



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

**TAÍS RIZZO MOREIRA**

**PROPOSTA DE IMPLANTAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS COMO  
ESTRATÉGIA PARA MITIGAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS NA BACIA  
HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE, BRASIL**

JERÔNIMO MONTEIRO – ES

2019

TAÍS RIZZO MOREIRA

**PROPOSTA DE IMPLANTAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS COMO  
ESTRATÉGIA PARA MITIGAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS NA BACIA  
HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE, BRASIL**

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 Ciências Florestais.

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Rosa dos Santos

Coorientador: Dr. Samuel Ferreira da Silva

JERÔNIMO MONTEIRO – ES

2019

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

---

M835p Moreira, Taís Rizzo, 1991-  
Proposta de implantação de corredores ecológicos como estratégia para mitigação de impactos ambientais na bacia hidrográfica do rio Doce, Brasil / Taís Rizzo Moreira. - 2019. 95 f. : il.

Orientador: Alexandre Rosa dos Santos.  
Coorientador: Samuel Ferreira da Silva.  
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. Santos, Alexandre Rosa dos. II. Silva, Samuel Ferreira da. III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Agrárias e Engenharias. IV. Título.

CDU: 630

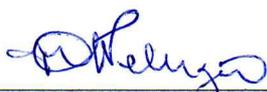
---

**PROPOSTA DE IMPLANTAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS COMO  
ESTRATÉGIA PARA MITIGAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS NA BACIA  
HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE, BRASIL**

**Taís Rizzo Moreira**

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 Concentração Ciências Florestais.

Aprovada em 25 de fevereiro de 2019.



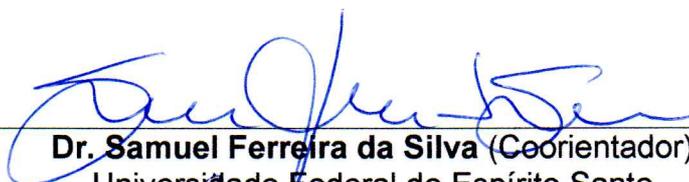
---

**Profª. Drª. Telma Machado de Oliveira Peluzio** (Examinadora externa)  
Instituto Federal do Espírito Santo



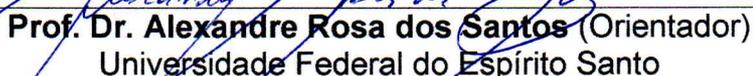
---

**Prof. Dr. Jéferson Luiz Ferrari** (Examinador interno)  
Instituto Federal do Espírito Santo



---

**Dr. Samuel Ferreira da Silva** (Coorientador)  
Universidade Federal do Espírito Santo



---

**Prof. Dr. Alexandre Rosa dos Santos** (Orientador)  
Universidade Federal do Espírito Santo

*“Aqueles que se sentem satisfeitos sentam-se e nada fazem. Os insatisfeitos são os únicos benfeitores do mundo.”*

(Walter S. Landor)

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente, agradeço a Deus, por me conceder força e sustentação para concluir esta etapa da minha vida acadêmica.

À minha família (mãe, pai, irmão, cunhada, sobrinhos, tios e tias), pelo amor e carinho confiados a mim, que em muitas vezes foram os motivos para manter-me firme em busca do meu objetivo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, pela oportunidade e estrutura para a conclusão do curso.

À CAPES, pelo financiamento desse estudo e ao grupo de pesquisa GAGEN pelo apoio científico.

Ao prof. Dr. Alexandre Rosa dos Santos, meu orientador, pelas doses diárias de ânimo e inspiração para persistir em busca do melhor. Agradeço a contribuição em meu crescimento profissional e pessoal.

Ao Dr. Samuel Ferreira da Silva, meu coorientador, pelo direcionamento e disposição contínua para construção desse trabalho e por ter se tornado um grande amigo.

Aos colegas e professores da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), pela saudável convivência e por compartilharem conhecimento que tanto contribui para o crescimento e aprendizado na instituição.

Aos meus amigos de longa data e as amizades construídas durante o meu mestrado, por me ouvirem e auxiliarem.

Aos meus amigos/irmãos do laboratório de geotecnologia ambiental, pelos momentos de descontração e aperfeiçoamento pessoal na construção de uma relação de amizade e respeito.

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

A todos vocês, muito obrigada!

## RESUMO

MOREIRA, Taís Rizzo. **Proposta de implantação de corredores ecológicos como estratégia para mitigação de impactos ambientais na bacia hidrográfica do rio Doce, Brasil**. 2019. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Orientador: Prof. Dr. Alexandre Rosa dos Santos. Coorientador: Dr. Samuel Ferreira da Silva.

A inclusão de corredores ecológicos em paisagens fragmentadas tem demonstrado numerosos efeitos positivos, pois facilita o movimento e conectividade entre diversas populações, tanto da flora quanto da fauna. Neste contexto, objetivou-se com a elaboração deste trabalho propor rotas para implantação de corredores ecológicos na bacia hidrográfica do rio Doce, Brasil. Os objetivos específicos foram: (i) selecionar o melhor classificador e mapear o uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do rio Doce; (ii) delimitar as áreas de preservação permanente da bacia hidrográfica do rio Doce e confrontar o uso e ocupação da terra nas áreas delimitadas;; (iii) calcular os índices de ecologia da paisagem e selecionar os fragmentos florestais de maior potencial para a implantação de corredores ecológicos; e, (iv) aferir os custos e traçar as melhores rotas para implantação dos corredores ecológicos, considerando distâncias e impedimentos físicos, sejam topográficos ou de uso da terra. Para realizar o mapeamento do uso e ocupação da terra foi utilizada a técnica de classificação supervisionada pelo classificador Máxima Verossimilhança tomando como base as imagens de satélite Landsat 8. As Áreas de Preservação Permanente foram delimitadas de acordo com os critérios estabelecidos pela Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 a qual dispõe sobre parâmetros, definições e limites das APP. A caracterização e quantificação estrutural de algumas do índices de ecologia da paisagem florestal foram realizadas utilizando o aplicativo computacional ArcGIS® 10.3, por meio da extensão para análise espacial da paisagem *Patch Analyst* versão 5.2. Os fragmentos florestais conectados foram o Parque Nacional da Serra da Gandarela, a Reserva Biológica de Sooretama e os fragmentos selecionados por meio da aplicação da lógica *Fuzzy* aos índices de ecologia da paisagem. Os corredores foram delimitados de acordo com as rotas de menor custo, considerando: uso e ocupação da terra, as áreas de preservação permanente, o potencial dos fragmentos e a declividade. Para cada imagem matricial de custo, foi calculado seu respectivo peso estatístico utilizando o método hierárquico - *Analytic Hierarchy Process* – AHP. A interligação entre as áreas protegidas e os fragmentos com os corredores respeitou a largura igual a 10% de seu comprimento, respeitando ainda a largura mínima de 100

metros, seguindo a orientação descrita pelo CONAMA nº 09/96. Com base no desenvolvimento do trabalho, observa-se os seguintes resultados: a maior classe de uso e ocupação da terra é a de pastagem. Do total da área destinada a preservação permanente, 54,65% encontra-se em uso conflitante com o estabelecido pela legislação. A bacia possui muitos fragmentos florestais, mas são poucos os que apresentam muito alto potencial de conservação, de acordo com os índices métricos de ecologia da paisagem. Os corredores propostos conectaram todos os fragmentos de alto e muito alto potencial. 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:** Geotecnologias, análise ambiental, biodiversidade, gestão da paisagem.

## ABSTRACT

MOREIRA, Taís Rizzo. **Proposal to implement ecological corridors as a strategy to mitigate environmental impacts in the Doce river basin, Brazil.** 2019. Dissertation (Master Degree in Forest Sciences) – Federal University of Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Adviser: Prof. Dr. Alexandre Rosa dos Santos. Co-adviser: Dr. Samuel Ferreira da Silva.

The inclusion of ecological corridors in fragmented landscapes has shown numerous positive effects, since it facilitates the movement and connectivity between diverse populations, both of flora and fauna. In this context, the objective of this work was to propose routes for the implementation of ecological corridors in the catchment area of the Doce river basin, Brazil. The specific objectives were: (i) to choose the best classifier and map the land use and occupation in the catchment area of the Doce river basin; (ii) to delimit the areas of permanent preservation of the Doce river basin and to confront the use and occupation of the land in the delimited areas; (iii) to calculate the ecology indexes of the landscape and select the forest fragments with the greatest potential for the implantation of ecological corridors; and (iv) to assess costs and outline the best routes for the implementation of ecological corridors, considering distances and physical impediments, whether topographical or land use. In order to carry out the mapping of land use and occupation, the classification technique supervised by the Maximum Likelihood Classifier was used based on Landsat 8 satellite images. The Permanent Preservation Areas were delimited according to the criteria established by Law 12.651, May 25, 2012 which provides parameters for definitions and limits of PPA. The structural characterization and quantification of some of the forest landscape ecology indices were performed using the ArcGIS® 10.3 computational application, through the spatial analysis extension of the Patch Analyst version 5.2 landscape. The forest fragments connected were the Serra da Gandarela National Park, the Sooretama Biological Reserve and the fragments selected through the application of Fuzzy logic to the landscape ecology indices. The corridors were delimited according to the least cost routes, considering: land use and occupation, permanent preservation areas, potential of the fragments and slope. For each cost matrix, its statistical weight was calculated using the Analytic Hierarchy Process - AHP. The interconnection between the protected areas and the fragments with the corridors respected the width equal to 10% of its length, still respecting the minimum width of 100 meters, following the orientation described by CONAMA nº 09/96. Based on the development of the work, the following results are observed: the largest class of land

use and occupation is pasture. Of the total area for permanent preservation, 54.65% is in conflicting use with that established by the legislation. The basin has many forest fragments, but few have very high conservation potential, according to the metric indices of landscape ecology. The proposed corridors connected all fragments of high and very high potential. 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:** Geotechnology, environmental analysis, biodiversity, landscape management.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Bacia hidrográfica do rio Doce, com destaque para os principais cursos d'água, remanescentes florestais e áreas protegidas.....	29
Figura 2 - Fluxograma metodológico contendo as etapas necessárias para mapeamento do uso e ocupação da terra da bacia hidrográfica do rio Doce .....	30
Figura 3 - Fluxograma contendo a metodologia utilizada para delimitação da APP na bacia hidrográfica do rio Doce, de acordo com a legislação .....	40
Figura 4 - Fluxograma metodológico para a caracterização dos índices da ecologia da paisagem e para a seleção dos fragmentos florestais na BHRD .....	44
Figura 5 - Fluxograma metodológico de delimitação dos corredores ecológicos .....	52
Figura 6 - Uso e ocupação da terra do município de Porto Firme, MG, de acordo com diferentes classificadores para o ano de 2018. A) MaxVer; B) K-médias por Forgy; C) K-médias Rubin e; D) K-médias por Hillclimb.....	62
Figura 7 - Uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do rio Doce, referente ao ano de 2018.....	63
Figura 8 - Áreas de Preservação Permanente na bacia hidrográfica do rio Doce.....	65
Figura 9 - Confronto do uso e ocupação da terra em relação à APP Total.....	67
Figura 10 - Fragmentos florestais por classe de tamanho, na bacia hidrográfica do rio Doce .....	69
Figura 11 - Comportamento espacial das funções de pertinência <i>Fuzzy</i> para CA, TCA, ED e MSI .....	74
Figura 12 - Discretização espacial das variáveis <i>Fuzzy</i> de CA, TCA, ED e MSI na BHRD.....	75
Figura 13 - Classificação dos fragmentos florestais potenciais para constituírem os corredores ecológicos na BHRD .....	76
Figura 14 - Corredores ecológicos propostos para a BHRD.....	78
Figura 15 - Uso e ocupação da terra nos corredores ecológicos propostos para a BHRD.....	80

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Características das imagens do sensor OLI do satélite Landsat 8 .....	32
Quadro 2 - Classes de uso e ocupação da terra e suas especificações.....	33
Quadro 3 - Descrição das bandas, das imagens do satélite Landsat 8 nível-2, utilizadas no estudo .....	36
Quadro 4 - Legislação adotada para delimitação das cinco classes de APP.....	39
Quadro 5 - <i>Script</i> utilizado para <i>download</i> do modelo digital de elevação da área de estudo .....	42
Quadro 6 - Métricas utilizadas na quantificação da estrutura da paisagem na região da área de estudo .....	45
Quadro 7 - Custos atribuídos às diferentes classes de uso e ocupação da terra para a bacia do rio Doce e suas justificativas, com objetivo de gerar uma superfície de custos para traçar os caminhos dos corredores ecológicos (CE) .....	53

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Intervalo de aceitação dos resultados do índice Kappa.....	35
Tabela 2 - Datas das imagens Landsat 8 obtidas para a BHRD.....	36
Tabela 3 - Valor do <i>pixel</i> da banda Pixel-QA utilizado neste estudo.....	37
Tabela 4 - Largura do <i>buffer</i> utilizada para geração de APP de acordo com a largura dos cursos d'água .....	41
Tabela 5 - Custos atribuídos às áreas de preservação permanentes, com objetivo de gerar uma superfície de custos para traçar os caminhos dos corredores ecológicos .....	54
Tabela 6 - Custos atribuídos aos fragmentos florestais, com objetivo de gerar uma superfície de custos para traçar os caminhos dos corredores ecológicos .....	55
Tabela 7 - Custos atribuídos às diferentes classes de declividades, com objetivo de gerar uma superfície de custos para traçar os caminhos dos corredores ecológicos. ....	55
Tabela 8 - Matriz de comparação pareada e os pesos estatísticos obtidos pelo método AHP .....	56
Tabela 9 - Coeficiente de concordância Kappa para as classificações .....	58
Tabela 10 - Matriz de confusão (%) para o município de Porto Firme - MG .....	59
Tabela 11 - Índices de ecologia da paisagem calculados para a área da BHRD.....	70

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	13
2	OBJETIVOS .....	16
2.1	Objetivo Geral .....	16
2.2	Objetivos Específicos .....	16
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	17
3.1	Bacia hidrográfica do rio Doce.....	17
3.2	Contextualização do desastre ocorrido na bacia hidrográfica do rio Doce.....	19
3.3	O processo de fragmentação florestal.....	21
3.4	A importância da criação dos corredores ecológicos.....	22
3.5	Geotecnologias aplicadas à análise ambiental.....	25
4	MATERIAL E MÉTODOS .....	28
4.1	Área de estudo.....	28
4.2	Etapas metodológicas para o mapeamento do uso e ocupação da terra.....	30
4.2.1	Banco de dados.....	31
4.2.2	Seleção do melhor classificador para o uso e ocupação da terra .....	32
4.2.3	Mapeamento do uso e ocupação da terra na BHRD .....	35
4.3	Delimitação das áreas de preservação permanente (APP) .....	38
4.4	Seleção dos fragmentos florestais com base nos índices métricos da ecologia da paisagem .....	43
4.4.1	Índices métricos da ecologia da paisagem.....	45
4.4.2	Seleção dos fragmentos florestais por meio da lógica <i>Fuzzy</i> .....	49
4.5	Delimitação dos corredores ecológicos .....	51
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	58
5.1	Classificação do uso e ocupação da terra .....	58
5.2	Áreas de Preservação Permanente.....	64
5.3	Análise dos índices de ecologia da paisagem e seleção dos fragmentos florestais potenciais por meio da lógica <i>Fuzzy</i> . .....	68
5.4	Corredores ecológicos.....	77
6	CONCLUSÕES .....	82
7	REFERÊNCIAS .....	83

## 1 INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD) é uma das principais bacias hidrográficas brasileiras com uma área de aproximadamente 87 mil km<sup>2</sup> (8.655.524,10 hectares) desempenhando um papel fundamental na economia do leste mineiro e do noroeste capixaba, uma vez que fornecem a água necessária aos usos doméstico, agropecuário, industrial e geração de energia elétrica, dentre outros (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2016; COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE, 2016; PIRES et al., 2017).

A área desta bacia hidrográfica, que engloba terras dos estados de Minas Gerais (83% de sua área) e do Espírito Santo (17% de sua área), tem uma longa história de degradação e uso não planejado da terra e da água (ESPINDOLA; WENDLING, 2008; AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2016; PIRES et al., 2017). O relatório do Consórcio Ecoplan (2010) aponta um intenso processo de erosão, resultante do desmatamento e do mau uso da terra, além, de altas taxas de sedimentação e eutrofização na bacia do rio Doce.

Somado ao processo de degradação, citado anteriormente, no dia 5 de novembro de 2015, na bacia hidrográfica do rio Doce, ocorreu o rompimento da barragem de Fundão, localizada no distrito de Bento Rodrigues, município de Mariana, Minas Gerais, pertencente à Mineradora Samarco S.A. e controlada por uma *joint-venture* entre a Vale S.A. e a anglo-australiana BHP Billiton (MILANEZ; LOSEKAN, 2016). Este rompimento causou o pior desastre ecológico ocorrido no Brasil e, a nível mundial, um dos piores do último século, em relação ao volume de rejeitos liberados para o meio ambiente e à magnitude dos danos socioeconômicos e ambientais (NEVES et al., 2016).

O reflexo direto de tal desastre foram os danos causados às residências, lavouras, áreas de recreação, ocasionando perdas e fatalidades entre os moradores ribeirinhos do rio Doce, ou seja, um desastre de cunho ambiental, econômico, social e humanitário (INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS, 2015; MARTA-ALMEIDA et al., 2016).

Tal desastre foi um dos fatores agravantes e decisivos no processo de degradação, convertendo extensas e contínuas áreas com cobertura florestal em fragmentos florestais (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2016; AZEVEDO-SANTOS et al., 2016; MILANEZ; LOSEKAN, 2016)

Uma das consequências da fragmentação florestal são a perda genética, causada pela diminuição da área de ecossistemas naturais, aumentando riscos de endogamia, deriva genética, risco de extinção e o favorecimento ao estabelecimento de espécies invasoras. A fragmentação não afeta apenas as espécies, mas toda estrutura paisagística, com desdobramentos em serviços ecossistêmicos essenciais a população, tais como: regulação do clima, qualidade do ar, alteração no regime hidrológico, inundação e assoreamento das bacias hidrográficas, erosão do solo, enchentes e epidemias, entre outros (PEDRON et al., 2006; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; GUIMARÃES et al., 2017; TAFFARELLO et al., 2017).

Os corredores ecológicos funcionam como uma maneira viável de mitigação do impacto ambiental advindo da fragmentação florestal (DÁRIO; ALMEIDA, 2000; ROCHA et al., 2007; ANJOS, 2008; FERRARI et al., 2012; CASTRO, 2014; SANTOS et al., 2018). Alguns autores e organizações de proteção ambiental reconhecem a importância da adoção de corredores ecológicos para conectividade da paisagem, restauração da biodiversidade, redução dos riscos de extinção das espécies e manutenção da resiliência dos ecossistemas em várias partes do planeta (BOWERS; MCKNIGHT, 2012; DONDINA et al., 2016; HONG et al., 2017; HOFMAN et al., 2018; LIANG et al., 2018), constituindo-se em uma estratégia que permite conciliar a presença humana e a conservação da biodiversidade em escalas de milhares de quilômetros quadrados (BEZERRA; FACCHINA; RIBAS, 2002; NUNES et al., 2005).

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

Diante do dinamismo das questões espaciais que devem ser levadas em consideração para a criação dos corredores ecológicos a utilização do Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e de dados de Sensoriamento Remoto vêm facilitar a elaboração de mapas temáticos de uso e ocupação da terra, proporcionando, assim, a possibilidade de análises temporais, uma vez que a fisionomia da terra está em constante transformação natural e/ou antrópica (DUARTE; BRITO, 2005). Os

aplicativos computacionais de SIG e do Sensoriamento Remoto, possuem um relevante papel para a análise do meio ambiente e melhor alocação dos corredores ecológicos (FLORENZANO, 2005).

De tal modo, um método atual para propor a criação de corredores ecológicos ao longo da paisagem é baseado no algoritmo de caminho de menor custo (*Least-Cost Path Analysis* – LCP) com o auxílio dos Sistemas de Informações Geográficas. Por meio da análise de LCP é possível indicar a rota ótima de fluxo entre dois pontos dentro de uma matriz de custos, atribuídos por uma combinação de critérios preestabelecidos (LIANG et al., 2018; PENG et al., 2018; SANTOS, J. S. et al., 2018).

Considerando os benefícios relacionados à promoção da conectividade entre fragmentos, por meio da implantação de corredores ecológicos, a aplicação da metodologia utilizada neste estudo, pretende beneficiar toda a bacia hidrográfica do rio Doce. Contemplando a biota, diretamente usuária dos corredores ecológicos, e a maior eficiência na gestão ambiental das áreas protegidas, e indiretamente, inclui benefícios ao solo e recursos hídricos do entorno, por meio da maior riqueza e representatividade de fauna e flora, abrangendo também benefícios aos residentes das comunidades locais, pela melhoria dos serviços ambientais e da qualidade dos recursos naturais, considerando que os corredores ecológicos podem ser formados por sistemas florestais e agroflorestais, com retorno econômico (SANTO-SILVA et al., 2016; GROSS, 2017).

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo Geral

Propor rotas para a implantação de corredores ecológicos afim de criar conectividade, movimentação e fluxo gênico da flora e fauna na bacia hidrográfica do rio Doce.

### 2.2 Objetivos Específicos

- Selecionar o melhor classificador e mapear o uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do rio Doce;
- Delimitar as áreas de preservação permanente da bacia hidrográfica do rio Doce e confrontar o uso e ocupação 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; e,
- Aferir os custos e traçar as melhores rotas para implantação dos corredores ecológicos, considerando distâncias e impedimentos físicos, sejam topográficos ou de uso da terra.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Bacia hidrográfica do rio Doce

A partir da confluência dos rios Piranga e do Carmo, na Serra da Mantiqueira, entre as cidades de Ponte Nova, Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado, em Minas Gerais, o rio Doce recebe seu nome e forma o principal curso d'água da BHRD (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2016). A bacia localiza-se no sudeste do Brasil, nos estados de Minas Gerais (MG) e Espírito Santo (ES), mais precisamente entre os paralelos 17°45' e 21°15' de latitude sul e os meridianos 39°55' e 43°45' de longitude oeste.

Formada pelo curso principal e seus afluentes limita-se ao sul com a bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, a oeste com a bacia do rio São Francisco e, em pequena extensão, com a bacia do rio Grande. Ao Norte limita-se com a bacia dos rios Jequitinhonha e Mucuri, e a noroeste, com a bacia do rio São Mateus (FORMIGONI, 2018). Possui uma área de drenagem de 86.555,24 km<sup>2</sup>, desde a nascente até o oceano Atlântico, (Regência, ES), caracterizando-se como a maior bacia em volume de vazão no Espírito Santo (PIRES et al., 2017).

A BHRD possui rica biodiversidade associada, estando 98% de sua área inserida no Bioma Mata Atlântica e 2% no Bioma Cerrado, dois *hotspots* ecológicos mundiais que apresentam elevados níveis de diversidade biológica e graus de ameaças de destruição (ESPINDOLA; WENDLING, 2008; BARBOSA, 2010; CONSÓRCIO ECOPLAN, 2010; PIRES et al., 2017).

A população residente na BHRD, estimada em aproximadamente 3,5 milhões de habitantes, está distribuída em 267 municípios, sendo 34 no estado do ES. Mais de 85% desses municípios têm até 20 mil habitantes, e cerca de 73% da população total concentra-se na área urbana (FORMIGONI, 2018).

No final do século de XVII, a principal atividade econômica do Brasil foi a mineração, e a bacia do rio Doce destacou-se nesse período por possuir muitas jazidas de ouro. Essa época foi fundamental para ocupação da região. Durante sua viagem, de mais de 800 Km, até seu encontro com o mar, o rio Doce recebe vários afluentes de pequeno e grande porte e, assim como outros rios, provê serviços ambientais essenciais à diversas atividades humanas, destacando-se a pesca e o fornecimento de água à irrigação, abastecimento doméstico e industrial (AZEVEDO-

SANTOS et al., 2016).

Apesar de ser considerada privilegiada pela grande disponibilidade de recursos hídricos, há uma má distribuição desses recursos ao longo da bacia (COELHO, 2007). Outros problemas relacionados aos recursos hídricos na bacia envolvem a erosão e o assoreamento dos rios, oriundos de desmatamentos generalizados e mau uso dos solos, havendo também uma contribuição por parte da urbanização na BHRD, gerando impactos nos cursos d'água, envolvendo, entre outros problemas, a ausência de sistema de tratamento de esgotos (FORMIGONI, 2018).

O sistema de drenagem da BHRD tem grande importância para a economia da região, fornecendo água para diferentes usos, havendo destaque para uso doméstico, agropecuário, industrial e geração de energia elétrica. Os rios da região ainda funcionam como canais receptores e transportadores de rejeitos e efluentes (FORMIGONI, 2018).

