



UNIVERSIDADE DE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E ENGENHARIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

VINÍCIUS DUARTE NADER MARDENI

DELIMITAÇÃO DE CORREDOR ECOLÓGICO UTILIZANDO FERRAMENTAS  
GEOTECNOLÓGICAS

JERÔNIMO MONTEIRO – ES  
2023

VINÍCIUS DUARTE NADER MARDENI

DELIMITAÇÃO DE CORREDOR ECOLÓGICO UTILIZANDO FERRAMENTAS  
GEOTECNOLÓGICAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Ciências Florestais na Área de Geotecnologia e Ecologia Florestal.  
Orientador: Henrique Machado Dias  
Coorientador: Alexandre Rosa dos Santos

JERÔNIMO MONTEIRO – ES  
2023

**DELIMITAÇÃO DE CORREDOR ECOLÓGICO UTILIZANDO  
FERRAMENTAS GEOTECNOLÓGICAS**

Vinícius Duarte Nader Mardeni

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Ciências Florestais da Área de Concentração Ciências Florestais.

Aprovada em 24 de fevereiro de 2023.



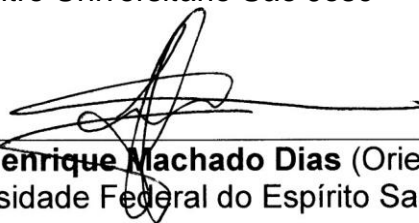
---

**Prof.ª. Dr.ª. Daiani Bernardo Pirovani** (Examinadora externa)  
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo



---

**Prof. Dr. Daniel Medina Corrêa Santos** (Examinador externo)  
Centro Universitário São José



---

**Prof. Dr. Henrique Machado Dias** (Orientador)  
Universidade Federal do Espírito Santo

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de  
Bibliotecas - SÍBI/UFES e elaborada pelo autor

---

N135d Nader Mardeni, Vinicius Duarte, 1992-  
DELIMITAÇÃO DE CORREDOR ECOLÓGICO  
UTILIZANDO FERRAMENTAS GEOTECNOLÓGICAS /  
Vinicius Duarte Nader Mardeni. - 2023.  
88 f. : il.

Orientador: Henrique Machado Dias.  
Coorientador: Alexandre Rosa dos Santos.  
Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) -  
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências  
Agrárias e Engenharias.

1. Geotecnologias. 2. Análise ambiental. 3. Biodiversidade.  
4. Gestão da paisagem. I. Dias, Henrique Machado. II. dos  
Santos, Alexandre Rosa. III. Universidade Federal do Espírito  
Santo. Centro de Ciências Agrárias e Engenharias. IV. Título.

CDU: 630

---

## **AGRADECIMENTOS**

À Deus, pela vida, saúde, força e por ter me iluminado em tantos momentos da minha vida e durante todas as etapas do mestrado.

À minha família, meus pais, Roseane Martins Duarte e Jorge Nader Mardeni, irmãos, Bárbara Duarte Nader Mardeni e Rodrigo Duarte Nader Mardeni, e meu filho Miguel C. Duarte Nader, por estarem presentes e pelo carinho confiados a mim, que em muitas vezes foram os motivos para manter-me firme em busca do meu objetivo. Agradeço também ao meu avô que sempre demonstro zelo com a minha vida acadêmica.

Aos meus amigos, Gabriel Madeira, Saulo Mateus, Jessé, Guilherme, Ritielly Grippa, Laís Martins, Agatha Nalesso, que mesmo estando longe acompanharam a minha trajetória e sempre me motivou.

À CAPES, pelo financiamento desse estudo e ao grupo de pesquisa GAGEN e NUPEMASE pelo apoio científico, parceria e conhecimentos compartilhados, em especial, Taís Rizzo, Rita Freire, Elaine Cordeiro e Clebson Pautz.

À Universidade Federal do Espírito Santo e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, pela oportunidade de ensino e aperfeiçoamento acadêmico.

Ao Dr. Alexandre Rosa dos Santos, meu coorientador, pelo direcionamento e disposição contínua para construção desse trabalho.

Aos membros da banca, pelas contribuições pertinentes.

A todos aqueles que, diretamente e indiretamente, contribuíram ou torceram por mim nessa caminhada, minha sincera gratidão ao compartilhar essa conquista.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

## RESUMO

MARDENI, Vinícius Duarte Nader. **Delimitação de corredor ecológico utilizando ferramentas geotecnológicas**. 2023. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Orientador: Prof. Dr. Henrique Machado Dias. Coorientador: Prof. Dr. Alexandre Rosa dos Santos.

Os corredores ecológicos funcionam como uma forma viável de mitigação do impacto ambiental advindo da fragmentação florestal, através da interconectividade de fragmentos florestais, por diferentes técnicas. Neste contexto, o objetivo deste estudo é propor rota para a implantação de um corredor ecológico na bacia hidrográfica do rio Itapemirim. Os objetivos específicos foram: (i) delimitar as áreas de preservação permanente (APP) da bacia hidrográfica do rio Itapemirim e confrontar o uso e cobertura da terra nas áreas delimitadas; calcular os índices de ecologia da paisagem e selecionar os fragmentos florestais de maior potencial para a implantação de corredores ecológicos utilizando a lógica *Fuzzy*; aferir os custos e traçar a melhor rota para implantação do corredor ecológico, considerando distância e impedimentos físicos; aferir os custos da terra e os custos de desapropriação para delimitar o corredor ecológico na área de estudo. Para realizar o mapeamento do uso e cobertura da terra foi utilizado a plataforma do MapBiomas, tendo como base imagens do satélite Landsat 8. As áreas de Preservação Permanente foram delimitadas de acordo com critérios estabelecidos pela Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre parâmetros, definições e limites das APP. A caracterização e quantificação estrutural de alguns dos Índices de ecologia da paisagem foram realizadas utilizando o aplicativo computacional QGIS 3.26, por meio do *plugin* LecoS 3.0.1 e o *Fragstats 4.2*. Os fragmentos florestais conectados foram o Parque Nacional do Caparaó, o Monumento Natural Estadual Serra das Torres e os fragmentos selecionados por meio da aplicação da lógica *Fuzzy* aos índices de ecologia da paisagem (IEP). O corredor ecológico proposto foi delimitado de acordo com a rota de menor custo, considerando: uso e cobertura da terra, áreas de preservação permanente, potencial dos fragmentos, declividade e aglomerados subnormais. Para cada

imagem matricial de custo, foram calculados seus respectivos pesos estatísticos utilizando o método hierárquico - Analytic Hierarchy Process – AHP, como também para a análise de áreas prioritárias para recuperação florestal, considerando: uso e cobertura da terra, áreas de preservação permanente, pedologia, litologia e importância biológica. A Interligação entre as áreas protegidas e os fragmentos com o corretor ecológico seguiu a orientação descrita pelo CONAMA nº 09/96. Com base no desenvolvimento do trabalho, identifica-se os seguintes resultados: maior classe de uso e cobertura da terra é pastagem. Da área destinada a preservação permanente, 68,58% encontram-se em uso conflitante com o estabelecido pela legislação. O Valor de terra nua por hectare da classe pastagem é o segundo maior dentre os valores de VTN por UCT, representando 64,28% do total. O mapa de áreas prioritárias apontou que 31,86% da área foi classificada como área de importância muito alto ou alto e 42,97% como baixa ou muito baixa prioridade para recuperação florestal. Desta forma, conclui-se que o algoritmo de caminho de menor custo associado ao resultado gerado pelo método de decisão multicritério (AHP), constitui uma importante ferramenta ao planejamento e implantação de uma rede ecológica por levar em consideração fatores primordiais a tomada de decisão da localização da melhor rota.

**Palavras-chave:** Geotecnologia ambiental, ecologia da paisagem, recuperação florestal

## ABSTRACT

MARDENI, Vinícius Duarte Nader. **Ecological corridor delimitation using geotechnological tools**. 2023. Dissertation (Master Degree in Forest Sciences) – Federal University of Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Adviser: Prof. Dr. Henrique Machado Dias. Co-adviser: Prof. Dr. Alexandre Rosa dos Santos.

Ecological corridors work as a viable way of mitigating the environmental impact arising from forest fragmentation, through the interconnectivity of forest fragments, using different techniques. In this context, the objective of this study is to propose a route for the implementation of an ecological corridor in the Itapemirim river basin. The specific objectives were: (i) to delimit the permanent preservation areas of the Itapemirim river basin and compare the use and land cover in the delimited areas; calculate the landscape ecology indices and select the forest fragments with the greatest potential for the implementation of ecological corridors using fuzzy logic; assess costs and outline the best route for implementing the ecological corridor, considering distance and physical impediments; assess land costs and expropriation costs to delimit the ecological corridor in the study area. In order to carry out the mapping of land use and land cover, the MapBiomias platform was used, based on Landsat 8 satellite images. The Permanent Preservation areas were delimited according to criteria established by Law No. which provides for APP parameters, definitions and limits. The characterization and structural quantification of some of the landscape ecology indices were carried out using the computational application QGIS 3.26, through the *plugin LecoS 3.0.1* and *Fragstats 4.2*. The connected forest fragments were the Caparaó National Park, the Serra das Torres State Natural Monument and the fragments selected through the application of fuzzy logic to the landscape ecology indices (LEI). The proposed ecological corridor was delimited according to the lowest cost route, considering: land use and land cover, permanent preservation areas, fragment potential, slope and subnormal agglomerations. For each cost matrix image, their respective statistical weights were calculated using the hierarchical method - Analytic Hierarchy Process - AHP, as well as for the analysis of priority areas for forest recovery,



considering: land use and cover, areas of permanent preservation, pedology, lithology and biological importance. The Interconnection between the protected areas and the fragments with the ecological corrector followed the orientation described by CONAMA nº 09/96. Based on the development of the work, the following results are identified: the largest class of land use and land cover is pasture. Of the area destined for permanent preservation, 68.58% is in conflict with what is established by law. The VTN per hectare of the pasture class is the second largest among the values of VTN per UCT, representing 64.28% of the total. The map of priority areas indicated that 31.86% of the area was classified as an area of very high or high importance and 42.97% as low or very low priority for forest recovery. Thus, it is concluded that the least cost path algorithm associated with the result generated by the multicriteria decision method (AHP), constitutes an important tool for the planning and implementation of an ecological network because it takes into account primary factors the decision-making of the location of the best route.

**Keywords:** Environmental geotechnology, landscape ecology, forest recovery

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Bacia Hidrográfica do rio Itapemirim, com destaque para os remanescentes florestais e áreas protegidas .....	28
Figura 2 - Fluxograma contendo a metodologia utilizada para delimitação da APP na bacia hidrográfica do rio Itapemirim, de acordo com a legislação.....	33
Figura 3 - Fluxograma metodológico para a caracterização dos índices da ecologia da paisagem e seleção dos fragmentos florestais na BHRI .....	38
Figura 4 - Fluxograma metodológico de delimitação do corredor ecológico ....	46
Figura 5 - Fluxograma metodológico de delimitação de áreas prioritárias para recuperação florestal.....	52
Figura 6 - Classes de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Itapemirim para o ano de 2021 .....	57
Figura 7 - Áreas de preservação permanente da bacia hidrográfica do rio Itapemirim, ES, Brasil.....	59
Figura 8 - Confronto do uso e cobertura da terra em relação à APP Total .....	60
Figura 9 - Fragmentos florestais por classe de tamanho, na bacia hidrográfica do rio Itapemirim .....	62
Figura 10 - Discretização espacial das variáveis Fuzzy de CA, TCA e TE na BHRI .....	65
Figura 11 - Discretização espacial das variáveis Fuzzy de ED e MSI na BHRI	66
Figura 12 - Classificação dos fragmentos florestais potenciais para constituírem o corredor ecológico na BHRI .....	67
Figura 13 - Corredor ecológico proposto entre o Parque Nacional do Caparaó e Monumento Natural Estadual Serra das Torres .....	68
Figura 14 - Uso e cobertura da terra no corredor ecológico proposto entre o Parque Nacional do Caparaó e Monumento Natural Estadual Serra das Torres .....	69
Figura 15 - Áreas prioritárias para recuperação florestal na BHRI.....	70

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Descrição das classes de uso e ocupação da terra da área de estudo.....	30
Quadro 2 - Legislação adotada para delimitação das quatro classes de APP.	31
Quadro 3 - Métricas utilizadas na quantificação da estrutura da paisagem na região da área de estudo .....	39
Quadro 4 - Custos atribuídos às diferentes classes de uso e cobertura da terra para a BHRI e suas justificativas, com objetivo de gerar uma superfície de custo para traçar o caminho do corredor ecológico (CE).....	47
Quadro 5 - Pesos atribuídos aos diferentes PI para BHRI, com objetivo de gerar áreas prioritárias para recuperação floresta de acordo com Almeida (2020)...	53

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Análise da acurácia do uso e cobertura da terra .....	29
Tabela 2 - Largura do amortecimento a ser utilizado para geração de APP de acordo com a largura dos cursos d'água.....	34
Tabela 3 - Custos atribuídos às áreas de preservação permanentes, com objetivo de gerar uma superfície de custos para traçar o caminho do corredor ecológico.....	48
Tabela 4 - Custos atribuídos aos aglomerados subnormais, com objetivo de gerar uma superfície de custos para traçar os caminhos do corredor ecológico .....	48
Tabela 5 - Custos atribuídos aos fragmentos florestais, com objetivo de gerar uma superfície de custos para traçar os caminhos do corredor ecológico.....	49
Tabela 6 - Custos atribuídos às diferentes classes de declividade, com objetivo de gerar uma superfície de custos para traçar os caminhos do corredor ecológico.....	49
Tabela 7 - Matriz de comparação pareada e os pesos estatísticos obtidos pelo método AHP para elaboração do corredor ecológico .....	49
Tabela 8 - Matriz de comparação pareada e os pesos estatísticos obtidos pelo método AHP para elaboração de áreas prioritárias para recuperação e conservação.....	54
Tabela 9 - Valores da terra nua atribuídos as classes de cobertura da terra...	55
Tabela 10 - Uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Itapemirim para o ano de 2021 .....	58
Tabela 11 - Áreas dos diferentes tipos de APP e seus percentuais em relação às áreas total de APP para a bacia .....	59
Tabela 12 - Confronto do uso e cobertura da terra em relação à APP total.....	61
Tabela 13 - Áreas dos diferentes tamanhos de fragmentos florestais e seus percentuais em relação ao somatório da área das classes de fragmentos.....	62
Tabela 14 - Índices de ecologia da paisagem calculados para a área da BHRI .....	63
Tabela 15 - Uso e cobertura da terra no corredor ecológico proposto na BHRI69	
Tabela 16 - Áreas prioritárias para recuperação florestal na BHRI.....	70

Tabela 17 - Confronto do UCT em relação às áreas prioritárias para recuperação dentro do corredor ecológico .....	71
Tabela 18 - Valor de terra nua por áreas prioritárias para recuperação em relação as classes de UCT .....	72

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO .....	16
2 OBJETIVOS.....	19
2.1 Objetivo Geral .....	19
2.2 Objetivos Específicos .....	19
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
3.1 Bioma mata atlântica.....	20
3.1.1 Bacia hidrográfica do rio Itapemirim .....	20
3.2 O processo de fragmentação florestal.....	21
3.3 Ecologia da paisagem .....	22
3.5 A importância da criação dos corredores ecológicos .....	24
3.6 Geotecnologias aplicadas à análise ambiental.....	26
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	27
4.1 Caracterização da área de estudo .....	27
4.2 Banco de dados .....	28
4.2.1 Uso e cobertura da terra .....	29
4.3 Delimitação das áreas de preservação permanente (APP) .....	31
4.4 Confronto do uso e cobertura da terra com as APP .....	37
4.5 Seleção dos fragmentos florestais com base nos índices métricos da ecologia da paisagem .....	37
4.5.1 Índices métricos da ecologia da paisagem .....	38
4.5.2 Seleção dos fragmentos florestais por meio da lógica <i>Fuzzy</i> .....	42
4.6 Delimitação do corredor ecológico .....	45
4.7 Áreas prioritárias para recuperação florestal .....	50
4.8 Confronto do uso e cobertura da terra com as áreas prioritárias para recuperação dentro do CE .....	55
4.8.1 Custos para definição do corredor ecológico .....	55
5. RESULTADOS.....	57
5.1 Classificação do uso e cobertura da terra .....	57
5.2 Áreas de preservação permanente (APP).....	58
5.3 Confronto do uso e cobertura da terra com APP.....	60
5.4 Análise dos índices de ecologia da paisagem e seleção dos fragmentos florestais potenciais por meio da lógica <i>Fuzzy</i> .....	62

5.5 Corredor ecológico (CE) .....	67
5.6 Análise das áreas prioritárias para recuperação florestal .....	70
5.7 Confronto do uso e cobertura da terra com as áreas prioritárias para recuperação dentro do corredor ecológico .....	71
5.7.1 Cálculo do Valor de terra nua (VTN) para delimitação do corredor ecológico .....	72
6. DISCUSSÃO .....	74
7. CONCLUSÕES .....	77
8. REFERÊNCIAS .....	79

## 1 INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica do rio Itapemirim (BHRI) é uma das principais do Espírito Santo, com uma área de aproximadamente 5.946 km<sup>2</sup> (594.599,095 ha). Esta bacia engloba terras dos estados de Minas Gerais (0,55% de sua área) e Espírito Santo (99,45% de sua área), e possui diversos estágios de degradação devido à ocupação territorial marcada, principalmente, pela pecuária e café (FERREIRA; BOSCOLO; VIANA, 2013), além de indústrias de mineração de mármore e granito (AGERH, 2022; FRECHIANI; MARCHIORO, 2012).

A bacia está totalmente inserida na Floresta Atlântica (PIROVANI; SILVA; et al., 2014), tendo seus fragmentos florestais remanescentes assumindo importância fundamental para manutenção do bioma. A perda de florestas naturais, aliada a um processo mais recente de intensificação da fragmentação, tem resultado em paisagens com pouca diversidade de habitats naturais (FAHRIG, 2003).

Uma das consequências da fragmentação florestal é a perda de diversidade genética, causada pela diminuição da área de ecossistemas naturais (DIAS et al., 2021; MAGNAGO et al., 2014). Além disso, eleva os riscos de endogamia e o favorecimento ao estabelecimento de espécies invasoras (GOMES et al., 2022). A fragmentação não afeta apenas as espécies, mas toda estrutura paisagística, com desdobramentos em serviços ecossistêmicos essenciais à manutenção da biodiversidade e da população humana, tais como a regulação do clima, qualidade do ar, alteração no regime hidrológico, inundação e assoreamento das bacias hidrográficas, erosão do solo, enchentes, e epidemias (GUIMARÃES et al., 2017; TAFFARELLO et al., 2017; TABARELLI et al., 2010).

Dessa forma, os corredores ecológicos podem gerar melhorias nos serviços ambientais e na qualidade dos recursos naturais, posto que podem ser formados por sistemas florestais e agroflorestais, com também retorno econômico para favorecer a fauna e flora, quanto os residentes de comunidades locais (GROSS, 2017; SANTO-SILVA et al., 2016).

Os corredores ecológicos (CE) funcionam como uma forma viável de mitigação do impacto ambiental advindo da fragmentação florestal (CASTRO,



2014; FERRARI et al., 2012; MOREIRA et al., 2002; SANTOS et al., 2018), através da interconectividade de fragmentos florestais, por meio de diferentes formas (FERRARI et al., 2012; LOUZADA et al., 2012). Alguns autores e organizações de proteção ambiental reconhecem a importância da adoção de corredores para conectividade da paisagem, através da restauração da biodiversidade, diminuindo os riscos de extinção das espécies e manutenção da resiliência dos ecossistemas em várias partes do planeta (DONDINA et al., 2016; HOFMAN et al., 2018; HONG et al., 2017; LIANG et al., 2018).

É importante considerar os fatores espaciais na implantação de corredores ecológicos em uma bacia hidrográfica. Como a distância entre bordas dos fragmentos, caminhos ótimos para translocação da fauna, distância dos corpos d'água, disponibilidade de água em qualidade e quantidade e a presença de barreiras físicas como estradas e cidades (ROCHA et al., 2007; ANJOS, 2008). Alguns estudos demonstraram que os caminhos escolhidos pelos animais entre fragmentos florestais levam em conta o custo-benefício, como presença de alimento, cobertura do solo e obstáculos topográficos (RECIO; SEDDON; MOORE, 2015).

Um método para subsidiar a criação de corredores ecológicos no decorrer da paisagem é o do algoritmo de caminho de menor custo (Least-Cost Path Analysis – LCP), com o uso dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) (RIBEIRO, M. P.; DE MELLO; VALENTE, 2022). Através da análise LCP é possível registrar a rota ótima de fluxo entre dois pontos dentro de uma matriz de custos, que são atribuídos por critérios previamente estabelecidos (LIANG et al., 2018; PENG et al., 2018; SANTOS, J. S. et al., 2018b).

Além do método LCP, a lógica *Fuzzy* (PERKL, 2016; STRNAD; KOHEK; KOLMANIČ, 2018) corresponde a uma extensão da lógica booleana, que permite flexibilidade para modelos que envolvem incertezas quanto limites aceitáveis ou não aceitáveis, ou seja, permite valores intermediários entre falso e verdadeiro, sendo adequado para problemas que não possuem fronteiras bem definidas (TEIXEIRA et al., 2018).

O conceito *fuzzy* é implementado em diversas áreas do conhecimento com resultados convincentes, como mapear suscetibilidade a inundações (HONG et al., 2017) e elaboração de mapas de risco de incêndios (BIAZATTI et al., 2021; RAMALHO et al., 2021). Portanto, este estudo pretende beneficiar a

bacia hidrográfica do Rio Itapemirim a partir da implantação dos corredores ecológicos, visto que pode trazer um melhor aproveitamento diretamente para a biota, na medida em que há maior eficiência na gestão ambiental das áreas protegidas, bem como benefícios ao solo e recursos hídricos do entorno.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral deste trabalho é propor rotas para a implantação de um corredor ecológico entre fragmentos florestais que leve em consideração aspectos fitofisionômicos e econômicos através de técnica de inteligência computacional.

Propor rota para a implantação de um corredor ecológico na Bacia hidrográfica do Rio Itapemirim que leve em consideração aspectos fitofisionômicos e econômicos através de técnica de inteligência computacional.

