

LUIZ HENRIQUE ELIAS COSIMO

**INDICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL
COMPENSATÓRIA À MINERAÇÃO DE BAUXITA NA ZONA DA MATA DE
MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Sebastião Venâncio Martins

Coorientador: José Marinaldo Gleriani

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2020**

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - câmpus Viçosa**

T

C834i
2020

Cosimo, Luiz Henrique Elias, 1995-

Indicação de áreas prioritárias para restauração florestal compensatória à mineração de bauxita na Zona da Mata de Minas Gerais / Luiz Henrique Elias Cosimo. – Viçosa, MG, 2020.

145 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Sebastião Venâncio Martins.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Reflorestamento - Zona da Mata (MG : Mesorregião).
2. Responsabilidade por danos ambientais. 3. Recuperação ecológica. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Florestal. Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal. II. Título.

CDO adapt. CDD 22. ed. 634.9232

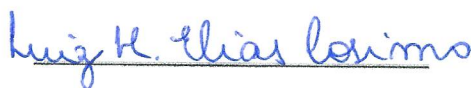
LUIZ HENRIQUE ELIAS COSIMO

**INDICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL
COMPENSATÓRIA À MINERAÇÃO DE BAUXITA NA ZONA DA MATA DE
MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

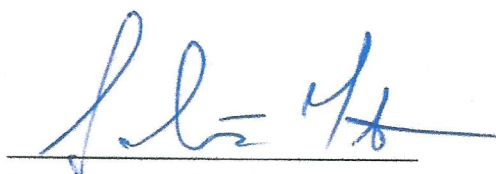
APROVADA: 18 de fevereiro de 2020.

Assentimento:



Luiz Henrique Elias Cosimo

Autor



Sebastião Venâncio Martins

Orientador

***À minha amada família:
sempre foi por vocês
e sempre será.***

AGRADECIMENTOS

À minha mãe Maria Lúcia Elias e ao meu pai Luiz Donizette Cosimo, obrigado pelo apoio constante e incondicional à minha trajetória acadêmica, desde o momento em que eu segurei um lápis pela primeira vez em minha mão até o momento que eu segurei meu diploma de curso superior. Vocês, ao lado de meu irmão Leandro Davi Elias Cosimo, são os pilares da minha existência e foram essenciais para que eu chegasse até aqui, pois nunca mediram esforços para que eu pudesse receber uma educação de qualidade.

À minha avó Wilma Lopes Elias (*in memoriam*), obrigado pelo apoio e por me ensinar tantas virtudes valiosas, como humildade, honestidade e respeito. Aos meus tios Antônio, José, Leonarda, Nascimento e Rosângela, aos meus primos Camila, Kayque, Nataniel e Tamires, ao meu avô Vicente Antônio Elias e ao Nelson, obrigado pelo enorme apoio e incansável torcida.

Aos meus grandes amigos Amanda, Flávia, Ingrid, Laura, Lira, Lívia, Lucas, Raul e Tamara, obrigado pelo apoio e por tantos momentos perfeitos, que extrapolaram nossa trajetória na UFV. Obrigado por estarem ao meu lado sempre que eu precisei e pela maravilhosa companhia nos momentos de prazer. Vocês sempre acreditaram em mim e tornaram esta caminhada mais alegre.

Aos meus queridos amigos do Laboratório de Restauração Florestal (LARF), em especial Aline, Angela, Diego, Wesley e Wiane, obrigado pelo prazer de trabalhar ao lado de uma equipe comprometida, responsável, alegre e sempre disponível para auxiliar a mim e a todos quando necessário. Sinto muito orgulho do que construímos juntos e foi um grande prazer ter a oportunidade de trabalhar e aprender com um time tão incrível.

Ao professor Sebastião Venâncio Martins, obrigado pela orientação neste trabalho e em tantos outros desde que iniciei minhas atividades no LARF em 2015. Obrigado por abrir as portas do laboratório e me oferecer tantas oportunidades que foram fundamentais para minha formação acadêmica. Ao professor José Marinaldo Gleriani, obrigado pela coorientação neste trabalho, especialmente nos aspectos relacionados ao sensoriamento remoto, e pelas contribuições na banca de defesa. Ao professor Elpídio Inácio Fernandes Filho, obrigado por aceitar o convite para participar da banca e contribuir para a melhoria deste trabalho.

A todos os professores e servidores da Universidade Federal de Viçosa, em especial do Departamento de Engenharia Florestal e aqueles ligados ao Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Ciência Florestal (PPGCF), obrigado pelo seu trabalho e compromisso com

o ensino, pesquisa e extensão. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), obrigado pela concessão da bolsa, que foi essencial que eu pudesse concluir esta etapa. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

À Companhia Brasileira de Alumínio (CBA), obrigado pelo apoio a este trabalho e aos demais que têm sido realizados através do convênio com o LARF. O compromisso da CBA com a sustentabilidade e com a pesquisa científica nos deixa muito orgulhosos em fazer parte desta parceria.

RESUMO

COSIMO, Luiz Henrique Elias, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2020. **Indicação de áreas prioritárias para restauração florestal compensatória à mineração de bauxita na Zona da Mata de Minas Gerais.** Orientador: Sebastião Venâncio Martins. Coorientador: José Marinaldo Gleriani.

A restauração de ecossistemas tem se tornado um tema cada vez mais importante, sendo necessária a priorização de áreas com potencial de gerar maiores benefícios ao ambiente e às populações humanas. No contexto da mineração, além da restauração das áreas mineradas, tal prática tem sido altamente associada com a compensação ambiental em outras áreas. A Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) atua na Zona da Mata de Minas Gerais com mineração de bauxita, a qual ocorre principalmente em terras antropizadas, onde pastagens e culturas como o café podem, ocasionalmente, estar associadas com árvores isoladas, cuja supressão gera uma grande demanda de plantios de compensação. Neste cenário, o objetivo deste estudo foi indicar áreas prioritárias para a restauração florestal compensatória à mineração de bauxita em três regiões da Zona da Mata de interesse para plantios de restauração: 1) um bloco formado pela união dos municípios de Descoberto e Itamarati de Minas, 2) um segundo bloco formado por Mirai e São Sebastião da Vargem Alegre e 3) a Zona de Amortecimento do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (ZA-PESB). Em uma primeira abordagem, para cada uma das áreas de estudo, uma modelagem de prioridade de restauração foi realizada através de análise multicritério baseada em sistemas de informações geográficas. Cinco fatores foram considerados: Áreas de Preservação Permanente (áreas protegidas por lei com importante função ambiental), declividade (áreas menos declivosas são mais aptas ao uso antrópico), uso e cobertura do solo (alguns usos são mais aptos à restauração, com menor conflito de terra, enquanto outros impossibilitam a restauração), distância dos fragmentos mais conservados (mais importantes para conservação de biodiversidade e para o enriquecimento natural das áreas em restauração) e formação de corredores ecológicos (com o papel de conectar os fragmentos mais conservados). Os fatores foram padronizados em uma escala de adequabilidade e agregados em três cenários de risco (baixo, médio e alto), representando a dúvida relacionada à escolha de um local para o objetivo final. Enquanto o cenário de baixo risco buscou garantir o atendimento de todos os critérios, o número de áreas com elevada adequabilidade foi restrito. Por outro lado, no cenário de alto risco, os fatores com elevada adequabilidade em um local são favorecidos, resultando em uma área apta. Como o não atendimento de todos os critérios é aceitável no

caso da restauração florestal, o cenário de risco alto foi considerado o mais plausível, pois gerou um maior número de alternativas de elevada adequabilidade. Isto é interessante porque existem diversos outros fatores não considerados neste estudo que podem ser limitantes para a restauração, de modo que quanto maior o número de alternativas viáveis, maior a probabilidade da escolha de uma área de alta prioridade. Em uma segunda abordagem, as áreas de estudo foram caracterizadas quanto à cobertura florestal em imóveis rurais e estrutura da paisagem. A abordagem utilizada mostrou uma grande diminuição nas demandas de restauração de Reserva Legal após a revisão do Código Florestal, onde apenas alguns imóveis foram considerados irregulares, pois pequenos imóveis rurais não precisam cumprir o requisito mínimo de 20% da área do imóvel coberta com vegetação nativa. Os imóveis irregulares e aqueles com baixa cobertura florestal foram considerados como prioritários para restauração. A estrutura da paisagem evidenciou grande fragmentação florestal, resultado da conversão de vegetação nativa em terras agrícolas no passado, cenário comum a várias regiões da Mata Atlântica. Fragmentos de pequenas dimensões predominaram nas três regiões estudadas, os quais são importantes em termos de conectividade. Os fragmentos estão sujeitos a uma elevada interação com a matriz e maiores pressões externas (representadas por maiores larguras de borda) tendem a resultar em áreas muito menores para conservação de espécies sensíveis ao efeito de borda, devido à predominância de formas irregulares. Assim, a restauração florestal compensatória pode ser um meio de minimizar os impactos negativos da fragmentação, sendo que os municípios de Mirai e São Sebastião da Vargem Alegre e a ZAPESB apresentam uma maior necessidade de intervenção para garantir conservação na região. Atualmente, um amplo programa de compensação ambiental da CBA já está sendo conduzido nas regiões de atuação da empresa. Este estudo é um passo além, que busca favorecer o planejamento futuro da restauração florestal nestas paisagens. Contudo, fatores econômicos e sociais devem ser considerados, pois podem limitar a restauração. Assim, o uso das abordagens apresentadas neste estudo deve ser avaliado com razoabilidade, pois sua aplicação pode ser inviabilizada por outros fatores e elas podem sofrer alterações de acordo com o objetivo da restauração, legislação aplicável e mudanças de paradigmas ecológicos.

Palavras-chave: Restauração ecológica. Compensação ambiental. Reflorestamento com espécies nativas.

ABSTRACT

COSIMO, Luiz Henrique Elias, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2020. **Indicating priority areas for forest restoration compensatory to bauxite mining in the “Zona da Mata” region of Minas Gerais State, Brazil.** Advisor: Sebastião Venâncio Martins. Co-advisor: José Marinaldo Gleriani.

Ecosystem restoration has become an increasingly important theme, requiring the prioritization of areas with the potential to generate greater benefits for the environment and human populations. In the mining context, in addition to the restoration of mined areas, this practice has been highly associated with environmental compensation in other areas. The Brazilian Company of Aluminum (Companhia Brasileira de Alumínio - CBA, in Portuguese) operates in the “Zona da Mata” region of Minas Gerais State, Brazil, with bauxite mining, which occurs mainly on anthropized land, where pasture and crops such as coffee may occasionally be associated with isolated trees, whose suppression generates a large demand for compensation plantings. In this scenario, the objective of this work was to indicate priority areas for forest restoration compensatory to bauxite mining in three regions in “Zona da Mata” of interest for restoration plantings: 1) a block formed by the union of the municipalities of Descoberto and Itamarati de Minas, 2) a second block formed by Miraí and São Sebastião da Vargem Alegre e 3) the Buffer Zone of “Serra do Brigadeiro” State Park (BZ-SBSP). As a first approach, for each of the study areas, a restoration priority modeling was performed through multicriteria analysis based on geographic information systems. Five factors were considered: Permanent Preservation Areas (areas protected by law with important environmental function), slope (less steep areas are more suitable for anthropogenic use), land use and land cover (some uses are more suitable for restoration, with less land conflict, while others make restoration impossible), distance from the most conserved fragments (more important for biodiversity conservation and natural enrichment of restoration areas) and formation of ecological corridors (with the role of connecting the most conserved fragments). Factors were standardized on a suitability scale and aggregated under three risk scenarios (low, medium and high), representing the doubt of choosing a location for the final objective. While the low-risk scenario sought to ensure that all criteria were met, the number of areas with high suitability was restricted. On the other hand, in the high-risk scenario, factors with high suitability in a location are favored, resulting in a suitable area. Since not meeting all the criteria is acceptable in the case of forest restoration, the high-risk scenario was considered the most plausible, as it generated a greater number of high suitability

alternatives. This is interesting because there are several other factors not considered in this study that may be limiting for restoration, so the greater the number of viable alternatives, the greater the probability of choosing a high priority area. As a second approach, the study areas were characterized by the forest cover in rural properties and landscape structure. The methodology used showed a large decrease in the possible demands of Legal Reserve restoration after the revision of the Forest Code, where only a few properties were considered irregular, since small rural properties do not need to meet the minimum requirement of 20% of property area covered by native vegetation. Irregular properties and those with low forest cover were considered as priorities for restoration. Landscape structure showed great forest fragmentation, as result of the conversion of native vegetation to agricultural land in the past, which is a common scenario in several regions of the Atlantic Forest. Smaller fragments predominated in all of the studied regions, which are important in terms of connectivity. The fragments are subjected to a high interaction with the matrix and higher external pressures (represented by larger edge widths) tend to result in much smaller areas for conservation of edge-sensitive species, due to the predominance of irregular shapes. Thus, compensatory forest restoration may be able to minimize the negative impacts of fragmentation, in a way that the municipalities of Mirai and São Sebastião da Vargem Alegre and the BZ-SBSP present a greater need for intervention to ensure conservation in the region. Currently, a large CBA environmental compensation program is already being conducted in the company's operating regions. This study is a step further, which seeks to favor the future planning of forest restoration in these landscapes. However, economic and social factors should be considered as they may limit restoration. Thus, the use of the approaches presented in this study should be reasonably evaluated, as their application may be unfeasible due to other factors and they may change according to the objective of restoration, applicable legislation and changes in ecological paradigms.

Keywords: Ecological restoration. Environmental compensation. Reforestation with native species.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1-1. Localização e delimitação das áreas de estudo A1 (Descoberto e Itamarati de Minas) e A2 (São Sebastião da Vargem Alegre e Mirai).	28
Figura 1-2. Função sigmoidal monotonicamente crescente utilizada para padronizar o fator relacionado à declividade de A1 e A2 na escala 0-255.	30
Figura 1-3. Função sigmoidal monotonicamente decrescente utilizada para padronizar o fator relacionado à distância dos fragmentos florestais mais conservados de A1 e A2 na escala 0-255.	33
Figura 1-4. Escala de importância relativa no Processo Analítico Hierárquico.	35
Figura 1-5. Espaço de decisão estratégica para a média ponderada ordenada.	36
Figura 1-6. Fatores da análise multicritério para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória em A1 e A2.	39
Figura 1-7. Métricas para os fragmentos florestais de A1, indicando os selecionados para calcular a distância dos fragmentos mais conservados e conexão por corredores ecológicos.	41
Figura 1-8. Métricas para os fragmentos florestais de A2, indicando os selecionados para calcular a distância dos fragmentos mais conservados e conexão por corredores ecológicos.	42
Figura 1-9. Corredores ecológicos delimitados em A1 e A2.	44
Figura 1-10. Adequabilidade para restauração florestal compensatória em A1 sob três cenários de risco.	46
Figura 1-11. Adequabilidade para restauração florestal compensatória em A2 sob três cenários de risco.	47
Figura 1-12. Classes de prioridade para restauração florestal compensatória em A1 sob três cenários de risco.	48
Figura 1-13. Classes de prioridade para restauração florestal compensatória em A2 sob três cenários de risco.	49
Figura 2-1. Localização e delimitação das áreas de estudo A1 (Descoberto e Itamarati de Minas) e A2 (São Sebastião da Vargem Alegre e Mirai).	61
Figura 2-2. Balanço de vegetação nativa dos imóveis rurais de A1 e A2 por classe de cobertura florestal, considerando um limiar de 20% da área do imóvel e desconsiderando o número de módulos fiscais.	66

Figura 2-3. Localização dos imóveis rurais de A2 e A2 cadastrados no CAR por classe de cobertura florestal, indicando os imóveis considerados irregulares.	68
Figura 2-4. Área central total (TCA) e número de áreas centrais disjuntas (NDCA) em função da largura de borda por classe de tamanho dos fragmentos florestais de A1 e A2.	70
Figura 2-5. Esquema do efeito da largura de borda sobre a área central (CORE) e número de áreas centrais disjuntas (NCORE) em nível de fragmento.	71
Figura 2-6. Distância euclidiana do vizinho mais próximo (DEVMP) e área acumulada (AAC) variando o tamanho do menor fragmento florestal considerado em a) A1 e b) A2.....	73
Figura 3-1. Localização da Zona de Amortecimento do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (ZA-PESB), Minas Gerais, Brasil.	84
Figura 3-2. Imagens de satélite e porções selecionadas para construir o mosaico para representar a ZA-PESB.....	85
Figura 3-3. Função sigmoideal monotonicamente crescente utilizada para padronizar o fator relacionado à declividade da ZA-PESB na escala 0-255.....	87
Figura 3-4. Função sigmoideal monotonicamente decrescente utilizada para padronizar o fator relacionado à distância dos fragmentos florestais mais conservados da ZA-PESB na escala 0-255.	89
Figura 3-5. Escala de importância relativa no Processo Analítico Hierárquico.....	92
Figura 3-6. Espaço de decisão estratégica para a média ponderada ordenada.	94
Figura 3-7. Fatores da análise multicritério para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória na ZA-PESB.	96
Figura 3-8. Métricas para os fragmentos florestais com área total ≥ 10 ha na ZA-PESB, indicando os selecionados para calcular a distância dos fragmentos mais conservados e conexão por corredores ecológicos.....	98
Figura 3-9. Corredores ecológicos delimitados na ZA-PESB.....	100
Figura 3-10. Adequabilidade para restauração florestal compensatória na ZA-PESB sob três cenários de risco.	102
Figura 3-11. Classes de prioridade para restauração florestal compensatória na ZA-PESB sob três cenários de risco.....	104
Figura 4-1. Localização da Zona de Amortecimento do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (ZA-PESB), Minas Gerais, Brasil.	118
Figura 4-2. Imagens de satélite e porções selecionadas para construir o mosaico para representar a ZA-PESB.....	119
Figura 4-3. Área da ZA-PESB efetivamente estudada para estrutura da paisagem.	122

Figura 4-4. Balanço de vegetação nativa dos imóveis rurais da ZA-PESB por classe de cobertura florestal e por município, considerando um limiar de 20% da área do imóvel e desconsiderando o número de módulos fiscais.	128
Figura 4-5. Localização dos imóveis rurais da ZA-PESB cadastrados no CAR por classe de cobertura florestal, indicando os imóveis considerados irregulares.	130
Figura 4-6. Área central total (TCA) e número de áreas centrais disjuntas (NDCA) em função da largura de borda por classe de tamanho dos fragmentos florestais da ZA-PESB..	134
Figura 4-7. Esquema do efeito da largura de borda sobre a área central (CORE) e número de áreas centrais disjuntas (NCORE) em nível de fragmento.	135
Figura 4-8. Distância euclidiana do vizinho mais próximo (DEVMP) e área acumulada (AAC) variando o tamanho do menor fragmento florestal considerado na ZA-PESB.	136

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-1. Valores de adequabilidade associados às classes de uso e cobertura do solo para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória em A1 e A2.....	32
Tabela 1-2. Critérios utilizados na análise de Caminho de Menor Custo para delimitar corredores ecológicos em A1 e A2	34
Tabela 1-3. Comparação par a par da importância relativa dos fatores e pesos estatísticos para delimitar corredores ecológicos em A1 e A2	35
Tabela 1-4. Comparação par a par da importância relativa dos fatores e pesos estatísticos para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória em A1 e A2.....	36
Tabela 1-5. Pesos de ordenação utilizados na análise multicritério para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória em A1 e A2 sob três cenários de risco.....	37
Tabela 1-6. Classes de prioridade para restauração florestal compensatória em A1 e A2 com os intervalos de adequabilidade	38
Tabela 1-7. Uso e cobertura do solo e resultados da validação para A1 e A2	40
Tabela 1-8. Área (ha) e porcentagem (%) da área de estudo por classe de prioridade para restauração florestal compensatória em A1 e A2 sob três cenários de risco.	50
Tabela 2-1. Métricas utilizadas para caracterizar a estrutura da paisagem em A1 e A2	64
Tabela 2-2. Porcentagem da área de A1 e A2 cadastrada no CAR, cobertura florestal na área cadastrada e número de imóveis rurais por classe de módulo fiscal (MF).....	65
Tabela 2-3. Caracterização geral dos imóveis rurais de A1 e A2 cadastrados no CAR por classe de cobertura florestal.....	66
Tabela 2-4. Balanço de vegetação nativa dos imóveis rurais de A1 e A2 por classe de módulo fiscal e classe de cobertura florestal, considerando um limiar de 20% da área do imóvel	67
Tabela 2-5. Métricas de paisagem calculadas por classe de tamanho dos fragmentos florestais de A1 e A2	69
Tabela 3-1. Valores de adequabilidade associados às classes de uso e cobertura do solo para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória na ZA-PESB	88
Tabela 3-2. Critérios utilizados na análise de Caminho de Menor Custo para delimitar corredores ecológicos na ZA-PESB	91
Tabela 3-3. Comparação par a par da importância relativa dos fatores e pesos estatísticos para demilitar corredores ecológicos na ZA-PESB	92

Tabela 3-4. Comparação par a par da importância relativa dos fatores e pesos estatísticos para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória na ZA-PESB	93
Tabela 3-5. Pesos de ordenação utilizados na análise multicritério para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória na ZA-PESB sob três cenários de risco.....	95
Tabela 3-6. Classes de prioridade para restauração florestal compensatória na ZA-PESB com os intervalos de adequabilidade	95
Tabela 3-7. Uso e cobertura do solo na ZA-PESB	97
Tabela 3-8. Área (ha) e porcentagem (%) da área de estudo por classe de prioridade para restauração florestal compensatória na ZA-PESB sob três cenários de risco.....	105
Tabela 4-1. Métricas utilizadas para caracterizar a estrutura da paisagem da ZA-PESB	123
Tabela 4-2. Porcentagem da área de cada município dentro da ZA-PESB cadastrada no CAR, cobertura florestal na área cadastrada, tamanho do módulo fiscal (MF) por município e número de imóveis rurais por classe de MF	124
Tabela 4-3. Caracterização geral dos imóveis rurais da ZA-PESB cadastrados no CAR por classe de cobertura florestal para cada município	126
Tabela 4-4. Balanço de vegetação nativa dos imóveis rurais da ZA-PESB por classe de módulo fiscal e classe de cobertura florestal, considerando um limiar de 20% da área do imóvel	129
Tabela 4-5. Métricas de paisagem calculadas por classe de tamanho dos fragmentos florestais da ZA-PESB	133

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	17
CAPÍTULO 1 - INDICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL COMPENSATÓRIA EM MUNICÍPIOS SOB INFLUÊNCIA DA MINERAÇÃO DE BAUXITA.....	25
RESUMO.....	25
ABSTRACT.....	25
1 INTRODUÇÃO	26
2 MATERIAL E MÉTODOS	27
2.1 Áreas de estudo	27
2.2 Análise multicritério	28
2.2.1 Base de dados	28
2.2.2 Fatores e restrições	29
2.2.3 Agregação dos fatores da análise multicritério.....	35
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	38
3.1 Fatores para a análise multicritério.....	38
3.2 Áreas prioritárias para restauração florestal compensatória.....	45
4 CONCLUSÕES	51
5 REFERÊNCIAS.....	51
CAPÍTULO 2 - COBERTURA FLORESTAL EM IMÓVEIS RURAIS E ESTRUTURA DA PAISAGEM EM MUNICÍPIOS SOB INFLUÊNCIA DA MINERAÇÃO DE BAUXITA.....	57
RESUMO.....	57
ABSTRACT.....	57
1 INTRODUÇÃO	58
2 MATERIAL E MÉTODOS	60
2.1 Áreas de estudo.....	60
2.2 Base de dados	61
2.3 Cobertura florestal em imóveis rurais.....	62
2.4 Estrutura da paisagem.....	63
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	64
3.1 Cobertura florestal em imóveis rurais.....	64
3.2 Estrutura da paisagem.....	68
4 CONCLUSÕES	74
5 REFERÊNCIAS.....	75
CAPÍTULO 3 - INDICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL COMPENSATÓRIA NA ZONA DE AMORTECIMENTO DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO BRIGADEIRO	80

RESUMO.....	80
ABSTRACT.....	80
1 INTRODUÇÃO	81
2 MATERIAL E MÉTODOS	83
2.1 Área de estudo	83
2.2 Análise multicritério	84
2.2.1 Base de dados	84
2.2.2 Fatores e restrições	86
2.2.3 Agregação dos fatores da análise multicritério.....	92
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	95
3.1 Fatores para a análise multicritério.....	95
3.2 Áreas prioritárias para restauração florestal compensatória.....	101
4 CONCLUSÕES	106
5 REFERÊNCIAS.....	107
CAPÍTULO 4 - COBERTURA FLORESTAL EM IMÓVEIS RURAIS E ESTRUTURA DA PAISAGEM NA ZONA DE AMORTECIMENTO DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO BRIGADEIRO	114
RESUMO.....	114
ABSTRACT.....	114
1 INTRODUÇÃO	115
2 MATERIAL E MÉTODOS	117
2.1 Área de estudo	117
2.2 Base de dados	118
2.3 Cobertura florestal em imóveis rurais.....	119
2.4 Estrutura da paisagem.....	121
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	123
3.1 Cobertura florestal em imóveis rurais.....	123
3.2 Estrutura da paisagem.....	132
4 CONCLUSÕES	137
5 REFERÊNCIAS.....	137
CONCLUSÕES GERAIS	144

INTRODUÇÃO GERAL

Em 2019, a Organização das Nações Unidas declarou a próxima década (2021-2030) como a década sobre restauração de ecossistemas. A iniciativa se baseia no fato de que o bem estar das populações humanas depende em grande parte dos ecossistemas naturais saudáveis, os quais são responsáveis pela conservação da biodiversidade, pelo fornecimento de água em quantidade e qualidade adequadas, além da mitigação dos efeitos das mudanças climáticas através da estocagem de carbono (UN, 2019).

Tendo em vista os benefícios da restauração florestal e seu destaque internacional (Aronson e Alexander, 2013), diversos esforços com metas ambiciosas têm sido propostos. O Desafio de Bonn, por exemplo, almeja iniciar o processo de restauração de 350 milhões de hectares em todo mundo até 2030 (Verdone e Seidl, 2017). No cenário brasileiro, o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica tem como meta viabilizar a recuperação de 15 milhões de hectares até o ano de 2050 (Pinto et al., 2014).

A restauração de formações da Mata Atlântica tem estado intimamente associada com a regeneração natural em terras onde o fator de perturbação antrópica foi removido, resultando na formação de florestas secundárias espontâneas em áreas abandonadas (Martins et al., 2014; Resende et al., 2015). Portanto, em regiões com intenso uso antrópico, com solos degradados ou em paisagens de baixa resiliência, a restauração passiva pode não ser suficiente, sendo que a restauração ativa pode se tornar uma estratégia importante para alcançar as metas de restauração desejadas (Martins, 2018; Crouzeilles et al., 2019; Martins et al., 2020).

No entanto, o uso da restauração ativa na Mata Atlântica se torna restrito devido ao elevado custo quando comparado com a restauração passiva e com técnicas alternativas (Shono et al., 2007; Resende et al., 2015; Martins, 2018; Crouzeilles et al., 2019), sendo que sua prática tem sido restrita a grandes empreendimentos potencialmente impactantes ao meio ambiente. Dentre estes empreendimentos, destaca-se a mineração, que foi um dos setores que desencadeou a restauração ecológica como ciência no Brasil nas últimas três décadas do século XX, devido a demandas ligadas à restauração de áreas mineradas (Durigan e Engel, 2015). Atualmente, no contexto da mineração, as demandas de restauração partem das áreas mineradas e também da compensação ambiental em outras áreas.

As demandas citadas abrem a oportunidade de aproximação do setor privado com grupos de pesquisa em universidades para aprimorar as técnicas de restauração (implantação, manutenção e monitoramento). É neste cenário que o Laboratório de Restauração Florestal da

Universidade Federal de Viçosa (LAREF-UFV) e a Companhia Brasileira de Alumínio (CBA), empresa que tem realizado a mineração de bauxita na Zona da Mata de Minas Gerais desde 1992, firmaram uma parceria em 2011. O objetivo inicial desta parceria era a aplicação de bioindicadores de avaliação e monitoramento de áreas restauradas pós-mineração de bauxita, montagem de experimentos de restauração de áreas mineradas e orientações técnicas (Lopes et al., 2018). Atualmente, a extensão deste projeto contempla também as áreas de plantio de compensação ambiental da empresa, que é o tema central deste estudo.

Os corpos de bauxita na região apresentam pequenas dimensões e baixa profundidade, possibilitando extração rápida do minério, que dura apenas de um a poucos meses, e facilitando a recuperação destas áreas, de modo que a empresa explore diversas áreas na paisagem de forma contínua e progressiva. As áreas exploradas são, em sua maioria, áreas antropizadas (principalmente pastagens e plantios de café) que, ocasionalmente, apresentam exemplares isolados de árvores nativas. Nestes casos, a supressão dessas árvores deve ser realizada para acessar o minério, o que é autorizado pelo órgão ambiental. A supressão de exemplares arbóreos isolados nativos está condicionada ao plantio de compensação, conforme disposto na Deliberação Normativa nº 114 de 2008 do Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) do estado de Minas Gerais (COPAM, 2008).

De acordo com este dispositivo legal, a compensação depende do número de indivíduos suprimidos, sendo: a) plantio de 25 mudas para cada exemplar autorizado, quando o total de árvores com corte autorizado na propriedade for inferior ou igual a 500; b) Plantio de 30 mudas para cada exemplar autorizado, quando o total de árvores com corte autorizado for superior a 500 e inferior ou igual a 1000; c) Plantio de 40 mudas para cada exemplar autorizado, quando o total de árvores com corte autorizado for superior a 1000 (COPAM, 2008). Existe ainda uma norma específica que disciplina a compensação de espécies imunes de corte. A Lei Estadual nº 20.308 de 2012, que declara de interesse comum, de preservação permanente e imune de corte as diversas espécies com nome popular de ipê-amarelo, define o plantio de uma a cinco mudas por árvore a ser suprimida, considerando a frequência natural da espécie na região (Minas Gerais, 2012).

Portanto, como um elevado número de mudas é plantado para cada árvore suprimida, a compensação pela mineração de bauxita representa um ganho ambiental para as microrregiões da Zona da Mata onde a CBA está inserida, como ficou evidente no estudo de Balestrin et al. (2020), em que se constatou um aumento da cobertura florestal nativa entre o período anterior ao início da mineração na região e o período atual.

Com base no exposto, torna-se claro a grande demanda de plantios de restauração florestal na forma de compensação pela empresa, resultante da supressão ocasional de árvores nativas isoladas. A legislação abre uma grande janela de onde realizar estes plantios, pois a recomendação é que áreas ao redor de nascentes, margens de cursos d'água, áreas próximas à reserva legal e que propiciem a interligação de fragmentos remanescentes sejam priorizadas, na propriedade onde ocorreu a mineração ou na sub-bacia hidrográfica na qual a propriedade está inserida (COPAM, 2008). Portanto, quando não for possível realizar o plantio de compensação na propriedade que foi minerada, ele pode ser realizado em qualquer área dentro da mesma sub-bacia, seguindo as diretrizes do Instituto Estadual de Florestas (IEF).

A concepção deste estudo parte da oportunidade de indicar os melhores locais para receber os plantios de compensação tendo em vista o que vai além da propriedade de forma isolada. Ao contrário de algumas demandas de restauração que são fixadas na paisagem (como as Áreas de Preservação Permanente - APPs), os plantios de compensação podem ser utilizados como ferramentas de restauração em uma escala mais ampla e flexível, visando recuperar a integridade ecológica da paisagem e o bem-estar das populações humanas, abordagem conhecida como restauração florestal de paisagens (Mansourian e Vallauri, 2005).

Neste sentido, este estudo teve foco em regiões de atuação da CBA, contemplando grande parte das propriedades já com áreas mineradas, em processo de mineração ou onde a empresa possui direitos minerários. Três áreas de estudo foram contempladas: 1) um bloco formado pela união dos municípios Descoberto e Itamarati de Minas, 2) um segundo bloco formado por Miraí e São Sebastião da Vargem Alegre e 3) a Zona de Amortecimento do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (ZA-PESB).

O primeiro bloco de municípios engloba a unidade de Itamarati de Minas e seu entorno, onde a CBA iniciou suas atividades em 1992. Embora os processos de lavra e beneficiamento tenham cessado, ainda existem atividades de plantios de compensação e monitoramento de áreas em restauração. O segundo bloco de municípios engloba a unidade de Miraí e seu entorno, onde a empresa iniciou suas atividades em 2008. As demandas atuais de plantios derivam principalmente de licenças ambientais que autorizaram e determinaram a compensação por supressão de árvores nativas isoladas. Os estudos relacionados a estas áreas estão incluídos nos Capítulos 1 e 2.

A ZA-PESB é uma faixa de 10 km no entorno de uma das unidades de conservação de proteção integral de maior importância no contexto regional. O PESB foi criado em 1996 pelo Decreto Estadual nº 38.319 e está localizado na Zona da Mata de Minas Gerais, englobando parte dos municípios de Ervália, Fervedouro, Sericita, Araponga, Miradouro, Pedra Bonita,

Muriaé e Divino. A área protegida pelo parque é de 14.984,27 ha, abrigando vegetação florestal e campos de altitude nas porções mais elevadas. As áreas florestais são predominantemente secundárias, porém existem trechos de florestas primárias nos locais menos acessíveis (IEF, 2007a). O PESB é uma das áreas prioritárias para conservação da biodiversidade de Minas Gerais (Drummond et al., 2005; MMA, 2007) e abriga aproximadamente 300 espécies de aves, 60 de anfíbios, 40 de répteis e 60 de mamíferos, sendo que muitos destes animais são raros e ameaçados de extinção (Feio et al., 2019). Além disso, apresenta uma grande importância hidrológica devido a um relevo que proporciona uma abundância de cursos d'água, resultando em uma extensa rede de drenagem (IEF, 2007).

O SNUC define zona de amortecimento como o entorno de uma unidade de conservação, onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a unidade (Brasil, 2000). Com isto, a ZA-PESB torna-se uma área chave para plantios de restauração florestal, os quais poderiam aumentar o potencial do entorno em contribuir para a conservação da biodiversidade do parque. Os estudos realizados para esta região estão incluídos nos Capítulos 3 e 4.

Os reflorestamentos de compensação ambiental, assim como as demais iniciativas de restauração em todo o mundo, devem ser direcionados para locais com potencial de promover o máximo de benefícios ecológicos a fim de potencializar o uso dos recursos (Palik et al., 2000; Orsi et al., 2011; Strassburg et al., 2019). Portanto, a seguinte pergunta guiou o desenvolvimento deste estudo: “Onde restaurar?” De fato, este questionamento não possui uma resposta certa, visto que vários fatores podem influenciar esta escolha e cada especialista possui um ponto de vista (Mello et al., 2018). Entretanto, é possível traçar linhas gerais de planejamento partindo das demandas, recursos disponíveis e objetivos da restauração. Com isto em mente, este estudo propõe duas abordagens para indicar áreas prioritárias (ou áreas mais adequadas) para restauração florestal.

A primeira abordagem para responder esta pergunta utilizou a Análise Multicritério baseada em Sistemas de Informações Geográficas (AMC-SIG). A AMC-SIG é uma ferramenta eficaz na resolução de problemas espaciais que envolvem um grande número de alternativas viáveis (Chakhar e Martel, 2003). Esta análise pode ser entendida como um processo que transforma e combina dados geográficos e valores de referência escolhidos pelo usuário de modo a obter informações que auxiliem na tomada de decisão (Malczewski, 2006). Os critérios selecionados para realizar esta análise levaram em consideração o que é definido como prioridade na legislação, a literatura e o ponto de vista de especialistas. Ao final, as

áreas estudadas foram divididas em classes de prioridade de restauração, desde muito baixa até muito alta.

A segunda abordagem foi relacionada com a Reserva Legal (RL) e a necessidade de regularização ambiental de imóveis rurais. Segundo a Lei nº 12.561 de 2012, a RL consiste em uma área no interior de um imóvel rural com o objetivo de assegurar o uso sustentável dos recursos naturais (Brasil, 2012). De modo geral, os imóveis rurais dentro do bioma Mata Atlântica devem apresentar pelo menos 20% de sua área com vegetação nativa a título de RL (Brasil, 2012). Quando esta condição não é satisfeita, a RL deveria ser recomposta (através de plantio ou regeneração) ou compensada (Machado, 2016). Contudo, pequenos imóveis rurais, conforme determinado em legislação específica, não são obrigados a atingir o limiar de 20% (Cruz et al., 2020), ficando apenas responsáveis pela conservação da vegetação nativa existente e restauração de APPs (Brasil, 2012). Em todo caso, torna-se necessário conhecer o perfil dos imóveis rurais de cada região para levantar as demandas de restauração e traçar estratégias. Sob a perspectiva adotada, os imóveis irregulares em termos de RL foram considerados como áreas de elevada prioridade para restauração florestal.

Paralelamente à caracterização dos imóveis rurais quanto ao montante de RL e respectivas demandas de restauração ou compensação, métricas de paisagem foram avaliadas para informar sobre a integridade da cobertura florestal de cada área de estudo (McGarigal e Marks, 1995). Estas métricas descrevem o nível de integridade estrutural e funcional de cada local, refletindo os efeitos da configuração de habitat sobre a biodiversidade (Heikkinen et al., 2004; Cabacinha e Castro, 2009; Walz, 2011; Malavasi et al., 2016). Assim, estas informações são complementares para inferir sobre a necessidade e o foco da restauração em cada local.

Embora já esteja em curso um amplo programa de restauração florestal compensatória por parte da CBA, este estudo visa facilitar a definição das áreas mais adequadas aos plantios de espécies nativas, considerando importantes aspectos ecológicos nas regiões de interesse da empresa. Contudo, atenção deve ser voltada para as limitações destas análises. Isto é, a indicação de áreas prioritárias para restauração é apenas a primeira etapa. A execução desta proposta enfrenta diversos fatores não contemplados por este estudo, como custos de aquisição das áreas, interesse de proprietários rurais, viabilidade econômica, ambiental e social, fatores operacionais, entre outros. Portanto, a busca pela melhor alternativa deve sempre considerar os possíveis entraves.