O relevo da BHRD é caracterizado como ondulado, montanhoso e acidentado, sendo que a bacia pertence à porção do território brasileiro caracterizada por um “mar de morros”. A existência de declividades elevadas limita a ocupação urbana do solo. O relevo movimentado condicionou a produção do espaço urbano na bacia, que se concentrou junto ao talvegue<sup>1</sup> dos cursos de água, em áreas suscetíveis a inundações (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2016).

A expressiva área contida na BHRD, tem grande relevância na geração de energia elétrica, possuindo 29 pequenas centrais hidrelétricas em operação (PCHs) e 10 usinas hidrelétricas, sendo 4 localizadas no rio Doce e 6 em seus afluentes (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2016).

O crescimento econômico centrado na exploração de *commodities* pressiona os recursos naturais do vale do rio Doce, onde existem importantes reservas minerais (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2016). Segundo dados do Departamento Nacional de Produção Mineral (DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL, 2017), existem 366 áreas de concessão de lavra na BHRD. As atividades relacionadas à extração de ferro e minério de ferro são as principais atividades de exploração mineral, que somam cerca de 31,4% das concessões de lavra, e a extração de rochas ornamentais, representa 25,1%, com destaque para o granito e o gnaisse (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2016).

---

<sup>1</sup> Linha sinuosa em fundo de vale, resultante da interseção dos planos de duas vertentes e na qual se concentram as águas.

A bacia hidrográfica do rio Doce é detentora do maior complexo siderúrgico da América Latina, ao qual estão associadas empresas de mineração e reflorestadoras. Destacam-se ainda indústrias de celulose e laticínios, comércio e serviços voltados aos complexos industriais, assim como geração de energia elétrica, com grande potencial de exploração (INSTITUTO BIO ATLÂNTICA, 2016; FORMIGONI, 2018).

Apesar de ser notável a geração de capital na bacia em função da existência desse complexo siderúrgico, também se verifica a desigualdade no interior da bacia. O maior desenvolvimento das atividades econômicas aconteceu somente em algumas de suas áreas, como na Região Metropolitana do Vale do Aço e na região de influência dos municípios de Governador Valadares, Caratinga, Colatina e Linhares. Os indicadores sociais e econômicos de uma parte significativa dos municípios da bacia mostram que quase uma centena deles são classificados como municípios pobres (CONSÓRCIO ECOPLAN, 2010).

Frente a exploração dos recursos naturais, a BHRD tem convivido com impactos antrópicos negativos a décadas (AZEVEDO-SANTOS et al., 2016). Isso inclui o desmatamento das matas ciliares (ESPINDOLA; WENDLING, 2008), a construção de barragens hidrelétricas (LOPES; TRIGUEIRO; CICCARONE, 2012), o despejo de efluentes domésticos e industriais, a introdução de espécies não nativas (PEIXOTO et al., 2010; BELEI et al., 2012; MARQUES; BELEI; SAMPAIO, 2013), a sobre-exploração pesqueira (VIEIRA, 2009), dentre outras perturbações.

Em uma análise crítica, como se não bastasse esse conjunto de fatores que, por si só, comprometem o uso dos recursos naturais, mais recentemente este rio foi acometido por um grave e instantâneo desastre, que nos faz compreender a importância direta de um ecossistema equilibrado para a população.

### 3.2 Contextualização do desastre ocorrido na bacia hidrográfica do rio Doce

De acordo com o Glossário da Defesa Civil Nacional, “desastre” significa: resultado de eventos adversos, naturais ou provocados pelo homem, sobre um ecossistema, causando danos humanos, materiais e/ou ambientais e consequentes prejuízos econômicos e sociais (CASTRO, 2002).

Sendo assim, o evento ocorrido no dia 5 de novembro de 2015, no município

de Mariana, Minas Gerais, é classificado como desastre. Nesta data, duas barragens da Mineradora Samarco S.A., controlada por uma *joint-venture* entre a Vale S.A. e a anglo-australiana BHP Billiton, se romperam (MARTA-ALMEIDA et al., 2016; MILANEZ; LOSEKAN, 2016).

Quantidades expressivas (50 milhões de metros cúbicos) de rejeitos de minérios, uma composição de argilas e muitos compostos químicos, foram despejados diretamente nas águas do rio Doce. Estes resíduos foram classificados como não inerte<sup>2</sup> para ferro e manganês conforme NBR 10.004 (INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS, 2015).

O colapso desta barragem de rejeitos é considerado o pior acidente desse tipo na história e o maior acidente ambiental brasileiro (BOWKER, 2015; LUCENA, 2015). Esses resíduos atingiram, inicialmente, a barragem de Santarém logo a jusante, causando seu galgamento e forçando a passagem de uma onda de lama por 55 km no rio Gualaxo do Norte até desaguar no rio do Carmo. Neste, os resíduos percorreram outros 22 km até seu encontro com o rio Doce. Após o encontro com o rio Doce, os resíduos foram carregados até a foz no Oceano Atlântico, chegando no município de Linhares, no estado do Espírito Santo, em 21 de novembro de 2015, totalizando 663,2 km de extensão de corpos hídricos diretamente impactados (INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS, 2015).

Este desastre gerou vítimas, destruiu comunidades, impactou os meios de subsistência das pessoas e poluiu drasticamente o rio Doce (MEIRA et al., 2016; NEVES et al., 2016). A bacia teve boa parte das matas ciliares devastadas e o aporte de sedimentos (lama de rejeito da exploração de minério de ferro) soterrou os indivíduos de menor porte do sub-bosque e suprimiu indivíduos arbóreos acelerando o processo de fragmentação florestal que a bacia vinha sofrendo (INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS, 2015).

---

<sup>2</sup> São os resíduos que não apresentam periculosidade, porém não são inertes; podem ter propriedades tais como: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.

### 3.3 O processo de fragmentação florestal

A fragmentação florestal é definida como um processo durante o qual um fragmento florestal é convertido em fragmentos florestais com áreas menores, interrompida por barreiras antrópicas (estradas, culturas agrícolas, etc.) ou naturais (lagos, outras formações vegetais, etc.), como salientado por Viana e Pinheiro (1998). A fragmentação resulta na perda do habitat causando impacto negativo sobre a biodiversidade (FAHRIG, 2003).

Vários estudos mostram que algumas variáveis da paisagem fragmentada, como o tamanho, o grau de isolamento e a qualidade dos fragmentos influenciam a diversidade e riqueza das espécies (FAHRIG, 2003; SANTO-SILVA et al., 2016; GROSS, 2017).

Liu e Slik (2014), argumentam que a fragmentação florestal é a substituição de áreas de floresta nativa por outras formas de uso da terra, deixando isoladas suas partes, com consequências negativas para o conjunto de seus organismos. Tendendo, assim, a limitar populações através do bloqueio da dispersão de sementes, colonização, territorialização, isolamento geográfico e até a destruição de populações inteiras (ANJOS, 1998).

A fragmentação florestal por meio de processos naturais, como, terremotos, furacões, deslizamentos e vulcões, ocorre a milhões de anos na história da terra. Todos esses eventos podem levar um habitat a se fragmentar por um processo natural, contínuo e lento, que por isolamentos tendem a levar espécies à evolução ou à extinção por meio da seleção natural (MORTELLITI; AMORI; BOITANI, 2010). No entanto com o crescimento da população e o impulso da construção civil e da revolução industrial o homem tem devastado inúmeros biomas, transformando-os em pequenos fragmentos em uma velocidade nunca antes presenciada (BARROS, 2006).

No Brasil, políticas de incentivo de migração de áreas com alta densidade populacional e baixos índices de desenvolvimento foram muito utilizadas na década de 70 para ampliar as áreas agrícolas cultivadas (DOBSON; BRADSHAW; BAKER, 1997; BARROS, 2006). A proliferação dessas atividades humanas rapidamente acelerou o ritmo da transformação do uso e ocupação da terra, resultando em mudanças na estrutura espacial dos habitats nativos.

A perda e fragmentação florestal são os principais processos de ameaça para a biodiversidade tropical, levando a extinção das espécies em múltiplas escalas

(SANTO-SILVA et al., 2016). As interferências na paisagem que convertem extensas e contínuas áreas com cobertura florestal em fragmentos florestais, têm uma série de consequência, destacando-se a diminuição da diversidade biológica, o distúrbio do regime hidrológico das bacias hidrográficas, as mudanças climáticas, a degradação dos recursos naturais e a deterioração da qualidade de vida das populações tradicionais (MARTINS et al., 2002). Neste contexto, uma maneira viável de mitigação de impactos ambientais provocados pela fragmentação é a implementação de corredores ecológicos (RUSHDI; HASSAN, 2015).

### 3.4 A importância da criação dos corredores ecológicos

Os corredores de habitat de vida selvagem, corredores de biodiversidade ou simplesmente corredores ecológicos são faixas de terra com duas dimensões espaciais, comprimento e largura, e uma ou mais funções ecológicas (SHIRABE, 2018). No Brasil, corredor ecológico é definido de acordo com a resolução do CONAMA nº 09/96 (BRASIL, 1996), 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 nos remanescentes.

Segundo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), os corredores ecológicos são definidos como porção de terra de ecossistemas naturais ou seminaturais, que ligam Unidades de Conservação (UCs), possibilitando entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam para sua sobrevivência áreas com extensão maior do que aquela das unidades individuais (BRASIL, 2000).

Como o nome sugere, os corredores ecológicos são, portanto, faixas de vegetação nativa, que funcionam principalmente como condutores de movimento de organismos, conectando *habitats* fragmentados e desconectados (SHANU et al., 2019). Os corredores são usados como *habitat* e refúgio para algumas espécies. Pesquisas indicam que a adoção de corredores ecológicos aumenta em até 50% a movimentação de plantas e animais entre remanescentes quando comparado a

fragmentos não conectados (GILBERT-NORTON et al., 2010).

Autores e organizações de proteção ambiental reconhecem a importância da implantação e manutenção de corredores ecológicos como uma valiosa ferramenta de conservação e atenuação dos impactos da fragmentação, de restauração da biodiversidade, de redução dos riscos de extinção das espécies e de manutenção de serviços ecossistêmicos em várias partes do mundo (SEOANE et al., 2010; BOWERS; MCKNIGHT, 2012; DONDINA et al., 2016; PERKL, 2016; LIANG et al., 2018).

Outros estudos demonstraram que o aumento da conectividade oferecida por corredores também promoveu a dispersão de sementes, o que permitiu um aumento na troca genética e redução do risco de declínio da população, por meio de consanguinidade, e aumento da resiliência às alterações ambientais (BENNETT, 2003). Os corredores podem ajudar na dispersão de indivíduos, contornando a predação e evitando que sejam mortos por humanos ao sair dos fragmentos (NOSS, 1987; HADDAD et al., 2015).

Gilbert-Norton et al. (2010) utilizaram uma meta-análise para determinar a importância e eficácia de corredores ecológicos, por meio da análise de 78 experimentos, oriundos de 35 estudos. Os autores encontraram um resultado altamente significativo, indicando que os corredores aumentam a circulação entre manchas de habitat nas paisagens fragmentadas em cerca de 50% em relação a áreas que não estão conectadas por meio de corredores. Os corredores foram mais utilizados para a circulação de invertebrados, vertebrados (exceto aves) e plantas.

A maioria dos corredores são criados para vertebrados terrestres, incluindo aves, mas invertebrados e plantas também se beneficiam dos corredores (HADDAD et al., 2003). Na meta-análise de Gilbert-Norton et al. (2010), os corredores naturais mostraram mais movimento da fauna do que os corredores manipulados, e os corredores manipulados associados a um rio apresentaram mais movimento do que os não associados. Neste sentido, pode ser uma boa estratégia proteger os recursos naturais da paisagem que funcionam como corredores e considerar os cursos d'água na construção dos corredores. Gilbert-Norton et al. (2010) apontaram a necessidade de estudos de longo prazo para saber se a movimentação devido aos corredores realmente reduz os riscos de extinção das populações, pois não encontram estudos com essa abordagem.

Experiências no norte da França constataram que a qualidade do corredor aumenta com a largura, altura e idade das sebes (linha de árvores e arbustos formando uma barreira ou a delimitação de uma área), mas diminui com o aumento

da intensidade do uso da terra em terrenos adjacentes (CLOSSET-KOPP; WASOF; DECOCQ, 2016). Santos et al. (2018), analisando a ecologia da paisagem para a indicação de possíveis corredores entre dois fragmentos de Floresta Atlântica brasileira, constataram que o tamanho do fragmento é a variável mais importante para descrever a aptidão de um remanescente florestal à implementação de um corredor ecológico.

A implementação de corredores ecológicos está se tornando uma das estratégias de planejamento de conservação mais comumente utilizadas no mundo (PERKL, 2016). Isso porque o isolamento e a perda de habitat são consideradas as ameaças mais severas para a diversidade biológica do planeta. O isolamento interfere na riqueza das espécies por diminuir o potencial de imigração, pois determinadas espécies necessitam de mais de um local para desenvolver suas atividades, como a busca de alimento, cuidados com a prole, os recursos (alimento e água) podem não estar disponíveis em um só local dentro da paisagem, as espécies necessitam de diferentes locais para sobreviverem devido às variações climáticas que ocorrem durante o ano (KORMAN, 2003).

De acordo com Oliveira e colaboradores (2015) para a realização de estudos relacionados à delimitação de corredores ecológicos a utilização de geotecnologia é fundamental, visto que, a geotecnologia suporta atividades de gerenciamento, manutenção, operação, análise e planejamento. Conseqüentemente outros aspectos mais complexos, como os de vizinhança e contigüidade envolvendo áreas extensas, podem ser estudados. Pode-se, ainda, retratar a interação e a evolução de um fenômeno, inclusive sua dimensão temporal. Devido a tais fatores, a importância do uso dessa tecnologia na etapa de planejamento tem ocupado uma posição cada vez mais destacada, à medida que funciona como ferramenta de auxílio para que diversos órgãos e empresas decidam o destino de seus investimentos, especialmente, no que tange o planejamento do uso e ocupação da terra (VUILLEUMIER; PRÉLAZ-DROUX, 2002; PIRES, 2005).

O planejamento de corredores ecológicos necessita de uma análise e integração de vários fatores, bióticos e abióticos, como dito anteriormente, cujo processo, aplicado a um conjunto de dados, pode ser realizado por meio de um aplicativo computacional de SIG (LOUZADA et al., 2012). Uma técnica atualmente disponível para propor corredores ecológicos é a análise de caminho de menor custo (*Least-Cost Path Analysis* – LCP), que é implementada na maioria dos ambientes SIG (DRIEZEN et al., 2007). Esta técnica permite determinar a maneira ideal para conectar

dois locais dentro de uma matriz de custos 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., 2018).

O algoritmo LCP é fácil de implementar e computacionalmente eficiente (VERBEYLEN et al., 2003) e tem sido utilizado em conjunto com o SIG em vários estudos para interconectar ecossistemas, principalmente visando a manutenção da vida silvestre (FERRARI et al., 2012; LOUZADA et al., 2012).

### 3.5 Geotecnologias aplicadas à análise ambiental

As geotecnologias podem ser definidas como um conjunto de aparatos tecnológicos relacionados à computação (*hardware, software*, usuários, arquitetura de banco de dados e metodologias de análise), aliados aos conhecimentos científicos necessários para realizar a aquisição, tratamento e a produção de informações de forma georreferenciada. A geotecnologia agrega as áreas de Sensoriamento Remoto, Sistemas de Informações Geográficas (SIG), Cartografia Digital e Sistema de Posicionamento Global (GPS) (MATIAS, 2001; ROSA, 2005).

A comunidade científica apresenta várias definições para o próprio termo “geotecnologia”, pois além de ser uma temática recente, traz em sua base aspectos integrantes de vários campos do conhecimento, como a associação de aparatos computacionais às variáveis espaciais (SOUZA, 2015).

As geotecnologias são definidas também como as novas tecnologias ligadas às geociências e correlatas, as quais promovem avanços significativos em diversos aspectos relacionados ao desenvolvimento de pesquisas, em ações de planejamento, processos de gestão, manejo e à estrutura do espaço, considerando diferentes escalas e informação espacial (TÔSTO et al., 2014).

O avanço dos instrumentos computacionais concomitante aos métodos automatizados de análise das informações espaciais das geotecnologias tem proporcionado consideráveis contribuições para a ampliação das categorias de estudo do espaço geográfico, gerando novos conhecimentos do ambiente e das variáveis atuantes na dinâmica de transformação gerada pelo homem (SOUZA, 2015).

Dentro das geotecnologias, o SIG é uma das tecnologias mais abrangentes,

uma vez que pode englobar todas as demais, e ao se aliar ao Sensoriamento Remoto se tornam ferramentas fundamentais em estudos ambientais (FREITAS; CRUZ, 2003; SILVA; ROCHA; AQUINO, 2017).

O SIG tem capacidade para aquisição, tratamento, armazenamento, integração, processamento, recuperação, transformação, manipulação, modelagem, atualização, análise e exibição de informações digitais georreferenciadas, topologicamente estruturadas associadas ou não a um banco de dados alfanuméricos (BOIN; MARTINS; MIRANTE, 2017). Este instrumento permite a aplicação de metodologias embasadas em critérios estabelecidos pela legislação brasileira acerca de políticas de proteção e conservação do meio ambiente (OLIVEIRA, 2013; OLIVEIRA, 2006).

O Sensoriamento Remoto é uma das mais bem-sucedidas tecnologias de coleta automática de dados para levantamento e monitoramento dos recursos terrestres em escala global. Este termo foi cunhado no início dos anos de 1960 por Evelyn L. Pruit e colaboradores (MENESES; ALMEIDA, 2012).

De acordo com Pinto (1991) a utilização de imagens orbitais obtidas por meio do sensor Landsat, tem se intensificado na medida em que suas potencialidades em diferentes aplicações temáticas têm sido demonstradas e resultados concretos alcançados. O avanço das resoluções espectrais, radiométricas, espaciais e temporais tem contribuído para melhores resultados na discriminação de alvos que ocorrem na superfície (vegetação, solo, meio urbano, entre outros), efetivando assim técnicas de mapeamento e monitoramento ambiental (OLIVEIRA, 2013; MASEK et al., 2015; PELUZIO, 2017).

De tal modo, as geotecnologias podem ser utilizadas para estudar a paisagem, incluindo a topografia, a hidrografia, a geologia, a geomorfologia e outras variáveis ambientais, assim como analisar e auxiliar na prevenção e no monitoramento de desastres ambientais e aqueles causados pela atividade humana (BOIN; MARTINS; MIRANTE, 2017).

A utilização de ferramentas de levantamento de dados e análises espaciais constituem importantes instrumentos para fornecer informações geográficas relevantes na avaliação das condições da vegetação (BATISTELLA et al., 2011), permitindo retratar a dinâmica de uso e ocupação da terra e, conseqüentemente, apoiar a compreensão de processos como expansão, retração, transição e intensificação da agricultura e de outros setores (TÔSTO et al., 2014).

Neste sentido, as informações advindas das aplicações das geotecnologias

tornaram esta ferramenta crucial para o monitoramento, planejamentos e zoneamentos ambiental de forma rápida e confiável (SOUZA, 2015). E têm proporcionado também uma ampla utilização para a tomada de decisão do poder público e empresarial, pois podem apresentar a funcionalidade de medidas de conservação de áreas protegidas, dinâmica de ocupação e transformação do uso da terra (ESCOBAR, 2016).

Diante dos benefícios dessas ferramentas, as geotecnologias, cada vez mais, vêm sendo utilizadas na gestão de um ou mais temas associados a superfície da terra. A partir do SIG pode-se analisar a variedade de ambientes e situações de desequilíbrio ambiental que requerem tratamentos eficientes e capazes de abordar diferentes escalas espaciais (LOUZADA, Franciane Lousada Rubini de Oliveira, 2010).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Doce localiza-se no sudeste do Brasil, nos estados de Minas Gerais (MG) e Espírito Santo (ES), mais precisamente entre os paralelos 17°45' e 21°15' de latitude sul e os meridianos 39°30' e 43°45' de longitude oeste, com uma área de 86.555,241 km<sup>2</sup>.

Segundo a classificação de Köppen (KÖPPEN; GEIGER, 1936), identificam-se basicamente três tipos climáticos na bacia, sendo, tropical de altitude com chuvas de verão e verões frescos, presente nas vertentes das serras da Mantiqueira e do Espinhaço; tropical de altitude com chuvas de verão e verões quentes, presente nas nascentes de seus afluentes; e clima quente com chuvas de verão/tropical chuvoso com estação seca no inverno (sub-úmido), presente nos trechos médios e baixo do rio Doce (próximo ao litoral) e afluentes das sub-bacias dos rios Guandu e Santa Joana (COELHO, 2007).

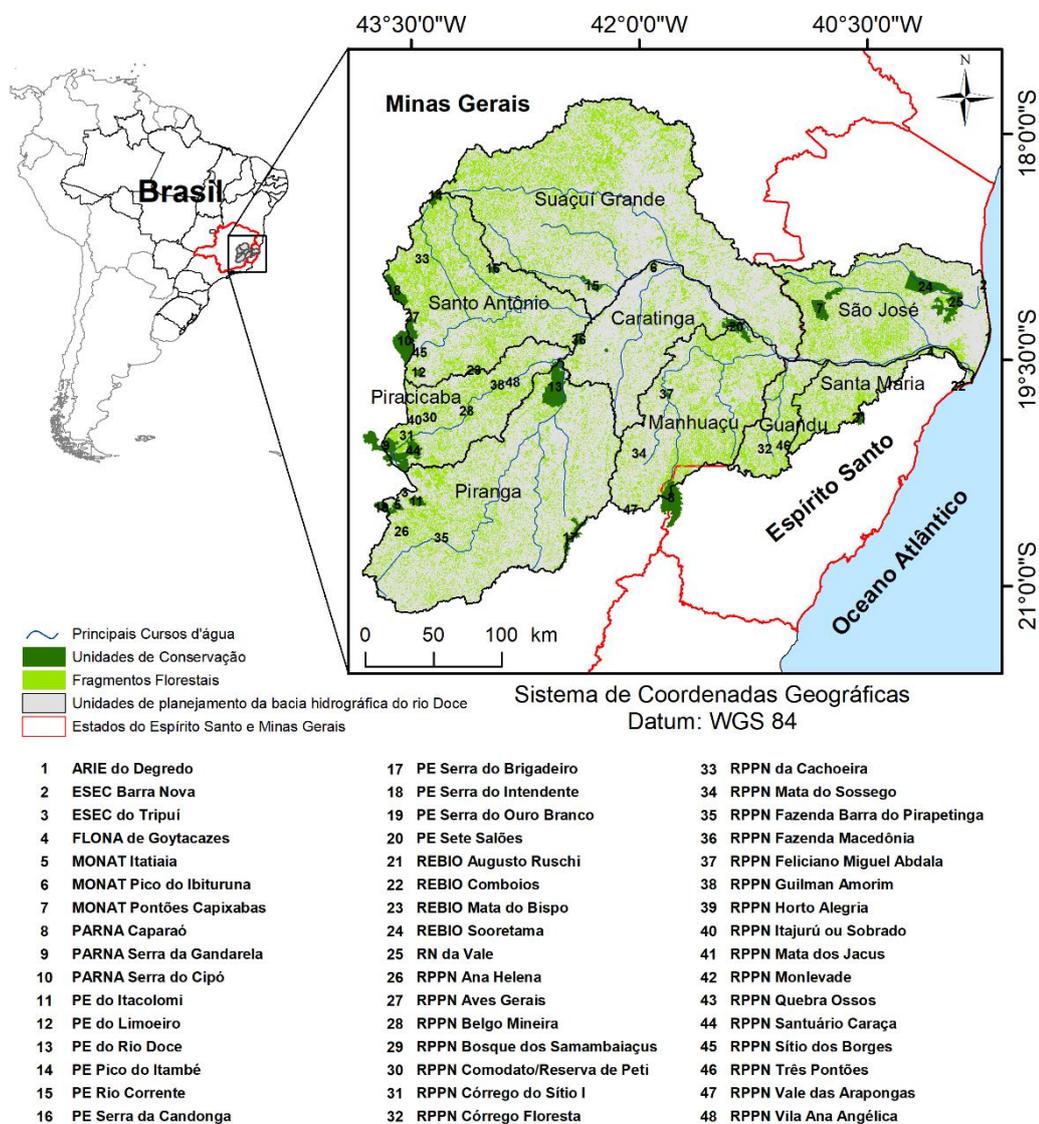
As temperaturas médias anuais na BHRD variam de 18 °C, em Barbacena, a 24,6 °C, em Aimorés. A estação chuvosa tem início no mês de novembro, prolongando-se até o mês de maio com uma distribuição heterogênea no interior da bacia. As regiões de maior altitude e as litorâneas são as que apresentam maiores totais pluviométricos anuais, variando entre 900 mm a 1500 mm. Os fundos de vales e regiões deprimidas mostram menores totais pluviométricos anuais, variando entre 700 a 1000 mm, a exemplo do município de Colatina, ES (COELHO, 2007; PIRES et al., 2017).