### 2.2 Objetivos Específicos

- Delimitar as áreas de preservação permanente da bacia hidrográfica do rio Itapemirim e confrontar o uso e cobertura da terra nas áreas delimitadas;
- Calcular os índices de ecologia da paisagem e selecionar os fragmentos florestais de maior potencial para a implantação de corredores ecológicos utilizando a lógica *Fuzzy*;
- Aferir os custos e traçar a melhor rota para implantação do corredor ecológico, considerando distância e impedimentos físicos;
- Aferir os custos da terra e de desapropriação para delimitar o corredor ecológico na bacia do rio Itapemirim;
- Delimitar as áreas prioritárias para recuperação florestal na bacia hidrográfica do rio Itapemirim.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Bioma mata atlântica

O Brasil possui a maior floresta tropical do planeta (TURUBANOVA et al., 2018). Sua proteção é crucial para mitigar as mudanças climáticas, preservar a biodiversidade e água doce do planeta (GUEDES PINTO, Luís Fernando et al., 2022). Ainda assim, o processo de fragmentação em áreas de florestas no Brasil é a maior do planeta (HARRIS et al., 2021; ZOMER et al., 2016).

Entre os Biomas brasileiros, a Mata Atlântica é composta por um complexo de ecossistemas, no qual comporta uma grande riqueza biológica, tornando esse num *hotspot* de biodiversidade (DE PAULA et al., 2015; KLIPPEL et al., 2015; PIROVANI; DA SILVA; et al., 2014), o que torna um dos biomas mais ameaçados do planeta (BRAGA; BORGES; MARTINS, 2015). De acordo com o MapBiomas (2021), a Mata Atlântica é o bioma mais desmatado do país, onde permanecem 12,4% de sua cobertura florestal original. Mesmo que restaurá-lo pode levar muitos anos (LIRA et al., 2012; RIBEIRO, M. C. et al., 2011), torna-se prioridade para mitigar às mudanças climáticas e garantir o fornecimento de serviços ecossistêmicos grande parte da população brasileiro (GUEDES PINTO, Luis Fernando; VOIVODIC, 2021).

A região de domínio original possui a maior densidade populacional de seres humanos do Brasil, abrangendo o litoral à leste, junto ao oceano Atlântico e a região Sudeste e Sul do país, abrangendo 17 estados, dos quais, apenas o Espírito Santo e Santa Catarina encontra-se totalmente inseridos em sua vegetação original, segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2016).

##### 3.1.1 Bacia hidrográfica do rio Itapemirim

A Bacia hidrográfica do rio Itapemirim está situada na região sul do estado do Espírito Santo, sendo parte da região hidrográfica do Atlântico Sudeste, conforme à Agencia Estadual de Recursos Hídricos (AGERH, 2020). Sua área estende-se por 17 municípios: Alegre, Atilio Vivacqua, Cachoeiro de Itapemirim, Castelo, Conceição de Castelo, Ibitirama, Irupi, Jerônimo Monteiro,

Muniz Freire e Venda Nova em sua totalidade, e parcialmente os municípios de Ibatiba, Iúna, Muqui, Itapemirim, Marataízes, Presidente Kennedy e Vargem Alta; além de uma pequena parcela no município de Lajinha (Minas Gerais). A bacia apresenta uma população estimada superior à 500 mil habitantes. A BHRI possui limites físicos localizados ao norte e noroeste com a Bacia Hidrográfica do Rio Doce, à nordeste com as Bacias Hidrográficas dos Rios Jucu, Benevente e Novo, ao sul com a Bacia Hidrográfica do Rio Itabapoana e ao leste com o Oceano Atlântico.

Segundo a AGERH (2020), o rio Itapemirim é formado pela confluência dos rios Braço Norte Direito e Braço Norte Esquerdo, que ocorre no município de Alegre, e a partir deste ponto percorre cerca de 135 km até sua foz. As nascentes localizam-se na região do Parque Nacional do Caparaó e na Serra de São Domingos, próximas à divisa dos estados do Espírito Santo e Minas Gerais. Os principais afluentes da Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim são os rios Castelo, em sua margem esquerda, e o Muqui do Norte, em sua margem direita.

### 3.2 O processo de fragmentação florestal

O processo de fragmentação do ambiente tem sido intensificado por ações antrópicas. Tais quais tem resultado em diversos problemas ambientais (BRASIL, 2003) (estradas, culturas agrícolas, etc), assim como naturais (lagos, outras formações vegetais, etc.), como enfatizado por Viana & Pinheiro (1998). Este desmatamento contínuo resulta em mosaicos de paisagem de pequenos fragmentos de florestais secundários e maduros (GROENEVELD et al., 2009), bem como por meio natural, como terremotos, furacões, deslizamentos e vulcões (MOREIRA, 2019).

Diversos estudos apontam que algumas variáveis da paisagem fragmentada, como o tamanho, grau de isolamento e a qualidade dos fragmentos influenciam a diversidade e riqueza de espécies (GROSS, 2017; SANTO-SILVA et al., 2016). De tal forma, a fragmentação afeta também toda a estrutura da paisagem, uma vez que compromete serviços ecossistêmicos essenciais, como regulação do clima, qualidade do ar, abastecimento de água, controle de enchentes e epidemias (GUIMARÃES et al., 2017; JOLY;

METZGER; TABARELLI, 2014; TAFFARELLO et al., 2017). Dessa maneira, um dos métodos para reduzir a fragmentação e preservar os remanescentes florestais é a implantação de corredores ecológicos (SANTOS et al., 2018).

### 3.3 Ecologia da paisagem

A ecologia da paisagem é uma ciência em construção, na qual possui conceitos e aplicações que contribuem no planejamento e gestão de maneira sustentável do território. Na situação atual, onde as paisagens estão cada vez mais fragmentadas e antropizadas, promover a segurança humana e a proteção do meio ambiente, em uma situação de produção participada entre sociedade e ecossistemas, se impõem como um grande desafio (KREMEN; MERENLENDER, 2018).

Na realidade, a paisagem é um objeto de estudo de diversos parâmetros do conhecimento científico. Uma vez que começou a ser amplamente discutido desde sua introdução, no século XIX, pelo naturalista alemão Alexandre Von Humboldt (RITTER; MORO, 2012). Entretanto, o assunto ficou em desuso, quando estudos do território passaram a ser o principal objetivo das pesquisas geográficas (SIQUEIRA; CASTRO; FARIA, 2013).

Em 1939, o termo “Ecologia da Paisagem”, foi empregado pela primeira vez pelo biogeógrafo Carl Troll, fundamentado nas tradições europeias da geografia regional. Ao observar uma fotografia aérea, Carl Troll buscou compreender as correlações entre a heterogeneidade espacial e os processos ecológicos. Consistia-se de uma perspectiva de análise nunca empregada, na tentativa de englobar conceitos de paisagem e meio ambiente, bem como aproximar os campos de atuação entre a Geografia e a Ecologia (RITTER; MORO, 2012; SIQUEIRA; CASTRO; FARIA, 2013). E desde então, diversos estudiosos vêm fortalecendo os conceitos e definições na linha de pesquisa da Ecologia da paisagem (OCKENDON et al., 2018; PAUDEL; YUAN, 2012).

O aumento da preocupação com o manejo dos recursos naturais tem criado reivindicações no meio científico relativos à disposição territorial e gestão espacial dos recursos. Fez-se, portanto, fundamental a caracterização da paisagem e, para isso são empregadas diversas técnicas de análises métricas da paisagem, de forma a tornar entendível a dinâmica de sua

estrutura, em vista as mudanças impostas aos ambientes. Nesse contexto, pesquisas de planejamento ambiental e a tomada de providências, tais como projetos de licenciamento ambiental, zoneamentos ambientais, definições de malhas urbanas e rurais, definições de corredores ecológicos e unidades de conservação, podem ser subsidiadas a partir do conhecimento da estrutura da paisagem.

A fragmentação da paisagem é considerada a principal mudança ambiental causadora das perdas de biodiversidade (LUSTIG et al., 2015). Sabendo que, conhecer a interação entre os diversos elementos que constituem a estrutura da paisagem tem se apresentado um dos principais planejamentos da agenda ambiental, em todo mundo. Ainda que o assunto se encontra de forma carente na literatura (DALLOZ et al., 2017). Maior parte dos estudos associa-se aos aspectos geográficos no que tange à ordenação territorial, pouco prestando-se a discutir processos ecológicos aplicados às múltiplas áreas da paisagem florestal.

Diversas pesquisas realizados no ponto de vista da abordagem geográfica da paisagem, retrataram a distribuição dos elementos naturais em contextos de usos diversos, no esforço de identificar a qualidade e grau de integridade dos ambientes e da paisagem (DUTRA DA SILVA; RODRIGUES LIMA, 2016; PINHEIRO; SILVA, 2019; MIZAEEL, et. al. 2016; COSTA et. al., 2017; SILVA e SILVA, 2018). Algumas aplicações que difundiram no país, como em Minas Gerais, na tentativa de disponibilizar assistência ao planejamento ambiental da região do quadrilátero ferrífero (OLIVEIRA et al., 2017); no diagnóstico da antropização, no Vale do Jequitinhonha, também em Minas Gerais (MORANDI et al., 2018); e na análise do índice de ecologia da paisagem, aplicado à unidade de conservação, no litoral do Rio de Janeiro (VERONESE, 2019).

Algumas iniciativas que tem se intensificado, especialmente com o desenvolvimento de novas tecnologias de sensoriamento remoto e geoprocessamento, destinadas às análises de paisagem, por meio de métricas estatísticas espaciais, dos quais levam fatores como densidade, tamanho, borda, forma, proximidade e conectividade entre os elementos do espaço. Essas métricas podem ser usadas para avaliar os efeitos de perturbações ambientais, como a fragmentação do habitat e a mudança do uso da terra,

sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. Além disso, as métricas da ecologia da paisagem também são úteis para o planejamento e a gestão de áreas protegidas e para o desenvolvimento de estratégias de conservação da biodiversidade.

### 3.5 A importância da criação dos corredores ecológicos

Os corredores ecológicos são faixas de terra com duas dimensões espaciais, comprimento e largura, e possui uma ou mais funções ecológicas (SHIRABE, 2018). De acordo com a resolução brasileira do CONAMA nº 09/96 (BRASIL, 1996), os corredores ecológicos são definidos como uma faixa de cobertura vegetal existente entre remanescentes de vegetação primária em estágio médio e avançado de regeneração, capaz de propiciar habitat ou servir de área de trânsito para a fauna residente dos remanescentes.

Conforme o Artigo nº 2, inciso XIX, do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), os corredores ecológicos são definidos como porções de ecossistemas naturais, que conectam Unidades de Conservação (UCs), que permite o fluxo de genes e o movimento da biota, no qual favorece a distribuição de espécies e a recolonização de áreas degradadas, como também a manutenção das populações que necessitam de áreas com maiores dimensões para sua sobrevivência (BRASIL, 2000).

Os corredores ecológicos são importantes instrumentos para criar oportunidades de desenvolvimento sustentável, desenvolvimento de novas áreas com aptidão para serem criadas novas unidades de conservação; favorece a conservação de ecossistemas; e gerar conectividade entre áreas (MORANDI et al., 2020; SHANU et al., 2019). O estabelecimento de corredores ecológicos é uma necessidade para intensificar a proteção ambiental e a conservação ambiental, posto que são usados como *habitat* e refúgio de animais silvestres endêmicos (GILBERT-NORTON et al., 2010). Além de evitar que sejam mortos por humanos ao sair dos fragmentos (HADDAD et al., 2015).

Alguns autores e organizações de proteção ambiental reconhecem a importância do estabelecimento e conservação de corredores ecológicos, como um precioso instrumento de restauração da biodiversidade, de redução de riscos a extinção das espécies e manutenção de serviços ecossistêmicos de



forma global (BOWERS; MCKNIGHT, 2012; DONDINA et al., 2016; LIANG et al., 2018; PERKL, 2016).

O Brasil é referência, entre os países da América do Sul, em número de espécies de mamíferos, répteis, anfíbios e aves – muitas sendo endêmicas. Segundo dados que constam da Global Biodiversity – Status of the Earth's Living Resources, publicado pela World Conservation Monitoring Center (1992), bem como vertebrados terrestres, invertebrados e plantas também se beneficiam dos corredores (HADDAD et al., 2003). Dessa forma, é possível observar que a preservação dos recursos naturais da paisagem possibilita que o risco de declínio de espécies endêmicas diminua, visto que a fauna e flora dependem dos recursos, bem como demonstra ter o potencial na dispersão de sementes (BENNETT, 2003).

A criação de corredores ecológicos tem se tornado um dos planos de conservação mais utilizadas no mundo (PERKL, 2016). O isolamento e a perda de habitat são apontados como as ameaças mais severas para a diversidade biológica do planeta (MOREIRA, 2019). A interferência causada pelo isolamento afeta diretamente na riqueza das espécies já que diminui o potencial de imigração, uma vez que determinadas espécies necessitam de mais locais para prosperar, como a busca de alimento, cuidados com a prole, os recursos (alimento e água), como também para sobreviverem devido às variações climáticas que ocorrem durante o ano (KORMAN, 2003).

O planejamento de corredores ecológicos exige uma análise e integração de diversos fatores, bióticos e abióticos, cujo o procedimento, pode ser realizado por meio de um aplicativo computacional de SIG, ligado a um conjunto de dados (LOUZADA et al., 2012). Uma das técnicas empregadas atualmente para propor corredores ecológicos é a análise de caminho de menor custo (*Least-Cost Path Analysis* – LCP) (DRIEZEN et al., 2007). Tal tecnicamente permite definir a melhor maneira para conectar dois locais dentro de uma matriz de custo com base em critérios preestabelecidos como impacto ambiental e investimento econômico (EFFAT; HASSAN, 2013; LIANG et al., 2018; PENG et al., 2018; SANTOS, J. S. et al., 2018b). O algoritmo LCP tem sido empregado acompanhado com o SIG em vários estudos para interconectar ecossistemas, especialmente visando a manutenção da vida silvestre (FERRARI et al., 2012; LOUZADA et al., 2012).

### 3.6 Geotecnologias aplicadas à análise ambiental

As geotecnologias são um conjunto de tecnologias para coleta, processamento, análise e disponibilização de informações georreferenciadas. Diversas tecnologias envolvem essa concepção, como técnicas de Sensoriamento Remoto (SR), no qual incluem o uso de imagens (de satélites e aeronaves tripuladas ou não), como também aplicações de análise multicritério para informações geográficas (FERRAZ et al., 2015).

O termo *geotecnologias* possui diversas definições dentro da comunidade científica, pois se trata de um conteúdo atual, além de trazer em sua base aspectos integrantes de várias áreas do conhecimento, como a associação de aparatos computacionais às variáveis espaciais (SOUZA, 2015).

As geotecnologias também podem ser definidas como tecnologias associada às geociências, tal qual favorece avanços em diversos aspectos relacionados a pesquisas científicas, em ações de planejamento, processos de gestão, manejo e à estrutura do espaço, considerando escalas e informação espacial (TÔSTO et al., 2014).

O avanço das geotecnologias, junto aos métodos automatizados de análise das informações espaciais tem colaborado para aplicações das categorias de estudo do espaço geográfico, gerando novos conhecimentos do ambiente e das variáveis atuantes na dinâmica de transformação do realizado pelo homem (SOUZA, 2015).

Os SIG ou GIS (*Geographic Information System*) são os sistemas que agregam as informações geográficas a bancos de dados englobando outros tipos de informações. Os SIG possibilitam realizar análises complexas ao integrar dados de inúmeras fontes e criar bancos de dados georreferenciados (BOIN; MARTINS; MIRANTE, 2017). Os dados agrupados concedem a criação de mapas temáticos, em que vários tipos de informações podem ser sobrepostos e interpretados (DELGADO, 2014). Ao se aliar ao Sensoriamento Remoto se tornam ferramentas fundamentais em estudos ambientais (SILVA; ROCHA; AQUINO, 2017).

O Sensoriamento Remoto (SR) é uma das mais eficientes tecnologias de coleta automática de dados para levantamento e monitoramento dos recursos terrestres em escala global. O presente termo foi cunhado no início dos anos

de 1960 por Evelyn L. Pruit e colaboradores (MENESES; ALMEIDA, 2012). O SR inclui também qualquer equipamento que possa suportar um sensor, por exemplo câmera fotográfica, radar e trena a laser. Deste modo, os sensores podem captar a luz visível ou qualquer outra frequência do espectro eletromagnético.

O desenvolvimento das resoluções espectrais, radiométrica, espaciais e temporais tem colaborado para resultados mais expressivos na discriminação de alvos que ocorrem na superfície (vegetação, solo, meio urbano, dentre outros) realizando portando técnicas de mapeamento e monitoramento ambiental (MASEK et al., 2015; PELUZIO, 2017).

Portando, as geotecnologias têm potencial para serem utilizadas em estudos paisagísticos envolvendo topografia, hidrografia, geologia, geomorfologia e outros fatores ambientais, como também analisar e auxiliar na prevenção e monitoramento de desastres ambientais e aqueles causados por ações antropogênicas (BOIN; MARTINS; MIRANTE, 2017), como também, apresenta soluções de menor custo e cria possibilidades otimizadas para as questões ambientais (SEABRA, 2009).

Diante das vantagens dessas ferramentas, as geotecnologias vêm ganhando espaço nos inúmeros âmbitos do conhecimento, especialmente na área ambiental e sanitária. Através do uso dessas tecnologias, é possível a realização de diagnósticos de uma enorme quantidade de dados, além de otimizar serviços por meio de hardwares e softwares, possibilitando uma maior eficácia. Além disso, permite análises onde as áreas são de difícil acesso, através de imagens geradas em tempo real ou por uma série histórica disponível (LEANDRO, 2021).

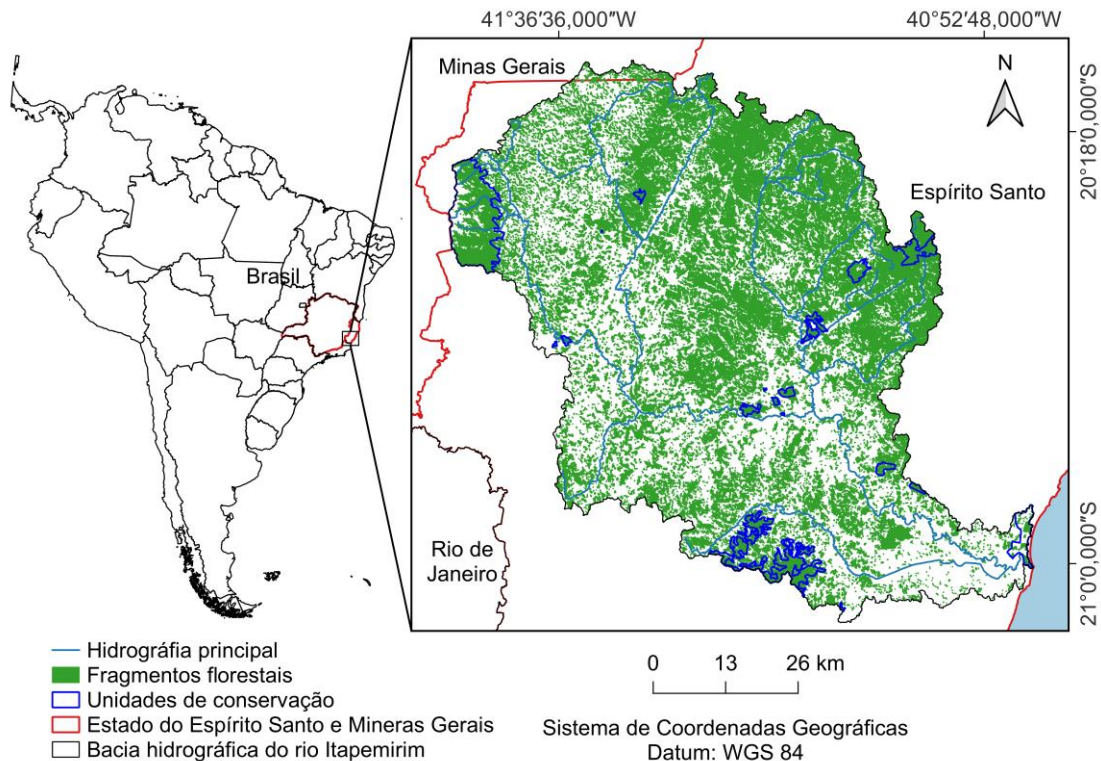
## **4 MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 Caracterização da área de estudo**

A bacia hidrográfica do rio Itapemirim (BHRI) localiza-se no estado do Espírito Santo (ES), entre os paralelos 20°9'36" e 21°7'12" de latitude Sul e os meridianos 40°46'13,08" e 41°52'19,92" de longitude Oeste, com uma área de 6.181 km<sup>2</sup> (Figura 1). Abrange os municípios de Alegre, Atílio Vivácqua,

Castelo, Conceição de Castelo, Cachoeiro de Itapemirim, Itapemirim, Iúna, Irupi, Ibatiba, Jerônimo Monteiro, Marataízes, Muqui, Muniz Freire, Presidente Kennedy, Vargem Alta, Venda Nova do Imigrante e parte do município mineiro de Lajinha (AGERH, 2020).

Figura 1 - Bacia Hidrográfica do rio Itapemirim, com destaque para os remanescentes florestais e áreas protegidas



Fonte: Autoria própria.

Identificam-se basicamente dois tipos de clima na BHRI, sendo subtropical de altitude, com inverno seco e verão ameno (Cwb), inferior a 22° C, subtropical de inverno seco (com temperatura média inferior a 18° C) e verões quentes (com temperaturas superiores a 22° C) (Cwa) e tropical, com estação chuvosa no verão, de novembro a abril, e estação seca no inverno, de maio a outubro (Aw) (BRANDÃO; GONÇALVES; JABOR, 2018).

#### 4.2 Banco de dados

#### 4.2.1 Uso e cobertura da terra

A acurácia geral foi obtida pelo MapBiomias (2022), (Tabela 1), onde foi realizada a tabulação cruzada das frequências amostrais das classes mapeadas. Foi realizada uma avaliação de amostra de pixels, composta por aproximadamente 75 mil amostras, no qual o número de amostras é pré-estabelecido por técnicas de amostragem estatística, em que se utiliza métricas que comparam a classe mapeada com a classe avaliada pelos técnicos na base de dados de referência.

Tabela 1 - Análise da acurácia do uso e cobertura da terra

Ano 2021	Porcentagem (%)
Acurácia geral	90.99
Discordância de área	2.33
Discordância de alocação	6.67

Fonte: Adaptado de MapBiomias (2022).

Para análise das mudanças do uso e cobertura da terra (UCT) (Quadro 1), foi utilizado o UCT proveniente do MapBiomias, referente ao ano de 2021, coleção 7.0, com resolução espacial de 30 m e resolução temporal anual. As imagens foram exportadas a partir da plataforma em nuvem *Google Earth Engine* e processadas utilizando o *software* QGIS versão 3.26.