REFERÊNCIAS

- Aronson J, Alexander S, 2013. Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. *Restoration Ecology* 21(3): 293-296.
- Balestrin D, Martins SV, Fonseca CA, 2020. Ecological restoration and forest coverage advancement in a region influenced by bauxite mining, Minas Gerais, Brazil. In: de Vlieger K. (Ed.). *Recent advances in ecological restoration*. New York: Nova Science Publishers, 143-154.
- Brasil, 2000. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm> [acessado em 04 de setembro de 2019]
- Brasil, 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm> [acessado em 04 de setembro de 2019]
- Cabacinha CD, Castro SS, 2009. Relationships between floristic diversity and vegetation indices, forest structure and landscape metrics of fragments in Brazilian Cerrado. *Forest Ecology and Management* 257(10): 2157-2165.
- Chakhar S, Martel JM, 2003. Enhancing geographical information systems capabilities with multi-criteria evaluation functions. *Journal of Geographic Information and Decision Analysis* 7(2): 47-71.
- COPAM - Conselho Estadual de Política Ambiental, 2008. Deliberação Normativa nº 114, de 10 de abril de 2008. Disponível em <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=7916>> [acessado em 05 de setembro de 2019]
- Crouzeilles R, Santiami E, Rosa M, Pugliese L, Brancalion PH, Rodrigues RR et al., 2019. There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. *Perspectives in Ecology and Conservation* 17(2): 80-83.
- Cruz JC, Barella CF, Fonseca A, 2020. Compensating deforestation with forest surplus: Key regulatory issues within Brazil's atlantic forest. *Ecological Economics* 167: 106444.
- Drummond GM, Martins CS, Machado AM, Sebaio FA, Antonini YO, 2005. *Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação*. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas.

- Durigan G, Engel VL, 2015. Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir. In: Martins SV. (Ed.) Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 2 ed. Viçosa: Editora UFV, 41-68.
- Feio R, Assis C, Lessa G, Ribon R, 2019. Fauna da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais. Viçosa: MZUFV.
- Heikkinen RK, Luoto M, Virkkala R, Rainio K, 2004. Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. *Journal of Applied Ecology* 41(5): 824-835.
- IEF - Instituto Estadual de Florestas, 2007a. Plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro. Encarte 1 - Diagnóstico do parque. Belo Horizonte: IEF.
- IEF - Instituto Estadual de Florestas, 2007b. Plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro. Encarte 2 - Planejamento e manual de gestão. Belo Horizonte: IEF.
- Lopes BM, Martins SV, Lopes AT, Silva KA, 2018. Fitossociologia e estrutura de floresta em restauração, em área minerada, São Sebastião da Vargem Alegre, MG. *MG Biota* 10(4): 46-60.
- Machado LDA, 2016. O cadastro ambiental rural e as cotas de reserva ambiental no novo código florestal: uma análise de aspectos legais essenciais para a sua implementação. In: Silva APMDO, Marques HRO, Sambuichi RHRO. *Mudanças no Código Florestal Brasileiro: desafios para a implementação da nova lei*. Rio de Janeiro: IPEA, 45-77.
- Malavasi M, Santoro R, Cutini M, Acosta ATR, Carranza ML, 2016. The impact of human pressure on landscape patterns and plant species richness in Mediterranean coastal dunes. *Plant Biosystems* 150(1): 73-82.
- Malczewski J, 2006. GIS Based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science* 20(7): 703-726.
- Mansourian, S, Vallauri, D, 2005. *Forest restoration in landscapes: beyond planting trees*. New York: Springer Science & Business Media.
- Martins SV, 2018. Alternative forest restoration techniques. In: Viana H. (Org.). *New perspectives in forest science*. London: IntechOpen, 131-148
- Martins SV, Sartori M, Raposo Filho FR, Simoneli M, Dadalto G, Pereira ML et al., 2014. Potencial de regeneração natural de florestas nativas nas diferentes regiões do Estado do Espírito Santo. Vitória: CEDAGRO.
- Martins SV, Villa PM, Balestrin D, Nabeta FH, Silva LF, 2020. Monitoring the passive and active ecological restoration of areas impacted by the Fundão tailings dam disruption

- in Mariana, Minas Gerais, Brazil. In: De Vlieger, K. (Ed.) Recent advances in ecological restoration. New York: Nova Science Publishers, 83-114.
- McGarigal K, Marks BJ, 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland: US Forest Service Pacific Northwest Research Station.
- Mello KD, Costa DRD, Valente RA, Vettorazzi CA, 2018. Multicriteria evaluation for protected area definition aiming at water quality improvement. *Floresta e Ambiente*: 25(3): e20160134.
- Minas Gerais, 2012. Lei 20.308, de 27 de julho de 2012. Disponível em <<https://www.almg.gov.br/consulte/legislacao/completa/completa.html?tipo=LEI&num=20308&comp=&ano=2012>> [acessado em 11 de dezembro de 2019]
- Orsi F, Geneletti D, Newton AC, 2011. Towards a common set of criteria and indicators to identify forest restoration priorities: An expert panel-based approach. *Ecological Indicators* 11(2): 337-347.
- Palik BJ, Goebel PC, Kirkman LK, West L, 2000. Using landscape hierarchies to guide restoration of disturbed ecosystems. *Ecological Applications* 10(1): 189-202.
- Pinto S, Melo F, Tabarelli M, Padovesi A, Mesquita C, Scaramuzza CM, 2014. Governing and delivering a biome-wide restoration initiative: The case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. *Forests* 5(9): 2212-2229.
- Rezende CL, Uezu A, Scarano FR, Araujo DSD, 2015. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. *Biodiversity and Conservation* 24(9): 2255-2272.
- Shono K, Cadaweng EA, Durst PB, 2007. Application of assisted natural regeneration to restore degraded tropical forestlands. *Restoration Ecology* 15(4): 620-626.
- Strassburg BB, Beyer HL, Crouzeilles R, Iribarrem A, Barros F, Siqueira MF et al., 2019. Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. *Nature Ecology & Evolution* 3(1):62.
- United Nations. Decade on Ecosystem Restoration (2021-2030). Disponível em <<https://www.decadeonrestoration.org/>> [acessado em 11 de dezembro de 2019]
- Verdone M, Seidl A, 2017. Time, space, place, and the Bonn Challenge global forest restoration target. *Restoration Ecology* 25(6): 903-911.
- Walz U, 2011. Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. *Living Reviews in Landscape Research* 5(3): 1-35.

CAPÍTULO 1 - INDICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL COMPENSATÓRIA EM MUNICÍPIOS SOB INFLUÊNCIA DA MINERAÇÃO DE BAUXITA

RESUMO: O objetivo deste estudo foi indicar áreas prioritárias para a realização de plantios de restauração florestal compensatória através de análise multicritério baseada em sistemas de informações geográficas em quatro municípios sob a influência da mineração de bauxita na Zona da Mata de Minas Gerais. A análise seguiu uma abordagem de escala de adequabilidade, a qual variou entre 0 e 255, utilizando cinco fatores: APPs, declividade, uso e cobertura do solo, distância dos fragmentos florestais mais conservados e corredores ecológicos. Os fatores foram agregados sob três diferentes cenários de risco: WLC, OWA com risco baixo e OWA com risco alto. Tal risco trata-se da dúvida relacionada à escolha de um local para o objetivo final. Em cada cenário, a adequabilidade foi classificada em cinco intervalos equidistantes, representando cinco classes de prioridade. A quantidade de áreas onde a prioridade para restauração foi classificada como alta ou muito alta foi maior nos cenários que envolviam maior risco. O cenário OWA com risco baixo buscou garantir o atendimento dos critérios utilizados, porém as áreas consideradas aptas foram muito restritas. Já no cenário OWA com risco alto, os fatores de elevada adequabilidade em cada local são favorecidos, resultando em mais áreas aptas. Este cenário pode ser indicado, pois o risco de selecionar uma área que não atenda a todos os critérios é aceitável para fins de restauração. A execução da restauração nas terras listadas como de alta prioridade envolve um número muito grande de variáveis econômicas e antrópicas não consideradas neste estudo. Portanto, esta análise deve ser utilizada como orientações gerais de planejamento em um contexto de paisagem, sendo que as demais etapas devem seguir uma abordagem caso a caso, considerando aspectos importantes que muitas vezes não são mapeáveis. A análise multicritério baseada em sistemas de informações geográficas foi eficiente para modelar as áreas prioritárias para a restauração florestal compensatória nos municípios estudados. Esta é uma abordagem direta, de baixo custo e que pode ser realizada em uma grande escala para traçar estratégias e direcionar ações.

Palavras-chave: árvores isoladas, compensação ambiental, Minas Gerais.

ABSTRACT: The objective of this study was to indicate priority areas for compensatory forest restoration plantations through multicriteria analysis based on geographic information systems in four municipalities under the influence of bauxite mining in the “Zona da Mata” region of Minas Gerais state, Brazil. The analysis followed a suitability scale approach, which ranged from 0 to 255, using five factors: permanent preservation areas, slope, land use and land cover, distance from the most conserved forest fragments and ecological corridors. Factors were aggregated under three different risk scenarios: WLC, low risk OWA and high risk OWA. Such a risk is the doubt related to choosing a location for the final objective. In each scenario, suitability was classified in five equidistant intervals, representing five priority classes. The number of areas where the priority for restoration was classified as high or very high increased in the scenarios involving the highest risk. The low risk OWA scenario sought to ensure compliance with the criteria used, but the amount of areas considered suitable were very restricted. In the high risk OWA scenario, the factors of high suitability in each location are favored, resulting in more suitable areas. This scenario can be indicated, since the risk of selecting an area that does not meet all criteria is acceptable for restoration purposes. Performing restoration on lands listed as high priority involves a very large number of social

and economic variables not considered in this paper. Therefore, this analysis should be used as general planning guidelines in a landscape context, and the other steps should follow a case by case approach, considering important aspects that are often not mappable. Multicriteria analysis based on geographic information systems was efficient to model priority areas for compensatory forest restoration in the municipalities studied. This is a straightforward, low cost approach that can be undertaken on a large scale to direct conservation actions.

Keywords: environmental compensation, isolated trees, Minas Gerais.

1 INTRODUÇÃO

A mineração é uma atividade de base de extrema importância para a economia do Brasil. Em Minas Gerais, a mineração é responsável pela geração de milhares empregos e arrecadação de impostos (DNPM, 2018). A mineração de bauxita se destaca dentro deste setor, pois esta é precursora do alumínio primário, a partir do qual diversos produtos com aplicação na construção civil, transportes, indústria de eletricidade, bens de consumo, embalagens, máquinas e equipamentos são fabricados (Menzie et al., 2010; ABAL, 2017).

A mineração de bauxita tem sido realizada na Zona da Mata de Minas Gerais desde 1992, primeiramente concentrada na região de Itamarati de Minas e, mais recentemente, na região de Mirai (ABAL, 2017). Os corpos de bauxita da região são geralmente pequenos, de pouca profundidade e espalhados na paisagem, o que facilita a reabilitação e restauração das áreas mineradas. Assim, a atividade de mineração é rápida (poucos meses), pontual e progressiva, ocorrendo principalmente nas terras antropizadas que predominam na região, como pastagens e plantios de café (Balestrin et al., 2020). Entretanto, em alguns casos, estas áreas podem estar associadas com árvores nativas isoladas, que devem ser suprimidas para acessar o minério, o que condiciona a necessidade de uma compensação ambiental através do plantio de espécies nativas.

A legislação ambiental de Minas Gerais exige que 25, 30 ou 40 mudas sejam plantadas para cada exemplar de árvore nativa suprimida quando o total de indivíduos para supressão autorizados pelo órgão ambiental é inferior a 500, entre 500 e 1000 ou superior a 1000, respectivamente (COPAM, 2008). Como a empresa explora diversas áreas ao longo do ano, esta condição resulta em uma grande demanda de plantios de compensação.

Embora a legislação sugira que esta compensação priorize plantios em Áreas de Preservação Permanente (APPs - como margens de cursos d'água, entorno de nascentes e áreas declivosas), áreas próximas à Reserva Legal (área do imóvel rural coberta por vegetação natural de acordo com as exigências do Código Florestal) e áreas que promovam

conectividade florestal (COPAM, 2008), a localização destes plantios não é previamente determinada. Com isto, surge a oportunidade de realizar a restauração florestal em um contexto de paisagem, buscando restaurar os processos ecológicos em uma escala maior, como prega a restauração florestal de paisagens (Mansourian e Vallauri, 2005; Maginnis et al., 2012).

Com isto, o planejamento e definição de áreas prioritárias para restauração é extremamente importante, pois os recursos devem ser direcionados àquelas áreas que irão promover o máximo de benefícios (Palik et al., 2000; Orsi et al., 2011). Dentre deste contexto, a análise multicritério baseada em sistemas de informações geográficas tem sido tratada como uma alternativa eficiente para priorização de áreas para conservação e restauração (Mendoza e Martins, 2006; Valente et al., 2017; Mello et al., 2018), pois permite agregar um grande conjunto de critérios relevantes para a resolução de um problema espacial e auxiliar no processo de tomada de decisão (Chakhar e Martel, 2003; Malczewski, 2006).

O objetivo deste estudo foi indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória através de análise multicritério baseada em sistemas de informações geográficas em municípios sob a influência da mineração de bauxita na Zona da Mata de Minas Gerais.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Áreas de estudo

O estudo foi realizado em quatro municípios da Zona da Mata de Minas Gerais sob influência da mineração de bauxita: Descoberto, Itamarati de Minas, Miraí e São Sebastião da Vargem Alegre. A definição destes municípios seguiu a localização das unidades da Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) e os municípios vizinhos, onde diversas áreas foram mineradas e reabilitadas/restauradas desde o estabelecimento da empresa. Os municípios adjacentes foram unidos e considerados como uma única área de estudo, para facilitar o processamento (Figura 1-1). O clima da região é do tipo Cwa segundo a classificação de Köppen, clima temperado úmido com inverno seco e verão quente (Sá Júnior et al. 2012), a vegetação nativa típica é a Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012) e o relevo é bastante acidentado (Lopes e Branquinho, 1988).

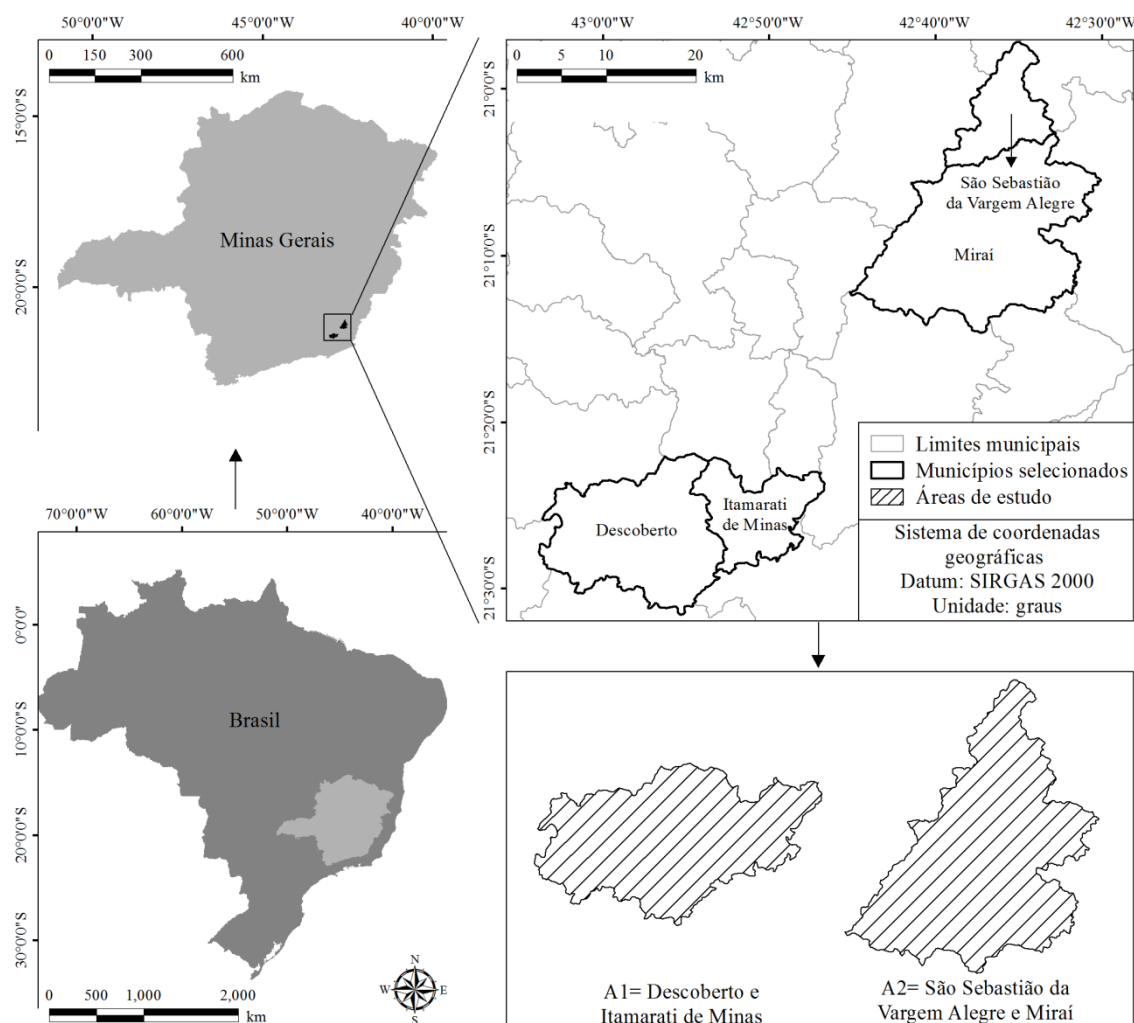


Figura 1-1. Localização e delimitação das áreas de estudo A1 (Descoberto e Itamarati de Minas) e A2 (São Sebastião da Vargem Alegre e Mirai).

2.2 Análise multicritério

2.2.1 Base de dados

Uma imagem multiespectral MSI/Sentinel-2, com resolução espacial de 10 metros, foi obtida na plataforma *EarthExplorer* do Serviço Geológico dos Estados Unidos (*United States Geological Survey* - USGS, na língua inglesa), registrada no mês de março de 2019.

Um modelo digital de elevação (MDE) ALOS/PALSAR, com resolução espacial de 12,5 metros, foi obtido na plataforma *Earthdata* da Administração Nacional da Aeronáutica e Espaço dos Estados Unidos (*National Aeronautics and Space Administration* - NASA, na língua inglesa). O MDE foi reamostrado para a resolução de 10 metros para uma sobreposição perfeita com a imagem multiespectral e assim possibilitar o processamento simultâneo dos arquivos. A reamostragem das células do MDE foi feita através da interpolação bilinear, que é

recomendada para superfícies contínuas (como a altitude) e utiliza uma média ponderada das quatro células mais próximas, de modo que quanto mais próximo o centro de uma célula de entrada estiver do centro de uma célula de saída, maior será sua influência sobre o valor reamostrado (Baboo e Devi, 2010).

Limites dos municípios e rede hidrográfica foram obtidos em formato vetorial na Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IDE-Sisema). Os arquivos base foram padronizados para a projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), Zona 23S, Datum SIRGAS 2000.

2.2.2 Fatores e restrições

Cinco fatores foram utilizados para modelar a adequabilidade para restauração florestal nos municípios estudados: APPs, declividade, uso e cobertura do solo, distância dos fragmentos florestais mais conservados e corredores ecológicos. Os fatores foram padronizados em uma escala de adequabilidade variando de 0 a 255 para posterior agregação. Os fatores categóricos foram padronizados através da atribuição de valores e os fatores contínuos através do uso de funções sigmoidais, conforme literatura pertinente. As restrições foram definidas através de usos e coberturas do solo desconhecidos ou que impossibilitam a restauração florestal de alguma forma.

As APPs são áreas protegidas pela Lei nº 12.651, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (Brasil, 2012). Por este motivo, estas feições foram delimitadas e receberam adequabilidade máxima. As APPs delimitadas foram: a) margens de cursos d'água, que corresponderam a um *buffer* de 30 metros da hidrografia, b) topos de morro, delimitados através da metodologia desenvolvida por Oliveira e Fernandes Filho (2016) e c) áreas com declividade superior a 45°. A ausência de uma base de dados indicando a localização de nascentes nesta extensa região de estudo impossibilitou a delimitação das APPs relacionadas ao seu entorno.

Os valores de declividade para a área de estudo foram derivados do MDE. Partindo do princípio de que áreas mais planas são mais aptas ao cultivo agrícola e outras atividades humanas, enquanto áreas mais declivosas são menos aptas para essas finalidades e mais propensas à erosão, portanto mais elegíveis para restauração, a declividade foi padronizada com uma função sigmoidal monotonicamente crescente (Figura 1-2) (Eastman, 2015). Os pontos de controle foram definidos como $a = 20^\circ$ e $b = 45^\circ$. Assim, até 20° a adequabilidade de

manteve igual a 0 para este fator, aumentando no intervalo entre 20 e 45° (pontos de controle inferior e superior, respectivamente) e se manteve máxima após 45°. Os parâmetros deste tipo de função estão descritos nas Equações 1-1 e 1-2, conforme relatado por Gemitzi et al. (2006).

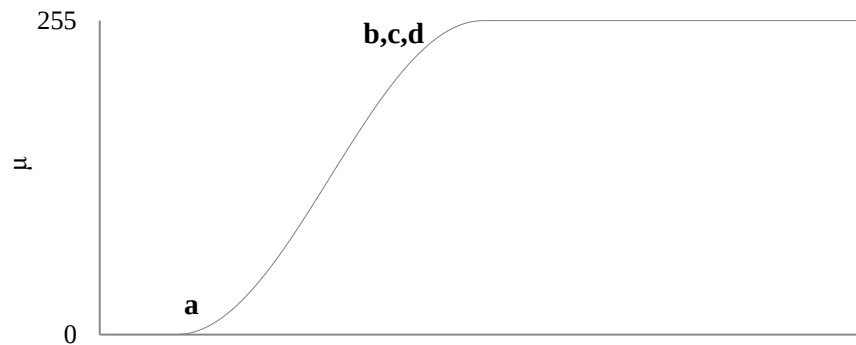


Figura 1-2. Função sigmoideal monotonicamente crescente utilizada para padronizar o fator relacionado à declividade de A1 e A2 na escala 0-255.

$$\mu = \frac{1}{1 + e^{-\alpha(x-a)}} \quad (\text{Equação 1-1})$$

Onde:

μ = adequabilidade padronizada

x = valor original do fator para uma dada célula

α = parâmetro calculado a partir dos pontos de controle da função

$$\alpha = \frac{1}{b-a} \ln \left(\frac{1}{\mu} - 1 \right) \quad (\text{Equação 1-2})$$

Onde:

α = parâmetro calculado a partir dos pontos de controle da função

x = valor original do fator para uma dada célula

a = ponto de controle inferior da função

b = ponto de controle superior da função

As bandas b2, b3, b4 e b8 das imagens Sentinel foram selecionadas para a classificação do uso e cobertura do solo. A classificação automática supervisionada através do algoritmo da máxima verossimilhança foi utilizada. O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index* - NDVI, na língua inglesa) foi calculado de acordo com a Equação 1-3 (Rouse et al., 1973) e a composição colorida

b4(R)NDVI(G)b3(B) foi utilizada para visualizar a coleta de amostras de treinamento para as seguintes classes: agricultura, água, floresta nativa, pastagem, silvicultura, solo exposto e urbano. Afloramentos rochosos foram delimitados manualmente porque a classificação automática não apresentou bons resultados em separar estas feições das demais. Por fim, um filtro espacial foi utilizado para diminuir possíveis ruídos de classificação. A acurácia da classificação foi avaliada através da interpretação visual de 80 pontos aleatórios por classe na imagem original (totalizando 640 amostras de validação), os quais foram confrontados com a imagem classificada e geraram uma matriz de contingência para o cálculo da Exatidão Global e do Índice Kappa (Congalton e Green, 2008). Ao final deste processo, as classes de uso e cobertura receberam diferentes níveis de adequabilidade ou foram elencadas como restrições de acordo com a Tabela 1-1.

$$NDVI = \frac{b4 - b3}{b4 + b3} \quad (Equação 1-3)$$

Onde:

NDVI = Índice de Vegetação por Diferença Normalizada

b8 = valor digital da banda 8 (infravermelho próximo)

b4 = valor digital da banda 4 (vermelho)

Tabela 1-1. Valores de adequabilidade associados às classes de uso e cobertura do solo para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória em A1 e A2

Classe	Adequabilidade	Justificativa
Afloramento rochoso, água e urbano	Nula (restrições)	Usos e coberturas do solo que não permitem o estabelecimento de espécies arbóreas, impossibilitando a restauração florestal
Solo exposto	Nula (restrição)	Áreas de uso e cobertura do solo desconhecido e, portanto, desconsideradas na análise
Floresta nativa	Nula (restrição)	Áreas já cobertas por vegetação nativa, que não se enquadram para restauração compensatória
Agricultura	50	Áreas de interesse primário da população para produção de alimentos, portanto de alto conflito
Silvicultura	150	Áreas de conflito intermediário, pois não envolvem produção de alimentos
Pastagem	255	Uso do solo mais utilizado para restauração por ter grandes áreas disponíveis, muitas vezes degradadas, resultando em menor conflito que os demais

Após a classificação do uso e cobertura do solo, as feições de vegetação nativa foram extraídas, a partir de onde os fragmentos mais conservados foram selecionados através da análise das seguintes métricas: área total (AREA), área central (CORE), distância do vizinho mais próximo (ENN), índice de forma (SHAPE) e número de áreas centrais disjuntas (NCORE). Uma borda de 60 metros foi considerada por representar um valor médio onde ocorrem mudanças na comunidade de plantas nas florestas da região (Lemos, 2008). Apenas os fragmentos com pelo menos 10 ha de área total foram estudados, usando o *software* Fragstats 4.2.

A partir dos fragmentos selecionados, a distância euclidiana de cada célula da área de estudo até este conjunto de feições foi calculada. A adequabilidade foi padronizada através de uma função sigmoideal monotonicamente decrescente (Figura 1-3) (Eastman, 2015). Os pontos de controle foram definidos como $c = 0$ e $d =$ distância máxima obtida na análise. Assim, a adequabilidade saiu de 255 no menor de valor de distância dos fragmentos selecionados (ponto de controle inferior) e alcançou 0 no maior valor de distância (ponto de controle superior). Os parâmetros deste tipo de função estão descritos nas Equações 1-4 e 1-5, conforme relatado por Gemitzi et al. (2006).

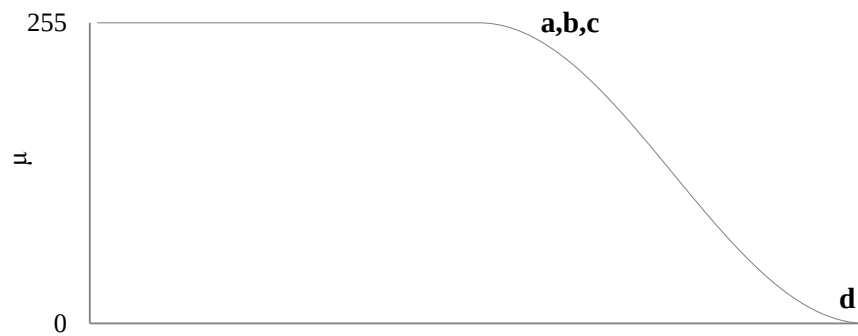


Figura 1-3. Função sigmoide monotonicamente decrescente utilizada para padronizar o fator relacionado à distância dos fragmentos florestais mais conservados de A1 e A2 na escala 0-255.

$$\mu = \frac{255 - x}{255 - a} \quad (\text{Equação 1-4})$$

Onde:

μ = adequabilidade padronizada

x = valor original do fator para uma dada célula

a = parâmetro calculado a partir dos pontos de controle da função

$$\mu = \frac{255 - x}{255 - a} \quad (\text{Equação 1-5})$$

Onde:

a = parâmetro calculado a partir dos pontos de controle da função

x = valor original do fator para uma dada célula

c = ponto de controle inferior da função

d = ponto de controle superior da função

Os corredores ecológicos foram delimitados considerando os fragmentos selecionados no passo anterior. As rotas propostas para a passagem de corredores foram encontradas através da análise de Caminho de Menor Custo (*Least Cost Path* - LCP, na língua inglesa), que determina o caminho de menor resistência entre um ponto de origem e destino. A resistência de cada célula foi representada por critérios relacionados ao uso e cobertura do solo, APPs, declividade e tamanho dos fragmentos (Tabela 1-2). Os valores de referência foram adaptados de Louzada et al. (2012) e Santos et al. (2018). Assim espera-se que as rotas

para corredores passem preferencialmente por APPs, áreas de pastagem, áreas declivosas e os maiores fragmentos da região.

Tabela 1-2. Critérios utilizados na análise de Caminho de Menor Custo para delimitar corredores ecológicos em A1 e A2

Critérios	Classes	Custos	Justificativa
APPs	APPs	1	O objetivo é que o corredor ecológico passe pelas APPs, portanto esta classe recebe custo mínimo
	Outras áreas	100	Áreas que não são classificadas como APPs
Uso e cobertura do solo	Solo exposto	100	Uso e cobertura do solo desconhecido
	Urbano	100	Barreira para a restauração florestal
	Agricultura	80	Áreas de alto conflito de uso da terra
	Silvicultura	50	Áreas de conflito de uso da terra intermediário
	Pastagem	20	Áreas de baixo conflito de uso da terra
	Floresta nativa, afloramento rochoso e água	1	Áreas propícias à passagem de corredores, sendo aptas para abrigo, deslocamento e dessedentação da fauna
Declividade	> 45°	1	Áreas destinadas à preservação permanente
	20-45°	50	Áreas de uso restrito
	< 20°	100	Áreas mais adequadas para uso antrópico
Tamanho dos fragmentos	> 100 ha	1	Fragmentos com alto potencial para a passagem de corredores ecológicos
	10-100 ha	25	Fragmentos com bom potencial para a passagem de corredores ecológicos
	5-10 ha	50	Fragmentos com intermediário potencial para a passagem de corredores ecológicos
	<5 ha	75	Fragmentos vulneráveis, com baixo potencial para a passagem de corredores ecológicos
	Outras áreas	100	Áreas não classificadas como floresta

Um arquivo de custo para cada critério foi criado e em seguida eles foram agregados através do Processo Analítico Hierárquico (*Analytic Hierarchy Process* - AHP, na língua inglesa) de acordo com Santos et al. (2018) (Tabela 1-3). Neste processo os critérios são comparados par a par, analisando sua importância relativa em uma escala de 1 a 9 (Figura 1-4). A razão de consistência foi de 0,04, sendo recomendada uma razão abaixo de 0,1 para certificar a coerência dos pesos atribuídos (Saaty, 1980). O resultado desta agregação foi uma matriz de custo total, representado a resistência de cada célula para a passagem do corredor, a partir da qual as feições de interesse foram conectadas.

Tabela 1-3. Comparação par a par da importância relativa dos fatores e pesos estatísticos para delimitar corredores ecológicos em A1 e A2

Fatores	Decliv	APPs	TamFrag	UsoCob	Peso
Decliv	1	1/3	1/5	1/9	0,0499
APPs	3	1	1/3	1/5	0,1141
TamFrag	5	3	1	1/3	0,2554
UsoCob	9	5	3	1	0,5806

Decliv= declividade, APPs= Áreas de Preservação Permanente, TamFrag= tamanho dos fragmentos florestais, UsoCob= uso e cobertura do solo.

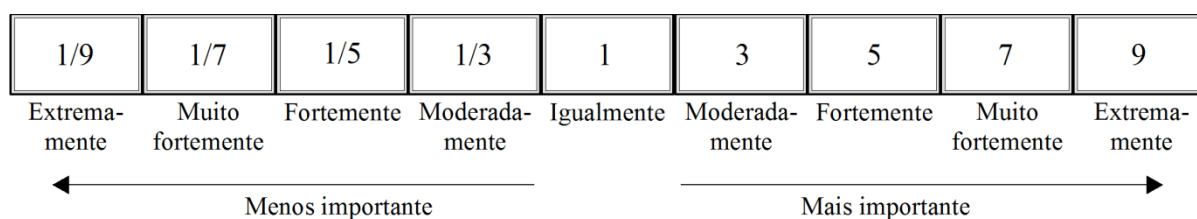


Figura 1-4. Escala de importância relativa no Processo Analítico Hierárquico. Adaptado de Eastman (2009).

Cada fragmento selecionado foi conectado aos dois fragmentos selecionados mais próximos através da técnica LCP. Esta abordagem foi adotada para otimizar o processamento de dados e a área destinada a corredores. Fragmentos separados meramente por estradas foram unidos em uma única feição, pois a conexão entre eles através da modelagem de corredores não se justifica.

A resolução CONAMA nº 09 de 1996 determina uma largura mínima equivalente a 10% do comprimento de corredores entre remanescentes, com uma largura mínima de 100 metros (CONAMA, 1996). Desta forma, os caminhos de conexão encontrados receberam um buffer equivalente a 10% de sua extensão (ou uma largura de 100 metros nos casos que a extensão total foi menor que 1 km). Por fim, os corredores delimitados receberam adequabilidade máxima para serem agregados com os demais fatores.

2.2.3 Agregação dos fatores da análise multicritério

Após um arquivo para cada fator ter sido preparado e todos eles padronizados na mesma escala, eles foram hierarquizados através da técnica AHP, tentando conciliar sua importância ecológica e viabilidade na restauração florestal da região (Tabela 1-4). A razão de consistência desta hierarquização foi de 0,05.

Tabela 1-4. Comparação par a par da importância relativa dos fatores e pesos estatísticos para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória em A1 e A2

Fatores	Decliv	UsoCob	CorEc	DistFrag	APPs	Peso
Decliv	1	1/3	1/5	1/7	1/9	0,0333
UsoCob	3	1	1/3	1/5	1/7	0,0634
CorEc	5	3	1	1/3	1/5	0,1290
DistFrag	7	5	3	1	1/3	0,2615
APPs	9	7	5	3	1	0,5128

Decliv= declividade, UsoCob= uso e cobertura do solo, CorEc= corredores ecológicos, DistFrag= distância dos fragmentos mais conservados, APPs= Áreas de Preservação Permanente.

Em seguida, os fatores foram agregados sob três cenários diferentes: a Combinação Linear Ponderada (*Weighted Linear Combination* - WLC, na língua inglesa), a Média Ponderada Ordenada (*Ordered Weighted Averaging* - OWA, na língua inglesa) com risco baixo e a OWA com risco alto (Eastman, 2015). Na WLC os fatores são agregados através de uma combinação ponderada utilizando os pesos obtidos no processo de hierarquização. Na OWA, um segundo conjunto de pesos é atribuído aos fatores, chamados pesos de ordenação, que permite obter diversas soluções dentro de um espaço de decisão estratégica, variando o risco e compensação entre os fatores (Figura 1-5). Embora geralmente pesos de ordenação não sejam utilizados na WLC, ela equivale a um cenário particular da OWA onde são atribuídos os mesmos pesos de ordenação a todos os fatores. Portanto, é um cenário centralizado no espaço de decisão estratégico, que não é nem adverso ao risco nem inclinado ao risco.

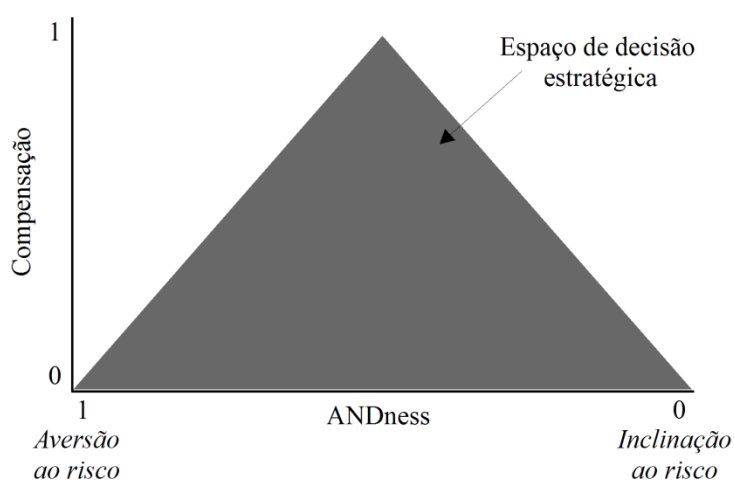


Figura 1-5. Espaço de decisão estratégica para a média ponderada ordenada. Adaptado de Jiang e Eastman (2000).

O eixo horizontal representa o grau de “ANDness” associado à análise. A análise é mais adversa ao risco quanto mais próximo a 1 for este parâmetro, se aproximando de uma análise booleana com o operador “AND”, que considera aptas apenas áreas que atendem a todos os critérios (Eastman, 2015). Desta forma, espera-se que as áreas aptas possuam alta adequabilidade em todos os fatores e o risco associado à decisão de selecionar uma área para determinada finalidade é muito baixo, adotando-se uma posição conservadora (Jiang e Eastman, 2000).

De forma contrastante, um valor de “ANDness” próximo a 0 se aproxima de uma análise booleana com o operador “OR”, onde as áreas consideradas aptas não necessariamente apresentam alta adequabilidade em todos os fatores, pois é possível que um fator compense o outro na análise (Eastman, 2015). Assim, o número de áreas aptas é maior quando comparado ao outro cenário, sendo uma abordagem mais flexível, porém o risco associado à seleção de uma área também aumenta.

Estes três cenários foram considerados para proporcionar diferentes possibilidades aos tomadores de decisão, gestores de terra e demais atores envolvidos a quem esta análise possa interessar. Os pesos de ordenação para cada análise estão descritos da Tabela 1-5. O preparo da base de dados foi realizado no *software* ArcMap 10.3.1 e a agregação dos fatores foi realizada no *software* TerrSet 18.3.

Tabela 1-5. Pesos de ordenação utilizados na análise multicritério para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória em A1 e A2 sob três cenários de risco

Pesos de ordenação		
OWA - risco baixo	WLC	OWA - risco alto
0,27	0,2	0,05
0,26	0,2	0,20
0,22	0,2	0,22
0,20	0,2	0,26
0,05	0,2	0,27
ANDness	ANDness	ANDness
0,63	0,50	0,38
Compensação	Compensação	Compensação
0,80	1,00	0,80

Finalmente, os arquivos foram classificados com base em intervalos equidistantes de adequabilidade em cinco classes de prioridade para restauração florestal compensatória (Tabela 1-6).