Para realização deste trabalho adotou-se como base nas Unidades de Planejamento Hídrico (UPH's) da BHRD, obtidas no *site* da Agência Nacional de Águas (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2015). Nesta delimitação consta que no estado de Minas Gerais a bacia do rio Doce é dividida em seis Unidades de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos: DO1 – bacia hidrográfica do rio Piranga; DO2 – bacia hidrográfica do rio Piracicaba; DO3 – bacia hidrográfica do rio Santo Antônio; DO4 – bacia hidrográfica do rio Suaçuí; DO5 – bacia hidrográfica do rio Caratinga; e DO6 – bacia hidrográfica do rio Manhuaçu, no estado do Espírito Santo embora inexistam subdivisões administrativas da bacia do rio Doce (DO7 –

bacia hidrográfica do baixo rio Doce), têm-se os comitês das bacias hidrográficas do rio Santa Maria, do rio Guandu e do rio São José.

O ponto de partida para a delimitação dos corredores ecológicos, as Unidades de Conservação (UCs) presentes na área (esferas estadual e federal), obtidas no site do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE ) e do Ministério do Meio Ambiente (MMA) em formato *shapefile*, e os fragmentos florestais com maior grau de conservação, obtidos por classificação de imagem e estudo de métricas da ecologia da paisagem. A área de estudo, assim como as potenciais áreas protegidas a serem conectadas podem ser visualizadas na Figura 1.

Figura 1 - Bacia hidrográfica do rio Doce, com destaque para os principais cursos d'água, remanescentes florestais e áreas protegidas



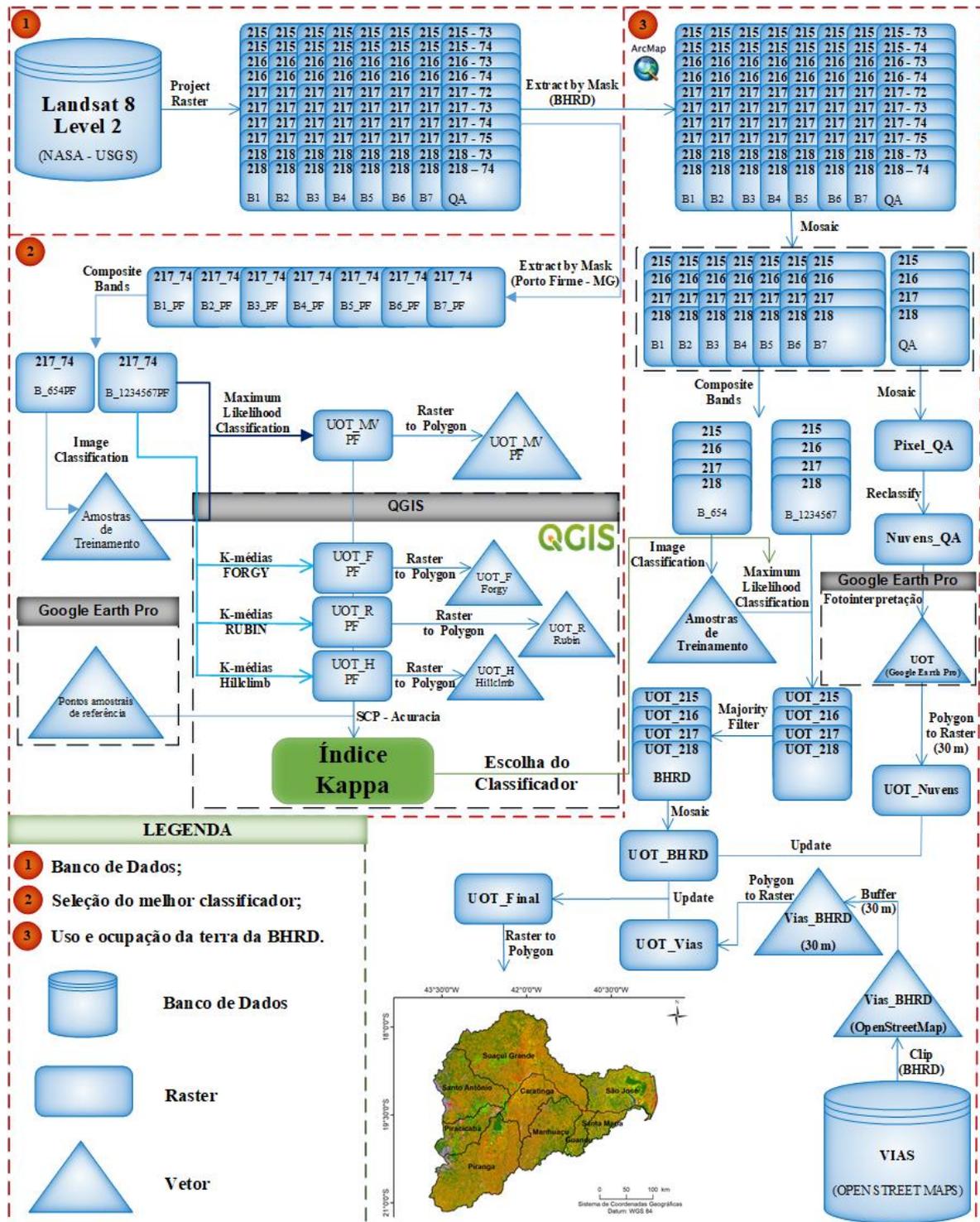
ARIE - Área de Relevante Interesse Ecológico; ESEC - Estação Ecológica; FLONA - Floresta Nacional; MONAT - Monumento Natural; PARNA - Parque Nacional; PE - Parque Estadual; REBIO - Reserva Biológica; RN – Reserva Natural; RPPN - Reserva Particular do Patrimônio Natural.

Fonte: a autora.

## 4.2 Etapas metodológicas para o mapeamento do uso e ocupação da terra

As etapas metodológicas para classificação do uso e ocupação da terra estão sintetizadas na Figura 2.

Figura 2 - Fluxograma metodológico contendo as etapas necessárias para mapeamento do uso e ocupação da terra da bacia hidrográfica do rio Doce



Fonte: a autora.

#### 4.2.1 Banco de dados

Para o mapeamento do uso e ocupação da terra, foram selecionadas imagens do satélite Landsat 8, sensor *Operation Land Imager* (OLI), devido a data desejada, início de 2018, e a cobertura de nuvens, descartando-se assim, imagens de outros sensores com melhor resolução espacial, como, por exemplo, o RapidEye – o Ministério do Meio Ambiente (MMA) adquiriu a cobertura completa do Brasil em imagens deste satélite somente até 2015 - e o CBERS (China-Brazil Earth Resources Satellite) que apresentou imagens com mais de 10% de cobertura de nuvem para o início de 2018.

Foram necessárias 10 cenas do sensor OLI para cobrir toda a extensão da BHRD. As cenas com correção atmosférica da reflectância da superfície foram adquiridas sob demanda (Landsat 8 OLI C1 *Level-2*) no *site* de Pesquisa Geológica dos Estados Unidos (*United States Geological Survey* - USGS) e correspondem às órbitas e pontos: 215/73, 215/74, 216/73, 216/74, 217/72, 217/73, 217/74, 217/75, 218/73, 218/74. As cenas foram referentes aos meses de janeiro, maio e julho de 2018 e foram selecionadas devido as condições atmosféricas e cobertura de nuvens (cobertura máxima aceitável de 10%), o que facilita a distinção das classes de uso e ocupação da terra. As características das imagens utilizadas estão descritas no Quadro 1.

Quadro 1 - Características das imagens do sensor OLI do satélite Landsat 8

Nome	Descrição
Licença	São gratuitas
Solicitação de download	<a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>
Projeção	As imagens Landsat-8 são orientadas ao norte verdadeiro, sendo necessário reprojeta-las.
Tamanho da cena básica	185 x 185 km
Resolução espacial	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Multiespectral: 30 m (bandas 1-7 e 9)</li> <li>• Pancromático: 15 m (banda 8)</li> </ul>
Resolução espectral	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Multiespectral: <ul style="list-style-type: none"> <li>➤ 430-450 nm (Banda 1);</li> <li>➤ 450-510 nm (Banda 2);</li> <li>➤ 530-590 nm (Banda 3);</li> <li>➤ 640-690 nm (Banda 4 - Vermelho);</li> <li>➤ 850-880 nm (Banda 5 - Infravermelho próximo);</li> <li>➤ 1570-1650 nm (Banda 6 SWIR1);</li> <li>➤ 2110-2290 nm (Banda7 SWIR2);</li> <li>➤ 1360-1380 nm (Banda 9 Cirrus).</li> </ul> </li> <li>• Pancromático: <ul style="list-style-type: none"> <li>➤ 500-680 nm (Banda 8);</li> </ul> </li> </ul>
Resolução radiométrica	16 bits
Resolução temporal	16 dias (significa que o satélite leva 16 dias para realizar outra passagem pela mesma região)

Fonte: Santos (2013) e Embrapa (2013), adaptado pela autora.

#### 4.2.2 Seleção do melhor classificador para o uso e ocupação da terra

De posse das imagens reprojetaadas realizou-se inicialmente o recorte de uma área amostral. A área selecionada foi o município de Porto Firme, Minas Gerais, a seleção da área ocorreu levando em consideração a ausência de cobertura de nuvens, a semelhança do relevo com as demais localidades da bacia, optando-se por uma área com relevo representativo da BHRD, e a existência de todas as classes de

uso e ocupação da terra desejadas para o estudo (Quadro 2).

Quadro 2 - Classes de uso e ocupação da terra e suas especificações

<b>Classes de uso e ocupação da terra</b>	<b>Características</b>
Área edificada	Áreas ocupadas por construções rurais, com área igual ou maior a resolução espacial das imagens empregadas.
Agricultura	Áreas de diversos cultivares.
Afloramento rochoso	Local onde ocorre exposição superficial da rocha.
Vias pavimentadas/não pavimentadas*	Estradas com asfalto ou blocos ou sem calçamento, estradas de chão.
Solo exposto	Áreas com solos descobertos e sem a presença de área verde ou construções.
Pastagem	Áreas cobertas por gramíneas, normalmente utilizadas para pecuária.
Silvicultura	Áreas ocupadas com plantio de Eucaliptos ou Pinus.
Cobertura florestal	Áreas com vegetação intensa.
Corpos d'água	Córregos, ribeirões, rios, lagos e poços.

\*Classe não será obtida por classificadores.

Fonte: a autora.

Após o recorte das bandas da imagem realizou-se a composição de bandas para geração de um produto que facilitasse a identificação visual das feições, a combinação escolhida foi a falsa cor (bandas 6, 5 e 4).

As classificações testadas foram supervisionada e não supervisionada.

- **Supervisionada:**

Realizada no aplicativo computacional ArcGIS®, versão 10.3. Para essa classificação foram selecionadas amostras de treinamento para cada classe de uso e ocupação da terra (8 classes), essas amostras foram selecionadas através de análise visual das feições sobre a composição falsa cor das imagens do satélite Landsat 8 e passaram por verificação sobre imagem do Google Earth® de mesma data.

As amostras de treinamento foram inseridas, no classificador do ArcGIS®, como assinatura de entrada e a imagem para execução da classificação foi o *raster* advindo da composição das bandas 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7, visando assim a melhor distinção

espectral de cada classe amostrada e em consequência uma melhor classificação.

O classificador utilizado foi o *Maximum Likelihood Classification* (Classificação de Máxima Verossimilhança - MaxVer) que é um classificador de *pixel a pixel*, utilizando a informação espectral de cada *pixel* separadamente. Esse algoritmo avalia a variância e a covariância das categorias de padrões de resposta espectral quando classifica um *pixel* desconhecido. Para isso, assume-se que a distribuição da nuvem de pontos que forma a categoria dos dados de treinamento é gaussiana (distribuição normal). Assumida essa suposição, a distribuição de um padrão de resposta espectral da categoria pode ser completamente descrita por um valor de média e pela matriz de covariância. Com esses parâmetros, é possível calcular a probabilidade estatística de um dado valor de *pixel* pertencer a uma classe particular de cobertura da terra (LILLESAND; KIEFER; CHIPMAN, 2007; SANTOS; PELUZIO; SAITO, 2010).

A classificação supervisionada pelo algoritmo de Máxima Verossimilhança gerou um arquivo *raster* com 8 classes de uso e ocupação da terra.

- **Não Supervisionada:**

Realizada no aplicativo computacional QGIS<sup>®</sup>, versão 3.4.2. Esta classificação não requer qualquer informação prévia sobre as classes de interesse. Ela examina os dados e os divide nos agrupamentos espectrais predominantes presentes na imagem (SANTOS; PELUZIO; SAITO, 2010).

O classificador utilizado foi o *K-means clustering for grids* (K-médias) que utiliza uma abordagem de agrupamento. O espaço de atributos da imagem é partido em K grupos. A partir dessa situação inicial, cada *pixel* da imagem é alocado ao centro mais próximo segundo a distância euclidiana.

Após alguns testes foram definidos a utilização de número de classes igual a 15 e iterações igual a 20. O classificador de k-médias do QGIS<sup>®</sup> possibilita a realização desta classificação por três métodos distintos, Distância mínima iterativa (FORGY, 1965), Escalada (FRIEDMAN; RUBIN, 1967) e a combinação dos dois métodos anteriores (Hillclimb). Neste estudo, foi realizado a classificação empregando os três métodos e as bandas 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7.

As três imagens matriciais (*raster*) obtidas, por meio do classificador de K-médias resultantes da utilização dos três métodos disponíveis no aplicativo QGIS<sup>®</sup>, foram reclassificadas de modo a agrupar as 15 classes obtidas em 8 classes descritas no Quadro 2, o agrupamento foi realizado de acordo com a análise visual em tela da representação real de cada classe gerada pelo classificador.

A avaliação dos resultados das quatro classificações (uma supervisionada e três não supervisionada) foi realizada por meio do método do índice Kappa, que é calculado com base em uma matriz de erro, e foi utilizado como medida de concordância entre o mapa e a referência adotada para a estimativa da exatidão, neste caso, os 1.000 pontos para cada uma das oito classes coletados sobre a imagem de Porto Firme do Google Earth®, de mesma data que a Landsat analisada (ZANETTI; BRAGA; DUARTE, 2017).

De acordo com Congalton e Green (1998), as classificações das imagens geradas em Sensoriamento Remoto são identificadas em determinados intervalos de valores, conforme os níveis de aceitação na Tabela 1.

Tabela 1 - Intervalo de aceitação dos resultados do índice Kappa

<b>ÍNDICE KAPPA (<math>K</math>)</b>	<b>CARACTERÍSTICAS</b>
$K \leq 0,4$	Pobre
$0,4 < K \leq 0,8$	Razoável
$K \geq 0,8$	Excelente

Fonte: Congalton e Green (1998), adaptado pela autora.

O QGIS® foi o aplicativo computacional utilizado para essa medida de concordância por meio do *plugin Semi-Automatic Classification Plugin (SCP)* de código aberto. A ferramenta de acurácia foi a escolhida, e nela adicionou-se como referência os pontos amostrais coletados para cada classe (*vector*) e como classificação analisada inseriu-se, uma a uma, as imagens matriciais (*raster*) advindas dos métodos de classificação

Os resultados foram convertidos em vetor para melhor comparação e de posse dos índices Kappa, escolheu-se o classificador que gerou resultados com o maior índice Kappa (melhor método) e realizou-se o mapeamento do uso e ocupação da terra para toda a bacia do rio Doce.

#### 4.2.3 Mapeamento do uso e ocupação da terra na BHRD

Os procedimentos para a classificação das cenas foram realizados no ArcGIS®, versão 10.3.

Inicialmente, reprojeteu-se as 8 bandas utilizadas (Quadro 3) de cada uma das

10 cenas necessárias para cobrir toda a área de estudo. O procedimento seguinte foi o recorte das cenas para a área da bacia do rio Doce.

Quadro 3 - Descrição das bandas, das imagens do satélite Landsat 8 nível-2, utilizadas no estudo

Nome da Banda	Descrição	Comprimento de onda (nanômetros)	Resolução (metros)
Banda 1	Ultra Azul (costeiro / aerossol)	430-450	30
Banda 2	Azul	450-510	30
Banda 3	Verde	530-590	30
Banda 4	Vermelho	640-690	30
Banda 5	Infravermelho próximo (NIR)	850-880	30
Banda 6	Infravermelho de ondas curtas (SWIR) 1	1570-1650	30
Banda 7	Infravermelho de ondas curtas (SWIR) 2	2110-2290	30
Pixel_QA	Banda de avaliação de qualidade	-	30

Fonte: Barsi et al. (2014), adaptado pela autora.

A área de estudo foi coberta por 10 cenas, como dito anteriormente, e essas cenas foram constituídas pela combinação de quatro caminhos (*path*), que se referem as rotas pelas quais os satélites se movem, e 4 linhas (*row*). Durante a obtenção das imagens no *site* da USGS, solicitou-se cenas de mesma data para diferentes *rows* de mesmo *path*, como demonstrado na Tabela 2.

Tabela 2 - Datas das imagens Landsat 8 obtidas para a BHRD

ID	Data	Path	Row
LC08_L1TP_215073	30 de maio de 2018	215	73
LC08_L1TP_215074	30 de maio de 2018	215	74
LC08_L1TP_216073	08 de julho de 2018	216	73
LC08_L1TP_216074	08 de julho de 2018	216	74
LC08_L1TP_217072	20 de janeiro de 2018	217	72
LC08_L1TP_217073	20 de janeiro de 2018	217	73
LC08_L1TP_217074	20 de janeiro de 2018	217	74
LC08_L1TP_217075	20 de janeiro de 2018	217	75
LC08_L1TP_218073	03 de maio de 2018	218	73
LC08_L1TP_218074	03 de maio de 2018	218	74

Fonte: a autora.

As cenas foram agrupadas de acordo com suas datas, gerando-se assim quatro cenas (215, 216, 217 e 218) com 8 bandas. A divisão, tendo como base as diferentes datas, foi necessária para minimizar erros de coleta de amostragem e do próprio classificador associados a mudanças climáticas ocorridas de uma data para outra e em consequência mudanças na paisagem sabe-se que o ideal seria a

obtenção de cenas de uma mesma data o que não foi possível.

Realizou-se a composição das bandas 6, 5 e 4 e das bandas 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7. Foram coletadas sobre a composição falsa cor das bandas 6, 5 e 4, amostras de treinamento das 8 classes de uso e ocupação da terra. Essas amostras foram selecionadas de forma visual e verificadas sobre imagem do Google Earth®, isso foi realizado para que não se gerasse amostras incoerentes com a classe a que pertenciam. As amostras foram coletadas com uma variação de quantidade de *pixels* entre 10.000 e 15.000 para cada classe, distribuídos por toda imagem analisada.

As amostras de treinamento foram inseridas, no classificador de Máxima Verossimilhança (MaxVer) do ArcGIS® 10.3, como assinatura de entrada e a imagem para execução da classificação foi o *raster* advindo da composição das bandas 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7, visando assim a melhor distinção espectral de cada classe amostrada e em consequência uma melhor classificação.

O resultado desta etapa foram quatro usos e ocupações da terra, nos quais se aplicou um filtro para refinamento dos resultados substituindo *pixels* baseados nas 8 células vizinhas. Em seguida, os resultados foram fundidos gerando um único *raster* de uso e ocupação da terra.

As quatro cenas da banda de qualidade de *pixel* (Pixel\_QA) foram agrupadas gerando um *raster* de qualidade de *pixel* para a área de estudo visando um refinamento dos dados. Em seguida, reclassificou-se o *raster*, conforme os valores de *pixels* apresentados na Tabela 3, de modo a se obter um *raster* de nuvens e sombras, que foi utilizado, posteriormente, como máscara.

Tabela 3 - Valor do *pixel* da banda Pixel-QA utilizado neste estudo

<b>Atributo</b>	<b>Valor do <i>pixel</i></b>
Nuvens	352, 416, 480, 864, 928 e 992
Sombras	328, 392, 840, 904

Fonte: Zanter (2018), adaptado pela autora.

Essa máscara foi inserida no Google Earth Pro®, onde realizou-se a fotointerpretação em tela das 8 classes de uso e ocupação da terra nos locais cobertos por nuvens e sombras. Tal procedimento foi necessário porque a presença de nuvens e sombras podem acarretar oclusão de feições e gerar erros de classificação da imagem. O Uso e ocupação gerado foi convertido de vetor para *raster*, respeitando o tamanho do *pixel* de 30 metros para padronização dos dados gerados. Processou-se no ArcGIS® um *update* do uso e ocupação das áreas com nuvens no uso e ocupação da terra advindo da classificação supervisionada, gerando um novo uso e ocupação

da terra da bacia hidrográfica do rio Doce.

A classe de vias pavimentadas/não pavimentadas descritas no Quadro 2, não foi considerada na classificação supervisionada, uma vez, que a distinção destas em imagens Landsat, com 30 metros de resolução espacial, se torna difícil. Essa classe 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 da utilização do aplicativo por civis.

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

Como etapa final foi realizada a conversão do uso e ocupação da terra para vetor e a edição de classes de forma manual para aumento da acurácia.

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

Para delimitação das APP foram consideradas as cinco classes, mencionadas no Quadro 4, de acordo com os critérios estabelecidos pela Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 a qual dispõe sobre parâmetros, definições e limites das APP (BRASIL, 2012). A metodologia utilizada foi uma adaptação da metodologia proposta por Peluzio et al. (2010) realizada no aplicativo computacional ArcGIS®, versão 10.3.

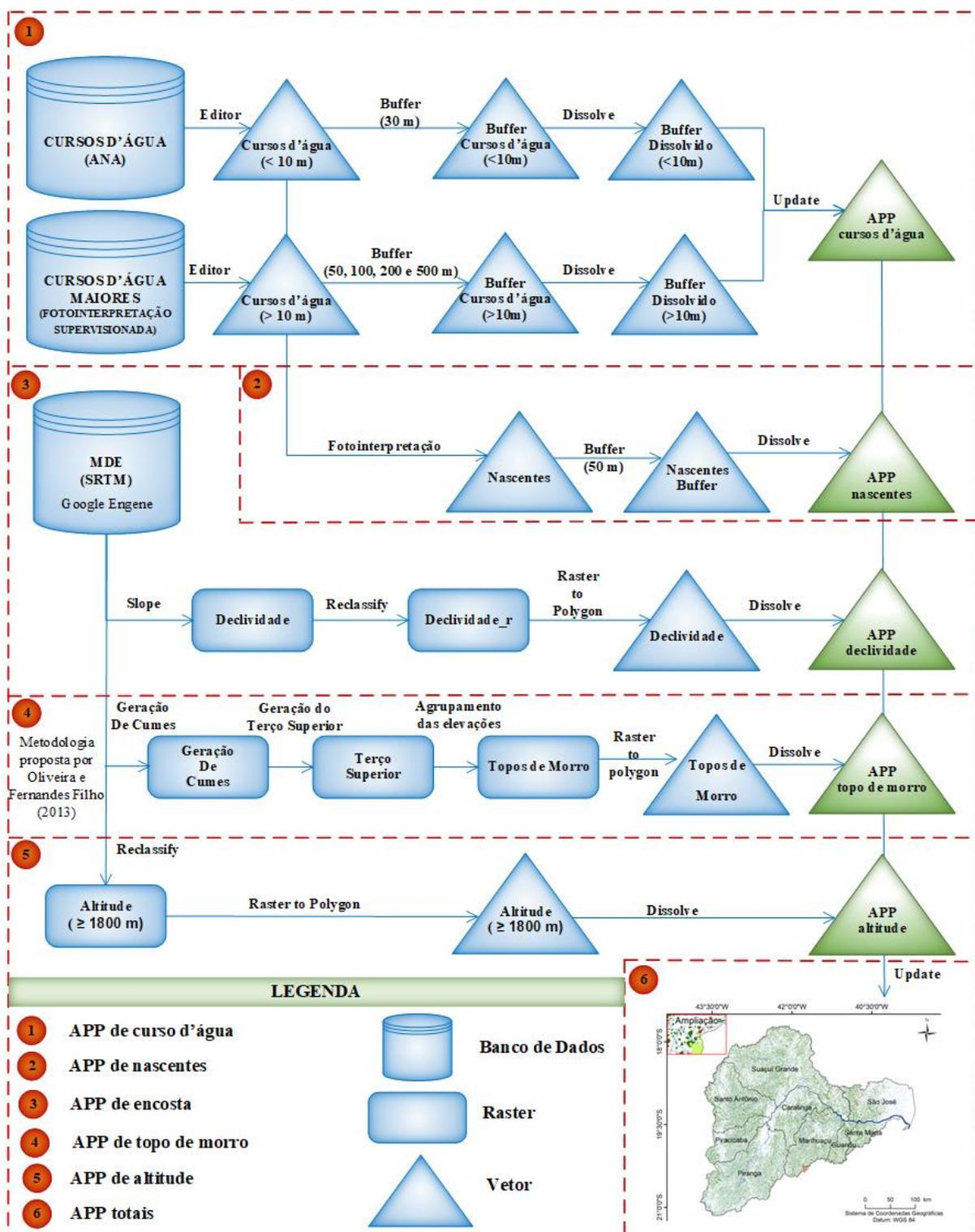
Quadro 4 - Legislação adotada para delimitação das cinco classes de APP

Classes de APP	Lei no 12.651/2012 (Código Florestal Brasileiro)
APP- 1 (APP de cursos d'água)	<p>“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:</p> <p>a) 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;</p> <p>b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;</p> <p>c) 100 (cem) metros, para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;</p> <p>d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;</p> <p>e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;”</p>
APP- 2 (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- 3 (APP de encostas)	<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- 4 (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>
APP- 5 (APP de altitude)	<p>“X- as áreas em altitude superior a 1.800 (mil e oitocentos) metros, qualquer que seja a vegetação;”</p>

Fonte: Brasil (2012).

