

**UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS
UNIDADE ACADÊMICA DE GRADUAÇÃO
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - BACHARELADO**

GUILHERME SILVEIRA CARDOSO

**ECOLOGIA DE PAISAGEM: UMA ANÁLISE HISTÓRICA SOBRE O USO DA
TERRA NO DISTRITO DE VILA OLIVA, CAXIAS DO SUL - RS**

**São Leopoldo
2022**

GUILHERME SILVEIRA CARDOSO

**ECOLOGIA DE PAISAGEM: UMA ANÁLISE HISTÓRICA SOBRE O USO DA
TERRA NO DISTRITO DE VILA OLIVA, CAXIAS DO SUL - RS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Biologia, pelo Curso de Ciências Biológicas da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS).

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Zagonel de Oliveira

São Leopoldo

2022

RESUMO

O crescimento desordenado das atividades agropastoris, causaram perturbações nas paisagens e, sobretudo, uma intensa fragmentação de manchas antes contínuas. O presente estudo como objetivo analisar e investigar através do geoprocessamento, a dinâmica da paisagem do distrito de Vila Oliva, em Caxias do Sul, no Estado do Rio Grande do Sul. O trabalho utilizou imagens e dados da Coleção 6 do projeto MapBiomas, juntamente com os aplicativos QGIS e Fragstats para processar as informações. Através da análise dos fragmentos das diferentes classes, foi possível verificar uma rápida conversão de áreas naturais em áreas antrópicas no período de 35 anos. Houve as maiores mudanças nas áreas florestais entre 1995 e 2000, e entre 2005 e 2010 em áreas de campo. O estudo constatou fragilidades na estrutura das manchas naturais, devido ao pequeno tamanho médio dos fragmentos florestais, além do avanço da silvicultura.

Palavras-chave: Ecologia de Paisagem; Geoprocessamento; Mata Atlântica.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Estruturas da paisagem: matriz heterogênea em cinza, em verde as manchas naturais, em laranja mancha urbana.....	12
Figura 2 - Aumento da área de borda conforme a fragmentação da área.....	14
Figura 3 - Fragmentação aumenta o habitat de borda (<i>edge</i>) e diminui ou até remove o habitat de interior da mancha, reduzindo ou extinguindo essas populações	15
Figura 4 - Classes da cobertura e uso da terra nos Níveis I e II.....	20
Figura 5 - Mapa com a identificação dos corredores de biodiversidade.....	24
Figura 6 - Etapas do processamento de dados e análise dos mapas	25
Figura 7 - Uso e ocupação do solo em Lucena no ano de 1970	26
Figura 8 - Uso e ocupação do solo em Lucena no ano de 2005.	27
Figura 9 - Etapas do processamento dos mapas anuais do MapBiomias.....	29
Figura 10 - Dinâmica do desmatamento no município de Delmiro Golveia	30
Figura 11 - Fluxograma da metodologia aplicada no estudo.....	31
Figura 12 - Cobertura e uso da terra de São Geraldo do Araguaia,PA	32
Figura 13 Localização do Distrito de Vila Oliva, em Caxias do Sul	33
Figura 14 - Fluxograma do processo metodológico	34
Figura 15 - Classificação utilizada no presente estudo	36
Figura 16 - Evolução da fragmentação em Vila Oliva entre 1985 e 2020	37
Figura 17 - Tamanho dos fragmentos florestais em hectare (ha).....	46

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Proporção das classes em relação ao total da área de estudo	38
Gráfico 2 – Acréscimo e redução das classes entre 1985 e 2020.....	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Métricas quantitativas de paisagem	40
Tabela 2 – Métricas de forma e agregação	44
Tabela 3 – Métricas de fragmentos florestais no ano de 2020	45

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	7
1.1 Tema	8
1.2 Delimitação do tema	8
1.3 Problema	8
1.4 Objetivos	9
1.4.1 Objetivo geral	9
1.4.2 Objetivos específicos.....	9
1.5 Justificativa	9
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	10
2.1 Ecologia de Paisagem	10
2.1.1 Estrutura da Paisagem	11
2.1.2 Fragmentação dos Habitats	12
2.1.3 Métricas de Ecologia da Paisagem	16
2.2 Classes da cobertura e do uso da terra	18
2.3 Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento	20
2.3.1 Classificação Pixel por Pixel.....	21
2.3.2 Aplicações do Sensoriamento Remoto na Ecologia da Paisagem	22
2.4 MapBiomas	27
2.4.1 Síntese da Metodologia do MapBiomas	28
2.4.2 Aplicações do MapBiomas em Ecologia da Paisagem.....	29
3. METODOLOGIA	32
3.1 Área de Estudo	33
3.2 Materiais	33
3.3 Processo Metodológico	34
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
4.1 Aspectos da paisagem de vila oliva, caxias do sul	36
4.2 Métricas de Forma e agregação	42
4.3 Fragmentos Florestais	45
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	47
REFERÊNCIAS	49

1 INTRODUÇÃO

O Bioma Mata Atlântica compreende uma ampla diversidade em diferentes formações e ecossistemas. Através da Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, ficou instaurado sua área original, assim como a regulamentação de sua conservação (BRASIL, 2006). Originalmente o bioma se estendia por uma área de 1.296.466km², 15% do território brasileiro. Entretanto, devido a uma ocupação histórica muito intensa, desde a ocupação do Brasil pelos europeus, a Mata Atlântica perdeu muito de seu território. A exploração e supressão estavam relacionadas a diversas atividades econômicas em diferentes épocas da história do Brasil, inicialmente com a extração predatória do pau-brasil, passando pelas atividades agropastoris, até a industrialização (BRASIL, 2010). Presente em 17 estados, o bioma originalmente concentra em seu território 72% da população do país, além de fornecer água para mais de 60% da população, expondo, dessa forma, a notável importância da Mata Atlântica para a manutenção da vida humana no território brasileiro. Todavia, a ONG SOS Mata Atlântica juntamente com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Impe) estima, conforme monitoramentos desde o ano de 1990, que restam apenas 12,4% da sua área original com floresta nativa (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2020).

A Mata Atlântica passou, dessa forma, por uma mudança de padrões em sua paisagem. A ecologia de paisagem é a área do conhecimento que busca compreender o meio biótico em escalas espaciais maiores. Sabe-se que, através do estudo da disposição dos habitats na paisagem, é possível investigar o impacto dos mesmos a nível de indivíduo, populações, comunidades e ecossistemas. Alterações no arranjo espacial dos habitats podem ser ocasionados por eventos naturais, como temporais, inundações, deslizamentos e incêndios. Entretanto, as ações antrópicas também modificam os habitats, como por exemplo, através das atividades agropastoris, as queimadas e pela expansão urbana. Essas modificações formam manchas disformes de vegetação, os chamados fragmentos de habitats (RICKLEFS e RELYEA, 2021).

Segundo Harriz e Silva-Lopez (1992, p. 197), em um contexto de conservação biológica, podemos definir a fragmentação em uma desagregação ou destacamento não natural de uma área originalmente maior e contínua. A fragmentação pode ocasionar diferentes consequências ao ambiente; por exemplo, avalia-se que o Bioma

Mata Atlântica corre o risco de extinção inercial de cerca de 50% das espécies do bioma, devido à fragmentação de habitats e a falta de conexões funcionais entre as áreas fragmentadas e a matriz (GUEDES, 2005).

A supressão e fragmentação da vegetação nativa, seja para construção de estradas e moradias, seja na implantação de lavouras, confere visualmente uma alteração no revestimento do solo. Dessa forma, dados de sensoriamento remoto são capazes de identificar texturas, cores e a disposição de diferentes elementos em uma área, de modo que seja possível classificar diferentes usos de solo em determinada região (IBGE, 2013). Para Moreira (2001), o sensoriamento remoto pode ser definido como um conjunto de ferramentas utilizadas para se obter informações sobre recursos naturais e não naturais, utilizando-se de imagens de sensores provenientes de aviões, satélites ou até mesmo da superfície. Em suma, o sensoriamento remoto se tornou uma ótima alternativa para o monitoramento e o estudo de paisagens.

1.1 TEMA

Ecologia da paisagem através de uma abordagem temporal sobre o uso da terra.

1.2 DELIMITAÇÃO DO TEMA

O presente trabalho pretende investigar, sob uma perspectiva da ecologia de paisagem, a dinâmica histórica da expansão rural no distrito de Vila Oliva, em Caxias do Sul, no estado do Rio Grande do Sul. Dessa forma, pretende-se analisar os fragmentos florestais quanto sua extensão, disposição e forma, bem como a perda da viabilidade dos habitats para as atividades antrópicas. O estudo será realizado através de métodos de georreferenciamento, utilizando dados da plataforma do projeto MapBiomas.

1.3 PROBLEMA

O presente trabalho tem como problemática o desenvolvimento rural, com o rápido avanço de plantações nas últimas décadas, em detrimento à função ecológica da paisagem.

1.4 OBJETIVOS

1.4.1 Objetivo geral

Analisar, através de imagens de satélite, a dinâmica da paisagem da área de estudo em um contexto de expansão rural, sob a perspectiva da Ecologia de Paisagem.

1.4.2 Objetivos específicos

A fim de alcançar o objetivo geral, o trabalho em questão propõe:

- a) Analisar historicamente a expansão de atividades antrópicas sobre as áreas naturais;
- b) Investigar a fragilidade biológica dos fragmentos florestais, através de métricas de Ecologia de Paisagem;

1.5 JUSTIFICATIVA

O presente estudo tem, além do já proposto, a ideia de utilizar dados disponibilizados de forma gratuita, como a coleção MapBiomas, para o monitoramento e análise dos fragmentos florestais. O estudo e a metodologia podendo, dessa forma, ser utilizado como embasamento para políticas públicas ambientais, planejamento em áreas rurais e na gestão de recursos naturais, de forma a mitigar os impactos sobre as comunidades biológicas.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Para fins de embasamento teórico ao presente estudo, a seguir serão abordados temas relacionados a alguns fundamentos de Ecologia de Paisagem, cobertura e uso da terra e, por fim, o entendimento do uso do sensoriamento remoto e geoprocessamento.

2.1 ECOLOGIA DE PAISAGEM

A ecologia de paisagem busca compreender os diferentes habitats de uma região, bem como as interações entre elas. Diferentemente de outras ecologias, essas, mais relacionadas ao estudo de ambientes com maior homogeneidade e menor interferência antrópica, a ecologia da paisagem estuda estruturas de diferentes dimensões, podendo ser ou não mais heterogêneas e dispersas entre si, formadas através de processos naturais ou antrópicos. Houve, por parte dos ecólogos, uma necessidade em inserir um sistema ecológico um nível superior à ecologia de ecossistema (DAJOZ, 2005). Apesar da maioria do esforço na preservação ter ênfase em apenas uma espécie em específica, é necessário também reconhecer que as espécies que compõe a biodiversidade dependem de uma paisagem funcional para existirem (HOBBS, 1994). Dessa forma, a ecologia de paisagem procura quantificar a heterogeneidade espacial, relacionando-a com processos ecológicos relevantes; além de buscar entender quais os processos responsáveis pelos padrões da paisagem (WU, 2008).

A paisagem possui diferentes aspectos, podendo variar muito em diferentes regiões. A extensão de uma paisagem pode ser de apenas alguns quilômetros, assim como pode ter dimensões muito maiores (DAJOZ, 2005). Para Wu (2008), paisagens são mosaicos espaciais do meio biofísico e socioeconômicos que interagem entre si.

O conceito de “ecologia da paisagem” surgiu em 1939, pelo geógrafo alemão Carl Troll, motivado devido os padrões espaciais de paisagens vistos em fotografias aéreas da época, e pelo conceito de “ecossistema” proposto pelo ecologista britânico Arthur Tansley, em 1935. Como geólogo, Troll viu a necessidade de unir a abordagem geográfica com a abordagem ecossistêmica, de forma que fosse possível obter respostas ecológicas através da geografia, especificamente de acordo com os mosaicos de paisagens em diferentes escalas espaciais. Entretanto, foi apenas em

1980 que a ecologia de paisagem foi introduzida na América do Norte, crescendo rapidamente quanto ao fluxo de ideias, teorias, métodos e aplicações. Na década de 90 já era uma disciplina científica estabelecida em todo o mundo. A ecologia de paisagem foi mudando durante o tempo. Por ser uma ciência relativamente jovem e abrangente, fica difícil definir precisamente o domínio da ecologia de paisagem, todavia, alguns tópicos acabam sendo mais frequentes que outros. (WU, 2008).

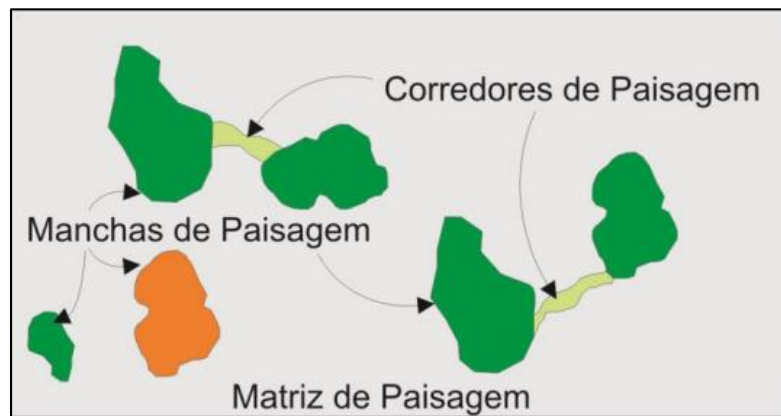
2.1.1 Estrutura da Paisagem

Entender como os padrões espaciais da paisagem afetam os organismos, a matéria e a energia são problemáticas recorrentes da ecologia de paisagem (WU, 2008). Relyea e Ricklefs (2021) afirmam que eventos históricos, ocasionados tanto por mecanismos naturais como antrópicos, podem se refletir em paisagens heterogêneas, podendo afetar ecologicamente o ambiente. Segundo o autor, esses eventos são conhecidos como “efeitos legados”. Todavia, a heterogeneidade é um processo comum e até mesmo importante para a manutenção da vida de diferentes comunidades (DAJOZ, 2005).

Segundo Relyea e Ricklefs (2021), o homem é considerado um engenheiro sistemático ecossistêmico, devido a sua capacidade de alterar o meio biótico e abiótico a benefício próprio, é um dos principais causadores da heterogeneidade da paisagem. O uso da terra pelo homem acaba por alterar os padrões espaciais da paisagem, ao promover perturbações e/ou a fragmentação das áreas naturais (TURNER; GARDNER; O'NEILL, 2001). Dessa forma, a construção de edificações, estradas, plantações ou mesmo o extrativismo madeireiro de florestas são consideradas modificações no habitat. Segundo Dajoz (2005), a modificação em mosaicos espaciais cada vez menores e cada vez mais distantes entre si, promove uma maior heterogeneidade nos habitats, bem como uma maior quantidade de efeitos de borda.