O MapBiomias é um conjunto de dados que apresenta dinâmica anual de UCT nos biomas brasileiros, onde os mapas anuais são produzidos a partir da classificação *pixel-a-pixel* de imagens dos satélites Landsat. O processamento é feito através de algoritmos de aprendizado de máquina (*machine learning*) por meio da plataforma *Google Earth Engine* (ANDERSON et al., 2018 2018; MAPBIOMAS, 2022). A escolha do ano de 2021 decorre das características do tipo de satélite, onde a partir deste período foi lançado a coleção mais atual. A utilização do produto MapBiomias refere-se à sua disponibilidade, acessibilidade e aplicabilidade com os dados pré-classificados.

A classe de vias pavimentadas/não pavimentadas descritas no Quadro 1, foi obtida por meio do download no aplicativo aberto *Open Street Maps* que contém as vias pavimentadas e não pavimentadas a nível mundial. Essas vias são geradas por meio de utilização do aplicativo por civis.

Quadro 1 - Descrição das classes de uso e ocupação da terra da área de estudo.

<b>Classes de uso e cobertura da terra</b>	<b>Características</b>
Floresta	Floresta Ombrófila Densa, Aberta e Mista e Floresta Estacional Semi-Decidual, Floresta Estacional Decidual e Formação Pioneira Arbórea.
Formação natural não florestal	Savanas e Savanas-Estépicas Parque e Gramíneo-Lenhosa, Estepe e Pioneiras Arbustivas e Herbáceas
Silvicultura	Espécies arbóreas plantadas para fins comerciais (ex. pinus, eucalipto, araucária).
Afloramento rochoso	Rochas naturalmente expostas na superfície terrestre sem cobertura de solo, muitas vezes com presença parcial de vegetação rupícola e alta declividade
Agricultura	Áreas ocupadas com cultivos agrícolas de curta, média e longa duração, que após a colheita necessitam de novo plantio para produzir (ex. soja, cana, arroz; café e citrus).
Pastagem	Área de pastagem, predominantemente plantadas, vinculadas a atividade agropecuária. As áreas de pastagem natural são predominantemente classificadas como formação campestre que podem ou não ser pastejadas.
Mosaico de usos	Áreas de uso agropecuário onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura.
Área urbanizada	Áreas com significativa densidade de edificações e vias, incluindo áreas livres de construções e infraestrutura.
Corpos d'água	Rios, lagos, represas, reservatórios e outros corpos d'água.
Outras áreas não vegetadas	Áreas de superfícies não permeáveis (infra-estrutura, expansão urbana ou mineração) não mapeadas em suas classes
Vias pavimentadas e não pavimentadas	Estradas com asfalto ou sem calçamento, estradas de chão.

Fonte: MapBiomias (2022), adaptado pelo autor.

O primeiro passo foi a definição da projeção das vias para compatibilidade com o UCT, delimitação da bacia e unidades de conservação. Posteriormente, fez-se a seleção das vias contidas na área da bacia e confecção de um amortecimento de 15 metros de lado, totalizando 30 metros de largura para as vias pavimentadas/não pavimentadas. Esse valor não representa a realidade, no qual as vias pavimentadas têm em média 10 metros de largura, mas o valor de 30 metros foi adotado devido a escala de trabalho, onde as demais classes de UCT foram geradas com *pixels* de 30 metros. A etapa final foi a conversão de vetor em *raster*, com células de 30 metros e a atualização desta classe no UCT.

#### 4.3 Delimitação das áreas de preservação permanente (APP)

Para delimitação das APP's foram consideradas quatro classes (Quadro 2), de acordo com os critérios estabelecidos pela Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, na qual estabelece critérios, definições e limites das APP (BRASIL, 2012). Todas as etapas metodológicas para o mapeamento das APP foram realizadas no aplicativo QGIS versão 3.26 e apresentadas na Figura 2.

Quadro 2 - Legislação adotada para delimitação das quatro classes de APP

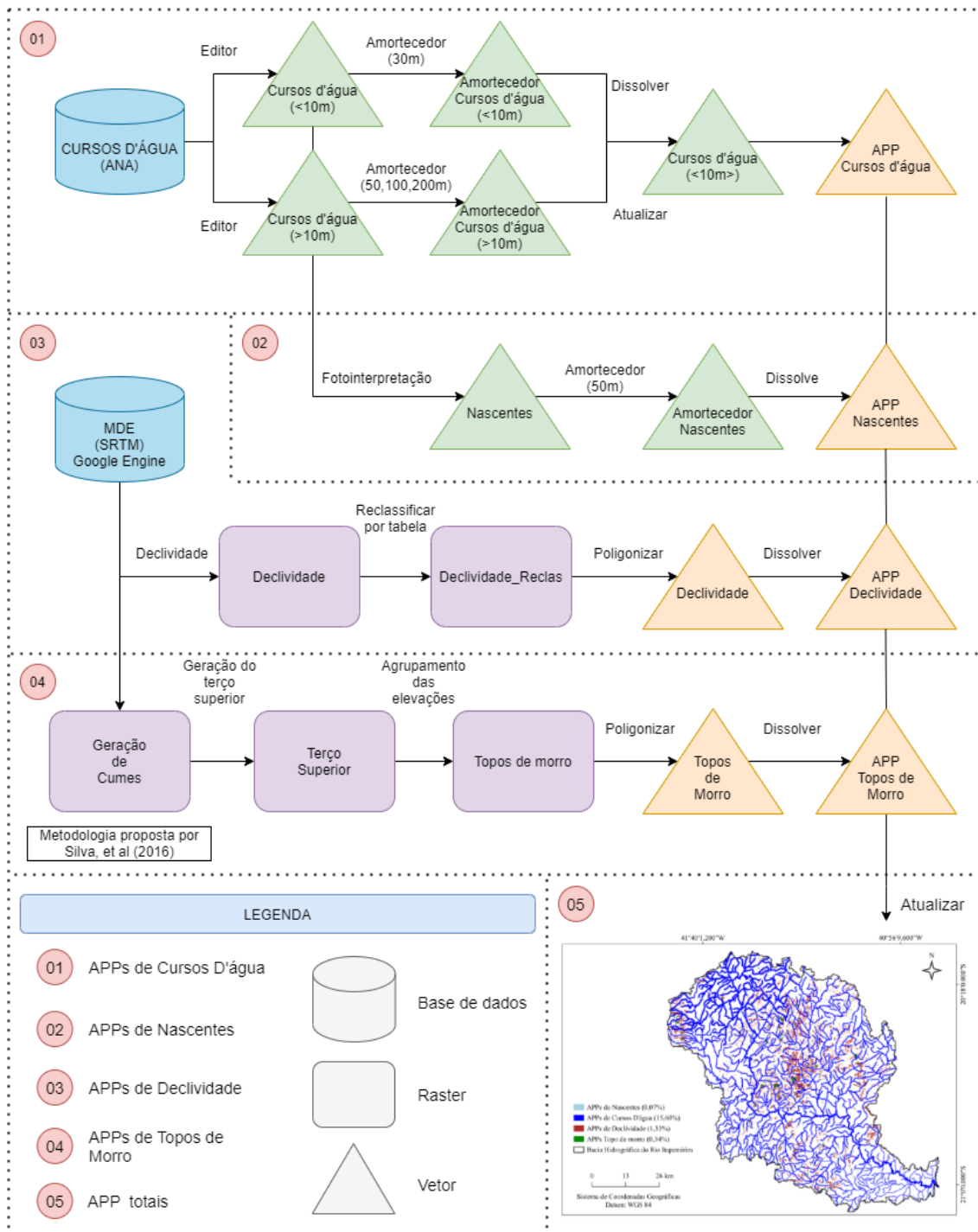
Classes de APP	Lei nº12.651/2012 (Código Florestal Brasileiro)
(APP de cursos d'água)	"I - as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de: a) 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura; b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura; c) 100 (cem) metros, para os

	<p> cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura; d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura; e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;”</p>
(APP de nascentes)	<p>IV - as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, no raio mínimo de 50 (cinquenta) metros;</p>
(APP de declividade)	<p>“V - as encostas ou partes destas com declividade superior a 45°, equivalente a 100% (cem por cento) na linha de maior declive;”</p>
(APP de topo de morro)	<p>“IX- no topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 (cem) metros e inclinação média maior que 25° , as áreas delimitadas a partir da curva de nível correspondente a 2/3 (dois terços) da altura mínima da elevação sempre em relação à base, sendo esta definida pelo plano horizontal determinado por planície ou espelho d'água adjacente ou, nos relevos ondulados, pela cota do ponto de sela mais próximo da elevação;”</p>

Fonte: BRASIL (2012).



Figura 2 - Fluxograma contendo a metodologia utilizada para delimitação da APP na bacia hidrográfica do rio Itapemirim, de acordo com a legislação.



Fonte: Autoria própria.

- Mapeamento da APP de cursos d'água:

Para os cursos d'água, aplicou-se o comando "amortecedor", para delimitação das zonas tampões com 30 metros em cada margem, considerando que no período chuvoso a largura de cada curso d'água não

ultrapassa 10 metros. No entanto a bacia hidrográfica do rio Itapemirim possui cursos d'água que ultrapassam a largura de 10 metros no período chuvoso, e para mapeá-los foi necessário a utilização do uso e cobertura da terra.

De posse do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Itapemirim, foi importado os Corpos d'água em formato poligonal, no qual foi necessário a edição desta classe para remoção de polígonos de lagos, lagoas, represas, dentre outros, o que permitiu a seleção dos polígonos delimitadores de cursos d'água, onde cada trecho com largura superior a 10 metros foi aplicado novamente o comando "amortecedor", de acordo com a largura conforme a Tabela 3. Posteriormente, realizou-se o comando "*união*" após a utilização do comando "*Amortecer*" de 30 metros dos cursos d'água dos resultados que obtiveram as diferentes categorias citadas na Tabela 2, gerando assim a APP final de cursos d'água.

Tabela 2 - Largura do amortecimento a ser utilizado para geração de APP de acordo com a largura dos cursos d'água

<b>Largura do curso d'água (metros)</b>	<b>Largura de <i>amortecimento</i> para geração de APP (metros)</b>
30, 40 e 50	50
60, 80, 90, 100 e 190	100
220, 240 e 550	200

Fonte: Autoria própria.

- Mapeamento da APP de nascente:

As nascentes foram marcadas manualmente ao ser utilizado o editor do QGIS versão 3.26, baseando-se na hidrografia gerada na etapa anterior. Cada início de curso d'água será demarcado com um ponto, gerando um *vetor* de pontos contendo 576 nascentes. Após essa etapa, executou-se o comando "amortecedor", disponível no programa QGIS versão 3.26, para delimitar um raio de preservação de 50 metros no entorno de cada uma das nascentes, para assim obter como resultado a APP de nascente.

- Mapeamento da APP de declividade:

De posse dos dados de elevação SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), SRTM V3 fornecido pela NASA, o Modelo Digital de Elevação (MDE) da área de estudo foi reprojetoado e adicionado ao QGIS versão 3.26 onde as declividades do relevo da BHRI foram calculadas. Em seguida, classificou-se as declividades atribuindo *NoData* para declividades inferior a 45° e valor 1 para declividades superiores a esse valor. O *raster* resultante deste processamento foi convertido em vetor, gerando a APP de encosta.

- Mapeamento da APP de topo de morro

Para delimitação de APP de topo de morro foi utilizado a metodologia de Silva et al. (2016), dentro do aplicativo computacional QGIS versão 3.26. Onde são adotadas etapas, desde a aquisição das imagens até a obtenção das zonas de APP, seguindo:

1. Download das cenas SRTM para área de estudo;
2. Retirada dos valores altimétricos  $\geq 1800$  metros via “Calculadora Raster”;
3. Execução do algoritmo “r.fill.dir” para preenchimento das depressões espúrias do modelo digital de elevação e obtenção do Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente (MDEHC);
4. Inversão do MDEHC a partir da seguinte equação, executada via “Calculadora Raster”, e obtenção do raster “mdehc\_inv”:

$$\text{mdehc\_inv} = (\text{MDEHC} - 10000) * (-1)$$

5. Execução do algoritmo “r.terraflow” sobre o raster “mdehc\_inv” para obtenção dos limites das bases dos picos → raster de saída “limite\_bases” ;
6. Conversão de “limite\_bases” para formato vetorial, mantendo o mesmo nome;
7. Execução da ferramenta “Zonal Statistics”, utilizando o vetor “limite\_bases” sobre o raster “mdehc”. Essa ferramenta calcula os

valores máximo, mínimo, média, range, entre outros, contidos no raster considerando os limites do vetor. Saída: “zonal\_statistics\_mdehc”;

8. Cálculo da declividade, em graus, a partir do raster “mdehc”. Raster de saída: “declividade”;
9. Execução da ferramenta “Zonal Statistics”, utilizando o vetor “limite\_bases”, sobre o raster “declividade”. Com isso busca-se obter a declividade média para cada área. Saída: “zonal\_statistics\_declividade”;
10. Seleção e extração das declividades médias  $\geq 25$  graus (a partir da camada “zonal\_statistics\_declividade”);
11. Cálculo da amplitude na camada “zonal\_statistics\_mdehc” (adição da coluna amplitude):

$$\text{amplitude} = \text{altitude\_max} - \text{altitude\_min}$$

OBS.: após a execução do “Zonal Statistics” a coluna “range” pode ser utilizada como equivalente a amplitude, pois é a diferença entre o valor máximo e o mínimo;

12. Seleção e extração das feições onde o valor de “amplitude”  $\geq 100$  m;
13. Identificação das áreas onde Declividade  $\geq 25$  graus e Amplitude  $\geq 100$  m através da ferramenta “extract by location”, predicado “equal”;
14. Calcular a altura mínima para o terço superior: adicionar coluna “terco” a camada extraída anteriormente (item 13):

$$\text{terco} = \text{altura\_maxima} - (\text{amplitude}/3)$$

15. Rasterizar a camada resultante do item anterior, utilizando a coluna “terco” como valor de saída (raster de saída: “min\_alt\_terco”). Procedimento realizado utilizando o algoritmo “v.to.rast”;

16. Extrair de “mdehc” os pixels onde os valores são  $\geq$  “min\_alt\_terco”. Saída: “app\_topo”;
17. Vetorizar “app\_topo”, exportando apenas os pixels com valor = 1. Saída: “app\_topo\_final”

- Mapeamento de APP total:

Produziu-se o mapa de APP total da BHRI através do agrupamento dos dados adquiridos individualmente de cada uma das quatro classes de APP. Com o propósito de quantificar e determinar a percentagem de cada classe de uso e cobertura da terra na APP total, utilizou-se o cruzamento tabular dos mapas, utilizando-se a técnica de sobreposição.

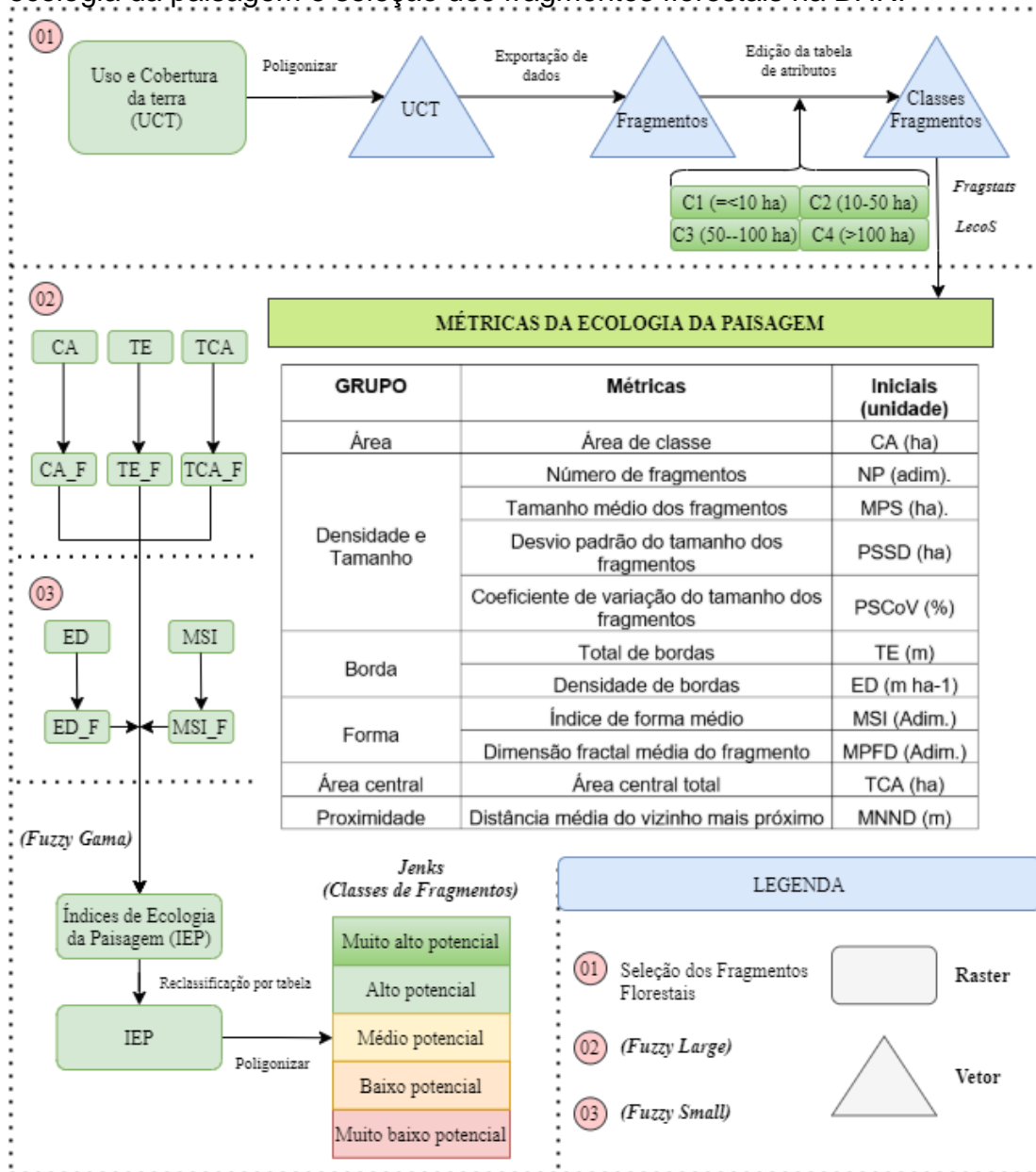
#### 4.4 Confronto do uso e cobertura da terra com as APP

Realizou-se o confronto entre os mapas temáticos de uso e cobertura da terra e APP, através da ferramenta *recortar* para análise da APP total no QGIS versão 3.26, considerando as classes de Floresta, Formação natural não florestal, Afloramento rochoso e Corpos d'água, como uso e cobertura da terra adequada (não conflitante), em virtude que estas já são classes de uso e cobertura da terra naturais e as demais classes como conflitantes com o código florestal.

#### 4.5 Seleção dos fragmentos florestais com base nos índices métricos da ecologia da paisagem

A caracterização e avaliação das métricas de ecologia da paisagem florestal se deu por meio da utilização do aplicativo computacional QGIS versão 3.26, *Fragstats* 4.2 e o *plugin* LecoS 3.0.1, conforme a Figura 3.

Figura 3 - Fluxograma metodológico para a caracterização dos índices da ecologia da paisagem e seleção dos fragmentos florestais na BHRl



Fonte: Autoria própria.

#### 4.5.1 Índices métricos da ecologia da paisagem

Os polígonos dos fragmentos florestais foram selecionados a partir do mapa de uso e cobertura da terra, advindo de etapas anteriores, obtendo o arquivo vetorial dos fragmentos florestais. Para que possa realizar a comparação dos índices de conservação, os fragmentos foram agrupados, levando-se em consideração a área de cada fragmento, conforme Santos et al. (2018), em muito pequeno (C1  $< 10$  ha); pequeno ( $10 \leq C2 < 50$  ha); médio (50

≤ C3 < 100 ha) e grande (C4 ≥ 100 ha). Adotou-se uma distância de borda de 100 metros para a mensuração das métricas de área central (COUTO-SANTOS; CONCEIÇÃO; FUNCH, 2015).

As métricas utilizadas na quantificação da estrutura da paisagem estão descritas no Quadro 3.

Quadro 3 - Métricas utilizadas na quantificação da estrutura da paisagem na região da área de estudo

<b>GRUPO</b>	<b>Métricas</b>	<b>Iniciais (unidade)</b>
Área	Área de classe	CA (ha)
Densidade e Tamanho	Número de fragmentos	NP (adim).
	Tamanho médio dos fragmentos	MPS (ha).
	Desvio padrão do tamanho dos fragmentos	PSSD (ha)
	Coefficiente de variação do tamanho dos fragmentos	PSCoV (%)
Borda	Total de bordas	TE (m)
	Densidade de bordas	ED (m ha <sup>-1</sup> )
Forma	Índice de forma médio	MSI (Adim.)
	Dimensão fractal média do fragmento	MPFD (Adim.)
Área central	Área central total	TCA (ha)
Proximidade	Distância média do vizinho mais próximo	MNND (m)

Fonte: Autoria própria.

As equações dos índices das métricas da paisagem utilizadas estão descritas em Mcgarigal e Marks (1995), Lang e Blashke (2007) e Peluzio (2017), para os grupos, conforme as equações a seguir:

- **Métricas de área:** Referente ao somatório das áreas de todos os fragmentos da classe de estudo (Equação 1).

$$CA = \sum_{i=1}^n c_i \quad (\text{Eq. 1})$$

Em que,

CA: soma das áreas de todas os fragmentos que pertencem a uma determinada classe, em hectare; e,

$a_i$ : área da i-ésimo fragmento correspondente à classe avaliada, em hectare.

- **Métricas de densidade e tamanho:** Representadas por um conjunto de equações que determinam o Número total de manchas ou classes em estudo (Equação 2), Tamanho médio dos fragmentos (Equação 3), Desvio padrão do tamanho médio dos fragmentos (Equação 4), e Coeficiente de variação do tamanho médio dos fragmentos (Equação 5).

$$NP = \sum n_i \quad (\text{Eq. 2})$$

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \quad (\text{Eq. 3})$$

$$PSSD = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n \left| a_{ij} - \left( \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_j} \right) \right|^2}{n_j}} \quad (\text{Eq. 4})$$

$$PSCoV = \frac{PSSD}{MPS} * 100 \quad (\text{Eq. 5})$$

Em que,

NP: número total de fragmentos dentro de uma mesma classe ou paisagem (adimensional);

$n_i$ : Quantidade de manchas de uma classe, se NP for em nível de paisagem ou um fragmento se NP for a nível de classe (adimensional);

MPS: tamanho médio dos fragmentos, em hectare;

$a_{ij}$ : área do fragmento i na classe j, em hectare;

j: número de fragmentos da classe (adimensional);

PSSD: desvio padrão do tamanho médio do fragmento, em hectare;

$n_j$ : número de fragmentos da classe (adimensional); e,

PSCoV: coeficiente de variação do tamanho médio dos fragmentos, em porcentagem.