As etapas metodológicas para delimitação da APP da bacia hidrográfica do rio Doce estão sintetizadas na Figura 3.

Figura 3 - Fluxograma contendo a metodologia utilizada para delimitação da APP na bacia hidrográfica do rio Doce, de acordo com a legislação



Fonte: a autora.

#### • Mapeamento da APP de cursos d'água:

Para obtenção da APP de cursos d'água foi necessária uma base de dados contendo os cursos hídricos e suas larguras para aplicação das normas pertinentes a

cada categoria de curso d'água.

Os cursos d'água, em formato vetorial de linha, foram obtidos no *site* da ANA (<http://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home>). Posteriormente, foram reprojetados, para projeção compatível ao banco de dados, em seguida foram editados para que os 7.461 cursos d'água ficassem alocados de forma mais adequada sobre os cursos d'água reais, uma vez que, os cursos da base da ANA possuem um deslocamento em relação a posição real.

A edição dos cursos d'água foi realizada no Google Earth Pro<sup>®</sup>, em escala de 1:15.000, para facilitar o procedimento a área de estudo foi dividida em quadrantes facilitando assim o reconhecimento de áreas onde o trabalho já havia sido realizado. Ao resultado deste processamento aplicou-se o comando *buffer*, disponível no módulo *Arc Toolbox* do programa ArcGIS<sup>®</sup> 10.3, delimitando-se as zonas tampões estabelecidas 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 Doce possui cursos d'água que ultrapassam a largura de 10 metros no período chuvoso, para mapeá-los foi necessária a utilização do uso e ocupação da terra.

De posse do uso e ocupação da terra de toda a bacia hidrográfica do rio Doce, realizado em etapas anteriores, exportou-se a classe de Corpos d'água de formato poligonal. Foi necessária a edição desta classe para remoção de polígonos de lagos, lagoas, represas, dentre outros, permitindo a seleção dos polígonos delimitadores de cursos d'água.

Os polígonos dos cursos d'água foram divididos, manualmente no editor do ArcGIS<sup>®</sup> 10.3, de acordo com a largura de seus trechos. Foram encontrados trechos de: 30, 40, 50, 60, 80, 90, 100, 190, 220, 240, 550 e 1000 metros de largura de leito e aplicou-se o comando *buffer* para delimitar as faixas marginais da APP, de acordo com as larguras dos leitos dos cursos d'água conforme a Tabela 4.

Tabela 4 - Largura do *buffer* utilizada para geração de APP de acordo com a largura dos cursos d'água

Largura do curso d'água (metros)	Largura de <i>buffer</i> para geração de APP (metros)
30, 40 e 50	50
60, 80, 90, 100 e 190	100
220, 240 e 550	200
1000	500

Fonte: a autora.

Foi realizado um *update* sobre o *buffer* de 30 metros dos cursos d'água dos resultados obtidos para as diferentes categorias citadas na Tabela 4, gerou-se assim a APP final dos cursos d'água.

- **Mapeamento da APP de nascente:**

As nascentes foram marcadas manualmente utilizando o editor do ArcGIS® 10.3 embasando-se na hidrografia gerada na etapa anterior. Cada início de curso d'água foi demarcado com um ponto, gerando um *vetor* de pontos contendo 7.461 nascentes.

Foi executado o comando *buffer*, disponível no programa ArcGIS® 10.3, delimitando-se um raio de preservação de 50 metros no entorno de cada uma das nascentes, obteve-se como resultado a APP de nascente.

- **Mapeamento da APP de encosta:**

Para delimitação de APP de encosta foi realizado o *download* dos dados de elevação SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) (FARR et al., 2007). O produto SRTM selecionado foi o SRTM V3 fornecido pela NASA com resolução de 30 metros. A plataforma escolhida para *download* foi a plataforma de monitoramento de ambiente *on-line* Google Engine que fornece dados pré-processados, submetidos a um processo de preenchimento de lacunas. O *script* inserido no Google Engine para download do Modelo Digital de Elevação (MDE) da área de estudo está no Quadro 5.

Quadro 5 - *Script* utilizado para *download* do modelo digital de elevação da área de estudo

```
var elevation = ee.Image('USGS/SRTMGL1_003');
var fc = ee.FeatureCollection('ft:1p3kzNtfigP-A_BqBCjpp_vH9x1j9soU2a_mKN_s5')
Export.image.toDrive,
image: elevation,
description: 'elevation',
folder: 'Tais',
region: fc,
scale: 30,
maxPixels: 1000000000000
Map.centerObject(fc);
Map.addLayer(elevation);
Map.addLayer(fc);
```

Fonte: a autora.

O MDE reprojetoado foi adicionado ao ArcGIS® 10.3 e as declividades do relevo da BHRD foram calculadas. Em seguida, classificou-se as declividades atribuindo *NoData* para declividades inferiores 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 da APP de topo de morro foi utilizado a extensão de delimitação automática, proposta por Oliveira e Fernandes Filho (2013), no ArcGIS® 10.3 tendo como entrada o MDE reprojetoado e saída a APP de topo de morro.

- **Mapeamento da APP de altitude:**

A APP de altitude foi obtida por meio da reclassificação do MDE no ArcGIS® 10.3, atribuindo *NoData* para altitudes menores que 1800 metros e valor 1 para altitudes superiores. O *raster* resultante deste processamento foi convertido em vetor, gerando a APP de altitude.

- **Mapeamento da APP Total:**

Por meio dos dados obtidos individualmente de cada uma das cinco classes de APP, geraram-se mapas que foram agrupados, gerando o mapa de APP total da bacia hidrográfica do rio Doce.

A APP total foi confrontada com o uso e ocupação da terra por meio de cruzamento tabular dos dois mapas, utilizando-se a técnica de sobreposição no ArcGIS® 10.3. Assim foi possível quantificar e determinar a porcentagem que cada classe de uso e ocupação da terra ocupa dentro da APP total para toda a BHRD.

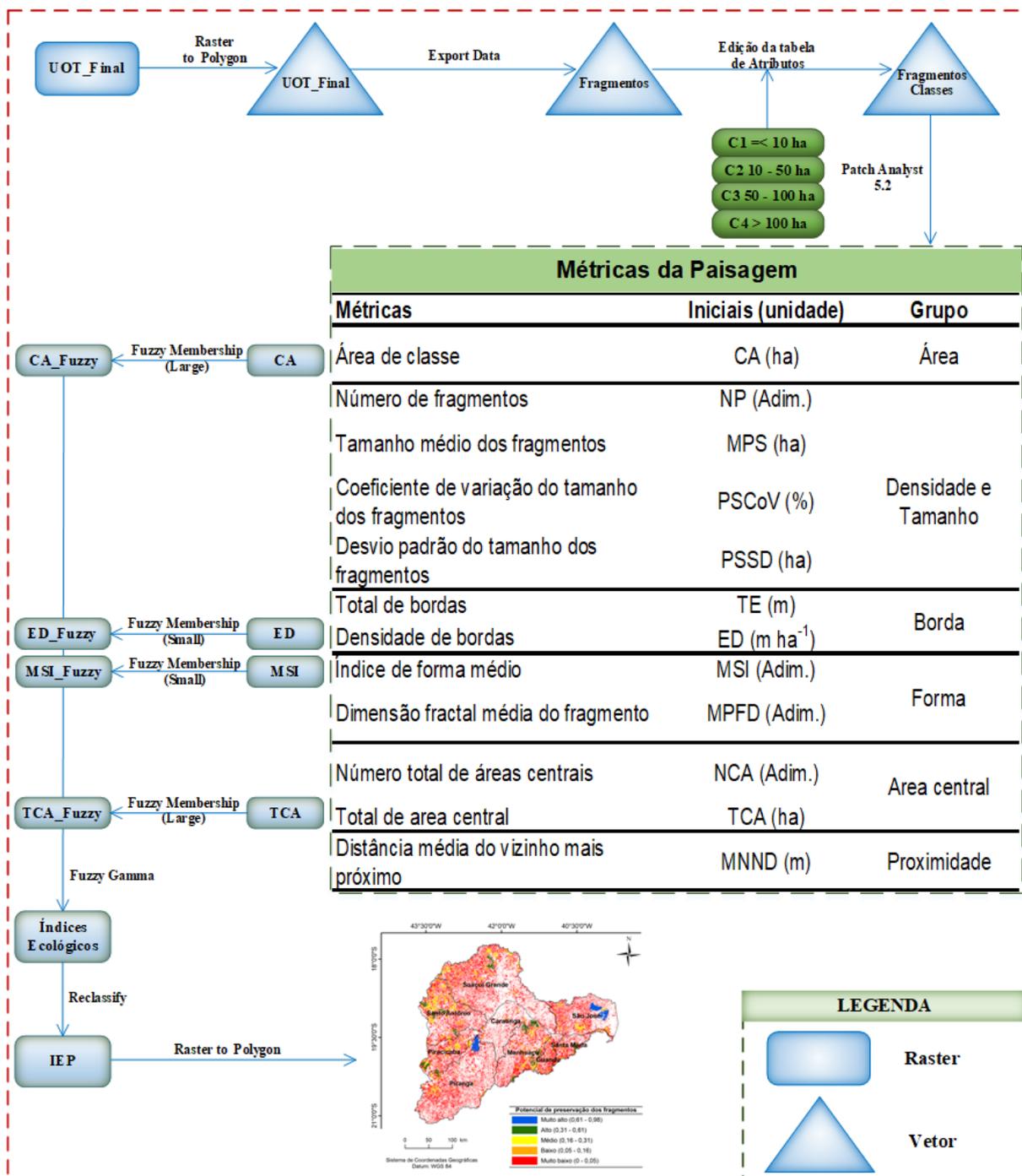
Realizou-se o confronto entre os mapas temáticos de uso e ocupação da terra e de APP, por meio da ferramenta *clip* do ArcGIS® 10.3, considerando as classes Afloramento rochoso, Cobertura florestal e Corpos d'água, como uso e ocupação da terra adequado (não conflitante), uma vez que estas já são classes de uso e ocupação da terra conservadas e as demais classes como conflitantes com o código florestal.

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

A caracterização e quantificação estrutural de algumas das métricas de

ecologia da paisagem florestal foram realizadas utilizando o aplicativo computacional ArcGIS® 10.3, por meio da extensão para análise espacial da paisagem *Patch Analyst* versão 5.2. As etapas metodológicas estão sintetizadas na Figura 4.

Figura 4 - Fluxograma metodológico para a caracterização dos índices da ecologia da paisagem e para a seleção dos fragmentos florestais na BHRD



Fonte: a autora.

#### 4.4.1 Índices métricos da ecologia da paisagem

Os polígonos dos fragmentos florestais foram selecionados a partir do mapa de uso e ocupação da terra, advindo de etapas anteriores, obtendo o arquivo *shapefile* dos fragmentos florestais.

Para que fosse realizada a comparação dos índices de conservação os fragmentos foram agrupados, levando-se em consideração a área de cada fragmento, conforme metodologia proposta por Santos et al. (2018) em muito pequeno ( $C1 < 10$  ha); pequeno ( $10 \leq C2 < 50$  ha); médio ( $50 \leq C3 < 100$  ha) e grande ( $C4 \geq 100$ ). Adotou-se ainda, uma distância de borda de 100 metros para a mensuração das métricas de área central (LAURANCE, 2009; COUTO-SANTOS; CONCEIÇÃO; FUNCH, 2015).

Foram selecionadas as métricas apresentadas na Quadro 6 para quantificar os elementos da paisagem.

Quadro 6 - 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)
	Coeficiente 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	Número total de áreas centrais	NCA (Adim.)
	Área central total	TCA (ha)
Proximidade	Distância média do vizinho mais próximo	MNND (m)

Fonte: Mcgarigal e Marks (1995), adaptado pela autora.

As equações dos índices das métricas da paisagem utilizadas são descritas segundo Mcgarigal e Marks (1995), Lang e Blaschke (2007) e Peluzio (2017), para

cada grupo, conforme as equações a seguir:

- **Métricas de área:** Referente ao somatório das áreas de todas os fragmentos da classe em 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,

$c_i$ : 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), o Tamanho médio dos fragmentos (Equação 3), o Desvio padrão do tamanho médio dos fragmentos (Equação 4), e o 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 pela 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.

- **Métricas 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), em que os valores se aproximam de 1 para formas com perímetros simples e aumenta de acordo com a complexidade da forma da classe.

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

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

Em que,

MSI: índice de forma média (adimensional);

$p_{if}$ : 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).

- **Métricas de área central:** Foram representadas pelo Número total de áreas centrais dentro da paisagem (Equação 10) e pela Área central total (Equação 11) que é o somatório de todas as áreas centrais da classe.

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

$$TCA = \sum_{j=1}^n a_{ij}^e \quad (\text{Eq. 11})$$

Em que,

NCA: número total de áreas centrais (adimensional);

$n_{ij}^e$ : número de áreas centrais do fragmento (adimensional);

$j$ : número de fragmentos (adimensional);

TCA: área central total, em hectares; e,

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

- **Métrica de proximidade:** Foi representada pela distância média do vizinho mais próximo (Equação 12).

$$MNND = \frac{\sum_{j=1}^n h_{ij}}{n_i} \quad (\text{Eq. 12})$$

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).

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

A confecção do banco de dados para aplicação da lógica *Fuzzy* foi realizado nos aplicativos computacionais Microsoft Excel® e ArcGis® 10.3, 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 dos corredores ecológicos foi indicado quando o valor real da variável assume “1” e fragmentos com potencial nulo para integrarem os corredores ecológicos foram indicados quando o valor real da variável assume “0”, conforme método adaptado de Teixeira et al. (2018) .

As métricas foram selecionadas por meio da exclusão de métricas redundantes e seleção das métricas representativas dos grupos especificados na Quadro 6, sendo estas, CA, ED, MSI e TCA por serem consideradas de relevante importância para determinação do grau de preservação dos fragmentos e em consequência a importância de adesão destes fragmentos na formação dos corredores ecológicos.

Para as métricas CA e TCA ajustou-se funções sigmoidais crescentes (*Fuzzy Large*) para cada fragmento. Esta função possibilita representar a variação gradual em torno da imagem matricial, em que fragmentos considerados prioritários com valores de área maiores possuem maior chance de assumir valor 1. O valor definido no ponto central foi aquele que conferiu 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 13.

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

Em que,

$\chi$ : 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.

Foi aplicada a função de pertinência *Fuzzy Small* 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 pela Equação 14.

$$\mu(\chi) = \frac{1}{1 + \left(\frac{\chi}{c}\right)^a} \quad (\text{Eq. 14})$$

Em que,

$\chi$ : 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  $\mu(\chi)$  adquire 0,5.

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

Após a fuzificação de cada variável por meio das funções de pertinência (*Fuzzy small* e *Fuzzy large*), o operador *Fuzzy Gamma* foi aplicado para combinar as variáveis fuzificadas (CA, TCA, ED e MSI). O operador *Fuzzy Gamma* permite manipular simultaneamente um conjunto de variáveis contendo valores difusos por meio de um processo de sobreposição, isto é, permite que o efeito crescente da soma *Fuzzy* e o efeito decrescente do produto *Fuzzy* sejam combinados. Ele estabelece os relacionamentos entre os vários critérios de entrada, não simplesmente retornando o valor de um único conjunto difuso (PELUZIO, 2017).

Como o objetivo desta etapa é selecionar os fragmentos com o maior potencial para a passagem dos corredores ecológicos, ou seja, com valores fuzificados mais próximos de 1, o valor do parâmetro  $\gamma$  utilizado foi 0,90, dado pela Equação 15.

$$\mu(\chi) = \left\{ 1 - \prod_{i=1}^n (1 - \mu_i) \right\}^{\gamma} * \left\{ \prod_{i=1}^n \mu_i \right\}^{1-\gamma} \quad (\text{Eq. 15})$$

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).

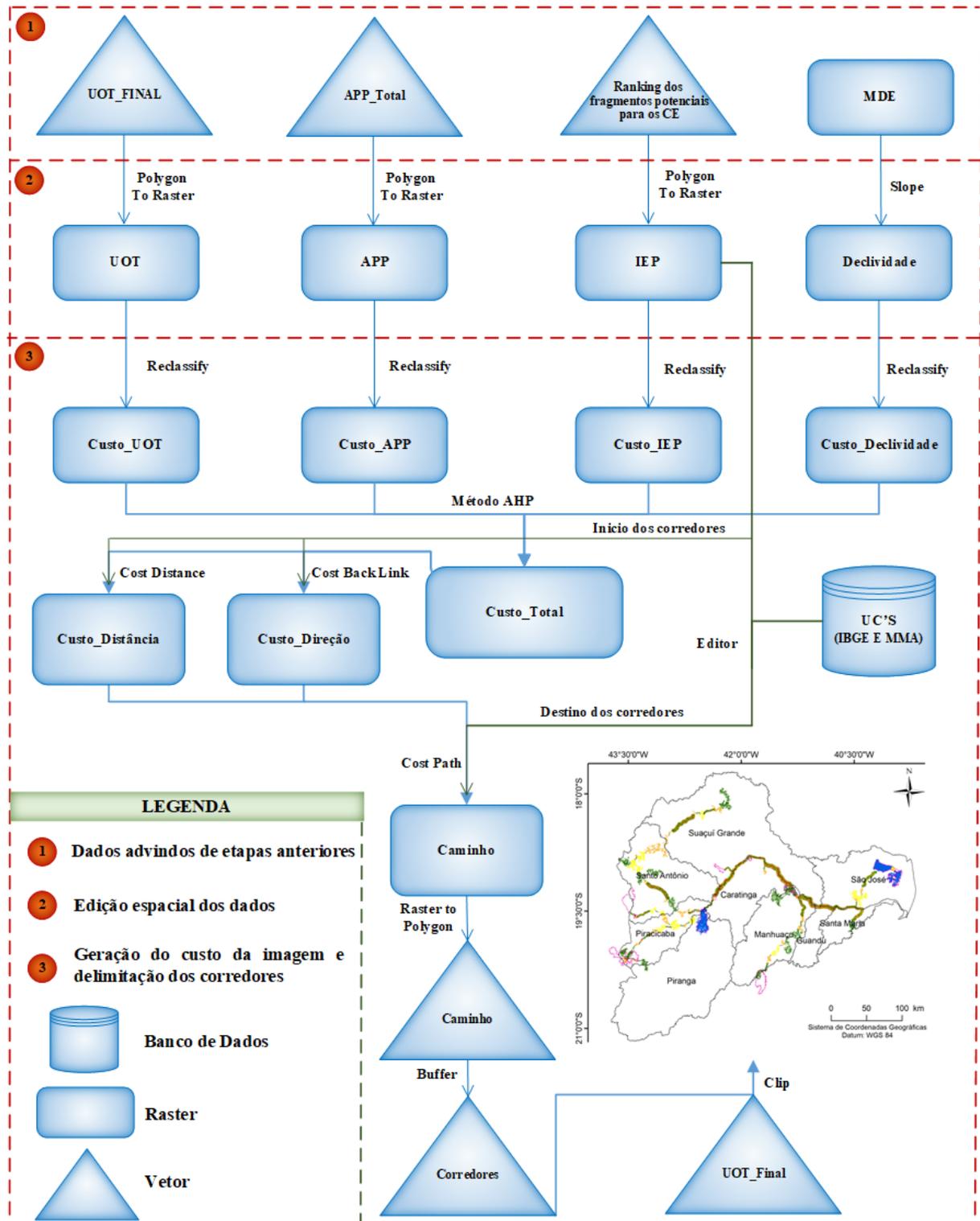
Finalmente, a função de reclassificação espacial pelo método de otimização de *Jenks* foi aplicada na imagem matricial resultante da sobreposição de variáveis (IEP), gerando as seguintes classes de fragmentos: muito alto potencial, alto potencial, médio potencial, baixo potencial e muito baixo potencial.

#### 4.5 Delimitação dos corredores ecológicos

Para delimitação dos corredores ecológicos foi utilizada uma adaptação da metodologia de menor custo, técnica proposta por Louzada, Santos e Silva (2010) e Santos et al. (2018), tendo como base Martins et al. (1998), Altoé, Oliveira e Ribeiro (2005), Nunes et al. (2005), Rocha et al. (2007), Bergher (2008) e Oliveira et al. (2015).

A base espacial utilizada adveio do banco de dados e das etapas de processamentos anteriores como citado no decorrer da metodologia, sendo elas: a) limite da bacia hidrográfica do rio Doce, 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 da Serra da Gandarela, g) polígono de destino, Reserva Biológica de Sooretama. Na Figura 5 é possível a visualização do fluxograma contendo as etapas metodológicas utilizadas para a delimitação de corredores ecológicos.

Figura 5 - Fluxograma metodológico de delimitação dos corredores ecológicos



Fonte: a autora.

Na análise do caminho de menor custo, que consiste 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 custos, que representam algum fator ou combinação de fatores, como no caso das métricas da paisagem, que afetam a viagem ao longo de uma área. A definição dos custos foi atribuída 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 deveriam passar, conforme as diferentes formas de uso, dando origem ao mapa de fricção. A partir do mapa de uso e ocupação da terra foram definidos os custos para cada classe, de acordo com Louzada, Santos e Silva (2010), conforme apresentado no Quadro 7.

Quadro 7 - Custos atribuídos às diferentes classes de uso e ocupação da terra para a bacia do rio Doce e suas justificativas, com objetivo de gerar uma superfície de custos para traçar os caminhos dos corredores ecológicos (CE)

<b>Classes de uso e ocupação da terra</b>	<b>Custos</b>	<b>Justificativas</b>
Área edificada Agricultura 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.
Estradas pavimentadas/ não pavimentadas	85	São consideradas como barreira para o CE devido ao grande fluxo e velocidade dos carros, ocasionando atropelamento da fauna da região.
Solo exposto	75	As áreas com solo exposto estão em regiões bem próximas às áreas edificadas e à agricultura, não sendo adequadas para os CE.
Pastagem	50	São áreas que podem ser utilizadas para fim de agropecuária e seria necessário recuperá-la com plantio de espécies nativas.

continua...

...continuação

<b>Classes de uso e ocupação da terra</b>	<b>Custos</b>	<b>Justificativas</b>
Silvicultura/Reflorestamento	50	São áreas plantadas, em sua maioria com objetivo econômico, sendo suprimida após alguns anos ficando a área desflorestada.
Cobertura florestal	1	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: Louzada, Santos e Silva (2010), adaptado pela autora.

Para as Áreas de Preservação Permanentes, cursos d'água, nascentes, encostas, topo de morro e altitude, foram considerados os seguintes custos (Tabela 5).

Tabela 5 - Custos atribuídos às áreas de preservação permanentes, com objetivo de gerar uma superfície de custos para traçar os caminhos dos corredores ecológicos

<b>Áreas de Preservação Permanentes</b>	<b>Custos</b>
Sem Área de Preservação Permanente	100
Com Área de Preservação Permanente	1

Fonte: Louzada, Santos e Silva (2010), adaptado pela autora.

Os fragmentos florestais que foram selecionados, por meio da análise dos índices de ecologia da paisagem, receberam valores de custo da seguinte forma (Tabela 6): os de muito alto potencial receberão custo 1 de modo a gerar uma imagem matricial que possibilite a passagem do corredor por tais áreas e os fragmentos de muito baixo potencial receberão custo 20 o que torna a passagem dos corredores nesta área menos interessante que nas áreas que englobem fragmentos de muito alto potencial, mas não menos interessante que áreas de silvicultura (Quadro 7).