Tabela 1-6. Classes de prioridade para restauração florestal compensatória em A1 e A2 com os intervalos de adequabilidade

Classe de prioridade para restauração florestal	Limite inferior	Limite superior	Amplitude
Muito Baixa	0	51	52
Baixa	52	102	51
Média	103	153	51
Alta	154	204	51
Muito Alta	205	255	51

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Fatores para a análise multicritério

Quatro dos cinco fatores utilizados na análise multicritério são apresentados na Figura 1-6. As APPs delimitadas representaram 4.034,75 ha (13,11%) em A1 e 5.255,99 ha (13,32%) em A2. Áreas com declividade $\geq 45^\circ$ representaram 70,35 ha, margens de cursos d'água representaram 3.964,99 ha e a metodologia empregada não indicou a presença de topos de morro em A1. Enquanto isso, em A2, topos de morro representaram 26,98 ha, áreas com declividade $\geq 45^\circ$ representaram 71,44 ha e margens de cursos d'água representaram 5.160,21 ha.

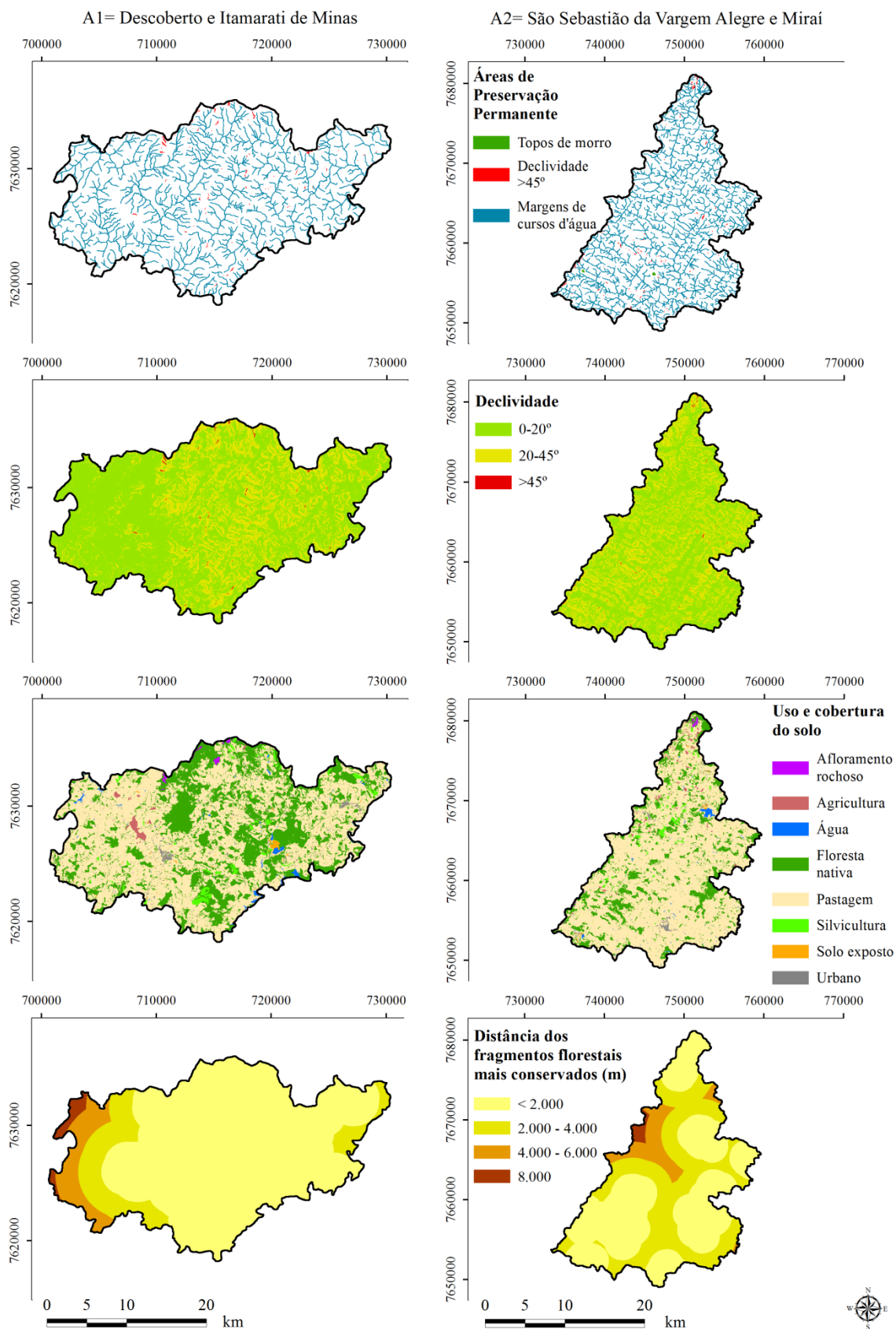


Figura 1-6. Fatores da análise multicritério para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória em A1 e A2.

Quanto à declividade, 22.040,69 ha (71,60%) de A1 corresponderam ao intervalo de adequabilidade igual a 0 para este fator (0-20°), enquanto 8.673,44 ha (28,17%) corresponderam ao intervalo de adequabilidade crescente (20-45°) e 70,35 ha (0,23%) obtiveram adequabilidade máxima (>45°). Para A2, esses intervalos corresponderam a 24.767,06 ha (62,76%), 14.633,15 ha (37,06%) e 71,44 ha (0,18%), respectivamente.

Os valores de uso e cobertura do solo são apresentados na Tabela 1-7, juntamente com os resultados de validação, que indicou boa concordância entre a classificação e as amostras de validação (Landis e Koch, 1977). A1 possui uma área de floresta superior a A2. Em todo caso, as duas áreas podem ser consideradas altamente antropizadas com matriz de pastagem, devido à conversão de floresta logo no início da ocupação humana na região (Fonseca, 1985).

Tabela 1-7. Uso e cobertura do solo e resultados da validação para A1 e A2

	Uso e cobertura do solo	Área (ha)	Porcentagem (%)	Exatidão Global	Índice Kappa
A1	Afloramento	83,55	0,27	0,9125	0,8265
	Agricultura	164,62	0,53		
	Água	272,16	0,88		
	Floresta	9.833,66	31,94		
	Pastagem	19.455,06	63,20		
	Silvicultura	444,23	1,44		
	Solo exposto	108,33	0,35		
	Urbano	422,87	1,37		
	Total	30.784,48	100,00		
A2	Afloramento	73,79	0,19	0,9516	0,8711
	Agricultura	296,48	0,75		
	Água	216,64	0,55		
	Floresta	7.124,19	18,05		
	Pastagem	30.955,86	78,45		
	Silvicultura	443,41	1,12		
	Solo exposto	57,2	0,14		
	Urbano	293,08	0,74		
	Total	39.460,65	100,00		

A maior importância relativa atribuída às APPs deve-se à sua grande importância ecológica. APPs às margens de cursos d'água são capazes de aumentar a conectividade da paisagem (Gillies e Clair, 2008), além evitar a deposição de sedimentos nas calhas dos rios (Sparovek et al., 2002). A proteção de APPs de áreas declivosas também é importante, pois o escoamento da água é mais intenso nessas áreas e pode causar erosão (Didoné et al., 2017),

especialmente nas pastagens mal manejadas da região (Galdino et al., 2016). Cabe destacar que as melhores pastagens, com maior cobertura de solo e redução de processos erosivos são justamente aquelas recuperadas após a mineração de bauxita, devido às técnicas de conservação do solo adotadas no processo de mineração e reabilitação (Balestrin et al., 2018).

Neste sentido, atribuir maior adequabilidade acompanhando o aumento da declividade é uma medida complementar que, além buscar proteger o solo em áreas mais íngremes, ainda considera um fator de interesse social, que é o uso do solo para agricultura e demais usos antrópicos. Estes critérios combinados devem ser considerados na restauração florestal e deverão ter um impacto direto na qualidade da água (Vettorazzi e Valente, 2016; Mello et al., 2018).

O comportamento dos fragmentos das duas áreas de estudo variou muito em relação às métricas avaliadas (Figuras 1-7 e 1-8). Em geral, os maiores fragmentos apresentaram um fator de forma e número de áreas centrais disjuntas elevados. Porém os fragmentos com formato regular eram, em sua maioria, de pequena dimensão. No caso de A2, o grau de isolamento entre os fragmentos foi maior.

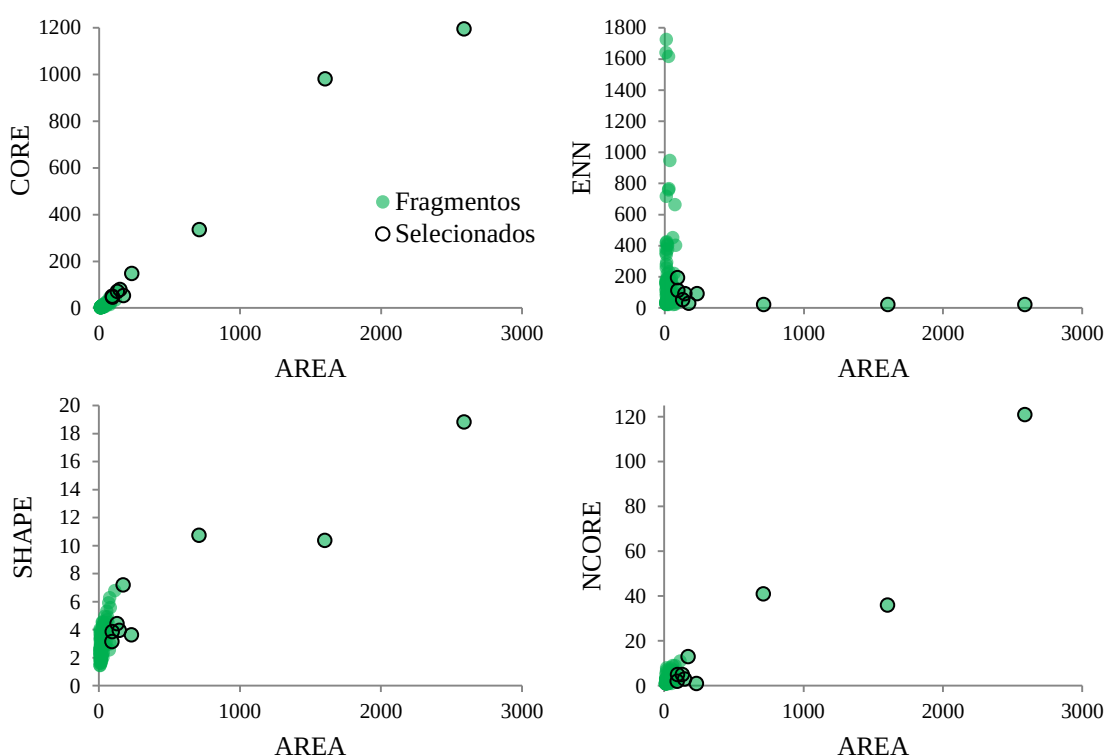


Figura 1-7. Métricas para os fragmentos florestais de A1, indicando os selecionados para calcular a distância dos fragmentos mais conservados e conexão por corredores ecológicos. AREA= área total (ha), CORE= área central (ha), ENN= distância euclidiana do vizinho mais próximo (m), SHAPE= índice de forma, NCORE= número de áreas centrais disjuntas.

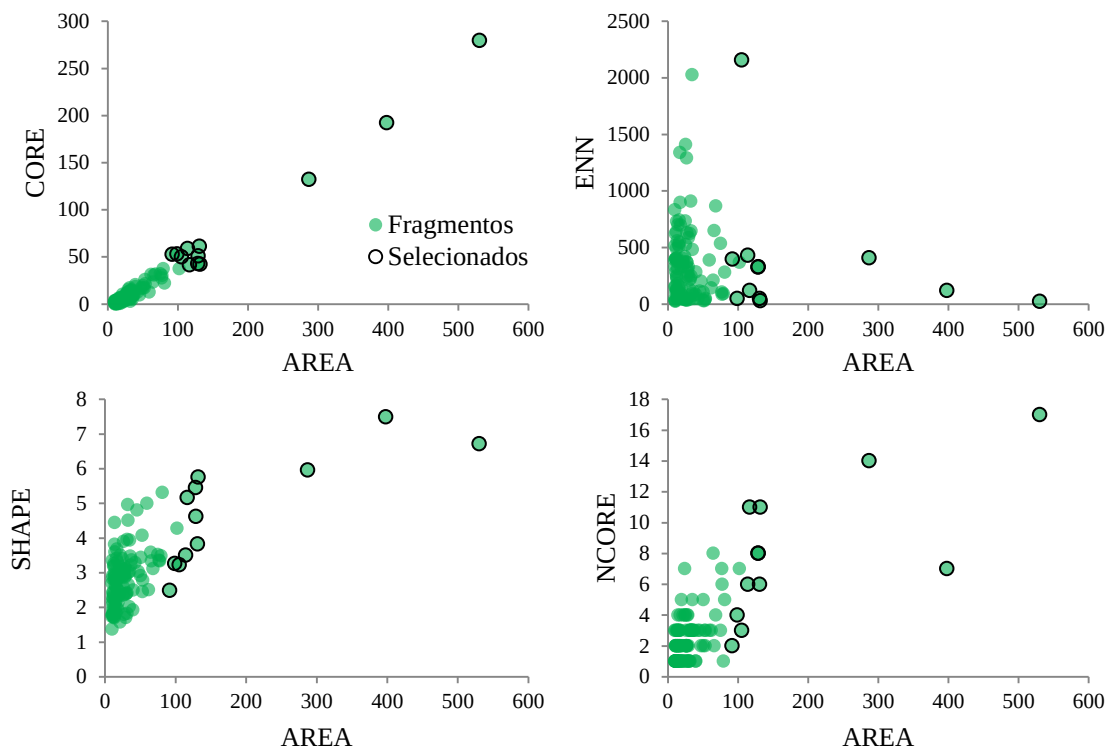


Figura 1-8. Métricas para os fragmentos florestais de A2, indicando os selecionados para calcular a distância dos fragmentos mais conservados e conexão por corredores ecológicos. AREA= área total (ha), CORE= área central (ha), ENN= distância euclidiana do vizinho mais próximo (m), SHAPE= índice de forma, NCORE= número de áreas centrais disjuntas.

Devido à impossibilidade de selecionar um conjunto de fragmentos que apresentassem características desejáveis em todas as métricas, um limiar de 40 ha de área central foi estabelecido nas duas áreas, partindo do princípio que esta caracterização é importante para conservação de biodiversidade e de certa forma reflete um comportamento positivo de outras métricas. Isto é, um fragmento com 40 ha de área central pode ter uma forma extremamente irregular, mas em compensação teria que ter uma área total muito grande para alcançar esse valor. Em contrapartida, um fragmento de menor dimensão deveria apresentar uma forma muito regular para apresentar pelo menos 40 ha de área central. A partir desta abordagem, 9 fragmentos foram selecionados em A1 (Figura 1-7), enquanto 12 fragmentos foram selecionados em A2 (Figura 1-8).

A distância euclidiana dos fragmentos florestais mais conservados variou de 0 a 7.443,39 metros em A1, enquanto para A2 variou de 0 a 7.883,68 metros. Este fator parte da premissa que estes fragmentos são mais importantes para a conservação da biodiversidade, pois possuem recursos para abrigar mais espécies e maiores populações destas espécies (Seoane, 2010; Struebig et al., 2011), especialmente aquelas sensíveis às alterações nas bordas da floresta (Ewers e Didham, 2007). Assim, é possível que uma maior área conservada

próxima a estes fragmentos possa diminuir os efeitos de borda provocados por pressão antrópica. Além disso, a restauração florestal próxima a estes fragmentos poderia aumentar a área funcionalmente conectada para espécies que conseguem percorrer maiores distâncias pela matriz (Bennett e Mulongoy, 2006).

Após o processamento da ferramenta LCP, cada fragmento selecionado foi conectado aos dois fragmentos mais próximos, conforme mostrado na Figura 1-9. Esta técnica otimizou a conexão entre fragmentos passando por células menos custosas, ou seja, por áreas de pastagem, de declividade acentuada e APPs, além de passar preferencialmente pelos fragmentos florestais já existentes, principalmente aqueles de maiores dimensões. Após o estabelecimento da largura de cada corredor, eles foram unidos e receberam adequabilidade máxima para agregação com os outros fatores.

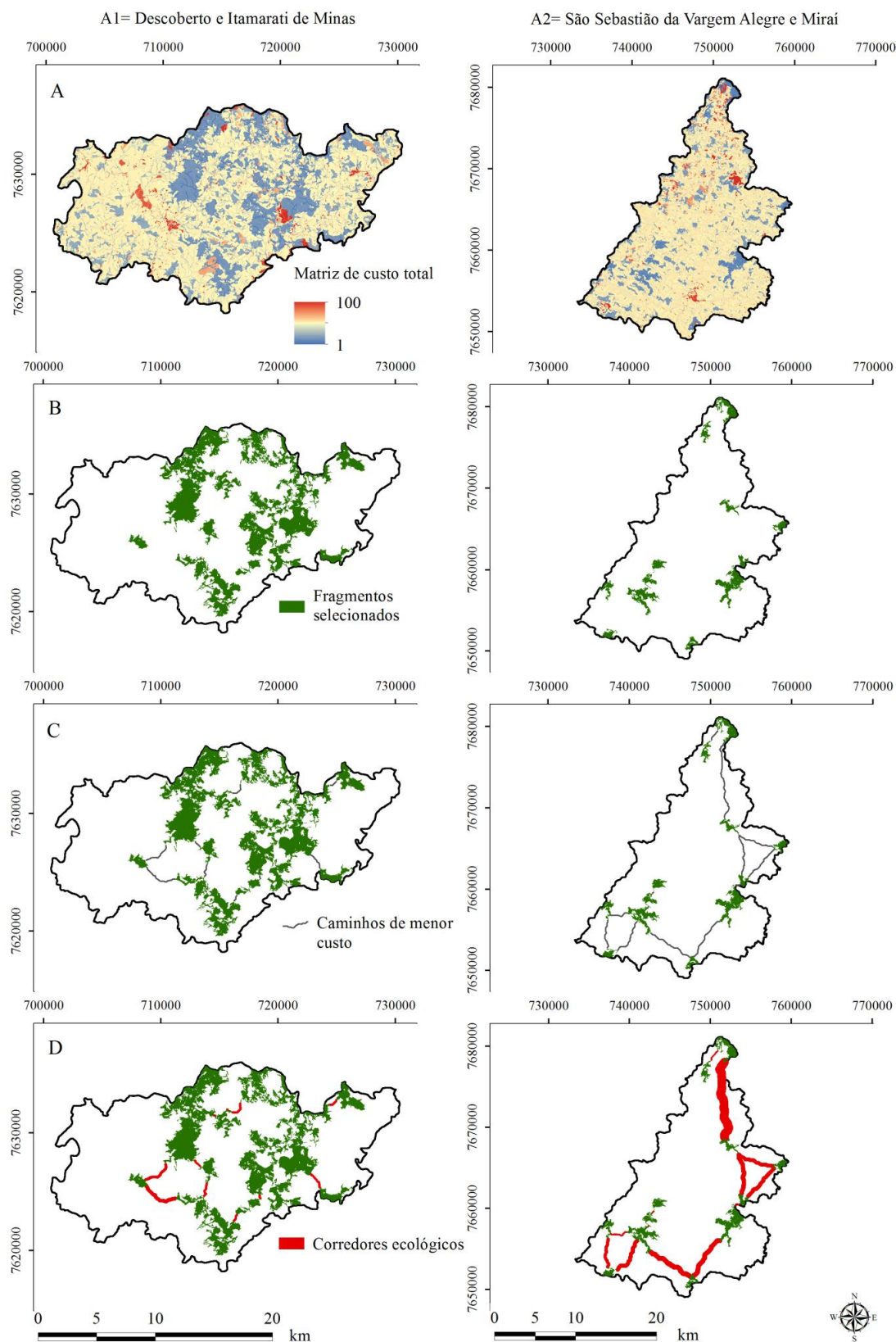


Figura 1-9. Corredores ecológicos delimitados em A1 e A2.

A= Matriz de custo total; B= fragmentos selecionados para conexão; C= resultado da análise de caminho de menor custo; D= corredores ecológicos após a aplicação do buffer de 10% do comprimento em cada caminho encontrado.

Esta análise é pioneira em considerar uma rede ecológica de fragmentos florestais mais conservados dentro do contexto da análise multicritério. Em A1, uma porção da cobertura florestal merece destaque, pois faz parte da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Alto da Boa Vista, no município de Descoberto. Esta RPPN está localizada na Serra do Relógio, região de notável importância para conservação da biodiversidade de Minas Gerais (Drummond et al., 2005; Gomides e Sousa, 2012). Embora nem todos os fragmentos selecionados sejam áreas protegidas, eles devem ser conservados por representarem os melhores habitats para espécies florestais sensíveis à fragmentação considerando as métricas apresentadas neste estudo.

Diversos autores defendem que qualquer estratégia de conservação deve se dirigir à fragmentação e conectividade da paisagem (Berggren et al., 2002; Damschen et al., 2006; Horskins et al., 2006). É esperado que o manejo correto dentro de corredores contribua para aumentar a área funcionalmente conectada para espécies florestais (Castellón e Sieving, 2006; Martensen et al., 2008). Assim, é importante incentivar medidas que aumentem a permeabilidade da matriz nas áreas delimitadas como corredores ecológicos nesta análise (Baum et al., 2004; Murphy e Lovett-Doust, 2004; Prevedello e Vieira, 2010; Aben et al., 2012), especialmente a restauração florestal (Santos Júnior et al., 2016), mas também substituição das áreas de pastagens extensivas por mosaicos multifuncionais com usos do solo menos intensivos (Donald e Evans, 2006; Vos et al., 2007) e plantios florestais (Fonseca et al., 2009), por exemplo.

3.2 Áreas prioritárias para restauração florestal compensatória

As Figuras 1-10 e 1-11 mostram o resultado da agregação dos fatores nos três cenários de risco para A1 e A2, respectivamente. Os níveis de adequabilidade aumentaram com o risco assumido na análise. Nos três casos, houve um pico de número de células concentradas em um curto intervalo de adequabilidade, que corresponde a uma faixa de células próximas aos fragmentos mais conservados. Um segundo pico, de menor dimensão e maior adequabilidade, também pode ser observado para cada cenário, explicado pela grande área de APPs que recebeu adequabilidade máxima e maior peso na hierarquização de fatores.

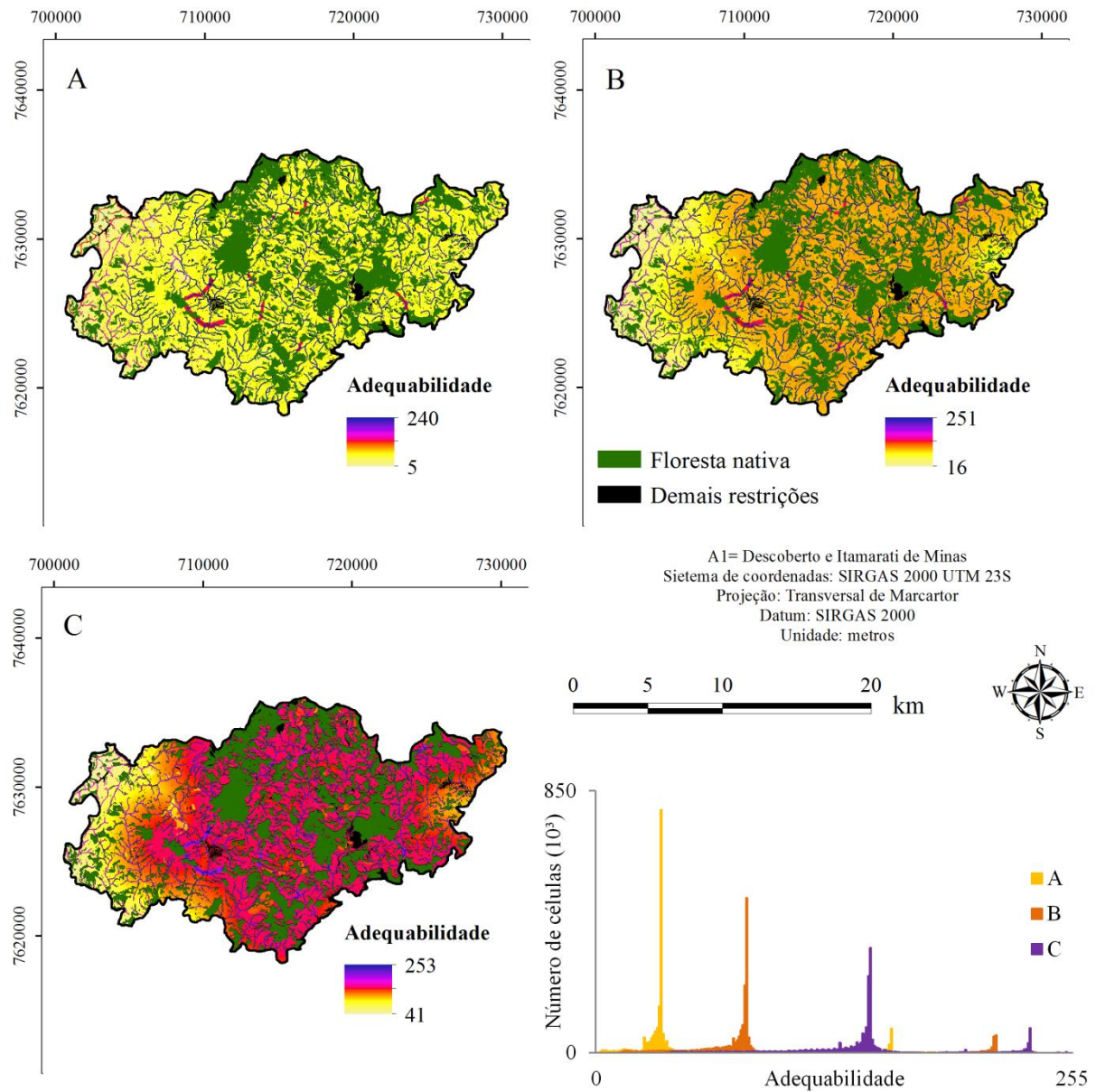


Figura 1-10. Adequabilidade para restauração florestal compensatória em A1 sob três cenários de risco.

A= OWA com risco baixo (ANDness = 0,63); B= WLC (ANDness = 0,50); C= OWA com risco alto (ANDness = 0,38).

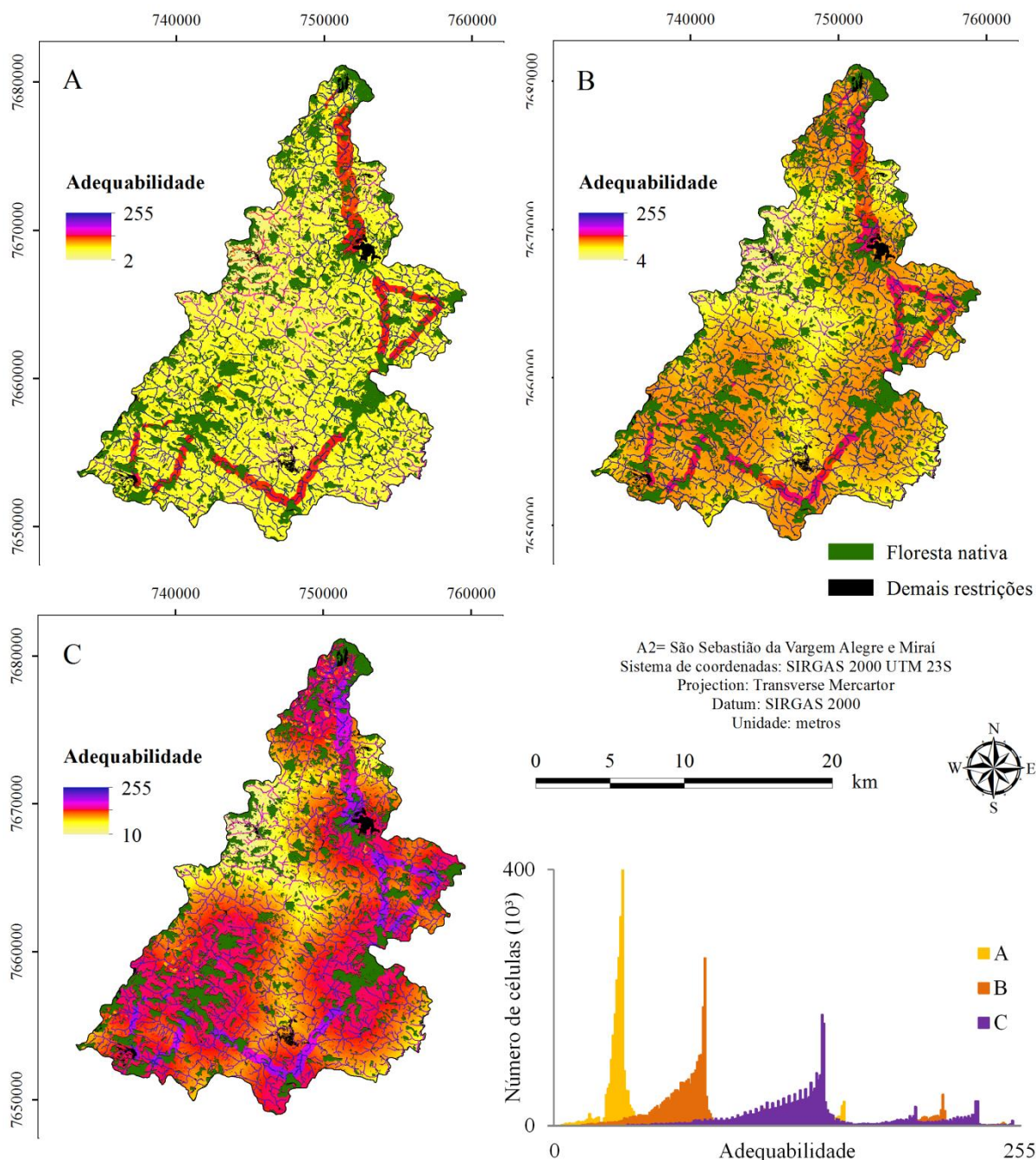


Figura 1-11. Adequabilidade para restauração florestal compensatória em A2 sob três cenários de risco.

A= OWA com risco baixo (ANDness = 0,63); B= WLC (ANDness = 0,50); C= OWA com risco alto (ANDness = 0,38).

A quantidade de áreas onde a prioridade para restauração foi classificada como alta ou muito alta também aumentou nos cenários que envolviam maior risco (Figuras 1-12 e 1-13). Visualmente, é possível observar este aumento e ainda uma diferenciação nos níveis de adequabilidades relacionados às áreas delimitadas como corredores ecológicos, que se destacam nos mapas finais juntamente com as APPs.

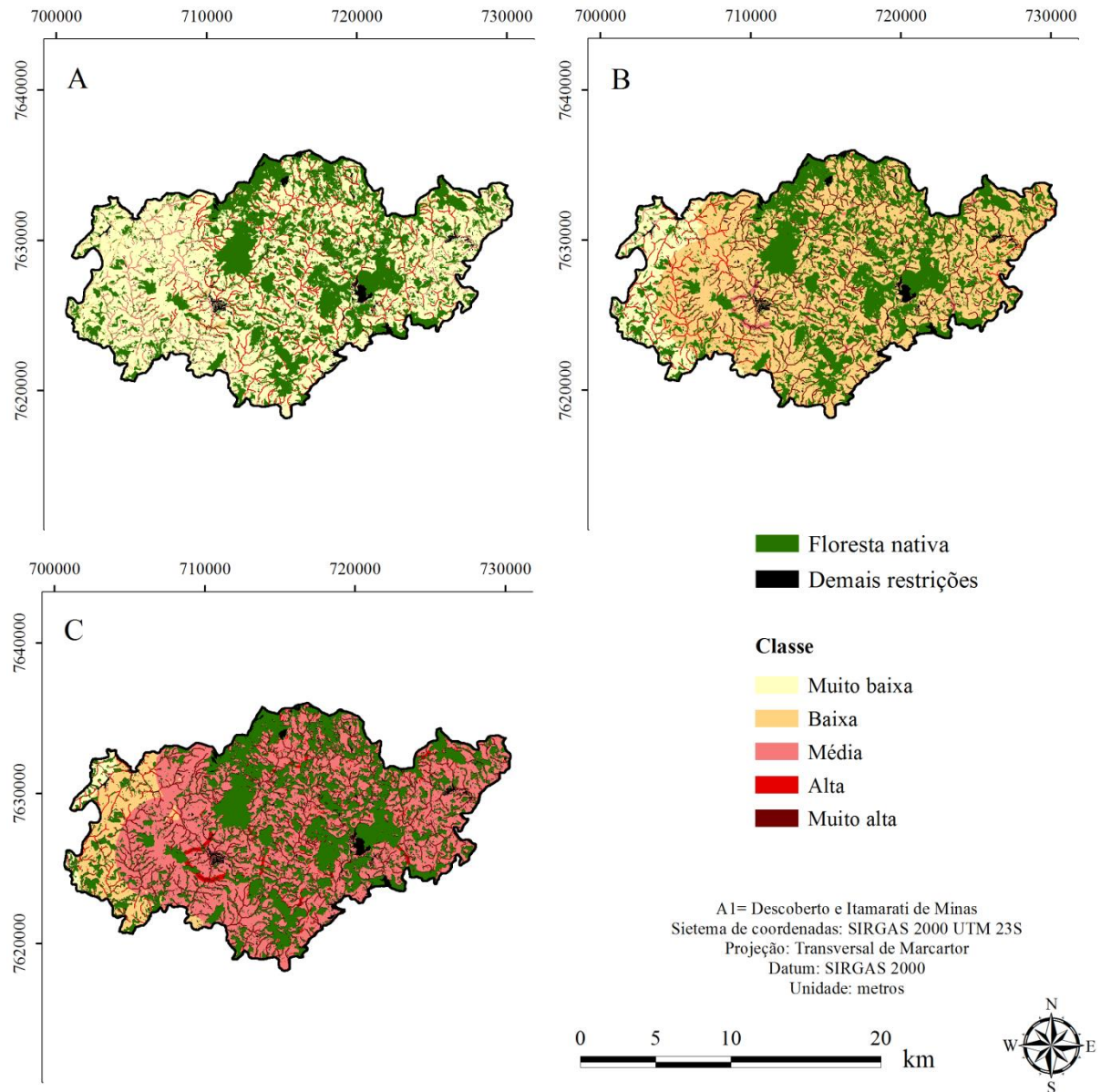


Figura 1-12. Classes de prioridade para restauração florestal compensatória em A1 sob três cenários de risco.

A= OWA com risco baixo (ANDness = 0,63); B= WLC (ANDness = 0,50); C= OWA com risco alto (ANDness = 0,38).

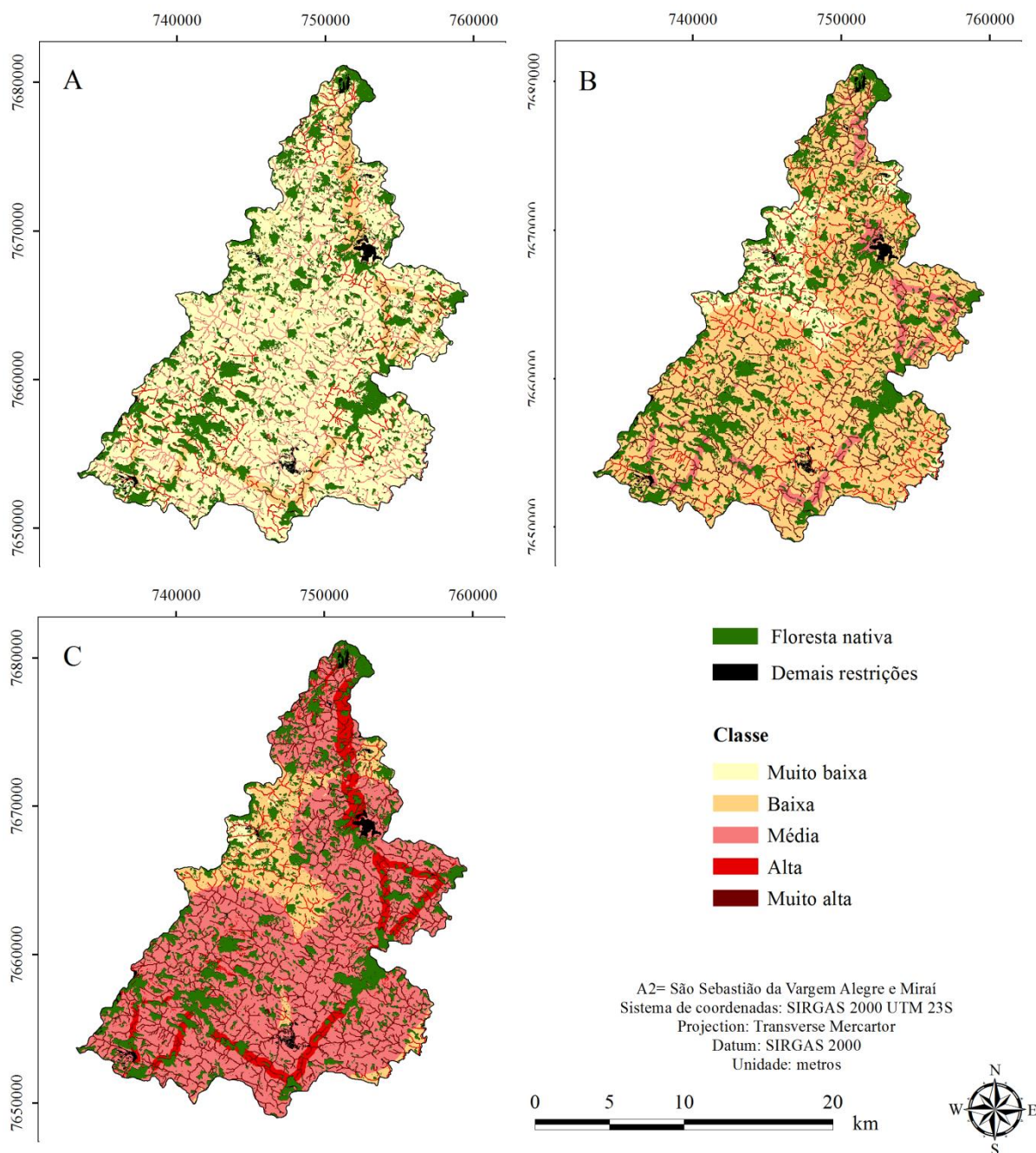


Figura 1-13. Classes de prioridade para restauração florestal compensatória em A2 sob três cenários de risco.