- **Métricas de borda:** Foram representadas pela soma do perímetro do Total de bordas (Equação 6) e Densidade relativa de borda em relação a área de estudo (Equação 7).

$$TE = \sum_{j=1}^n e_i \quad (\text{Eq. 6})$$

$$ED = \frac{TE}{CA} \quad (\text{Eq.7})$$

Em que,

TE: soma de todas as bordas de classe ou paisagem, em metros;

$e_i$ : borda (perímetro) do i-ésimo fragmento, em metros;

ED: densidade de bordas, em metros por hectare; e,

CA: área total da classe, em hectare.

- **Métrica de forma:** Foram representadas pelo Índice de forma médio (Equação 8) em que é igual a 1, quando os fragmentos são circulares e aumenta com a irregularidade da forma da classe, e pela Dimensão fractal (Equação 9), onde os valores se aproximam de 1 para formas com perímetros simples e aumenta de acordo com a complexidade da forma da classe.

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

$$MPFD = \frac{2 * \ln(0,25 p_{ij})}{\ln a_{ij}} \quad (\text{Eq. 9})$$

Em que,

MSI: índice de forma média (adimensional);

$p_{ij}$ : perímetro do fragmento, em metros;

$a_{ij}$ : área do fragmento i na classe j, em hectares;

J: número de fragmentos (adimensional);

$n_i$ : número de fragmentos da classe (adimensional); e,

MPFD: dimensão fractal da média do fragmento (adimensional).

- **Métrica de área central:** Foi apresentada pela área central total (Equação 10) que é o somatório de todas as áreas centrais da classe.

- 

$$TCA = \sum_{j=1}^n a_{ij}^e \quad (\text{Eq. 10})$$

Em que,

TCA: área central total, em hectares; e,

$a_{ij}^e$ : área interior do fragmento ij, em hectares.

- **Métrica de proximidade:** Foi apresentada pela distância média do vizinho mais próximo (Equação 11).

- 

$$MNND = \frac{\sum_{j=1}^n h_{ij}}{n_i} \quad (\text{Eq. 11})$$

Em que,

MNND: distância média do vizinho mais próximo, em metros;

$h_{ij}$ : distância mínima do fragmento ij ao vizinho mais próximo, em metros; e,

$n_i$ : número de fragmentos da classe i na paisagem, que tenham vizinho próximo (adimensional).

#### 4.5.2 Seleção dos fragmentos florestais por meio da lógica *Fuzzy*

Foram considerados como de melhor potencial de preservação, os fragmentos pertencentes a classe “muito alto” dentro da aplicação *Fuzzy Gamma*.

A confecção do banco de dados para aplicação da lógica *Fuzzy* foi realizado nos aplicativos computacionais Microsoft Excel® e QGIS. O banco de dados adveio da etapa metodológica anterior, sendo utilizadas as métricas por fragmento e não mais por classe. Os vetores das métricas de paisagem florestal de área, borda, forma e área central selecionadas para caracterização da importância dos fragmentos foram convertidos em raster com tamanho de

célula de 30 metros. Para cada imagem matricial (raster) foi definida uma função de pertinência com um grau de certeza que varia entre “0 e 1”, em que o fragmento florestal com maior grau de conservação e em consequência maior potencial para passagem do corredor ecológico foi indicado quando o valor real da variável assume “1” e fragmentos com potencial nulo para integrarem o corredor ecológico foram indicados quando o valor real da variável assume “0”, conforme Teixeira et al. (2018).

A estruturação a ser feita com a lógica *fuzzy* permite um ponto de vista mais realista quando comparado as outras técnicas devido a sua descrição flexível. Há menos interferência do pesquisador, uma vez que não se define o peso de cada variável, mas o máximo, médio e mínimo para que os dados sejam aceitos no modelo (JIANG, EASTMAN, 2000).

As métricas foram selecionadas por meio da exclusão de métricas redundantes e seleção das métricas representativas dos grupos especificados no Quadro 2, sendo CA, TE, TCA, ED e MSI consideradas de importância para determinação do grau de preservação dos fragmentos e em consequência a relevância de adesão destes fragmentos na formação dos CE.

Para as métricas CA, TE e TCA foi ajustado as funções sigmoidais crescentes (*Fuzzy Large*) para cada fragmento. Esta função possibilita representar a variação gradual em torno da imagem matricial, em que fragmentos que virão a ser considerados prioritários com valores de área maiores possuem maior chance de assumir valor 1. O valor a ser definido no ponto central foi aquele que confere um grau de pertinência de 0,5 com valor de propagação de 5, o que define a forma e a característica da zona de transição ( $\chi$ ), expressa pela Equação 12.

$$\mu(X) = \frac{1}{1 + \left(\frac{X}{c}\right)^{-a}} \quad (\text{Eq. 12})$$

Em que,

$X$ : corresponde ao grau de pertinência da função *Large* a partir das variáveis;

$a$ : parâmetro que determina a inclinação da curva; e,

$c$ : valor no ponto médio que  $\mu(\chi)$  adquire 0,5.

A função *Fuzzy Small* foi aplicada nas métricas ED e MSI, uma vez que para essas variáveis, valores de entrada menores irão produzir saídas mais próximas de 1. O valor definido no ponto central foi aquele que conferiu um grau de pertinência de 0,5, com valor de propagação de 5, dada a Equação 13.

$$\mu(X) = \frac{1}{1 + \left(\frac{X}{c}\right)^a} \quad (\text{Eq. 13})$$

Em que,

$X$ : corresponde ao grau de pertinência da função Small a partir das variáveis;

$a$ : parâmetro que determina a inclinação da curva; e,

$c$ : valor no ponto médio que  $\mu(x)$  adquire 0,5.

O método de otimização de *Jenks*, que tem a função de reclassificação espacial foi aplicada às imagens matriciais das métricas CA, TCA, TE, ED e MSI, gerando as seguintes classes de fragmentos: muito alto potencial, alto potencial, médio potencial, baixo potencial e muito baixo potencial.

Após as etapas anteriores (*Fuzzy small* e *Fuzzy large*), foi aplicado *Fuzzy Gamma* para combinar as variáveis (CA, TE, TCA, ED e MSI). O operador *Fuzzy Gamma* possibilita manusear um conjunto de variáveis que possuem valores difusos por meio de uma técnica de sobreposição, no qual permite que o efeito crescente da soma *Fuzzy* o efeito decrescente do produto *Fuzzy* sejam combinados (BIAZATTI et al., 2021; MOREIRA, 2019; PELUZIO, 2017).

Como o objetivo desta etapa é selecionar os fragmentos com maior potencial para passagem do corredor ecológico com valores mais próximos de 1, o valor do parâmetro  $\gamma$  utilizado foi de 0,90, dado pela Equação 14.

$$\mu(X) = \left\{1 - \prod_{i=1}^n (1 - \mu_i)\right\}^{\gamma} * \left\{\prod_{i=1}^n \mu_i\right\}^{1-\gamma} \quad (\text{Eq. 14})$$

Em que,

$\mu_i$ : valores da associação Fuzzy para  $i = 1, 2, \dots, 5$ ;

$n$  corresponde a camada de dados raster, ou seja, o número de variáveis no estudo; e,

$\gamma$ : coeficiente com valores entre 0 e 1.

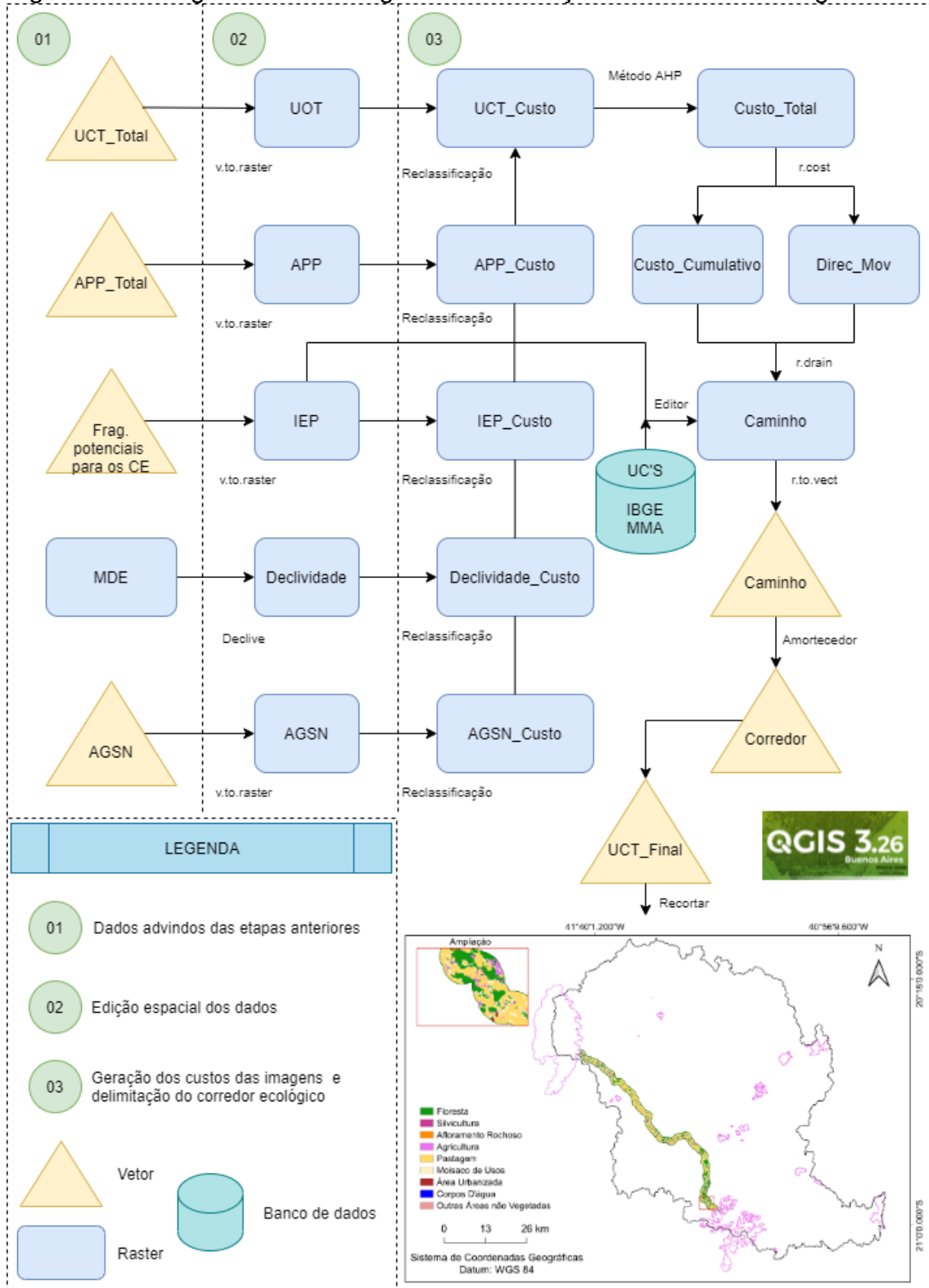
A matriz resultante da sobreposição de variáveis foi denominada Índice de Ecologia da Paisagem (IEP). Por fim, método de otimização de *Jenks*, que tem a função de reclassificação espacial foi aplicado na imagem matricial resultante da sobreposição de variáveis (IEP), produzindo as seguintes classes de fragmentos: muito alto potencial, alto potencial, médio potencial, baixo potencial e muito baixo potencial.

#### 4.6 Delimitação do corredor ecológico

Para delimitação do corredor ecológico utilizou-se de uma adaptação da metodologia de menor curso, proposta por Santos et al (2022), a largura do CE foi estabelecido a 50% da resolução brasileira do CONAMA nº 09/96. A base espacial utilizada foi advinda das etapas anteriores, sendo elas: a) limite da bacia hidrográfica do rio Itapemirim, b) uso e ocupação da terra, c) áreas de preservação permanente definidas de acordo com a legislação brasileira vigente, d) índice de ecologia da paisagem, e) modelo digital de elevação, f) polígono de origem, Parque Nacional do Caparaó, g) polígono de destino, Monumento Natural Estadual Serra das Torres. Na Figura 4 é possível a visualização do fluxograma contendo as etapas metodológicas utilizadas para a delimitação do corredor ecológico.

A escolha das UC, Parque Nacional do Caparaó e Monumento Natural Estadual Serra das Torres, como área modelo para aplicação da metodologia se deu através de que ambas unidades selecionadas possuem importância significativa para a conservação da biodiversidade da região, com a presença de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. O Parque Nacional do Caparaó é conhecido por abrigar o Pico da Bandeira, o terceiro ponto mais alto do Brasil, além de possuir remanescentes de Mata Atlântica e campos de altitude. Já o Monumento Natural Estadual Serra das Torres é uma unidade de conservação criada com o objetivo de preservar uma área de cerrado de altitude, também com espécies raras e ameaçadas de extinção, no qual permitirá a avaliar a efetividade das propostas de corredor ecológico no contexto da BHRI, contribuindo para o planejamento e gestão da conservação na região.

Figura 4 - Fluxograma metodológico de delimitação do corredor ecológico



Fonte: Autoria própria

Para análise do caminho de menor custo, consistirá em determinar o caminho de menor resistência entre dois pontos (origem e destino). A

resistência de cada célula é representada por pesos, tendo como base algum fator, ou combinação de fatores, que afetam a passagem ao longo da área.

Foram geradas imagens matriciais de custo, que representam algum fator ou combinação de fatores, como no caso das métricas da paisagem, que afetam a movimentação ao longo de uma área. A definição dos custos se atribuirá de maneira a impedir ou limitar a possibilidade da passagem do corredor por áreas não desejáveis como áreas edificadas e estradas. Para cada classe foi determinado o custo de adequabilidade, numa escala de 1 a 100, sendo os custos mais elevados atribuídos àqueles por onde os corredores não devem passar, conforme as diferentes formas de uso, dando origem ao mapa de fricção. A partir do mapa de UCT foram definidos os custos para cada classe, de acordo com Moreira (2019), conforme o Quadro 4. Para as Áreas de Preservação Permanentes, nascentes, cursos d'água, declividade e topo de morro, foram considerados os custos complementares (SANTOS, A. R. dos et al., 2022) (Tabela 3), além das áreas de Aglomerados Subnormais (AGSN) (Tabela 4).

Quadro 4 - Custos atribuídos às diferentes classes de uso e cobertura da terra para a BHRI e suas justificativas, com objetivo de gerar uma superfície de custo para traçar o caminho do corredor ecológico (CE)

<b>Classes de UCT</b>	<b>Custo</b>	<b>Justificativas</b>
Afloramento rochoso	100	Considerada como barreiras para a passagem dos CE, recebendo o custo extremo, além de sua aquisição para esta implantação ser muito complexa.
Agricultura		
Área urbanizada		
Vias pavimentadas e não pavimentadas	85	São consideradas como barreira para o CE devido ao grande fluxo e velocidade dos carros, ocasionando atropelamento da fauna da região.
Outras áreas não vegetadas	75	São consideradas como barreiras para o CE devido a possuírem superfícies não permeáveis.
Pastagem	50	São áreas que podem ser utilizadas para fim de agropecuária e seria necessário recuperá-la com plantio de espécies nativas.

Mosaico de usos		São áreas que podem ser utilizadas para uso agropecuário onde não é possível distinguir entre pastagem e agricultura
Silvicultura		São áreas plantadas, em sua maioria com objetivo econômico, sendo suprimida após alguns anos ficando a área desflorestada.
Formação natural não florestal	10	São áreas representadas por savanas, estepes e pioneiras, presentes em ambientes mais secos.
Floresta		São áreas adequadas para integrar os CE.
Corpos d'água	1	São áreas adequadas para integrar os CE, pois é o lugar de dessedentação da fauna, além de constituir em seu entorno áreas de preservação permanente.

Fonte: Moreira (2019), adaptado pelo autor.

Tabela 3 - Custos atribuídos às áreas de preservação permanentes, com objetivo de gerar uma superfície de custos para traçar o caminho do corredor ecológico

<b>Áreas de Preservação Permanente</b>	<b>Custos</b>
Sem áreas de preservação permanente	100
Com áreas de preservação permanente	1

Fonte: Santos et al. (2022).

Tabela 4 - Custos atribuídos aos aglomerados subnormais, com objetivo de gerar uma superfície de custos para traçar os caminhos do corredor ecológico

<b>Aglomerados Subnormais</b>	<b>Custos</b>
Com aglomerados subnormais	100
Sem aglomerados subnormais	1

Fonte: Autoria própria

Os fragmentos florestais selecionados, por meio da análise dos índices de ecologia da paisagem, receberam valor de custo da seguinte forma (Tabela 5): muito alto potencial receberam custo 1, uma vez que gera uma imagem matricial que possibilita a passagem do corredor por tais áreas, muito baixo potencial receberam custo 20, o que torna a passagem do corredor nesta área menos interessante que nas áreas que contêm fragmentos de muito alto potencial, mas não menos interessante que áreas de silvicultura. Os custos atribuídos as diferentes classes de fragmentos florestais se embasaram na associação destas classes aos custos de uso e cobertura da terra do Quadro 4.



Tabela 5 - Custos atribuídos aos fragmentos florestais, com objetivo de gerar uma superfície de custos para traçar os caminhos do corredor ecológico

<b>Fragmentos Florestais</b>	<b>Custos</b>
Sem fragmentos florestais	30
Fragmentos florestais de muito baixo potencial	20
Fragmentos florestais de baixo potencial	10
Fragmentos florestais de médio potencial	5
Fragmentos florestais de alto potencial	2
Fragmentos florestais de muito alto potencial	1

Fonte: Moreira (2019).

O mapa de declividade foi obtido por meio de imagem do SRTM, de 30m, sendo dividido em três classes, sendo elas: baixa (declividade < 20°); média (declividade entre 20 à 45°) e alta (declividade > 45°). Como os terrenos com declividade mais suaves demandam menos gastos de energia pela fauna, estas áreas tiveram um custo menor (Tabela 6).

Tabela 6 - Custos atribuídos às diferentes classes de declividade, com objetivo de gerar uma superfície de custos para traçar os caminhos do corredor ecológico

<b>Declividade</b>	<b>Classes</b>	<b>Custos</b>
>45°	Alta	100
20 – 45°	Média	50
<20°	Baixa	1

Fonte: Santos, et al (2022).

A partir dos pesos atribuídos, foram geradas imagens matriciais de custo para cada parâmetro. Para cada imagem matricial, foi calculado seu respectivo peso estatístico utilizando o método hierárquico *Analytic Hierarchy process* – AHP (SAATY, 1977), conforme a Tabela 7.

Tabela 7 - Matriz de comparação pareada e os pesos estatísticos obtidos pelo método AHP para elaboração do corredor ecológico

	<b>Declividade</b>	<b>APP</b>	<b>IEP</b>	<b>UCT</b>	<b>AGSN</b>	<b>Pesos estatísticos</b>
<b>Declividade</b>	1	1/3	1/5	1/9	1/3	0,0453
<b>APP</b>	3	1	1/3	1/5	1	0,1148

<b>IEP</b>	5	3	1	1/3	1	0,2123
<b>UCT</b>	9	5	3	1	1	0,4223
<b>AGSN</b>	3	1	1	1	1	0,2050

Razão de consistência = 0,071 < 0,10 considerada aceitável. AGSN – Aglomerados subnormais.

Fonte: Autoria própria.

De posse das imagens matriciais de custo de cada parâmetro e dos seus respectivos pesos estatísticos, obteve-se a imagem matricial de custo total (Equação 15).

$$CT = P_1 * UCT\_C + P_2 * APP\_C + P_3 * IEP\_C + P_4 * DEC\_C + P_5 * AGSN\_C \quad (\text{Eq. 15})$$

Em que,

CT: imagem matricial de custo total (adimensional);

$P_1$ : peso estatístico da imagem matricial de custo de uso e cobertura da terra (adimensional);

$P_2$ : peso estatístico da imagem matricial de custo de APP (adimensional);

$P_3$ : peso estatístico da imagem matricial de custo d índice de ecologia da paisagem (adimensional);

$P_4$  : peso estatístico da imagem matricial de custo de declividade (adimensional);

$P_5$ : peso estatístico da imagem matricial de custo de aglomerados subnormais (adimensional);

UOT\_C: imagem matricial de custo de uso e ocupação da terra (adimensional);

APP\_C: imagem matricial de custo de APP (adimensional);

IEP\_C: imagem matricial de custo de índice de ecologia da paisagem (adimensional);

DEC\_C: imagem matricial de custo de declividade (adimensional); e,

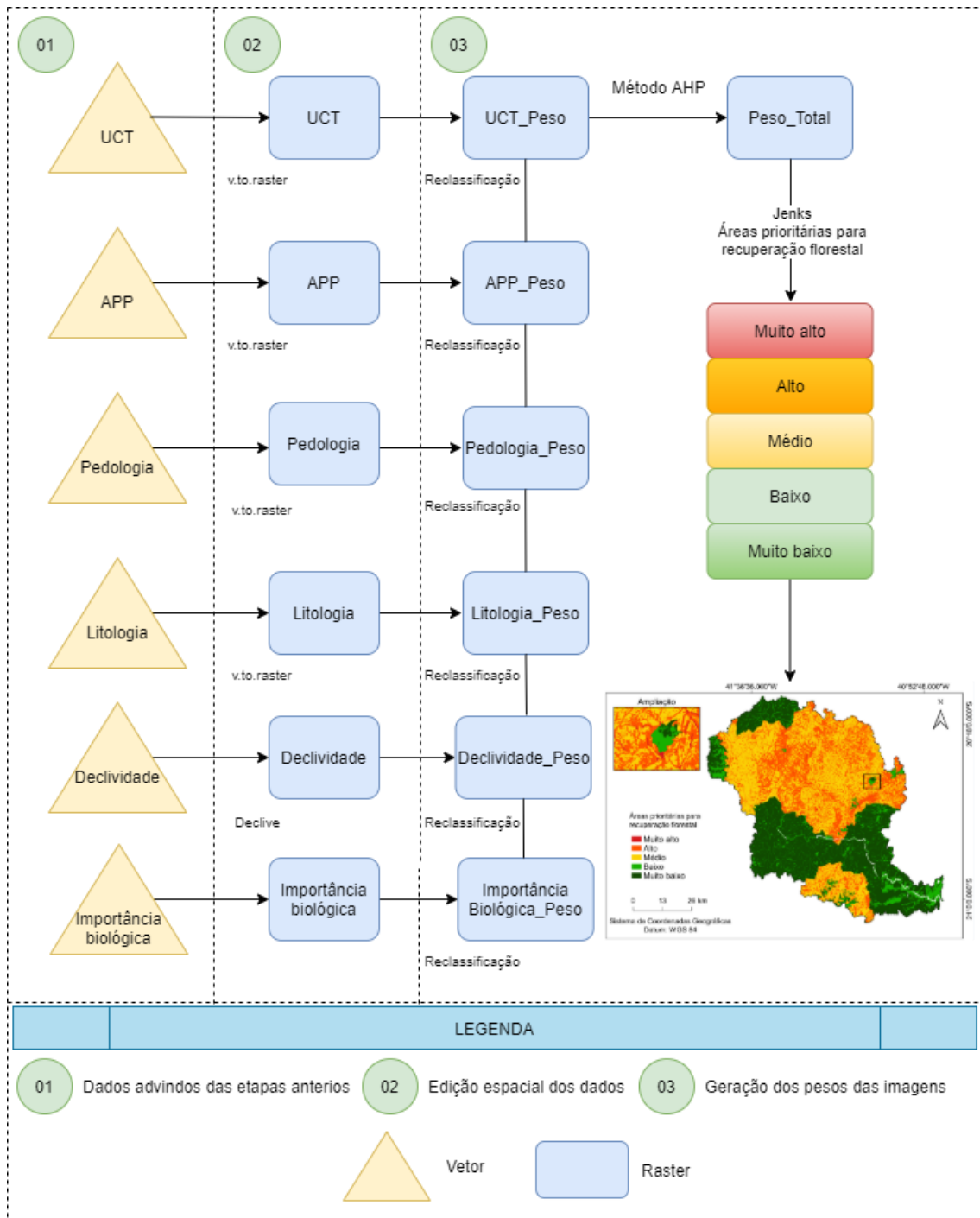
AGSN\_C: imagem matricial de custo de aglomerados subnormais (adimensional).