Os custos atribuídos as diferentes classes de fragmentos florestais se embasaram na associação destas classes aos custos de uso e ocupação da terra do Quadro 7.

Tabela 6 - Custos atribuídos aos fragmentos florestais, com objetivo de gerar uma superfície de custos para traçar os caminhos dos corredores ecológicos

<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: a autora.

O mapa de declividade foi obtido por meio de imagem do SRTM, de 30 m, sendo dividido em três classes, sendo elas: baixa com declividade < 20°; média com declividade entre 20 a 45° e alta com declividade > 45°. Como os terrenos com declividade mais suave demandam menor gasto de energia pela fauna, estas áreas tiveram um custo menor, conforme Tabela 7.

Tabela 7 - Custos atribuídos às diferentes classes de declividades, com objetivo de gerar uma superfície de custos para traçar os caminhos dos corredores ecológicos

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

Fonte: Louzada, Santos e Silva (2010).

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). 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

	<b>Declividade</b>	<b>APP</b>	<b>IEP</b>	<b>UOT</b>	<b>Pesos estatísticos</b>
<b>Declividade</b>	1	1/3	1/5	1/9	0,0499
<b>APP</b>	3	1	1/3	1/5	0,1141
<b>IEP</b>	5	3	1	1/3	0,2554
<b>UOT</b>	9	5	3	1	0,5806

Razão de consistência = 0,028 < 0,10 considerada aceitável. UOT – Uso e ocupação da terra  
Fonte: a autora.

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).

$$CT = P_1 * UOT\_C + P_2 * APP\_C + P_3 * IEP\_C + P_4 * DEC\_C \quad (\text{Eq. 16})$$

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 do índice de ecologia da paisagem (adimensional);

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

e,

DEC\_C: imagem matricial de custo de declividade (adimensional).

Após a geração da imagem matricial de custo total, utilizou-se a função *Cost distance*, que gera mapas de distância e direção de custo. O mapa de distância de custo representa como os custos se acumulam à medida que se afasta da origem mais próxima. O mapa de direção de custo indica o rumo de menor custo acumulado, a partir de cada célula, de volta para a fonte mais próxima (ESRI, 2018).

Para traçar os caminhos ótimos, foi utilizada a função *Cost path*, que calcula os

caminhos com menores custos acumulados entre a origem e destino, considerando os mapas anteriores. Os polígonos de origem e destino foram selecionados com base nos índices de ecologia da paisagem (IEP), selecionando as classes de fragmentos de alto e muito alto potencial.

O corredor ecológico principal foi delimitado através do polígono de origem do PARNA Serra da Gandarela (alto potencial) e do polígono de destino da REBIO Sooretama (muito alto potencial), este corredor principal conectou todos os fragmentos de muito alto potencial, Parque Estadual do Rio Doce, Reserva Biológica de Sooretama e Reserva Natural da Vale.

Corredores secundários foram criados alterando os polígonos de origem para outros fragmentos de alto potencial de forma a conectar todos os 20 fragmentos de alto e muito alto potencial.

Definidos os caminhos de menor custo, as rotas geradas foram individualizadas, e em seguida, para determinar a largura de cada corredor, realizou-se um *buffer* de 10% do valor do seu respectivo comprimento, respeitando ainda a largura mínima de 100 metros, conforme Resolução CONAMA nº 09/1996 (BRASIL, 1996). Calculou-se o comprimento, largura e área de cada corredor ecológico.

A partir dos mapas temáticos de uso e ocupação da terra, APP e dos corredores ecológicos, realizou-se a análise do confronto de uso e ocupação da terra e das áreas de preservação permanente dentro dos corredores ecológicos sugeridos, avaliando a porcentagem de ocorrência de cada classe de uso e ocupação da terra e da porcentagem de APP dentro dos corredores ecológicos.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Classificação do uso e ocupação da terra

A avaliação do desempenho dos algoritmos de classificação supervisionada (MaxVer) e não supervisionada (k-médias por Forgy, k-médias por Rubin e k-médias por Hillclimb) através do índice de concordância Kappa é apresentada na Tabela 9.

Tabela 9 - Coeficiente de concordância Kappa para as classificações

Classes	Supervisionada MaxVer	Não Supervisionada K-médias		
		Forgy	Rubin	Hillclimb
Afloramento rochoso	0,89	1,00	0,89	1,00
Agricultura	1,00	0,90	1,00	0,85
Área edificada	0,87	0,50	0,50	0,53
Cobertura florestal	0,89	0,38	0,45	0,42
Corpos d'água	1,00	1,00	1,00	1,00
Pastagem	0,71	0,94	0,61	0,61
Silvicultura/Reflorestamento	1,00	0,26	0,23	0,26
Solo exposto	0,80	0,61	0,33	0,41
<b>GERAL</b>	<b>0,87</b>	<b>0,69</b>	<b>0,59</b>	<b>0,61</b>

Fonte: a autora.

Os resultados obtidos pelos classificadores, quanto ao índice Kappa, são considerados, de acordo com a Tabela 1, como razoáveis e excelentes. Nos testes realizados, o método de classificação não supervisionada que apresentou maiores valores de Kappa foi o algoritmo de K-médias pelo método da distância mínima iterativa (FORGY, 1965), desempenho considerado razoável. Na análise geral, o método de classificação supervisionada com o classificador de Máximo Verossimilhança (MaxVer) apresentou o melhor resultado do índice Kappa (0,87), desempenho considerado excelente.

A confusão entre as classes de mapeamento, causada pelos erros de inclusão ou omissão nas diferentes técnicas de classificação (Tabela 10), constituem num dos fatores que levam a diferentes estimativas da proporção de área ocupada por essas classes e sabe-se que a acurácia individual de cada classe no processo de classificação é essencial para maior precisão sobre os resultados. Por exemplo, em

áreas de Silvicultura/Reflorestamento, o comportamento espectral é muito semelhante ao de Cobertura florestal, tornando-se uma tarefa difícil a separação entre elas.

Tabela 10 - Matriz de confusão (%) para o município de Porto Firme - MG

Classificação	Referência								Total	
	Corpos d'água	Área edificada	Cobertura florestal	Pastagem	Afloramento rochoso	Silvicultura Reflorestamento	Agricultura	Solo exposto		
<b>MaxVer</b>	Corpos d'água	<b>75,0</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,7
	Área edificada	10,0	<b>80,0</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,9
	Cobertura florestal	5,0	0,0	<b>100,0</b>	0,0	0,0	10,0	0,0	0,0	15,0
	Pastagem	10,0	5,0	0,0	<b>85,7</b>	0,0	0,0	20,0	4,8	17,1
	Afloramento rochoso	0,0	5,0	0,0	4,8	<b>100,0</b>	0,0	0,0	0,0	15,0
	Silvicultura Reflorestamento	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<b>90,0</b>	0,0	0,0	6,4
	Agricultura	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<b>80,0</b>	0,0	5,7
	Solo exposto	0,0	10,0	0,0	9,5	0,0	0,0	0,0	<b>95,2</b>	17,1
	Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	<b>100,0</b>
<b>k-médias Forgry</b>	Corpos d'água	<b>85,0</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,1
	Área edificada	0,0	<b>80,0</b>	0,0	4,8	0,0	0,0	0,0	52,4	20,0
	Cobertura florestal	15,0	0,0	<b>36,8</b>	0,0	0,0	50,0	0,0	0,0	10,7
	Pastagem	0,0	5,0	0,0	<b>85,7</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	13,6
	Afloramento rochoso	0,0	0,0	0,0	0,0	<b>100,0</b>	0,0	0,0	0,0	13,6
	Silvicultura Reflorestamento	0,0	0,0	57,9	0,0	0,0	<b>50,0</b>	0,0	0,0	11,4
	Agricultura	0,0	0,0	5,3	0,0	0,0	0,0	<b>100,0</b>	0,0	7,9
	Solo exposto	0,0	15,0	0,0	9,5	0,0	0,0	0,0	<b>47,6</b>	10,7
	Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	<b>100,0</b>

continua...

...continuação

Classificação		Referência								Total
		Corpos d'água	Área edificada	Cobertura florestal	Pastagem	Afloramento rochoso	Silvicultura Reflorestamento	Agricultura	Solo exposto	
k-médias Rubin	Corpos d'água	<b>85,0</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,1
	Área edificada	0,0	<b>80,0</b>	0,0	4,8	0,0	0,0	0,0	52,4	20,0
	Cobertura florestal	10,0	0,0	<b>52,6</b>	0,0	0,0	60,0	10,0	0,0	13,6
	Pastagem	0,0	5,0	0,0	<b>47,6</b>	0,0	0,0	40,0	0,0	10,7
	Afloramento rochoso	0,0	5,0	0,0	0,0	<b>100,0</b>	0,0	0,0	4,8	15,0
	Silvicultura Reflorestamento	5,0	0,0	47,4	0,0	0,0	<b>40,0</b>	0,0	0,0	10,0
	Agricultura	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<b>50,0</b>	0,0	3,6
	Solo exposto	0,0	10,0	0,0	47,6	0,0	0,0	0,0	<b>42,9</b>	15,0
	Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	<b>100,0</b>
k-médias Hillclimb	Corpos d'água	<b>85,0</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,1
	Área edificada	0,0	<b>80,0</b>	0,0	4,8	0,0	0,0	0,0	47,6	19,3
	Cobertura florestal	10,0	0,0	<b>36,8</b>	0,0	0,0	50,0	0,0	0,0	10,0
	Pastagem	5,0	5,0	0,0	<b>57,1</b>	0,0	0,0	40,0	0,0	12,9
	Afloramento rochoso	0,0	0,0	0,0	0,0	<b>100,0</b>	0,0	0,0	0,0	13,6
	Silvicultura Reflorestamento	0,0	0,0	57,9	0,0	0,0	<b>50,0</b>	0,0	0,0	11,4
	Agricultura	0,0	0,0	5,3	0,0	0,0	0,0	<b>60,0</b>	0,0	5,0
	Solo exposto	0,0	15,0	0,0	38,1	0,0	0,0	0,0	<b>52,4</b>	15,7
	Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	<b>100,0</b>

Fonte: a autora.

Os valores das diagonais das matrizes de confusão sugerem que as classes de Cobertura florestal e Silvicultura/Reflorestamento foram mais bem mapeadas com o classificador MaxVer. Enquanto que, os diferentes métodos pelo classificador de K-médias apresentaram uma confusão sistêmica entre Cobertura florestal e Silvicultura/Reflorestamento. Dessa forma, os classificadores não supervisionados,

agindo livremente e baseados apenas na diferença espectral dos alvos, podem tender a atribuir a classe Cobertura florestal a vários *pixels* da classe Silvicultura/Reflorestamento, e vice-versa, gerando erros de omissão maiores do que no uso de classificadores supervisionados, quando são fornecidas amostras ao classificador, resultado este, que corrobora com os encontrados por Trevisan, Bispo e Maia (2008).

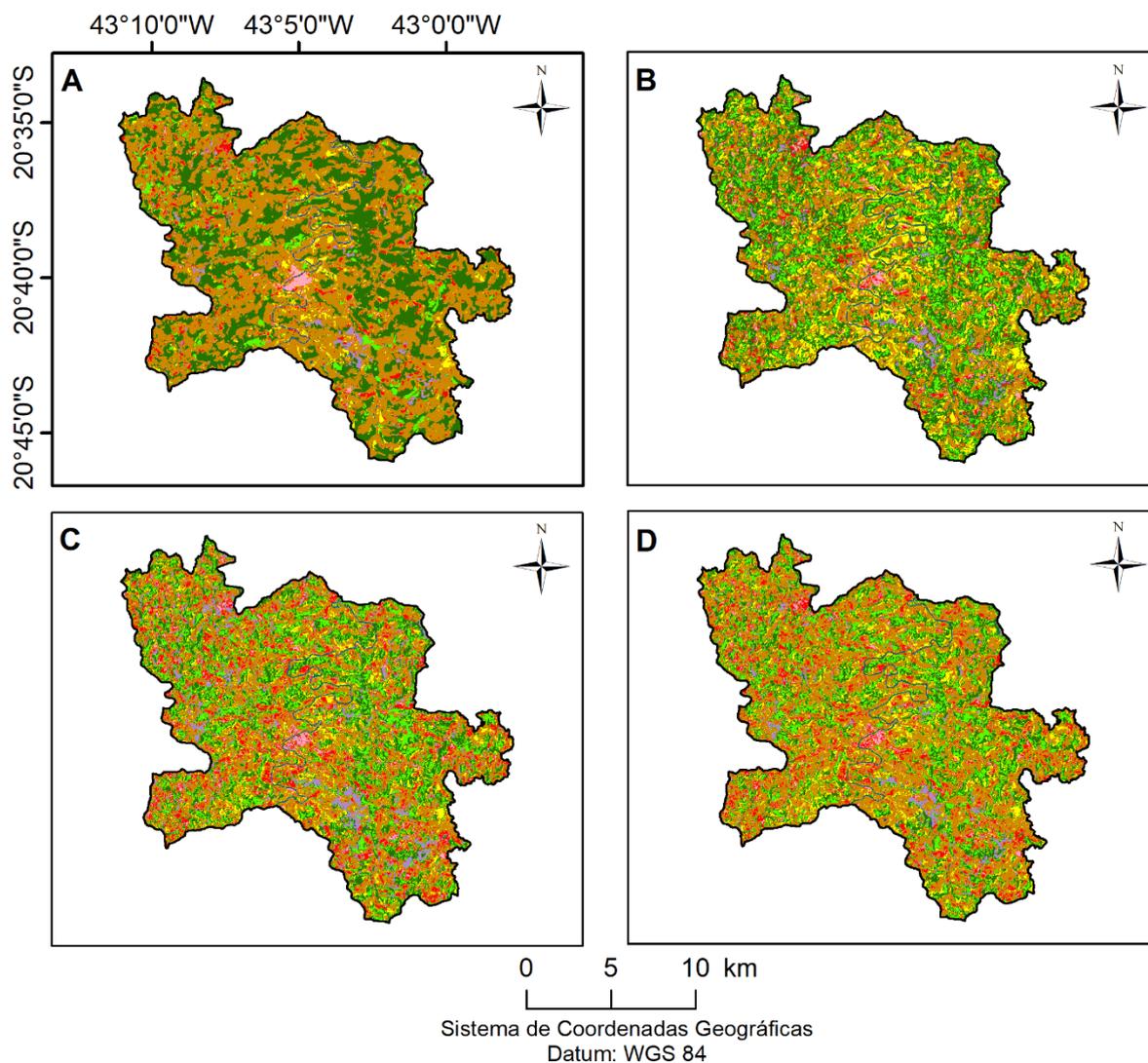
A classe Afloramento rochoso possui resposta espectral bem definida, não apresentando erros de omissão, valor de 100% na diagonal desta classe na matriz de confusão (Tabela 11), para todos os métodos de classificação.

Pode-se notar que ocorreu uma superestimativa da área da classe de Área edificada para os métodos de classificação de k-médias. Por exemplo, o k-média por Forgy obteve 80% de suas amostras de referência classificadas como Área edificada e 52,4% das amostras de Solo exposto também foram classificadas como Área edificada, demonstrando assim, erros de omissão na classe de Solo exposto e uma confusão de classificação entre estas duas classes (Área edificada e Solo exposto).

Além do coeficiente de concordância Kappa, avaliou-se também a acurácia de cada método por classe e os resultados corroboraram para a utilização do classificador MaxVer que apresentou valor excelente para o índice Kappa e uma menor confusão entre as classes, o que pode ser observado pelo maior valor na diagonal da matriz de confusão (75; 80; 100; 85,7; 100; 90; 80; 95,2; 100%), resultados semelhantes foram encontrados no trabalho de Mello et al. (2012).

Os mapas de uso e ocupação da terra do município de Porto Firme, MG, obtidos por meio dos diferentes classificadores, podem ser visualizados na Figura 6.

Figura 6 - Uso e ocupação da terra do município de Porto Firme, MG, de acordo com diferentes classificadores para o ano de 2018. A) MaxVer; B) K-médias por Forgý; C) K-médias Rubin e; D) K-médias por Hillclimb



Uso e Ocupação da Terra do Município de Porto Firme				
Classe	A	B	C	D
	Área (hectare)			
 Afloramento rochoso	485,45	710,84	1.714,25	945,72
 Agricultura	1.018,41	3.929,23	2.384,98	2.698,32
 Área edificada	255,21	611,4	613,08	489,88
 Cobertura florestal	9.263,77	9.681,78	5.968,57	5.344,83
 Corpos d'água	218,07	178,36	184,12	179,87
 Pastagem	15.263,93	8.553,66	10.769,61	12.822,75
 Silvicultura/Reforestamento	932,15	3.610,42	4.051,66	3.616,78
 Solo exposto	1.034,60	1.195,90	2.785,32	2.373,44
<b>Total</b>	<b>28.471,59</b>	<b>28.471,59</b>	<b>28.471,59</b>	<b>28.471,59</b>

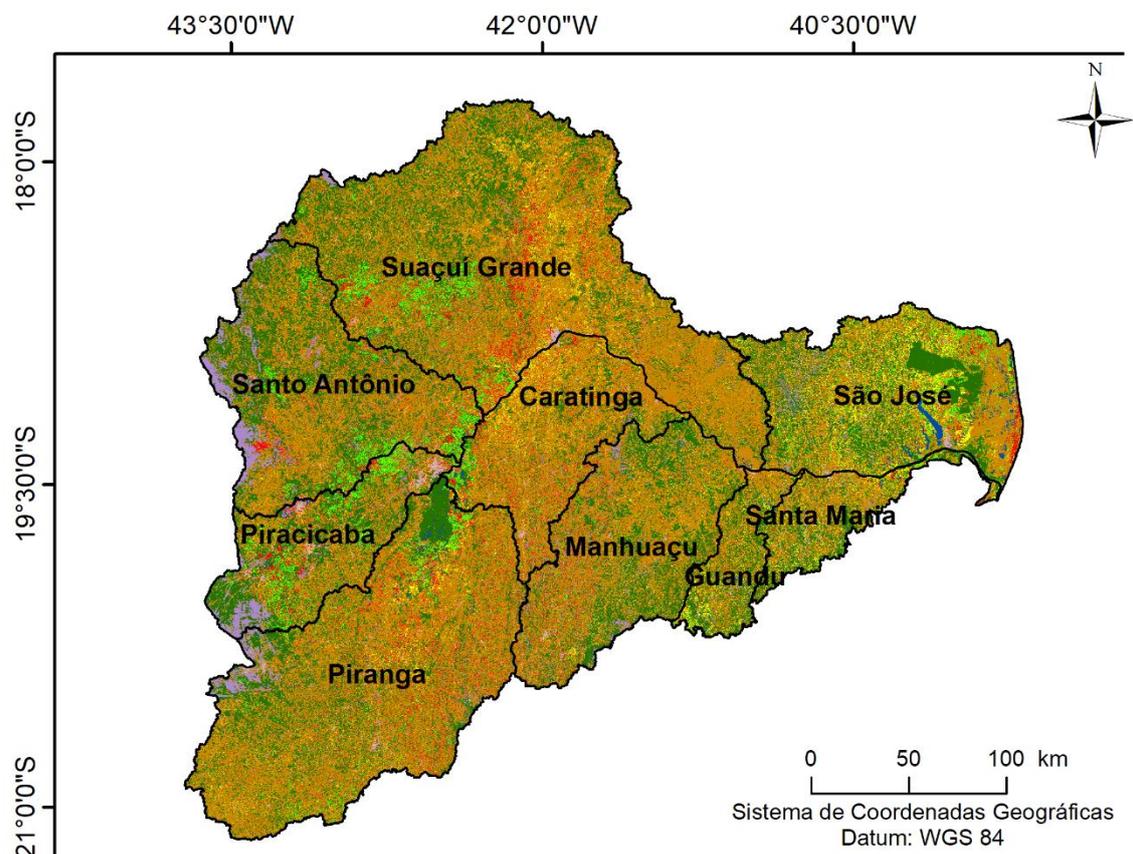
A) UOT gerado pelo classificador supervisionado de Máxima Verossimilhança – MaxVer; B) K-médias utilizando a distância mínima iterativa (Forgý); C) K-médias utilizando a escalada (Rubin); e, D) K-médias utilizando a combinação dos dois métodos anteriores (Hillclimb).

Fonte: a autora.

De posse dos resultados anteriores gerou-se o uso e ocupação da terra para

toda a bacia hidrográfica do rio Doce, conforme metodologia descrita anteriormente, os resultados podem ser visualizados na Figura 7.

Figura 7 - Uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do rio Doce, referente ao ano de 2018



Uso e Ocupação da Terra		
Classe	Área (ha)	Porcentagem (%)
Afloramento rochoso	276.097,95	3,19
Agricultura	454.327,83	5,25
Área edificada	53.798,22	0,62
Cobertura florestal	2.583.427,14	29,85
Corpos d'água	77.977,71	0,90
Pastagem	4.493.653,29	51,92
Silvicultura/Reflorestamento	237.709,44	2,75
Solo exposto	346.300,92	4,00
Vias pavimentadas/não pavimentadas	132.231,60	1,52
<b>Total</b>	<b>8.655.524,10</b>	<b>100,00</b>

Fonte: a autora.

Os resultados obtidos pelo classificador MaxVer, quanto ao índice Kappa, é considerado, de acordo com a Tabela 1, como excelente, com o valor de 0,85.

O uso predominante na bacia é pastagem, com 51,92% da área de estudo.

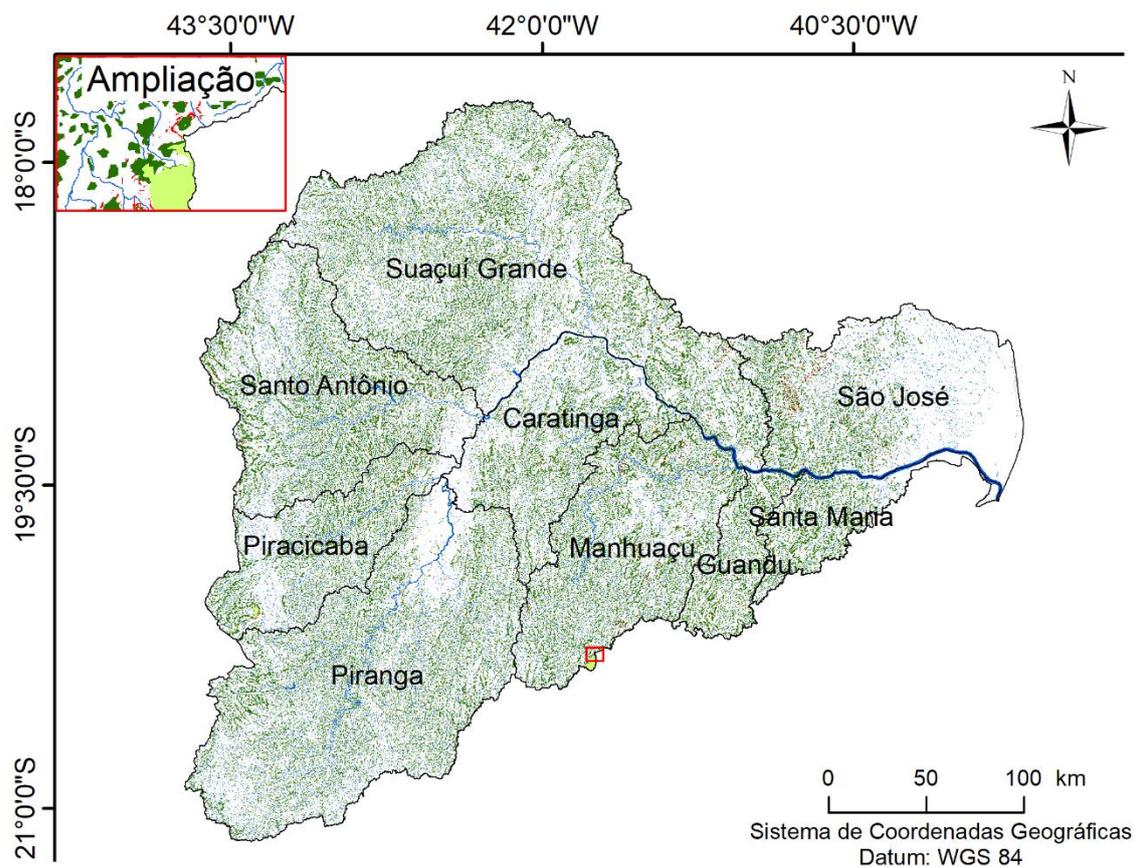
Essa cobertura vegetal, quando bem cuidada, proporciona o recobrimento da superfície do solo durante todo o ano, reduzindo a velocidade do escoamento superficial, quando comparado com o de culturas agrícolas, que deixam o terreno exposto durante o preparo do solo para o plantio. No entanto, nota-se na bacia hidrográfica do rio Doce áreas mal manejadas, em parte compactadas, devido à presença de animais, deixando o solo descoberto e sem proteção contra a erosão das chuvas e dos ventos, diminuindo a infiltração e afetando diretamente a vazão das nascentes.