De acordo com Dajoz (2005), a paisagem, de maneira geral, pode ser composta pelas seguintes estruturas: a matriz, a mancha e o corredor, como apresentado na Figura 1. O autor define matriz como a porção mais extensa e com maior conectividade da paisagem; já a mancha é caracterizada pela porção não linear da paisagem, diferente dos elementos da matriz pela sua fisionomia; por fim, o corredor é a porção que liga os outros elementos entre si.

Figura 1 - Estruturas da paisagem: matriz heterogênea em cinza, em verde as manchas naturais, em laranja mancha urbana



Fonte: Odum; Barrett (2008), adaptado por Ferretti, 2013.

2.1.2 Fragmentação dos Habitats

Os fragmentos são elementos importantes em uma paisagem. Segundo Turner, Gardner e O'Neill (2001), as manchas foram por muito tempo erroneamente comparadas analogamente às ilhas; entretanto o oceano difere muito de uma matriz terrestre. Segundo os autores (2001), existem quatro causas da fragmentação em manchas, são elas:

- Remanescentes: áreas anteriormente maiores que tiveram sua área reduzida;
- Introduzidas: pode ser a implantação de construções urbanas em uma área de agricultura, ou uma pastagem em uma floresta;
- Distúrbios: relacionados ao fogo ou de áreas devastadas por temporais;
- Recursos do ambiente: podem ser os oásis em desertos ou áreas úmidas em perímetro urbano.

Relyea e Ricklefs (2021) apontam que que fragmentos menores tendem a ter uma menor diversidade de espécies, pois esses fragmentos comportam populações menores que os habitats originais, e, conseqüentemente, sabe-se que populações menores possuem maiores risco de extinção. Dessa forma, ainda segundo os autores (2001) a fragmentação dos habitats forma metapopulações. O termo é definido como uma população subdividida em subpopulações, cada qual com sua probabilidade de extinção e de reaparecer através do processo de colonização (TOWSEND; BEGON; HARPER, 2010). Ou seja, o fator de dispersão dos indivíduos é o que conecta as

subpopulações em uma metapopulação; além disso fundamenta-se que existem habitats mais propícios que outros (DAJOZ, 2005).

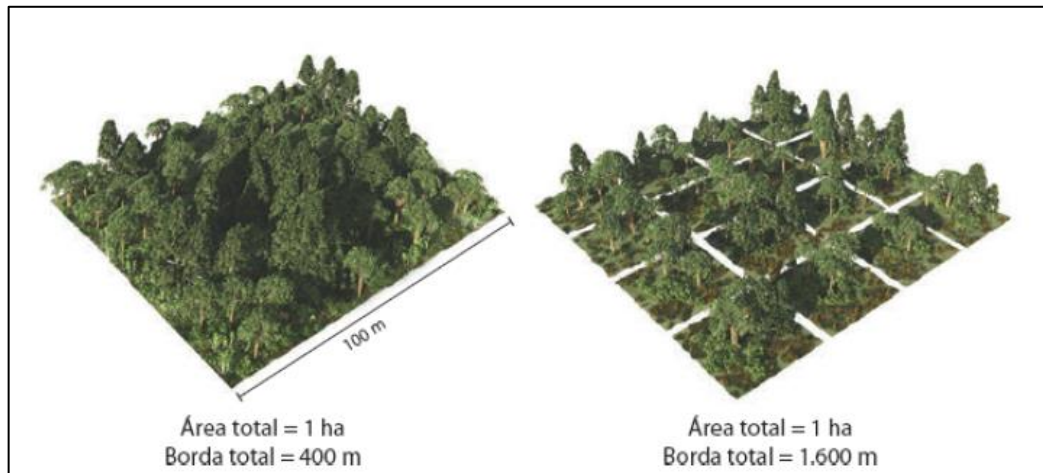
Os corredores são elementos importantes na paisagem, em especial em populações fragmentadas. As manchas conectadas por corredores são elementos relevantes para o sucesso da espécie, por permitirem a dispersão de subpopulações entre as manchas (RELYEA E RICKLEFS, 2021). Segundo Townsend, Begon e Harper (2010), onde a dispersão entre os fragmentos é alta devido a conectividade, há a tendência de uma maior chance das metapopulações sobreviverem por mais tempo. Segundo Dajoz (2005), conceitua-se conectividade como a disposição e a quantidade de corredores ligando as manchas.

Conforme Townsend, Begon e Harper (2010), a abundância de indivíduos pode estar relacionada ao sítio habitável e à distância de dispersão. Segundo os autores, uma população hipotética pode ser menor se o sítio habitável dela for menor ou em menor quantidades, entretanto essa mesma população pode ser menor devido à grande distância de dispersão entre esses sítios habitáveis, considerando o potencial de dispersão da espécie, de forma que sítios habitáveis extintos provavelmente não serão recolonizados. Relyea e Ricklefs (2021) apontam, contudo, que alguns organismos não dependem de uma conexão contínua para se dispersarem, é o caso de aves e insetos, por exemplo. Segundo os autores (2021), algumas espécies podem se mover entre pequenas manchas, até chegarem a manchas habitáveis maiores. Essas pequenas manchas intermediárias são chamadas de trampolins ecológicos (*stepping stones*).

Quando fragmentados, os habitats produzem o que chamamos de ecótonos, definidas, segundo Relyea e Ricklefs (2021) como “Fronteira criada por mudanças súbitas nas condições ambientais em uma distância relativamente curta, acompanhadas por grandes alterações na composição de espécies”. Por exemplo, uma área de floresta suprimida para a implementação de lavoura, cria um limite entre a floresta e a área de agricultura; ou, ainda, formações florestais de diferentes idades e estágios de regeneração. Segundo os autores, existe uma movimentação de espécies entre as comunidades que o ecótono divide, a maioria se espalhando nessa fronteira. Dessa forma, são áreas habitadas por grande número de espécies e indivíduos, em especial espécies próprias do ecótono, as chamadas espécies de borda (DAJOZ, 2005). Áreas mais fragmentadas possuem maior área de habitats de borda, conforme demonstrado na Figura 2. Além disso, a forma geométrica também

interfere quanto a proporção borda/área, sendo os fragmentos redondos apresentando menores bordas, e os fragmentos alongados, finos, ovais e retangulares apresentando proporção de borda maiores (RELYEA E RICKLEFS, 2021).

Figura 2 - Aumento da área de borda conforme a fragmentação da área



Fonte: Relyea; Ricklefs, 2021

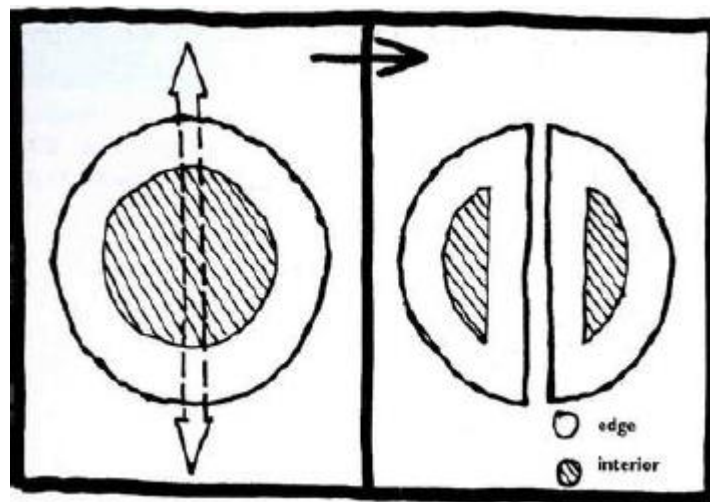
Entende-se que o efeito de borda pode ocasionar mudanças tanto nas condições abióticas quanto as condições bióticas de um habitat (RELYEA E RICKLEFS, 2021). Dajoz (2005) sugere que o efeito de borda se manifesta das seguintes maneiras:

- a) por modificações abióticas, isto é, modificações de características físicas do meio;
- b) por modificações biológicas diretas, como mudanças provocadas na distribuição e na abundância de espécies pelas modificações físicas que aparecem na proximidade da borda (dessecação, velocidade do vento, etc.); essas modificações se devem à diversidade das tolerâncias fisiológicas das diversas espécies;
- c) por modificações biológicas indiretas, como as interações entre espécies (predação, parasitismo, competição, polinização, transporte de sementes, etc.) (DAJOZ, 2005, p. 360).

Desse modo, segundo o Dajoz (2005), os efeitos de borda acabam simplificando ou reduzindo processos biológicos essenciais, como mudanças nas relações de competição, parasitismo, a polinização, alterações na serrapilheira, o ciclo da água, entre outros. Como exemplifica Relyean e Ricklefs (2021), haverá maior incidência de luz solar em uma borda recém fragmentada, logo essa área passa a ter temperaturas mais altas e maior taxa de evaporação, transformando essa área

menos propícia para certas espécies, e mais para outras. Ou seja, o aumento de habitats de borda consequentemente tendem a aumentar a abundância de espécies que habitam esse ambiente, podendo inclusive afetar outras espécies do fragmento; Enquanto populações de interior do fragmento podem ser reduzidos ou até extintos devido à diminuição da área de borda (*edge*), conforme Figura 3 (TURNER; GARDNER; O'NEILL, 2001).

Figura 3 - Fragmentação aumenta o habitat de borda (*edge*) e diminui ou até remove o habitat de interior da mancha, reduzindo ou extinguindo essas populações



Fonte: Turner; Gardner; O'Neill, 2001

As atividades econômicas dependem da manutenção da biodiversidade, tratando-se como recurso estratégico. Desse modo, a conservação dos habitats é fundamental para a exploração dos recursos naturais de maneira sustentável, sendo necessário entender a fragmentação dos habitats também sob uma perspectiva econômica, a fim de conservar e preservar a biodiversidade (PEREIRA, M. A. S.; NEVES, A. G. S; FIGUEIREDO, D. F. C., 2007). Segundo Haddad et al (2015), a sobrevivência dos habitats naturais depende da qualidade dos fragmentos, o grau de conectividade entre eles e como os mesmos são afetados por perturbações causadas pelo homem e por espécies invasoras. Dessa forma, a configuração espacial dos habitats (tamanho, forma, relação espacial entre as manchas, entre outras características) influencia a dinâmica ecológica da paisagem, configurações essas muitas vezes modificadas pelo uso da terra (TURNER, GARDNER E O'NEILL, 2001).

2.1.3 Métricas de Ecologia da Paisagem

Na Ecologia de Paisagem se mostra necessário, devido relação entre padrões espaciais e ecologia, quantificar com exatidão os padrões em métricas ou índices de paisagem. Antes de tudo, para se obter respostas através de métricas, é necessário utilizar como base um mapa categórico, ou seja, classificados conforme a área de interesse do estudo (cobertura e uso da terra, tipo de vegetação, entre outros) (METZGER, 2006).

Segundo Metzger (2006), as métricas são divididas em dois índices: os de composição e os de disposição. Os índices de composição se referem à quais unidades se encontram na paisagem, assim como a riqueza e a área total ocupada. Enquanto os índices de disposição estão relacionados ao arranjo espacial dos elementos da paisagem, em grau de fragmento, isolamento, conectividade das manchas, área e formato dos elementos da paisagem (METZGER, 2006). Existem diversas métricas utilizadas na Ecologia da Paisagem, abaixo serão apresentadas as métricas utilizadas no presente estudo, segundo a descrição de McGarigal e Marks (1995):

1. Área da Classe (*Class Area – CA*): é uma métrica de composição da paisagem, o qual mede em hectares o total de uma classe. É um importante indicador se uma classe é ou não dominante, além de servir como a base para muitos cálculos de paisagem.

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10,000} \right)$$

onde, a_{ij} é a área da classe em m², e n é o número de fragmentos. CA se aproxima de 0 conforme a mancha se torna mais escassa na paisagem.

2. Porcentagem da Paisagem (*Percentage of Landscape – %LAND*): é a proporção da classe na paisagem, medida em porcentagem (%). Através dela é possível comparar a dominância entre as classes.

$$\%LAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$$

Onde, P_i é a proporção da classe na paisagem, e A é a área total da paisagem. %LAND se aproxima de 0 quando a classe da mancha se torna mais escasso na paisagem, quando %LAND= 100 a paisagem é composta por apenas uma única mancha.

3. Número de Fragmentos (*Number of Patches* – NP): é o número total de fragmentos na paisagem. É um valor absoluto, o qual pode-se perceber a grau de fragmentação de uma classe, como de manchas florestais.

$$NP = n_i$$

Onde, n_i é o número de fragmentos da classe i .

4. Índice do Maior Fragmento (*Largest Patch Index* – LPI): É a proporção, em porcentagem, do tamanho do maior fragmento da classe i em relação a área total da paisagem. Pode ser utilizado como um indicador de matriz da classe na paisagem.

$$LPI = \frac{\max_{j=1}^n (a_{ij})}{A}$$

Onde, $\max (a_{ij})$ é a área do maior fragmento

5. Área Média do Fragmento (*Mean Patch Size* - MPS): área média da classe. Através da média dos fragmentos da paisagem, é possível determinar um panorama da fragmentação na paisagem. Médias baixas significam que a paisagem é muito fragmentada, com muitos habitats de borda e poucos habitats de interior.

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left(\frac{1}{10,000} \right)$$

6. Índice de Forma Média (*Mean Shape Index* – MSI): mede a forma média dos fragmentos de uma classe, em relação a forma básica de uma imagem raster, o quadrado. Ou seja, determina o quão irregular são as formas dos fragmentos. Está relacionado ao efeito de borda.

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

Onde, a_{ij} é a área do fragmento e p_{ij} é o perímetro do fragmento da classe i . O resultado é um valor adimensional, ou seja, não é expressa em nenhuma unidade de medida. O valor de MSI é igual a 1 quando todos os fragmentos têm o formato quadrado, quando maior o valor, mais irregular o fragmento, ou seja, mais complexo e com maior efeito de borda.

7. Índice de Forma Média Ponderada por Área (*Area-Weighted Mean Shape Index – AWMSI*): É semelhante ao MSI, com a diferença que o AWMSI tem a média da forma ponderada pela área do fragmento, ou seja, fragmentos maiores possuem mais peso no cálculo final. O valor de AWMSI aumenta quanto mais irregular é o fragmento

$$AWMSI = \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{0.25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right) \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right]$$

8. Distância Média do Vizinho mais Próximo (*Mean Nearest Neighbor Distance – MNN*): é uma métrica medida em metros, o qual indica a média da distância dos fragmentos vizinhos mais próximo. Quando há apenas um fragmentos, sem nenhum vizinho, o cálculo é Não Aplicável (N/A).

$$MNN = \frac{\sum_{j=1}^{e'} h_{ij}}{n'_i}$$

Onde, e' é o comprimento total, em metros, da borda da paisagem; e n'_i é o número de fragmentos de uma classe que possui vizinhos mais próximos.