#### 4.7 Áreas prioritárias para recuperação florestal

Para definir as áreas prioritárias para recuperação e conservação na BHRI foi utilizado os dados de pedologia e litologia providos do GEOBASES e

o mapa temático de importância biológica disponível pelo Ministério do Meio Ambiente – MMA, posteriormente realizou-se o cruzamento dos planos de informações vetoriais que foram convertidos para o formato matricial (*raster*), e calculado seu respectivo peso estatístico utilizando o método hierárquico *Analytic Hierarchy Process* – AHP (SAATY, 1977). Foi atribuído pesos de 1 a 100 ao grau de relevância que os Planos de Informações (PI) possuíram no que tange à conservação dos fragmentos florestais e dos recursos hídricos dentro da bacia hidrográfica e do corredor ecológico, onde os valores mais baixos foram considerados como áreas com maior interesse para preservação e o valor mais altos, os locais com menor interesse para conservação ambiental. Na Figura 5 é possível a visualização do fluxograma contendo as etapas metodológicas utilizadas para delimitação das áreas prioritárias para recuperação florestal. Também foram definidos os pesos para cada PI, conforme Almeida et al. (2020) (Quadro 5).

Figura 5 - Fluxograma metodológico de delimitação de áreas prioritárias para recuperação florestal



Fonte: Autoria própria.

Quadro 5 - Pesos atribuídos aos diferentes PI para BHRI, com objetivo de gerar áreas prioritárias para recuperação floresta de acordo com Almeida (2020).

<b>Plano de Informações (PIs)</b>	<b>Pesos (%)</b>	<b>Classes / Tipologia</b>	<b>Peso</b>
Uso e cobertura da terra	20	Floresta	1
		Formação natural não florestal	10
		Silvicultura	50
		Afloramento rochoso	100
		Agricultura	100
		Pastagem	50
		Mosaico de Usos	50
		Área urbanizada	100
		Corpos D'água	1
		Outras áreas não vegetadas	75
Áreas de preservação permanente	25	Possui	1
		Não Possui	100
Pedologia	10	Terras roxas estruturadas	70
		Cambissolos	70
		Latosolos	15
		Brunzens	80
		Solos litólicos	85
		Solos podzólicos	60
Litologia	10	Granito	80
		Silte	20
		Arenito	40
		Areia	100
		Gnaisse	70
Declividade	15	Plano	1
		Plano ondulado	20
		Ondulado	40
		Forte ondulado	60
		Montanhoso	80
		Escarpado	100
Importância biológica	20	Extremamente alta	1
		Muito alta	5
		Sem dado suficiente	100

Fonte: Autoria própria.

O mapa de declividade foi confeccionado a partir da ferramenta *Declive*, utilizando o MDE da bacia hidrográfica do rio Itapemirim, onde posteriormente realizou-se a reclassificado para suas respectivas classes.

De posse dos pesos atribuídos, foram geradas imagens matriciais de custo para cada Plano de Informações (PI). Para cada imagem matricial, foi calculado seu respectivo peso estatístico utilizando o método hierárquico Analytic Hierarchy Process – AHP (SAATY, 1977). O AHP é um método de decisão multicritério para julgar os pesos relativos aos diferentes fatores do modelo. Matrizes de comparações de pares são construídas e as preferências resumidas em termos de valor de importância relativa (LI et al., 2010) (Tabela 8).

Tabela 8 - Matriz de comparação pareada e os pesos estatísticos obtidos pelo método AHP para elaboração de áreas prioritárias para recuperação e conservação

	<b>Declividade APP UCT Solo Litologia</b>					<b>Importância biológica</b>	<b>Peso Estatístico</b>
<b>Declividade</b>	1	1/3	1/5	1	1/3	1/5	0,0524
<b>APP</b>	3	1	1/5	1	1	1/3	0,0986
<b>UCT</b>	5	5	1	1	1	1/5	0,1877
<b>Solo</b>	1	1	1	1	1	1/5	0,0964
<b>Litologia</b>	3	1	1	1	1	1/5	0,1122
<b>Importância biológica</b>	5	3	5	5	5	1	0,4523

Razão de consistência = 0,098 < 0,10 considerada aceitável.

Fonte: Autoria própria.

De posse das imagens matriciais de custo de cada parâmetro e dos seus respectivos pesos estatísticos, obteve-se a imagem matricial de custo total (Equação 16).

$$CT = P_1 * UCT_c + P_2 * APP_c + P_3 * Ped_c + P_4 * Lit_c + P_5 * Dec_c + P_6 * ImpB_c \quad (\text{Eq.16})$$

Em que,

CT: imagem matricial de custo total (adimensional);

P<sub>1</sub>: peso estatístico da imagem matricial de custo de uso e cobertura da terra (adimensional);

P<sub>2</sub>: peso estatístico da imagem matricial de custo de APP (adimensional);

P<sub>3</sub>: peso estatístico da imagem matricial de custo de pedologia (adimensional);

P<sub>4</sub>: peso estatístico da imagem matricial de custo de litologia (adimensional);

P<sub>5</sub> : peso estatístico da imagem matricial de custo de declividade (adimensional);

P<sub>6</sub>: peso estatístico da imagem matricial de custo de importância biológica (adimensional);

UCT\_C: imagem matricial de custo de uso e cobertura da terra (adimensional);

APP\_C: imagem matricial de custo de APP (adimensional);

Ped\_C: imagem matricial de custo de pedologia (adimensional);

Lit\_C: imagem matricial de custo de litologia (adimensional);

Dec\_C: imagem matricial de custo de declividade (adimensional);

ImpB\_C: imagem matricial de custo de importância biológica (adimensional).

#### 4.8 Confronto do uso e cobertura da terra com as áreas prioritárias para recuperação dentro do CE

Foi realizado o confronto entre os mapas temáticos de uso e cobertura da terra e às áreas prioritárias através da ferramenta *recortar* para análise das classes médio, alto e muito alto, no QGIS versão 3.26, visto que essas classes necessitam de um maior planejamento e implementação de medidas adequadas à conservação, do que as classes de baixo e muito baixo prioridade.

##### 4.8.1 Custos para definição do corredor ecológico

Os valores de terra nua (VTN) por hectare decorreu-se a partir de dados da receita federal para o ano de 2022. Considerou-se cinco classes de uso cobertura da terra, conforme o Tabela 9.

Tabela 9 - Valores da terra nua atribuídos as classes de cobertura da terra

<b>Classes de cobertura da terra</b>	<b>Valores de terra nua (\$)</b>
Mosaico de Usos	15.239,52

Pastagem	12.911,90
Silvicultura	6.400,88
Preservação da Fauna e da Flora	3.840,54
Outros	8.511,52

---

Fonte: Receita Federal (2022).

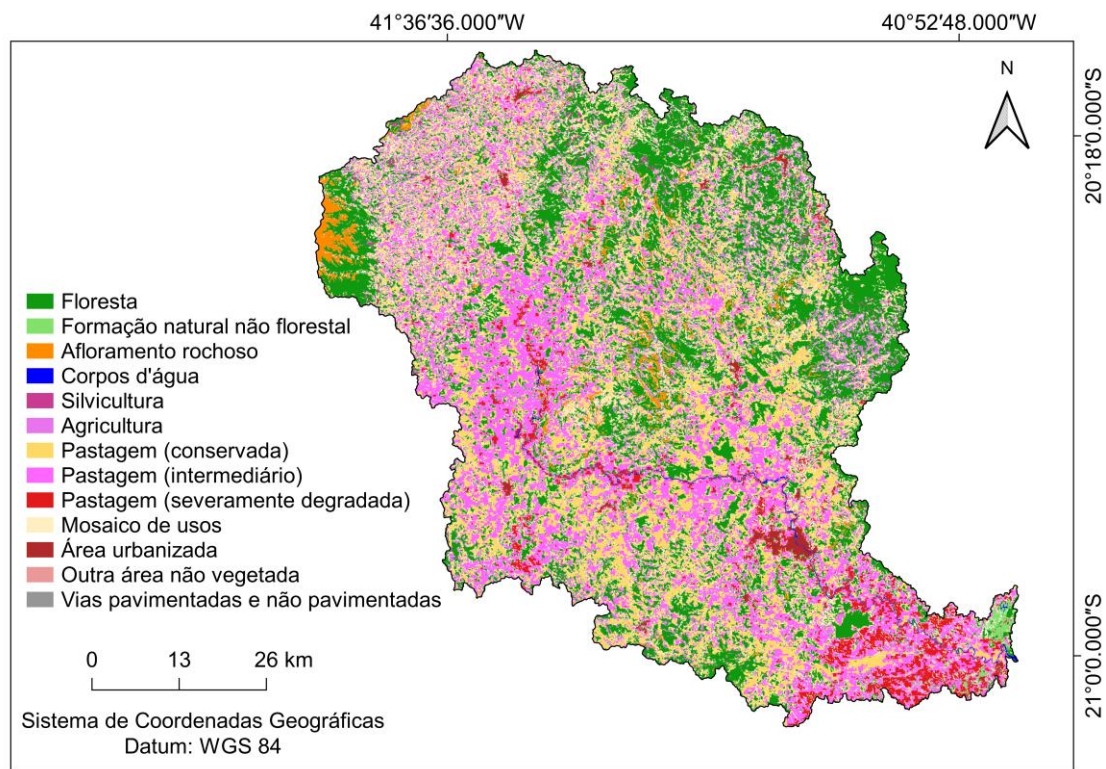


## 5. RESULTADOS

O mapeamento do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Itapemirim para o ano de 2021 é apresentado na Figura 6. A quantificação em hectares e os percentuais em relação à área de estudo são apresentados na Tabela 10.














### 5.1 Classificação do uso e cobertura da terra

Figura 6 - Classes de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Itapemirim para o ano de 2021



Fonte: Autoria própria.

Tabela 10 - Uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Itapemirim para o ano de 2021

<b>Uso e cobertura da terra</b>			
	<b>Classes</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>Porcentagem (%)</b>
	Floresta	168.601,94	27,781
	Formação natural não florestal	3.846,444	0,634
	Silvicultura	4.951,021	0,816
	Afloramento rochoso	14.054,74	2,316
	Agricultura	51.860,467	8,545
	Pastagem (conservada)	106.947,098	17,622
	Pastagem (intermediária)	115.902,160	19,098
	Pastagem (severamente degradada)	21.695,150	3,575
	Mosaico de usos	110.185,474	18,156
	Área urbanizada	5.703,274	0,940
	Corpos d'água	2.145,61	0,354
	Outras áreas não vegetadas	982,28	0,162
	Vias pavimentadas/não pavimentadas	21,51	0,004
	<b>Total</b>	<b>606.897,167</b>	<b>100</b>

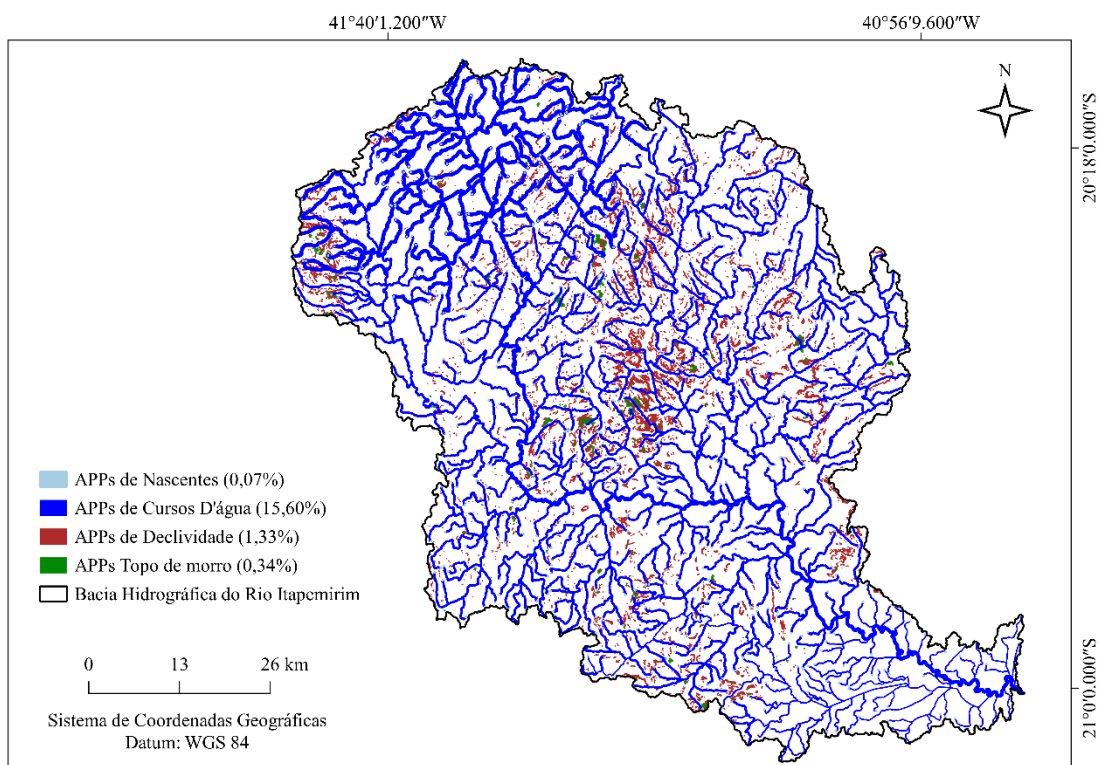
Fonte: Autoria própria.

O uso predominante da bacia é a Floresta, com 27,781% (168.601,94 ha) da área de estudo. A classe de Floresta ocupa 28,35% do território (168.601,936 hectares), formada em sua maioria por topos de morro, uma vez que dificultam a utilização de máquinas e implementos agrícolas, e Unidades de Conservação.

## 5.2 Áreas de preservação permanente (APP)

O mapeamento das APP da bacia hidrográfica do rio Itapemirim é apresentado na Figura 7, e as áreas dos diferentes tipos de APP e seus respectivos percentuais estão apresentados na Tabela 11.

Figura 7 - Áreas de preservação permanente da bacia hidrográfica do rio Itapemirim, ES, Brasil



Fonte: Autoria própria.

Tabela 11 - Áreas dos diferentes tipos de APP e seus percentuais em relação às áreas total de APP para a bacia

Classes de APP	Área (ha)	Porcentagem (%)	Porcentagem da bacia do rio Itapemirim (%)
APP de nascentes	444,685	0,431	0,075
APP de cursos d'água	92.772,71	89,889	15,603
APP de declividade	7.919,98	7,674	1,332
APP de topo de morro	2.070,247	2,006	0,348
<b>Total</b>	<b>103.207,626</b>	<b>100</b>	<b>17,358</b>

Fonte: Autoria própria

As áreas próximas as nascentes são de grande importância para o fornecimento de água para os cursos d'água. Esta categoria de APP é a que ocupa menos área dentro da BHRI, estando associado a quantidade de nascentes mapeadas (576).

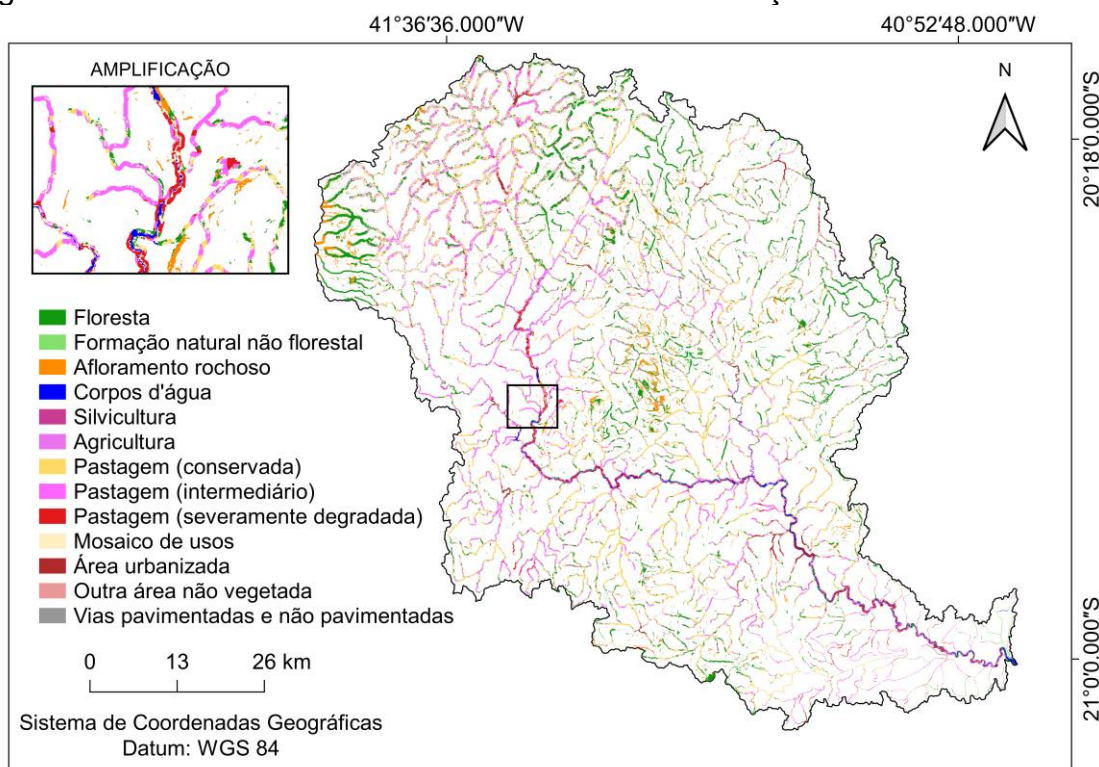
As APP de curso d'água garantem a estabilidade das margens, controle de erosão do solo e qualidade de água, evitando o carreamento dos sedimentos, nutrientes e produtos químicos provenientes das partes mais elevadas do terreno. Esta categoria de APP possui sua largura associada na largura do curso d'água, uma vez que a BHRI possui cursos hídricos com largura superior a 10 metros. A área de APP de cursos d'água foram as que apresentaram maior expressão, constituindo em 89,88% da área das APP (92.772,71 hectares), equivalente a 15,6% do território da bacia.

As APP de declividade foram obtidas por meio de áreas com declividade superior a 45°, o que equivale a 1,332% da área da bacia. Devido a topografia da bacia, as APP de topo de morro apresentam segunda menor expressão (2.070,247 hectares), equivalente a 0,35% do território da bacia.

### 5.3 Confronto do uso e cobertura da terra com APP














Os resultados do confronto obtido por meio do cruzamento tabular dos mapas de APP e de UCT estão dispostos na Figura 8 e Tabela 12.

Figura 8 - Confronto do uso e cobertura da terra em relação à APP Total



Fonte: Autoria própria.

Tabela 12 - Confronto do uso e cobertura da terra em relação à APP total

<b>Uso e cobertura da terra na APP total</b>		
<b>Classes</b>	<b>Ano 2021</b>	
	<b>Área (ha)</b>	<b>Porcentagem (%)</b>
<b>Não conflitantes</b>		
 Floresta	25.104,37	24,04
 Formação natural não florestal	560,74	0,54
 Afloramento rochoso	4.981,81	4,77
 Corpos d'água	1.786,43	1,71
<b>Total não conflitantes</b>	<b>32.433,34</b>	<b>31,05</b>
<b>Conflitantes</b>		
 Silvicultura	497,556	0,48
 Agricultura	7.230,84	6,92
 Pastagem (conservada)	17.645,60	16,90
 Pastagem (intermediária)	17.086,10	16,36
 Pastagem (severamente degradado)	3.433,81	3,29
 Mosaico de usos	24.367,03	23,33
 Área urbanizada	1.551,71	1,49
 Outras áreas não vegetadas	193,173	0,18
 Vias pavimentadas/não pavimentadas	0,485	0,00
<b>Total conflitantes</b>	<b>72.006,311</b>	<b>68,95</b>
<b>Total</b>	<b>104.439,65</b>	<b>100</b>

Fonte: Autoria própria.

Do total de áreas destinadas à preservação permanente (APP), de acordo com o código florestal, 68,95% (72.006,311 hectares) encontram-se em uso conflitante de UCT, ao passo que as classes de Floresta, Formação Natural não Florestal, Afloramento Rochoso e Corpos D'água estão de acordo com os UCT conservadas.