A classe de Cobertura florestal ocupa 29,85% do território (2.583.427,14 hectares) formada em sua maioria por topos de morro, que dificultam a utilização de máquinas e implementos agrícolas, e unidades de conservação.

## 5.2 Áreas de Preservação Permanente

As APP definidas de acordo com o Código Florestal de 2012, cobrem 23,08% da área da bacia hidrográfica do rio Doce, o que corresponde a 1.997.890,77 ha (Figura 8).

Figura 8 - Áreas de Preservação Permanente na bacia hidrográfica do rio Doce



APP da bacia do rio Doce			
Classes de APP	Área (ha)	Porcentagem (%)	Porcentagem da área da bacia do rio Doce (%)
APP de cursos d'água	401.242,54	20,08	4,636
APP de nascentes	1.944,60	0,10	0,022
APP de encostas	19.768,39	0,99	0,228
APP de topo de morro	1.570.961,50	78,63	18,15
APP de altitude	3.973,74	0,20	0,046
<b>Total</b>	<b>1.997.890,77</b>	<b>100,00</b>	<b>23,082</b>

Fonte: a autora.

As APP de cursos d'água garantem a estabilidade das margens, tendo importância vital no controle de erosão do solo e da qualidade da água, evitando o carreamento direto de sedimentos, nutrientes e produtos químicos provenientes das partes mais altas do terreno, os quais afetam a qualidade da água. Esta categoria de APP possui sua largura embasada na largura do curso d'água, como a bacia do rio Doce possui cursos hídricos com largura superior a 10 metros a área da APP de cursos d'água representou 20,08% da área das APP, 4,636% do território da bacia.

As áreas ao entorno das nascentes são de suma importância no que diz respeito ao fornecimento de água para formação dos cursos hídricos, esta categoria

de APP é a que ocupa menos área dentro da bacia analisada, fato que está correlacionado a quantidade de nascentes mapeadas (7.461).

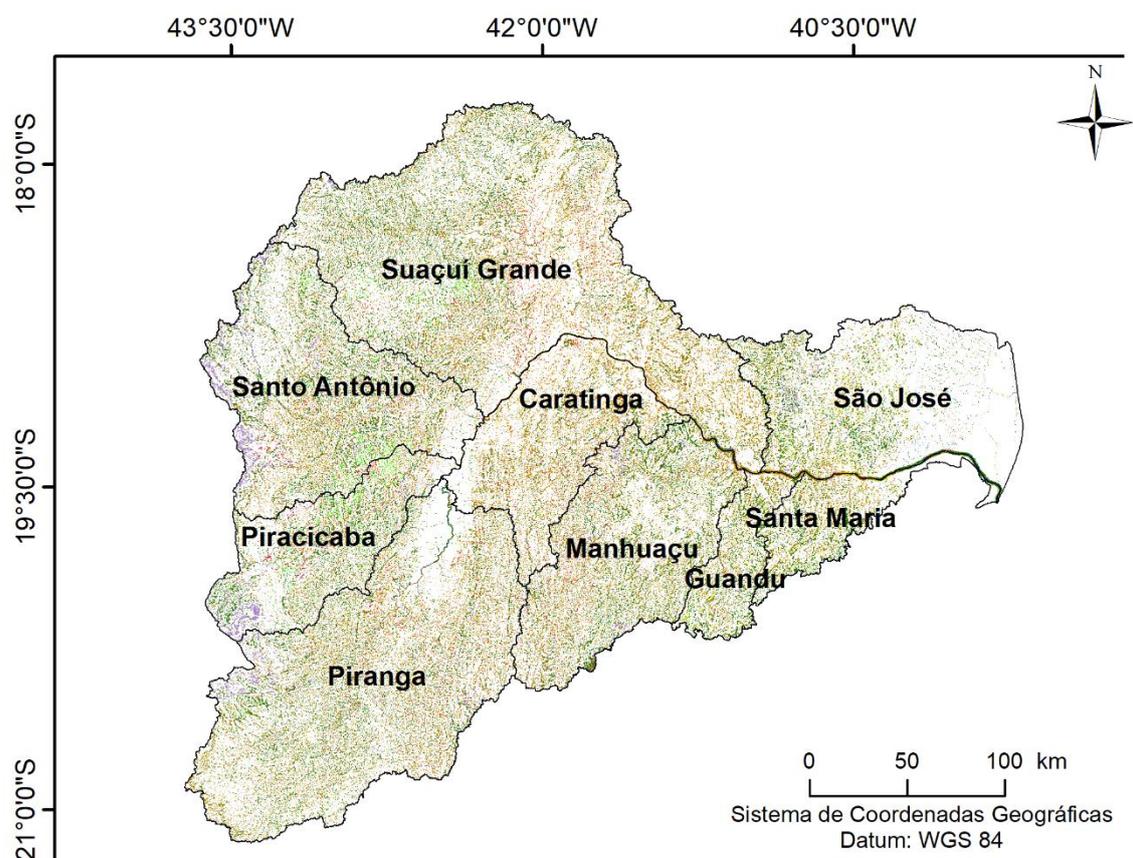
As APP de encostas foram obtidas por meio de áreas com declividade superior a 45°, o que equivale a 0,228% da área da bacia.

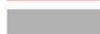
Devido a topografia da bacia, as APP de topo de morro foram as que apresentaram maior expressão, constituindo 78,63% da área de APP (1.570.961,50 ha), o equivalente a 18,15% do território da bacia.

As APP de altitude, acima de 1800 metros também apresentam área reduzida (3.973,74 ha), encontrando-se na região do Parque Nacional da Serra da Gandarela e do Parque Nacional do Caparaó devido a altitude ser mais elevada nestas localidades.

Os resultados do confronto obtido por meio do cruzamento tabular dos mapas de APP e de uso e ocupação da terra, estão dispostos na Figura 9.

Figura 9 - Confronto do uso e ocupação da terra em relação à APP Total



Uso e ocupação da terra na APP Total			
Classe	Área (ha)	Porcentagem (%)	
	Afloramento rochoso	107.789,91	5,40
	Agricultura	72.483,89	3,63
	Área edificada	11.877,12	0,59
	Cobertura florestal	762.912,07	38,19
	Corpos d'água	35.328,71	1,77
	Pastagem	856.165,63	42,85
	Silvicultura/Reflorestamento	50.009,49	2,50
	Solo exposto	79.459,37	3,98
	Vias pavimentadas/não pavimentadas	21.864,58	1,09
<b>Total</b>		<b>1.997.890,77</b>	<b>100,00</b>

Fonte: a autora.

Do total de área destinada à preservação permanente, de acordo com o código florestal, 54,65% (1.091.860,08 hectares) encontra-se em uso conflitante de uso e ocupação da terra, já desconsiderando as classes Afloramento rochoso, Cobertura florestal e Corpos d'água, uma vez que estas já são classes de uso e ocupação da terra conservadas.

Uma grande parte da APP é degradada devido ao impacto negativo das

pastagens, que ocupam 42,85% da área destinada à proteção ambiental.

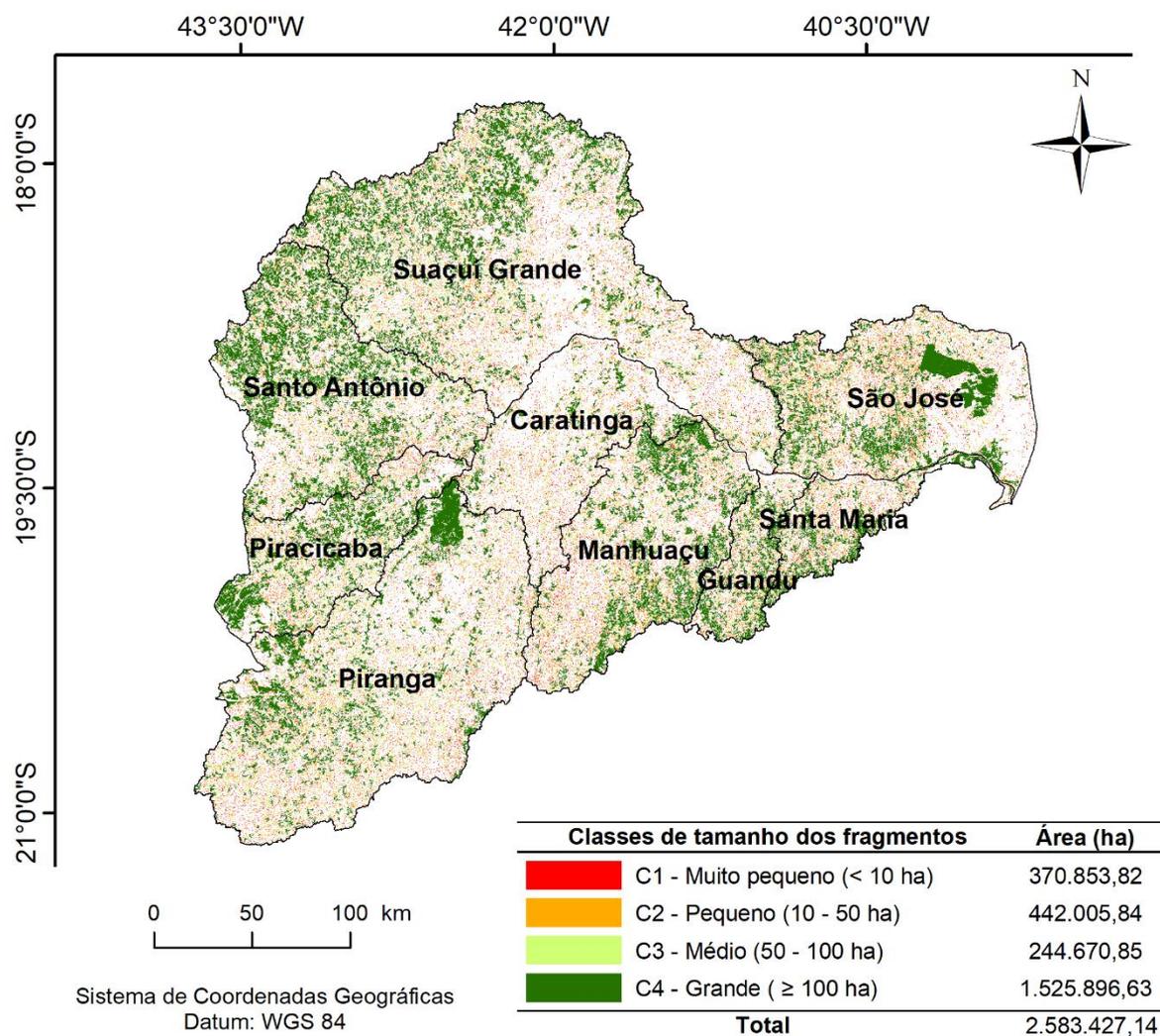
O uso e ocupação da terra nas áreas de preservação permanente demonstram o baixo grau de preservação em que a bacia se encontra. Devido à baixa porcentagem de Cobertura florestal nas Áreas de Preservação Permanente (38,19%) alguns de seus papéis primordiais não podem ser desempenhados, como, por exemplo, a estabilidade do solo, controle hidrológico (regulando o escoamento superficial e subsuperficial), no controle de erosão do solo e evitando o carreamento direto para o ambiente aquático de sedimentos, nutrientes e produtos químicos.

O desastre ambiental ocorrido no dia 05 de novembro de 2015, resultante do rompimento da barragem de Fundão teve sua magnitude amplificada devido a ocupação indevida das APP, o que demonstra a importância de políticas públicas para a recuperação de tais áreas e a importância do planejamento para o desenvolvimento urbano e rural.

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

A distribuição dos fragmentos florestais na BHRD por classe de tamanho pode ser observada na Figura 10. Foram registrados 539.013 fragmentos florestais, com uma área total de 2.583.427,14 há, o que representa 29,85% da área da BHRD.

Figura 10 - Fragmentos florestais por classe de tamanho, na bacia hidrográfica do rio Doce



Fonte: a autora.

A quantidade de fragmentos florestais presente no local de estudo, retrata o estado de conservação em que a região se encontra, destacando a importância da realização de pesquisas e ações que propiciem a conservação das espécies da flora local.

Os maiores fragmentos florestais da classe C4, presentes na área de estudo, fazem parte de unidades de conservação, sendo eles, a Reserva Biológica de Sooretama, o Parque Estadual do Rio Doce e a Reserva Natural da Vale, demonstrando a importância das unidades de conservação na preservação ambiental. Observa-se ainda, que as classes de fragmentos C1 e C2 se distribuem de forma homogênea por toda a bacia hidrográfica do rio Doce. O mesmo não ocorre com fragmentos de maior porte, classes C3 e C4, que formam agrupamentos mais isolados

e com maior distância entre os fragmentos de mesma classe.

Os índices de ecologia da paisagem da BHRD são apresentados na Tabela 11 por classe de tamanho.

Tabela 11 - Índices de ecologia da paisagem calculados para a área da BHRD

Grupo	Iniciais	Unidade	Tamanho das classes (ha)			
			C1 (< 10)	C2 (10 - 50)	C3 (50 - 100)	C4 (≥ 100)
Área	CA	ha	370.853,82	442.005,84	244.670,85	1.525.896,63
	NP	Adim.	511.540	20.336	3.506	3.631
Densidade e Tamanho	MPS	ha	0,72	21,74	69,79	420,24
	PSSD	ha	1,46	10,41	13,96	967,44
	PSCoV	%	200,85	47,90	20,00	230,21
Borda	TE	m	171.352.200	79.189.680	34.251.660	149.475.120
	ED	m.ha <sup>-1</sup>	462,05	719,16	139,99	97,96
Forma	MSI	Adim.	1,14	2,09	2,92	4,78
	MPFD	Adim.	1,03	1,12	1,16	1,20
Área central	NCA	Adim.	2.629,00	20.769,00	9.498,00	34.103,00
	TCA	ha	335,37	31.030,56	38.672,61	502.537,20
Proximidade	MNND	m	49,68	169,48	625,32	863,89

CA (Área de todas 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: a autora.

Os resultados oriundos da espacialização dos fragmentos florestais na BHRD vão ao encontro dos resultados encontrados por Pirovani (2010), Juvanhol et al. (2011) e Peluzio (2017), constatando que o maior número de fragmentos (NP) pertence à classe de fragmentos com tamanho inferior a 10 hectares. No entanto, encontrou-se uma peculiaridade neste estudo, os fragmentos da classe C3 apresentaram menor número de fragmentos e não os da classe C4, como nos estudos realizados pelos autores citados anteriormente, tal fato está correlacionado ao número de unidades de conservação na área de estudo constituídas por fragmentos de grande porte, aumentando assim, o número destes fragmentos.

O número elevado de fragmentos pequenos, representa uma ameaça à segurança ecológica da região, no que diz respeito a conservação da biodiversidade e a manutenção de processos e serviços ecossistêmicos. Isso se deve ao aumento na região de borda da floresta e a redução da heterogeneidade interna do habitat que ocorre concomitantemente à perda da área central desses remanescentes (HADDAD

et al., 2015; PFEIFER et al., 2017; SILVA; MEHLTRETER; SCHMITT, 2018). Fragmentos severamente afetados por esta condição pode torna-se inteiramente habitats de borda (JUVANHOL et al., 2011), atuando como núcleos de colonização de espécies pioneiras (TABARELLI et al., 2010), gramíneas e espécies ruderais<sup>3</sup>(SOUSA et al., 2017), o que pode intensificar a competição e contribuir para a eliminação de outras espécies (FISCHER; LINDENMAYER, 2007; BARBOSA et al., 2017). Populações de animais de menor mobilidade como primatas arbóreos, também são sensíveis à fragmentação do habitat, pois dependem da cobertura de árvores para mover se e tornar se geneticamente diferenciados (ESTRADA et al., 2017; MORAES et al., 2018).

Contudo, vale ressaltar que os fragmentos menores, cumprem funções relevantes ao longo da paisagem (FLETCHER et al., 2018), podendo funcionar como elementos de ligação, trampolins ecológicos entre as grandes áreas, possibilitando a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala e atuar como refúgio para espécies (ALMEIDA; MORO, 2007; ALMEIDA, 2008; CALEGARI et al., 2010; PÜTZ et al., 2011; THIAGO, 2015). A funcionalidade de pequenos fragmentos na Floresta Atlântica é fortemente influenciada pela composição da matriz circundante. Barbosa e colaboradores (2017) constataram que algumas espécies de aves preferem usar plantações de eucalipto para se deslocar entre pequenas manchas do que uma matriz dominada por pastagens.

O índice de tamanho médio (MPS) das classes de fragmentos florestais apresentou um valor de área média para os fragmentos grandes de 420,24 ha e para os fragmentos muito pequenos uma área média de 0,72 ha, com desvio padrão de 967,44 ha para os fragmentos grandes e 1,46 ha para os fragmentos muito pequenos, respectivamente. A classe de fragmentos grandes apresenta maior desvio padrão, devido a maior área e maior coeficiente de variação (230,21%) devido à grande discrepância entre os tamanhos de seus fragmentos florestais.

As métricas de borda revelam maior valor total de borda (TE) para a classe de fragmentos muito pequenos (171.352.200 metros), o que está correlacionado ao maior valor de fragmentos desta classe. Ao se analisar classes de tamanho está métrica pode não ser tão útil quanto a densidade de borda por ser uma medida absoluta do comprimento total da borda.

A densidade de borda (ED) é a representação da expressão do valor do

---

<sup>3</sup> Espécie que se desenvolve em ambientes fortemente perturbados pelo homem.

tamanho da borda (TE) em relação a área ocupada por cada classe de tamanho (CA). Assim, a densidade de borda é inversamente proporcional à área ocupada pela classe de tamanho. A classe C4 que apresenta a maior área de fragmento (1.525.896,63 ha), apresenta a menor densidade de borda (97,96 m.ha<sup>-1</sup>). Em contrapartida as classes C1 e C2 apresentam a maior densidade de borda, 462,05 e 719,16 m.ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Logo, para os resultados apresentados, o efeito de borda menor nos fragmentos grandes indica um maior grau de conservação.

Em fragmentos menores, onde a transição entre o fragmento florestal e a matriz é muito abrupta, cria-se uma borda que expõe a floresta às condições encontradas nas adjacências. A porção externa da floresta adjacente à borda torna-se parte da zona de transição, ocasionando mudanças microclimáticas, como o aumento da temperatura e o estresse hídrico, acarretando alterações na composição de espécies e na estrutura da vegetação. Nesse sentido o grau de interferência que tal fragmentação causa no ecossistema, como o aumento do efeito de borda, é consequência desse processo e leva a uma constância na redução das florestas, ocasionando maior vulnerabilidade para redução da riqueza e abundância de espécies adultas e plântulas (TABANEZ; VIANA, 2000; PORTELA; SANTOS, 2007; RIBEIRO et al., 2009; JUVANHOL et al., 2011).

De acordo com Albegoni (2011), tão importante quanto a área de uma mancha é a sua forma. Quando se diz respeito ao índice médio de forma (MSI), Lang e Blaschke (2009) comentam que quanto mais próximo de 1 melhor a forma, pois as manchas tendem a ser mais circulares, dessa forma o efeito de borda exerce menor influência ao ecossistema ao seu redor. No presente trabalho, as manchas das classes C1 e C2, apresentam MSI igual a 1,14 e 2,09 respectivamente, enquanto a classe C3 e C4 apresentaram MSI igual 2,92 e 4,78, indicando que os fragmentos médios e grandes apresentam formas mais irregulares e perímetros recortados. Assim, como mencionado por Juvanhol et al. (2011), os formatos mais irregulares aumentam com o tamanho dos fragmentos. No entanto, apesar de os índices de forma indicarem formatos mais irregulares para os fragmentos grandes e mais regulares para os fragmentos pequenos, o tamanho e a forma dos fragmentos estão intrinsecamente ligados à borda, pois quanto menor o fragmento ou mais alongado, mais intenso será o efeito de borda, diminuindo a razão interior-margem (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Assim, mesmo apresentando formatos mais irregulares, os fragmentos maiores estão sob menor efeito de borda do que os menores.

Segundo Albegoni (2011) a dimensão fractal média (MPFD) é a métrica de

forma mais comum, sendo que os valores dessa variável geralmente se encontram numa faixa de 1 a 2, quanto mais próximo de 1, mais simples a forma do fragmento. De maneira geral, quanto maior for a dimensão fractal e maior o índice de forma, mais irregulares são os fragmentos. Tal fato corrobora com os resultados obtidos nesse estudo uma vez que fragmentos da classe C4 apresentaram o maior valor para a dimensão fractal, MPFD (1,20), e maior MSI (4,78), enquanto os fragmentos da classe C1 apresentaram o menor valor de MPFD (1,03), e menores valores de MSI (1,14). Isso resulta na afirmativa de que os fragmentos da classe C4 são os que possuem forma mais irregulares e os fragmentos da classe C1 são os de forma mais regulares.

Colson, Bogaert e Ceulemans (2011) observaram resultado semelhante, ao descrito anteriormente, na Amazônia Brasileira onde notou-se que as atividades agropecuárias estavam distribuídas na paisagem de acordo com o relevo. As áreas mais declivosas foram mantidas recobertas por floresta, o que levou os maiores fragmentos florestais a terem formas mais alongadas. Todavia, mesmo que os maiores fragmentos da BHRD apresentem formas menos circulares, eles estão sob efeitos de borda menos intensos, devido a menor relação perímetro/área (ED) que as classes de fragmentos menores (JUVANHOL et al., 2011; FERNANDES; FERNANDES, 2017). Além disso, as unidades de conservação da área possuem uma forma mais alongada e ocupam maior área. Assim, a regularidade notada na borda dos fragmentos da classe C1 corroboram para a extinção do mesmo, sendo a circularidade da borda resultante do processo de degradação.

As métricas de área central foram calculadas levando em consideração um efeito de borda de 100 metros, fragmentos de maior tamanho (C4) apresentaram maior número de áreas centrais (NCA), com valor de 34.103 áreas centrais, valor este superior ao número de fragmentos desta classe (3.631), o que demonstra que devido ao tamanho elevado alguns fragmentos grandes possuem mais de uma área central. Em contrapartida fragmentos muito pequenos (C1) apresentam menor número de áreas centrais, 2.629, número que correlacionado ao número de fragmentos desta classe (511.540) indica a extinção de fragmentos ao se considerar um efeito de borda de 100 metros.

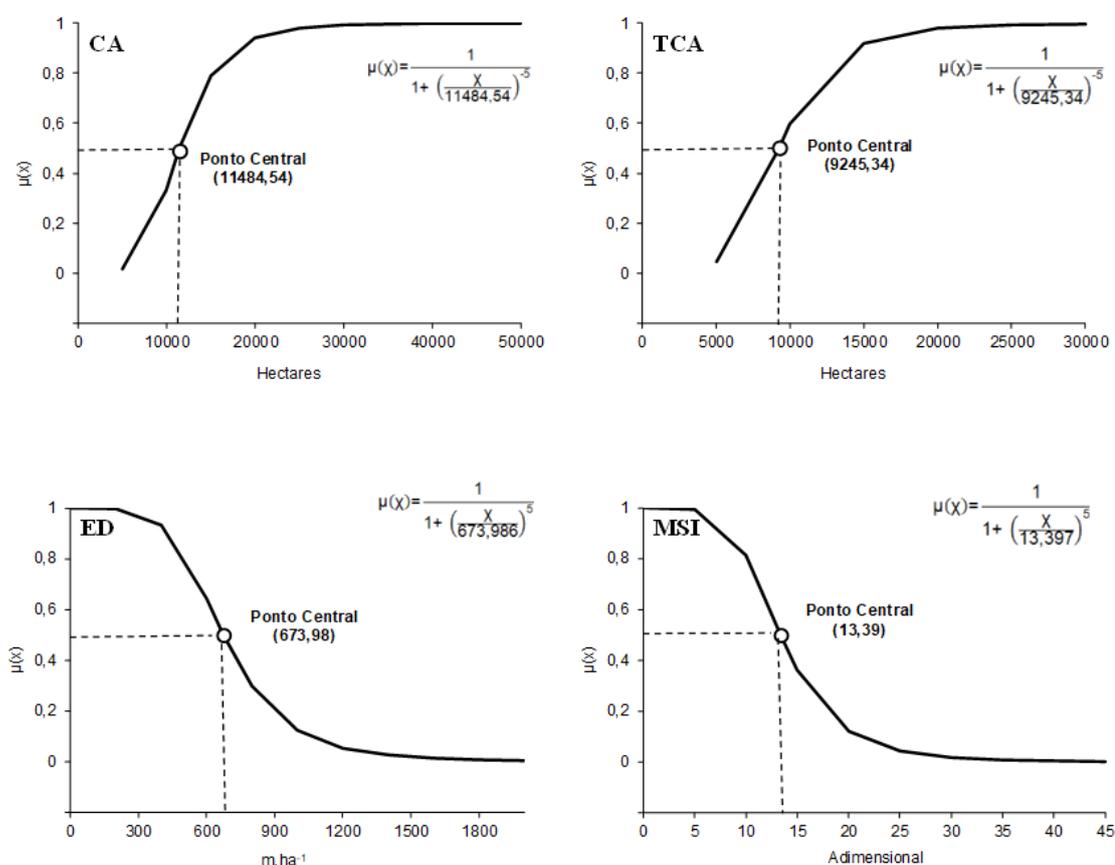
Ao se analisar a área central total (TCA), de cada classe, notou-se que a classe C4 apresenta maior valor, com 502.537,20 ha e a classe C1 apresentou a menor TCA, com 335,37 ha demonstrando menor efeito de borda em fragmentos de maior tamanho, mesmo estes possuindo maior complexidade de forma.