2.2 CLASSES DA COBERTURA E DO USO DA TERRA

O solo é um recurso natural imprescindível para a manutenção da vida, por fornecer nutrientes às plantas, filtrar a água e participar da regulação da temperatura. É considerado um recurso natural não renovável, devido ao lento processo de formação (BERNARDI, 2020). Dessa forma, o conhecimento acerca do uso da terra se mostra importante devido a demanda por ações relacionadas a preservação ambiental, além de questões sociais e econômicas. (IBGE, 2013)

O sistema de classificação do uso da terra, estabelecido pelo IBGE (2013), é caracterizado por três níveis, conforme a Figura 4. O nível I representa as categorias mais amplas da cobertura do solo, sendo facilmente interpretáveis pelos dados de sensoriamento remoto. O nível II representa categorias em escalas regionais. Por fim, o nível III informa especificamente qual o uso da terra (IBGE, 2013). O revestimento do solo é definido pelos elementos presentes na superfície, como vegetação, cursos d'água; além de atividades antrópicas, como revestimentos de silvicultura, plantações, edificações urbanas, entre outros. É possível, através do sensoriamento remoto, identificar os diferentes tipos de uso da terra. Para tal, deve-se definir unidades de mapeamento, que nada mais é do que a homogeneidade e a diversidade das coberturas na superfície terrestre, percebidas em uma imagem de satélite (IBGE, 2013).

Apesar de tudo, é importante frisar que o uso da terra não é estático, ela muda conforme as atividades econômicas da região. Segundo Turner, Gardner e O'Neill (2001), altera-se a estrutura da paisagem ao promover mudanças tanto nas estruturas naturais, como ao introduzir novos tipos de uso da terra. Dessa forma, ainda conforme os autores, o fator tempo é fundamental para a análise do uso da terra e da paisagem.

Figura 4 - Classes da cobertura e uso da terra nos Níveis I e II

NÍVEL I	NÍVEL II	
1. Áreas Antrópicas Não Agrícolas	1.1	Área Urbanizada
	1.2	Área de Mineração
2. Áreas Antrópicas Agrícolas	2.1	Cultura Temporária
	2.2	Cultura Permanente
	2.3	Pastagem
	2.4	Silvicultura
	2.5	Uso Não Identificado
3. Áreas de Vegetação Natural	3.1	Florestal
	3.2	Campestre
4. Água	4.1	Corpo d'Água Continental
	4.2	Corpo d'Água Costeiro
5. Outras Áreas	5.1	Área Descoberta

Fonte: IBGE, 2013

Assim sendo, segundo Santos (2004), o uso e ocupação da terra é um dos principais temas para o planejamento ambiental. As informações acerca do uso da terra não devem apenas levar em conta a situação atual, mas também o histórico de mudanças e de ocupação no ambiente em estudo. Os dados gerados em estudos do uso da terra podem ser oriundos de imagens de sensoriamento remoto, caracterizados através da análise da cor, textura, forma e de acordo com o contexto da área de estudo (SANTOS, 2004).

2.3 SENSORIAMENTO REMOTO E GEOPROCESSAMENTO

O sensoriamento remoto é a ciência que coleta informações da superfície terrestre a partir de sensores de aeronaves e satélites (MOREIRA, 2001). Dessa forma, como o nome já sugere, o sensoriamento remoto permite utilizar a tecnologia

para se obter imagens remotamente, de distâncias longínquas (MENESES; ALMEIDA, 2012). Segundo Moreira (2021), através dos sensores é possível detectar e registrar faixas do espectro da radiação eletromagnética, bem como convertê-las em informações úteis, como em imagens, tabelas e gráficos. A radiação eletromagnética age de maneira diferente dependendo da superfície a qual incide, podendo ser absorvida, refletida e transmitida (MOREIRA, 2001). Através dessa informação é possível, pela reflectância, por exemplo, definir o que é ou não vegetação (LIU, 2015). Dessa forma, os dados obtidos a partir do sensoriamento remoto são ferramentas de mapeamento, monitoramento e gerenciamento amplamente utilizados na ecologia de paisagem (COOPS; TOOKE, 2017).

A partir da evolução da tecnologia, e com o aumento da capacidade dos hardwares, passou-se a utilizar computadores e softwares para processar as imagens de satélite, passando-se a trabalhar com imagens digitais, permitindo-se a automatização dos dados coletados (COOPS; TOOKE, 2017). Essa forma informatizada passou a ser conhecida como geoprocessamento, o qual utiliza ferramentas conhecidas como Sistema de Informação Geográfica (SIG), ou em inglês, Geographic Information System (GIS) (MOREIRA, 2001). Segundo Moreira (2021), a ferramenta SIG permite a inserção de uma base de dados unificada, com diversas informações espaciais, como imagens de satélite, dados censitários, Modelo Numérico de Terreno (MNT), entre outros; além disso, permite cruzar informações através de algoritmos de manipulação e de análise.

2.3.1 Classificação Pixel por Pixel

Uma imagem de satélite possui uma área mínima ao qual pode ser interpretado pelo sensor. Em uma imagem digital, o tamanho mínimo que compõe a imagem é chamado de pixel. Em um sensor capaz de gerar imagens com resolução espacial de 30 metros, significa que o sensor interpreta áreas de 30 x 30 m em uma única interpretação de reflectância (COOPS; TOOKE, 2017).

Ao lidar com imagens digitais, é possível fazer a classificação de cada pixel, rotulando-os de acordo com uso e ocupação da terra (MOREIRA, 2001). Segundo Meneses e Almeida (2012), esse processo consiste na classificação de um conjunto de valores do próprio pixel; o autor exemplifica: considerando os valores digitais de um pixel nas bandas dos intervalos do comprimento de onda visível azul igual a 15,

verde igual a 25, vermelho igual a 14, infravermelho próximo igual a 115 e infravermelho de bandas curtas igual a 23, pode ser inserido na classe de vegetação. A rotulação de cada pixel pode ser feita de forma supervisionada ou não supervisionada, seguindo regras para rotular em uma classe em específica (MOREIRA, 2001).

Segundo Moreira (2001), “a classificação supervisionada [...] utiliza algoritmos cujo reconhecimento dos padrões espectrais na imagem se faz com base numa amostra de área de treinamento. que é fornecida ao sistema de classificação pelo analista”. Existem diferentes métodos na classificação supervisionada, cada qual com suas particularidades, sendo elas: Paralelepípedo, Distância Mínima, Maxver e Maxver-ICM (NETO; ALVES, 2018). Enquanto isso, a classificação não-supervisionadas não depende do analista no processo, sendo automatizada pelos algoritmos. Os dois principais algoritmos, ISODA e K-médias agrupam os pixels quanto a semelhança entre eles, utilizando técnicas de distância mínima (MENESES; ALMEIDA, 2012).

2.3.2 Aplicações do Sensoriamento Remoto na Ecologia da Paisagem

O sensoriamento remoto possui aplicações em diversas áreas do conhecimento. A seguir serão apresentados artigos publicados em artigos científicos, de aplicações do sensoriamento remoto na ecologia da paisagem e gestão ambiental.

2.3.2.1 Uso de Geotecnologias para o Estabelecimento de Áreas para Corredores de Biodiversidade

A seguir, será apresentado um estudo que consegue, por meio de técnicas de geoprocessamento e SIG, aplicar os conhecimentos de sensoriamento remoto na prática. Publicado na Revista *Árvore*, os autores Oliveira et al (2015) avaliaram métricas de manchas no município de São Gabriel do Oeste, no Mato Grosso do Sul, assim como a utilização da geotecnologia para delimitar áreas com potencial para corredores de biodiversidade. A região é bastante antropizada, com vegetação predominantemente de Cerrado, com fisionomia sentido restrito e floresta semidecídua.

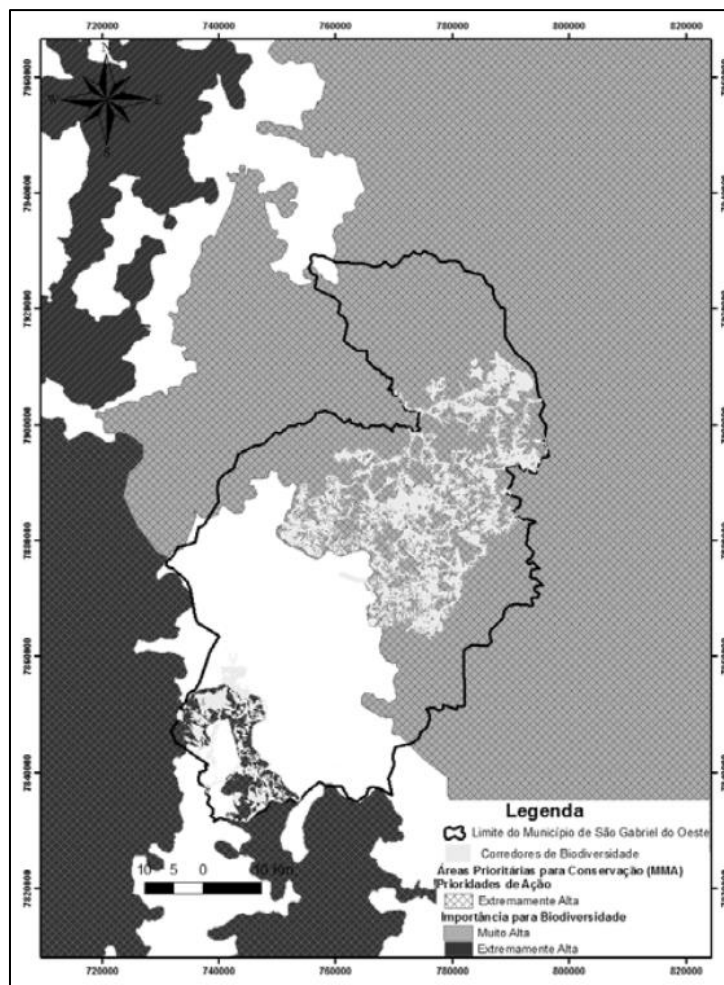
O trabalho utilizou imagens orbitais Landsat TM (*Thematic Mapper*), o qual foi submetida à classificação supervisionada no *software* ERDAS Imagine 9.1, utilizando um algoritmo que classifica o Digital Number. No *software* ArcGIS os fragmentos foram vetorizados em polígonos, no formato *shapefile*. O trabalho também identificou as áreas propícias para exploração agrícola, utilizando a carta de Classes da Terra para Mecanização, que identifica as manchas em áreas de relevo, ou seja, locais que dificultam ou impossibilitam a mecanização do solo e, conseqüentemente, impossibilitando a exploração econômica (OLIVEIRA *et al*, 2015). Através do arquivo *shapefile* dos fragmentos, os autores aplicaram algumas métricas de paisagem, como análises de área, perímetro e forma, através do Índice de Circularidade (IC) (OLIVEIRA *et al*, 2015).

Identificou-se 1.342 fragmentos, referente à uma área total de 108.153,6 ha, além disso, dois fragmentos situados em Áreas de Proteção Permanente (APP) de declividade possuíam área superior a 10.000 ha. Constatou-se que as manchas mais sensíveis, de acordo com o IC, são aquelas com área menor de 99 há, devido à intensa atividade antrópica em torno dessas, tornando-as áreas incompatíveis com o estabelecimento de corredores. Através da análise dos fragmentos os autores analisaram áreas propícias para corredores ecológicos (Figura 5), e elaboraram uma carta identificando os corredores de biodiversidade de acordo com o mapa de áreas prioritárias para conservação elaborada pelo Ministério do Meio Ambiente (OLIVEIRA *et al*, 2015).

Os autores identificaram, no município, duas áreas com prioridade de ação, sendo uma área a de maior área de mancha, e a outra onde se encontra a nascente do rio Taquari, sugerindo-se a criação de unidades de conservação nos locais. As áreas propícias se encontravam nos topos de morros, já consideradas APP. Os autores sugerem que as áreas próximas aos topos de morros sejam também preservadas através de compensação de reserva legal (OLIVEIRA *et al*, 2015).

Como pode-se perceber, a utilização do sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicado à ecologia da paisagem, pode ser utilizada como uma ferramenta importante da gestão ambiental e, sobretudo, na tomada de decisão do poder público quanto ao direcionamento das áreas prioritárias para a conservação biológica. O estudo utiliza *softwares* de geoprocessamento e algoritmos para classificação da imagem aplicado à ecologia da paisagem, o que corrobora com o intuito do presente estudo de utilizar tais ferramentas.

Figura 5 - Mapa com a identificação dos corredores de biodiversidade



Fonte: Oliveira *et al* (2015)

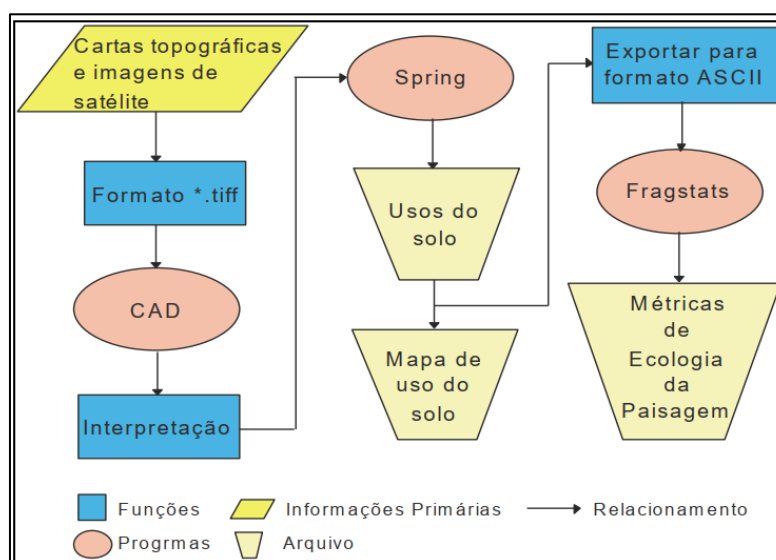
2.3.2.2 Análise da Cobertura Vegetal em Lucena entre 1970/2005 Usando Ecologia da Paisagem, SIG e Sensoriamento Remoto

Nesse próximo estudo, os autores utilizam diferentes fontes de dados, além disso aplicam diferentes métodos para analisar as informações, em *softwares* diferentes. O estudo realizado por Silva e Silva (2011) no município de Lucena, Paraíba, teve como objetivo analisar temporalmente as perdas de áreas de vegetação entre os anos 1970 e 2005. Os autores alegam ter havido uma intensa e desenfreada ocupação do solo nos últimos anos, na qual a degradação da vegetação nativa deu espaço às culturas de coco e cana-de-açúcar.

