resultados de detecção automática de áreas úmidas: estudo de caso cidade de Macapá, Brasil. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 4, p. 40452-40468, 2021.

SANTOS, J. A. *et al.* Hydrochemistry and trophic state change in a large reservoir in the Brazilian Northeast region under intense drought conditions. **Journal of Limnology**, v. 76, n. 1, p. 41-51, 2017. Disponível em: <https://www.jlimnol.it/index.php/jlimnol/article/view/jlimnol.2016.1433> Acesso em: 17 out. 2022.

SANTOS, J. C. N. *et al.* Land use and trophic state dynamics in a tropical semi-arid reservoir. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, n. 1, p. 35-44, 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rca/a/r6MYthHRZ7P9mLZw5BP5n7c/abstract/?lang=en> Acesso em: 17 out. 2022.

SANTOS, M. F. N.; ENOKIBARA, M.; CASTRO, M. S. G. Tendências de estudos em Infraestrutura Verde no Brasil. *In*: I SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIDADE, PAISAGEM E NATUREZA, 2020, Bauru. **Anais [...]**. Bauru, 2020. Disponível em: <https://www.eventoanap.org.br/data/inscricoes/7744/form2875231773.pdf> Acesso em: 17 out. 2022.

SCHIELD, M. **Correlation, Determination and Causality**. Boston: American Statistical Association, 1995.

SCHINDLER, D. W. *et al.* Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-years whole-ecosystem experiment. **PNAS.**, v. 105, n. 32, p. 11254-11258, 2008. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/10.1073/pnas.0805108105> Acesso em: 17 out. 2022.

SEPPELT, R. *et al.* A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. **J. Appl. Ecol.**, p. 630-636, 2011. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x> Acesso em: 17 out. 2022.

SHI, P. *et al.* Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. **CATENA**, v. 151, p. 182-190, abr. 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816216305380> Acesso em: 17 out. 2022.

SHI, Z. H. *et al.* Partial least-squares regression for linking land-cover patterns to soil erosion and sediment yield in watersheds. **J Hydrol**, v. 498, p. 165-76, ago. 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0022169413004745> Acesso em: 17 out. 2022.

SHIMABUKURO, Y. E. *et al.* Discriminating Land Use and Land Cover Classes in Brazil Based on the Annual PROBA-V 100 m Time Series. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 13, p. 3409-3420, 2020. Disponível em: <https://ieeexplore.ieee.org/document/9103191> Acesso em: 17 out. 2022.

SILVA, A. L. *et al.* Classificação de fragmentos florestais urbanos com base em medições da paisagem. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, n. 3, p.1254-1269, 2019. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cflo/a/6HYDJGRzdfQXqR69dhwvqMC/?format=pdf&lang=pt> Acesso em: 17 out. 2022.

SILVA, E. B. *et al.* A expansão da fronteira agrícola e a mudança na cobertura e uso da terra no centro-sul de Goiás, entre 1975 e 2010. **Ateliê Geográfico**, v. 7, n. 2, p. 116-138, 2013. Disponível em: <https://revistas.ufg.br/atelie/article/view/15660> Acesso em: 17 out. 2022.

SILVEIRA, A. L. Ciclo hidrológico e a bacia hidrográfica. *In:* TUCCI, C. E. M. (org.). **Hidrologia ciência e aplicação**. Porto Alegre: Ed. da Universidade: ABRH: EDUSP, 1993.

SILVEIRA, H. L. F. *et al* Análise da cobertura de nuvens no nordeste do Brasil e seus impactos no sensoriamento remoto agrícola operacional. *In:* SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – SBSR, n° 18, 2017, João Pessoa. **Anais [...]**. João Pessoa: INPE, 2017. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1074562/analise-da-cobertura-de-nuvens-no-nordeste-do-brasil-e-seus-impactos-no-sensoriamento-remoto-agricola-operacional> Acesso em: 17 out. 2022.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 4, p. 201-207, 2009. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S016953470900041X> Acesso em: 17 out. 2022.

SOARES, D. O.; SANTOS, A. C.; SILVA, E. B. Análise das Classificações Supervisionada e Não Supervisionada com o Uso de Imagens Landsat 5 TM e RapidEye, e suas Contribuições para o Mapeamento do Uso e Cobertura do Solo no Parque Nacional das Emas. **Revista Brasileira de Geomática**, Pato Branco, v. 4, n. 2, p. 110-115, mai/ago 2016. Disponível em: <https://periodicos.utfpr.edu.br/rbgeo/article/view/5492> Acesso em: 17 out. 2022.

TOLEDO, C. E.; DE ARAÚJO, J. C.; ALMEIDA, C. L. The use of remote-sensing techniques to monitor dense reservoir networks in the Brazilian semiarid region. **International Journal of Remote Sensing**, v. 35, n. 10, p. 3683-3699, 2014. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01431161.2014.915593> Acesso em: 17 out. 2022.