A= OWA com risco baixo (ANDness = 0,63); B= WLC (ANDness = 0,50); C= OWA com risco alto (ANDness = 0,38).

Como comportamento geral, a tendência de migração de uma classe para outra com prioridade superior foi observada com o aumento do risco (Tabela 1-8). A área correspondente à classe de prioridade “Muito Alta” saiu de 0,25 e 0,89% no cenário mais conservador e alcançou 10,95 e 10,74% no cenário mais arriscado em A1 e A2, respectivamente. No cenário OWA com risco baixo, mais de 80% em ambas as áreas estava

concentrada na classe de prioridade para restauração “Muito Baixa”. Enquanto isso, no cenário WLC, a maior porcentagem foi da classe “Baixa” e no cenário OWA com risco alto, a predominância foi da classe “Média”.

Tabela 1-8. Área (ha) e porcentagem (%) da área de estudo por classe de prioridade para restauração florestal compensatória em A1 e A2 sob três cenários de risco.

Classe	OWA - risco baixo		WLC		OWA - risco alto		
	ha	%	ha	%	ha	%	
A1	Muito Baixa	17.258,99	86,02	2.263,97	11,28	411,83	2,05
	Baixa	434,89	2,17	15.047,34	75,00	2.273,04	11,33
	Média	835,49	4,16	249,60	1,24	14.109,50	70,32
	Alta	1.484,64	7,40	681,39	3,40	1.072,55	5,35
	Muito Alta	49,77	0,25	1.821,48	9,08	2.196,86	10,95
A2	Muito Baixa	25.061,67	79,07	3.109,10	9,81	240,77	0,76
	Baixa	2.459,00	7,76	22.591,91	71,28	3.980,38	12,56
	Média	2.595,94	8,19	1.643,98	5,19	20.380,45	64,30
	Alta	1.296,66	4,09	2.111,99	6,66	3.374,25	10,65
	Muito Alta	282,38	0,89	2.238,67	7,06	3.719,80	11,74

O cenário de risco baixo buscar garantir o atendimento dos critérios utilizados (Jiang e Eastman, 2000), porém as áreas aptas geradas são muito restritas. Este cenário conservador pode ser ideal quando o objetivo da análise envolve risco à saúde e segurança humana, como áreas para expansão urbana com baixa probabilidade de deslizamentos (Lorentz et al., 2016) ou implantação de aterros sanitários (Gorsevski et al., 2012). Entretanto, a restauração florestal não se enquadra nestes casos, pois a ameaça associada à escolha de uma área que não atenda a todos os critérios é baixa. Portanto, o cenário de risco alto poderia ser indicado como a melhor alternativa, pois 10,95 e 11,74% são classificados como áreas de prioridade “Muito Alta” em A1 e A2, respectivamente.

Cabe destacar que erros relacionados à base de dados e processamento podem estar presentes ao final da análise. Dentre eles, destacam-se: 1) erros inerentes ao sensoriamento remoto (Lunetta et al., 1991), como a generalização espacial da informação contida em cada célula e erro temporal que é consequência das mudanças ocorridas entre o momento em que o sensor captura os dados e o momento em que as informações são avaliadas em campo; 2) erros da base de dados utilizada para delimitação das APPs; 3) erros derivados do processo de classificação automática supervisionada (Erbe et al., 2004; Rozenstein e Karnieli, 2011). Além disto, fatores sociais e econômicos podem atuar como limitantes para a execução de projetos de restauração na região.

Portanto, esta análise deve ser utilizada como orientações gerais em um contexto de paisagem, indicando direções que podem trazer maiores benefícios. Contudo, as demais etapas do planejamento até a execução de um projeto de restauração devem seguir uma abordagem caso a caso, em uma escala mais refinada, considerando aspectos importantes que muitas vezes não são mapeáveis ou inviáveis de serem levantados para grandes áreas.

4 CONCLUSÕES

A análise multicritério baseada em sistemas de informações geográficas foi eficiente para modelar as áreas prioritárias para a restauração florestal nas áreas estudadas. A agregação dos critérios resultou em uma boa diferenciação entre classes e cenários, de modo que o cenário de risco alto pode ser recomendado para o objetivo proposto.

Esta é uma abordagem direta, de baixo custo e que pode ser realizada em uma grande escala para direcionar a restauração. Entretanto, uma análise posterior em uma escala em nível de projeto deve ser realizada para considerar outros fatores que influenciam diretamente na escolha de áreas para restauração florestal compensatória à mineração de bauxita.

5 REFERÊNCIAS

- ABAL - Associação Brasileira do Alumínio, 2017. Bauxita no Brasil: Mineração responsável e competitividade. Disponível em <http://www.abal.org.br/downloads/ABAL_Relatorio_Bauxita_2017_1.pdf> [acessado em 05 de setembro de 2019]
- Aben J, Adriaensen F, Thijs KW, Pellikka P, Siljander M, Lens L, Matthysen E, 2012. Effects of matrix composition and configuration on forest bird movements in a fragmented A fromontane biodiversity hot spot. *Animal Conservation* 15(6): 658-668.
- Baboo SS, Devi MR, 2010. An analysis of different resampling methods in Coimbatore, District. *Global Journal of Computer Science and Technology* 10(15): 61-66.
- Balestrin D, Martins SV, Fonseca CA, 2020. Ecological restoration and forest coverage advancement in a region influenced by bauxite mining, Minas Gerais, Brazil. In: de Vlieger K. (Ed.). *Recent advances in ecological restoration*. New York: Nova Science Publishers, 143-154.

- Balestrin D, Martins SV, Schoorl JM, Lopes AT, 2018. Modelagem do processo erosivo e deposição de sedimentos sob diferentes cenários e usos do solo em uma área com perfil minerário em Minas Gerais-Brasil. In: Correia CMC, Melo MC, Santos NAP (Org.). Compartilhando experiências das águas de Minas Gerais – Brasil. 1 ed. Vol 1. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 101-104.
- Banning NC, Grant CD, Jones DL, Murphy DV, 2008. Recovery of soil organic matter, organic matter turnover and nitrogen cycling in a post-mining forest rehabilitation chronosequence. *Soil Biology and Biochemistry* 40(8): 2021-2031.
- Baum KA, Haynes KJ, Dilleuth FP, Cronin JT, 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85(10): 2671-2676.
- Bebbington A, Hinojosa L, Bebbington DH, Burneo ML, Warnaars X, 2008. Contention and ambiguity: Mining and the possibilities of development. *Development and Change* 39(6): 887-914.
- Bennett G, Mulongoy KJ, 2006. Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones. Technical Series nº 23. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Berggren Å, Birath B, Kindvall O, 2002. Effect of corridors and habitat edges on dispersal behavior, movement rates, and movement angles in Roesel's bush cricket (*Metrioptera roeseli*). *Conservation Biology* 16(6) 1562-1569.
- Brasil, 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm> [acessado em 29 de agosto de 2019]
- Castellón TD, Sieving KE, 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology* 20(1): 135-145.
- Chakhar S, Martel JM, 2003. Enhancing geographical information systems capabilities with multi-criteria evaluation functions. *Journal of Geographic Information and Decision Analysis* 7(2): 47-71.
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente, 1996. Resolução nº 9, de 24 de outubro de 1996. Disponível em <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=208>> [acessado em 13 de dezembro de 2019]
- Congalton RG, Green K, 2008. Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. Boca Raton: CRC Press.

- COPAM - Conselho Estadual de Política Ambiental, 2008. Deliberação Normativa nº 114, de 10 de abril de 2008. Disponível em <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=7916>> [acessado em 05 de setembro de 2019]
- Damschen EI, Haddad NM, Orrock JL, Tewksbury JJ, Levey DJ, 2006. Corridors increase plant species richness at large scales. *Science* 313(5791): 1284-1286.
- Didoné EJ, Minella JPG, Evrard O, 2017. Measuring and modelling soil erosion and sediment yields in a large cultivated catchment under no-till of Southern Brazil. *Soil and Tillage Research* 174: 24-33.
- DNPM - Departamento Nacional de Produção Mineral, 2018. Informe Mineral: 1º/2018. Disponível em <http://www.anm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/informe-mineral/publicacoes-nacionais/informe_mineral_1_2018.pdf> [acessado em 05 de setembro de 2019]
- Donald PF, Evans AD, 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology* 43(2): 209-218.
- Drummond GM, Martins CS, Machado AM, Sebaio FA, Antonini YO, 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas.
- Eastman JR, 2015. TerrSet Manual. Worcester: Clark University.
- Erbek FS, Özkan C, Taberner M, 2004. Comparison of maximum likelihood classification method with supervised artificial neural network algorithms for land use activities. *International Journal of Remote Sensing* 25(9): 1733-1748.
- Ewers RM, Didham RK, 2007. The effect of fragment shape and species' sensitivity to habitat edges on animal population size. *Conservation Biology* 21(4): 926-936.
- Fonseca CR, Ganade G, Baldissera R, Becker CG, Boelter CR., Brescovit AD et al. Towards an ecologically sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biological Conservation* 2009; 142: 1144-1154.
- Fonseca GA, 1985. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 34(1): 17-34.
- Galdino S, Sano EE, Andrade RG, Grego CR, Nogueira SF, Bragantini C, Flosi AH, 2016. Large scale modeling of soil erosion with RUSLE for conservationist planning of degraded cultivated Brazilian pastures. *Land Degradation & Development* 27(3): 773-784.

- Gemitzi A, Petalas C, Tsihrintzis VA, Pisinaras V, 2006. Assessment of groundwater vulnerability to pollution: a combination of GIS, fuzzy logic and decision making techniques. *Environmental Geology* 49(5): 653-673.
- Gillies CS, Clair CCS, 2008. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(50): 19774-19779.
- Gomides SC, Sousa BM, 2012. Levantamento preliminar da herpetofauna da Serra do Relógio, Minas Gerais, sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências* 14(1,2,3): 45-56.
- Gorsevski PV, Donevska KR, Mitrovski CD, Frizado JP, 2012. Integrating multi-criteria evaluation techniques with geographic information systems for landfill site selection: a case study using ordered weighted average. *Waste Management* 32(2): 287-296.
- Horskins K, Mather PB, Wilson JC, 2006. Corridors and connectivity: when use and function do not equate. *Landscape Ecology* 21(5): 641-655.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Manuais Técnicos em Geociências, nº 1. 2ª ed. Rio de Janeiro: IBGE.
- Jiang H, Eastman JR, 2000. Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS. *International Journal of Geographical Information Science* 14(2): 173-184.
- Lad RJ, Samant JS, 2015. Impact of bauxite mining on soil: a case study of bauxite mines at Udgiri, Dist-Kolhapur, Maharashtra State, India. *International Research Journal of Environment Sciences* 4(2): 77-83.
- Landis JR, Koch GG, 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33: 159-174.
- Lemos PHD, 2008. Efeito de borda no componente arbóreo de um fragmento de floresta semidecídua, Viçosa, MG. Dissertação (Mestrado em Botânica). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.
- Lopes RF, Branquinho JÁ, 1988. Jazidas de bauxita da Zona da Mata de Minas Gerais. In: Schobbenhaus C, Coelho CES. Principais depósitos minerais do Brasil. Vol 3. Brasília: Departamento Nacional da Produção Mineral, 656-661.
- Lorentz JF, Calijuri ML, Marques EG, Baptista AC, 2016. Multicriteria analysis applied to landslide susceptibility mapping. *Natural Hazards* 83(1): 41-52.
- Louzada FLRO, Santos AR, Silva AG, Oliveira OM, Oliveira GG, Soares VP, Peluzio JBE, 2012. Proposal of ecological corridors for interconnection of State Parks by using

- geotecnology, Espírito Santo (ES)-Brazil. *Revista Geográfica Venezolana* 53(2): 239–254.
- Lunetta RS, Congalton RG, Fenstermaker LK, Jensen JR, McGwire KC, Tinney LR, 1991. Remote sensing and geographic information system data integration: error sources and research issues. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 57(6): 677-687.
- Maginnis S, Rietbergen-McCracken J, Sarre A, 2012. *The forest landscape restoration handbook*. London: Earthscan.
- Malczewski J, 2006. GIS based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science* 20(7): 703-726.
- Mansourian S, Vallauri D, 2005. *Forest restoration in landscapes: beyond planting trees*. New York: Springer Science & Business Media.
- Martensen AC, Pimentel RG, Metzger JP, 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation* 141(9): 2184-2192.
- Mello KD, Costa DRD, Valente RA, Vettorazzi CA, 2018. Multicriteria Evaluation for Protected Area Definition Aiming at Water Quality Improvement. *Floresta e Ambiente* 25(3): e20160134.
- Mendoza GA, Martins H, 2006. Multi-criteria decision analysis in natural resource management: A critical review of methods and new modelling paradigms. *Forest Ecology and Management* 230(1-3): 1-22.
- Menzie WD, Barry JJ, Bleiwas DI, Bray EL, Goonan TG, Matos G, 2010. *The global flow of aluminum from 2006 through 2025*. Reston: US Geological Survey.
- Murphy HT, Lovett-Doust J, 2004. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? *Oikos* 105:3–14.
- Oliveira G C, Fernandes Filho EI, 2016. Automated mapping of permanent preservation areas on hilltops. *Cerne* 22(1): 111-120.
- Orsi F, Geneletti D, Newton AC, 2011. Towards a common set of criteria and indicators to identify forest restoration priorities: An expert panel-based approach. *Ecological Indicators* 11(2): 337-347.
- Palik BJ, Goebel PC, Kirkman LK, West L, 2000. Using landscape hierarchies to guide restoration of disturbed ecosystems. *Ecological Applications* 10(1): 189-202.
- Prevedello JA, Vieira MV, 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation* 19(5): 1205-1223.

- Rouse JW, Haas RH, Schell JA, Deering DW, 1973. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: Proceedings of the Thrid ERTS Symposium, Washington: NASA, 309-317.
- Rozenstein O, Karnieli A, 2011. Comparison of methods for land-use classification incorporating remote sensing and GIS inputs. *Applied Geography* 31(2): 533-544.
- Sá Júnior A, Carvalho LG, Silva FF, Alves MC, 2012. Application of the Köppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. *Theoretical and Applied Climatology* 108(1-2): 1-7.
- Saaty T, 1980. The analytic hierarchy process. New York: McGraw-Hill.
- Santos JS, Leite CCC, Viana JCC, Santos AR, Fernandes MM, Abreu VS et al., 2018. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecological Indicators* 88: 414-424.
- Santos Junior PCA, Marques FC, Lima MR, Anjos L, 2016. The importance of restoration areas to conserve bird species in a highly fragmented Atlantic forest landscape. *Natureza & Conservação* 14(1): 1-7.
- Seoane CES, Diaz VS, Santos TL, Froufe LCM, 2010. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. *Pesquisa Florestal Brasileira* 30(63): 207-216.
- Söderholm P, Svahn N, 2015. Mining, regional development and benefit-sharing in developed countries. *Resources Policy* 45: 78-91.
- Sparovek G, Ranieri SBL, Gassner A, Maria IC, Schnug E, Santos RF et al., 2002. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 90(2): 169-175.
- Struebig MJ, Kingston T, Petit EJ, Le Comber SC, Zubaid A, Mohd Adnan A, Rossiter SJ, 2011. Parallel declines in species and genetic diversity in tropical forest fragments. *Ecology Letters* 14(6): 582-590.
- Valente RA, Petean FCDS, Vettorazzi CA, 2017. Multicriteria decision analysis for prioritizing areas for forest restoration. *Cerne* 23(1): 53-60.
- Vettorazzi CA, Valente RA, 2016. Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. *Ecological Engineering* 94: 255-267.
- Vos CC, Goedhart PW, Lammertsma DR, Spitzen-Van der Sluijs AM, 2007. Matrix permeability of agricultural landscapes: an analysis of movements of the common frog (*Rana temporaria*). *The Herpetological Journal* 17(3) 174-182.

CAPÍTULO 2 - COBERTURA FLORESTAL EM IMÓVEIS RURAIS E ESTRUTURA DA PAISAGEM EM MUNICÍPIOS SOB INFLUÊNCIA DA MINERAÇÃO DE BAUXITA

RESUMO: O objetivo deste estudo foi caracterizar a cobertura florestal de imóveis rurais e a estrutura da paisagem de quatro municípios da Zona da Mata de Minas Gerais sob a influência da mineração de bauxita. Quatro municípios foram selecionados, formando dois blocos para análise: Descoberto e Itamarati de Minas (A1) e Mirai e São Sebastião da Vargem Alegre (A2). A cobertura florestal foi encontrada através de classificação automática supervisionada de imagens multiespectrais e foi cruzada com os limites dos imóveis rurais através de uma ferramenta de interseção para encontrar a cobertura florestal em cada imóvel. O limiar de 20% da área de imóvel a título de RL foi considerado, com a ressalva de que pequenos imóveis rurais não são obrigados a atingir este valor. Métricas de área, borda e área central foram utilizadas para descrever a estrutura da paisagem. Caso todos os imóveis fossem obrigados a manter 20% da área coberta por vegetação nativa, a demanda de restauração ou compensação de RL seria de 495,58 ha e 1.523,57 ha em A1 e A2, respectivamente. Contudo, pequenos imóveis rurais predominaram, representando 97,24% e 97,34% de todos os imóveis de A1 e A2, respectivamente, os quais não são obrigados a atingir o limiar de 20%. Isto fez com que as demandas de restauração/compensação de RL caíssem 87,90% e 79,96%, sendo que apenas 3 e 14 imóveis foram considerados irregulares em A1 e A2, respectivamente. Para as duas paisagens estudadas, fragmentos com menos de 5 ha predominaram, representando 96,94 e 97,67% de todos os fragmentos em A1 e A2, respectivamente. Entretanto, a maior quantidade de área é atribuída aos fragmentos grandes (≥ 100 ha = 58,04%) em A1 e aos médios (10-100 ha = 44,52%) em A2. Ambas as paisagens apresentaram elevada borda total e densidade de borda, indicando alta interação entre floresta e a matriz. A2 apresentou maiores valores de área central e áreas centrais disjuntas para as menores classes de tamanho de fragmento, enquanto A1 apresentou valores muito superiores para estas métricas considerando os grandes fragmentos. O isolamento entre os fragmentos florestais aumentou abruptamente em A2 quando os menores fragmentos foram considerados. Embora o efeito tenha sido menos pronunciado em A1, a análise mostrou grande importância dos menores fragmentos na conectividade funcional em ambas as paisagens. Em geral, A2 pode ser considerada uma região de maior necessidade de restauração florestal, pois apresentou maior déficit de cobertura florestal em imóveis rurais e uma paisagem mais fragmentada.

Palavras-chave: métricas da paisagem, Reserva Legal, Zona da Mata.

ABSTRACT: The objective of this study was to characterize the forest cover of rural properties and the landscape structure of four municipalities of the “Zona da Mata” region of Minas Gerais State, Brazil, under the influence of bauxite mining. Four municipalities were selected, forming two blocks for analysis: Descoberto and Itamarati de Minas (A1) and Mirai and São Sebastião da Vargem Alegre (A2). Forest cover was found through supervised automatic classification of multispectral images and was crossed with rural property boundaries through an intersection tool to find forest cover in each property. The 20% threshold of property area as LR was considered, with the exception that small rural properties are not required to reach this value. Area, edge and core area metrics were used to describe the landscape structure. If all properties were required to maintain 20% of the area covered by native vegetation, the demand for LR restoration or compensation would be 495.58 ha and 1,523.57 ha in A1 and A2, respectively. However, small rural properties predominated,

representing 97.24% and 97.34% of all properties in A1 and A2, respectively, which are not required to reach the 20% threshold. This resulted in LR restoration/compensation demands falling by 87.90% and 79.96%, with only 3 and 14 properties considered irregular in A1 and A2, respectively. For both landscapes studied, fragments of less than 5 ha predominated, representing 96.94 and 97.67% of all fragments in A1 and A2, respectively. However, the largest amount of area is attributed to large fragments (≥ 100 ha = 58.04%) in A1 and to medium fragments (10-100 ha = 44.52%) in A2. Both landscapes showed high total edge and edge density, indicating high interaction between forest and matrix. A2 presented higher values of core area and disjunct core areas for the smallest fragment size classes, while A1 presented much higher values for these metrics considering the large fragments. Isolation between forest fragments increased sharply in A2 when smaller fragments were considered. Although the effect was less pronounced in A1, the analysis showed great importance of smaller fragments in functional connectivity in both landscapes. In general, A2 can be considered a region with greater need for forest restoration, as it presented a larger deficit of forest cover in rural properties and a more fragmented landscape.

Keywords: landscape metrics, Legal Reserve, Zona da Mata.

1 INTRODUÇÃO

A Lei nº 12.561 de 2012 (Lei de Proteção da Vegetação Nativa, também conhecida como Código Florestal) figura atualmente como o principal dispositivo legal que guia a conciliação entre produção e conservação (Brasil, 2012). Esta lei determina que uma porcentagem da área do imóvel deva ser mantida com vegetação nativa para “assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa” (Brasil, 2012). Trata-se da Reserva Legal (RL), que consiste em 20% da área do imóvel no bioma Mata Atlântica.

Além da RL, as Áreas de Preservação Permanente (APPs) também são ferramentas de conservação desta lei e consistem na preservação de margens de cursos d’água, entorno de nascentes, áreas declivosas, entre outras. No entanto, a área de APPs do imóvel pode ser contabilizada dentro do montante de 20% da RL, desde que não o proprietário não converta novas áreas de vegetação nativa e que a área a ser computada esteja conservada ou em processo de recuperação (Brasil, 2012). De modo geral, nos casos onde o imóvel apresenta uma área de RL inferior à exigida legalmente, esta deveria ser regularizada através de recomposição, regeneração ou compensação (Machado, 2016).

O Código Florestal aprovado em 2012 trouxe algumas alterações controversas em relação ao seu antecessor, o Código de 1965 (Sparovek et al., 2012; Grasel et al., 2018; Taniwaki et al. 2018). Uma destas alterações é a determinação de que pequenas propriedades

rurais não são obrigadas a recompor a RL até o valor de 20% (Cruz et al., 2020). De acordo com a Lei 8.629 de 1993, pequenas propriedades rurais são aquelas que apresentam menos de quatro Módulos Fiscais (MFs) (Brasil, 1993; Ribeiro and Freitas, 2010). O MF, por sua vez, é uma medida agrária fixada pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), que varia entre municípios, considerando o tipo de atividade econômica e fonte de renda predominantes (Landau et al., 2012). A retirada da responsabilidade de regularização de RL destes imóveis tem impactos diretos nas demandas de restauração/compensação, gerando diversas críticas (Brancalion et al., 2016).

Estudos anteriores mostraram que os imóveis localizados na Mata Atlântica do estado de Minas Gerais possuem mais excedente de vegetação nativa do que déficit, visto que apenas imóveis acima de quatro módulos fiscais podem apresentar algum déficit (Cruz et al., 2020). Contudo, informações mais localizadas, em nível de município, ainda são escassas. Estas informações são essenciais para o planejamento local de estratégias de regularização de imóveis com déficit de vegetação nativa e desencadear ações de restauração.

Outra abordagem que permite conhecer o status de conservação florestal de uma paisagem é a caracterização da estrutura da paisagem. Tal caracterização pode ser feita através de métricas que quantificam a quantidade e configuração de um habitat ou um conjunto de habitats de interesse e tem influência diretamente na riqueza e abundância de espécies que ali habitam (Cabacinha e Castro., 2009; Thornton et al., 2011; Walz, 2011; Malavasi et al., 2016). O entendimento correto destas métricas pode ser fundamental para compreender o nível de fragmentação de um habitat e, a partir daí, traçar estratégias de manejo sustentável (Diaz-Varela et al., 2009; Uuemaa et al., 2009).

A restauração florestal surge como uma solução para a regularização da RL de imóveis rurais a também no aumento de habitat e conectividade florestal em paisagens fragmentadas. Contudo, as iniciativas de restauração são escassas de modo geral e em muitas regiões está restrito a empreendimentos com demandas de compensação ambiental, como na mineração.

A mineração de bauxita teve início na Zona da Mata em 1992, no município de Itamarati de Minas e migrou suas operações para Mirai em 2008, tendo gerado centenas de empregos diretos e indiretos, promovido o aumento da produtividade das lavouras de café nas áreas mineradas (Vilas Boas et al., 2018) e contribuído para o aumento da cobertura florestal nativa (Belestrin et al., 2020) e redução de perda de solos por processos erosivos (Balestrin et al., 2018). Diversos plantios de restauração tem sido realizados pela empresa mineradora Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) na sua região de atuação, relacionados à

restauração de áreas mineradas (Miranda Neto et al., 2014; Lopes et al., 2018; Silva et al., 2018; Martins et al., 2020) e também a compensação ambiental, principalmente no contexto da compensação por supressão ocasional de árvores isoladas.

A caracterização ambiental da região é importante para que a empresa e outros atores envolvidos possam direcionar seus recursos e esforços para as regiões mais carentes de ações de restauração, assim como aquelas que apresentam o potencial de promover maiores benefícios ambientais. Neste contexto, o objetivo deste estudo foi caracterizar a cobertura florestal de imóveis rurais e a estrutura da paisagem de quatro municípios da Zona da Mata de Minas Gerais sob a influência da mineração de bauxita.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Áreas de estudo

O estudo foi realizado em quatro municípios da Zona da Mata de Minas Gerais sob influência da mineração de bauxita: Descoberto, Itamarati de Minas, Mirai e São Sebastião da Vargem Alegre. Os municípios adjacentes foram unidos e considerados com uma única área de estudo para otimizar o processamento (Figura 2-1).

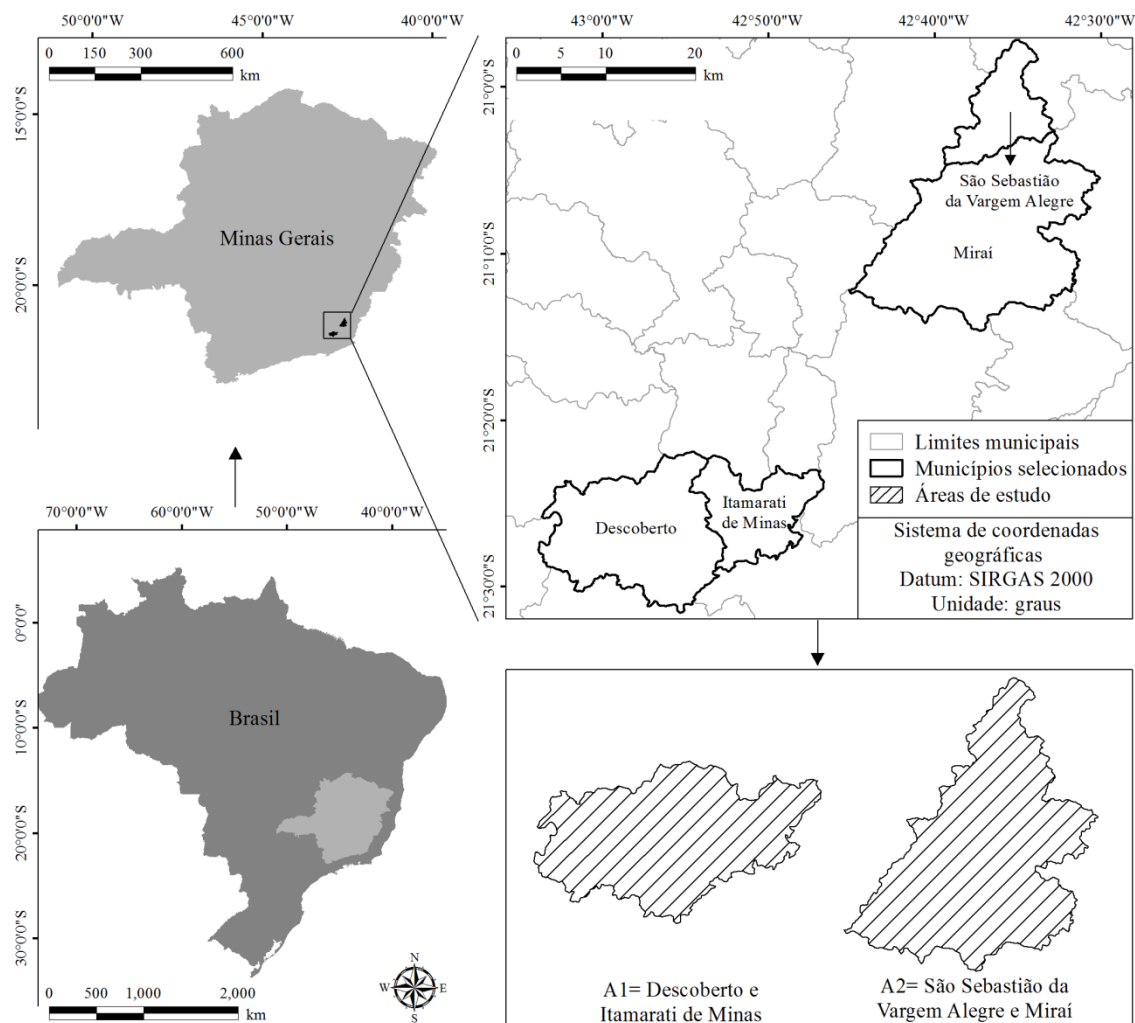


Figura 2-1. Localização e delimitação das áreas de estudo A1 (Descoberto e Itamarati de Minas) e A2 (São Sebastião da Vargem Alegre e Mirai).

2.2 Base de dados

Uma imagem multiespectral MSI/Sentinel-2, com resolução espacial de 10 metros, foi obtida na plataforma *EarthExplorer* do Serviço Geológico dos Estados Unidos (*United States Geological Survey* - USGS, na língua inglesa), registrada no mês de março de 2019.

Limites dos municípios foram obtidos em formato vetorial na Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IDE-Sisema). Limites dos imóveis rurais dos municípios abrangidos pela ZA-PESB foram obtidos em formato vetorial no Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural - SICAR, com última atualização em 05/02/2019.

2.3 Cobertura florestal em imóveis rurais

As bandas b2, b3, b4 e b8 das imagens Sentinel foram selecionadas para a classificação do uso e cobertura do solo. A classificação automática supervisionada através do algoritmo da máxima verossimilhança foi utilizada. O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index* - NDVI, na língua inglesa) foi calculado de acordo com a Equação 2-1 (Rouse et al., 1973) e a composição colorida b4(R)NDVI(G)b3(B) foi utilizada para coletar amostras de treinamento e gerar os dados espectrais das seguintes classes: agricultura, água, floresta nativa, pastagem, silvicultura, solo exposto e urbano. Afloramentos rochosos foram delimitados manualmente porque a classificação automática não apresentou bons resultados em separar estas feições das demais. Por fim, um filtro espacial foi utilizado para diminuir possíveis ruídos de classificação. A acurácia da classificação foi avaliada através da interpretação visual de 80 pontos aleatórios por classe na imagem original (totalizando 640 amostras de validação), os quais foram confrontados com a imagem classificada e geraram uma matriz de contingência para o cálculo da Exatidão Global e do Índice Kappa (Congalton e Green, 2008).

$$NDVI = \frac{b8 - b4}{b8 + b4} \quad \text{(Equação 2-1)}$$

Onde:

NDVI = Índice de Vegetação por Diferença Normalizada

b8 = valor digital da banda 8 (infravermelho próximo)

b4 = valor digital da banda 4 (vermelho)

As feições referentes à classe floresta nativa resultantes do processo de classificação foram extraídas e vetorizadas. Estas feições foram cruzadas com os limites dos imóveis rurais através de uma ferramenta de interseção, permitindo calcular a cobertura florestal de cada imóvel. As análises foram restritas aos imóveis com menos de 5% de sobreposição (Nunes et al., 2006; Cruz et al., 2020) e com limites completamente dentro dos limites de A1 e A2. Imóveis duplicados no cadastro foram excluídos. O processamento foi realizado no *software* ArcMap 10.3.1.

A partir da interseção entre imóveis e floresta, foi possível classificar os imóveis rurais em duas classes tendo em visto a porcentagem de RL exigida: <20% de cobertura florestal e

$\geq 20\%$ de cobertura florestal. A partir desta classificação, um balanço de vegetação nativa por área de estudo e classe de cobertura florestal foi calculado. Entretanto, este balanço é teórico e representa a situação dos imóveis antes do advento do Código Florestal de 2012, pois desconsidera o tamanho dos imóveis.

Assim, no próximo passo, os imóveis foram classificados quanto ao número de módulos fiscais. A partir deste ponto, um novo balanço foi calculado, onde os imóveis com menos de quatro módulos fiscais e menos de 20% não caracterizavam déficit de vegetação nativa, pois não são obrigados a recompor/compensar RL. Os demais imóveis apresentaram déficit ou excedente quando abaixo ou acima do limiar de 20%, respectivamente. Apenas aqueles com mais de quatro módulos fiscais e $< 20\%$ de cobertura florestal foram considerados irregulares.

2.4 Estrutura da paisagem

A estrutura da paisagem foi estudada através de métricas de dois grupos: área e borda e área central (McGarigal e Mark, 1995; Tabela 2-1). Os fragmentos foram divididos em quatro classes para computar as métricas: muito pequenos (< 5 ha), pequenos (5-10 ha), médios (10-100 ha) e grandes (≥ 100 ha). Uma borda de 60 metros foi considerada para as métricas de área e borda, por representar um valor médio onde ocorrem mudanças na comunidade de plantas nas florestas da região (Lemos, 2008). Bordas de 20, 40, 60, 80, 100 e 120 metros foram consideradas para estudar as métricas de área central e entender o comportamento de cada classe de fragmento com a variação da largura. As métricas foram calculadas com o *software* Fragstats 4.2.

Tabela 2-1. Métricas utilizadas para caracterizar a estrutura da paisagem em A1 e A2

Métrica	Abreviação e unidade	Caracterização	Grupo
Área da classe	CA (ha)	Área total da classe estudada	Área e borda
Número de fragmentos	NP (sem unidade)	Número de fragmentos da classe estudada	
Área média dos fragmentos	AREA_MN (ha)	Área média dos fragmentos da classe estudada	
Borda total	TE (metros)	Soma dos comprimentos de todos os segmentos de borda da classe estudada	
Densidade de borda	ED (metros ha ⁻¹)	Razão entre a borda total e a área total da paisagem	
Área central	TCA (ha)	Área central total da classe estudada, sendo a soma da área central de todos os fragmentos	Área central
Número de áreas centrais disjuntas	NDCA (ha)	Soma do número de áreas disjuntas contidas dentro de todos os fragmentos da classe estudada	

Por fim, para representar o isolamento médio entre os fragmentos florestais, a distância euclidiana média até o vizinho mais próximo foi calculada variando o tamanho do menor fragmento considerado na paisagem. Para isso, os fragmentos menores foram excluídos sucessivamente da análise, caracterizando um tamanho mínimo para inclusão. A cada ponto de inclusão, a área florestal acumulada das classes de tamanho consideradas também foi calculada.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Cobertura florestal em imóveis rurais

A validação da classificação do uso e cobertura do solo mostrou uma Exatidão Global de 0,9125 e 0,9516 e um Índice Kappa de 0,8265 e 0,8711 para A1 e A2, respectivamente. Para as duas áreas, a concordância entre as amostras de validação e a imagem classificada foi excelente (Landis e Koch, 1977), indicando que o processo de classificação automática supervisionada foi satisfatório.

A área cadastrada no CAR foi maior em A2 e a cobertura florestal na área cadastrada foi maior em A1 (Tabela 2-2). Pequenos imóveis rurais predominam nas duas paisagens (97,24 e 97,34% para as A1 e A2, respectivamente). A exclusão dos imóveis duplicados e

com mais de 5% de sobreposição excluiu 450 registros em A1 e 320 imóveis em A2. Portanto, os valores absolutos apresentados neste estudo não correspondem aos valores de toda a área cadastrada das duas áreas. Contudo, esta exclusão é necessária visto que grandes sobreposições geram grandes erros (L’Roe et al., 2016), acarretando uma elevada duplicação de área contabilizada. De qualquer modo, o conjunto de imóveis analisado permitiu traçar o perfil da região e levantar os pontos relevantes para este estudo. A predominância de pequenos imóveis rurais foi observada, representando 97,24% e 97,34% de todos os imóveis de A1 e A2, respectivamente.

Tabela 2-2. Porcentagem da área de A1 e A2 cadastrada no CAR, cobertura florestal na área cadastrada e número de imóveis rurais por classe de módulo fiscal (MF)

Área de estudo	Área cadastrada (%)	Cobertura florestal na área cadastrada (%)	Número de imóveis	
			≤4 MF	>4MF
A1	32,56	27,79	352	10
A2	40,88	14,36	695	19
Geral	37,23	19,51	1.047	29

A média da área total dos imóveis das duas classes de cobertura florestal estão próximos de apresentar apenas 1 MF, considerando que o MF varia entre 24 e 30 ha nos municípios que compõe as área de estudo (Tabela 2-3). Imóveis com <20% de cobertura florestal apresentaram uma porcentagem média de floresta de 6,29%, enquanto que para imóveis com ≥20% de cobertura florestal este valor superou 40%, considerando A1 e A2 simultaneamente. Ainda que a classe “<20%” tenha representado 69,33% dos imóveis e 65,06% da área cadastrada, a área total de floresta (1.384,16 ha) é muito inferior daquela apresentada pela classe “≥20%” (3.717,93 ha), a qual é responsável apenas por 30,67% e 34,94% dos imóveis e da área cadastrada, respectivamente. Isto indica que imóveis com cobertura florestal superior a 20% tendem a conservar muito além deste limiar, enquanto que os demais tendem a conservar muito menos.

Tabela 2-3. Caracterização geral dos imóveis rurais de A1 e A2 cadastrados no CAR por classe de cobertura florestal

Área de estudo	Classe	Número de imóveis	Área total dos imóveis (ha)	Área média dos imóveis (ha)	Área total de floresta (ha)	Porcentagem média de floresta (%)
A1	<20%	210	4.612,29	21,96	426,88	7,26
	≥20%	152	5.410,32	35,59	2.358,31	42,28
A2	<20%	536	12.404,29	23,14	957,29	5,91
	≥20%	178	3.727,89	20,94	1.359,62	40,21
Geral	<20%	746	17.016,59	22,81	1.384,16	6,29
	≥20%	330	9.138,21	27,69	3.717,93	41,16

Se 20% for considerado como o valor mínimo de vegetação nativa que um imóvel localizado na Mata Atlântica deve apresentar, então a soma dos balanços dos imóveis resulta em um balanço geral positivo em A1 (780,67 ha) e um balanço negativo em A2 (909,53 ha) (Figura 2-2). Considerando apenas os imóveis com <20% de cobertura florestal, as demandas de restauração ou recomposição seriam de 495,58 ha e 1523,57 ha em A1 e A2, respectivamente.