O grau de isolamento dos fragmentos florestais, expresso pela distância média

do vizinho mais próximo (MNND), apresentou correlação direta com o tamanho do fragmento. Fragmentos da classe C4 apresentaram maior isolamento (863,89 metros) que fragmentos da classe C1 (49,68 metros), reforçando a importância dos fragmentos da classe C1, como elementos de conexão e função biológica, funcionando como corredores e/ou trampolins ecológicos.

Nos parâmetros individualizados, a partir de equações específicas, conforme mostra a representação gráfica com as variáveis *Fuzzy* (Figura 11), em que foi utilizada a função *Large* para as variáveis CA e TCA, pois valores maiores expressam maior grau de conservação e em consequência, maior potencial para implantação dos corredores. A função de pertinência *Fuzzy Small* permitiu representar a variação gradual em torno da imagem matricial, em que menores valores de entrada possuem maior possibilidade de ser um membro do conjunto e assumir valor 1, conforme é evidenciado nas variáveis ED e MSI, onde fragmentos com menor efeito de borda e maior circularidade possuem maior potencial para passagem dos corredores.

Figura 11 - Comportamento espacial das funções de pertinência *Fuzzy* para CA, TCA, ED e MSI

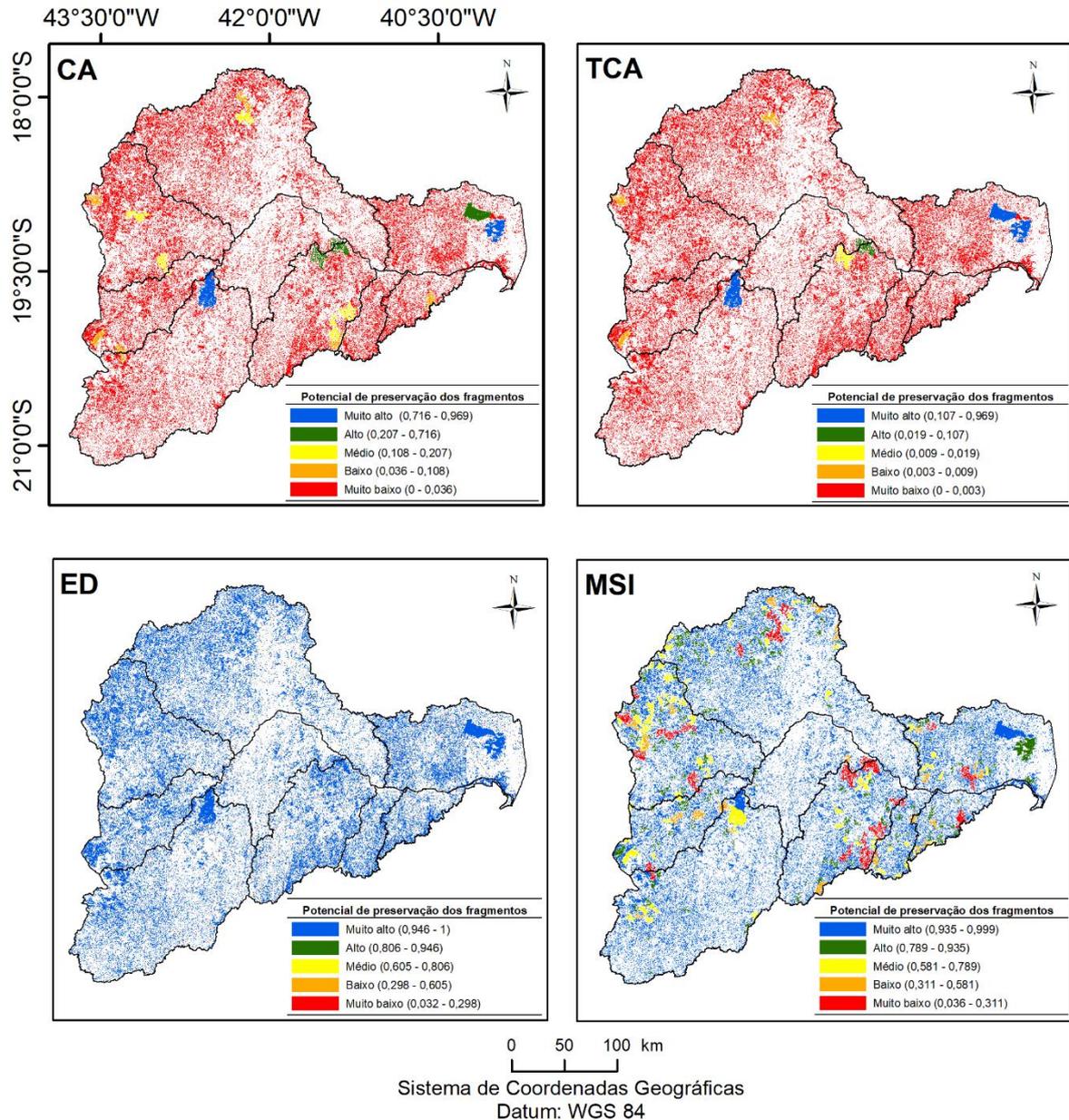


CA (Área de todas os fragmentos da classe); TCA (Área central total); ED (Densidade de borda); MSI (Índice de forma médio).

Fonte: a autora.

As imagens matriciais da lógica *Fuzzy* para as variáveis CA, TCA, TE e MSI estão apresentadas na Figura 12.

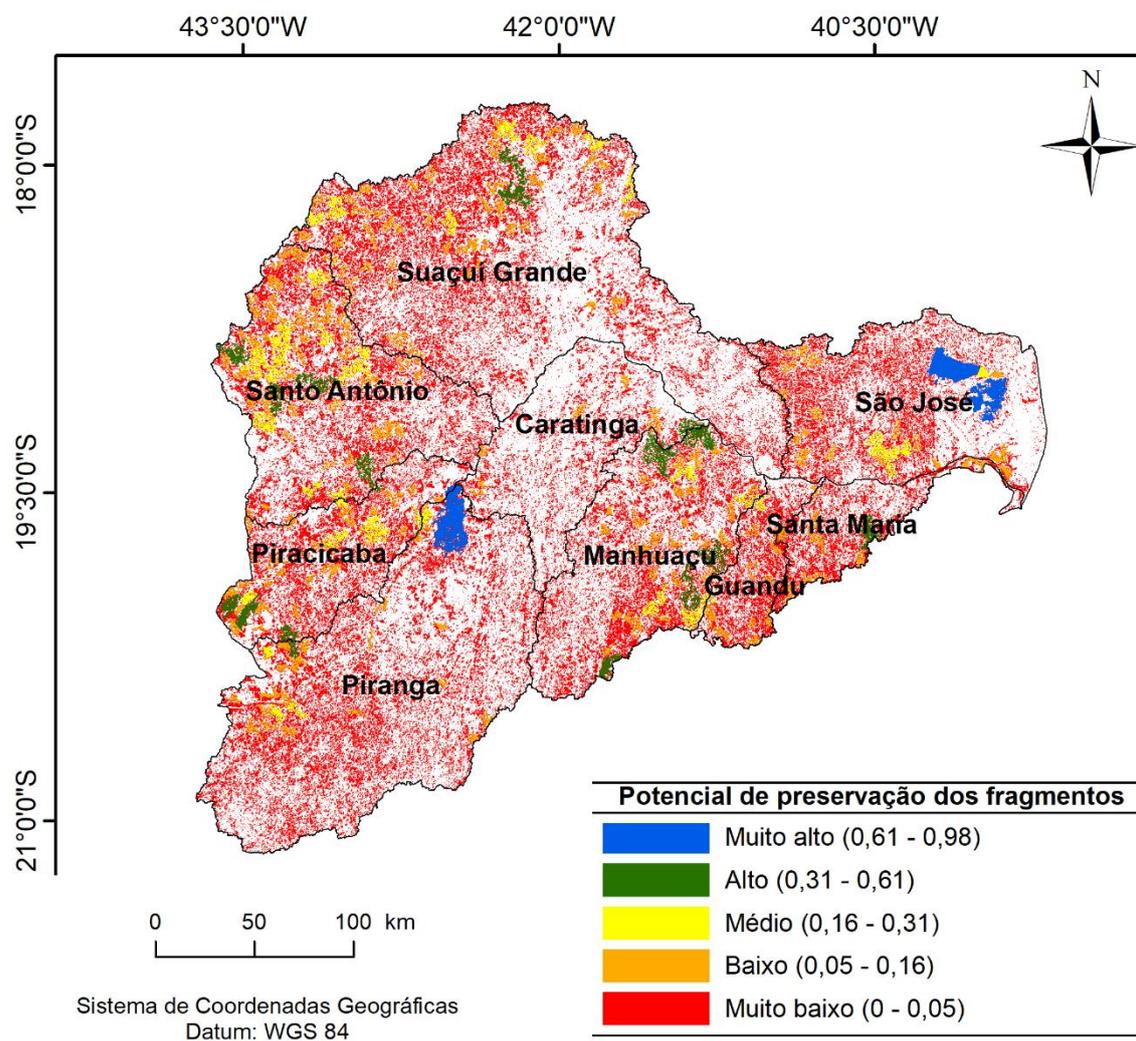
Figura 12 - Discretização espacial das variáveis *Fuzzy* de CA, TCA, ED e MSI na BHRD



Fonte: a autora.

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 13.

Figura 13 - Classificação dos fragmentos florestais potenciais para constituírem os corredores ecológicos na BHRD



Fonte: a autora.

É possível observar que a classe C4 foi a mais subdividida após a aplicação da lógica *Fuzzy*, onde poucos fragmentos desta classe foram classificados como tendo muito alto potencial para passagem dos corredores, enquanto, que os fragmentos da classe C1 foram todos classificados como de muito baixo potencial para implantação de corredores.

Considerando o modelo de sobreposição das variáveis, apenas 5 fragmentos florestais (0,0009%) foram considerados com potencial muito alto para implantação de corredores ecológicos, 15 com potencial alto, 37 com potencial médio e 231 com potencial baixo. A maior parte dos fragmentos pertencentes a BHRD foram categorizados como muito baixo potencial para a implantação de corredores ecológicos, um total de 538.725 (99,94%) fragmentos florestais pertencem a esta

categoria (Figura 13).

Essa baixa aptidão foi influenciada principalmente pelas variáveis CA e TCA, estando fortemente correlacionados com os encontrados na análise de ecologia da paisagem. Desse modo é possível inferir que o conceito *Fuzzy* pode ser aplicado na seleção de fragmentos florestais potenciais para a implantação de corredores ecológicos.

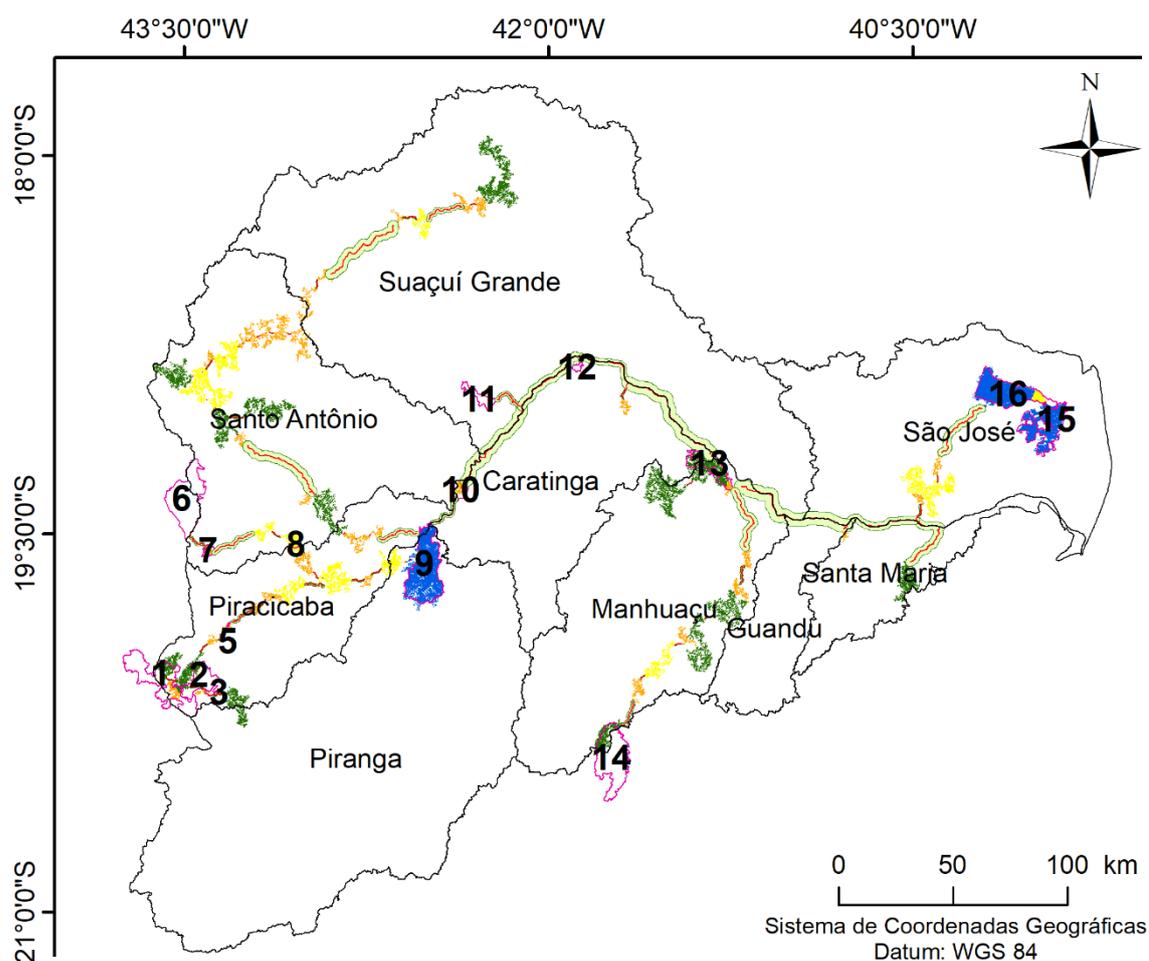
Os 5 fragmentos com maior potencial para implantação de corredores ecológicos (Figura 13) são Unidades de Conservação, sendo elas, o Parque Estadual do Rio Doce, a Reserva Biológica de Sooretama e a Reserva Natural da Vale. As duas primeiras unidades de conservação (PE do Rio Doce e REBIO Sooretama) são constituídas por dois fragmentos divididos por vias pavimentadas e ambos foram classificados como potencial muito alto.

#### 5.4 Corredores ecológicos

A proposta de implantação de uma rede ecológica contínua de corredores interligando os fragmentos florestais da bacia hidrográfica do rio Doce é apresentada na Figura 14. A metodologia *least-cost path*, considerando as imagens matriciais do uso da terra, declividade, APP e o índice de ecologia da paisagem (*Fuzzy Gamma*), projetou 84 caminhos com menor custo de resistência ao longo da superfície. Os corredores ecológicos somados obtiveram um comprimento total 749.421,62 metros e uma área total de 229.780,77 hectares, com 35,15% de sua área situada em APP.

A técnica de caminho de menor custo é útil para os gestores das Unidades de Planejamento, pois a superfície pode ser parametrizada com base nos melhores dados disponíveis. Assim, a superfície pode ser adaptada às características da paisagem para a qual o gestor tem conhecimento e experiência (BUNN; URBAN; KEITT, 2000).

Figura 14 - Corredores ecológicos propostos para a BHRD



	Corredores	3	RPPN Horto Alegria	10	RPPN Fazenda Macedônia
	Fragmentos de muito alto potencial	4	RPPN Córrego do Sítio I	11	PE Sete Salões
	Fragmentos de alto potencial	5	RPPN Comodato/Reserva Peti	12	MONAT Pico do Ibituruna
	Fragmentos de médio potencial	6	PARNA Serra do Cipó	13	PE Sete Salões
	Fragmentos de baixo potencial	7	PE do Limoeiro	14	PARNA Caparaó
	Unidades de Conservação	8	REBIO Mata d Bispo	15	RN da Vale
1	PARNA Serra da Gandarela	9	PE do Rio Doce	16	REBIO Sooretama
2	RPPN Santuário Caraça				

MONAT - Monumento Natural; PARNA - Parque Nacional; PE - Parque Estadual; REBIO - Reserva Biológica; RN – Reserva Natural; RPPN - Reserva Particular do Patrimônio Natural.

Fonte: a autora.

O corredor ecológico principal conectou todos os fragmentos florestais de muito alto potencial: REBIO Sooretama, PE do Rio Doce e RN da Vale (Figura 14).

Corredores secundários foram criados alterando os polígonos de origem para outros fragmentos de alto potencial de forma a conectar todos os 15 fragmentos de alto potencial ao corredor principal. Esta rede de corredores conectou 16 Unidades de Conservação como pode ser observado na Figura 14.

O tamanho do fragmento e a conectividade da paisagem são apontados como

principais características estruturais que influenciam a riqueza e a abundância de espécies (ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005; FISCHER; LINDENMAYER, 2007; MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008).

Nesse estudo, um diferencial foi o fato de levarmos em consideração os índices de ecologia da paisagem, priorizando-se os fragmentos com maior potencial e grau de preservação. Esses fragmentos têm maiores chances de possuírem maiores variações climáticas, topográficas e de solo, do que os fragmentos pequenos (METZGER, 2009), favorecendo o estabelecimento das espécies. Além disso, como discutido anteriormente, levou-se em consideração o efeito de borda na escolha do fragmento, o que é de fundamental importância para o estabelecimento de espécies mais exigentes.

A conectividade gerada pelos corredores permite que as espécies explorem a paisagem de diferentes maneiras, possibilitando a manutenção de um grande número de espécies, mesmo em pequenos fragmentos, uma vez que os indivíduos são capazes de usar diferentes fragmentos nas proximidades, mantendo populações marginais por efeitos de resgate ou recolonização (MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008).

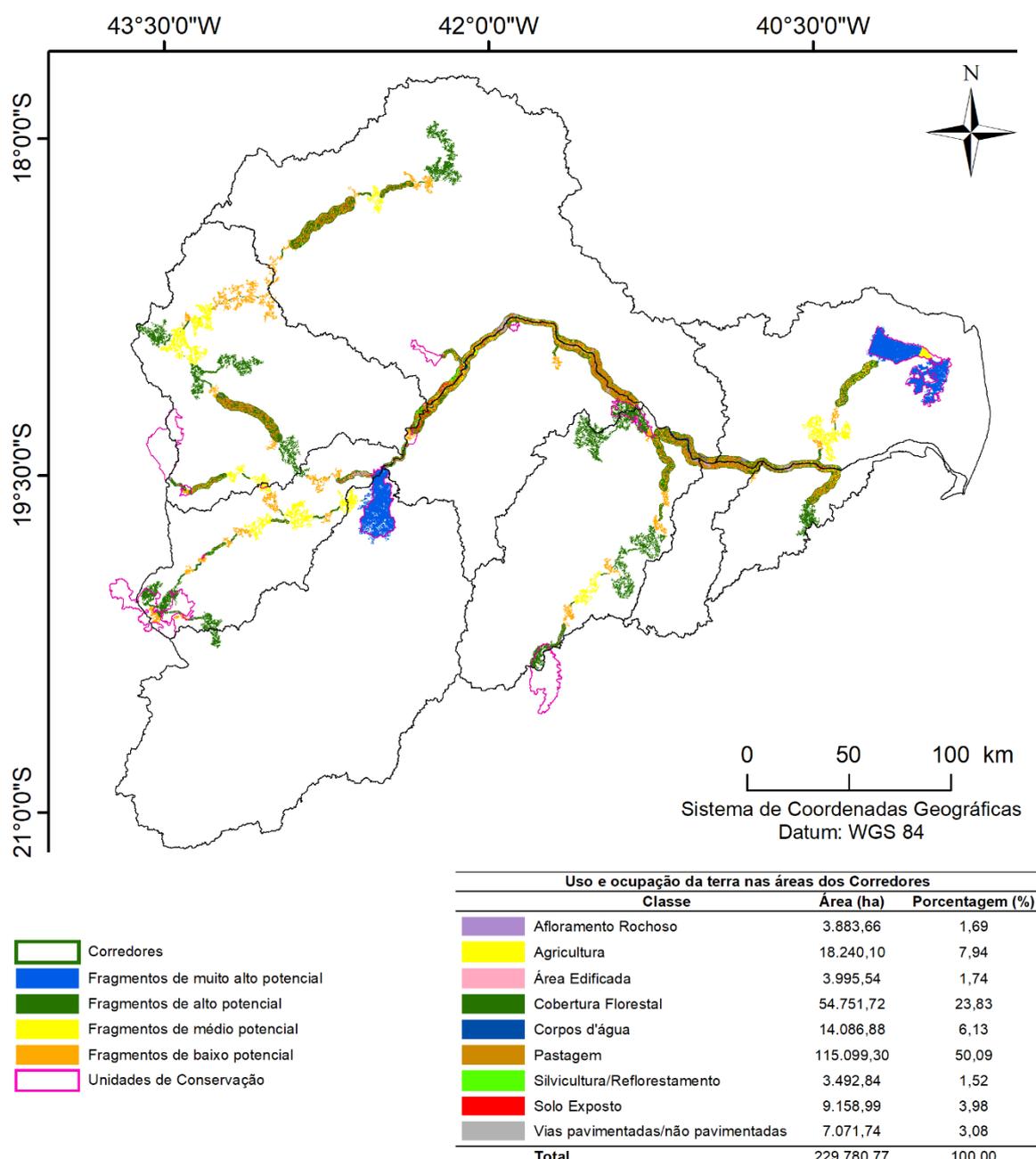
Desta forma, assim como os grandes fragmentos são essenciais, agindo como fontes de sementes e indivíduos para a recuperação de fragmentos menores, os pequenos fragmentos são importantes na redução do isolamento dos fragmentos na paisagem, atuando como trampolins para dispersão entre manchas maiores (BARBOSA et al., 2017).

Os resultados encontrados podem servir de estratégia para as instituições governamentais do estado do Espírito Santo e de Minas Gerais na mobilização e promoção das ações de apoio a proteção e interligação dos fragmentos, utilizando as Unidades de Conservação federais e estaduais e os demais remanescentes grandes da bacia como “espinha dorsal” de rota de corredores ecológicos e como áreas de fontes de propágulos para fragmentos menores. Já os fragmentos pequenos, Saito et al. (2016), Santos et al. (2018) e Santos Junior et al. (2016) propõem medidas que priorizem o aumento de áreas centrais úteis e qualidade ambiental, como reflorestamento.

O conflito de uso da terra (Figura 15) mostrou que os corredores estão incorporados em uma matriz dominada por pastagem (50,09% da área). Ressalta-se que a pastagem circundante se encontra em estágio de degradação, ocasionado por diversos fatores, dentre eles, a escolha incorreta da espécie forrageira, a má formação

inicial, a falta de adubação de manutenção e o manejo inadequado da pastagem (PERON; EVANGELISTA, 2004). Práticas inadequadas de manejo, como superpastejo, ocasionam a compactação do solo e geram áreas de Solo exposto comprometendo ainda mais o fluxo da fauna (PIROVANI; SILVA; SANTOS, 2015), tornando necessário a adoção de medidas de gestão do uso da terra que potencializam a função dos corredores.

Figura 15 - Uso e ocupação da terra nos corredores ecológicos propostos para a BHRD



Fonte: a autora.

O cenário encontrado na área de estudo é decorrente do processo histórico

ocorrido em diferentes regiões da Mata Atlântica (bioma que ocupa a maior parte da área de estudo), que sofreram com uma má gestão do uso da terra e destruição extensa das florestas (RIBEIRO et al., 2009). Os fragmentos restantes desse importante bioma são estruturalmente isolados por matrizes de pastagens, plantações ou áreas urbanas, sendo que a maior parte desses remanescentes é pequeno (VIEIRA, 2009).