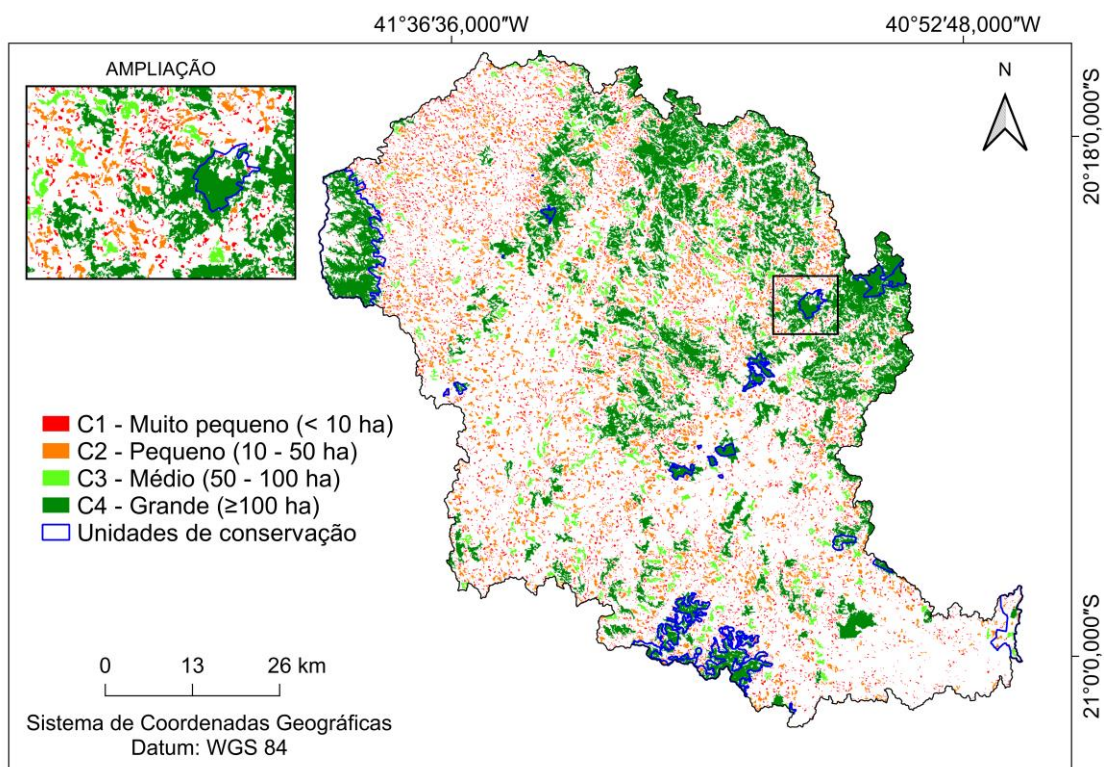
Uma grande parte da APP é degradada devido ao impacto negativo das classes de Mosaico de usos, Agricultura e Pastagem (intermediária), uma vez que juntas ocupam 46,61% da área destinada à proteção ambiental.

O UCT nas áreas de preservação permanente demonstra o baixo grau de preservação em que a BHRI se encontra. Devido à baixa porcentagem de Floresta nas APP (24,04%), no qual um de seus papéis primordiais não podem ser desempenhados, como estabilidade do solo, controle hidrológico, controle de erosão do solo, evitando o carreamento dos sedimentos, nutrientes e produtos químicos.

#### 5.4 Análise dos índices de ecologia da paisagem e seleção dos fragmentos florestais potenciais por meio da lógica *Fuzzy*

A distribuição dos fragmentos florestais na BHRI, por classe de tamanho, pode ser visualizada na Figura 8 e Tabela 13. Foram registrados 22.007 fragmentos florestais, com uma área total de 168.601,936 ha, representando 28,35% da área da BHRI.

Figura 9 - Fragmentos florestais por classe de tamanho, na bacia hidrográfica do rio Itapemirim



Fonte: Autoria própria,

Tabela 13 - Áreas dos diferentes tamanhos de fragmentos florestais e seus percentuais em relação ao somatório da área das classes de fragmentos

Classes de tamanho dos fragmentos	Área (ha)	Porcentagem (%)
C1 - Muito pequeno (< 10 ha)	26.403,941	15,67
C2 - Pequeno (10 - 50 ha)	27.912,638	16,557
C3 - Médio (50 - 100 ha)	13.417,911	7,96
C4 - Grande (≥ 100 ha)	100.845,648	59,82
<b>Total</b>	<b>168.580,138</b>	<b>100</b>

Fonte: Autoria própria.

A quantidade de fragmentos florestais presentes na BHRI, revela o estado de conservação em que a região se depara, no qual, destaca-se a importância de diagnósticos e práticas que promovam a conservação das espécies da flora do local.

Os maiores fragmentos florestais da classe C4 presentes na BHRI, estão localizadas nas Unidades de Conservação (UC), sendo Parque Nacional do Caparaó, Reserva Particular do Patrimônio Natural Águia Branca e Monumento Natural Estadual Serra das Torres. Isso demonstra a relevância das UC na preservação ambiental. Nota-se ainda, que as classes de fragmentos florestais C1 e C2 estão distribuídas de forma homogênea por toda BHRI. No qual não ocorre da mesma forma com fragmentos florestais de maior tamanho, classes C3 e C4, uma vez que formam agrupamentos mais isolados e com maiores distâncias entre fragmentos de mesma classe. Os índices de ecologia da paisagem da BHRI são apresentados na Tabela 14 por tamanho das classes.

Tabela 14 - Índices de ecologia da paisagem calculados para a área da BHRI

Grupo	Iniciais	Unidade	Tamanho das classes (ha)			
			C1 (< 10)	C2 (10 - 50)	C3 (50 - 100)	C4 (≥ 100)
Área	CA	ha	26.422,7	27.932,4	13.426,8	100.907,0
	NP	Adim,	20.311	1.328	197	171
Densidade e tamanho	MPS	ha	1,80	21,67	68,85	668,25
	PSSD	ha	1,86	10,18	13,36	1292,83
	PSCoV	%	143,09	48,38	19,61	219,09
Borda	TE	m	10.787.900	5.269.320	2.017.620	10.379.300
	ED	m.ha <sup>-1</sup>	63,95	31,24	11,96	61,53
Forma	MSI	Adim,	1,43	2,45	3,50	6,25
	MPFD	Adim,	1,36	1,35	1,37	1,44
Área central	TCA	ha	4.851,81	13.860,81	7.888,41	73.942,94
Proximidade	MNND	m	215,55	1.061,01	2.693,49	1.785,95

CA (Área de todos os fragmentos da classe); NP (Número de fragmentos); MPS (Tamanho médio dos fragmentos); PSSD (Desvio padrão do tamanho do fragmento); PSCoV (Coeficiente de variação do tamanho do fragmento); TE (Total de bordas); ED (Densidade de borda); MSI (Índice de forma médio); MPFD (Dimensão fractal média); NCA (Número total de áreas centrais); TCA (Área central total); MNND (Distância média do vizinho mais próximo),

Fonte: Autoria própria,

As métricas de borda exibem maior valor total de borda (TE) para a classe de fragmentos muito pequenos (10.787.900 metros), o que está associado ao maior valor da classe C1. Por se tratar de uma medida absoluta do comprimento total da borda, o estudo de classes de tamanho desta métrica pode não ser relevante quanto a densidade de borda.

A densidade de borda (ED) expressa o valor do tamanho da borda (TE) em relação a área ocupada por cada classe de tamanho (CA). É inversamente proporcional a área ocupada pela classe de tamanho. A classe C4 que apresenta a maior área de fragmento (100.907,0 ha) apresenta a segunda maior densidade de borda (61,53 m.ha<sup>-1</sup>). Todavia, as classes C2 e C3 apresentam as menores densidades de borda, 31,24 e 11,96 m.ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

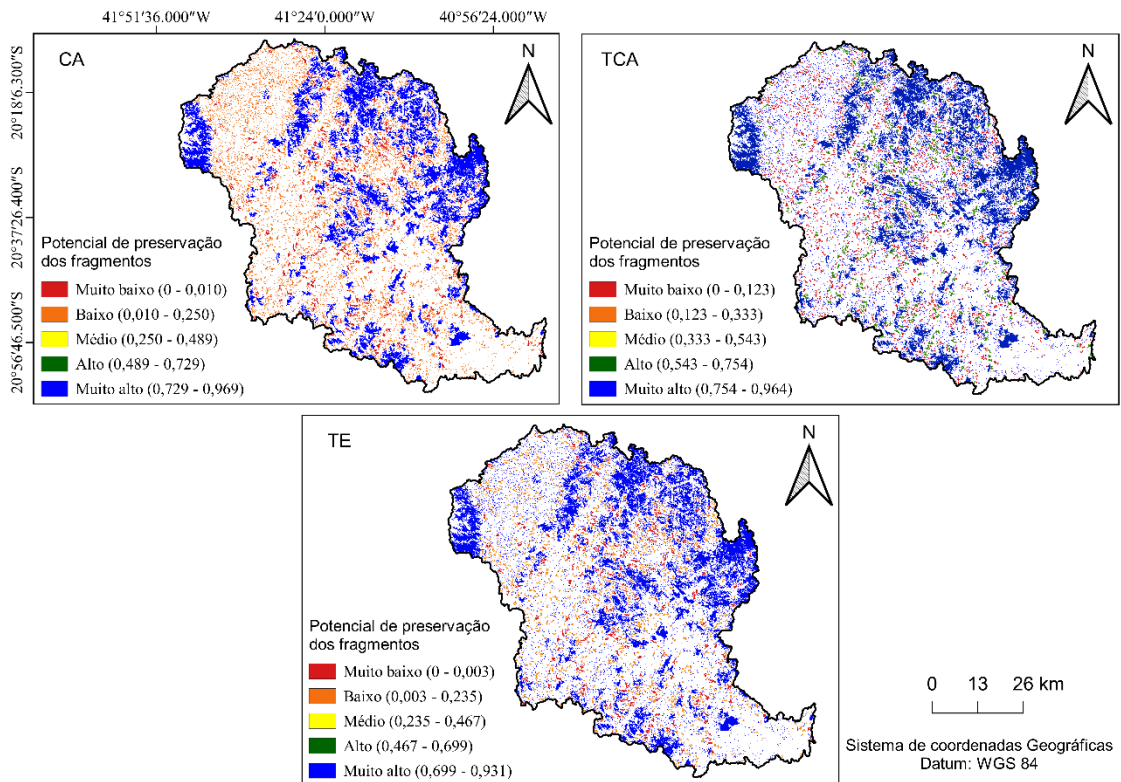
A dimensão fractal média (MPFD) é a métrica de forma mais usual, dos quais os valores dessa variável normalmente se encontram entre 1 a 2, e quanto mais próximo de 1, mais simples a forma do fragmento (ALBERGONI, 2011). Portanto, quanto maior for a dimensão fractal e maior índice de forma, mais irregulares são os fragmentos. Tal fato corrobora com os resultados obtidos nesse estudo uma vez que fragmentos da classe C4 apresentam o maior valor para a dimensão fractal, MPFD (1,44) e maior MSI (6,25), enquanto os fragmentos da classe C1 apresentou menores valores de MSI (1,43), e os fragmentos da classe C2 apresentaram menores valores de MPFD (1,35). Isso reforça que os fragmentos da classe C4 são os que possuem forma mais irregulares e os das classes C1 e C2 possuem formas mais regulares. Ao analisar a área central total (TCA), de cada classe, foi observado que a classe C4 apresentou o maior valor, com 73.942,94 ha e a classe C1 apresentou a menor TCA, com 4.851,81 há, determinando menor efeito de borda em fragmentos de maior tamanho, mesmo tendo maior complexidade de forma.

O grau de isolamento dos fragmentos florestais, expresso pela distância média do vizinho mais próximo (MNND), demonstrou correlação direta com o tamanho do fragmento. Fragmentos da classe C4 apresentaram maior isolamento (1.785,95 metros) que fragmentos da classe C1 (215,55 metros), o que fortalece a importância dos fragmentos da classe C1, como elementos de conexão e função biológica, uma vez que podem funcionar como corredores e/ou trampolins ecológicos.



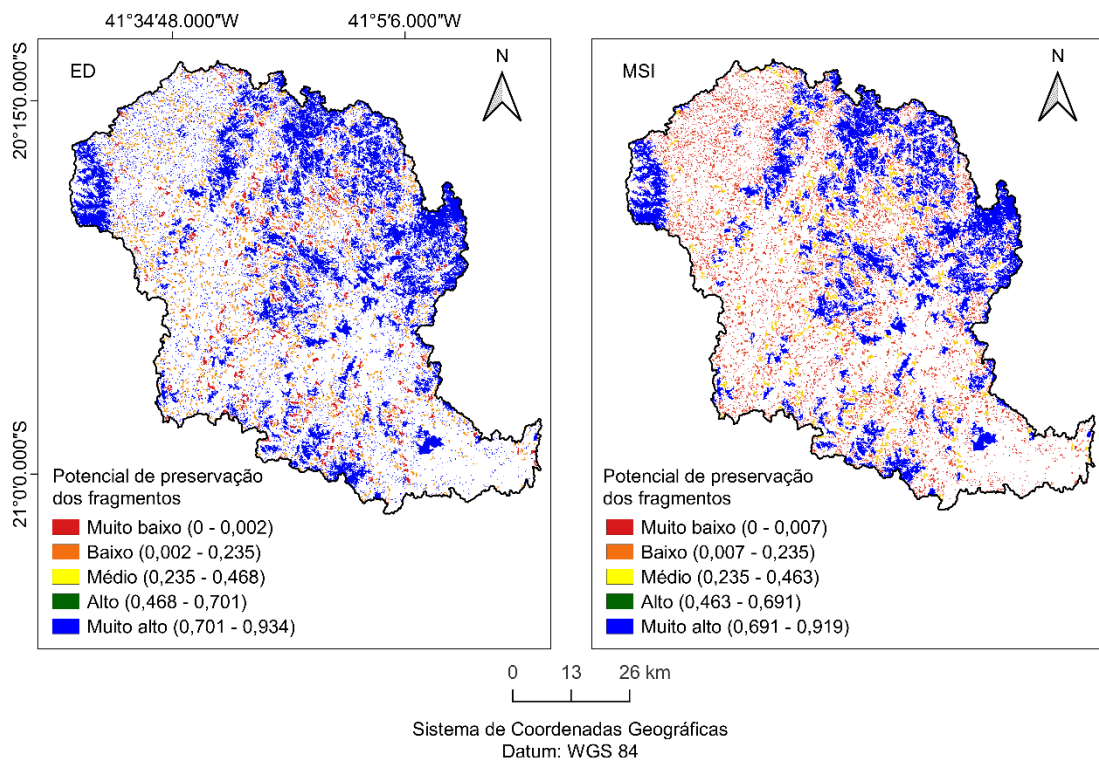
A função *Fuzzy Large* para as variáveis CA, TCA e TE, onde valores maiores expressam maior conservação, conseqüentemente, maior potencial de implantação do corredor ecológico, como demonstrado na Figura 10. A função *Fuzzy Small* permitiu representar a variação gradual em torno da imagem matricial, em que menores valores de entrada possuem maior possibilidade de assumir valor 1, evidenciado nas variáveis ED e MSI (Figura 11).

Figura 10 - Discretização espacial das variáveis Fuzzy de CA, TCA e TE na BHRI



Fonte: Autoria própria.

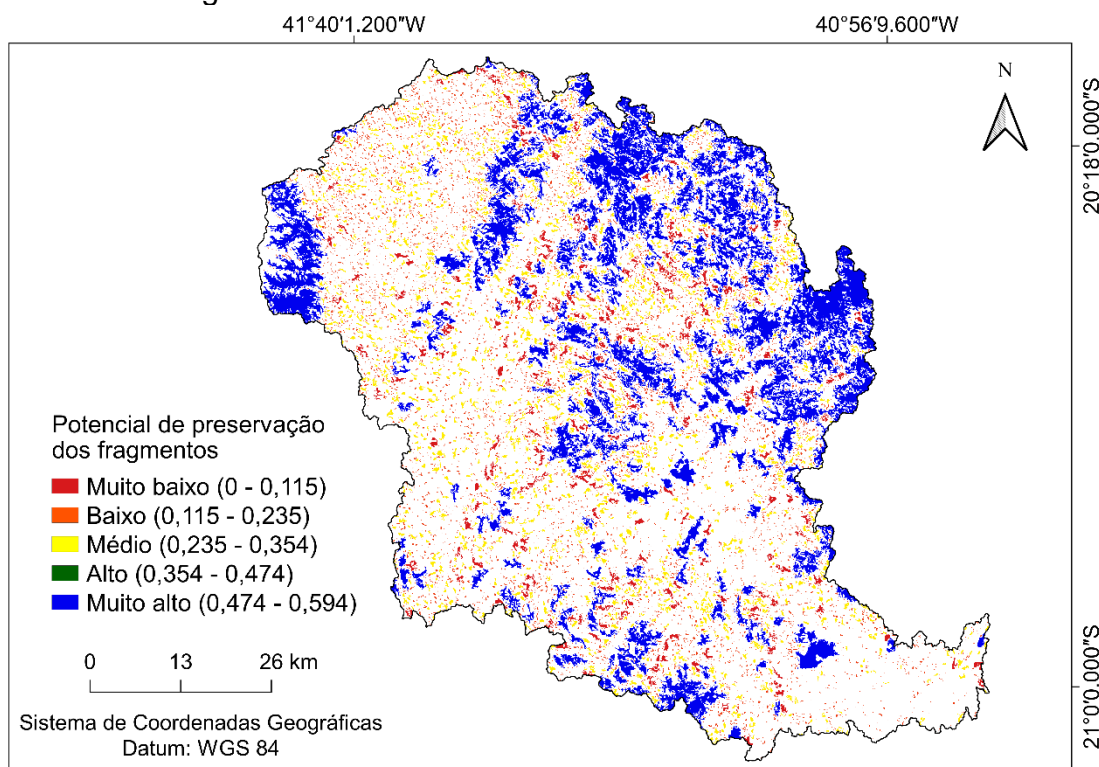
Figura 11 - Discretização espacial das variáveis Fuzzy de ED e MSI na BHRI



Fonte: Autoria própria.

Os fragmentos florestais reclassificados gerados a partir da matriz resultante da sobreposição das variáveis dos Índices de Ecologia da Paisagem (IEP) selecionados estão dispostos na Figura 12.

Figura 12 - Classificação dos fragmentos florestais potenciais para constituírem o corredor ecológico na BHRI



Fonte: Autoria própria.

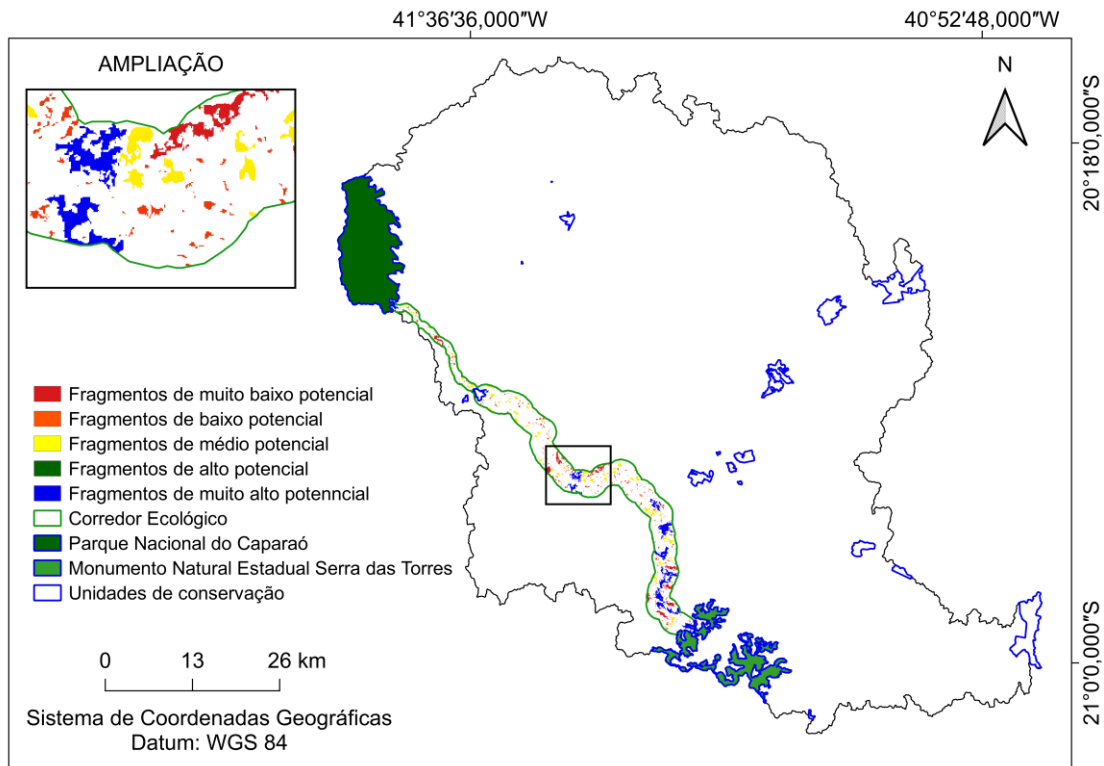
Os fragmentos com maior potencial para implantação do corredor ecológico estão presentes nas Unidades de conservação (UC) (Figura 11), sendo o Parque Nacional do Caparaó, Reserva Particular do Patrimônio Natural Alto da Serra, Parque Estadual de Mata das Flores, Parque Estadual de Forno Grande, Reserva Particular do Patrimônio Natural Água Branca, Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Boa Esperança, Floresta Nacional de Pacotuba e Monumento Natural Estadual Serra das Torres.

A maior parte dos fragmentos pertencentes a BHRI foi categorizado com baixo potencial para implantação do corredor ecológico, tendo um total de 18.162 (75,92%) fragmentos florestais pertencentes à esta categoria.

### 5.5 Corredor ecológico (CE)

A proposta de implantação do corredor interligando os fragmentos florestais da BHRI é apresentado na Figura 13.

Figura 13 - Corredor ecológico proposto entre o Parque Nacional do Caparaó e Monumento Natural Estadual Serra das Torres

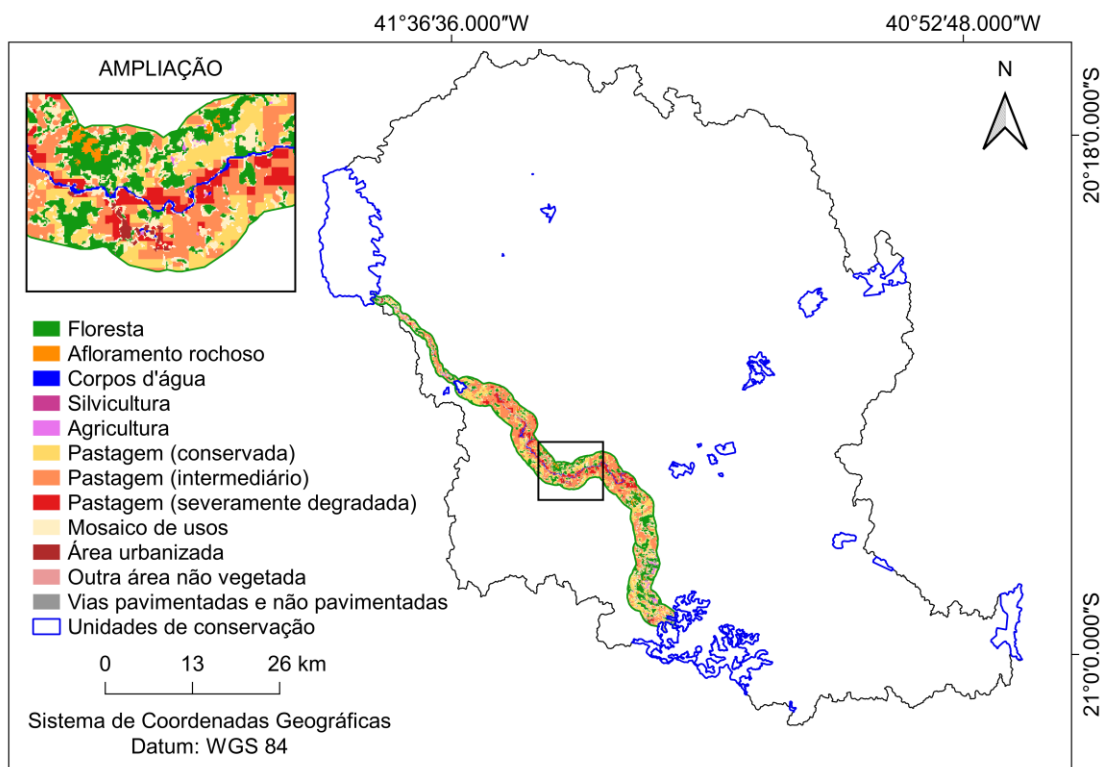


Fonte: Autoria própria.