Os autores mapearam Lucena quanto ao uso e ocupação da terra em dois anos distintos, em 1970 e 2005. O mapa de 1970 foi baseada em três cartas topográficas da SUDENE (Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste), às quais foram

georreferenciadas, e após isso, utilizado uma ferramenta CAD para criar os mosaicos da área de estudo. Foram criados os polígonos vetorizados de cada classe do uso e ocupação do solo, e posteriormente a informação foi importada para o *software* Spring (SIG desenvolvido pelo INPE). Referente ao ano de 2005, foi utilizado imagens do satélite GeoEye, disponibilizado pelo Google Earth. O georreferenciamento e a vetorização do ano de 2005 também foram realizadas no Spring. Em seguida os dados referentes aos dois períodos foram exportados em formato ASCII para o *software* Fragstats, responsável por processar os dados e índices de Ecologia da Paisagem. O processo operacional das etapas para a realização do trabalho se encontra resumida na Figura 6 (SILVA; SILVA, 2011).

Figura 6 - Etapas do processamento de dados e análise dos mapas



Fonte: Silva; Silva, 2011.

Os autores processaram no Fragstats as seguintes métricas relacionadas aos fragmentos:

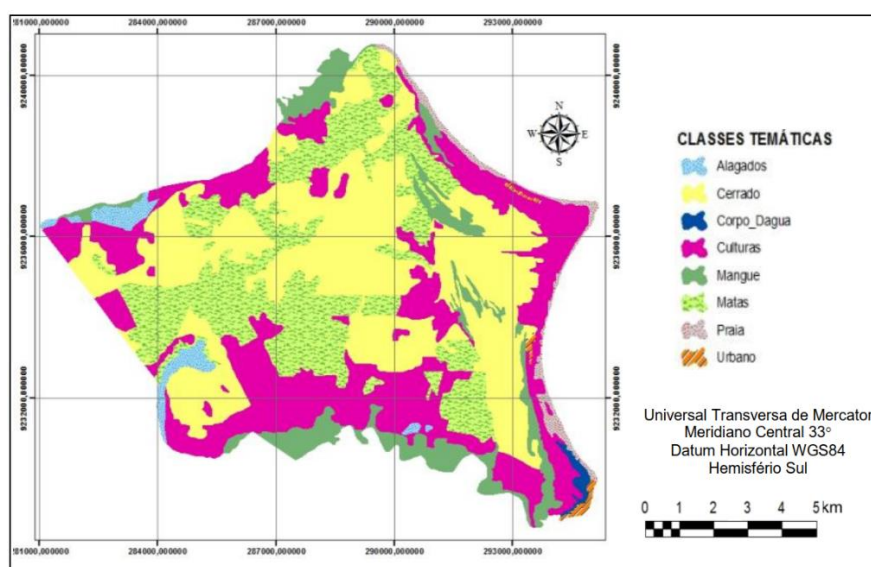
(...) tamanho dos fragmentos (CA); Porcentagem da paisagem com área de interior (PLAND); número de fragmentos de classe em 100 ha da paisagem (%) (NP); Porcentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento (%) (LPI); Tamanho médio dos fragmentos (ha) (AREA-MN); Índice de forma médio (≥ 1 , sem limite) (SHAPE-MN); e Distância média do fragmento mais próximo (m) (ENN-MN); e o índice de densidade de cada classe (PD) (SILVA; SILVA, 2011).

Após a análise, constatou-se que em 35 anos houve intensa degradação ambiental na região, visto que houve uma grande redução de áreas de cobertura vegetal, de 2.150 ha em 1970, para 769 ha em 2005. Além disso, constatou-se uma maior fragmentação das manchas, em 1970 havia 10 fragmentos, enquanto em 2005

um total de 26 fragmentos. Além das áreas de matas, outras formações naturais também deram espaço às atividades antrópicas, evidenciado na Figura 7 e Figura 8 (SILVA; SILVA, 2011).

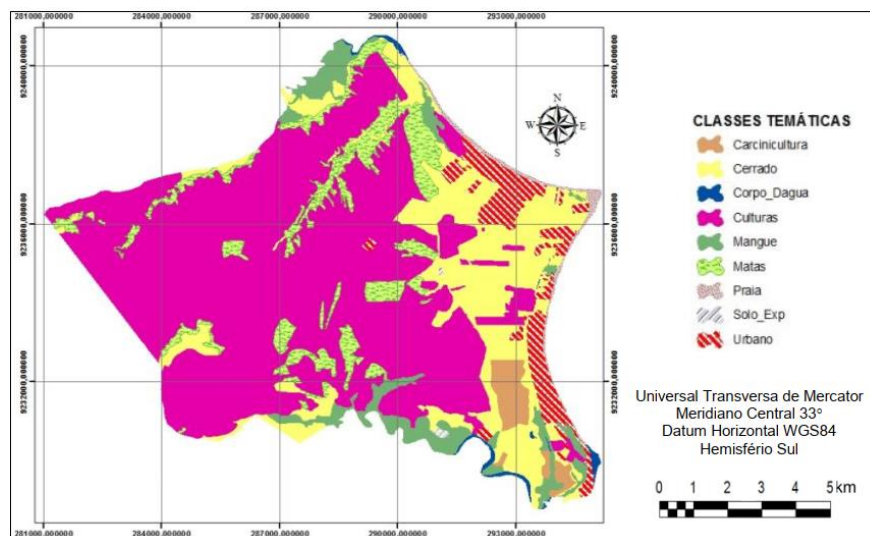
Como pode ser observado nessa segunda aplicação do georreferenciamento junto à Ecologia da Paisagem, o artigo utiliza diversas ferramentas para georreferenciar, processar e analisar os dados. Também vale ressaltar os dois métodos de informações primárias utilizadas pelos autores, visto que os mapas foram extraídos de fontes diferentes. O primeiro mapa foi georreferenciado a partir de cartas topográficas, possivelmente devido a falta de imagens de satélites voltadas para os recursos naturais e uso da terra da região no período estudado, ou ainda, devido baixa resolução das imagens. O segundo mapa, de 2005, utilizou imagens de satélite para o georreferenciamento. Isso evidencia como trabalhos de georreferenciamento podem ser realizados tanto com imagens de sensores de satélites mais modernos, como a partir de trabalhos em cartas e mapas.

Figura 7 - Uso e ocupação do solo em Lucena no ano de 1970



Fonte: Silva; Silva, 2011.

Figura 8 - Uso e ocupação do solo em Lucena no ano de 2005.



Fonte: Silva; Silva, 2011.

2.4 MAPBIOMAS

O Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil (MapBiomas) é uma iniciativa produzida por uma rede colaborativa, ligada a diversas ONGs, instituições de ensino e empresas privadas de tecnologia, com o intuito de produzir mapas anuais de cobertura e uso da terra no Brasil. O projeto MapBiomas surgiu em um seminário em São Paulo a convite do SEEG/OC (Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa do Observatório do Clima), com o intuito de descobrir se seria possível produzir mapas anuais e das últimas décadas do uso e cobertura da terra em todo o território nacional, de maneira rápida e mais barata. Posteriormente, a iniciativa fez uma parceria com o Google, utilizando a plataforma Google Earth Engine (MAPBIOMAS, 2021).

O MapBiomas gera mapas do ano de 1985 até os dias atuais da cobertura e uso da terra, de maneira rápida e mais barata. O projeto é uma plataforma aberta, ou seja, qualquer pessoa pode ter acesso aos mapas e informações, inclusive possuindo uma plataforma Web interativa de fácil acesso. A iniciativa é subdividida em biomas (Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado, Pampa e Pantanal), cada qual com seus especialistas (sensoriamento remoto, geografia, geologia, ecologia, engenharia ambiental, entre outros), e temas relacionados (Pasto, Agricultura, Sivicultura, Mineração, entre outros) (MAPBIOMAS, 2021).

Através de georreferenciamento, o MapBiomias faz a classificação pixel por pixel de imagens de satélite, e as classifica utilizando algoritmos de aprendizagem de máquina. Foram produzidos até o momento seis Coleções anuais de cobertura e uso do solo (MAPBIOMAS, 2021).

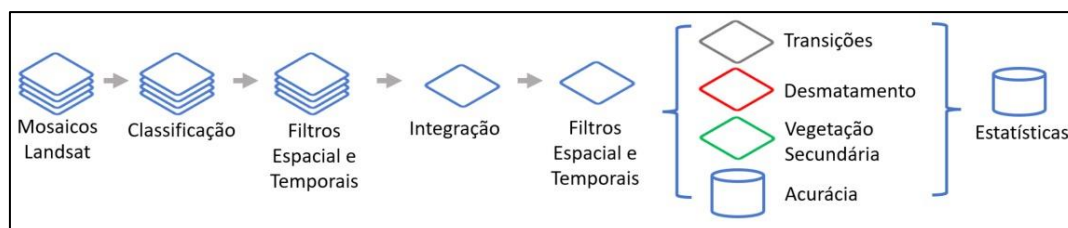
2.4.1 Síntese da Metodologia do MapBiomias

As Coleções do MapBiomias foram obtidas através de imagens dos satélites Landsat 5, Landsat 7 e Landsat 8, respectivamente, pelos sensores Landsat Thematic Mapper (TM), Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) e Operational Land Imager and Thermal Infrared Sensor (OLI-TIRS). As imagens Landsat são disponibilizadas pelo Google Earth Engine, em resolução de pixel de 30 metros, produzidas pela National Aeronautics and Space Administration (NASA) e United States Geological Survey (USGS) (MAPBIOMAS, 2021).

O processo de geoprocessamento e classificação dos dados do MapBiomias possuem diversas etapas, sendo apresentadas a seguir de maneira sucinta, conforme o diagrama na Figura 9. Primeiramente, para cada ano, as imagens são extraídas do Google Earth Engine, selecionando-se aquelas com melhor visualização da cobertura do solo, ou seja, evita-se utilizar imagens que apresentem manchas de fuligem, fumaça e nuvens. Para cobrir todo o território brasileiro, são necessárias 380 imagens do Landsat, totalizando mais de 90 bilhões de pixels na resolução 30 x 30 metros, e para cada pixel é extraído um conjunto de métricas. Desses pixels, montado um mosaico do Brasil, sendo extraídas 105 métricas ou camadas de informações (MAPBIOMAS, 2021).

A equipe do MapBiomias cria um mapa das classes de cobertura e uso da terra, utilizando um algoritmo que faz a classificação automaticamente, levando em conta algumas regras definidas pelos técnicos do projeto. Além disso, são aplicados alguns filtros espaciais com o intuito de eliminar os pixels isolados ou de borda, levando em conta regras de proximidade dos pixels. O resultado é um mapa único com a classificação de cada pixel. Ao final do processo, para cada ano, haverá mapas classificados quanto à cobertura e uso da terra, sendo possível visualizar as transições de das classes entre os diferentes anos (MAPBIOMAS, 2021).

Figura 9 - Etapas do processamento dos mapas anuais do MapBiomias



Fonte: MAPBIOMAS, 2021.

2.4.2 Aplicações do MapBiomias em Ecologia da Paisagem

O MapBiomias, por ser uma plataforma livre, disponibilizando os dados e mapas gratuitamente, instiga novos pesquisadores a produzir material relacionado à cobertura e uso da terra, utilizando esses dados inclusive na área da Ecologia da Paisagem. O MapBiomias em si funciona como uma ferramenta, disponível para qualquer um utilizá-la como melhor convém. Inclusive, é importante citar o incentivo em pesquisa organizado pelo próprio projeto, o Prêmio MapBiomias, o qual são premiados 6 trabalhos em diferentes categorias (MAPBIOMAS, 2021). Diversos artigos já foram publicados utilizando dados do projeto MapBiomias, a seguir são apresentados dois exemplos de artigos científicos.

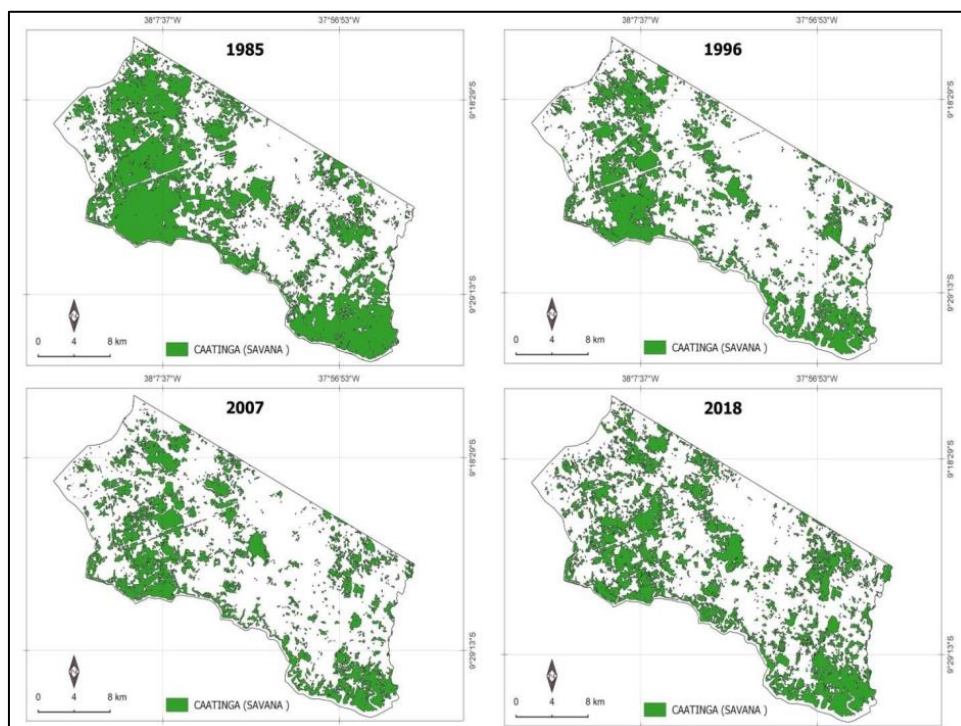
2.4.2.1 Desmatamento multitemporal no bioma Caatinga no município de Delmiro Gouveia, Alagoas

O estudo realizado por Silva *et al* (2019) no município de Delmiro Gouveia, em Alagoas, teve como objetivo entender como o desmatamento ocorreu temporalmente no município. Foi utilizado 4 mapas, referentes aos anos 1985, 1996, 2007 e 2018, da Coleção 4 do MapBiomias.