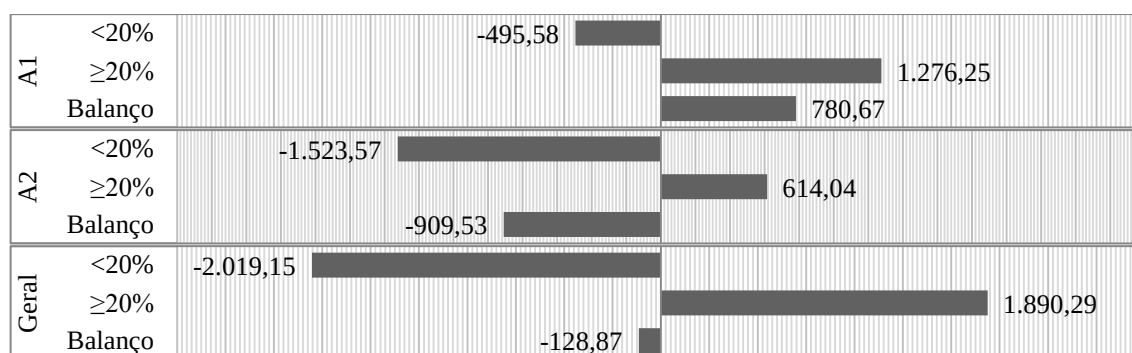


Figura 2-2. Balanço de vegetação nativa dos imóveis rurais de A1 e A2 por classe de cobertura florestal, considerando um limiar de 20% da área do imóvel e desconsiderando o número de módulos fiscais.

Contudo, o Artigo 67 do Código Florestal de 2012 determina que propriedades que apresentam menos que quatro MF não precisam conservar 20% da área do imóvel, apenas manter a vegetação existente como RL. Com isso, ao segregar os imóveis em classes de MF, é possível verificar que apenas 3 imóveis em A1 e 14 imóveis em A2 foram considerados irregulares por esta análise (Tabela 2-4). Nestes casos, um total de 59,99 e 305,34 ha deveriam ser destinados à restauração florestal ou algum tipo de compensação em A1 e A2, respectivamente.

Tabela 2-4. Balanço de vegetação nativa dos imóveis rurais de A1 e A2 por classe de módulo fiscal e classe de cobertura florestal, considerando um limiar de 20% da área do imóvel

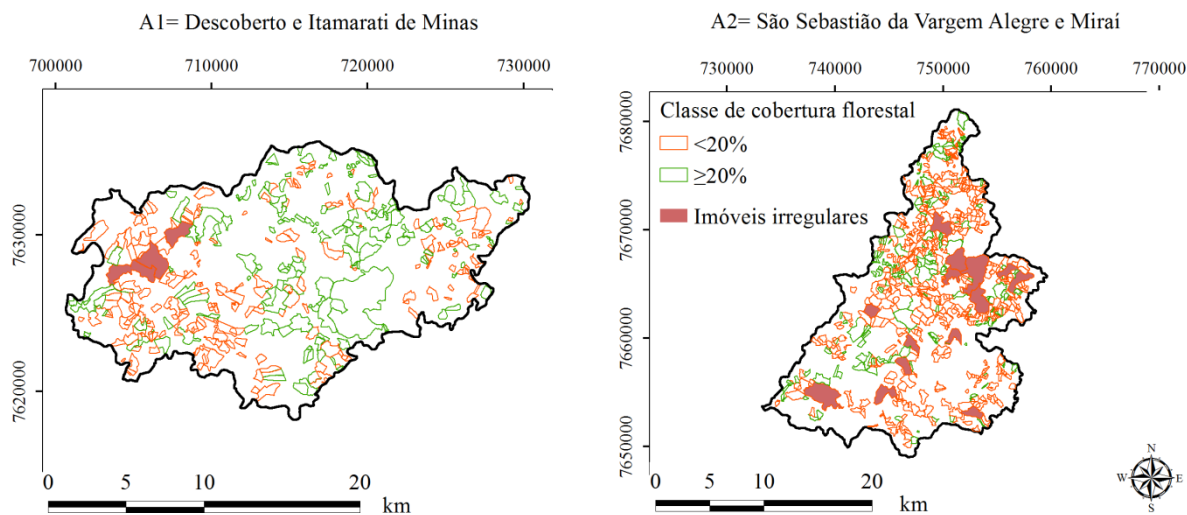
Área de estudo	Classe de módulo fiscal	Classe de cobertura florestal	Número de imóveis	Balanço
A1	≤4 MF	<20%	207	-
		≥20%	145	780,25
	>4 MF	<20%	3	-59,99
		≥20%	7	495,99
	Total		366	1221,86
A2	≤4 MF	<20%	522	-
		≥20%	173	515,04
	>4 MF	<20%	14	-305,34
		≥20%	5	99,00
	Total		716	308,70

Em destaque, o número de imóveis considerados irregulares e o déficit de vegetação correspondente.

Esta abordagem permitiu demonstrar a queda de 87,90% e 79,96% das demandas de restauração/compensação de RL em A1 e A2, respectivamente, em um momento antes de 2012, onde 20% de RL era exigido em todas as propriedades dentro do bioma Mata Atlântica. As demandas atuais seriam facilmente supridas pela aquisição de Cotas de Reserva Ambiental dentro dos imóveis com excedente nos próprios municípios estudados. Contudo, a aquisição de CRAs pode considerar como prioritárias regiões onde a proteção desta vegetação excedente traria mais benefícios ecológicos, como áreas próximas a unidades de conservação e de reservas legais já existentes (Cruz et al., 2020).

É importante avaliar a dualidade que cerca o tratamento diferenciado aos pequenos imóveis rurais. De um lado, existe o pequeno produtor que não possui recursos para executar a restauração (muitas vezes não compreendendo a importância e o papel desempenhado pela vegetação nativa dentro de sua propriedade), além da necessidade das terras para seu sustento. Do outro lado, existe a situação de degradação e fragmentação da Mata Atlântica e os riscos aos serviços sistêmicos e biodiversidade associados à diminuição das áreas destinadas à restauração/compensação em regiões onde, assim como A1 e A2, predominam pequenos imóveis. Assim, é um grande desafio estabelecer políticas públicas que cercam conservação e produção buscando conciliar ambos (Sparovek et al., 2012). De qualquer modo, os imóveis rurais considerados irregulares (Figura 2-3) podem ser indicados como áreas prioritárias para restauração devido à demanda social para regularização ambiental, buscando analisar as áreas que proporcionam maiores benefícios ecológicos dentro de seus limites. As análises demonstram A2 como a região mais carente de medidas de restauração devido à baixa

cobertura florestal da área cadastrada e aos déficits mais acentuados (tanto considerando todos os imóveis, quanto considerando apenas os irregulares).



Sistema de coordenadas: SIRGAS 2000 UTM 23S | Projeção: Transversal de Mercator | Datum: SIRGAS 2000 | Unidade: metros

Figura 2-3. Localização dos imóveis rurais de A2 e A2 cadastrados no CAR por classe de cobertura florestal, indicando os imóveis considerados irregulares.

3.2 Estrutura da paisagem

Para as duas paisagens estudadas, os fragmentos <5 ha predominaram, representando 96,94 e 97,67% de todos os fragmentos em A1 e A2, respectivamente (Tabela 2-5). Entretanto a maior quantidade de área é atribuída aos fragmentos grandes (≥ 100 ha = 58,04%) em A1 e aos médios (10-100 ha = 44,52%) em A2. Ambas as paisagens apresentaram elevada borda total e densidade de borda, indicando alta interação entre floresta e a matriz e efeitos negativos da segunda sobre a primeira.

Tabela 2-5. Métricas de paisagem calculadas por classe de tamanho dos fragmentos florestais de A1 e A2

Área de estudo	Índices	Classe de tamanho dos fragmentos			
		Muito pequenos	Pequenos	Médios	Grandes
A1	CA	1.204,94	335,48	2.586,20	5.707,04
	NP	4.785	51	90	10
	AREA_MN	0,25	6,58	28,74	570,70
	TE	1.106.950	121.28	597.3	805.66
	ED	35,96	3,94	19,40	26,17
	% AREA	12,25	3,41	26,30	58,04
	% NP	96,94	1,03	1,82	0,20
A2	CA	1.292,73	481,49	3.169,48	2.174,79
	NP	4.238	70	111	11
	AREA_MN	0,305	68,784	285,539	1,977,082
	TE	1.038.320	162.52	644.64	305.11
	ED	263,128	41,185	163,363	7,732
	% AREA	18,16	6,76	44,52	30,55
	% NP	95,67	1,58	2,51	0,25

CA= área total da classe; NP= número de fragmentos; AREA_MN= área média dos fragmentos; TE= borda total; DE= densidade de borda.

Em relação às métricas de área central, o comportamento geral foi parecido entre as duas áreas (Figura 2-4). Entretanto, A2 apresentou maiores valores de área central e áreas disjuntas para as menores classes de fragmentos, enquanto A1 apresentou valores muito superiores para estas métricas considerando os grandes fragmentos.

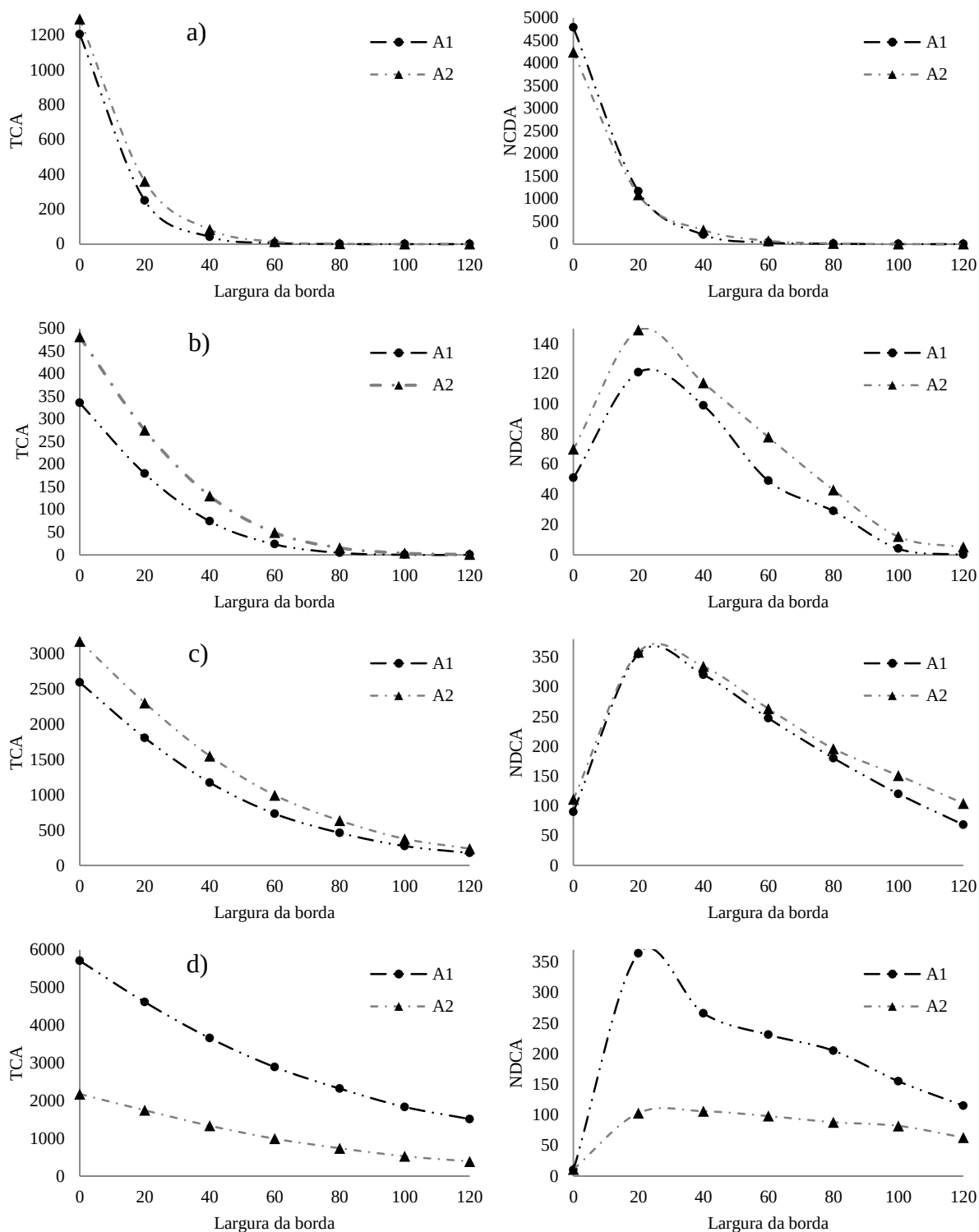


Figura 2-4. Área central total (TCA) e número de áreas centrais disjuntas (NDCA) em função da largura de borda por classe de tamanho dos fragmentos florestais de A1 e A2. a) muito pequenos (0-5 ha); b) pequenos (5-10 ha); c) médios (10-100 ha); d) grandes (≥ 100 ha).

O comportamento do número de áreas disjuntas (NDCA) na Figura 2-5 pode ser explicado por uma generalização do que acontece em nível de fragmentos. Como mostrado na

Figura 4-6, em uma situação irreal onde o efeito de borda é considerado inexistente (Largura= 0), a área central seria máxima (CORE) e representada por uma área contínua (NDCA= 1). Entretanto, ao assumir uma influência da matriz de até 20 metros no interior do fragmento, este é seccionado em diversas áreas centrais. As menores áreas centrais são extintas gradativamente ao considerar um efeito de borda mais intenso. Este comportamento deve-se ao formato extremamente irregular dos fragmentos da região, bem representado pelo exemplo da Figura 4-5, que é um fragmento real encontrado em A1.

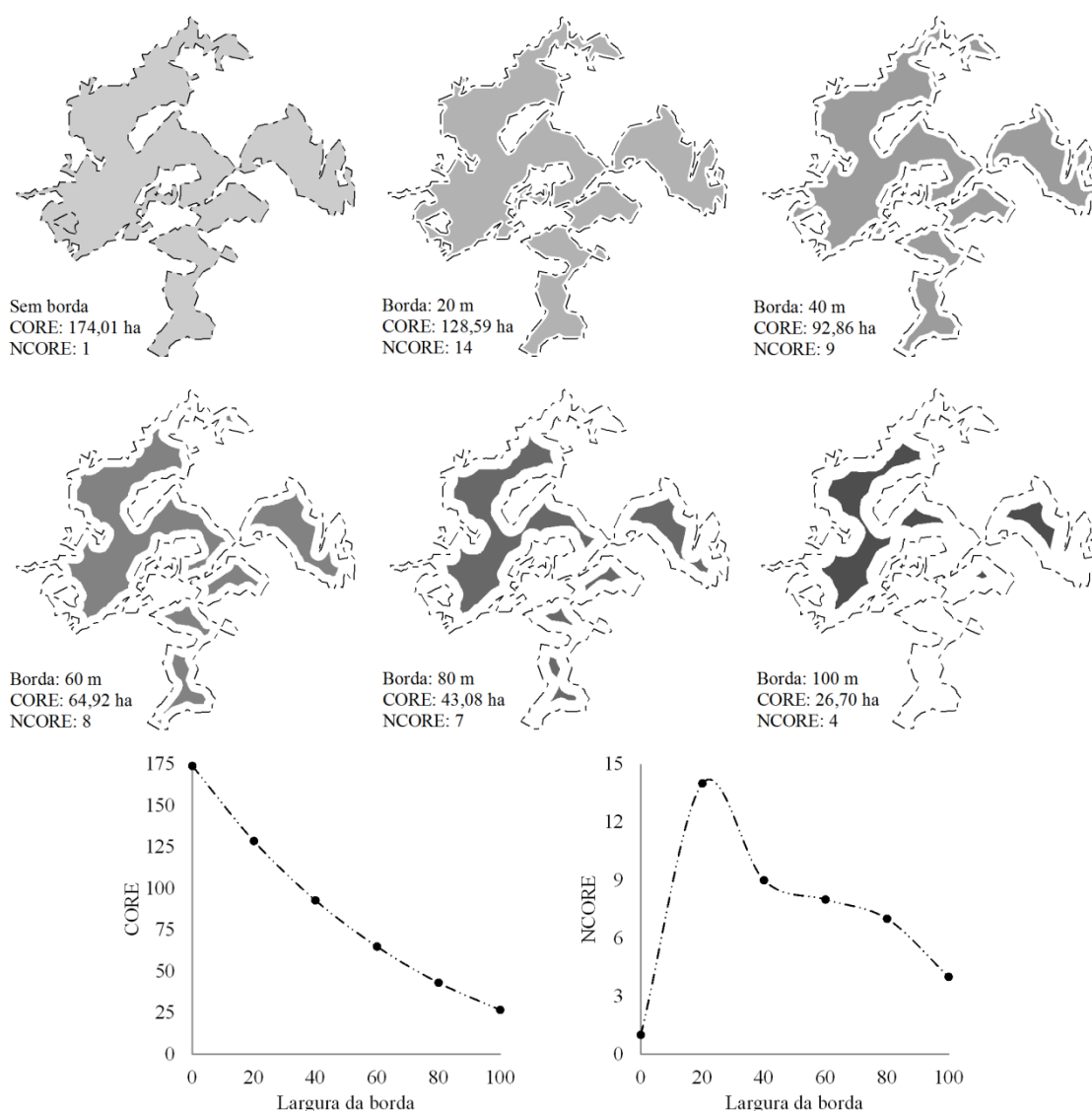


Figura 2-5. Esquema do efeito da largura de borda sobre a área central (CORE) e número de áreas centrais disjuntas (NCORE) em nível de fragmento.

O formato irregular destes fragmentos tem implicações negativas e positivas. A implicação negativa trata da perda de área propícia para a sobrevivência e reprodução de espécies altamente sensíveis ao efeito de borda, de modo que em situações de uma matriz

fortemente impactante, as populações destas espécies podem sofrer com perda de habitat e recursos (Oliveira et al., 2004. Pardini, 2004). Entretanto, é esperado que fragmentos com formatos irregulares tenham uma maior capacidade de regeneração do que aqueles com formato regular, tornando sua conservação importante.

A distância euclidiana do vizinho mais próximo (DEVMP) nas duas paisagens foi parecida quando todos os fragmentos foram considerados. Entretanto, restringindo esta métrica apenas aos maiores fragmentos, esta medida de isolamento aumentou abruptamente em A2 (Figura 2-6). Isso indica que os maiores fragmentos desta área estão altamente isolados entre si (DEVMP= 2747,28 metros quando tamanho do menor fragmento= 100 ha) e que os pequenos fragmentos são importantes em manter a conectividade da paisagem (DEVMP= 64,80 metros considerando todos os fragmentos).

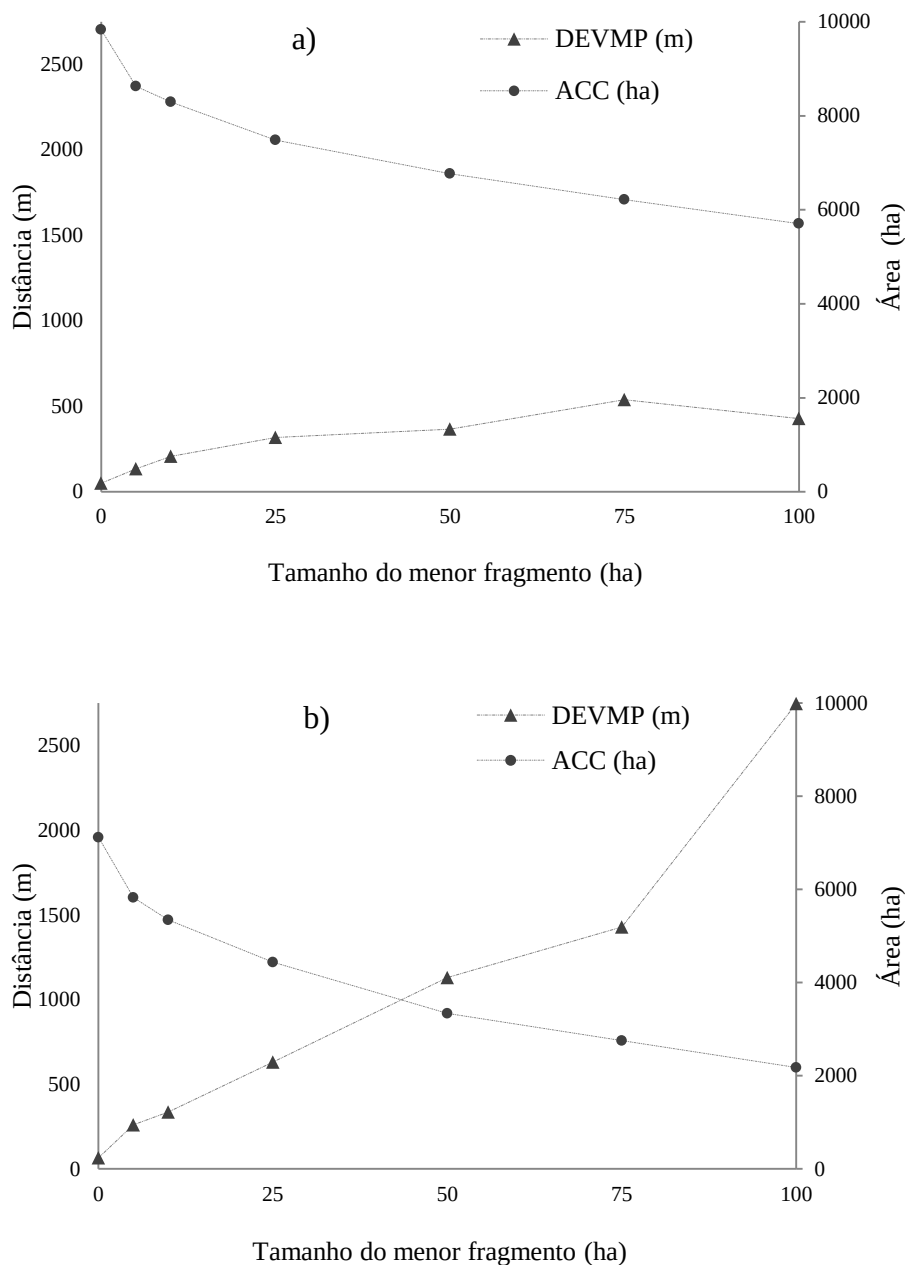


Figura 2-6. Distância euclidiana do vizinho mais próximo (DEVMP) e área acumulada (AAC) variando o tamanho do menor fragmento florestal considerado em a) A1 e b) A2. Pontos: 0, 5, 10, 25, 50, 75 e 100 ha.

Enquanto isso, a DEVMP aumentou em uma escala menor em A1 ao desconsiderar os menores fragmentos. Ainda assim, eles foram importantes para manter um isolamento baixo entre os fragmentos (DEVMP= 50,11 metros considerando todos os fragmentos). Contudo, sua importância em conectar a conectividade da paisagem foi maior para os fragmentos médios (DEVMP= 538,98 metros quando tamanho do menor fragmento= 75 ha), visto que a DEVMP diminuiu no último cenário de exclusão (DEVMP= 428,72 metros quando tamanho do menor fragmento= 100 ha). Isso se deve ao fato de que os maiores fragmentos da Área 1

estão relativamente próximos entre si, formando um grande agrupamento no centro do município.

Pequenos fragmentos são fortemente influenciados por efeitos de borda (Tabarelli et al., 1999; Tabarelli et al., 2008; Lopes et al., 2009) e sua reduzida área os torna incapazes de abrigar populações viáveis de diversas espécies, devido à baixa quantidade de recurso disponível e o isolamento reprodutivo (Seoane, 2010). Entretanto, a análise indica que eles são extremamente importantes para a conectividade funcional das paisagens estudadas (especialmente A2), como no restante da Mata Atlântica (Ribeiro et al., 2009), com potencial de funcionarem como trampolins ecológicos (ou *stepping stones*, na língua inglesa) por espécies florestais capazes de cruzar a matriz (Uezu et al., 2005), e, portanto, importantes para a dinâmica metapopulacional destas espécies.

Em geral, os resultados indicam uma paisagem com alto nível de fragmentação de habitat, não tendo nenhuma relação com a mineração de bauxita, e sim com o processo histórico de conversão de florestais em áreas para agricultura e pecuária, o que é um cenário generalizado para a Mata Atlântica (Ribeiro et al., 2009).

Contudo, a mesorregião da Zona da Mata ainda se destaca como uma das mais conservadas em termos de cobertura florestal no estado de Minas Gerais. Enquanto a cobertura florestal da Zona da Mata era de 21,53% em 2018, o Vale do Rio Doce, por exemplo, contava com apenas 16,51% de floresta (na microrregião de Governador Valadares, que ocupa a porção central-superior desta mesorregião, a situação é ainda mais crítica, alcançando apenas 7,35% de cobertura florestal naquele ano) (Projeto MapBiomass, 2019). Além disto, os municípios estudados, mais especificamente, apresentam tendência de aumento da cobertura florestal, devido às ações ambientais da empresa mineradora, como restauração florestal das áreas mineradas, plantios de compensação e campanhas de educação ambiental (Balestrin et al., 2020). Portanto, embora ainda exista o histórico da fragmentação nestes municípios, eles apresentam um grande potencial de provisão de serviços ecossistêmicos e conservação de biodiversidade na região, sendo a restauração florestal uma ferramenta que poderá potencializar estes serviços, conciliando as atividades de mineração, agricultura e pecuária com a sustentabilidade econômica, ambiental e social.

4 CONCLUSÕES

Como imóveis rurais pequenos não são obrigados a apresentar 20% de vegetação nativa e estes predominaram em A1 e A2, o panorama de fragmentação florestal tende a ser

mantido. A2 apresentou maior déficit de cobertura florestal e uma paisagem mais fragmentada. Embora a fragmentação seja uma preocupação em toda a Mata Atlântica, a cobertura florestal se encontra mais conservada em A1 que em outras regiões.

Cabe destacar que essa grande fragmentação, cenário que se repete em toda Mata Atlântica, é resultado do uso histórico do solo para atividades como produção de café e pastagens, sem apresentar nenhuma relação com a mineração de bauxita. Contudo, a compensação às atividades de mineração de bauxita, que já está em curso nestas regiões da Zona da Mata, representa uma oportunidade de minimizar este quadro de fragmentação florestal, conciliando esta atividade e outras antrópicas como a agropecuária, essenciais à humanidade, com a conservação e recuperação dos serviços ecossistêmicos, também essenciais.

5 REFERÊNCIAS

- Balestrin D, Martins SV, Fonseca CA, 2020. Ecological restoration and forest coverage advancement in a region influenced by bauxite mining, Minas Gerais, Brazil. In: de Vlieger K. (Ed.). Recent advances in ecological restoration. New York: Nova Science Publishers, 143-154.
- Brasil, 1993. Lei nº 8.629, de 25 de fevereiro de 1993. Disponível em <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/1993/lei-8629-25-fevereiro-1993-363222-publicacaooriginal-1-pl.html>> [acessado em 13 de dezembro de 2019]
- Brasil, 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm> [acessado em 04 de setembro de 2019]
- Cabacinha CD, Castro SS, 2009. Relationships between floristic diversity and vegetation indices, forest structure and landscape metrics of fragments in Brazilian Cerrado. *Forest Ecology and Management* 257(10): 2157-2165.
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente, 1996. Resolução nº 9, de 24 de outubro de 1996. Disponível em <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=208>> [acessado em 13 de dezembro de 2019]
- Congalton RG, Green K, 2008. Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. Boca Raton: CRC Press.

- Cruz JC, Barella CF, Fonseca A, 2020. Compensating deforestation with forest surplus: Key regulatory issues within Brazil's atlantic forest. *Ecological Economics* 167: 106444.
- Diaz-Varela ER, Marey-Pérez MF, Rigueiro-Rodriguez A, Álvarez-Álvarez P, 2009. Landscape metrics for characterization of forest landscapes in a sustainable management framework: potential application and prevention of misuse. *Annals of Forest Science* 66(3): 1-10.
- Ferraz SF, Ferraz KM, Cassiano CC, Brancalion PHS, Luz DT, Azevedo TN, 2014. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape Ecology* 29(2): 187-200.
- Fonseca GA, 1985. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 34(1): 17-34.
- Grasel D, Mormul RP, Bozelli RL, Thomaz SM, Jarenkow JA, 2018. Brazil's Native Vegetation Protection Law threatens to collapse pond functions. *Perspectives in Ecology and Conservation* 16(4): 234-237.
- L'Roe J, Rausch L, Munger J, Gibbs HK, 2016. Mapping properties to monitor forests: Landholder response to a large environmental registration program in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy* 57: 193-203.
- Landau EC, Cruz RK, Hirsch A, Pimenta F, Guimaraes D, 2012. Variação geográfica do tamanho dos módulos fiscais no Brasil. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo - Documentos.
- Landis JR, Koch GG, 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33: 159-174.
- Lemos PHD, 2008. Efeito de borda no componente arbóreo de um fragmento de floresta semidecídua, Viçosa, MG. Dissertação (Mestrado em Botânica). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.
- Lopes AV, Girão LC, Santos BA, Peres CA, Tabarelli M, 2009. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 142(6): 1154-1165.
- Lopes BM, Martins SV, Lopes AT, Silva KA, 2018. Fitossociologia e estrutura de floresta em restauração, em área minerada, São Sebastião da Vargem Alegre, MG. *MG Biota* 10(4): 46-60.
- Machado LDA, 2016. O cadastro ambiental rural e as cotas de reserva ambiental no novo código florestal: uma análise de aspectos legais essenciais para a sua implementação.

- In: Silva APMDO, Marques HRO, Sambuichi RHRO. Mudanças no Código Florestal Brasileiro: desafios para a implementação da nova lei. Rio de Janeiro: IPEA, 45-77.
- Malavasi M, Santoro R, Cutini M, Acosta ATR, Carranza ML, 2016. The impact of human pressure on landscape patterns and plant species richness in Mediterranean coastal dunes. *Plant Biosystems* 150(1): 73-82.
- Martins SV, Cosimo LHE, Balestrin D, Fonseca WS, Andrade CF, Barros RS, 2020. Restoration of Tree and Shrub Diversity Post Bauxite Mining, in the Southeastern Region of Minas Gerais, Brazil. In: de Vlieger K. (Ed.). *Recent Advances in Ecological Restoration*. New York: Nova Science Publishers, 33-62.
- McGarigal K, Marks BJ, 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland: US Forest Service Pacific Northwest Research Station.
- Miranda Neto A, Martins SV, Silva KA, Lopes AT, Demolinari RA, 2014. Natural regeneration in a restored bauxite mine in southeast Brazil. *Bosque* 35(3): 377-389.
- Nunes S, Gardner T, Barlow J, Martins H, Salomão R, Monteiro D et al., 2016. Compensating for past deforestation: assessing the legal forest surplus and deficit of the state of Pará, eastern Amazonia. *Land Use Policy* 57: 749–758.
- Oliveira MA, Grillo AS, Tabarelli M, 2004. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. *Oryx* 38(4): 389-394.
- Pardini, R. (2004). Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity & Conservation*, 13(13), 2567-2586.
- Phalan B, Onial M, Balmford A, Green RE, 2011. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science* 333(6047): 1289-1291.
- Projeto MapBiomass, 2019. Coleção 4 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Disponível em < <http://mapbiomas.org> > [acessado em 11 de dezembro de 2019]
- Ribeiro KT, Freitas L. Impactos potenciais das alterações no Código Florestal sobre a vegetação de campos rupestres e campos de altitude. *Biota Neotropica* 2010; 10(4): 239-246.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM, 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142(6): 1141-1153.

- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM, 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142(6): 1141-1153.
- Rouse JW, Haas RH, Schell JA, Deering DW, 1973. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: *Proceedings of the Third ERTS Symposium*, Washington: NASA, 309-317.
- Seoane CES, Diaz VS, Santos TL, Froufe LCM, 2010. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. *Pesquisa Florestal Brasileira* 30(63): 207-216.
- Silva KA, Martins SV, Lopes AT, Miranda Neto A, Balestrin D, 2018. A regeneração natural como indicador da restauração ecológica de uma área minerada de bauxita. *MG Biota* 10(4): 4-17.
- Siqueira A, Ricaurte LF, Borges GA, Nunes GM, Wantzen KM, 2018. The role of private rural properties for conserving native vegetation in Brazilian Southern Amazonia. *Regional Environmental Change* 18(1): 21-32.
- Soares-Filho B, Rajão R, Macedo M, Carneiro A, Costa W, Coe M et al., 2014. Cracking Brazil's forest code. *Science* 344(6182): 363-364.
- Sparovek G, Berndes G, Barretto AGDOP, Klug ILF, 2012. The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? *Environmental Science & Policy* 16: 65-72.
- Tabarelli, M., Lopes, A. V., & Peres, C. A. (2008). Edge effects drive tropical forest fragments towards an early successional system. *Biotropica*, 40(6), 657-661.
- Tabarelli, M., Mantovani, W., & Peres, C. A. (1999). Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological conservation*, 91(2-3), 119-127.
- Taniwaki RH, Forte YA, Silva GO, Brancalion PH, Coguetto CV, Filoso S et al., 2018. The Native Vegetation Protection Law of Brazil and the challenge for first-order stream conservation. *Perspectives in Ecology and Conservation* 16(1): 49-53.
- Thornton DH, Branch LC, Sunquist ME, 2011. The influence of landscape, patch, and within-patch factors on species presence and abundance: a review of focal patch studies. *Landscape Ecology* 26(1): 7-18.
- Uezu A, Metzger JP, Vielliard JM, 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123(4): 507-519.

- Uuemaa E, Antrop M, Roosaare J, Marja R, Mander Ü, 2009. Landscape metrics and indices: an overview of their use in landscape research. *Living Reviews in Landscape Research* 3(1): 1-28.
- Vilas Boas HF, Almeida LF, Teixeira RS, Souza IF, Silva IR, 2018. Soil organic carbon recovery and coffee bean yield following bauxite mining. *Land Degradation & Development* 29(6): 1565-1573.
- Walz U, 2011. Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. *Living Reviews in Landscape Research* 5(3): 1-35.

CAPÍTULO 3 - INDICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL COMPENSATÓRIA À MINERAÇÃO DE BAUXITA NA ZONA DE AMORTECIMENTO DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO BRIGADEIRO

RESUMO: O objetivo deste estudo foi utilizar a análise multicritério baseada em sistemas de informações geográficas para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória à mineração de bauxita na Zona de Amortecimento do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro. A modelagem de áreas prioritárias seguiu uma abordagem de escala de adequabilidade, a qual variou entre 0 e 255, utilizando cinco fatores: APPs, declividade, uso e cobertura do solo, distância dos fragmentos florestais mais conservados e corredores ecológicos. Os fatores foram agregados sob três diferentes cenários de risco: WLC, OWA com risco baixo e OWA com risco alto. Tal risco trata-se da dúvida relacionada à seleção de um local para o objetivo final. Em cada cenário, a adequabilidade foi classificada em cinco intervalos equidistantes, representando cinco classes de prioridade. Os níveis de adequabilidade aumentaram com o risco assumido na análise. Enquanto a classe de prioridade “Muito Baixa” predominou no cenário OWA com risco baixo, a predominância foi da classe “Baixa” no cenário WLC e “Média” no cenário OWA com risco alto. A área correspondente à classe de prioridade “Muito Alta” aumentou de 0,31% no cenário mais conservador para 10,72% no cenário mais arriscado. Ao passo que o cenário mais conservador busca garantir o atendimento dos critérios, os níveis de adequabilidade e quantidade de áreas aptas para o objetivo final são baixos. Enquanto isto, no cenário mais arriscado, o número de áreas aptas é maior, embora nem todos os critérios possam ser atendidos, visto que os fatores com elevada adequabilidade são favorecidos nesta análise. Como o risco associado à escolha de uma área para restauração não incorre em grandes ameaças ao ambiente ou às populações humanas, o cenário de risco alto poderia ser indicado como a melhor alternativa, já que apresenta um maior número de opções viáveis. Os mapas gerados podem ser utilizados simultaneamente com um conjunto de geotecnologias para identificar os locais das classes de prioridade “Alta” e “Muito Alta” e direcionar recursos para estas áreas. É importante destacar que um conjunto de fatores econômicos, sociais e técnicos pode inviabilizar a restauração de uma área indicada como de alta prioridade. Assim, este estudo deve ser considerado como um modelo para linhas gerais de planejamento, de modo que as demais etapas estão condicionadas a uma análise caso a caso considerando fatores que muitas vezes não são mapeáveis. Contudo, a seleção de uma área a partir deste tipo de análise pode resultar em maiores benefícios derivados da restauração de ecossistemas e também de maior sucesso dos projetos, ao considerar a paisagem de interesse, sua integridade e outros fatores relevantes. A análise multicritério baseada em sistemas de informações geográficas foi eficiente para modelar as áreas prioritárias para a restauração florestal na região de estudo. Esta é uma abordagem direta, de baixo custo e que pode ser replicada para outras regiões.

Palavras-chave: árvores isoladas, compensação ambiental, unidade de conservação.

ABSTRACT: The objective of this study was to use multicriteria analysis based on geographic information systems to indicate priority areas for forest restoration compensatory to bauxite mining in the Serra do Brigadeiro State Park buffer zone. Priority area modeling followed a suitability scale approach, which ranged from 0 to 255, using five factors: permanent preservation areas, slope, land use and land cover, distance from the most conserved forest fragments and ecological corridors. Factors were aggregated under three

different risk scenarios: WLC, low-risk OWA and high-risk OWA. Such a risk is the doubt related to selecting a location for the final objective. In each scenario, suitability was classified in five equidistant intervals, representing five priority classes. Suitability levels increased with the risk assumed in the analysis. While the “Very Low” priority class predominated in the low-risk OWA scenario, the predominance was of the “Low” priority class in the WLC scenario and “Medium” in the high-risk OWA scenario. The area corresponding to the “Very High” priority class increased from 0.31% in the most conservative scenario to 10.72% in the most risk-taking scenario. While the more conservative scenario seeks to ensure that the criteria are met, the levels of suitability and number of areas fit for the final objective are low. Meanwhile, in the riskier scenario, the number of fit areas is higher, although not all criteria might be met, since the factors with high suitability are favored in this analysis. As the risk associated with choosing an area for restoration does not pose major threats to the environment or human populations, the high-risk scenario could be indicated as the best alternative as it presents a greater number of viable options. The maps created can be used simultaneously with a set of geotechnologies to identify the locations of the “High” and “Very High” priority classes and direct resources to these areas. It is important to highlight that a set of social, economic and technical factors may limit restoration of areas designated as high priority. Thus, this study should be considered as a model for planning guidelines, but the next steps are conditioned to a case-by-case analysis, considering factors that are often not mappable. However, selecting an area from this type of analysis can result in greater benefits derived from ecosystem restoration and also greater project success by considering the landscape of interest, its integrity and other relevant factors. Multicriteria analysis based on geographic information systems was efficient to model priority areas for forest restoration in the study region. This is a straightforward, low cost approach that can be replicated to other regions.