A metodologia de caminho de menor custo, considerando as imagens matriciais do UCT, declividade, APP, AGSN e IEP (*Fuzzy Gamma*) projetou o caminho com menor custo de resistência ao longo da superfície. Foi gerado dois corredores ecológicos, um entre o Parque Nacional do Caparaó e Parque Estadual da Cachoeira da Fumaça, que detém o comprimento de 21,27 km e uma largura de 1064 m, e um segundo corredor entre o Parque Estadual da Cachoeira da Fumaça e o Monumento Natural Estadual Serra das Torres, que abrange 65,96 km de comprimento e uma largura de 3298 m.

O mapeamento do UCT no CE da BHRI é apresentado na Figura 14. E a quantificação em hectares e os percentuais em relação à área do total do CE são apresentados na Tabela 15.

Figura 14 - UCT no CE proposto entre o Parque Nacional do Caparaó e Monumento Natural Estadual Serra das Torres



Fonte: Autoria própria.

Tabela 15 - Uso e cobertura da terra no corredor ecológico proposto na BHRI

Classes		Área (ha)	Porcentagem (%)
<b>Não conflitantes</b>			
	Floresta	3.284,19	22,41
	Afloramento rochoso	170,79	1,17
	Corpos d'água	245,22	1,67
<b>Total não conflitantes</b>		3.700,20	25,25
<b>Conflitantes</b>			
	Silvicultura	89,54	0,61
	Agricultura	458,15	3,13
	Pastagem (conservada)	2.780,87	18,97
	Pastagem (intermediária)	4.284,43	29,23
	Pastagem (severamente degradada)	1.041,14	7,10
	Mosaico de usos	2.237,85	15,27
	Área urbanizada	60,15	0,41
	Outras áreas não vegetadas	4,59	0,03
<b>Total conflitantes</b>		10.956,72	74,75
<b>Total</b>		14.656,92	100

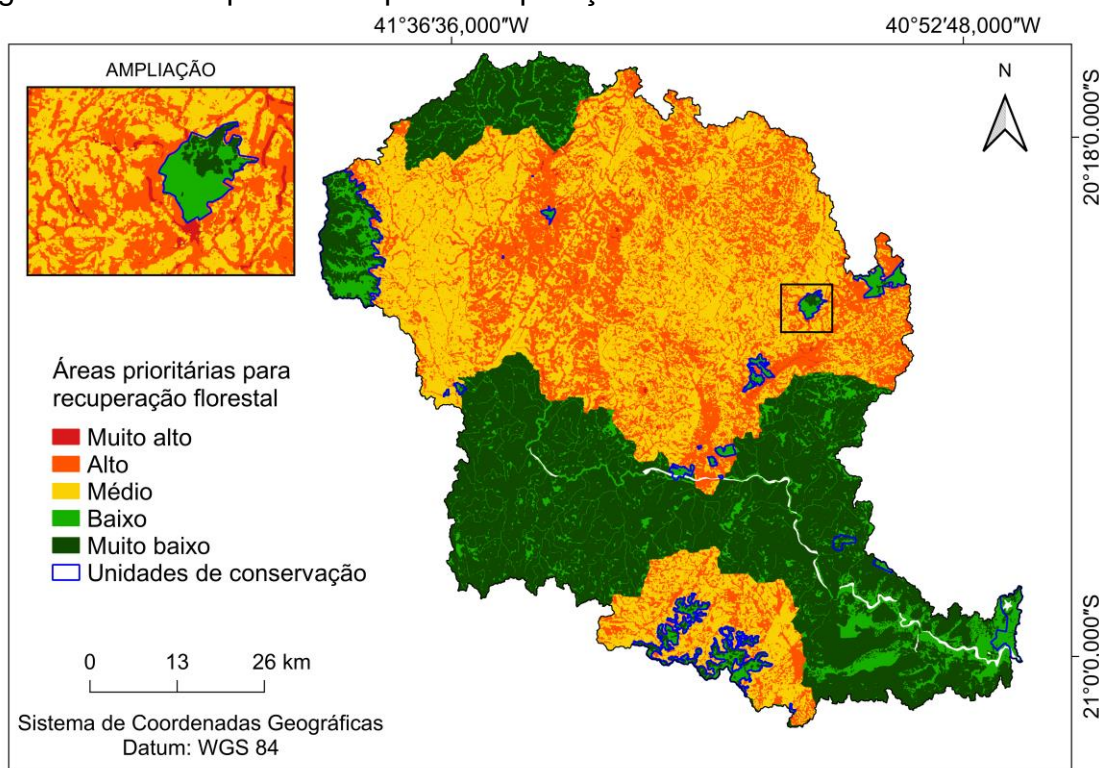
Fonte: Autoria própria.

O UCT predominante dentro do corredor ecológico é a classe de pastagem (intermediária), representando 29,23% da área (4.284,43 ha). Já a classe Floresta possui 661 fragmentos florestais dentro do corredor ecológico, entretanto, representa 22,41% (3.284,19 ha) da área destinada ao CE. Mais de 70% do território destinado ao corredor ecológico é composto por UCT conflitante com o código florestal, enquanto pouco mais de 25% do mesmo território é composto por UCT não conflitante com o código florestal.

### 5.6 Análise das áreas prioritárias para recuperação florestal

O mapeamento das áreas prioritárias para recuperação florestal da BHRI é apresentado na Figura 15. E a quantificação em hectares e os percentuais em relação as áreas de estudo são apresentadas na Tabela 16.

Figura 15 - Áreas prioritárias para recuperação florestal na BHRI



Fonte: Autoria própria.

Tabela 16 - Áreas prioritárias para recuperação florestal na BHRI

Jenks	Área (ha)	Porcentagem (%)
Muito alto	16.817,1	2,86
Alto	170.709	29,01
Médio	148.078	25,16

Baixo	97.299,5	16,53
Muito baixo	155.633	26,44
Total	588.536,6	100

Fonte: Autoria própria.

O critério que recebeu maior peso a partir da aplicação do método AHP para a definição das áreas prioritárias para recuperação florestal na BHRI foram as áreas de preservação permanente.

A declividade foi o quarto fator com maior peso. Áreas com declividades mais acentuadas provocam aumento da velocidade das massas de água e sua capacidade de transporte, o que provoca o aumento da susceptibilidade à erosão na BHRI. E quando relacionado ao tipo de solo, essa vulnerabilidade pode ser acentuada, visto que as características físicas e químicas do solo também influenciam na erosão.

Nota-se que grande parte das áreas destinadas às UC (Unidades de Conservação) mantêm-se entre as escalas de prioridade em níveis Baixo e Muito Baixo para recuperação e conservação, visto que, são locais destinados a preservação dos ecossistemas naturais, preservação da biota, como também áreas particulares com cobertura vegetal de espécies predominantemente nativas.












O mapa de áreas prioritárias apontou que 57,03% da área foi classificada como área de importância muito alto ou alta e médio para recuperação florestal. Sendo 42,97% (252.932,5 hectares) foi considerado área de baixa e muito baixa prioridade para recuperação florestal.

#### 5.7 Confronto do uso e cobertura da terra com as áreas prioritárias para recuperação dentro do corredor ecológico

Os resultados do confronto obtido por meio do cruzamento tabular dos mapas de APP e de UCT estão dispostos na Tabela 17.

Tabela 17 - Confronto do UCT em relação às áreas prioritárias para recuperação dentro do corredor ecológico

Classes de UCT	Áreas prioritárias para recuperação			
	Médio (ha)	Alto (ha)	Muito alto (ha)	(Σ)
Floresta	48,557	1000,87	186,33	1235,75

	Afloramento rochoso	18,256	3,598		21,85
	Corpos d'água	0,09	2,697		2,79
<b>Total não conflitantes</b>		66,90	1.007,17	186,33	1260,40
<b>Conflitantes</b>		<b>Médio (ha)</b>	<b>Alto (ha)</b>	<b>Muito alto (ha)</b>	<b>(Σ)</b>
	Silvicultura	16,451	4,765	0,09	21,31
	Agricultura	349,177	77,437	14,654	441,27
	Pastagem (conservada)	598,976	574,593	1,529	1175,10
	Pastagem (intermediária)	610,964	468,782	2,517	1082,26
	Pastagem (severamente degradada)	20,41	23,29	0	43,70
	Mosaico de usos	409,198	480,917	10,701	900,82
	Área urbanizada	42,085	20,321	0	62,41
	Outra área não vegetada	1,169	1,619	0	2,79
	Vias pavimentadas e não pavimentadas	0,09	0	0	0,09
<b>Total conflitantes</b>		2048,52	1651,72	29,49	3729,74
<b>(Σ)</b>		2115,42	2658,89	215,82	4990,13

Fonte: Autoria própria.

O UCT predominante em relação às áreas prioritárias para recuperação dentro do corredor ecológico é a classe de Floresta, seguida Pastagem (conservada) e Pastagem (intermediária), que compreende 1235,75 ha, 1175,10 ha e 1082,26 ha respectivamente. Sendo que as classes não conflitantes com o código florestal abrangem 1260,40 ha, enquanto as classes conflitantes apresentam 3729,74 ha.













#### 5.7.1 Cálculo do Valor de terra nua (VTN) para delimitação do corredor ecológico

De posse da Tabela 17, onde contém as áreas em hectares dos UCT e relação as áreas prioritárias para recuperação dentro do corredor ecológico proposto, e baseado nos VTN da Tabela 9, foi elaborado o VTN total para delimitação do corredor ecológico proposto, de acordo com a Tabela 18.

Tabela 18 - Valor de terra nua por áreas prioritárias para recuperação em relação as classes de UCT

Classes de UCT	Valor de terra nua (VTN) por área prioritária para recuperação (\$)		
	Médio	Alto	Muito alto
<b>Não conflitantes</b>			



		(\$)	(\$)	(\$)
	Floresta	186.485,10	3.843.881,27	715.596,30
	Afloramento rochoso	70.112,90	13.818,26	0,00
	Corpos d'água	345,65	10357,94	0,00
<b>Total não conflitantes</b>		<b>256.943,65</b>	<b>3.868.057,47</b>	<b>715.596,30</b>
<b>Conflitantes</b>		<b>Médio</b>	<b>Alto</b>	<b>Muito alto</b>
		(\$)	(\$)	(\$)
	Silvicultura	105.300,88	30.500,19	576,08
	Agricultura	2.972.027,02	659.106,57	124.727,81
	Pastagem (conservada)	7.733.918,21	7.419.087,36	19.742,30
	Pastagem (intermediária)	7.888.706,07	6.052.866,31	32.499,25
	Pastagem (severamente degradada)	263.531,88	300.718,15	0,00
	Mosaico de usos	6.235.981,10	7.328.944,24	163.078,10
	Área urbanizada	358.207,32	172.962,60	0,00
	Outra área não vegetada	9.949,97	13.780,15	0,00
	Vias pavimentadas e não pavimentadas	766,04	0,00	0,00
<b>Total conflitantes</b>		<b>25.568.388,49</b>	<b>21.977.965,57</b>	<b>340.623,54</b>
<b>Somatório</b>		<b>25.825.332,14</b>	<b>25.846.023,04</b>	<b>1.056.219,84</b>

Fonte: Autoria própria.

O UCT com maior VTN total é a Pastagem (conservada), seguido de Pastagem (intermediária) e Mosaico de usos, onde somando os VTN individualmente entre as classes de Médio, Alto e Muito correspondem respectivamente a 15.172.747,87 reais, 13.974.071,63 reais e 13.728.003,44 reais.

O VTN total/hectare das classes de UCT não conflitantes em relação à área prioritária para recuperação considerado Alto apresenta o maior valor de terra nua (3.868.057,47 reais), devido possuir a maior extensão (1.007,17 ha), conforme a Tabela 17, e segundo maior VTN total/hectare das classes de UCT conflitantes (21.977.965,57 reais), o que reflete no somatório do VTN para a classe de alta prioridade (25.846.023,04 reais).

O VTN total/hectare das classes de UCT não conflitantes em relação à área prioritária para recuperação considerada média apresenta o menor valor de terra nua (256.943,65 reais), devido possuir a menor extensão (66,90 ha) conforme a Tabela 17, entretanto possui o maior VTN total/hectare das classes conflitantes (25.568.388,49 reais), o que contribuiu para ser o segundo maior somatório de VTN (25.825.332,14 reais).

O somatório do VTN das áreas prioritárias para recuperação das classes Médio, Alto e Muito alto corresponde a 52.727.575,02 reais.

## **6. DISCUSSÃO**

A mata atlântica é uma das regiões mais ameaçadas do mundo em termos de biodiversidade, com grande parte de sua cobertura florestal original já degradada ou desmatada. Apenas 12,4% são florestas maduras e bem preservadas. É preciso monitorar e recuperar a floresta, além de fortalecer a legislação que a protege (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2022). No entanto, a BHRI possui 27,4% de sua área coberta por floresta, o que mostra um grau de conservação maior.

As florestas oferecem uma ampla gama de habitats e recursos para as espécies que nelas habitam. As árvores fornecem alimento, abrigo e local para reprodução para muitos animais, como pássaros, primatas, felinos e insetos (GOATLEY; BELLWOOD, 2011; CREUTZBERG et al., 2021). A densa cobertura vegetal também ajuda a manter o solo úmido, retém a água da chuva e regula a temperatura local, criando microclimas que são ideais para muitas espécies de plantas e animais (DALE; FRANK, 2014; GOATLEY; BELLWOOD, 2011).

A espacialização dos fragmentos florestais na BHRI vai ao encontro dos resultados encontrados por Moreira (2019) e Peluzio (2017), constatando que o maior número de fragmentos (NP) pertence à classe de fragmentos com tamanho inferior a 10 hectares. Os fragmentos de classe média (C3) apresentam os menores valores de CA e NP. Isso significa uma menor área de contato com a matriz circundante (Tabela 14). A região circundante à área de estudo está imersa em uma paisagem dominada por diferentes classes de pastagem (PIROVANI; SILVA; SANTOS, 2015), o que potencializa o efeito de borda. Conforme Santos et al., (2018a), a composição da matriz circundante deve ser considerada ao se priorizar medidas de aumento de área, como reflorestamento ou isolamento da área, para fragmentos menores que 10 ha.

A quantidade elevada de fragmentos da classe C1 representa uma ameaça pelos efeitos da fragmentação, do ponto de vista da conservação da biodiversidade e a manutenção de processos e serviços ecossistêmicos. Isso é

resultado do aumento da região de borda da floresta e a diminuição da heterogeneidade do habitat, no qual favorece à perda da área central desses remanescentes (HADDAD et al., 2015; MORAES, M. C. P. de; MELLO; TOPPA, 2015; PFEIFER et al., 2017; SILVA, V. L.; MEHLTRETER; SCHMITT, 2018). Devido a fragmentação de habitat, as populações de animais que possuem menor mobilidade, como primatas arbóreos, são as mais afetadas, uma vez dependem da cobertura de árvores para se locomoverem (ESTRADA et al., 2017; MORAES, A. M. et al., 2018). Como resultado, as paisagens tropicais estão se tornando um mosaico heterogêneo e os pequenos fragmentos florestais contribuem para a simplificação das comunidades animais e para o isolamento parcial da fauna silvestre (RIPPERGER et al., 2014). Entretanto, os fragmentos menores, exercem funções relevantes ao longo da paisagem (FLETCHER et al., 2018), podendo servir de ligação e trampolins ecológicos entre as grandes áreas, além de refúgio para as espécies (PÜTZ et al., 2011; THIAGO, 2015).

A baixa predisposição dos fragmentos florestais na BHRI foi influenciada principalmente pelas métricas CA, TE e TCA, por estarem correlacionadas com a análise de ecologia da paisagem. Assim, é possível deduzir que o conceito *Fuzzy* pode ser aplicado na seleção de fragmentos florestais potenciais para a implantação de corredores ecológicos (MOREIRA, 2019).

O cenário encontrado no CE proposto houve predominância da classe pastagem (intermediária), no qual não destoa muito do decorrente do processo histórico ocorrido em diferentes regiões da Mata Atlântica, que sofreram com uma má gestão de UCT e o aumento da fragmentação florestal (RIBEIRO et al., 2009) o que torna necessária a adoção de medidas de manejo do uso da terra que facilitem o funcionamento do corredor.

A manutenção e restauração de corredores são estratégias que melhoram a capacidade da fauna em manter-se em pequenas manchas de paisagens tropicais, no qual já sofreram com o processo de desmatamento, como o cenário da Mata Atlântica (PARDINI et al., 2010). Dessa forma, é necessário um novo modelo para a conservação desta bacia, com uma abordagem de planejamento a nível regional, como também a proteção ambiental ou restauração (SILVA; TABARELLI, 2000).

Os resultados apresentados para os conflitos de uso e cobertura da terra em APP mostram que a maioria dos conflitos foi decorrente do uso indevido da terra, evidenciando o descumprimento da legislação ambiental vigente (Código Florestal). Esses resultados são corroborados por outros estudos que analisam zonas de conflito em APP da região (LUPPI et al., 2015; MOREIRA et al., 2015). O Novo Código Florestal, legislação ambiental brasileira, estabelece a obrigação dos proprietários de manterem uma proporção de floresta em suas propriedades, frequentemente exigindo a restauração de habitats degradados. Uma opção adicional para a recuperação de pastagens degradadas é o plantio de sistemas agroflorestais (SAFs), que combinam espécies nativas com exóticas ou frutíferas, em conformidade com a legislação (BRASIL, 2012, 2013). A recomposição das APP deve ser realizada por meio da regeneração natural de espécies nativas ou do plantio de espécies nativas, as quais podem ser intercaladas com espécies exóticas (BRASIL, 2012). Além disso, outras medidas preventivas devem ser implementadas, como uma fiscalização mais efetiva pelos órgãos ambientais e políticas públicas de gestão direcionadas para a recuperação e preservação dessas áreas, em especial as APP.

Neste estudo, a modelagem LCP foi usada para propor corredores com base em classes de uso e cobertura da terra, declividade, APP, índice de ecologia da paisagem e aglomerados subnormais. A metodologia permitiu atribuir maior importância a variáveis de maior prioridade para passagens do corredor. Na prática, isso é altamente relevante para pesquisadores, gestores de terras e proprietários de terras. Uma desvantagem é que ele presume que os animais têm um conhecimento completo da paisagem e que buscam se mover para fins específicos, no entanto, os animais podem ter suas áreas de habitat preferidas e escolher rotas de deslocamento com base em outras preferências, o que pode limitar a eficácia da abordagem.

Assim sendo, é importante destacar que os dados adquiridos através de SIG podem não representar com exatidão os fatores levados em consideração pelos organismos ao escolherem suas rotas de movimentação em ambientes fragmentados.

O valor da terra é relacionado à renda que pode ser obtida com ela (FERRO; CASTRO, 2013). No qual explica o maior VTN para a classe de Mosaico de usos, uma vez que é composta por lavouras temporárias (soja,

cana, arroz, algodão) e lavouras perenes (café e citrus), seja analisado a produtividade em termos monetários, ou em termos de produção agrícola (MARQUES; TELLES, 2023).

Ao analisar o valor de terra nua por áreas prioritárias para recuperação em relação as classes de UCT (Tabela 18), nota-se que o maior investimento seria dentro da classe de área prioritária para recuperação considerada Alta (25.846.023,04 reais), seguido da classe Médio (25.825.332,14 reais). A criação de novas unidades de conversação em áreas estratégicas dentro da área de estudo pode ser eficaz para aumentar a conectividade e a permeabilidade da paisagem, favorecendo a movimentação de animais e, conseqüentemente, a conservação da biodiversidade (PARDINI et al., 2005). Além disso, a promoção de ações de restauração ecológica em áreas degradadas também pode contribuir para a melhoria da conectividade da paisagem e para a recuperação de populações de espécies que dependem da conectividade para sua sobrevivência e reprodução e conseqüentemente a diminuição do investimento para criação de novos corredores ecológicos.

Com propósito de conservação desta bacia, é necessário novos conceitos de formação de corredores ecológicos, que abordem aspectos políticos, sociais e ambientais no planejamento a nível regional, bem como a proteção das paisagens ligadas a vegetação original ou restaurada (SILVA; TABARELLI, 2000).

## **7. CONCLUSÕES**

A paisagem em análise encontra-se em sua maior parte coberta por floresta, expondo um bom grau de conservação da bacia hidrográfica do rio Itapemirim.

A classe dominante de uso e cobertura da terra se reflete nas áreas de preservação permanente, enquanto que no corredor ecológico proposto a classe predominante é a pastagem (intermediária), que possuem a maior parte de suas áreas em conflito com a legislação vigente.

Os fragmentos florestais da bacia hidrográfica do rio Itapemirim são representados, em maior número, por fragmentos menores que 10 hectares.

A técnica de associação dos índices de ecologia da paisagem por meio da lógica *Fuzzy* mostrou ser uma alternativa para a escolha de fragmentos potenciais à determinação de corredores ecológicos.

O algoritmo de caminho de menor custo correlacionado ao resultado gerado pelo método de decisão multicritério (AHP), representa uma importante ferramenta ao planejamento e implantação de corredores ecológicos.

A classe de uso e cobertura da terra (UCT) com maior valor de terra nua (VTN) por hectare dentro do corredor ecológico é Pastagem (conservada), seguido de Pastagem (intermediária) e Mosaico de usos bem como possuem os maiores VTN total dentre todas as outras classes de UCT, posto que estão relacionados à renda que pode ser obtida com ela.

O mapeamento de áreas prioritárias para recuperação florestal da bacia hidrográfica do rio Itapemirim em níveis numéricos especializados otimiza a implantação de projetos de restabelecimento de cobertura florestal nativa. A prioridade para recomposição florestal apresentou uma grande intersecção da área associada às áreas de preservação permanente (APP).

A metodologia proposta para a implementação de corredores ecológicos e mapeamento de áreas prioritárias para recuperação florestal pode ser aplicada a outras bacias, fitofisionomias e biomas.