Em seguida, os autores utilizaram o *software* QGIS para processar e analisar os dados. Dessa forma, foram calculadas as áreas de cada classe de interesse. A área total do Bioma Caatinga no ano de 1996 era de 269,333 km². Constatou-se uma redução de aproximadamente 38% entre os anos de 1985 e 1996. Entre 1996 e 2007 houve uma perda menor, de 15,81 km²; enquanto de 2007 a 2018, observou-se uma recuperação de 46,25km² de floresta savânica, conforme a Figura 10. Os autores justificaram a recuperação do último ano da seguinte forma: as imagens tiradas do satélite Landsat no período coincidiram com uma maior quantidade de chuva na

região; além disso, na época o Ministério do Meio Ambiente lançou, em parceria com o MapBiomas, uma campanha com estratégias para conter a desertificação da região (SILVA et al, 2018).

Figura 10 - Dinâmica do desmatamento no município de Delmiro Golveia



Fonte: Silva et al, 2018

2.4.2.2 Análise da Dinâmica Temporal da Paisagem do Município Amazônico de São Geraldo do Araguaia-PA, Brasil

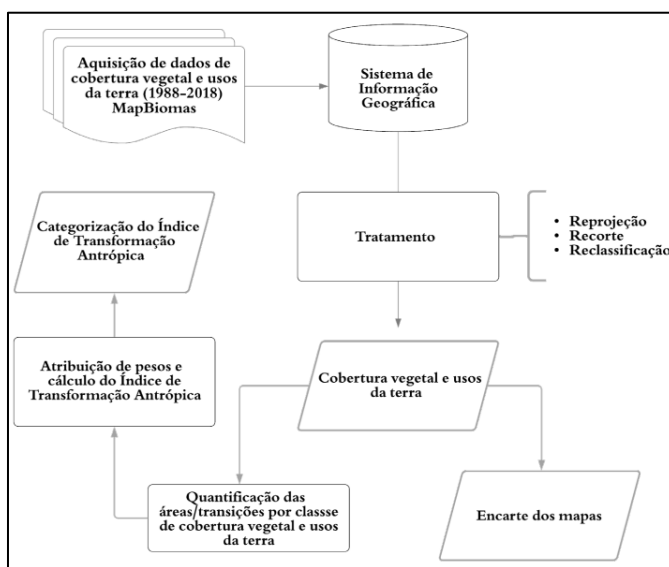
O artigo publicado pelos autores Silva, Mendes e Ramos (2021), na revista Espaço Aberto, teve como objetivo analisar sob uma perspectiva temporal a pressão antrópica na vegetação natural do município de São Geraldo do Araguaia, no Pará. O estudo utilizou como base dois mapas extraídos do MapBiomas, um referente ao ano de 1988, o outro no ano de 2018.

O trabalho utilizou oito classes de cobertura vegetal e uso da terra, sendo elas: Cultura Anual e Perene, Formação Campestre, Formação Florestal, Formação Savânica, Infraestrutura Urbana, Massas d'água, Mineração, e Pastagem. Foi aplicado uma métrica para medir o grau de transformação antrópica da região, o Índice de Transformação Antrópica (ITA), o qual cada classe possui um peso, quanto mais próximo a 10, maior a pressão antrópica sobre o ambiente. Em seguida o resultado

do ITA foi classificado nas seguintes classes: Pouco Degradados, peso 0 a 2,5; Regular, peso 2,5 a 5; Degradado, peso 5 a 7,5; e Muito Degradado, peso 7,5 a 10. A metodologia é apresentada no fluxograma na Figura 11.

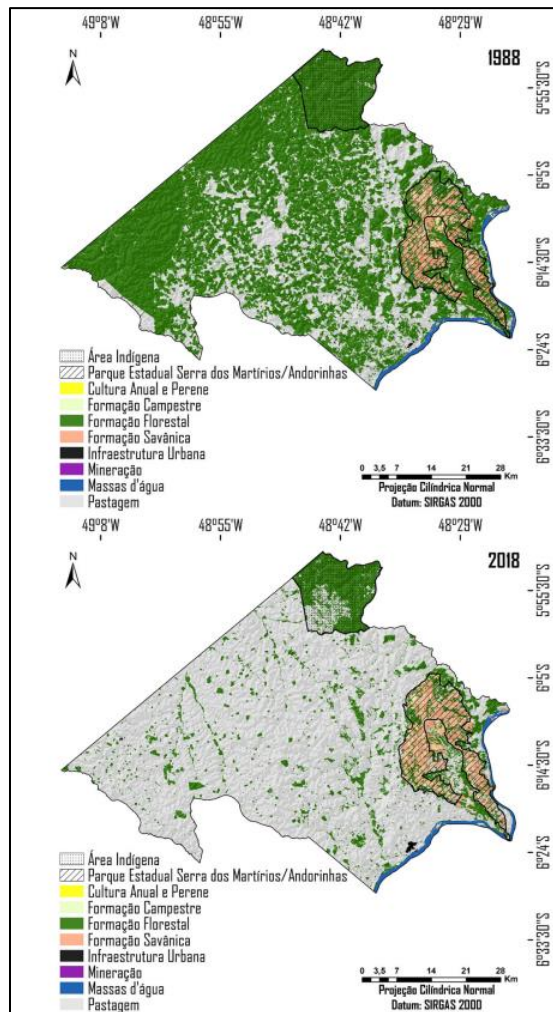
Como resultado, os autores constataram um grandes mudanças na paisagem, conforme a Figura 12. A classe Formação Florestal foi a mais afetada pela antropização, com uma redução de 302,43% em 30 anos, sendo substituída por áreas de pastagem. Os autores apontam também o intenso processo de extrativismo madeireiro no final da década de 80. Quanto ao ITA, o município passou de Pouco Degradado (2,39) no ano de 1988, para Degradado (5,07), com a pecuária o principal agente de pressão sobre o ambiente. Os autores apontam as áreas indígenas e o parque estadual, inseridos no município, os mais bem conservados, além de terem papel crucial para conter o desmatamento em São Geraldo do Araguaia.

Figura 11 - Fluxograma da metodologia aplicada no estudo



Fonte: Silva; Mendes; Ramos, 2021

Figura 12 - Cobertura e uso da terra de São Geraldo do Araguaia, PA



Fonte: Silva; Mendes; Ramos, 2021

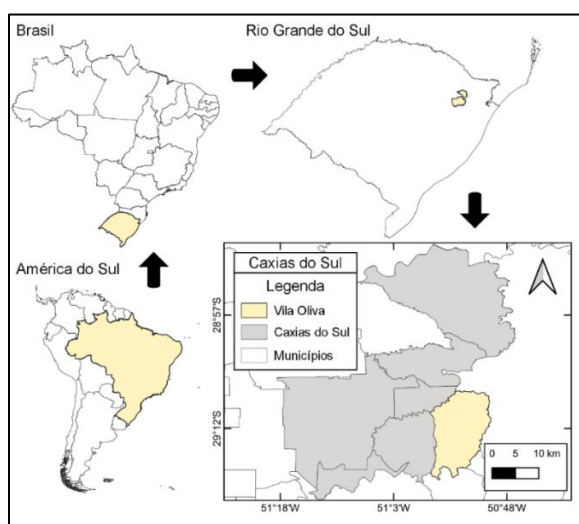
3. METODOLOGIA

A metodologia aplicada ao estudo baseia-se no geoprocessamento aplicado à Ecologia de Paisagem. Para atingir os objetivos propostos, utilizou-se diferentes ferramentas e bancos de dados, de forma a obter o resultado mais confiável e preciso possível. O trabalho utilizou funções de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) para o processamento de dados de imagens digitais, o georreferenciamento. Além disso, utilizou-se os dados disponibilizados de forma livre e gratuita do projeto MapBiomass.

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo do presente trabalho se localiza no distrito de Vila Oliva, no município de Caxias do Sul, no estado do Rio Grande do Sul. O distrito possui uma área de aproximadamente 190 km², geolocalizada nas coordenadas 29°12'14.8"S e 50°54'17.2"W no ponto do centroide, Figura 13. Segundo o IBGE (2010), Vila Oliva possui em seu território 1.427 habitantes, com densidade demográfica de 8,27 hab/km². O distrito tem como principal atividade econômica a fruticultura, em especial a produção de maçã caqui e ameixa, além disso, também tem atuação no segmento de produção de gado e silvicultura (CAXIAS DO SUL, 2022). A região é caracterizada pelo Bioma Mata Atlântica, com as formações Floresta Ombrófila Mista e Campos de Altitude, sendo a primeira na porção sul do território, e a seguinte na porção sul.

Figura 13 Localização do Distrito de Vila Oliva, em Caxias do Sul



Fonte: Elaborado pelo autor

3.2 MATERIAIS

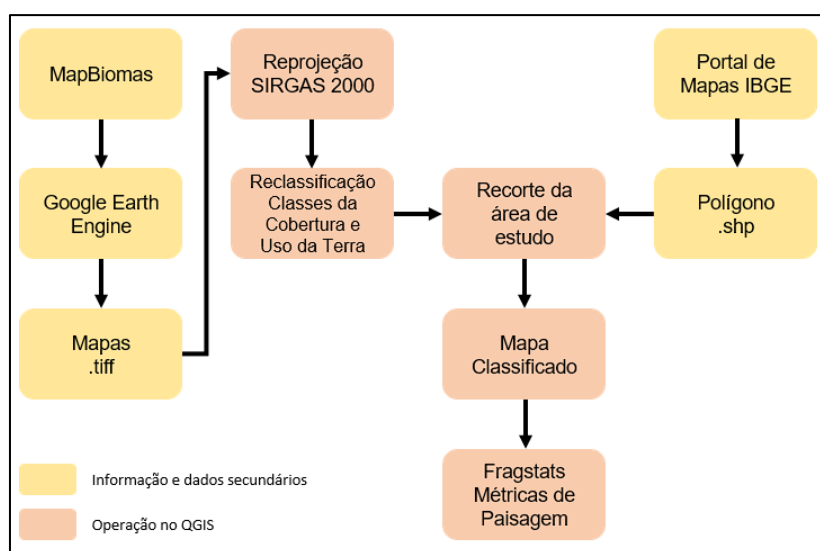
Com o intuito de gerar as imagens e informações do estudo, utilizou-se dados da Coleção 6 do MapBiomas, gerados a partir do programa de satélites Landsat, com resolução de 30m x 30m e processados pixel por pixel. Foram baixadas 8 imagens da área de estudo, referentes aos anos 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 e 2020. Além disso, utilizou-se um arquivo *shapfile* (.shp), extraído do Portal de Mapas do IBGE, o qual se obteve o polígono do distrito de Vila Oliva.

A fim de processar as informações em um SIG, foi empregado o *software* livre QGIS (versão 3.16 “*Hannover*”), de código-fonte aberto (*open source*). Além disso, foi utilizado o programa Fragstats, de Mcgarigal e Marks (1995), na versão 4.2.1, a fim de calcular as métricas de paisagem.

3.3 PROCESSO METODOLÓGICO

Através das ferramentas apresentadas anteriormente, o estudo realizou uma série de etapas a fim de atingir seus objetivos e obter os resultados. Conforme o fluxograma da Figura 14 é possível acompanhar resumidamente a metodologia aplicada.

Figura 14 - Fluxograma do processo metodológico



Fonte: Elaborado pelo autor (2022)

As imagens da Coleção 6 do MapBiomias foram baixadas através de um *script* na plataforma Google Earth Engine. Esse *script*, denominado *Mapbiomas User Toolkit*, permite o usuário baixar qualquer mapa da plataforma MapBiomias. Dessa forma, foram baixados 8 mapas da cobertura e uso da terra do Bioma Mata Atlântica, no município de Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, em formato GeoTIFF (.tiff).

Os arquivos dos mapas do Google Earth Engine são projetados no sistema geodésico WGS 84. Dessa forma, no programa QGIS, os arquivos .tiff tiveram suas coordenadas reprojatadas no sistema SIRGAS 2000. Posteriormente, os mapas foram

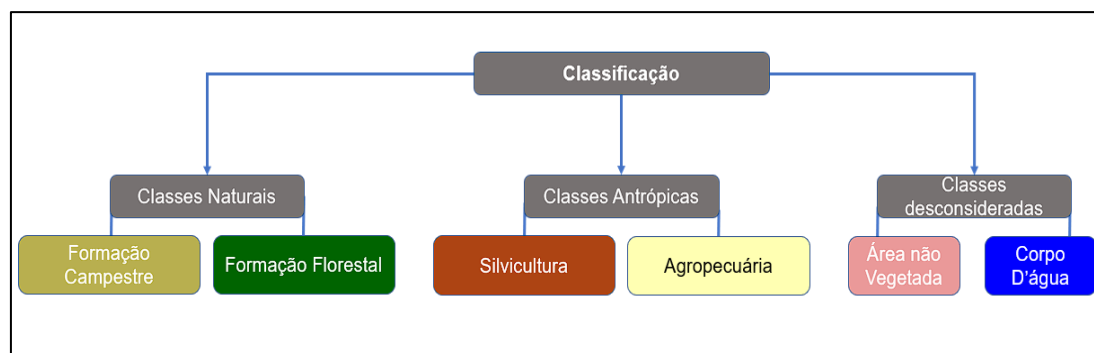
reclassificados nos padrões de cores do MapBiomias, usando como referência uma planilha disponível no próprio site do projeto.

Os mapas baixados se referem a todo o município de Caxias do Sul, dessa forma, foi necessário separar apenas a área de interesse do estudo, o distrito de Vila Oliva. Então, baixou-se, no Portal de Mapas do IBGE (portaldemapas.ibge.gov.br), um mapa no formato *.shp* da malha territorial dos distritos de Caxias do Sul. No QGIS separou-se o polígono do distrito de Vila Oliva, o qual foi salvo como um *shapefile* a parte. Esse polígono foi utilizado como referência extrair apenas a área de estudo desejada, no caso, Vila Oliva. Dessa forma, obteve-se o mapa classificado do distrito de Vila Oliva.

Por fim, utilizou-se o aplicativo Fragstats para calcular as métricas de Ecologia da Paisagem para cada ano e para cada classe de cobertura e uso da terra, sendo elas: área da classe (CA), porcentagem da paisagem (%LAND), número de fragmentos (NP), densidade de fragmentos (PD), Índice do maior fragmento (LPI), área média do fragmento (MPS), Índice de Forma Média Ponderada pela Área (AWMSI) e Distância Média do Vizinheiro mais Próximo (MNN) Através dos cálculos das métrica foi possível fazer a análise da paisagem.