Keywords: environmental compensation, isolated trees, Minas Gerais.

1 INTRODUÇÃO

Unidades de conservação (UCs) são extremamente importantes para a conservação de biodiversidade e manutenção de serviços ecossistêmicos (Figgis et al., 2015; Gray et al., 2016). O desempenho satisfatório de suas funções depende do manejo correto tanto dentro destas áreas quanto no seu entorno, para evitar problemas como o uso inadequado do fogo (Bonfim et al., 2003), disseminação de espécies invasoras (Foxcroft et al., 2010; Genovesi e Monaco, 2013; Cordeiro et al., 2018), desmatamento ilegal (Naughton-Treves et al., 2005; Spracklen et al., 2015), entre outros. Portanto, as áreas no entorno de UCs também devem ser alvo de medidas de conservação (DeFries et al., 2007), como a restauração florestal (Chazdon, 2017).

O Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB) é considerado uma das áreas prioritárias para conservação da biodiversidade de Minas Gerais (Drummond et al., 2005; MMA, 2007). Criado em 1996 pelo Decreto Estadual nº 38.319, o PESB se destaca como a UC mais importante da Zona da Mata, sendo que iniciativas de restauração florestal no seu

entorno podem contribuir com os objetivos da unidade. O plano de manejo do PESB foi criado em 2007 e definiu sua Zona de Amortecimento (ZA) como uma faixa de 10 km ao redor do limite do parque, excluindo-se um raio de 1 km a partir das sedes municipais (IEF, 2007a).

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) define a ZA como o entorno de uma unidade de conservação, onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a unidade (Brasil, 2000). Neste sentido, ações de restauração no entorno do PESB podem auxiliar a minimizar impactos humanos sobre a unidade diretamente (através dos benefícios diretos da restauração sobre o ambiente) e indiretamente (através de estratégias de educação ambiental que envolvam a comunidade do entorno).

A compensação por supressão de árvores isoladas na Mata Atlântica se destaca como uma das maiores oportunidades de promover a restauração florestal no entorno de UCs. Esta modalidade de compensação ambiental é atribuída aos empreendimentos que necessitam suprimir exemplares arbóreos nativos para sua atividade econômica (COPAM, 2008), como pode acontecer na mineração. Este cenário é especialmente importante na mineração de bauxita realizada na Zona da Mata de Minas Gerais. As minas de bauxita da região são pequenas e espalhadas na paisagem e a exploração ocorre geralmente em terras antropizadas, como pastagens e plantios de café. As áreas exploradas podem estar associadas com árvores nativas isoladas, cuja supressão para extrair o minério está condicionada a plantios de compensação.

Devido à grande importância do PESB no contexto regional e a existência de grandes reservas de bauxita nesta região (IEF, 2007a), sua ZA pode ser considerada uma área chave para a execução de plantios de restauração florestal compensatórios. No entanto, a ZA-PESB consiste em uma região muito extensa. Desta forma, é essencial realizar o planejamento das áreas prioritárias para restauração em um contexto de paisagem, pois os recursos e esforços para restauração devem ser direcionados para locais com potencial de retornar o máximo de benefícios ecológicos (Palik et al., 2000; Orsi et al., 2011; Strassburg et al., 2019). Além disso, a restauração florestal de paisagens deve focar não apenas no nível de restauração local, mas devem ser realizadas buscando restaurar processos ecológicos em uma maior escala (Mansourian e Vallauri, 2005; Maginnis et al., 2012).

A análise multicritério baseada em sistemas de informações geográficas (AMC-SIG) é uma boa ferramenta para a solução de problemas espaciais como este (Malczewski, 2006; Huang et al., 2011). Esta ferramenta tem sido utilizada para o planejamento da restauração

florestal, pois é capaz de integrar um conjunto de fatores ecológica e economicamente relevantes, permitindo uma decisão objetiva e eficiente (Zhao et al., 2013; Rahman et al., 2014; Uribe et al., 2014; Vettorazzi e Valente, 2016). O uso da AMC-SIG consiste na seleção de fatores que sejam pertinentes ao problema estudado, a hierarquização desses fatores de acordo com sua importância relativa e a agregação desses fatores em ambiente SIG (Valente e Vettorazzi, 2013). Ao final, é apresentado ao usuário desta técnica um conjunto de soluções que variam em adequabilidade para o objetivo proposto (Chakhar e Martel, 2003).

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi utilizar a análise multicritério baseada em sistemas de informações geográficas para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória à mineração de bauxita na Zona de Amortecimento do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Zona de Amortecimento do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (ZA-PESB) (Figura 3-1). A ZA-PESB engloba parte de 15 municípios, apresentando área total de 143.365,69 ha (IEF, 2007b). Toda a área dentro da faixa de 10 km foi avaliada neste estudo, desconsiderando a exclusão de 1 km das sedes municipais, para evidenciar a adequabilidade para restauração florestal compensatória em toda a região.

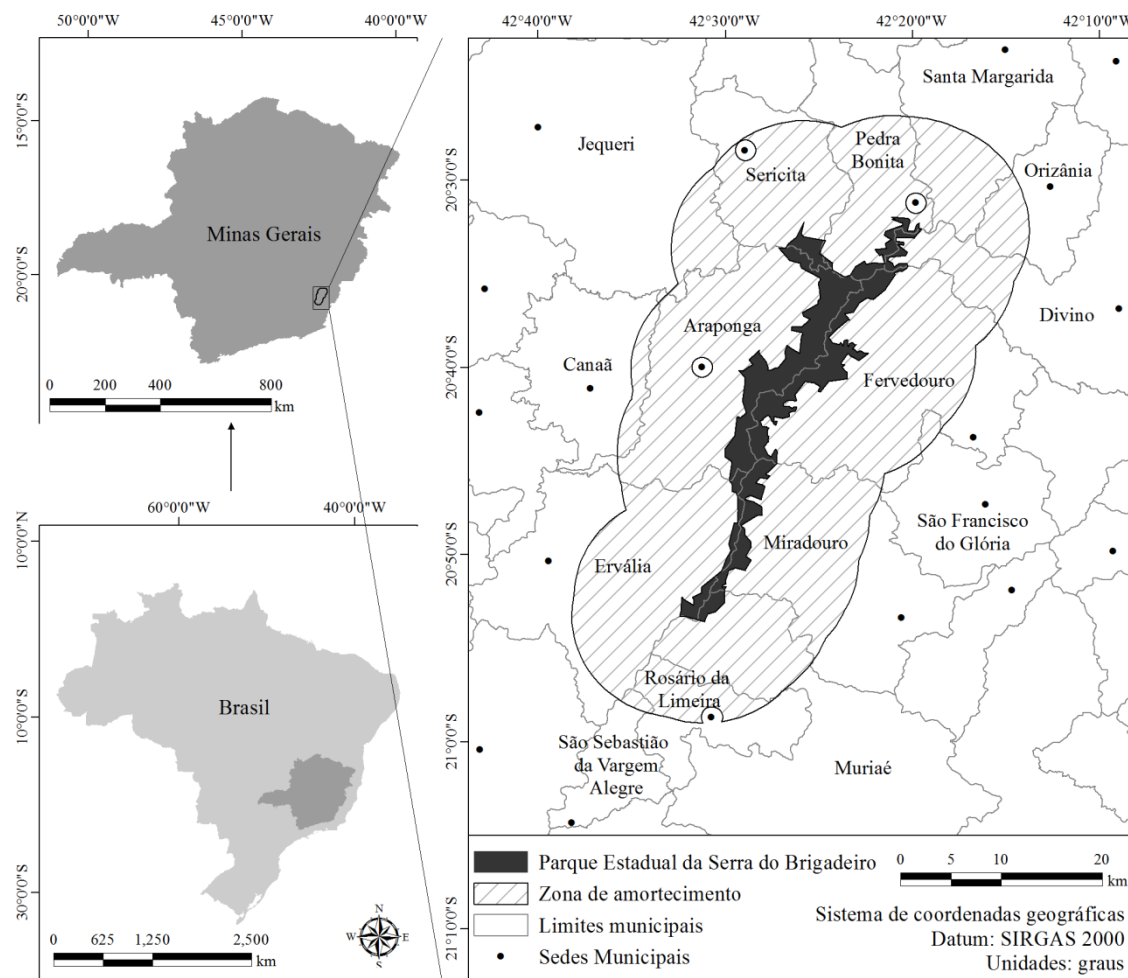


Figura 3-1. Localização da Zona de Amortecimento do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (ZA-PESB), Minas Gerais, Brasil.

2.2 Análise multicritério

2.2.1 Base de dados

Imagens multiespectrais MSI/Sentinel-2, com resolução espacial de 10 metros, foram obtidas na plataforma *EarthExplorer* do Serviço Geológico dos Estados Unidos (*United States Geological Survey* - USGS, na língua inglesa). Três imagens foram necessárias para abranger toda a área de estudo, visando selecionar as porções sem cobertura por nuvens, sendo uma registrada em 12/08/2018 e as demais em 01/09/2018 (Figura 3-2). As imagens de setembro correspondem a uma mesma passagem do satélite, porém disponibilizadas em arquivos diferentes na plataforma. Os arquivos foram unidos em um mosaico e a área correspondente à ZA-PESB foi extraída.

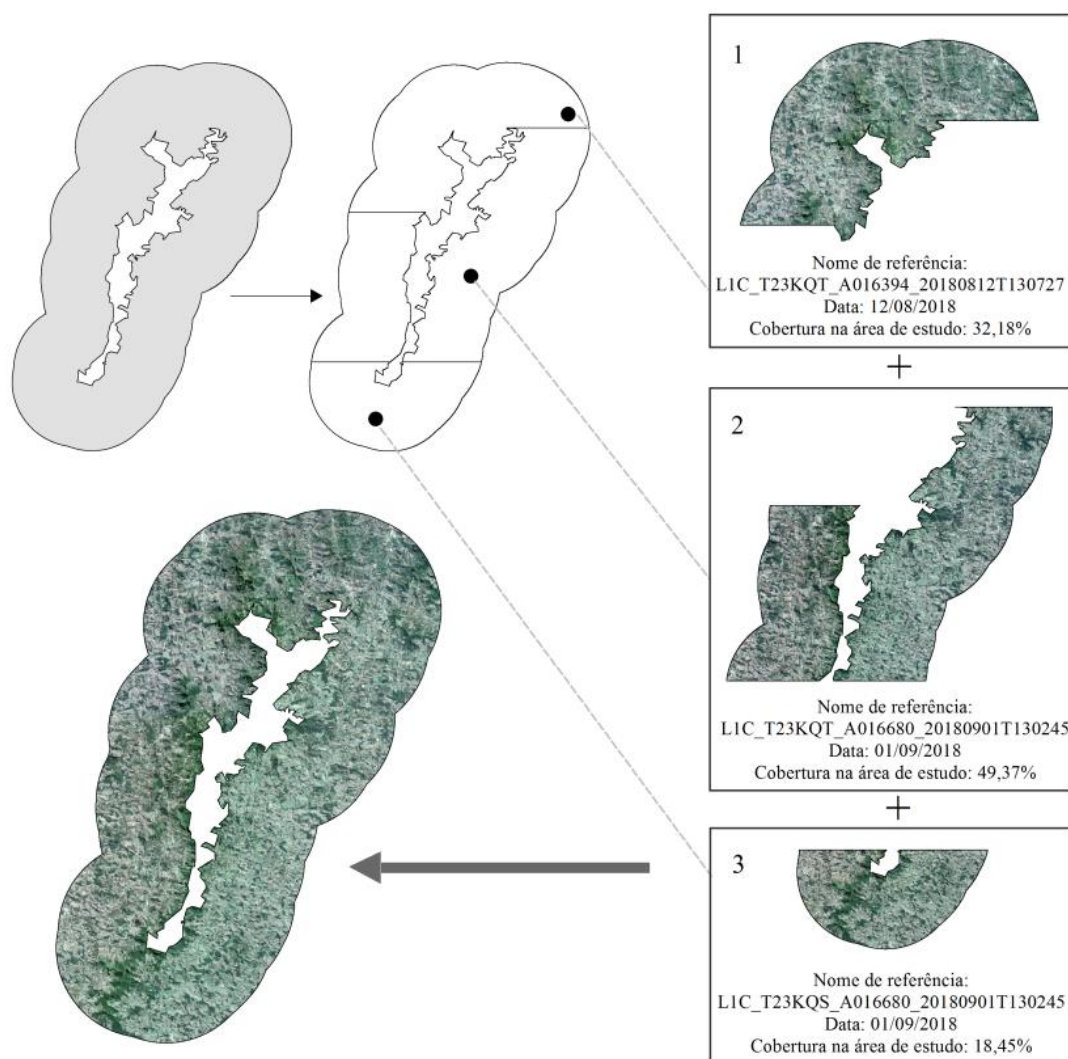


Figura 3-2. Imagens de satélite e porções selecionadas para construir o mosaico para representar a ZA-PESB.

Um modelo digital de elevação (MDE) ALOS/PALSAR, com resolução espacial de 12,5 metros, foi obtido na plataforma *Earthdata* da Administração Nacional da Aeronáutica e Espaço dos Estados Unidos (*National Aeronautics and Space Administration* - NASA, na língua inglesa). O MDE foi reamostrado para a resolução de 10 metros para uma sobreposição perfeita com as imagens multiespectrais e assim possibilitar o processamento simultâneo de arquivos derivados desta base de dados. A reamostragem das células do MDE foi feita através da interpolação bilinear, que é recomendada para superfícies contínuas (como a altitude) e utiliza uma média ponderada das quatro células mais próximas, de modo que quanto mais próximo o centro de uma célula de entrada estiver do centro de uma célula de saída, maior será sua influência sobre o valor reamostrado (Baboo e Devi, 2010).

Limites dos municípios, do PESB e rede hidrográfica foram obtidos em formato vetorial na Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IDE-Sisema). Os arquivos base foram padronizados para a projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), Zona 23S, Datum SIRGAS 2000.

2.2.2 Fatores e restrições

A modelagem de áreas prioritárias para restauração florestal compensatória seguiu uma abordagem de escala de adequabilidade, a qual variou entre 0 e 255, utilizando cinco fatores: Áreas de Preservação Permanente (APPs), declividade, uso e cobertura do solo, distância dos fragmentos florestais mais conservados e corredores ecológicos. Os fatores categóricos foram padronizados dentro da escala através da atribuição de valores e os fatores contínuos através do uso de funções sigmoidais, conforme literatura pertinente. As restrições foram relacionadas a usos e coberturas do solo desconhecidos ou onde o estabelecimento de espécies arbóreas para a restauração florestal não é possível.

As APPs são áreas protegidas pela Lei nº 12.651, “com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas” (Brasil, 2012). Por este motivo, estas feições receberam adequabilidade máxima após sua delimitação. As APPs delimitadas para este estudo consistiram em: a) margens de cursos d’água, definidas através de um *buffer* de 30 metros da hidrografia, b) topos de morro, delimitados através da metodologia desenvolvida por Oliveira e Fernandes Filho (2016) e c) áreas com declividade superior a 45°. As APPs relacionadas ao entorno de nascentes não foram consideradas devido à ausência de uma base de dados indicando a localização destas para toda a região de estudo.

Os valores de declividade para a área de estudo foram derivados do MDE. Partindo do princípio de que áreas mais planas são mais aptas ao cultivo agrícola e outras atividades humanas, enquanto áreas mais declivosas são menos aptas para essas finalidades e mais propensas à erosão, portanto mais elegíveis para restauração, a declividade foi padronizada com uma função sigmoideal monotonicamente crescente (Figura 1-2) (Eastman, 2015). Os pontos de controle foram definidos como $a = 20^\circ$ e $b = 45^\circ$. Assim, até 20° a adequabilidade de manteve igual a 0 para este fator, aumentando no intervalo entre 20 e 45° (pontos de controle inferior e superior, respectivamente) e se manteve máxima após 45° . Os parâmetros deste tipo de função estão descritos nas Equações 3-1 e 3-2, conforme relatado por Gemitzi et al. (2006).

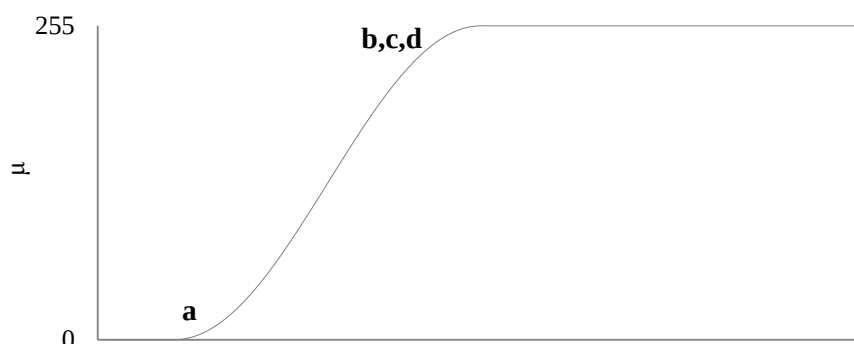


Figura 3-3. Função sigmoideal monotonicamente crescente utilizada para padronizar o fator relacionado à declividade da ZA-PESB na escala 0-255.

$$\mu = \frac{1}{1 + e^{-\alpha x}} \quad (\text{Equação 3-1})$$

Onde:

μ = adequabilidade padronizada

x = valor original do fator para uma dada célula

α = parâmetro calculado a partir dos pontos de controle da função

$$\alpha = \frac{\ln(b/a)}{b-a} \quad (\text{Equação 3-2})$$

Onde:

α = parâmetro calculado a partir dos pontos de controle da função

x = valor original do fator para uma dada célula

a = ponto de controle inferior da função

b = ponto de controle superior da função

As bandas b2, b3, b4 e b8 das imagens Sentinel foram selecionadas para a classificação do uso e cobertura do solo. A classificação automática supervisionada através do algoritmo da máxima verossimilhança foi utilizada. O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index* - NDVI, na língua inglesa) foi calculado de acordo com a Equação 3-3 (Rouse et al., 1973) e a composição colorida b4(R)NDVI(G)b3(B) foi utilizada para coletar amostras de treinamento e gerar os dados espectrais das seguintes classes: agricultura, água, floresta nativa, pastagem, silvicultura, solo exposto, sombra (áreas sombreadas na visão do sensor devido a elevações na região de

estudo) e urbano. Afloramentos rochosos foram delimitados manualmente porque a classificação automática não apresentou bons resultados em separar estas feições das demais. Por fim, um filtro espacial foi utilizado para diminuir possíveis ruídos de classificação. A acurácia da classificação foi avaliada através da interpretação visual de 80 pontos aleatórios por classe na imagem original (totalizando 720 amostras de validação), os quais foram confrontados com a imagem classificada e geraram uma matriz de contingência para o cálculo da Exatidão Global e do Índice Kappa (Congalton e Green, 2008). Ao final deste processo, as classes de uso e cobertura receberam diferentes níveis de adequabilidade ou foram elencadas como restrições de acordo com a Tabela 3-1.

$$NDVI = \frac{b4 - b8}{b4 + b8} \quad \text{(Equação 3-3)}$$

Onde:

NDVI = Índice de Vegetação por Diferença Normalizada

b8 = valor digital da banda 8 (infravermelho próximo)

b4 = valor digital da banda 4 (vermelho)

Tabela 3-1. Valores de adequabilidade associados às classes de uso e cobertura do solo para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória na ZA-PESB

Classe	Adequabilidade	Justificativa
Afloramento rochoso, água e urbano	Nula (restrições)	Usos e coberturas do solo que não permitem o estabelecimento de espécies arbóreas, impossibilitando a restauração florestal
Solo exposto e sombra	Nula (restrições)	Áreas de uso e cobertura do solo desconhecido e, portanto, desconsideradas na análise
Floresta nativa	Nula (restrição)	Áreas já cobertas por vegetação nativa, que não se enquadram para restauração compensatória
Agricultura	50	Áreas de interesse primário da população para produção de alimentos, portanto de alto conflito
Silvicultura	150	Áreas de conflito intermediário, pois não envolvem produção de alimentos
Pastagem	255	Uso do solo mais utilizado para restauração por ter grandes áreas disponíveis, muitas vezes degradadas, resultando em menor conflito que os demais

Após a classificação do uso e cobertura do solo, as feições de vegetação nativa foram extraídas e os fragmentos mais conservados foram selecionados através da avaliação das

seguintes métricas: área total (AREA), área central (CORE), distância do vizinho mais próximo (ENN), índice de forma (SHAPE) e número de áreas centrais disjuntas (NCORE). Cabe destacar que algumas das áreas florestais encontradas na ZA-PESB não eram fragmentos, mas sim uma vegetação contínua ao PESB que não estava protegida pelos limites da unidade de conservação. Portanto, antes de prosseguir com as análises seguintes, esta vegetação foi unida ao limite do parque para representar este grande maciço florestal que extrapola os limites da unidade (citado daqui em diante como PESB + vegetação adjacente). Este processo foi importante, pois caso a ZA-PESB fosse estudada independentemente, o *software* iria considerar esta vegetação como fragmentos isolados, gerando resultados equivocados. Para o cálculo das métricas, o *software* Fragstats 4.2 foi utilizado e uma borda de 60 metros foi considerada por representar um valor médio onde ocorrem mudanças na comunidade de plantas nas florestas da região (Lemos, 2008). Apenas os fragmentos com pelo menos 10 ha de área total foram analisados para evitar grande custo computacional em vista da abundância de fragmentos de pequenas dimensões.

O PESB + vegetação adjacente foram unidos aos fragmentos mais conservados selecionados e a distância euclidiana de cada célula da área de estudo até este conjunto de feições foi calculada. A adequabilidade foi padronizada através de uma função sigmoideal monotonicamente decrescente (Figura 1-3) (Eastman, 2015). Os pontos de controle foram definidos como $c = 0$ e $d =$ distância máxima obtida na análise. Assim, a adequabilidade saiu de 255 no menor de valor de distância dos fragmentos selecionados (ponto de controle inferior) e alcançou 0 no maior valor de distância (ponto de controle superior). Os parâmetros deste tipo de função estão descritos nas Equações 3-4 e 3-5, conforme relatado por Gemitzi et al. (2006).

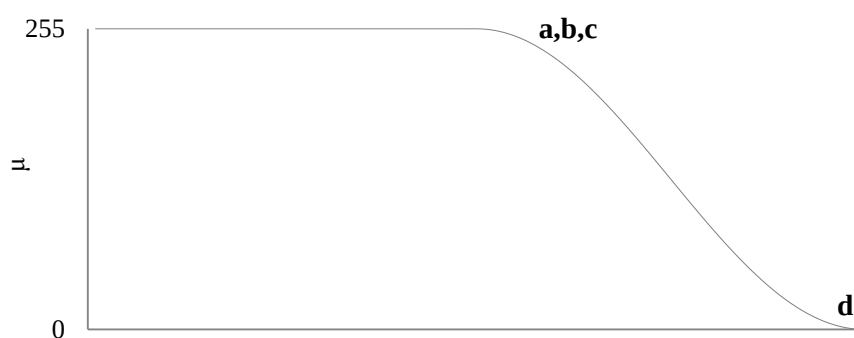


Figura 3-4. Função sigmoideal monotonicamente decrescente utilizada para padronizar o fator relacionado à distância dos fragmentos florestais mais conservados da ZA-PESB na escala 0-255.

$$t = \frac{x - \mu}{\sigma} \quad (\text{Equação 3-4})$$

Onde:

μ = adequabilidade padronizada

x = valor original do fator para uma dada célula

σ = parâmetro calculado a partir dos pontos de controle da função

$$t = \frac{x - c}{d - c} \quad (\text{Equação 3-5})$$

Onde:

σ = parâmetro calculado a partir dos pontos de controle da função

x = valor original do fator para uma dada célula

c = ponto de controle inferior da função

d = ponto de controle superior da função

As rotas propostas para a passagem dos corredores ecológicos foram encontradas através da análise de caminho de menor custo (*Least Cost Path* - LCP, na língua inglesa), que determina o caminho de menor resistência entre um ponto de origem e destino. Os mesmos fragmentos mais conservados selecionados no passo anterior foram considerados como destino na delimitação de corredores ecológicos, enquanto o PESB + vegetação adjacente foram a origem dos corredores. A resistência (ou custo) de cada célula foi representada por critérios relacionados ao uso e cobertura do solo, APPs, declividade e tamanho dos fragmentos (Tabela 3-2). Os valores de referência foram adaptados de Louzada et al. (2012) e Santos et al. (2018). Assim espera-se que as rotas para corredores passem preferencialmente por APPs, áreas de pastagem, áreas declivosas e os maiores fragmentos da região.

Tabela 3-2. Critérios utilizados na análise de Caminho de Menor Custo para delimitar corredores ecológicos na ZA-PESB

Critérios	Classes	Custos	Justificativa
APPs	APPs	1	O objetivo é que o corredor ecológico passe pelas APPs, portanto esta classe recebe custo mínimo
	Outras áreas	100	Áreas que não são classificadas como APPs
Uso e cobertura do solo	Sombra e solo exposto	100	Uso e cobertura do solo desconhecido
	Urbano	100	Barreira para a restauração florestal
	Agricultura	80	Áreas de alto conflito de uso da terra
	Silvicultura	50	Áreas de conflito de uso da terra intermediário
	Pastagem	20	Áreas de baixo conflito de uso da terra
	Floresta nativa, afloramento rochoso e água	1	Áreas propícias à passagem de corredores, sendo aptas para abrigo, deslocamento e dessedentação da fauna
Declividade	> 45°	1	Áreas destinadas à preservação permanente
	20-45°	50	Áreas de uso restrito
	< 20°	100	Áreas mais adequadas para uso antrópico
Tamanho dos fragmentos	> 100 ha	1	Fragmentos com alto potencial para a passagem de corredores ecológicos
	10-100 ha	25	Fragmentos com bom potencial para a passagem de corredores ecológicos
	5-10 ha	50	Fragmentos com intermediário potencial para a passagem de corredores ecológicos
	<5 ha	75	Fragmentos vulneráveis, com baixo potencial para a passagem de corredores ecológicos
	Outras áreas	100	Áreas não classificadas como floresta

Um arquivo de custo para cada critério foi criado e em seguida eles foram agregados através do Processo Analítico Hierárquico (*Analytic Hierarchy Process* - AHP, na língua inglesa) de acordo com Santos et al. (2018) (Tabela 3-3). Neste processo os critérios são comparados par a par, analisando sua importância relativa em uma escala de 1 a 9 (Figura 3-5). A razão de consistência foi de 0,04, sendo recomendada uma razão abaixo de 0,1 para certificar a coerência dos pesos atribuídos (Saaty, 1980). Esta agregação gerou uma matriz de custo total, representando a resistência de cada célula para a passagem do corredor, a partir da qual as feições de interesse foram conectadas. O PESB + vegetação adjacente foi utilizado como feição de origem e cada um dos fragmentos selecionados foi utilizado como feição de destino do corredor, a fim de formar uma rede ecológica na região de estudo.

Tabela 3-4. Comparação par a par da importância relativa dos fatores e pesos estatísticos para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória na ZA-PESB

Fatores	Decliv	UsoCob	CorEc	DistFrag	APPs	Peso
Decliv	1	1/3	1/5	1/7	1/9	0,0333
UsoCob	3	1	1/3	1/5	1/7	0,0634
CorEc	5	3	1	1/3	1/5	0,1290
DistFrag	7	5	3	1	1/3	0,2615
APPs	9	7	5	3	1	0,5128

Decliv= declividade, UsoCob= uso e cobertura do solo, CorEc= corredores ecológicos, DistFrag= distância dos fragmentos mais conservados, APPs= Áreas de Preservação Permanente.

Em seguida, os fatores foram agregados sob três cenários diferentes: a Combinação Linear Ponderada (*Weighted Linear Combination* - WLC, na língua inglesa), a Média Ponderada Ordenada (*Ordered Weighted Averaging* - OWA, na língua inglesa) com risco baixo e a OWA com risco alto (Eastman, 2015).

O método WLC multiplica cada fator previamente padronizado na escala de interesse pelo peso obtido através do processo de hierarquização e então soma os resultados (Eastman, 2015). Na OWA, um segundo conjunto de pesos é utilizado, chamados pesos de ordenação, que controla a forma que os fatores são agregados e permite obter diversas soluções dentro de um espaço de decisão estratégica, variando o risco e compensação entre os fatores (Figura 3-6). Estes pesos são aplicados em uma operação célula a célula. Primeiramente, os fatores são ordenados em adequabilidade crescente em uma determinada célula. Em seguida, o fator de menor adequabilidade recebe o primeiro peso de ordenação, o fator com adequabilidade logo acima recebe o segundo peso de ordenação e assim sucessivamente até que o fator de maior adequabilidade naquela célula receba o último peso de ordenação (Eastman, 2015). Com isto, a depender do conjunto de pesos adotados, pode-se favorecer os fatores com menor ou com maior adequabilidade em cada célula, resultando em um posicionamento mais conservador ou mais arriscado (Jiang e Eastman, 2000). Embora geralmente pesos de ordenação não sejam utilizados na WLC, ela equivale a um cenário particular da OWA onde são atribuídos os mesmos pesos de ordenação a todos os fatores. Portanto, é um cenário centralizado no espaço de decisão estratégico, que não é adverso ao risco ou inclinado ao risco.

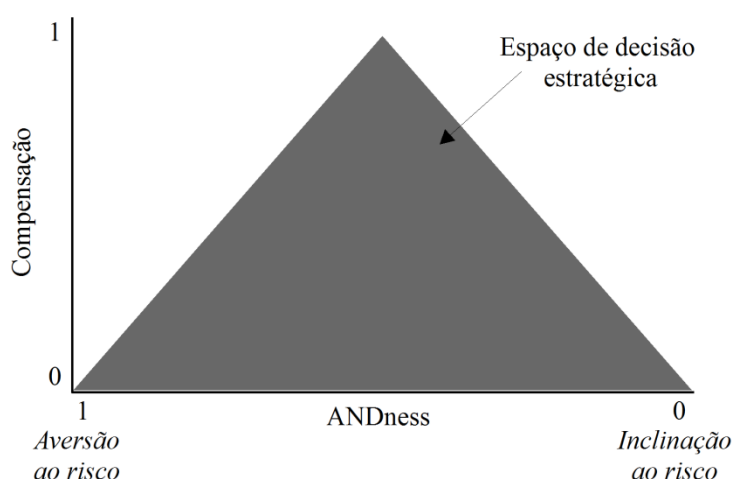


Figura 3-6. Espaço de decisão estratégica para a média ponderada ordenada. Adaptado de Jiang e Eastman (2000).

O eixo horizontal representa o grau de “ANDness” associado à análise. A análise é mais adversa ao risco quanto mais próximo a 1 for este parâmetro, se aproximando de uma análise booleana com o operador “AND”, que considera aptas apenas áreas que atendem a todos os critérios (Eastman, 2015). Desta forma, espera-se que as áreas aptas possuam boa adequabilidade em todos os fatores e o risco associado à decisão de selecionar uma área para determinada finalidade é muito baixo, adotando-se uma posição conservadora.

De forma contrastante, um valor de “ANDness” próximo a 0 se aproxima de uma análise booleana com o operador “OR”, onde as áreas consideradas aptas não necessariamente apresentam alta adequabilidade em todos os fatores, pois os fatores com maior adequabilidade são favorecidos pelos pesos de ordenação (Eastman, 2015). Assim, o número de áreas aptas tende a ser maior quando comparado ao outro cenário, sendo uma abordagem mais flexível, porém o risco associado à seleção de uma área também aumenta.

Estes três cenários foram considerados para proporcionar diferentes possibilidades aos tomadores de decisão, gestores de terra e demais atores envolvidos a quem esta análise possa interessar. Os pesos de ordenação para cada análise estão descritos da Tabela 3-5. O preparo da base de dados foi realizado no *software* ArcMap 10.3.1 e a agregação dos fatores foi realizada no *software* TerrSet 18.3.

Tabela 3-5. Pesos de ordenação utilizados na análise multicritério para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória na ZA-PESB sob três cenários de risco

Pesos de ordenação		
OWA - risco baixo	WLC	OWA - risco alto
0,27	0,20	0,05
0,26	0,20	0,20
0,22	0,20	0,22
0,20	0,20	0,26
0,05	0,20	0,27
ANDness	ANDness	ANDness
0,63	0,50	0,38
Compensação	Compensação	Compensação
0,80	1,00	0,80

Finalmente, os arquivos foram classificados com base em intervalos equidistantes de adequabilidade em cinco classes de prioridade para restauração florestal compensatória (Tabela 3-6).

Tabela 3-6. Classes de prioridade para restauração florestal compensatória na ZA-PESB com os intervalos de adequabilidade

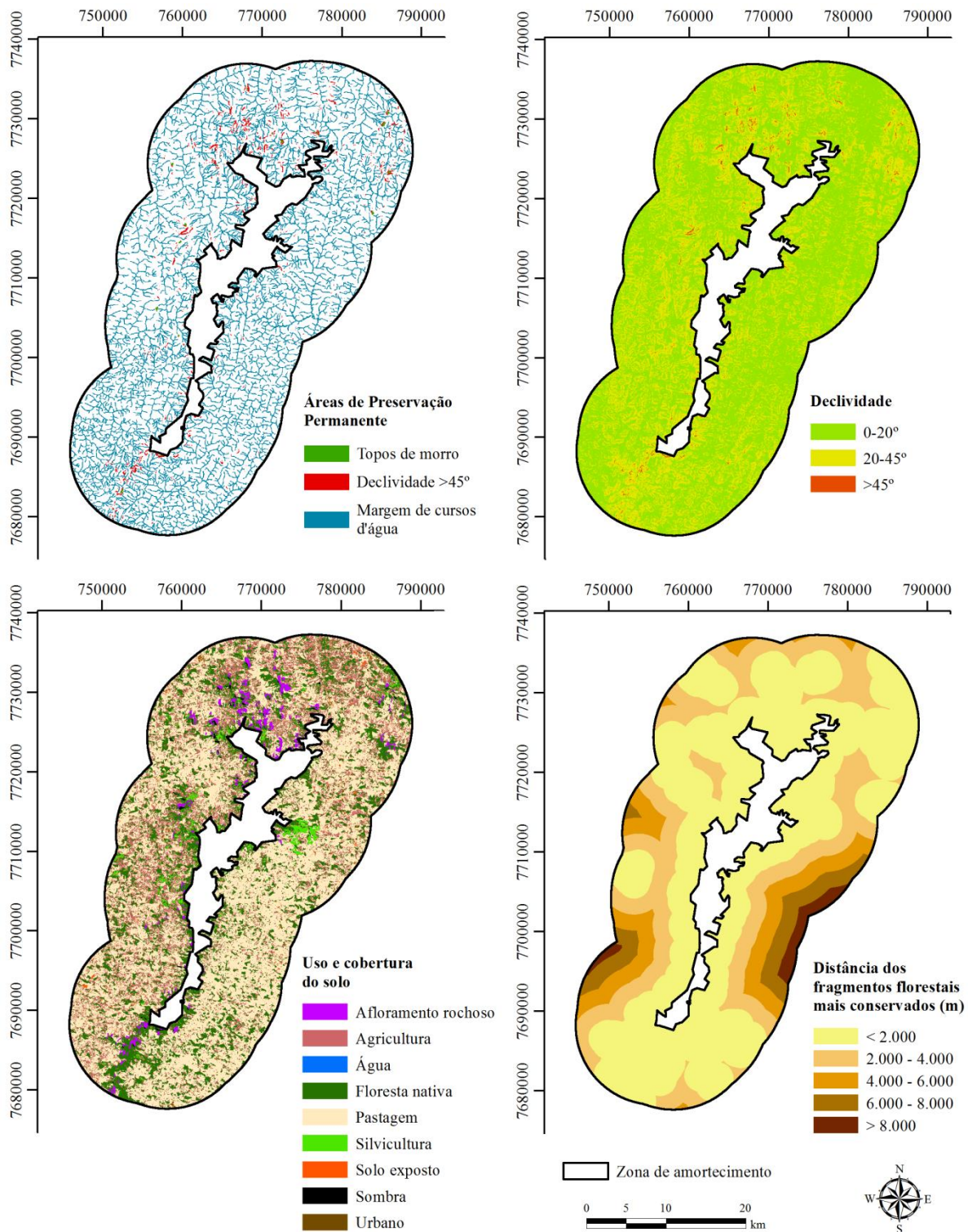
Classe de prioridade para restauração florestal	Limite inferior	Limite superior	Amplitude
Muito Baixa	0	51	52
Baixa	52	102	51
Média	103	153	51
Alta	154	204	51
Muito Alta	205	255	51

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Fatores para a análise multicritério

Os primeiros quatro fatores para a análise multicritério são apresentados na Figura 3-7. As APPs delimitadas representaram 19.768,41 ha (13,68%) da ZA-PESB (94,45 ha foram topos de morro, 788,95 ha foram áreas com declividade $\geq 45^\circ$ e 18.912,41 ha foram margens de cursos d'água, com ocorrência de sobreposições entre eles). Quanto à declividade, 93.943,27 ha (64,99%) da área de estudo corresponderam ao intervalo que recebeu adequabilidade igual a 0 nesse fator (0-20°), enquanto 49.817,13 ha (34,46%) corresponderam

ao intervalo de adequabilidade crescente (20-45°) e 788,95 ha (0,55%) receberam adequabilidade máxima (>45°).



Sistema de coordenadas: SIRGAS 2000 UTM Zona 23 S | Projeção: Transversal de Mercator | Datum: SIRGAS 2000 | Unidade: metros

Figura 3-7. Fatores da análise multicritério para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória na ZA-PESB.