TRIGUEIRO, E. R. da C.; OLIVEIRA, V. P. V. de; BEZERRA, C. L. F. Indicadores biofísicos e a dinâmica da degradação/ desertificação no bioma caatinga: estudo de caso no Município de Tauá, Ceará. **Rede**, Fortaleza, v. 3, n. 1, p.62-82, 2009.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos. 2008.

UUEMAA, E.; ROOSAARE, J.; MANDER, Ü. Scale dependence of landscape metrics and their indicative value for nutrient and organic matter losses from catchments. **Ecol. Indic.** v. 5, n. 4, p. 350-369, 2005. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X05000312> Acesso em: 17 out. 2022.

VALE, J. R. B. *et al.* Análise comparativa de métodos de classificação supervisionada aplicada ao mapeamento da cobertura do solo no município de Medicilândia, Pará. **InterEspaço**, v. 4, n. 13, p. 26-44, 2018. Disponível em: <http://periodicoseletronicos.ufma.br/index.php/interespaco/article/view/7884/5289> Acesso em: 17 out. 2022.

VASCONCELLOS, R. C.; BELTRÃO, N. E. S. Avaliação de prestação de serviços ecossistêmicos em sistemas agroflorestais através de indicadores ambientais. **Interações**. v. 19, n. 1, p. 209-220, 2018. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/inter/a/w5q6sZzQRVwGTTbdfnC7wkJ/?lang=pt&format=pdf> Acesso em: 17 out. 2022.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: Mc Graw-Hill do Brasil, 1975.

WIEGAND, M. C. **Proposta metodológica para estimativa da produção de sedimentos em grandes bacias hidrográficas**: estudo de caso Alto Jaguaribe, CE. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/18635> Acesso em: 17 out. 2022.

WIEGAND, M. C.; PIEDRA, J. I. G.; ARAÚJO, J. C. Vulnerability towards eutrophication of two tropical lakes in both humid (Cuba) and semiarid (Brazil) climates. **Engenharia**

Sanitária e Ambiental, v. 21 n. 2, p. 415-424, 2016. Disponível em:
<https://badge.dimensions.ai/details/id/pub.1003995192> Acesso em: 17 out. 2022.

WIEGAND, M. C. *et al.* Trophic state changes of semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. **J. Arid Environ**, n. 184, p. 104321, 2021. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196320302202> Acesso em: 17 out. 2022.

YANG, X. *et al.* Mechanisms and assessment of water eutrophication. **Journal of Zhejiang University Science B**, v. 9, n. 3, p. 197-209, 2008. Disponível em:
<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2266883/> Acesso em: 17 out. 2022.

ZHANG, G. S. *et al.* The control of land-use patterns for stormwater management at multiple spatial scales. **Environmental Management**, v. 51, n. 3, p. 555-570, 2013. Disponível em:
<https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-012-0004-6> Acesso em: 17 out. 2022.

ANEXO A

Código para cálculo do coeficiente de correlação de Pearson no Scilab:

```

“clear
clc
load("Metricas de Landscap")// Carregamento da matriz de métricas de landscap (CONTAG, SIDI, SHDI) para
as bacias estudadas.
load("Metricas de Classe - vegetacao")// Carregamento da matriz de métricas de classe (PD, LPI,ED,
SHAPE_MN, ENN_MN, COHESION, AI) para a classe vegetação.
load("Metricas de Classe - solo exposto")// Carregamento da matriz de métricas de classe (PD, LPI,ED,
SHAPE_MN, ENN_MN, COHESION, AI) para a classe área modificada.
load("Somatorio dos Aportes")// Carregamento do vetor com as variações de volume entre o início e o final da
quadra chuvosa pra cada reservatório.

r=[0 0 0];// A dimensão do vetor de correlação de Pearson é igual ao número de correlações a serem
calculadas, que depende do número de métricas de paisagem.

//Cálculo das correlações de Pearson - Métricas de landscap
for i=1:size(r,"*");
    r(i)=correl(X'(i,:),y);
end
disp("  CONTAG    SIDI    SHDI")
disp(r)

rc = [0 0 0 0 0 0]
//Cálculo das correlações de Pearson - Métricas de classe (vegetação)
for i=1:size(rc,"*");
    rc(i)=correl(Z'(i,:),y);
end

disp("  PD      LPI      ED      SHAPE_MN  ENN_MN  COHESION  AI")
disp(rc)

rcc = [0 0 0 0 0 0]
//Cálculo das correlações de Pearson - Métricas de classe (área modificada)
for i=1:size(rcc,"*");
    rcc(i)=correl(W'(i,:),y);
end

disp("  PD      LPI      ED      SHAPE_MN  ENN_MN  COHESION  AI")
disp(rcc)

```