Para a elaboração dos gráficos apresentados no presente estudo, as classes Área não Vegetada e Corpo D'água foram desconsiderados, por se tratar de áreas diminutas, não agregando ao proposto no trabalho. Utilizou-se a classificação do MapBiomias, nos níveis I e II, de forma a se adequar à proposta do trabalho, conforme a Figura 15. A classe Agropecuária foi agrupada a partir das seguintes classes do MapBiomias: Mosaico de Agricultura e Pastagem, Outras Lavouras Temporárias e Pastagem

Figura 15 - Classificação utilizada no presente estudo



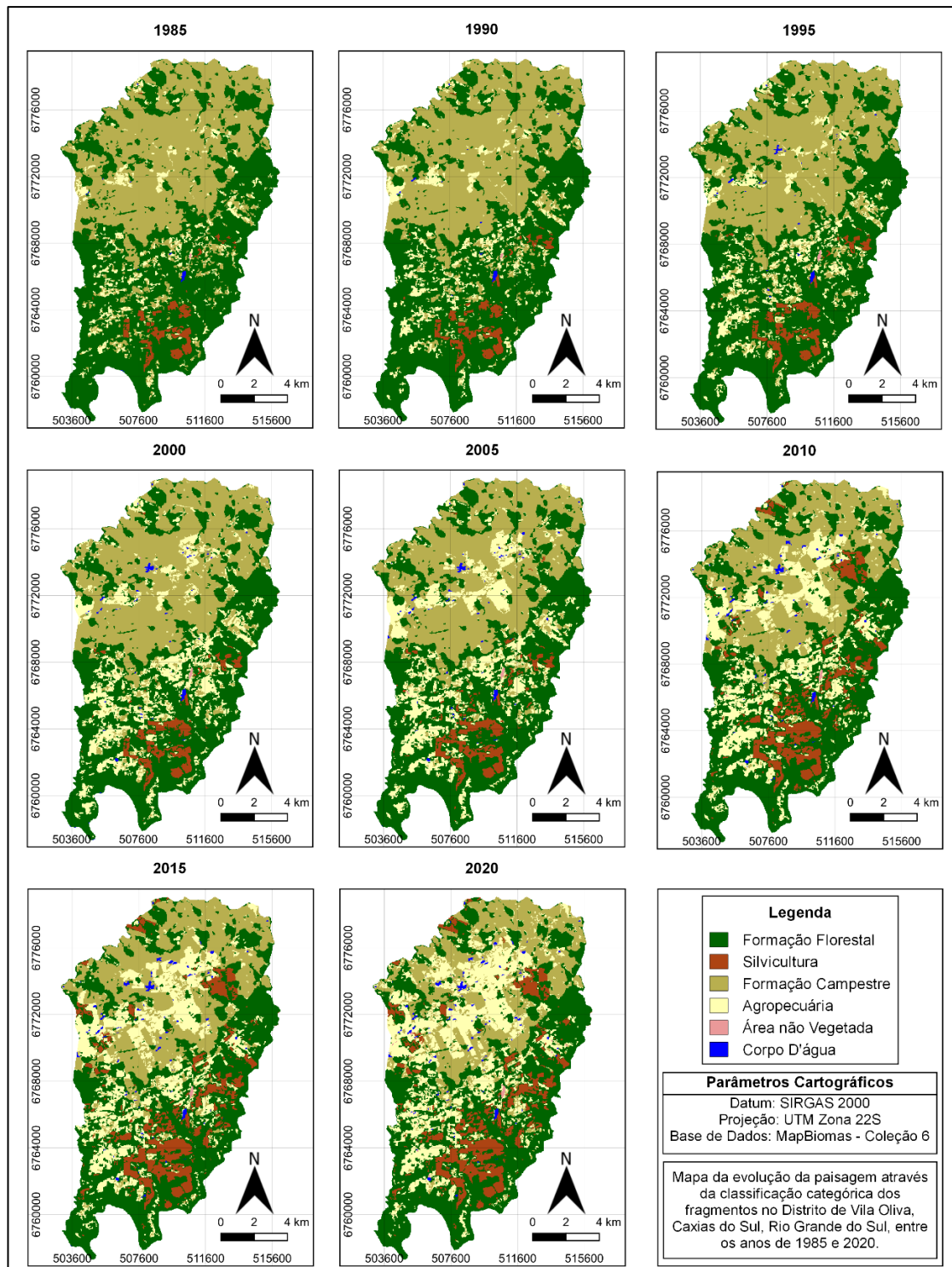
Fonte: Elaborado pelo autor (2022)

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ASPECTOS DA PAISAGEM DE VILA OLIVA, CAXIAS DO SUL

A paisagem do distrito de Vila Oliva é bastante diversa, sendo uma área de ecótono entre o Campo de Altitude, na porção norte, e Floresta Ombrófila Mista, na porção sul. Considerando o período de 35 anos, pôde-se perceber algumas mudanças relevantes no uso e ocupação da terra no distrito de Vila Oliva, em Caxias do Sul, RS. Observou-se, conforme a Figura 16, uma mudança nas áreas de fragmentos naturais, convertidas principalmente em agricultura e silvicultura. A partir do ano 2000 ocorre uma aceleração no desmatamento para atividades agropastoris e, principalmente, para a silvicultura, já bastante presente. A partir do mesmo ano, a expansão da agropecuária sobre as áreas de campo nativo é relevante na mudança da matriz da paisagem, ocasionando uma fragmentação bastante expressiva. Em 2005 a matriz da Formação Campestre já está dividida em duas grandes porções de fragmentos pela agropecuária.

Figura 16 - Evolução da fragmentação em Vila Oliva entre 1985 e 2020

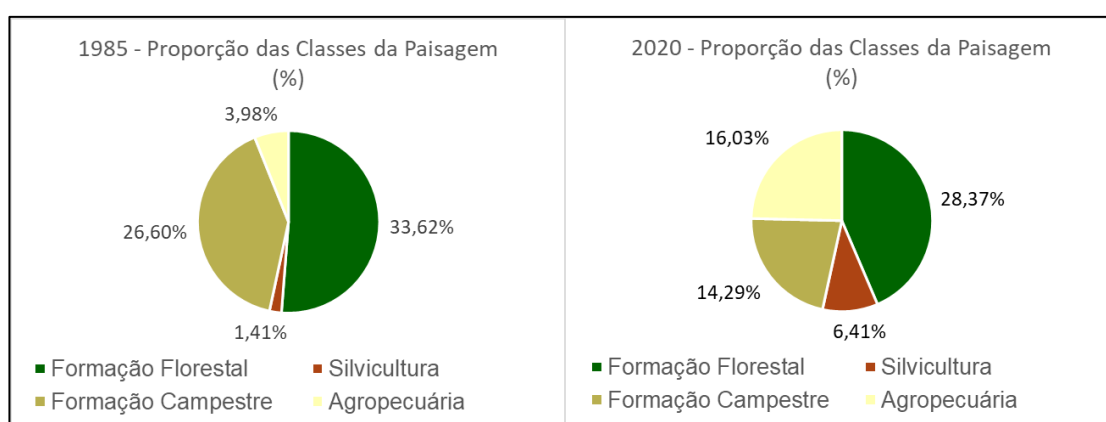


Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

A alteração da paisagem através das atividades antrópicas ficou evidente ao se comparar as áreas de cada classe do início (1985) e fim do estudo (2020). Conforme o Gráfico 1, em 1985 a área das classes Formação Florestal e Formação Campestre equivaliam, respectivamente, 33,62% (9.700,74 ha) e 26,60% (7.675,47

ha); no ano de 2020 a proporção das classes passou a ser de 28,37% (8.184,96 ha) e 14,29% (4.123,35 ha), respectivamente. Ou seja, a redução total de áreas florestais e de campos nativos foram, respectivamente, de 1.515,75 ha e 3.552,12 ha em 35 anos. Inversamente, áreas antrópicas tiveram aumentos significativos na paisagem; em 1985 a classe Agropecuária equivalia apenas 3,98% (1.149,48 ha) da paisagem, passando a ocupar 16,03% em 2020, mais que a área de Formação Campestre (14,29%). Além disso, a Silvicultura cresceu de 1,41% (405,54 ha) para 6,41% (1.850,85 ha) em 2020, ou seja, mais que quadruplicou sua área em 35 anos.

Gráfico 1 - Proporção das classes em relação ao total da área de estudo



Fonte: elaborado pelo autor (2022).

O processo de fragmentação das classes naturais (campos nativos e florestas) pode ser observada através do aumento do número de fragmentos das classes (NP), conforme Tabela 1. A classe Formação Florestal, apesar de não tido a maior perda de área, teve a maior fragmentação, com um acréscimo de 98 fragmentos, de 197 fragmentos em 1985 para 295 em 2020. Em contrapartida, formações campestres tiveram maiores perdas em área, e menores índices de fragmentação, de 287 fragmentos em 1985, para 315 em 2020. Por outro lado, as classes antrópicas tiveram um aumento significativo no número de fragmentos, indicando a conversão de áreas naturais em áreas de agricultura, pecuária e silvicultura.

O Tamanho Médio dos Fragmentos (MPS) da classe Formação Campestre não variou de forma tão expressiva até o ano de 2015, com o tamanho médio dos fragmentos de 21,23 ha no ano; entretanto, em 2020 há uma redução expressiva no tamanho dos fragmentos, com tamanho médio de 13,09 ha, indicando rápida ocupação dos campos nesses 5 anos, conforme a Tabela 1. A classe Formação

Florestal apresentou uma redução média maior que a das áreas de campo natural; com a média de 49,24 ha em 1985, e terminando com 27,74 ha ao final do estudo, quase reduzindo-se a metade da média inicial, ocasionando conseqüentemente, um maior efeito de borda. Ademais, observa-se um elevado desvio padrão do tamanho dos fragmentos florestais, indicando uma grande dispersão em torno da média, provocado por uma diferença elevada entre fragmentos pequenos e grandes. Entretanto, esse desvio padrão elevado já é esperado, pois, conforme McGarigal e Marks (1995), paisagens reais costumam ter tamanhos de fragmentos bastante irregulares. Inversamente, o MPS das áreas de agropecuária teve maior aumento médio em tamanho, com 2,80 ha no início do estudo e 9,36 ha ao final. A média do tamanho dos fragmentos não variou de maneira significativa em áreas de silvicultura, variando entre 14,71 ha e 10,58 ha.

O Índice do Maior Fragmento (LPI) revelou a supressão e a ampliação dos maiores fragmentos das classes, conforme a Tabela 2. Durante os primeiros 20 anos do estudo não há grande variação no tamanho do maior fragmento de Formação Campestre, com o maior fragmento representando uma grande mancha que ocupava 35% do distrito de Vila Oliva. Entretanto, em 2005 o maior fragmento de campo nativo representava 30,69% da paisagem, passando a representar apenas 15,98% em 2010, ou seja, a área do maior fragmento foi reduzida pela metade. Em 2020 o maior fragmento de campo nativo representava apenas 8% do total da classe, indicando a maior degradação de classe natural da paisagem.

O LPI da classe Formação Florestal teve uma redução menor e mais lenta, com o maior fragmento florestal representando 42,07% da paisagem em 1985, e 34,14% em 2020, essa possivelmente se tratando de Áreas de Proteção Permanentes (APPs), por estar concentrada na porção sul de Vila Oliva, caracterizada por ser uma região de serra, com montanhas e terrenos muito declivosos.

O LPI das classes antrópicas indicou que essas tiveram as suas áreas ampliadas, formando grandes manchas. Até o ano de 1995 não há grande mudança no tamanho do maior fragmento de Agropecuária; somente a partir do ano 2000 é possível verificar um constante crescimento até atingir 11,25% da classe. Por outro lado, o maior fragmento de Silvicultura tem um salto de tamanho entre 2005 e 2010, de 1,71 ha para 3,46 ha. A partir de 2010 não obteve alteração significativa em seu tamanho, com o maior fragmento representando 3,61% da classe ao final do estudo. Esses dados corroboram com a hipótese de que após 2010 a mancha de floresta

plantada esteve em período de crescimento, aguardando o desbaste e a colheita das árvores.

Tabela 1 – Métricas quantitativas de paisagem

Classe	Ano	CA (ha)	NP	MPS (ha)	Desvio Padrão MPS (ha)	LPI (%)
Agropecuária	1985	1149,48	410	2,8036	5,4374	0,3262
	1990	1544,85	439	3,519	8,416	0,4853
	1995	1810,62	484	3,741	10,7233	0,7075
	2000	2901,87	476	6,0964	29,3944	2,2608
	2005	3193,29	393	8,1254	49,4838	3,9803
	2010	3685,77	401	9,1914	64,7631	5,601
	2015	3855,78	398	9,6879	82,9804	8,3723
	2020	4625,46	494	9,3633	98,2488	11,2523
Área não Vegetada	1985	3,96	2	1,98	1,62	0,019
	1990	4,32	2	2,16	1,8	0,0209
	1995	8,82	1	8,82	0	0,0465
	2000	10,71	3	3,57	3,967	0,0484
	2005	12,96	5	2,592	3,5948	0,0513
	2010	12,6	4	3,15	4,327	0,056
	2015	14,58	6	2,43	3,9515	0,0594
	2020	31,77	24	1,3238	2,4972	0,0693
Corpo D'água	1985	17,73	10	1,773	3,434	0,0636
	1990	22,86	11	2,0782	3,6487	0,0708
	1995	41,58	25	1,6632	2,8905	0,0736
	2000	66,69	44	1,5157	2,9831	0,0836
	2005	78,57	53	1,4825	2,6019	0,0812
	2010	105,12	65	1,6172	2,5042	0,0883
	2015	126,36	78	1,62	2,4332	0,0869
	2020	136,53	94	1,4524	2,1414	0,0836
Formação Campestre	1985	7675,47	287	26,7438	396,8256	35,5443
	1990	7378,11	284	25,9793	394,7422	35,1696
	1995	7353	236	31,1568	429,1415	34,8705
	2000	7055,28	233	30,2802	416,4207	33,622
	2005	6460,83	236	27,3764	377,7501	30,6936
	2010	5296,86	155	34,1733	272,6043	15,9862
	2015	5097,42	240	21,2392	198,6763	14,7772
	2020	4123,35	315	13,09	98,4213	8,0076
Formação Florestal	1985	9700,74	197	49,2423	567,2629	42,0755
	1990	9504,54	178	53,3963	586,8744	41,4007
	1995	9186,66	203	45,2545	525,9631	39,5972
	2000	8329,86	232	35,9046	438,5631	35,2765
	2005	8442	225	37,52	419,7716	33,15
	2010	8328,87	278	29,96	401,7063	35,3615
	2015	8065,89	315	25,606	328,5444	30,6717
	2020	8184,96	295	27,7456	376,6358	34,1444
Silvicultura	1985	405,54	36	11,265	25,9778	0,7194
	1990	498,24	37	13,4659	26,5052	0,7622
	1995	552,24	38	14,5326	24,6989	0,5162
	2000	588,51	40	14,7128	29,7276	0,7479
	2005	765,27	72	10,6288	42,0112	1,71
	2010	1523,7	144	10,5812	56,4681	3,4632
	2015	1792,89	153	11,7182	57,7515	3,5999
	2020	1850,85	169	10,9518	55,413	3,6199

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

A análise temporal a cada 5 anos evidencia gradativamente a evolução da paisagem, através do acréscimo e decréscimo de áreas das classes estudadas.