As APPs de margem de curso d'água possuem uma grande importância ecológica, como conservação da diversidade de espécies vegetais e animais (Martins et al., 2015; Siqueira et al., 2016), aumento da conectividade da paisagem (Gillies e Clair, 2008; Martins et al., 2015) e controle da deposição de sedimentos nas calhas dos rios (Sparovek et al., 2002), justificando o maior peso atribuído na análise. Áreas de declividade elevada também devem ser alvo de proteção, pois nestas áreas o escoamento superficial tende a ser muito mais intenso (Didoné et al., 2017). Este cenário é ainda mais preocupante ao considerar o nível de degradação das pastagens da região, onde a cobertura vegetal é geralmente baixa, contribuindo para a perda de solo (Galdino et al., 2016). A elevada densidade de APPs é explicada pelo relevo local, que propicia uma abundância de cursos d'água, resultando em uma extensa rede de drenagem (IEF, 2007a).

Os valores de uso e cobertura do solo são apresentados na Tabela 3-7. A validação resultou em uma Exatidão Global de 0,8972 e um Índice Kappa de 0,8403, o que significa boa concordância entre a imagem classificada e as amostras de validação (Landis e Koch, 1977). Como os resultados foram satisfatórios, a generalização temporal que ocorreu ao utilizar simultaneamente amostras de treinamento de imagens capturadas pelo sensor em diferentes momentos (Pax-Lenney et al., 2001) não interferiu negativamente na classificação. Os resultados indicam que a ZA-PESB já é uma região bastante alterada, explicada pela intensa conversão de floresta para uso agrícola no passado, de modo que restam apenas 22,16% de vegetação nativa. A matriz da área de estudo é formada por pastagem (53,16%) e agricultura também ocupa uma parcela importante no uso do solo da região (19,51%), concentrada principalmente nas porções norte e leste.

Tabela 3-7. Uso e cobertura do solo na ZA-PESB

Classe	Área (ha)	Porcentagem (%)
Afloramento rochoso	2.380,32	1,65
Agricultura	28.204,73	19,51
Água	31,20	0,02
Floresta nativa	32.033,73	22,16
Pastagem	76.897,90	53,20
Silvicultura	2.556,43	1,77
Solo exposto	837,22	0,58
Sombra	361,17	0,25
Urbano	1.246,65	0,86
Total	144.549,35	100,00

Os fragmentos florestais da ZA-PESB com área total ≥ 10 ha apresentaram diferentes comportamentos em relação às métricas de paisagem (Figura 1-8). Alguns fragmentos possuíam uma área total grande, porém uma área central pequena e eram mais isolados dos demais. Outros possuíam um índice de forma mais próximo de 1,00 e um número pequeno de áreas centrais disjuntas, porém apresentavam pequena área total e área central. Devido à dificuldade de encontrar fragmentos que representassem comportamentos desejados em todas as métricas avaliadas, optou-se por selecionar aqueles estivessem acima de um limiar de 20 ha de área central, evitando aqueles muito pequenos ou que, embora apresentassem maior área, pudessem estar dominados por efeitos de borda. No total, 18 fragmentos foram selecionados para calcular a distância euclidiana dos fragmentos mais conservados e para a modelagem de corredores ecológicos (Figura 3-8).

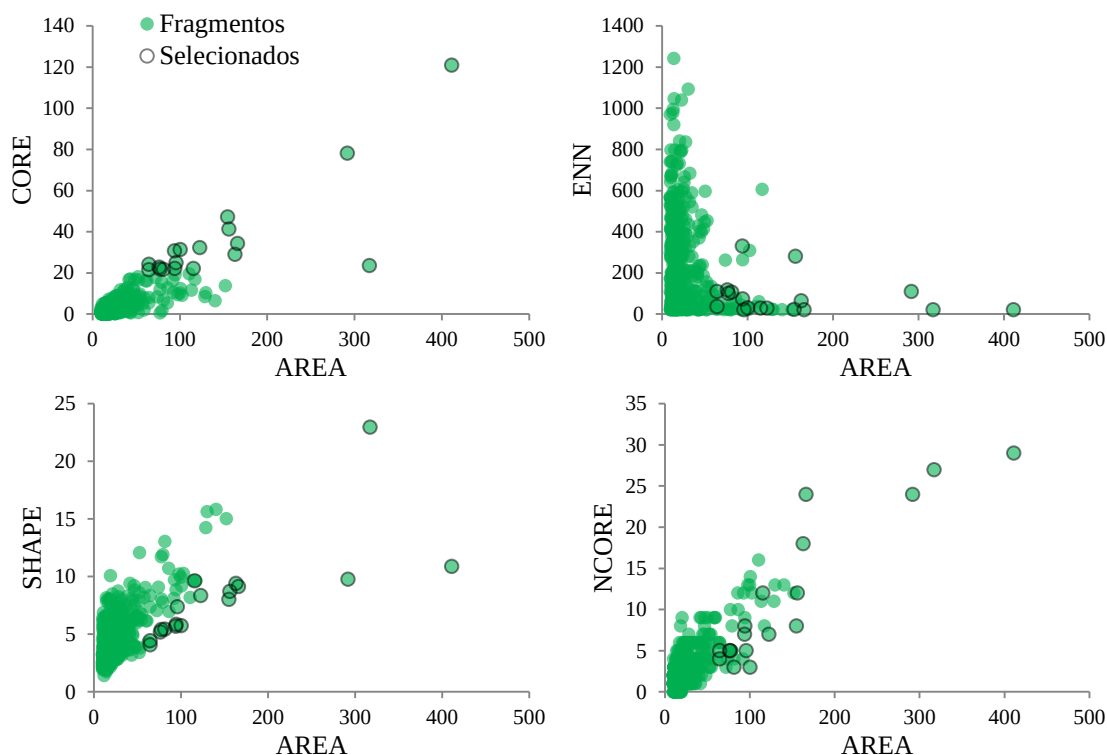


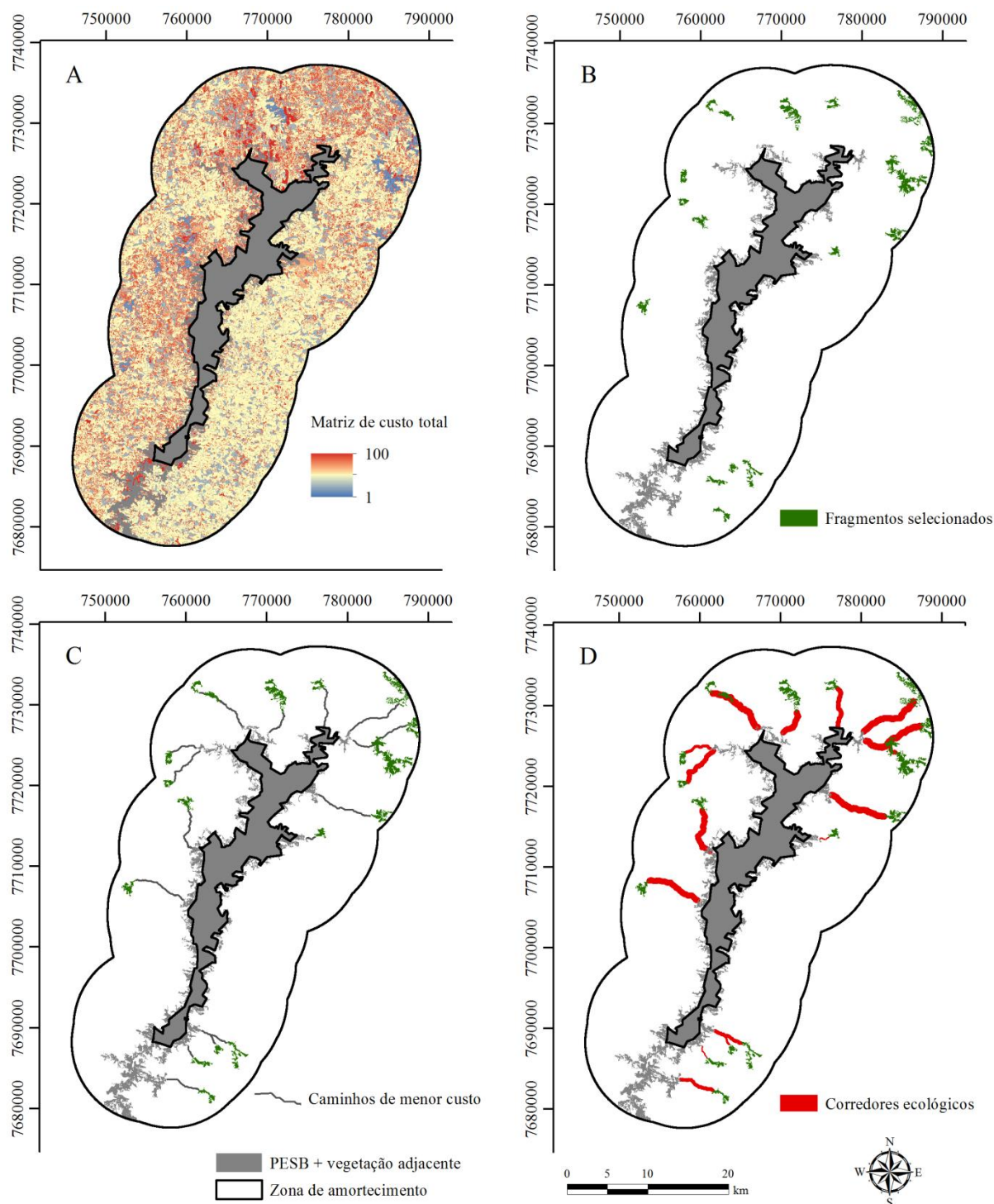
Figura 3-8. Métricas para os fragmentos florestais com área total ≥ 10 ha na ZA-PESB, indicando os selecionados para calcular a distância dos fragmentos mais conservados e conexão por corredores ecológicos.

AREA= área total (ha), CORE= área central (ha), ENN= distância euclidiana do vizinho mais próximo (m), SHAPE= índice de forma, NCORE= número de áreas centrais disjuntas.

O fator relacionado à distância de fragmentos mais conservados, selecionados através de métricas da paisagem, parte do princípio de que eles são mais importantes para a conservação da biodiversidade, pois são capazes de abrigar mais espécies e maiores

populações destas espécies (Vieira et al., 2009; Cabrera-Guzmán e Reynoso, 2012; Smith et al., 2018). Fragmentos que apresentam maior área central sem influência de efeito de borda são capazes de abrigar espécies sensíveis às alterações nas bordas da floresta (Sekgororoane e Dilworth, 1995; Dauber e Wolters, 2004; Hentz et al., 2018). Assim, é possível que uma maior área conservada próxima a estes fragmentos possa diminuir os efeitos de borda provocados por pressão antrópica. Além disso, a restauração florestal próxima a estes fragmentos poderia aumentar a área funcionalmente conectada para espécies que conseguem percorrer maiores distâncias, resultando em maior permeabilidade da matriz e maior fonte de recursos para estas espécies, que poderiam utilizar estas áreas de restauração como trampolins ecológicos (ou *stepping stones*, na língua inglesa) (Baum, 2004; Boscolo et al., 2008; Barbosa et al., 2017). Do ponto de vista da área em restauração, a proximidade a fragmentos em bom estado de conservação também é importante para a chegada de propágulos e enriquecimento natural, contribuindo para a sustentabilidade do sistema (Aide et al., 2000; Rodrigues et al., 2004; Martins, 2018).

Durante a delimitação dos corredores ecológicos, os caminhos de menor custo conectando o PESB + vegetação adjacente a cada um dos 18 fragmentos selecionados foram encontrados a partir da matriz de custo total construída (Figura 3-9). Alguns dos caminhos encontrados se sobrepuseram parcialmente devido à proximidade dos fragmentos de destino. As extensões variaram entre 1.460,60 e 8.309,98 metros e, após a aplicação do buffer correspondente a 10% do comprimento do caminho de menor custo, os corredores ecológicos corresponderam a uma área total de 5.565,31 ha (3,85% da área total de estudo).



Sistema de coordenadas: SIRGAS 2000 UTM Zona 23 S | Projeção: Transversal de Mercator | Datum: SIRGAS 2000 | Unidade: metros

Figura 3-9. Corredores ecológicos delimitados na ZA-PESB.

A= Matriz de custo total; B= feições de origem (PESB e vegetação adjacente) e destino (fragmentos selecionados) para conexão; C= resultado da análise de caminho de menor custo; D= corredores ecológicos após a aplicação do buffer de 10% do comprimento em cada caminho encontrado.

A conexão entre os fragmentos selecionados e o parque consiste em uma rede ecológica entre importantes áreas para conservação (Liang et al., 2018), assumindo que

tamanho é um fator diretamente relacionado à diversidade e abundância de espécies nativas abrigadas por um fragmento florestal. O limiar de área central adotado parte de uma avaliação criteriosa entre a porção da ZA-PESB ocupada por corredores e a operacionalização da ferramenta utilizada. Um limiar abaixo do utilizado poderia inviabilizar o uso da LCP através da seleção massiva de fragmentos, além de ocupar uma área muito extensa com corredores, o que ocasionaria uma perda no sentido de priorização.

Estratégias de conservação devem considerar meios de minimizar os efeitos negativos da fragmentação de habitat (Haddad et al., 2015). Entre estes efeitos, estão restrições na quantidade de recurso disponível e o isolamento reprodutivo das espécies (Seoane et al., 2010). Espera-se que a restauração de áreas dentro dos corredores delimitados na ZA-PESB funcione como ferramenta para buscar aumentar a área funcionalmente conectada para espécies, possibilitando uma maior área de forrageio e facilitando a interação entre as populações dos diferentes fragmentos (Haddad et al., 2000; Uezu et al., 2005; Bennett e Mulongoy, 2006). Além de ações de restauração florestal nos corredores, outras medidas como adoção de usos do solo menos intensivos como sistemas agroflorestais, além da implantação e do manejo adequado de florestas plantadas podem ser medidas complementares para resgatar a conectividade da paisagem, pois podem funcionar como trampolins ecológicos, aumentando a permeabilidade da matriz (Baum et al., 2004; Uezu et al., 2008; Fonseca et al., 2009). Este estudo figura como pioneiro em considerar uma rede ecológica de corredores conectando uma unidade de conservação aos fragmentos mais conservados do entorno no contexto da AMC-SIG.

3.2 Áreas prioritárias para restauração florestal compensatória

O resultado da agregação dos fatores nos três diferentes cenários pode ser visualizado na Figura 3-10. Os níveis de adequabilidade aumentaram com o risco assumido na análise. Este comportamento é esperado, visto que o cenário de risco alto tende a favorecer os fatores de elevada adequabilidade (Jiang e Eastman, 2000).

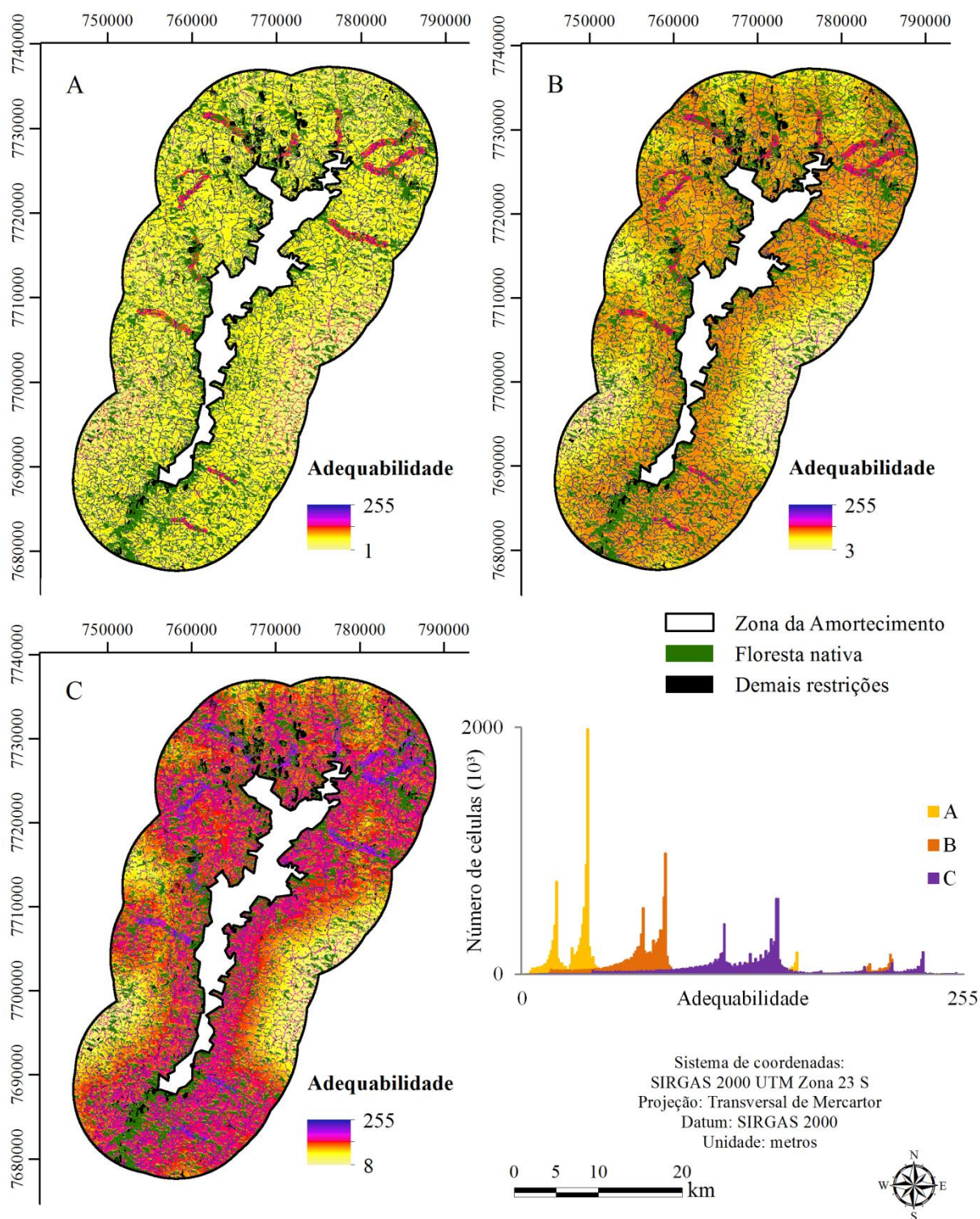


Figura 3-10. Adequabilidade para restauração florestal compensatória na ZA-PESB sob três cenários de risco.

A= OWA com risco baixo (ANDness = 0,63); B= WLC (ANDness = 0,50); C= OWA com risco alto (ANDness = 0,38).

O histograma inserido na figura expressa o número de células comportado em cada valor do gradiente de 0-255. É possível observar a ocorrência de três picos de números de

células para cada cenário. Os dois primeiros picos correspondem a uma faixa de células próximas aos fragmentos florestais mais conservados que receberam elevada adequabilidade naquele fator devido à função utilizada no momento da padronização, sendo que no primeiro pico dominam áreas de agricultura e no segundo, com maior número de células, áreas de pastagem. O terceiro pico se refere às APPs dentro da mesma faixa de proximidade dos fragmentos mais conservados com elevada adequabilidade.

O resultado após a classificação do intervalo de adequabilidade em cinco classes de prioridade é apresentado na Figura 3-11. De forma similar aos mapas anteriores, é possível observar o aumento de áreas correspondentes a maiores níveis de prioridade para restauração de acordo com o aumento do risco. Estes mapas podem ser utilizados simultaneamente com outras tecnologias, *softwares* ou bases de dados públicas, como GPS, Google Earth, Google Maps e o Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR), para identificar os locais das classes de prioridade “Alta” e “Muito Alta” e direcionar recursos para estes locais, visando maximizar os benefícios ecológicos da restauração, tendo em vista os fatores utilizados nesta análise.

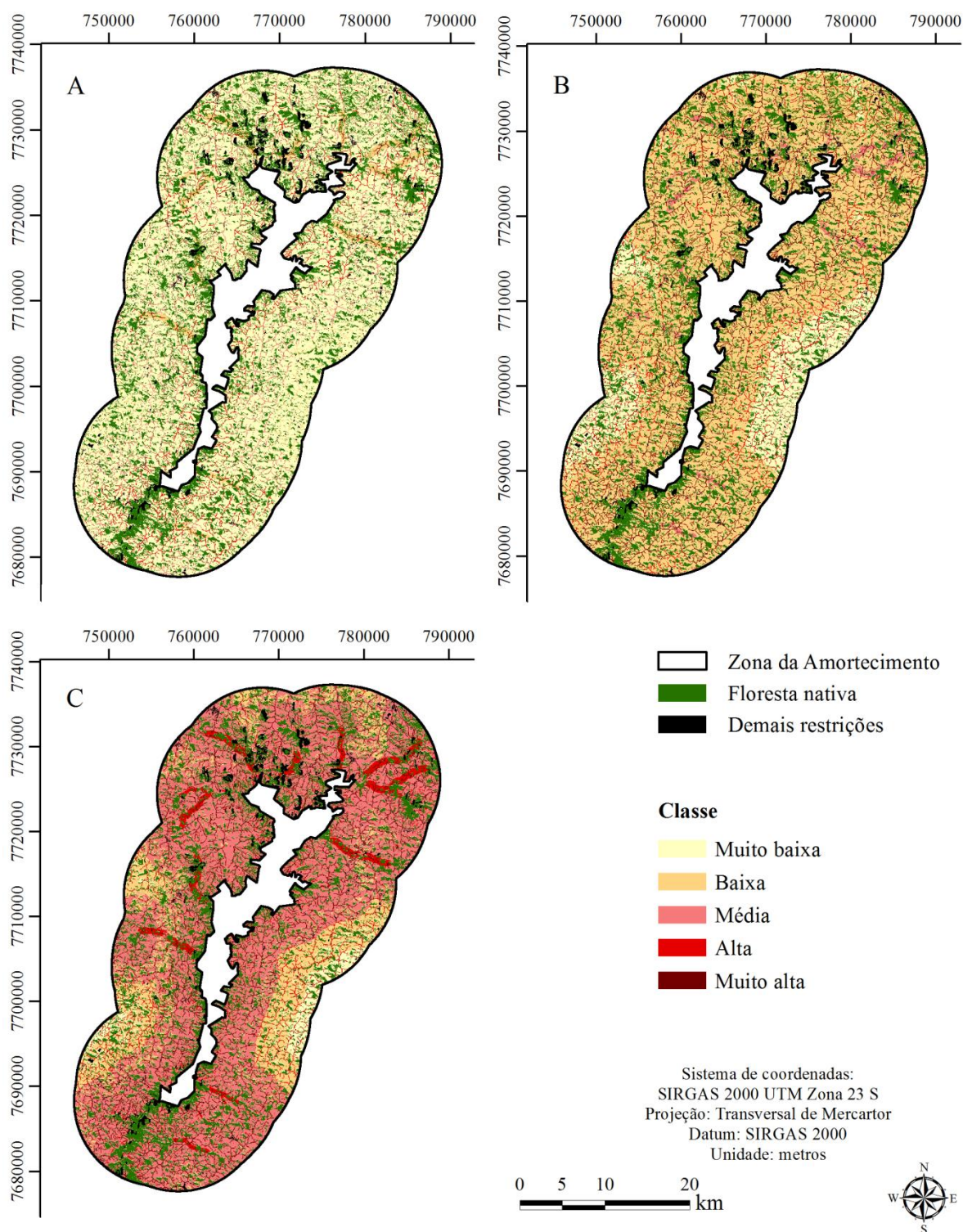


Figura 3-11. Classes de prioridade para restauração florestal compensatória na ZA-PESB sob três cenários de risco.

A= OWA com risco baixo (ANDness = 0,63); B= WLC (ANDness = 0,50); C= OWA com risco alto (ANDness = 0,38).

Como comportamento geral, a tendência de migração da predominância de uma classe para outra com prioridade imediatamente superior foi observada com o aumento do risco

(Tabela 3-8). Enquanto a classe de prioridade “Muito Baixa” predominou no cenário OWA com risco baixo, a predominância foi da classe “Baixa” no cenário WLC e “Média” no cenário OWA com risco alto. A área correspondente à classe de prioridade “Muito Alta” aumentou de 0,31% no cenário mais conservador para 10,72% no cenário mais arriscado.

Tabela 3-8. Área (ha) e porcentagem (%) da área de estudo por classe de prioridade para restauração florestal compensatória na ZA-PESB sob três cenários de risco.

Classe	OWA - risco baixo		WLC		OWA - risco alto	
	ha	%	ha	%	ha	%
Muito Baixa	89.593,13	83,22	14.913,75	13,85	3.506,12	3,26
Baixa	4.924,97	4,57	76.008,11	70,60	17.973,72	16,70
Média	7.995,49	7,43	2.539,72	2,36	66.523,95	61,79
Alta	4.812,35	4,47	7.175,84	6,67	8.116,47	7,54
Muito Alta	333,12	0,31	7.021,64	6,52	11.538,8	10,72

A escolha de um dos diferentes cenários de decisão tem algumas implicações práticas. O cenário mais conservador (OWA com risco baixo) pode ser considerado ideal para diversos fins, pois buscar garantir o atendimento dos critérios utilizados (Jiang e Eastman, 2000). Porém, o número de alternativas com elevada adequabilidade é restrito, com menos de 5% da área nas duas classes superiores. Esta abordagem tem um lado positivo em análises multicritério que desejam obter uma área única para alocação de empreendimentos, por exemplo (Rikalovic et al., 2014; Bohnenberger et al., 2018). Este cenário também é interessante quando a decisão envolve a saúde ou segurança humana e riscos não são aceitáveis, como alocação de aterros sanitários ou áreas para expansão urbana a fim de evitar locais propensos a deslizamentos de terra (Gorsevski et al., 2012; Lorentz et al., 2016). Entretanto, a restauração florestal não se enquadra nestes casos e o cenário de risco alto poderia ser indicado por promover uma maior quantidade de áreas aptas ao objetivo final. Este ponto de vista é ainda mais apoiado ao considerar as limitações sociais e econômicas relacionadas à execução dos projetos, que podem atuar como limitantes para a restauração e muitas vezes não são mapeáveis, levando a necessidade de lidar em estudos caso a caso. Assim, quanto maior o número de alternativas viáveis, melhor.

A decisão de escolher áreas prioritárias para execução da restauração florestal baseada nos mapas apresentados deve ser tomada com cautela porque: 1) os dados obtidos a partir do sensoriamento remoto podem apresentar erros intrínsecos à sua aquisição e a generalização espacial do conteúdo dentro de cada célula e o posterior processamento destes dados faz com que a realidade em campo possa ser diferente (Lunetta et al., 1991); 2) a seleção e

hierarquização de critérios é uma abordagem baseada em especialistas e literatura, então os critérios adotados e sua importância relativa podem variar de acordo com os responsáveis pela sua definição e também com o objetivo do projeto de restauração (Mello et al., 2018); 3) a disponibilidade de bases de dados livres para o levantamento e valoração de critérios mapeáveis é limitada, muitas vezes de qualidade desconhecida quando se trabalha com áreas extensas e, quando levantamentos de campo são necessários, o custo pode ser elevado; 4) a execução da restauração nas terras listadas como de alta prioridade envolve um número muito grande de variáveis como a disponibilidade da terra, uso da terra, recursos para implantação naquele local, viabilidade técnica e operacional, entre outros (Benayas et al., 2008; Lombard et al., 2010; Bullock et al., 2011; Meli et al., 2014).

Contudo, este tipo de análise pode resultar em maiores benefícios derivados da restauração de ecossistemas e também de maior sucesso dos projetos, ao considerar a paisagem de interesse, sua integridade e fatores relevantes. Portanto, este estudo pode ser utilizado como linhas gerais de planejamento para a restauração florestal desta paisagem e sua estrutura pode ser ajustada de acordo com mudança de visões, objetivos, demandas e paradigmas ecológicos.

4 CONCLUSÕES

A AMC-SIG foi uma metodologia eficiente para a indicação de áreas prioritárias para restauração florestal compensatória na ZA-PESB, utilizando fatores de elevada relevância ecológica. Tendo em vista as limitações para a execução dos projetos, o cenário de risco alto pode ser indicado por proporcionar um maior número de alternativas de elevada adequabilidade. Cabe destacar que o risco trata-se da dúvida relacionada à seleção de um local para o objetivo final. No cenário de alto risco, os fatores com elevada adequabilidade são favorecidos, resultando em mais áreas aptas, sendo que correr o risco de selecionar uma área que não atenda a todos os critérios é aceitável para fins de restauração. Esta abordagem é direta e de baixo custo, com potencial de aumentar os benefícios ecológicos inerentes à restauração ao considerar fatores em nível de paisagem, podendo ser replicada em outras regiões.

5 REFERÊNCIAS

- Aide TM, Zimmerman JK, Pascarella JB, Rivera L, Marcano Zúñiga H, 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8(4): 328-338.
- Baboo SS, Devi MR, 2010. An analysis of different resampling methods in Coimbatore, District. *Global Journal of Computer Science and Technology* 10(15): 61-66.
- Barbosa KVC, Knogge C, Develey PF, Jenkins CN, Uezu A, 2017. Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15(1): 42-46.
- Baum KA, Haynes KJ, Dilleuth FP, Cronin JT, 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85(10): 2671-2676.
- Benayas JMR, Bullock JM, Newton AC, 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(6): 329-336.
- Bennett G, Mulongoy KJ, 2006. Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones. Technical Series nº 23. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Bohnenberger JC, Pimenta JFP, Abreu MVS, Comini UB, Calijuri ML, Moraes AP et al., 2018. Identificação de áreas para implantação de usina de reciclagem de resíduos da construção e demolição com uso de análise multicritério. *Ambiente Construído* 18(1): 299-311.
- Bonfim VR, Assunção GR, Silva E, Braga GM, 2003. Diagnóstico do uso do fogo no entorno do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB), MG. *Revista Árvore* 27(1): 87-94.
- Boscolo D, Candia Gallardo C, Awade M, Metzger JP, 2008. Importance of interhabitat gaps and stepping stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* 40(3): 273-276.
- Brasil, 2000. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm> [acessado em 29 de agosto de 2019]
- Brasil, 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm> [acessado em 29 de agosto de 2019]

- Bullock JM, Aronson J, Newton AC, Pywell RF, Rey-Benayas JM, 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution* 26(10): 541-549.
- Cabrera-Guzmán E, Reynoso VH, 2012. Amphibian and reptile communities of rainforest fragments: minimum patch size to support high richness and abundance. *Biodiversity and Conservation* 21(12): 3243-3265.
- Chakhar S, Martel JM, 2003. Enhancing geographical information systems capabilities with multi-criteria evaluation functions. *Journal of Geographic Information and Decision Analysis* 7(2): 47-71.
- Chazdon RL, 2017. Landscape Restoration, Natural Regeneration, and the Forests of the Future. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 102(2): 251-258.
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente, 1996. Resolução nº 9, de 24 de outubro de 1996. Disponível em <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=208>> [acessado em 13 de dezembro de 2019]
- Congalton RG, Green K, 2008. Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. Boca Raton: CRC Press.
- COPAM - Conselho Estadual de Política Ambiental, 2008. Deliberação Normativa nº 114, de 10 de abril de 2008. Disponível em <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=7916>> [acessado em 05 de setembro de 2019]
- Cordeiro ADAC, Coelho SD, Ramos NC, Meira-Neto JAA, 2018. Agroforestry systems reduce invasive species richness and diversity in the surroundings of protected areas. *Agroforestry Systems* 92(6): 1495-1505.
- Dauber J, Wolters V, 2004. Edge effects on ant community structure and species richness in an agricultural landscape. *Biodiversity & Conservation* 13(5): 901-915.
- DeFries R, Hansen A, Turner BL, Reid R, Liu J, 2007. Land use change around protected areas: management to balance human needs and ecological function. *Ecological Applications* 17(4): 1031-1038.
- Didoné EJ, Minella JPG, Evrard O, 2017. Measuring and modelling soil erosion and sediment yields in a large cultivated catchment under no-till of Southern Brazil. *Soil and Tillage Research* 174: 24-33.

- Drummond GM, Martins CS, Machado AM, Sebaio FA, Antonini YO, 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas.
- Eastman JR, 2015. TerrSet Manual. Worcester: Clark University.
- Feio R, Assis C, Lessa G, Ribon R, 2019. Fauna da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais. Viçosa: MZUFV.
- Figgis P, Mackey B, Fitzsimons J, Irving J, Clark P, 2015. Valuing Nature: Protected Areas and Ecosystem Services. Sydney: Australian Committee for IUCN.
- Fonseca CR., Ganade G, Baldissera R, Becker CG, Boelter CR., Brescovit AD et al., 2009. Towards an ecologically sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1144–1154
- Foxcroft LC, Jarošík V, Pyšek P, Richardson DM, Rouget M, 2011. Protected Area boundaries as filters of plant invasions. *Conservation Biology* 25(2): 400-405.
- Galdino S, Sano EE, Andrade RG, Grego CR, Nogueira SF, Bragantini C, Flosi AH, 2016. Large scale modeling of soil erosion with RUSLE for conservationist planning of degraded cultivated Brazilian pastures. *Land Degradation & Development* 27(3): 773-784.
- Gemitzi A, Petalas C, Tsihrintzis VA, Pisinaras V, 2006. Assessment of groundwater vulnerability to pollution: a combination of GIS, fuzzy logic and decision making techniques. *Environmental Geology* 49(5): 653-673.
- Genovesi P, Monaco, A, 2013. Guidelines for addressing invasive species in protected areas. In: Foxcroft LC, Pyšek P, Richardson DM, Genovesi, P. (Eds.). *Plant invasions in protected areas: patterns, problems and challenges*. Vol. 7. Dordrecht: Springer Science & Business Media, 487-506.
- Gillies CS, Clair CCS, 2008. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(50): 19774-19779.
- Gorsevski PV, Donevska KR, Mitrovski CD, Frizado JP, 2012. Integrating multi-criteria evaluation techniques with geographic information systems for landfill site selection: a case study using ordered weighted average. *Waste Management* 32(2): 287-296.
- Gray CL, Hill SL, Newbold T, Hudson LN, Börger L, Contu S et al., 2016. Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *nature Communications* 7: 12306.

- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD et al., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1(2): e1500052.
- Haddad NM, Rosenberg DK, Noon BR, 2000. On experimentation and the study of corridors: response to Beier and Noss. *Conservation Biology* 14(5): 1543-1545.
- Hentz ÂMK, Corte APD, Sanquetta CR, Blum, CT, 2018. Edge effect on the spatial distribution of trees in an Araucaria Rainforest fragment in Brazil. *Rodriguésia* 69(4): 1937-1952.
- Huang IB, Keisler J, Linkov I, 2011. Multi-criteria decision analysis in environmental sciences: Ten years of applications and trends. *Science of the Total Environment* 409(19): 3578-3594.
- IEF - Instituto Estadual de Florestas, 2007a. Plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro. Encarte 1 - Diagnóstico do parque. Belo Horizonte: IEF.
- IEF - Instituto Estadual de Florestas, 2007b. Plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro. Encarte 2 - Planejamento e manual de gestão. Belo Horizonte: IEF.
- Jiang H, Eastman JR, 2000. Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS. *International Journal of Geographical Information Science* 14(2): 173-184.
- Landis JR, Koch GG, 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33: 159-174.
- Lemos PHD, 2008. Efeito de borda no componente arbóreo de um fragmento de floresta semidecídua, Viçosa, MG. Dissertação (Mestrado em Botânica). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.
- Liang J, He X, Zeng G, Zhong M, Gao X, Li X et al., 2018. Integrating priority areas and ecological corridors into national network for conservation planning in China. *Science of The Total Environment* 626: 22-29.
- Lombard AT, Cowling RM, Vlok JH, Fabricius C, 2010. Designing conservation corridors in production landscapes: assessment methods, implementation issues, and lessons learned. *Ecology and Society* 15(3):7.
- Lorentz JF, Calijuri ML, Marques EG, Baptista AC, 2016. Multicriteria analysis applied to landslide susceptibility mapping. *Natural Hazards* 83(1): 41-52.
- Louzada FLRO, Santos AR, Silva AG, Oliveira OM, Oliveira GG, Soares VP, Peluzio JBE, 2012. Proposal of ecological corridors for interconnection of State Parks by using geotechnology, Espírito Santo (ES)-Brazil. *Revista Geográfica Venezolana* 53(2): 239–254.

- Lunetta RS, Congalton RG, Fenstermaker LK, Jensen JR, McGwire KC, Tinney LR, 1991. Remote sensing and geographic information system data integration: error sources and research issues. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 57(6): 677-687.
- Maginnis S, Rietbergen-McCracken J, Sarre A, 2012. The forest landscape restoration handbook. London: Earthscan.
- Malczewski J, 2006. GIS based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science* 20(7): 703-726.
- Mansourian S, Vallauri D, 2005. Forest restoration in landscapes: beyond planting trees. New York: Springer Science & Business Media.
- Martins SV, 2018. Alternative forest restoration techniques. In: Viana HSF (Ed.). *New perspectives in forest science*. London: InTech, 131-148.
- Martins SV, Miranda Neto A, Ribeiro TM, 2015. Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de restauração ecológica. In: Martins SV (Ed.). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Viçosa: Editora UFV, 19-41.
- Meli P, Martínez Ramos M, Rey Benayas JM, Carabias J, 2014. Combining ecological, social and technical criteria to select species for forest restoration. *Applied Vegetation Science* 17(4): 744-753.
- Mello KD, Costa DRD, Valente RA, Vettorazzi CA, 2018. Multicriteria evaluation for protected area definition aiming at water quality improvement. *Floresta e Ambiente*: 25(3): e20160134.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente, 2007. Priority Areas for the Conservation, Sustainable Use and Benefit Sharing of Brazilian Biological Diversity. Brasília: MMA.
- Naughton-Treves L, Holland MB, Brandon K, 2005. The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annual Review of Environment and Resources* 30: 219-252.
- Oliveira G C, Fernandes Filho EI, 2016. Automated mapping of permanent preservation areas on hilltops. *Cerne* 22(1): 111-120.
- Orsi F, Geneletti D, Newton AC, 2011. Towards a common set of criteria and indicators to identify forest restoration priorities: An expert panel-based approach. *Ecological Indicators* 11(2): 337-347.
- Palik BJ, Goebel PC, Kirkman LK, West L, 2000. Using landscape hierarchies to guide restoration of disturbed ecosystems. *Ecological Applications* 10(1): 189-202.