A manutenção e restauração de corredores são estratégias que melhoram a probabilidade de persistência de espécies animais em pequenas manchas de paisagens tropicais que já sofreram altos níveis de desmatamento, como é o caso da Mata Atlântica (PARDINI et al., 2010). Fragmentos médios e grandes devem ser prioridade em qualquer plano de conservação da Mata Atlântica em escala regional (GALETTI et al., 2009). Há uma necessidade crítica de restauração da Mata Atlântica no Brasil (CAMPOE et al., 2014). Sendo necessário um novo paradigma para a conservação desta bacia, com uma abordagem de planejamento a nível regional, envolvendo a proteção das paisagens ligadas por corredores de vegetação original ou restaurada e que representam vários milhares de hectares de floresta (SILVA; TABARELLI, 2000).

## 6 CONCLUSÕES

A paisagem em estudo encontra-se em sua maioria coberta por pastagem, demonstrando o baixo grau de conservação da bacia hidrográfica do rio Doce.

A classe predominante de uso e ocupação da terra se reflete nas áreas de preservação permanente que possuem a maior parte de suas áreas em conflito com o estipulado pela legislação vigente.

Os fragmentos florestais da bacia hidrográfica do rio Doce são representados, em sua maioria, por manchas menores que 10 hectares. As manchas maiores que 100 hectares ocupam uma área maior, o que indica um grande número de fragmentos de pouca área e um número reduzido de fragmentos de área maior.

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

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 uma série de fatores como uso e ocupação da terra, áreas de preservação permanente, índices de ecologia da paisagem e declividade.

A metodologia proposta para a implementação de corredores ecológicos pode ser aplicada a outras áreas e biomas.

## 7 REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Encarte Especial sobre a Rompimento da barragem em Mariana/MG: Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos - SPR**. Brasília - DF: [s.n.], 2016.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Encontre mapas interativos, conjuntos de dados geográficos, imagens de satélite e outros serviços**, Brasília, 2015. Disponível em: <<http://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home>>. Acesso em: 9 nov. 2017.

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, C. G. **Análise Espacial dos Fragmentos Florestais na Área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná**. 2008. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008.

ALMEIDA, C. G.; MORO, R. S. Análise da cobertura florestal no Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná, como subsídio ao seu plano de manejo. **Terr@ Plural**, v. 1, n. 1, p. 115–122, 2007.

ALTOÉ, R. T.; OLIVEIRA, J. C. De; RIBEIRO, C. A. Á. S. Sistema de informações geográficas na definição de corredores ecológicos para o município de Conceição da Barra - ES. In: XII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2005, Goiânia. **Anais...**, Goiânia: INPE, 2005. p. 1995–2002.

ANJOS, H. O. dos. **Avaliação de riscos ambientais na delimitação de áreas potenciais para corredores ecológicos na sub-bacia hidrográfica do rio das Almas (Goiás)**. 2008. 139 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Distrito Federal, 2008.

ANJOS, L. dos. Conseqüências biológicas da fragmentação no norte do Paraná Luiz dos Anjos. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 87–93, 1998.

ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J. P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 122, n. 3, p. 441–451, 2005.

AZEVEDO-SANTOS, V. M. et al. A dura lição com a tragédia do rio Doce. **Boletim ABLimno**, v. 42, n. 1, p. 9–13, 2016.

BARBOSA, A. F. S. **Estudo de metais em amostras de água, sedimentos, forragem e pelo bovino em planícies de inundação na região do médio rio Doce**. 2010. 101 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) - Universitário do Leste de Minas Gerais, Coronel Fabriciano, 2010.

BARBOSA, K. V. de C. et al. Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 42–46, 2017.

BARROS, F. A. de. **Efeito de borda em fragmentos de floresta montana, Nova Friburgo - RJ**. 2006. 100 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) - Universidade Federal Fluminense, 2006.

BARSI, J. et al. The Spectral Response of the Landsat-8 Operational Land Imager. **Remote Sensing**, v. 6, n. 10, p. 10232–10251, 2014.

BATISTELLA, M. et al. Geotecnologias e gestão territorial da bovinocultura no Brasil. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 40, p. 251–260, 2011.

BELEI, F. et al. First record of *Pygocentrus piraya* (Cuvier 1819) (*Characiformes: Serrasalminidae*), a new predatory species introduction in the middle and lower Doce River basin. **Check List**, v. 8, n. 4, p. 787, 2012.

BENNETT, A. F. **Linkages in the landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation**. Switzerland and Cambridge, UK: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources First, 2003.

BERGHER, I. S. **Estratégias para edificação de micro-corredores ecológicos entre fragmentos de Mata Atlântica no Sul do Espírito Santo**. 2008. 108 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, 2008.

BEZERRA, M. do C. de L.; FACCHINA, M. M.; RIBAS, O. T. **Agenda 21 Brasileira – Resultados da Consulta nacional**. Brasília - DF: Ministério do Meio Ambiente/PNUD, 2002.

BOIN, M. N.; MARTINS, P. C. S.; MIRANTE, M. H. P. **Geotecnologias aplicadas às questões ambientais**. 2. ed. Tupã: ANAP, 2017.

BOWERS, K.; MCKNIGHT, M. Reestablishing a Healthy and Resilient North. **Ecological Restoration**, v. 30, n. 4, p. 267–270, 2012.

BOWKER, L. N. **Samarco dam failure largest by far in recorded history**, 2015. Disponível em: <<https://lindsaynewlandbowker.wordpress.com/2015/12/12/samarco-dam-failure-largest-by-far-in-recorded-history/>>. Acesso em: 8 nov. 2017.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 e alterações. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Presidência da república. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 28 mai. 2012.

BRASIL. Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Presidência da república. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 19 jul. 2000. Seção 1, p. 4917

BRASIL. Resolução CONAMA nº 9, de 24 de outubro de 1996. Define corredor de vegetação entre remanescentes. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 217, 7 nov. 1996. Seção 1, p. 23069-23070.

BUNN, A. G.; URBAN, D. L.; KEITT, T. H. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. **Journal of Environmental Management**, v. 59, n. 4, p. 265–278, 2000.

CALEGARI, L. et al. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 871–880, 2010.

CAMPOE, O. C. et al. Atlantic forest tree species responses to silvicultural practices in a degraded pasture restoration plantation: From leaf physiology to survival and initial growth. **Forest Ecology and Management**, v. 313, p. 233–242, 2014.

CASTRO, A. L. C. De. **Glossário de defesa civil estudos de riscos e medicina de desastres**. . Brasília: [s.n.], 2002.

CASTRO, N. L. M. de. **Delimitação automatizada das áreas de preservação permanente ao longo das linhas de cumeada**. 2014. 76 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2014.

CLOSSET-KOPP, D.; WASOF, S.; DECOCQ, G. Using process-based indicator species to evaluate ecological corridors in fragmented landscapes. **Biological Conservation**, v. 201, p. 152–159, 2016.

COELHO, A. L. N. **ALTERAÇÕES HIDROGEOMORFOLÓGICAS NO MÉDIO-BAIXO RIO DOCE / ES**. 2007. 227 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2007.

COLSON, F.; BOGAERT, J.; CEULEMANS, R. Fragmentation in the Legal Amazon, Brazil: Can landscape metrics indicate agricultural policy differences? **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1467–1471, 2011.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE (CBH-DOCE). **CBH-Doce » A Bacia**, Brasília, 2016. Disponível em: <<http://www.cbhdoce.org.br/institucional/a-bacia>>. Acesso em: 13 dez. 2018.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**. New York: Lewis Publishers, 1998.

CONSÓRCIO ECOPLAN. **Plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce e planos de ações para as unidades de planejamento e gestão de recursos hídricos no âmbito da bacia do rio Doce**. Brasília - DF: [s.n.], 2010. v. 1.

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, 2015.

DÁRIO, F. R.; ALMEIDA, Á. F. de. Influência de corredor florestal sobre a avifauna da Mata Atlântica. **Scientia Florestalis**, n. 58, p. 99–109, 2000.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. **Sistema de informações Geográficas de Mineração (SIGMINE)**, Brasília, 2017. Disponível em: <<http://sigmine.dnpm.gov.br/webmap/>>. Acesso em: 8 mar. 2018.

DOBSON, A. P.; BRADSHAW, A. D.; BAKER, A. J. M. Hopes for the Future: Restoration Ecology and Conservation Biology. **Science**, v. 277, n. 7, p. 515–522, 1997.

DONDINA, O. et al. How to manage hedgerows as effective ecological corridors for mammals: A two-species approach. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 231, p. 283–290, 2016.

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, p. 314–322, 2007.

DUARTE, W. O.; BRITO, J. L. Análise temporal do uso da terra e cobertura vegetal do alto curso do rio Uberabinha utilizando imagens do satélite CBERS 2. In: XII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2005, Goiânia. **Anais...**, Goiânia: INPE, 2005. p. 2965–2972.

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, 2013.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Satélites de Monitoramento**, Brasília, 2013. Disponível em: <[https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/sat/conteudo/missao\\_landsat.html](https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/sat/conteudo/missao_landsat.html)>. Acesso em: 9 nov. 2018.

ESCOBAR, F. B. **Padrões estruturais fitossociológicos e áreas potenciais para corredores ecológicos na bacia do puraquequara Manaus - AM**. 2016. 100 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2016.

ESPINDOLA, H. S.; WENDLING, I. J. Elementos biológicos na configuração do território do rio Doce. **Varia História**, v. 24, n. 39, p. 177–197, 2008.

ESRI. **Help - ArcGIS Desktop: Distance toolset concepts**, USGS, 2018. Disponível em: <<http://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/creating-the-least-cost-path.htm>>. Acesso em: 10 nov. 2018.

ESTRADA, A. et al. **Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter**. **Science Advances**. Washington, DC: American Association for the Advancement of Science. , 2017

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003.

FARR, T. G. et al. The Shuttle Radar Topography Mission. **Reviews of Geophysics**, v. 45, n. 2, p. 1–33, 2007.

FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. de M. Análise Espacial da Fragmentação Florestal da Bacia do Rio Ubá - RJ. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 4, p. 1429–1439, 2017.

FERRARI, J. L. et al. Corredores ecológicos potenciais na subbacia hidrográfica do córrego Horizonte, Alegre-ES, indicados por meio de SIG. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 7, n. 1, p. 133–141, 2012.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 37, n. 3, p. 109–

110, 2007.

FLETCHER, R. J. et al. Is habitat fragmentation good for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 226, p. 9–15, 2018.

FLORENZANO, T. G. Geotecnologias na geografia aplicada: Difusão e acesso. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 17, p. 24–29, 2005.

FORGY, E. W. Cluster analysis of multivariate data: efficiency vs interpretability of classifications. **Biometrics**, v. 21, p. 768–769, 1965.

FORMIGONI, M. H. **Análise temporal da vegetação associada à estimativa de precipitação pluvial por sensoriamento remoto na bacia hidrográfica do rio Doce**. 2018. 119 f. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, 2018.

FREITAS, S. R.; CRUZ, C. B. M. Índices de vegetação na caracterização de fragmentos de Mata Atlântica no estado do RJ. In: XI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2003, Belo Horizonte. **Anais...**, Belo Horizonte: INPE, 2003. p. 2737–2744.

FRIEDMAN, H. P.; RUBIN, J. On Some Invariant Criteria for Grouping Data. **Journal of the American Statistical Association**, v. 62, n. 320, p. 1159–1178, 1967.

GALETTI, M. et al. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1229–1241, 2009.

GILBERT-NORTON, L. et al. A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. **Conservation Biology**, v. 24, n. 3, p. 660–668, 2010.

GROSS, M. Brazil's fragmented forests. **Current Biology**, v. 27, n. 14, p. 681–684, 2017.

GUIMARÃES, H. et al. Indicators of ecosystem services in a military Atlantic Forest area, Pernambuco - Brazil. **Ecological Indicators**, v. 80, n. 5, p. 247–257, 2017.

HADDAD, N. M. et al. Applied Ecology: Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 52, p. 1–9, 2015.

HADDAD, N. M. et al. Corridor use by diverse taxa. **Ecology**, v. 84, n. 3, p. 609–615, 2003.

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, n. 6, p. 51–59, 2018.

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, 2017.

INSTITUTO BIO ATLÂNTICA (IBIO). **Entidade delegatária e equiparada às funções de Agência de Água**, 2016. Disponível em: <<http://www.ibioagbdoce.org.br/a-bacia/>>. Acesso em: 1 dez. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais.** Brasília: [s.n.], 2015.

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, 2014.

JUVANHOL, R. S. et al. Análise Espacial de Fragmentos Florestais: Caso dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, Estado do Espírito Santo. **Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 4, p. 353–364, 2011.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Das Geographische System der Klimate**. Berlin: fünf Bänden, 1936.

KORMAN, V. **Proposta de interligação das glebas do parque estadual de Vassununga (Santa Rita do Passo Quatro, SP)**. 2003. 131 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG**. 1ª ed. [S.l.]: Oficina de Textos, 2009.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Landschaftsanalyse mit GIS Bearbeitet von**. Stuttgart: Ulmer - UTB, 2007.

LAURANCE, W. F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1137, 2009.

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, 2010.

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, 2018.

LILLESAND, T.; KIEFER, R. W.; CHIPMAN, J. **Remote Sensing and image interpretation**. 6. ed. Chichester: John Wiley & Sons, 2007.

LIU, J. J.; SLIK, J. W. F. Forest fragment spatial distribution matters for tropical tree conservation. **Biological Conservation**, v. 171, p. 99–106, 2014.

LOPES, J. K. R.; TRIGUEIRO, A.; CICCARONE, C. Atingidos pelo futuro: perspectivas e debates na instalação da UHE Aimorés/Itueta - MG, Brasil. **Revista Sinais**, v. 1, n. 11, 2012.

LOUZADA, F. L. R. de O. **Proposta de corredor ecológico para interligação dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, ES, utilizando geotecnologias**. 2010. 108 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2010.

LOUZADA, F. L. R. de O. et al. Proposta de corredores ecológicos para interligação de parques estaduais utilizando geotecnologia, Espírito Santo (ES)-Brasil. **Revista**

**Geografica Venezuelana**, v. 53, n. 2, p. 239–254, 2012.

LOUZADA, F. L. R. de O.; SANTOS, A. R. dos; SILVA, A. G. da. **Delimitação de corredores ecológicos no ArcGIS 9.3**. 1. ed. Alegre: CAUFES, 2010. v. 91.

LUCENA, E. de. **Tragédia da Samarco teve triplo recorde mundial, diz consultoria - Instituto Humanitas Unisinos - IHU**. São Paulo, 2015. Disponível em: <<http://www.ihu.unisinos.br/noticias/550115-tragedia-da-samarco-teve-triplo-recorde-mundial-diz-consultoria>>. Acesso em: 8 nov. 2017.

MARQUES, B. da S.; BELEI, F.; SAMPAIO, W. M. S. Ictiofauna do baixo rio Manhuaçu (Bacia do médio rio Doce). **Evolução e Conservação da Biodiversidade**, v. 4, n. 1, p. 32–41, 2013.

MARTA-ALMEIDA, M. et al. Fundão Dam collapse: Oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, n. 1–2, p. 359–364, 2016.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2184–2192, 2008.

MARTINS, A. K. E. et al. Metodologia para Indicação de Corredores Ecológicos por Meio de um Sistema de Informações Geográficas. In: IX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 1998, Santos. **Anais...**, Santos: INPE, 1998. p. 611–620.

MARTINS, I. C. de M. et al. Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais “Ipucas” no município de Lagoa da Confusão, Tocantins. **Revista Árvore**, v. 26, n. 3, p. 299–309, 2002.

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, 2015.

MATIAS, L. F. **Sistema de Informações Geográficas (SIG): Teoria e Método para Representação do Espaço Geográfico**. 2001. 325 f. Tese (Doutorado em Geografia Humana) -Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. 351. ed. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995.

MEIRA, R. M. S. A. et al. Brazil’s mining code under attack: giant mining companies impose unprecedented risk to biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 2, p. 407–409, 2016.

MELLO, A. Y. I. De et al. Avaliação de técnicas de classificação digital de imagens LANDSAT em diferentes padrões de cobertura da terra em Rondônia. **Revista Árvore**, v. 36, n. 3, p. 537–547, 2012.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. De. **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Brasília: Universidade de Brasília, 2012.

METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological**

**Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1138–1140, 2009.

MILANEZ, B.; LOSEKAN, C. **Desastre no Vale do Rio Doce: antecedentes, impactos e ações sobre a destruição**. Rio de Janeiro: Folio Digital, 2016.

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, 1 ago. 2018.

MORTELLITI, A.; AMORI, G.; BOITANI, L. The role of habitat quality in fragmented landscapes: a conceptual overview and prospectus for future research. **Oecologia**, v. 163, n. 3, p. 535–547, 2010.

NEVES, A. C. de O. et al. Neglect of ecosystems services by mining, and the worst environmental disaster in Brazil. **Natureza e Conservação**, v. 14, n. 1, p. 24–27, 2016.

NOSS, R. F. From Plant Communities to Landscapes in Conservation Inventories : A Look at The Nature. **Biological Conservation**, v. 41, p. 11–37, 1987.

NUNES, G. M. et al. Sistemas de Informações Geográficas aplicados na implantação de corredores ecológicos na Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Vacacaí-Mirim (RS). In: XII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2005, Goiânia. **Anais...**, Goiânia: INPE, 2005. p. 3183–3189.

OLIVEIRA, A. P. G. et al. Uso de geotecnologias para o estabelecimento de áreas para corredores de biodiversidade. **Revista Árvore**, v. 39, n. 4, p. 595–602, 2015.

OLIVEIRA, É. H. de. **A utilização das geotecnologias no ensino de geografia**. 2013. 50 f. Monografia (Graduação em Educação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2013.

OLIVEIRA, F. S. de. **Diagnóstico dos fragmentos florestais e das áreas de preservação permanente no entorno do Parque Nacional do Caparaó, no estado de Minas Gerais**. 2006. 59 f. Dissertação (Mestre em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

OLIVEIRA, G. de C.; FERNANDES FILHO, E. I. Metodologia para delimitação de APP's em topos de morro segundo o novo Código Florestal brasileiro utilizando sistemas de informação geográfica. In: XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...**, Foz do Iguaçu: INPE, 2013. p. 4443–4450.

PARDINI, R. et al. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, p. 1–10, 2010.

PEDRON, F. de A. et al. A aptidão de uso da terra como base para o planejamento da utilização dos recursos naturais no município de São João do Polêsine – RS Land suitability as a base for natural resource use planning at the São João do Polesine. **Ciência Rural**, v. 36, n. 1, p. 105–112, 2006.

PEIXOTO, R. S. et al. Occurrence of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) and *Mesocyclops ogunnus* Onabamiro, 1957 in lakes of the Middle River Doce, MG, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 3, p. 356–360, 2010.

PELUZIO, T. M. de O. **Lógica Fuzzy na Determinação de Fragmentos Florestais para a Coleta de Sementes**. 2017. 151 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2017.

PELUZIO, T. M. de O. et al. **Mapeamento de Áreas de Preservação Permanente no ArcGIS 9.3**. 1. ed. Alegre: CAUFES, 2010.

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, 2018.

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

PERON, A. J.; EVANGELISTA, A. R. Degradação de pastagens em regiões de cerrado. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 28, n. 3, p. 655–661, 2004.

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

PINTO, S. dos A. F. **Sensoriamento remoto e integração de dados aplicados no estudo da erosão dos solos: contribuição metodológica**. 1991. 134 f. Tese (Doutorado INPE) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1991.

PIRES, A. P. F. et al. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 2017.

PIRES, P. C. M. **Desenvolvimento de uma metodologia de avaliação de riscos ambientais para apoiar a elaboração de planos de emergência**. 2005. Dissertação (Mestrado em Ciência e Sistema de Informação Geográfica) - Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação, Lisboa, 2005.

PIROVANI, D. B. **Fragmentação Florestal, Dinâmica e Ecologia da Paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim, Es**. 2010. 106 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2010.

PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G. da; SANTOS, A. R. dos. Análise da paisagem e mudanças no uso da terra no entorno da RPPN Cafundó, ES. **Cerne**, v. 21, n. 1, p. 27–35, 2015.

PORTELA, R. de C. Q.; SANTOS, F. A. M. dos. Produção e espessura da serapilheira na borda e interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica de diferentes tamanhos. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 2, p. 271–280, 2007.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. 1ª ed. [S.l.]: Editora Planta, 2001.

PÜTZ, S. et al. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 12, p. 1986–1997, 2011.

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, 2015.
- RIBEIRO, M. C. et al. 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, 2009.
- ROCHA, C. C. et al. Modelagem de corredores ecológicos em ecossistemas fragmentados utilizando processamento digital de imagens e sistemas de informações georreferenciadas. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2007, Florianópolis. **Anais...**, Florianópolis: INPE, 2007. p. 3065–3072.
- ROSA, R. Geotecnologias na Geografia aplicada. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 16, p. 81–90, 2005.
- RUSHDI, A. M. A.; HASSAN, A. K. Reliability of migration between habitat patches with heterogeneous ecological corridors. **Ecological Modelling**, v. 304, p. 1–10, 2015.
- SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of Mathematical Psychology**, v. 15, n. 3, p. 234–281, 1977.
- SAITO, N. S. et al. Geotecnologia e ecologia da paisagem no monitoramento da fragmentação florestal. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 201–210, 2016.
- 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, 2016.
- SANTOS, A. R.; PELUZIO, T. M. de O.; SAITO, N. S. **SPRING 5.1.2 passo a passo : aplicações práticas**. 1. ed. Alegre: CAUFES, 2010.
- SANTOS, J. **LANDSAT-8 : Download de imagens através dos sites Earth Explorer e GLOVIS**. 1. ed. São Paulo: Processamento Digital - Geotecnologias e Software Livre, 2013.
- SANTOS, J. S. et al. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 88, n. May, p. 414–424, 2018.
- SANTOS JUNIOR, P. C. A. et al. The importance of restoration areas to conserve bird species in a highly fragmented Atlantic forest landscape. **Natureza e Conservação**, v. 14, n. 1, p. 1–7, 2016.
- SEOANE, C. E. S. et al. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 207–216, 2010.
- 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, 2019.
- 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, 2018.

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. 176–197, 2017.

SILVA, J. M. C. da; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, n. 6773, p. 72–74, 2000.

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, 2018.

SOUSA, T. R. et al. The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of Central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 393, p. 105–112, 2017.

SOUZA, S. O. Geotecnologias aplicadas à análise espaço tempo do uso e da ocupação da terra na planície costeira de Caravelas (BA). **Boletim Goiano de Geografia**, v. 35, n. 1, p. 71–89, 2015.

TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M. Patch Structure within Brazilian Atlantic Forest Fragments and Implications for Conservation1. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 925–933, 2000.

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, 2010.

TAFFARELLO, D. et al. Hydrological services in the Atlantic Forest, Brazil: An ecosystem-based adaptation using ecohydrological monitoring. **Climate Services**, v. 8, n. 5, p. 1–16, 2017.

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

THIAGO, C. R. L. **Aplicação da Lógica Fuzzy na identificação de fragmentos florestais com potencial para conservação**. 2015. 93 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2015.

TÔSTO, S. G. et al. **Geotecnologias e Geoinformação : o produtor pergunta, a Embrapa responde**. Brasília - DF: Embrapa, 2014.

TREVISAN, G. V.; BISPO, P. C.; MAIA, A. L. S. Análise de diferentes técnicas de classificação digital no mapeamento do uso e cobertura da terra. In: IV GEONORDESTE - Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto, 2008, Aracaju. **Anais...**, Aracaju: Embrapa & Resgeo, 2008. CD-ROM.

VERBEYLEN, G. et al. Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? **Landscape Ecology**, v. 18, n. 8, p. 791–805, 2003.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25–42, 1998.

VIEIRA, F. Distribuição, impactos ambientais e conservação da fauna de peixes da bacia do rio Doce. **MG Biota**, v. 2, n. 5, p. 5–22, 2009.

VUILLEUMIER, S.; PRÉLAZ-DROUX, R. Map of ecological networks for ecological planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 58, p. 157–170, 2002.

ZANETTI, J.; BRAGA, F. L. S.; DUARTE, D. C. de O. Comparação dos métodos de classificação supervisionada de imagem máxima verossimilhança, distância euclidiana, paralelepípedo e redes neurais em imagens VANT, utilizando o método de exatidão global, índice kappa e o tau. In: IV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOMÁTICA, 2017, Presidente Prudente. **Anais...**, Presidente Prudente: INPE, 2017. p. 244–250.

ZANTER, K. **LANDSAT 8 Surface reflectance code (LASRC)**. 1. ed. Sioux Falls: Department of the Interior U.S. Geological Survey, 2018.