Através do Gráfico 2, é possível verificar, temporalmente, o aumento e redução das áreas das classes, nos quais os valores positivos indicam o aumento da área da classe, e os valores negativos indicam a diminuição da área da classe. Entre 1995 e 2000 houve uma perda 857 ha e 297 ha nas áreas de Formação Florestal e Formação Campestre, respectivamente. No mesmo ano, inversamente, áreas de Agropecuária e Silvicultura obtiveram aumento de 1.091 ha e 36 ha, respectivamente. Ou seja, nesses anos foi possível verificar o maior crescimento histórico, durante o período de estudo, de atividades agropecuárias sobre áreas florestais, principalmente na porção sul do distrito de Vila Oliva, Figura 16.

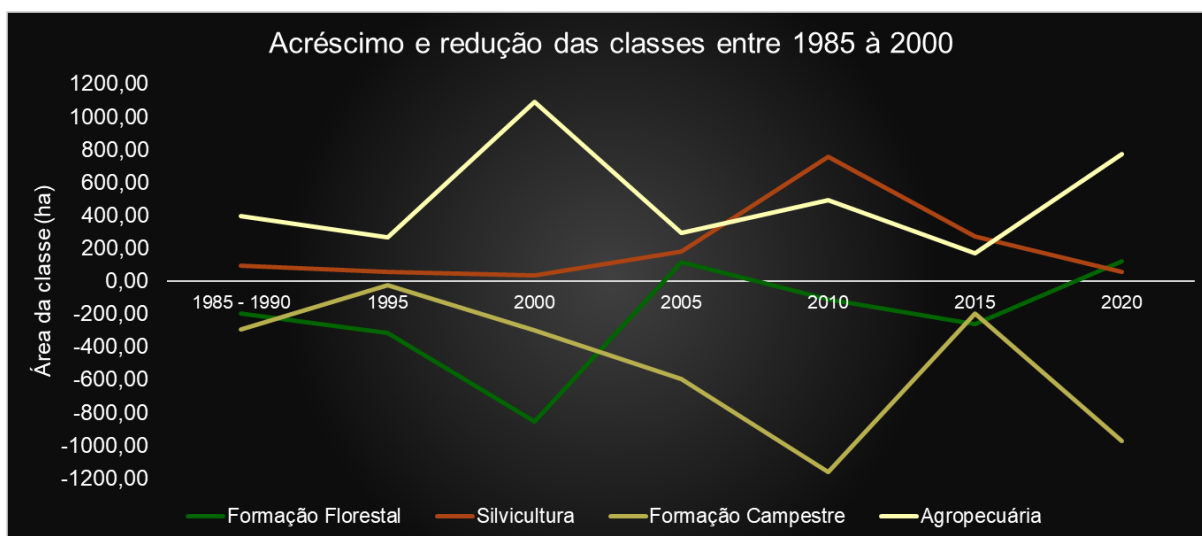
A partir de 2005 há uma expressiva perda de campos naturais, substituídos gradativamente por áreas antrópicas. O maior decréscimo em campo natural ocorre entre 2005 e 2010, com a perda de 1.163,97 ha; no mesmo período, a silvicultura tem seu maior crescimento durante o estudo, com o acréscimo de 758,43 ha. Conforme os mapas da Figura 16, é possível observar, na porção norte do distrito, o surgimento de novas áreas de silvicultura, antes inexistentes ou pouco expressivas. Neste período ocorreu, conforme os dados, um processo intenso de plantio de árvores plantadas para fins econômicos, de 765,2 ha em 2005 para 1523,7 ha em 2010. Entretanto nos anos seguintes percebe-se uma diminuição de novas áreas destinadas a silvicultura. Existem duas hipóteses levantadas no presente estudo para explicar esse comportamento: a) o plantio seguido pelo período de desbaste das plantas, o qual, conforme Suassuna (1977), costuma haver cortes periódicos em uma parte da cultura de Pinus, normalmente a partir dos 6 anos de idade, para que outras tenham o espaçamento e as condições se desenvolver e, assim, a partir de 15 anos de idade, essas últimas serem exploradas para as serrarias, ou seja, o replantio de novas remessas de florestas plantadas não devem ocorrer antes desses 15 anos; e b) a aprovação da Resolução CONSEMA nº 187/2008, o qual estabeleceu o zoneamento ambiental para novos plantios ou para renovação do plantio na atividade de silvicultura no Rio Grande do Sul (Rio Grande do Sul, 2008).

Entre 2010 e 2015, ocorre uma desaceleração na perda de áreas naturais e antrópicas. Formação Florestal e Formação Campestre tiveram redução de 263 ha e 199 ha, respectivamente; enquanto áreas de Agropecuária e Silvicultura tiveram acréscimo de 170 ha e 269 ha.

Por fim, entre 2015 e 2020, áreas de formações campestres voltam a diminuir, com a redução de 974 ha no período. Áreas florestais retomam parte de sua área,

com um aumento de 119 ha, indicando um pequeno saldo positivo devido, possivelmente, a regeneração natural das florestas. Por outro lado, a agropecuária tem um crescimento de 780 ha no período, indicando uma retomada da expansão agropecuária.

Gráfico 2 – Acréscimo e redução das classes entre 1985 e 2020



Fonte: elaborado pelo autor (2022)

4.2 MÉTRICAS DE FORMA E AGREGAÇÃO

O Índice de Forma Média (MSI) não demonstrou grandes variações durante os anos nas classes Formação Campestre, Formação Florestal, Agropecuária e Silvicultura; sendo que nenhum dos valores do MSI nessas classes foram superiores a 1,80. Entretanto, quando se avalia o Índice de Forma Média Ponderada pela Área (AWMSI) percebe-se valores mais elevados, indicando que os fragmentos maiores são mais irregulares em forma. O AWMSI da formação campestre apresenta uma diminuição na complexidade de sua forma durante o período de estudo, com valor de 10,50 em 1985, terminando com 6,62 em 2020. A classe formação florestal por outro lado, essa mais fragmentada, obteve com o decorrer dos anos maior irregularidade em sua forma, indicado pelo aumento do valor do AWMSI, e consequentemente, sofrendo mais com o efeito de borda. Enquanto áreas destinadas à agropecuária obtiveram um crescimento substancial no valor do AWMSI; considerando que se trata de áreas bastante fragmentadas e com tamanhos de fragmentos reduzidos, houve aumento nas irregularidades da forma da classe, sendo os fragmentos maiores mais

complexos em forma. As áreas de silvicultura apresentaram valores de AWMSI entre 2,86 e 4,30, ou seja, das classes apresentadas anteriormente, foi a com menor irregularidade em sua forma.

A Distância Média do Vizinho mais Próximo (MNN) da classe Formação Campestre e Formação Florestal se mostraram bastante constantes, sem grande variação na distância dos fragmentos mais próximos no decorrer do período do estudo. A constância da distância média é um bom indicador da dispersão das espécies, pois esses fragmentos podem funcionar como trampolins ecológicos, o qual, conforme Ricklefs e Relyea (2021), são manchas intermediárias importantes na dispersão dos organismos. Entretanto, foi observado valores de MNN decrescendo conforme os anos na classe Agropecuária, principalmente a partir do ano de 1995, quando a média da distância do vizinho mais próximo da mesma classe passa de 128,87 metros em 1990, para 95,48 metros em 1995. Essa diminuição no valor de MNN ocorre devido à expansão e a criação de novos fragmentos, visto que, concomitantemente, há um aumento da Área da Classe (CA) e de Números de Fragmentos (NP). Por outro lado, classe de silvicultura apresenta valores elevados, pois o cálculo da média foi ponderado pelo tamanho do fragmento (dando maior peso aos fragmentos maiores), considerando que no distrito de Vila Oliva as áreas de silvicultura estão bastante distantes uma das outras.

Tabela 2 – Métricas de forma e agregação

Classe	Ano	MSI	AWMSI	MNN (m)
Agropecuária	1985	1,6074	2,4388	127,5806
	1990	1,6617	2,7045	128,8778
	1995	1,6986	3,2229	95,4872
	2000	1,7116	5,6792	87,203
	2005	1,7196	6,2434	75,5572
	2010	1,6497	6,4552	80,8656
	2015	1,6812	7,6131	73,0495
	2020	1,6788	9,2866	70,9707
Área não Vegetada	1985	1,3558	1,4423	60
	1990	1,3036	1,3482	60
	1995	1,75	1,75	N/A
	2000	1,5476	1,7541	6251,976
	2005	1,3048	1,6435	3166,964
	2010	1,2756	1,6478	4638,571
	2015	1,2431	1,5107	2933,757
	2020	1,4574	1,2361	581,2976
Corpo D'água	1985	1,3229	1,4403	1580,337
	1990	1,2695	1,517	1440,558
	1995	1,2636	1,5722	779,2606
	2000	1,2672	1,5335	756,7714
	2005	1,2046	1,442	671,628
	2010	1,2082	1,4032	556,3595
	2015	1,2492	1,4285	541,8419
	2020	1,3899	1,1667	456,7203
Formação Campestre	1985	1,7523	10,5055	63,8515
	1990	1,5193	10,0709	64,0956
	1995	1,6354	10,0657	64,6096
	2000	1,6236	10,6579	65,8895
	2005	1,5651	11,4704	65,8817
	2010	1,5758	8,2831	67,3961
	2015	1,6442	7,8114	70,9636
	2020	1,6619	6,6296	70,9966
Formação Florestal	1985	1,5779	14,5274	65,7918
	1990	1,5391	14,4108	67,6609
	1995	1,5222	14,8946	67,4534
	2000	1,5045	15,6008	67,4957
	2005	1,5466	14,3854	68,4347
	2010	1,538	17,4208	65,3396
	2015	1,584	14,9537	65,4078
	2020	1,5909	17,1886	65,1279
Silvicultura	1985	1,5591	2,864	185,8598
	1990	1,6013	2,7081	108,442
	1995	1,6988	2,6826	104,7333
	2000	1,6461	2,9035	123,137
	2005	1,577	3,91	122,1328
	2010	1,5756	4,3067	109,5053
	2015	1,5679	4,1552	129,158
	2020	1,5708	4,0564	113,4702

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

4.3 FRAGMENTOS FLORESTAIS

Ao investigar os tamanhos dos fragmentos florestais, é possível perceber que dos 295 fragmentos florestais, 281 deles são menores que 25 ha, conforme a Tabela 3. Conforme Putz *et al* (2011), fragmentos florestais pequenos, com áreas menores que 25 ha, estão mais propícios a alterações na estrutura da floresta, afetando principalmente estágios de sucessão médios e tardios. Florestas cercadas por matrizes pobres em biomassa e de baixa complexidade sofrem com o efeito de borda, devido a diferença dos microclimas da borda e o interior do fragmento, podendo o efeito incidir a até 50 metros do interior da floresta (MURCIA, 1995). Observa-se, através da Figura 17, diversas manchas florestais com tamanho menor que 25 ha, cercadas por uma matriz da classe de agropecuária. Dessa forma, a maioria dos fragmentos florestais apresentam estruturas frágeis devido ao tamanho.

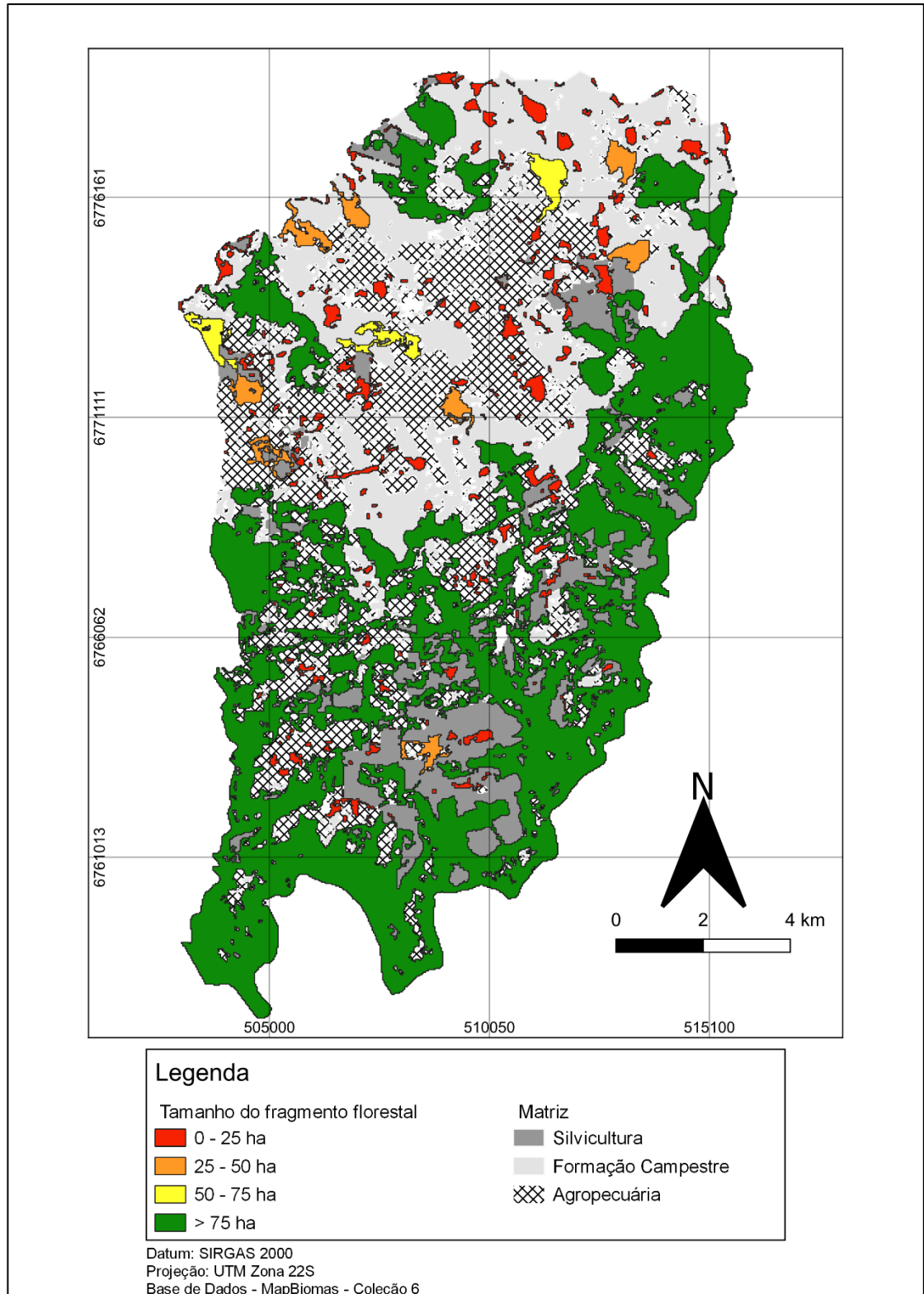
Conforme a Figura 17, observa-se que a grande maioria dos fragmentos florestais com tamanho inferior a 25 ha, estão cercados pela matriz de agropecuária. Didham *et al.* (2015) apontam em seu estudo que práticas agrícolas intensivas, com a utilização de fertilizantes e agrotóxicos, não afetam apenas o solo da borda de fragmentos florestais, mas também o interior dos fragmentos, com alterações em 10 das 11 propriedades do solo estudado. Além disso, é observado a distância média do vizinho mais próximo (MNN) relativamente alto, se comparado com os outros tamanhos de fragmentos, com média de 120,84 metros de distância.