## 8. REFERÊNCIAS

AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS - AGERH. **Manual operativo dos planos de recursos hídricos capixabas: bacia hidrográfica do rio Itapemirim: de olho no rio: do plano ao MOP**. Espírito Santo, 2020.

ALBEGONI, L. **Caracterização do uso e cobertura da terra como subsídio para análise de paisagem e de vulnerabilidade de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

ALMEIDA, F. C. et al. Análise multicritério na definição de áreas prioritárias para recuperação florestal na bacia do rio doce, em Minas Gerais. **Nativa**, v. 8, n. 1, p. 81, 5 fev. 2020. Disponível em: <<http://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/nativa/article/view/8130>>.

ANDERSON, L. O. et al. Vulnerability of Amazonian forests to repeated droughts. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 373, n. 1760, p. 20170411, 19 nov. 2018. Disponível em: <<https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.2017.0411>>.

BENNETT, A. F. **Linkages in the landscape : the role of corridors and connectivity in wildlife conservation**. [S.l.]: IUCN, 2003. Disponível em: <<https://portals.iucn.org/library/node/8261>>.

BIAZATTI, L. D. et al. MAPPING THE RISK OF FOREST FIRES IN THE RIO PRETO NATIONAL FOREST IN THE ATLANTIC FOREST. **FLORESTA**, v. 51, n. 4, p. 1062, 28 set. 2021. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/76806>>.

BOWERS, K.; MCKNIGHT, M. Reestablishing a Healthy and Resilient North America--Linking Ecological Restoration with Continental Habitat Connectivity. **Ecological Restoration**, v. 30, n. 4, p. 267–270, 1 dez. 2012. Disponível em: <<http://er.uwpress.org/cgi/doi/10.3368/er.30.4.267>>.

BRAGA, A. J. T.; BORGES, E. E. de L. e; MARTINS, S. V. INFLUÊNCIA DOS FATORES EDÁFICOS NA VARIAÇÃO FLORÍSTICA DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL, EM VIÇOSA, MG. **Revista Árvore**, v. 39, n. 4,

p. 623–633, ago. 2015. Disponível em:

<[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-67622015000400623&lng=pt&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622015000400623&lng=pt&tlng=pt)>.

COUTO-SANTOS, A. P. L. do; CONCEIÇÃO, A. A.; FUNCH, L. S. The role of temporal scale in linear edge effects on a submontane Atlantic forest arboreal community. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 2, p. 190–197, jun. 2015.

Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0102-33062015000200190&lng=en&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-33062015000200190&lng=en&tlng=en)>.

DA SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, n. 6773, p. 72–74, mar. 2000. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/35003563>>.

DALE, A. G.; FRANK, S. D. Urban warming trumps natural enemy regulation of herbivorous pests. **Ecological Applications**, v. 24, n. 7, p. 1596–1607, out. 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1890/13-1961.1>>.

DALLOZ, M. F. et al. Incorporating landscape ecology metrics into environmental impact assessment in the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 216–220, jul. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1679007316301396>>.

DE ALMEIDA, F. C. et al. ANÁLISE MULTICRITÉRIO NA DEFINIÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RECUPERAÇÃO FLORESTAL NA BACIA DO RIO DOCE, EM MINAS GERAIS. **Nativa**, v. 8, n. 1, p. 81, 5 fev. 2020.

Disponível em:

<<http://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/nativa/article/view/8130>>.

DE PAULA, L. F. A. et al. Functional ecology as a missing link for conservation of a resource-limited flora in the Atlantic forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2239–2253, 24 set. 2015. Disponível em:

<<http://link.springer.com/10.1007/s10531-015-0904-x>>.

DIAS, P. et al. STRUCTURAL AND ENVIRONMENTAL VARIABILITY FROM THE EDGE TO THE INTERIOR OF AN ATLANTIC FOREST REMNANT IN BRAZIL. **JOURNAL OF TROPICAL FOREST SCIENCE**, v. 33, n. 3, p. 308–332, 9 ago. 2021. Disponível em:

<[https://info.frim.gov.my/infocenter\\_applications/jtfsonline/jtfs/v33n3/308-332.pdf](https://info.frim.gov.my/infocenter_applications/jtfsonline/jtfs/v33n3/308-332.pdf)>.

DONDINA, O. et al. How to manage hedgerows as effective ecological corridors



for mammals: A two-species approach. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 231, p. 283–290, set. 2016. Disponível em:  
<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167880916303735>>.

DRIEZEN, K. et al. Evaluating least-cost model predictions with empirical dispersal data: A case-study using radiotracking data of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). **Ecological Modelling**, v. 209, n. 2–4, p. 314–322, dez. 2007. Disponível em:  
<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380007003468>>.

DUTRA DA SILVA, M.; RODRIGUES LIMA, M. P. EFEITO ESPACIAL DO PINUS NA PAISAGEM DO PARQUE NACIONAL DA LAGOA DO PEIXE, RS / SPATIAL EFFECT OF THE PINE ON THE LANDSCAPE OF THE PARQUE NACIONAL DA LAGOA DO PEIXE, RS. **Geographia Meridionalis**, v. 2, n. 2, p. 194, 29 dez. 2016. Disponível em:  
<<https://periodicos.ufpel.edu.br/ojs2/index.php/Geographis/article/view/9631>>.

EFFAT, H. A.; HASSAN, O. A. Designing and evaluation of three alternatives highway routes using the Analytical Hierarchy Process and the least-cost path analysis, application in Sinai Peninsula, Egypt. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, v. 16, n. 2, p. 141–151, dez. 2013. Disponível em:  
<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1110982313000264>>.

ESTRADA, A. et al. Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. **Science Advances**, v. 3, n. 1, 6 jan. 2017. Disponível em:  
<<https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1600946>>.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, nov. 2003. Disponível em:  
<<https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>>.

FERRARI, J. L. J. L. et al. Corredores ecológicos potenciais na sub-bacia hidrográfica do córrego Horizonte, Alegre-ES, indicados por meio de SIG. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias - Brazilian Journal of Agricultural Sciences**, v. 7, n. 1, p. 133–141, mar. 2012. Disponível em:  
<[http://www.agraria.pro.br/sistema/index.php?journal=agraria&page=article&op=view&path%5B%5D=agraria\\_v7i1a1577](http://www.agraria.pro.br/sistema/index.php?journal=agraria&page=article&op=view&path%5B%5D=agraria_v7i1a1577)>.

FERREIRA, P. A.; BOSCOLO, D.; VIANA, B. F. What do we know about the effects of landscape changes on plant–pollinator interaction networks? **Ecological Indicators**, v. 31, p. 35–40, ago. 2013. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X12002907>>.

FLETCHER, R. J. et al. Is habitat fragmentation good for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 226, p. 9–15, out. 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320718305779>>.

FRECHIANI, J. M.; MARCHIORO, E. Transformação no Uso e Cobertura da Terra Associado a Mineração no Distrito de Itaoca, Cachoeiro de Itapemirim (ES). **Revista de Geografia**, 2012.

GILBERT-NORTON, L. et al. A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. **Conservation Biology**, v. 24, n. 3, p. 660–668, 19 fev. 2010. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1523-1739.2010.01450.x>>.

GOATLEY, C. H. R.; BELLWOOD, D. R. The Roles of Dimensionality, Canopies and Complexity in Ecosystem Monitoring. **PLoS ONE**, v. 6, n. 11, p. e27307, 3 nov. 2011. Disponível em: <<https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0027307>>.

GÓMEZ-CREUTZBERG, C. et al. Consistent trade-offs in ecosystem services between land covers with different production intensities. **Biological Reviews**, v. 96, n. 5, p. 1989–2008, 24 out. 2021. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/brv.12734>>.

GROENEVELD, J. et al. The impact of fragmentation and density regulation on forest succession in the Atlantic rain forest. **Ecological Modelling**, v. 220, n. 19, p. 2450–2459, out. 2009. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380009004153>>.

GROSS, M. Brazil’s fragmented forests. **Current Biology**, v. 27, n. 14, p. R681–R684, jul. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960982217308588>>.

GUEDES PINTO, Luís Fernando et al. Governance lessons from the Atlantic Forest to the conservation of the Amazon. **Perspectives in Ecology and Conservation**, n. xxxx, nov. 2022. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2530064422000724>>.

GUEDES PINTO, Luis Fernando; VOIVODIC, M. Reverse the tipping point of the Atlantic Forest for mitigation. **Nature Climate Change**, v. 11, n. 5, p. 364–365, 6 maio 2021. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/s41558-021->

01035-4>.

GUIMARÃES, H. et al. Indicators of ecosystem services in a military Atlantic Forest area, Pernambuco—Brazil. **Ecological Indicators**, v. 80, p. 247–257, set. 2017. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X17302856>>.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, 6 mar. 2015. Disponível em:

<<https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1500052>>.

HARRIS, N. L. et al. Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes.

**Nature Climate Change**, v. 11, n. 3, p. 234–240, 21 mar. 2021. Disponível em:

<<http://www.nature.com/articles/s41558-020-00976-6>>.

HOFMAN, M. P. G. et al. Enhancing conservation network design with graph-theory and a measure of protected area effectiveness: Refining wildlife corridors in Belize, Central America. **Landscape and Urban Planning**, v. 178, p. 51–59, out. 2018. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204618303475>>.

HONG, W. et al. Sensitivity evaluation and land-use control of urban ecological corridors: A case study of Shenzhen, China. **Land Use Policy**, v. 62, p. 316–325, mar. 2017. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0264837716306020>>.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–473, 10 nov. 2014. Disponível em:

<<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/nph.12989>>.

KLIPPEL, A. H. et al. Using DNA Barcodes to Identify Road-Killed Animals in Two Atlantic Forest Nature Reserves, Brazil. **PLOS ONE**, v. 10, n. 8, p. e0134877, 2015. Disponível em:

<<http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0134877>>.

KREMEN, C.; MERENLENDER, A. M. Landscapes that work for biodiversity and people. **Science**, v. 362, n. 6412, 19 out. 2018. Disponível em:

<<https://www.science.org/doi/10.1126/science.aau6020>>.

LI, H. et al. Application of least-cost path model to identify a giant panda dispersal corridor network after the Wenchuan earthquake—Case study of Wolong Nature Reserve in China. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 6, p. 944–

952, mar. 2010. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380009008369>>.

LIANG, J. et al. Integrating priority areas and ecological corridors into national network for conservation planning in China. **Science of The Total Environment**, v. 626, p. 22–29, jun. 2018. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969718301062>>.

LIRA, P. K. et al. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest

landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 278, p. 80–89, ago. 2012. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112712002630>>.

LUPPI, A. S. L. et al. Utilization of Geotechnology for the Mapping of Permanent

Preservation Areas in João Neiva, Espírito Santo State, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 13–22, 2015. Disponível em:

<[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2179-](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-80872015000100013&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt)

[80872015000100013&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-80872015000100013&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt)>.

LUSTIG, A. et al. Towards more predictable and consistent landscape metrics across spatial scales. **Ecological Indicators**, v. 57, p. 11–21, out. 2015. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X1500179X>>.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 475–485, mar. 2014. Disponível em:

<<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12206>>.

MASEK, J. G. et al. The role of remote sensing in process-scaling studies of managed forest ecosystems. **Forest Ecology and Management**, v. 355, p. 109–123, nov. 2015. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112715003011>>.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. De. **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto**. [S.l: s.n.], 2012.

MORAES, A. M. et al. Landscape resistance influences effective dispersal of endangered golden lion tamarins within the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 224, p. 178–187, ago. 2018. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320717311151>>.

MORAES, M. C. P. de; MELLO, K. de; TOPPA, R. H. **ANÁLISE DA PAISAGEM**

DE UMA ZONA DE AMORTECIMENTO COMO SUBSÍDIO PARA O PLANEJAMENTO E GESTÃO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO. **Revista Árvore**, v. 39, n. 1, p. 1–8, fev. 2015. Disponível em:

<[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-67622015000100001&lng=pt&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622015000100001&lng=pt&tlng=pt)>.

MORANDI, D. T. et al. Delimitation of ecological corridors between conservation units in the Brazilian Cerrado using a GIS and AHP approach. **Ecological Indicators**, v. 115, p. 106440, ago. 2020. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X20303770>>.

\_\_\_\_\_. DIAGNÓSTICO DA ANTROPIZAÇÃO EM ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE EM SEGMENTO DO RIO JEQUITINHONHA (MG). **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n. 2, p. 252, 20 jul. 2018. Disponível em:

<<https://revistas.ufpr.br/biofix/article/view/60177>>.

MOREIRA, J. C. et al. Avaliação integrada do impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana em uma comunidade agrícola de Nova Friburgo, RJ.

**Ciência & Saúde Coletiva**, v. 7, n. 2, 2002. Disponível em:

<[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-81232002000200010&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232002000200010&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt)>.

MOREIRA, T. R. et al. Confronto do Uso e Ocupação da Terra em APPs no Município de Muqui, ES. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 2, p. 141–152, jun. 2015. Disponível em:

<[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2179-80872015000200141&lng=pt&nrm=iso&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-80872015000200141&lng=pt&nrm=iso&tlng=en)>.

OCKENDON, N. et al. One hundred priority questions for landscape restoration in Europe. **Biological Conservation**, v. 221, p. 198–208, maio 2018.

Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320717321420>>.

OLIVEIRA, J. S. de et al. ANÁLISE ESPACIAL COMO SUPORTE AO PLANEJAMENTO AMBIENTAL DA REGIÃO DO QUADRILÁTERO FERRÍFERO, MINAS GERAIS. **Geographia Meridionalis**, v. 3, n. 1, p. 134, 5 jul. 2017. Disponível em:

<<https://periodicos.ufpel.edu.br/ojs2/index.php/Geographis/article/view/9925>>.

OLIVEIRA SOUZA, S. GEOTECNOLOGIAS APLICADAS À ANÁLISE ESPAÇOTEMPORAL DO USO E DA OCUPAÇÃO DA TERRA NA PLANÍCIE

COSTEIRA DE CARAVELAS (BA). **Boletim Goiano de Geografia**, v. 35, n. 1, 10 maio 2015. Disponível em:

<<http://www.revistas.ufg.br/index.php/bgg/article/view/35485>>.

PARDINI, R. et al. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, p. e13666, 27 out. 2010. Disponível em:

<<https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0013666>>.

\_\_\_\_\_. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape.

**Biological Conservation**, v. 124, n. 2, p. 253–266, jul. 2005. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320705000613>>.

PAUDEL, S.; YUAN, F. Assessing landscape changes and dynamics using patch analysis and GIS modeling. **International Journal of Applied Earth**

**Observation and Geoinformation**, v. 16, p. 66–76, jun. 2012. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0303243411001954>>.

PENG, J. et al. Linking ecosystem services and circuit theory to identify ecological security patterns. **Science of The Total Environment**, v. 644, p. 781–790, dez. 2018. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969718323684>>.

PEREIRA GOMES, L. et al. Growing at the forest edges: how natural regeneration develops under fragmentation. **iForest - Biogeosciences and Forestry**, v. 15, n. 4, p. 248–255, 31 ago. 2022. Disponível em:

<<https://iforest.sisef.org/?doi=ifor3834-015>>.

PERKL, R. M. Geodesigning landscape linkages: Coupling GIS with wildlife corridor design in conservation planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 156, p. 44–58, dez. 2016. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204616300834>>.

PFEIFER, M. et al. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. **Nature**, v. 551, n. 7679, p. 187–191, 1 nov. 2017. Disponível em:

<<http://www.nature.com/articles/nature24457>>.

PINHEIRO, R. M.; DA SILVA, M. D. PAISAGENS AMEAÇADAS DA RESTINGA DA LAGOA DOS PATOS (RS): ECOLOGIA DA PAISAGEM COMO CONTRIBUIÇÃO PARA O ZONEAMENTO ECOLÓGICO ECONÔMICO DO LITORAL MÉDIO. **Geographia Meridionalis**, v. 4, n. 2, p. 269, 28 jan. 2019.

Disponível em:

<<https://periodicos.ufpel.edu.br/ojs2/index.php/Geographis/article/view/14483>>.

PIROVANI, D. B.; DA SILVA, A. G.; et al. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 271–281, 2014. Disponível em:

<[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci%7B\\_%7Darttext%7B%7Dpid=S0100-67622014000200007%7B%7Dlng=pt%7B%7Dnrm=iso%7B%7Dtlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci%7B_%7Darttext%7B%7Dpid=S0100-67622014000200007%7B%7Dlng=pt%7B%7Dnrm=iso%7B%7Dtlng=en)>.

PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G. da; et al. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 271–281, abr. 2014. Disponível em:

<[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-67622014000200007&lng=pt&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622014000200007&lng=pt&tlng=pt)>.

PIROVANI, D. B.; DA SILVA, A. G.; DOS SANTOS, A. R. ANÁLISE DA PAISAGEM E MUDANÇAS NO USO DA TERRA NO ENTORNO DA RPPN CAFUNDÓ, ES. **CERNE**, v. 21, n. 1, p. 27–35, mar. 2015. Disponível em:

<[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0104-77602015000100027&lng=pt&nrm=iso&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-77602015000100027&lng=pt&nrm=iso&tlng=en)>.

RAMALHO, A. H. C. et al. **Zoneamento de Risco de Ocorrência de Incêndios Florestais - Passo a Passo**. [S.l.]: Antônio Henrique, 2021.

Disponível em: <<https://www.mundogeomatica.com/wp-content/uploads/MG/Livros/ROIFArcGIS.pdf>>.

RECIO, M. R.; SEDDON, P. J.; MOORE, A. B. Niche and movement models identify corridors of introduced feral cats infringing ecologically sensitive areas in New Zealand. **Biological Conservation**, v. 192, p. 48–56, dez. 2015.

Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320715300938>>.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. **Biodivers. Hotspots**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. p. 405–434. Disponível em: <[http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-20992-5\\_21](http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-20992-5_21)>.

\_\_\_\_\_. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, jun. 2009. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320709000974>>.

RIBEIRO, M. P.; DE MELLO, K.; VALENTE, R. A. How can forest fragments support protected areas connectivity in an urban landscape in Brazil? **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 74, p. 127683, ago. 2022. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1618866722002266>>.

RIPPERGER, S. P. et al. Resisting habitat fragmentation: High genetic connectivity among populations of the frugivorous bat *Carollia castanea* in an agricultural landscape. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 185, p. 9–15, mar. 2014. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167880913004283>>.

RITTER, L. M. O.; MORO, R. S. As bases epistemológicas da ecologia da paisagem. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, v. 3, n. 3, p. 58–61, 1 ago. 2012. Disponível em:

<<https://sistemas.uft.edu.br/periodicos/index.php/JBB/article/view/286>>.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of Mathematical Psychology**, v. 15, n. 3, p. 234–281, jun. 1977. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0022249677900335>>.

SANTO-SILVA, E. E. et al. Habitat fragmentation and the future structure of tree assemblages in a fragmented Atlantic forest landscape. **Plant Ecology**, v. 217, n. 9, p. 1129–1140, 25 set. 2016. Disponível em:

<<http://link.springer.com/10.1007/s11258-016-0638-1>>.

SANTOS, A. R. dos et al. **Curso Delimitação de Corredores Ecológicos no QGIS (DCE-QGIS)**. [S.l.]: CAUFES, 2022. Disponível em:

<<http://www.mundogeomatica.com/livros/dceqgis/dceqgis.pdf>>.

SANTOS, J. S. et al. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 88, n. November 2017, p. 414–424, 2018a.

Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.011>>.

\_\_\_\_\_. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest.

**Ecological Indicators**, v. 88, p. 414–424, maio 2018b. Disponível em:

<<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X18300128>>.

SHANU, S. et al. A graph theoretic approach for modelling tiger corridor network in Central India-Eastern Ghats landscape complex, India. **Ecological Informatics**, v. 50, p. 76–85, mar. 2019. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1574954118301444>>.



SHIRABE, T. Buffered or bundled, least-cost paths are not least-cost corridors: Computational experiments on path-based and wide-path-based models for conservation corridor design and effective distance estimation. **Ecological Informatics**, v. 44, p. 109–116, mar. 2018. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1574954117302273>>.

SILVA, F. J. L. T. da; ROCHA, D. F.; AQUINO, C. M. S. de. GEOGRAFIA, GEOTECNOLOGIAS E AS NOVAS TENDÊNCIAS DA GEOINFORMAÇÃO: indicação de estudos realizados na região Nordeste. **InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade**, v. 2, n. 6, p. 176, 9 mar. 2017. Disponível em:

<<http://www.periodicoseletronicos.ufma.br/index.php/interespaco/article/view/6488>>.

SILVA, V. L.; MEHLTRETER, K.; SCHMITT, J. L. Ferns as potential ecological indicators of edge effects in two types of Mexican forests. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 669–676, out. 2018. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X18303704>>.

SIQUEIRA, M. N.; CASTRO, S. S.; FARIA, K. M. S. Geografia e ecologia da paisagem: pontos para discussão. **Sociedade & Natureza**, v. 25, n. 3, p. 557–566, dez. 2013. Disponível em:

<[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1982-45132013000300009&lng=pt&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1982-45132013000300009&lng=pt&tlng=pt)>.

STRNAD, D.; KOHEK, Š.; KOLMANIČ, S. Fuzzy modelling of growth potential in forest development simulation. **Ecological Informatics**, v. 48, n. August, p. 80–88, 2018.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, out. 2010. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320710000443>>.

TAFFARELLO, D. et al. Hydrological services in the Atlantic Forest, Brazil: An ecosystem-based adaptation using ecohydrological monitoring. **Climate Services**, v. 8, p. 1–16, dez. 2017. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S240588071730047X>>.

TEIXEIRA, T. R. et al. Forest biomass power plant installation scenarios. **Biomass and Bioenergy**, v. 108, p. 35–47, jan. 2018. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0961953417303227>>.

TURUBANOVA, S. et al. Ongoing primary forest loss in Brazil, Democratic Republic of the Congo, and Indonesia. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 7, p. 074028, 1 jul. 2018. Disponível em:

<<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aacd1c>>.

VERONESE, J. V. ANÁLISE DE ÍNDICES DE ECOLOGIA DA PAISAGEM DO NÚCLEO ATALAIA-DAMA BRANCA - PECSol, RJ, BRASIL / ANALYSIS OF THE LANDSCAPE ECOLOGY INDEX OF THE CORE ATALAIA-DAMA BRANCA – PECSol, RJ, BRAZIL. **Geographia Meridionalis**, v. 5, n. 1, p. 68–86, 2019.

ZOMER, R. J. et al. Global Tree Cover and Biomass Carbon on Agricultural Land: The contribution of agroforestry to global and national carbon budgets.

**Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 29987, 20 jul. 2016. Disponível em:

<<https://www.nature.com/articles/srep29987>>.