Tabela 3 – Métricas de fragmentos florestais no ano de 2020

Parâmetro	0 - 25 ha	26 - 50 ha	51 - 75 ha	>75 ha
Número de Fragmentos	281	8	3	3
Tamanho Médio dos Fragmentos (ha)	2,38	36,97	56,43	2350,17
Desvio padrão - Tamanho Médio do Fragmento	3,37	4,96	6,12	3569,23
MNN (m)	120,84	68,18	82,36	62,36
Desvio padrão – MNN (m)	86,07	9,38	32,79	4,09

Fonte: elaborado pelo autor (2022).

Figura 17 - Tamanho dos fragmentos florestais em hectare (ha)



Fonte: elaborado pelo autor (2022).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo procurou entender a dinâmica da paisagem de Vila Oliva, a partir de dados do MapBiomas e através da utilização de ferramentas de geoprocessamento. Como objetivo teve a análise histórica da paisagem, identificando a evolução e apontando as fragilidades da paisagem através da Ecologia de Paisagem.

Houve alguns anos-chaves na mudança da paisagem de Vila Oliva, com mudanças substanciais nos fragmentos de florestas e campos naturais entre os anos de 1995 e 2000, e entre 2005 e 2010, respectivamente. Como uma região rural, o crescimento do uso da terra para atividades econômicas relacionadas a agricultura foi especialmente intensa em áreas de campo natural, pela facilidade de produzir nesse relevo. Além disso, a silvicultura avançou bastante em áreas de campo natural, apesar de estarem mais presentes na porção sul, em áreas que antes ocupavam florestas. As culturas plantadas em silviculturas são árvores exóticas invasoras, em especial do pinheiro do gênero *Pinus spp.*. Conforme Garcia, *et al.* (2018), a invasão de pinheiros é mais comum em ecossistemas abertos, como os campos. Dessa forma, além do avanço da agricultura, os campos do estudo também estão sujeitos à proliferação de *Pinus spp.*

Em contrapartida ao avanço rural, a área urbanizada de Vila Oliva, ou seja, a sede do distrito, cresceu de maneira muito tímida nesses 35 anos. Pôde-se perceber algumas fragilidades na estrutura da paisagem, em especial na classe florestal, com manchas com formatos irregulares e bastante pequenos, aumentando o efeito de borda. Apesar disso, a paisagem de Vila Oliva apresenta uma grande matriz florestal, essa possivelmente em áreas de declividade acentuada.

Cabe ressaltar, porém, que será implantado na região o novo Aeroporto de Vila Oliva, na porção norte do distrito, área hoje ocupada praticamente pela classe de agricultura, ao qual em agosto de 2022 iniciou-se a remoção das macieiras do local (CAXIAS do SUL, 2022). O aeroporto irá atender tanto Caxias do Sul como a Região das Hortênsias, fortemente visada pelo turismo (TOMÉ, 2022). Junto ao aeroporto, espera-se a implementação de uma nova estrutura para recebê-lo, como a melhoria de estradas, criação de novos empreendimentos, entre outros. Existe nesse contexto uma oportunidade para o crescimento da área urbanizada de Vila Oliva. Dessa forma,

haverá novos impactos em uma paisagem que já foi bastante modificada e fragmentada.

O estudo atingiu seus objetivos e tem potencial para ser ampliado. O próximo passo do trabalho será a identificação da declividade do relevo das manchas florestais na porção sul de Vila Oliva, por haver uma forte possibilidade de se tratar de áreas de APP e de difícil acesso. A coleta dos dados da complementação do estudo serão obtidos a partir de dados espaciais georreferenciados, disponibilizados pelo Laboratório de Geoprocessamento do Centro de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), estes digitalizados a partir de cartas topográficas da Diretoria de Serviço Geográfico do Exército (HASENACK; WEBER, 2007). Através desses arquivos será possível realizar um mapa de declividade a partir de um modelo em três dimensões em um SIG, utilizando os dados do Modelo Numérico de Terreno (MNT). Dessa forma pretende-se identificar, das áreas que não foram desmatadas, quais representam manchas inacessíveis para o uso do solo, e quais ainda poderiam ser exploradas pelo homem.

Dessa forma, o estudo foi de grande valia para o entendimento da paisagem de Vila Oliva. Apesar de se tratar de uma área relativamente pequena, com aproximadamente 190 km², através da metodologia aplicada ao estudo foi possível constatar uma rápida conversão de áreas naturais para áreas antrópicas. A presente metodologia, pode, futuramente, ser replicada em grandes áreas de paisagem, utilizando ferramentas e dados gratuitos e de fácil acesso. Dessa forma, a metodologia pode ser aplicada para estudar a criação de corredores ecológicos, Unidades de Conservação, entre outros. A partir dessas análises, outras métricas poderão ser aplicadas para ampliar o estudo.

REFERÊNCIAS

BERNARDI, A. Artigo: Por que o solo é tão importante quanto a água e o ar. In: **Embrapa**. 04 dez. 2020. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/57867457/artigo-por-que-o-solo-e-tao-importante-quanto-a-agua-e-o-ar#:~:text=Para%20começar%2C%20o%20solo%20é,do%20solo%20é%20muito%20lento>. Acesso em: 04 mai. 2022.

BRASIL. **Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Presidência da República, Casa Civil, 2006. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm. Acesso em: 10 abr. 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Mata Atlântica: Patrimônio Nacional dos Brasileiros**. Brasília: MMA, 2010. 408 p. (Série Biodiversidade, 34).

CAXIAS DO SUL. PREFEITURA DE CAXIAS DO SUL **Vila Oliva**. 2022. Disponível em: <https://caxias.rs.gov.br/gestao/subprefeituras/vila-oliva>. Acesso em: 13 nov. 2022.

CAXIAS DO SUL. PREFEITURA DE CAXIAS DO SUL **Vila Oliva**. 2022. Disponível em: <https://caxias.rs.gov.br/noticias/2022/08/municipio-inicia-a-retirada-dos-pomares-na-area-que-recebera-o-aeroporto-de-vila-oliva>. Acesso em: 14 nov. 2022.

COOPS, C. N.; TOOKE, T. R. Introduction to Remote Sensing. In: GERDEL, S. E.; TURNER, M. G (Eds.). **Learning Landscape Ecology: A Practical Guide to Concepts and Techniques**. 2. ed. Nova Iorque: Springer, 2017.

DAJOZ, R. **Princípios de Ecologia**. 7 ed. Porto Alegre: Artmed, 2005

DIDHAM, R. K.; BARKER, G. M.; BARTLAM, S.; DEAKIN, E. L.; DENMEAD, L.H.; FISK, L. M.; *et al.* Agricultural Intensification Exacerbates Spillover Effects on Soil Biogeochemistry in Adjacent Forest Remnants. **PLoS One**, v. 10, n. 1, p. e0116474, 2015. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0116474>. Acesso em: 17 nov. 2022.

FERRETTI, O. **Os Espaços de natureza Protegida na Ilha de Santa Catarina, Brasil**. 2013. Tese (Doutorado em Geografia) - Departamento de Geociências, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/122896>. Acesso em: 03 mai. 2022

GARCIA, R.; *et al.* Non-native Pines Are Homogenizing the Ecosystems of South America. In: ROZZI, R.; *et al.* **From Biocultural Homogenization to Biocultural Conservation**. Ecology and Ethics, vol. 3. Springer, 2018. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-99513-7_15. Acesso em: 16, nov. 2022.

GUEDES, Maria L.S. Breve incursão sobre a biodiversidade da Mata Atlântica. In: FRANKE, Roberto C. *et al.* (Org.). **Mata Atlântica e Biodiversidade**. Salvador: Edufba, 2005. p. 39-92.

HARRIS, L. D.; SILVA-LOPEZ, G. Forest Fragmentation and the Conservation of Biological Diversity. In: FIELDER, P. L.; JAIN, S. K. (Eds.). **Conservation Biology - The Theory and practice of nature conservation, preservation and management**. London: Chapman and Hall, 1992. p. 197-237.

HASENACK, H.; WEBER, E.(org.) Base cartográfica digital da Serra Gaúcha – escala 1:50.000. Porto Alegre: UFRGS Centro de Ecologia. 2007. 1 CD-ROM. (Série Geoprocessamento n.2). ISBN 978-85-7727-073-6. Disponível em: <https://www.ufrgs.br/labgeo/index.php/downloads/dados-geoespaciais/dados-espaciais-digitais-da-serra-gaucha/>. Acesso em: 12 nov 2022

HOBBS, R.J. Landscape ecology and conservation: moving from description to application. **Pacific Conservation Biology**, 1:170-176, 1994.

IBGE. **Manual técnico de uso da terra**. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.

IBGE. **Censo Brasileiro de 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/sinopseporsetores/>. Acesso em: 28 mai. 2022.

LIU, W., T. H. **Aplicações de Sensoriamento Remoto**. 2. Ed. São Paulo: Oficina de Texto, 2015.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. FRAGSTATS: **Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station: Portland, USA, 1995.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. (org.). **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Brasília: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, 2012. v. 1. 266p

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: JR., L. C.; RUDRAN, R.; PADUA, C. V. (org.). **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. 2. Ed. Curitiba: UFPR, 2006. p. 423-453

MOREIRA M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. 1. ed. São José dos Campos: INPE, 2001.

MURCIA, C. Edge Effects in Fragmented Forests: Implications for Conservation. **Trends In Ecology & Evolution**, v. 10, n. 1, p. 58-62, 1995. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534700889776#preview-section-cited-by>. Acesso em: 17, nov. 2022

NETO, F. F. M; ALVES, M. O. **Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto**. 1. ed. Londrina: Editora e Distribuidora Educacional S.A., 2018.

OLIVEIRA, A. P. G. *et al.* Uso de geotecnologias para o estabelecimento de áreas para corredores de biodiversidade. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 4, p.595-602, 2015. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rarv/a/JQqK9MDyshfr3NKNm4MDDt/?lang=pt>. Acesso em: 17 mai. 2022.

PEREIRA, M.A.S.; NEVES, A.G.S.; FIGUEIREDO, D.F.C. Considerações sobre a fragmentação territorial e as redes de corredores ecológicos. **Revista Geografia**, Londrina, v.16, n.2, p.5- 24, 2007. Disponível em: <http://dspace.uevora.pt/rdpc/handle/10174/1397>. Acesso em: 3 mai. 2022.

PROJETO MAPBIOMAS – **Coleção 6 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil**. 2021. Disponível em: <http://mapbiomas.org>. Acesso em: 17 mai. 2022.

PUTZ, S.; GROENEVELD, J.; ALVES, L.F.; METZGER, J.P.; HUTH A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 12, p. 1986-1997, jun. 2011. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S030438001100175X?via%3Di> hub. Acesso em: 5 nov. 2022.

RICKLEFS, R.; RELYEA, R. **A Economia da Natureza**. 8. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2021.

RIO GRANDE DO SUL. **Resolução CONSEMA nº187/2008**. Aprova alterações do Zoneamento Ambiental para a Atividade de Silvicultura no Estado do Rio Grande do Sul de que trata a Resolução CONSEMA nº 187, de 09 de abril de 2008 e dá outras providências. Disponível em: http://www.fepam.rs.gov.br/biblioteca/zoneam_silvic.asp#:~:text=RESOLU%C3%87%C3%83O%20CONSEMA%20N%C2%BA%20227%2F2009,2008%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%AAs. Acesso em: 5 nov. 2022

SANTOS, R. F. **Planejamento Ambiental: Teoria e Prática**. 1. Ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2004.

SILVA, A. S. *et al.* Multitemporal deforestation in the Caatinga biome in the municipality of Delmiro Gouveia, Alagoas, Brazil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, v. 14, n. 5, p. 654 - 657, 2019. Disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/7592>. Acesso em: 18 mai. 2022.

SILVA, S. S.; MENDES, M. F.; RAMOS, A. W. P. Análise da Dinâmica Temporal da Paisagem do Município Amazônico de São Geraldo do Araguaia-PA, Brasil. **Espaço Aberto**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, p. 27-42, 2021. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/EspacoAberto/article/view/39541>. Acesso em: 18 mai. 2022.

SILVA, V. C. L.; SILVA, R. M. Análise da cobertura vegetal em lucena entre 1970/2005 usando ecologia da paisagem, SIG e sensoriamento remoto. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 12, n. 37, p. 8-20, mar. 2011. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/16304>. Acesso em: 17 mai. 2022.

SOS MATA ATLÂNTICA. Relatório Anual 2020, **São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica**. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/sobre/relatorios-e-balancos/>. Acesso: 11 abr. 2022.

SUASSUNA, J. A Cultura do Pinus: uma perspectiva e uma preocupação. In: **Ministério da Educação**. [Brasília], 24 abril 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/fundaj/pt-br/destaques/observa-fundaj-itens/observa-fundaj/artigos-de-joao-suassuna/a-cultura-do-pinus-uma-perspectiva-e-uma-preocupacao>. Acesso em: 5 nov 2022. Texto publicado na revista Brasil Florestal nº 29 - Janeiro/Março de 1977 - Ano VIII.

TOMÉ, B. **Estudo aponta que aeroporto de Vila Oliva deve atrair mais de um milhão de passageiros para Caxias no primeiro ano**. 2022. Disponível em: <https://gauchazh.clicrbs.com.br/pioneiro/geral/noticia/2022/09/estudo-aponta-que-aeroporto-de-vila-oliva-deve-atrair-mais-de-um-milhao-de-passageiros-para-caxias-no-primeiro-ano-cl7tj3zj400en0153zhtjwwb3.html>. Acesso em 14 nov. 2022.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos da Ecologia**. 3. Ed. Porto Alegre: Artmed, 2010

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape Ecology in Theory and Pratical: Pattern and Process**. 1. ed. Nova Iorque: Springer, 2001.

WU, J. Landscape Ecology. In: Jorgensen S. E.; FATH, B. D. (Eds.). **Encyclopedia of ecology** Oxford: Elsevier, 2008. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780080454054008648?via%3Dihub>. Acesso: 30 abr. 2022