- Pax-Lenney M, Woodcock CE, Macomber SA, Gopal S, Song C, 2001. Forest mapping with a generalized classifier and Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment* 77(3): 241-250.
- Rahman MR, Shi ZH, Chongfa C, 2014. Assessing regional environmental quality by integrated use of remote sensing, GIS, and spatial multi-criteria evaluation for prioritization of environmental restoration. *Environmental Monitoring and Assessment* 186(11): 6993-7009.
- Rikalovic A, Cosic I, Lazarevic D, 2014. GIS based multi-criteria analysis for industrial site selection. *Procedia Engineering* 69: 1054-1063.
- Rodrigues RR, Martins SV, Barros LC, 2004. Tropical rain forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 190(2-3): 323-333.
- Rouse JW, Haas RH, Schell JA, Deering DW, 1973. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: *Proceedings of the Third ERTS Symposium*, Washington: NASA, 309-317.
- Saaty T, 1980. *The analytic hierarchy process*. New York: McGraw-Hill.
- Santos JS, Leite CCC, Viana JCC, Santos AR, Fernandes MM, Abreu VS et al., 2018. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecological Indicators* 88: 414-424.
- Sekgororoane GB, Dilworth TG, 1995. Relative abundance, richness, and diversity of small mammals at induced forest edges. *Canadian Journal of Zoology* 73(8): 1432-1437.
- Seoane CES, Diaz VS, Santos TL, Froufe LCM, 2010. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. *Pesquisa Florestal Brasileira* 30(63): 207-216.
- Siqueira MN, Morais AR, Faria KMDS, Castro SS, 2016. Ecological aspects related to ligneous vegetation in the permanent preservation areas of Mineiros, Goiás, in light of the new native vegetation protection policy-Law 12.651/2012. *Revista Árvore* 40(4): 575-584.
- Smith DAE, Si X, Smith YCE, Kalle R, Ramesh T, Downs CT, 2018. Patterns of avian diversity across a decreasing patch size gradient in a critically endangered subtropical forest system. *Journal of Biogeography* 45(9): 2118-2132.
- Sparovek G, Ranieri SBL, Gassner A, Maria IC, Schnug E, Santos RF, Joubert A, 2002. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 90(2): 169-175.

- Spracklen BD, Kalamandeen M, Galbraith D, Gloor E, Spracklen DV, 2015. A global analysis of deforestation in moist tropical forest protected areas. *PLoS ONE* 10(12): e0143886.
- Strassburg BB, Beyer HL, Crouzeilles R, Iribarrem A, Barros F, Siqueira MF et al., 2019. Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. *Nature Ecology & Evolution* 3(1):62.
- Uezu A, Beyer DD, Metzger JP, 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiversity and Conservation* 17(8): 1907-1922.
- Uezu A, Metzger JP, Vielliard JM, 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123(4): 507-519.
- Uribe D, Geneletti D, del Castillo R, Orsi F, 2014. Integrating stakeholder preferences and GIS-based multicriteria analysis to identify forest landscape restoration priorities. *Sustainability* 6(2): 935-951.
- Valente ROA, Vettorazzi CA, 2013. Avaliação multicriterial na definição de áreas prioritárias à restauração florestal, visando ao manejo sustentável da água. In: Argemiro LB, Carolina B, Jeferson F, Selbach OH. *Sustentabilidade do uso da água nos trópicos e subtrópicos: estudos de caso*. Ijuí: Unijui, 285-318.
- Vettorazzi CA, Valente RA, 2016. Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. *Ecological Engineering* 94: 255-267.
- Vieira MV, Olifiers N, Delciellos AC, Antunes VZ, Bernardo LR, Grelle CE et al., 2009. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biological Conservation* 142(6): 1191-1200.
- Zhao P, Xia B, Hu Y, Yang Y, 2013. A spatial multi-criteria planning scheme for evaluating riparian buffer restoration priorities. *Ecological Engineering* 54: 155-164.

CAPÍTULO 4 - COBERTURA FLORESTAL EM IMÓVEIS RURAIS E ESTRUTURA DA PAISAGEM NA ZONA DE AMORTECIMENTO DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO BRIGADEIRO

RESUMO: O objetivo deste estudo foi caracterizar a cobertura florestal em imóveis rurais e a estrutura da paisagem da Zona de Amortecimento do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (ZA-PESB). A cobertura florestal foi encontrada através de classificação automática supervisionada de imagens multiespectrais e foi cruzada com os limites dos imóveis rurais através de uma ferramenta de interseção para encontrar a cobertura florestal em cada imóvel. O limiar de 20% da área de imóvel a título de RL foi considerado, com a ressalva de que pequenos imóveis rurais não são obrigados a atingir este valor. Métricas de área, borda e área central foram utilizadas para descrever a estrutura da paisagem. Pequenos imóveis rurais predominaram na ZA-PESB, representando 98,90% de todos os imóveis. Imóveis com <20% de cobertura florestal foram mais abundantes. Considerando todos os imóveis, existiria uma demanda de 3.186,53 ha para restauração ou compensação de RL na ZA-PESB, correspondente a 1.942 imóveis com menos de 20% de cobertura florestal. Contudo, ao considerar que pequenas propriedades não são obrigadas a recompor/compensar a RL até o limiar de 20% da área do imóvel, apenas 12 imóveis foram considerados irregulares, correspondendo a um déficit de 361,46 ha (uma redução de 88,66%). A análise da estrutura da paisagem revelou que fragmentos florestais de tamanho reduzido predominam na ZA-PESB, sendo que 98,10% dos fragmentos apresentaram menos de 5 ha. Os grandes fragmentos são raros na região (apenas 20 no total), porém englobaram 12,75% da área florestal total. Os fragmentos florestais apresentaram uma alta interação com a matriz devido aos seus formatos irregulares, evidenciado pela alta densidade de bordas. O efeito do aumento da largura de borda sobre a área central dos fragmentos é intenso, principalmente para os fragmentos muito pequenos, os quais perdem quase toda área central em larguras a partir de 40 metros, seguidos dos fragmentos pequenos, que perdem quase toda área central a partir 60 metros. Fragmentos médios e grandes mantêm maior área central que os demais, mesmo em larguras de borda mais acentuadas, indicando que eles são importantes para fornecer habitat para espécies sensíveis às alterações nas bordas das florestas. A distância euclidiana do vizinho mais próximo entre os fragmentos florestais foi de 37,92 metros considerando todos os fragmentos, porém quando apenas os grandes foram considerados a distância foi 1.297,43 metros. Isto indica a importância dos menores fragmentos para a conectividade funcional da paisagem. O estudo indica uma paisagem altamente fragmentada, resultado da conversão de floresta em terras agrícolas e pastoris no passado, o que poderia ser minimizado com iniciativas de restauração. Contudo, as demandas de restauração de RL na região são baixas devido à predominância de pequenos imóveis.

Palavras-chave: métricas de paisagem, Reserva Legal, unidade de conservação.

ABSTRACT: The objective of this study was to characterize the forest cover in rural properties and the landscape structure of the Serra do Brigadeiro State Park buffer zone (SBSP-BZ). Forest cover was found through supervised automatic classification of multispectral images and was crossed with rural property boundaries through an intersection tool to find forest cover on each property. The 20% threshold of the property area as LR was considered, with the exception that small rural properties are not required to reach this value. Area, edge and core area metrics were used to describe landscape structure. Small rural

properties predominated in the study area, representing 98.90% of all properties. Properties with <20% forest cover were more abundant. Considering all properties, there would be a demand of 3,186.53 ha for restoration or compensation of LR in SBSP-BZ, corresponding to 1,942 properties with less than 20% of forest cover. However, considering that small properties are not required to recompose/compensate the LR up to the threshold of 20% of the property area, only 12 properties were considered irregular, corresponding to a deficit of 361.46 ha (a 88.66% reduction). Landscape structure analysis revealed that small forest patches predominate in SBSP-BZ, with 98.10% of all patches presenting less than 5 ha. Large patches are rare in the region (only 20 in total), but covered 12.75% of the total forest area. Forest patches presented great interaction with the matrix due to their irregular form, which was evidenced by high edge density. The effect of increasing border width on the core area of the patches is intense, especially for very small patches, which lose almost all of the core area in widths greater than 40 meters, followed by small patches, which lose almost all of the core area in widths greater than 60 meters. Large and medium patches maintain a larger core area than others, even at steeper edge widths, indicating that they are important in providing habitat for species sensitive to changes in forest edges. The mean euclidean distance from the nearest neighbor between the forest patches was 37.92 meters considering all the patches, but when only the large ones were considered the mean distance was 1,297.43 meters. This indicates the importance of smaller patches for functional landscape connectivity. The study indicates a highly fragmented landscape, due to the conversion of forest into agriculture and pasture in the past, which could be minimized with restoration initiatives. However, LR restoration demands in the region are low due to the predominance of small properties.

Keywords: landscape metrics, Legal Reserve, protected area.

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é uma das áreas mais importantes mundialmente para conservação da biodiversidade, pois abriga um grande conjunto de espécies, das quais muitas são endêmicas do bioma (Myers, 2000), e enfrenta diversas ameaças devido ao estado de fragmentação (Ribeiro et al., 2009; Haddad et al., 2015), causado historicamente pela exploração madeireira e expansão agrícola (Fonseca, 1985).

Implantação de unidades de conservação é uma estratégia importante para proteger esta biodiversidade ameaçada pela ação humana (Geldmann et al., 2013). No estado de Minas Gerais, o Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB) se destaca como uma das áreas prioritárias para conservação (Drummond et al., 2005; MMA, 2007), pois abriga aproximadamente 300 espécies de aves, 60 de anfíbios, 40 de répteis e 60 de mamíferos, dos quais muitos são raros e ameaçados de extinção (Feio et al., 2019). No entanto, unidades de conservação não são suficientes para garantir proteção da biodiversidade (Rodrigues et al., 2004; Oliveira et al., 2017), de modo que a vegetação nativa em terras particulares também possui um papel importante (Hilty e Merenlender, 2003; Fischer et al., 2006; Hanley et al., 2012).

Desta forma, é importante caracterizar a distribuição da cobertura florestal em imóveis rurais no entorno do PESB para direcionar estratégias de conservação. Conservar esta vegetação é importante porque as populações das espécies que ocorrem no parque provavelmente interagem com as populações que habitam nos fragmentos do entorno (Hansen e DeFries, 2007), em uma dinâmica de metapopulação (Hanski, 1988). Para conhecer as janelas de conservação disponíveis nesta região, especialmente aquelas relacionadas à restauração florestal, é necessário conhecer as demandas legais impostas pela legislação brasileira.

Segundo a Lei nº 12.651 de 2012 (Lei de Proteção da Vegetação Nativa, também conhecida como Código Florestal), imóveis rurais dentro do bioma Mata Atlântica devem conservar pelo menos 20% da área do imóvel com vegetação nativa a título de Reserva Legal (RL) (Brasil, 2012). Em casos onde o imóvel apresenta um valor de cobertura florestal inferior a 20%, a RL deveria ser regularizada por recomposição, regeneração ou compensação (Brasil, 2012). Entretanto, o Artigo 67 deste dispositivo legal define que pequenos imóveis rurais não são obrigados a recompor ou compensar a RL, a qual pode ser constituída da vegetação nativa existente (Brasil, 2012), sendo um dos pontos controversos quando comparado ao Código Florestal de 1965, seu antecessor (Sparovek et al., 2012). Pequenos imóveis rurais, por sua vez, são aqueles que apresentam até quatro módulos fiscais, de acordo com a Lei 8.629 de 1993 (medida agrária fixada pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária - INCRA, que varia entre municípios, considerando o tipo de atividade econômica e fonte de renda predominantes) (Brasil, 1993; Ribeiro e Freitas, 2010). Desta forma, é importante identificar os imóveis irregulares para conhecer as oportunidades de restauração/compensação da RL no entorno do PESB.

Outra abordagem para conhecer o estado de conservação do entorno do PESB é estudar a estrutura da paisagem. Métricas de paisagem permitem caracterizar um habitat de interesse em relação à sua área, borda, área central, isolamento dos fragmentos, entre outros (McGarigal, 1995). Estas métricas descrevem a configuração espacial de uma paisagem e refletem seu funcionamento e processos ecológicos, como riqueza e abundância de espécies, isolamento, dispersão e colonização (Miller et al., 1997; Atauri e de Lucio, 2001; Heikkinen et al., 2004; Billeter et al., 2008). Portanto, calcular estes parâmetros é importante para identificar padrões espaciais que podem ser utilizados na definição de estratégias de conservação, pois a partir deles é possível inferir sobre o nível de integridade das paisagens (Reynolds e Hessburg, 2005; Malavasi et al., 2016).

O objetivo deste estudo foi caracterizar a cobertura florestal em imóveis rurais e a estrutura da paisagem da Zona de Amortecimento do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB) foi criado em 1996 pelo Decreto Estadual nº 38.319 e está localizado na Zona da Mata de Minas Gerais, englobando parte dos municípios de Ervália, Fervedouro, Sericita, Araçuaia, Miradouro, Pedra Bonita, Muriaé e Divino. A área protegida pelo parque é de 14.984,27 ha e abriga uma vegetação florestal de características ombrófilas e campos de altitude nas porções mais elevadas. As áreas florestais são predominantemente secundárias, porém existem trechos de florestas primárias nos locais mais inacessíveis (IEF, 2007a).

A zona de amortecimento (ZA) é definida no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) como o entorno de uma unidade de conservação, onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a unidade (Brasil, 2000). O plano de manejo do PESB foi criado em 2007 e definiu sua Zona de Amortecimento (ZA) como a área dentro de um buffer de 10 km a partir do limite do parque, excluindo-se um raio de 1 km a partir das sedes municipais (Figura 4-1). A ZA-PESB engloba parte de 15 municípios, apresentando área total de 143.365,69 ha (IEF, 2007b).

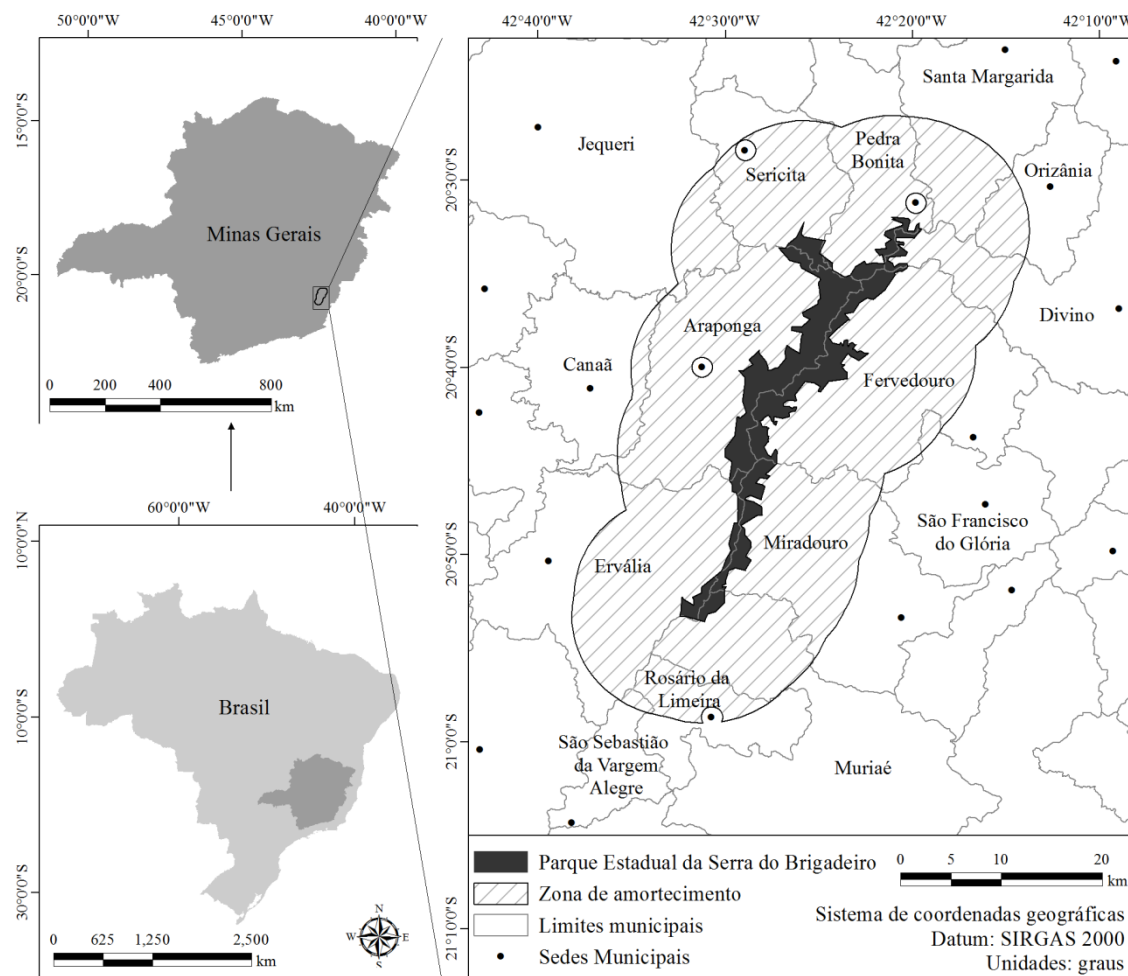


Figura 4-1. Localização da Zona de Amortecimento do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (ZA-PESB), Minas Gerais, Brasil.

2.2 Base de dados

Imagens multiespectrais MSI/Sentinel-2, com resolução espacial de 10 metros, foram obtidas na plataforma *EarthExplorer* do Serviço Geológico dos Estados Unidos (*United States Geological Survey* - USGS, na língua inglesa). Três imagens foram necessárias para abranger toda a área de estudo, selecionando as porções sem cobertura por nuvens, sendo uma do mês de agosto e duas do mês de setembro de 2018 (Figura 4-2). As imagens de setembro correspondem a uma mesma passagem do satélite, porém disponibilizadas em arquivos diferentes na plataforma. Os arquivos foram unidos em um único mosaico e a área correspondente à ZA-PESB foi extraída.

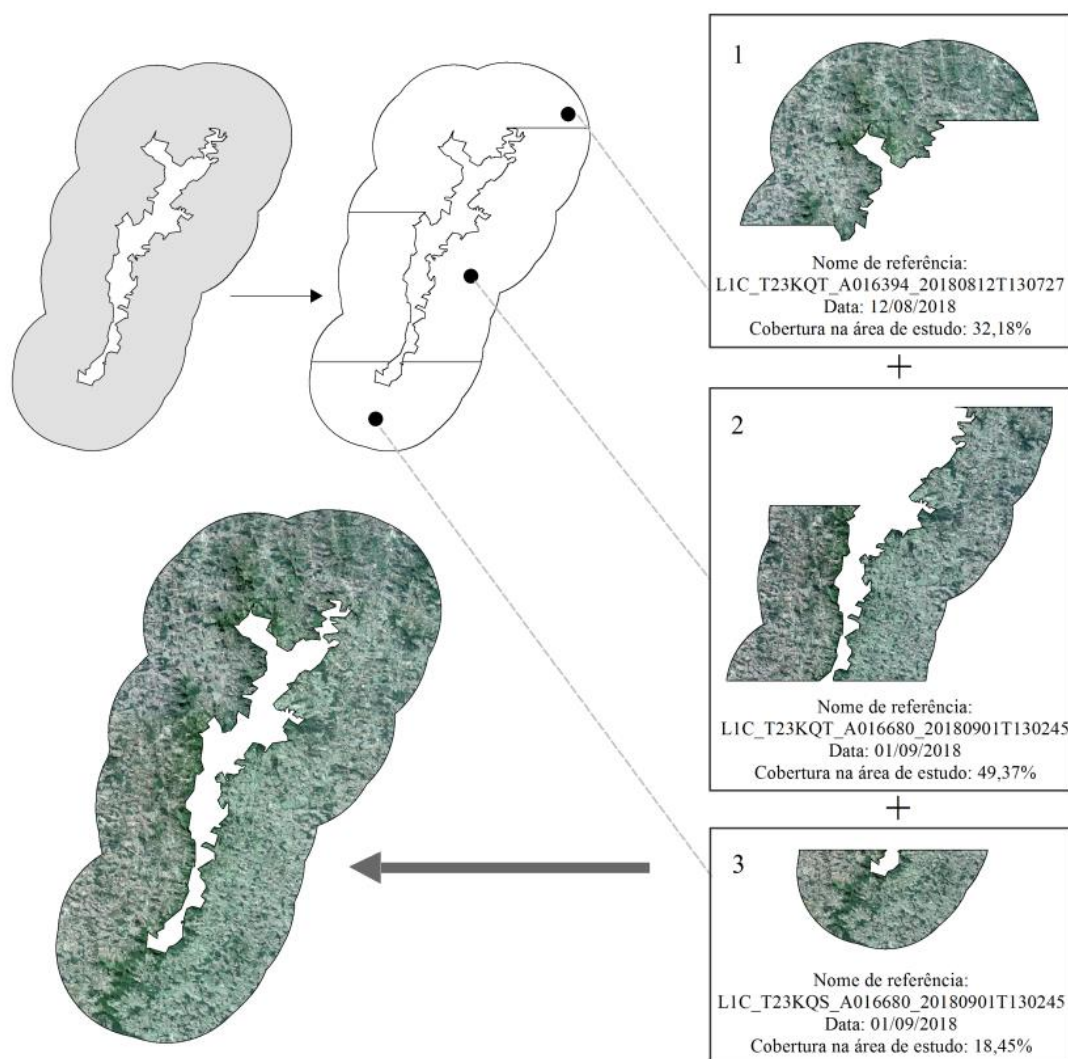


Figura 4-2. Imagens de satélite e porções selecionadas para construir o mosaico para representar a ZA-PESB.

Limites dos municípios e do PESB foram obtidos em formato vetorial na Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IDE-Sisema). Limites dos imóveis rurais dos municípios abrangidos pela ZA-PESB foram obtidos em formato vetorial no Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural - SICAR, com última atualização em 05/02/2019, para cada um dos 15 municípios da ZA-PESB.

2.3 Cobertura florestal em imóveis rurais

Uma seleção inicial considerou apenas os imóveis completamente dentro do limite de cada um dos 15 municípios. Em seguida, apenas aqueles dentro do limite da ZA-PESB foram selecionados. Imóveis duplicados no cadastro foram excluídos. Por fim, considerando a

existência de sobreposição entre os limites dos imóveis, apenas aqueles com menos de 5% de sobreposição com imóveis vizinhos foram eleitos para realizar as análises. Esta foi a mesma abordagem utilizada por Nunes et al. (2016) e Cruz et al. (2020) para contornar problemas de sobreposição. É importante ter cuidado neste ponto para não contar com áreas duplicadas nos valores finais (L’Roe et al., 2016).

As bandas b2, b3, b4 e b8 das imagens Sentinel foram selecionadas para a classificação do uso e cobertura do solo. A classificação automática supervisionada através do algoritmo da máxima verossimilhança foi utilizada. O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index* - NDVI, na língua inglesa) foi calculado de acordo com a Equação 4-1 (Rouse et al., 1973) e a composição colorida b4(R)NDVI(G)b3(B) foi utilizada para coletar amostras de treinamento e gerar os dados espectrais das seguintes classes: agricultura, água, floresta nativa, pastagem, silvicultura, solo exposto, sombra (áreas sombreadas na visão do sensor devido a elevações na região de estudo) e urbano. Afloramentos rochosos foram delimitados manualmente porque a classificação automática não apresentou bons resultados em separar estas feições das demais. Por fim, um filtro espacial foi utilizado para diminuir possíveis ruídos de classificação. A acurácia da classificação foi avaliada através da interpretação visual de 80 pontos aleatórios por classe na imagem original (totalizando 720 amostras de validação), os quais foram confrontados com a imagem classificada e geraram uma matriz de contingência para o cálculo da Exatidão Global e do Índice Kappa (Congalton e Green, 2008).

$$NDVI = \frac{b8 - b4}{b8 + b4} \quad \text{(Equação 4-1)}$$

Onde:

NDVI = Índice de Vegetação por Diferença Normalizada

b8 = valor digital da banda 8 (infravermelho próximo)

b4 = valor digital da banda 4 (vermelho)

A classe de floresta nativa resultante do processo de classificação foi extraída e vetorizada. Estas feições foram cruzadas com os limites dos imóveis rurais selecionados através de uma ferramenta de interseção para encontrar a cobertura florestal em cada imóvel. O processamento foi realizado no *software* ArcMap 10.3.1.

Para ilustrar a mudança nas demandas de restauração/compensação de RL com o advindo do Código Florestal de 2012, primeiramente os imóveis foram classificados em $<20\%$ de cobertura florestal e $\geq 20\%$ de cobertura florestal. Para cada classe, um balanço teórico de vegetação nativa (isto é, considerando um limiar geral de 20% da área do imóvel como RL, independentemente do seu tamanho) foi calculado por município. Em seguida, os imóveis foram classificados quanto ao número de módulos fiscais e um novo balanço foi calculado, onde o déficit da classe $<20\%$ de cobertura florestal só foi calculado para imóveis com mais de 4 MF, enquanto excedente foi calculado para todos os imóveis da classe de $\geq 20\%$ de cobertura florestal.

2.4 Estrutura da paisagem

Algumas áreas florestais na ZA-PESB não eram fragmentos florestais isolados, mas sim uma parte da vegetação contínua do parque, porém que não está protegida dentro dos limites da unidade de conservação. Como o objetivo é caracterizar o entorno da unidade, o uso destas feições poderia mascarar os resultados e levar a conclusões equivocadas, pois seriam consideradas como fragmentos independentes. Por este motivo, a área florestal adjacente ao PESB foi desconsiderada nesta análise e o restante da ZA correspondeu à área efetivamente estudada (Figura 4-3).

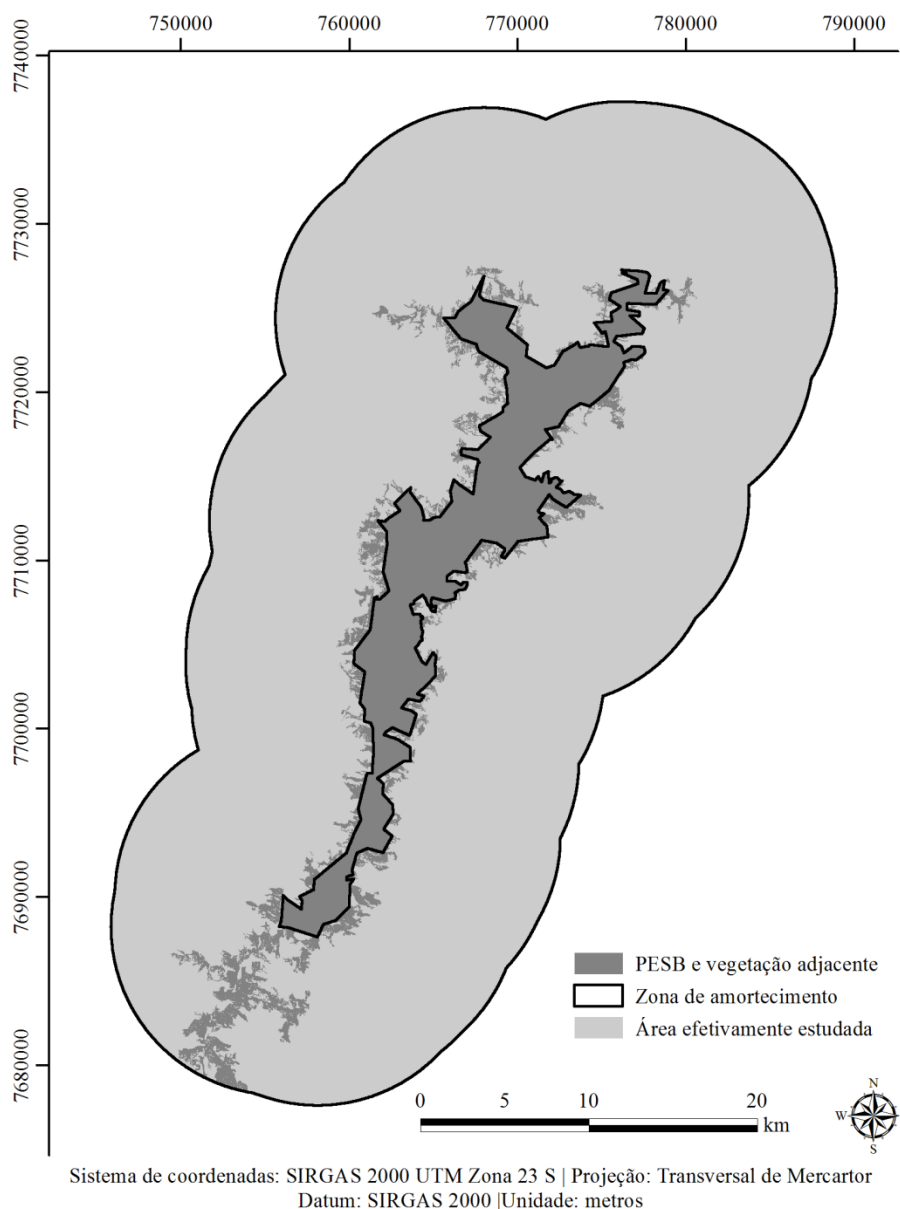


Figura 4-3. Área da ZA-PESB efetivamente estudada para estrutura da paisagem.

A estrutura da paisagem foi estudada através de métricas de dois grupos: área e borda e área central (McGarigal e Marks, 1995; Tabela 4-1). Os fragmentos foram divididos em quatro classes para computar as métricas: muito pequenos (<5 ha), pequenos (5-10 ha), médios (10-100 ha) e grandes (≥ 100 ha). Uma borda de 60 metros foi considerada para as métricas de área e borda, por representar um valor médio onde ocorrem mudanças na comunidade de plantas nas florestas da região (Lemos, 2008). Bordas de 20, 40, 60, 80, 100 e 120 metros foram consideradas para estudar as métricas de área central e entender o comportamento de cada classe de fragmento com a variação da largura. As métricas foram calculadas com o *software* Fragstats 4.2.

Tabela 4-1. Métricas utilizadas para caracterizar a estrutura da paisagem da ZA-PESB

Métrica	Abreviação e unidade	Caracterização	Grupo
Área da classe	CA (ha)	Área total da classe estudada	Área e borda
Número de fragmentos	NP (sem unidade)	Número de fragmentos da classe estudada	
Área média dos fragmentos	AREA_MN (ha)	Área média dos fragmentos da classe estudada	
Borda total	TE (metros)	Soma dos comprimentos de todos os segmentos de borda da classe estudada	
Densidade de borda	ED (metros ha ⁻¹)	Razão entre a borda total e a área total da paisagem	
Área central	TCA (ha)	Área central total da classe estudada, sendo a soma da área central de todos os fragmentos	Área central
Número de áreas centrais disjuntas	NDCA (ha)	Soma do número de áreas disjuntas contidas dentro de todos os fragmentos da classe estudada	

Por fim, a distância euclidiana média até o vizinho mais próximo entre os fragmentos florestais foi calculada variando o tamanho do menor fragmento considerado na paisagem. Para isso, os fragmentos menores foram excluídos sucessivamente da análise, caracterizando um tamanho mínimo para inclusão. A cada ponto de inclusão, a área florestal acumulada das classes de tamanho consideradas também foi calculada. Neste ponto, a área correspondente ao PESB e vegetação adjacente (Figura 4-3) foi incluída, pois embora um fragmento possa estar distante daqueles presentes na área efetivamente estudada para as outras métricas, ele pode estar próximo ao parque, o que é positivo e deve ser considerado.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Cobertura florestal em imóveis rurais

Os resultados da validação mostraram uma Exatidão Global de 0,8972 e um Índice Kappa de 0,8403. Isto indica uma concordância excelente entre as amostras de validação e a imagem classificada (Landis e Koch, 1977).

Araponga, Canaã, Muriaé, Pedra Bonita, São Sebastião da Vargem Alegre e Sericita se destacam com mais de 20% de cobertura florestal na área cadastrada. Imóveis com até 4 MF dominaram nesta paisagem e representaram 98,90% de todos os imóveis. Embora 5.210

imóveis estejam cadastrados no CAR, representando 48,53%, boa parte deles apresenta sobreposição parcial com os imóveis vizinhos e alguns estavam duplicados no cadastro. Após a exclusão dos imóveis com mais de 5% de sobreposição, um conjunto de 2.925 imóveis foi utilizados para as análises, representando 31,00% da ZA-PESB (Tabela 4-2).

Tabela 4-2. Porcentagem da área de cada município dentro da ZA-PESB cadastrada no CAR, cobertura florestal na área cadastrada, tamanho do módulo fiscal (MF) por município e número de imóveis rurais por classe de MF

Município	Área cadastrada (%)	Cobertura florestal na área cadastrada (%)	MF	Número de imóveis	
				≤4 MF	>4 MF
ARAPO	32,53	20,03	28	434	10
CANAA	25,43	29,74	28	49	0
DIVIN	20,20	15,88	24	105	0
ERVAL	42,49	17,85	28	549	3
FERVE	23,05	13,47	28	333	4
JEQUE	36,21	18,44	26	139	0
MIRAD	35,65	13,85	28	260	7
MURIA	32,57	21,49	28	173	2
ORIZA	13,76	18,29	24	42	0
PEDRA	31,56	21,72	26	236	2
ROSAR	28,55	18,24	28	103	1
SANTA	27,12	19,92	24	247	1
SAOFR	7,98	13,01	28	4	0
SAOSE	24,29	49,27	28	2	0
SEREC	29,51	23,24	26	217	2
GERAL	31,00	18,43	-	2.893	32

ARAPO= Araponga, CANAA= Canaã, DIVIN= Divino, ERVAL= Ervália, FERVE= Fervedouro, JEQUE= Jequeri, MIRAD= Miradouro, MURIA= Muriaé, ORIZA= Orizânia, PEDRA= Pedra Bonita, ROSAR= Rosário da Limeira, SANTA= Santa Margarida, SAOFR= São Francisco do Glória, SAOSE= São Sebastião da Vargem Alegre, SEREC= Sericita.

Como parte dos imóveis foi excluída da análise, os valores apresentados podem não corresponder aos valores totais da área de estudo. Contudo, esta metodologia é necessária para evitar uma alta contabilização de áreas duplicadas no cadastro, sem prejuízo ao comportamento geral dos imóveis (L’Roy et al., 2016). De acordo com L’Roy et al. (2016), as sobreposições derivam do caráter auto declaratório do CAR e são causadas pela imprecisão do método de georreferenciamento e declarações falsas dos proprietários.

Imóveis com <20% de cobertura florestal foram mais abundantes na paisagem estudada (Tabela 4-3), representando 66,39% de todos os imóveis e 64,24% de toda área cadastrada. Estes imóveis somaram uma área total de floresta de 2.570,86 ha e uma

porcentagem média de floresta de 6,96%. Já os imóveis com $\geq 20\%$ de cobertura florestal, apesar de terem representado apenas 33,61% dos imóveis e 35,76% da área, apresentaram uma área total de floresta de 5.688,97 ha e uma porcentagem média de floresta de 38,89%.

Tabela 4-3. Caracterização geral dos imóveis rurais da ZA-PESB cadastrados no CAR por classe de cobertura florestal para cada município

Município	Classe de cobertura florestal	Número de imóveis	Área total de imóveis (ha)	Área média de imóveis (ha)	Área total de floresta (ha)	Porcentagem média de floresta
ARAPO	<20%	278	4334,20	15,59	382,96	7,29
	≥20%	166	3.501,83	21,10	1.186,51	37,82
CANAA	<20%	23	138,39	6,02	6,87	5,13
	≥20%	26	409,33	15,74	156,04	44,67
DIVIN	<20%	80	749,19	9,36	50,77	5,68
	≥20%	25	311,78	12,47	117,75	47,03
ERVAL	<20%	389	5.445,11	14,00	454,65	6,52
	≥20%	163	3.200,36	19,63	1.088,19	35,36
FERVE	<20%	256	4.423,08	17,28	334,25	6,04
	≥20%	81	1.322,55	16,33	439,91	37,77
JEQUE	<20%	93	1.061,92	11,42	99,59	7,76
	≥20%	46	591,82	12,87	205,39	34,95
MIRAD	<20%	198	4.658,93	23,53	473,19	8,27
	≥20%	69	905,08	13,12	297,26	33,53
MURIA	<20%	112	1.813,09	16,19	162,93	7,10
	≥20%	63	1.430,42	22,71	534,14	42,93
ORIZA	<20%	30	245,40	8,18	9,21	3,23
	≥20%	12	158,42	13,20	64,64	43,26
PEDRA	<20%	150	1.943,83	12,96	189,75	7,30
	≥20%	88	1.323,99	15,05	519,96	41,89
ROSAR	<20%	71	923,56	13,01	91,27	6,72
	≥20%	33	382,96	11,60	147,08	41,01
SANTA	<20%	140	1.113,21	7,95	95,17	7,22
	≥20%	108	708,79	6,56	267,70	40,33
SAOFR	<20%	3	37,80	12,60	2,13	3,95
	≥20%	1	5,71	5,71	3,53	61,84
SAOSE	<20%	0	0,00	0,00	0,00	0,00
	≥20%	2	98,02	49,01	48,30	46,14
SEREC	<20%	119	1.899,24	15,96	218,14	8,30
	≥20%	100	1.674,78	16,75	612,59	40,93
GERAL	<20%	1.942	28.786,96	14,82	2.570,86	6,96
	≥20%	983	16.025,83	16,30	5.688,97	38,89

ARAPO= Araponga, CANAA= Canaã, DIVIN= Divino, ERVAL= Ervália, FERVE= Fervedouro, JEQUE= Jequeri, MIRAD= Miradouro, MURIA= Muriaé, ORIZA= Orizânia, PEDRA= Pedra Bonita, ROSAR= Rosário da Limeira, SANTA= Santa Margarida, SAOFR= São Francisco do Glória, SAOSE= São Sebastião da Vargem Alegre, SEREC= Sericita.

Esta avaliação mostrou que os imóveis abaixo do limiar de 20% tendem a estar muito abaixo deste valor e os imóveis acima deste limiar tendem a conservar uma quantidade bem

maior de floresta. O balanço teórico de vegetação nativa em cada município, considerando os valores de todos os imóveis independentemente do seu tamanho, é apresentado na Figura 4-4. Neste cenário, um déficit de 3.186,53 ha correspondente a 1.942 imóveis e um excedente de 2.483,81 ha correspondente a 983 imóveis existiria na ZA-PESB.

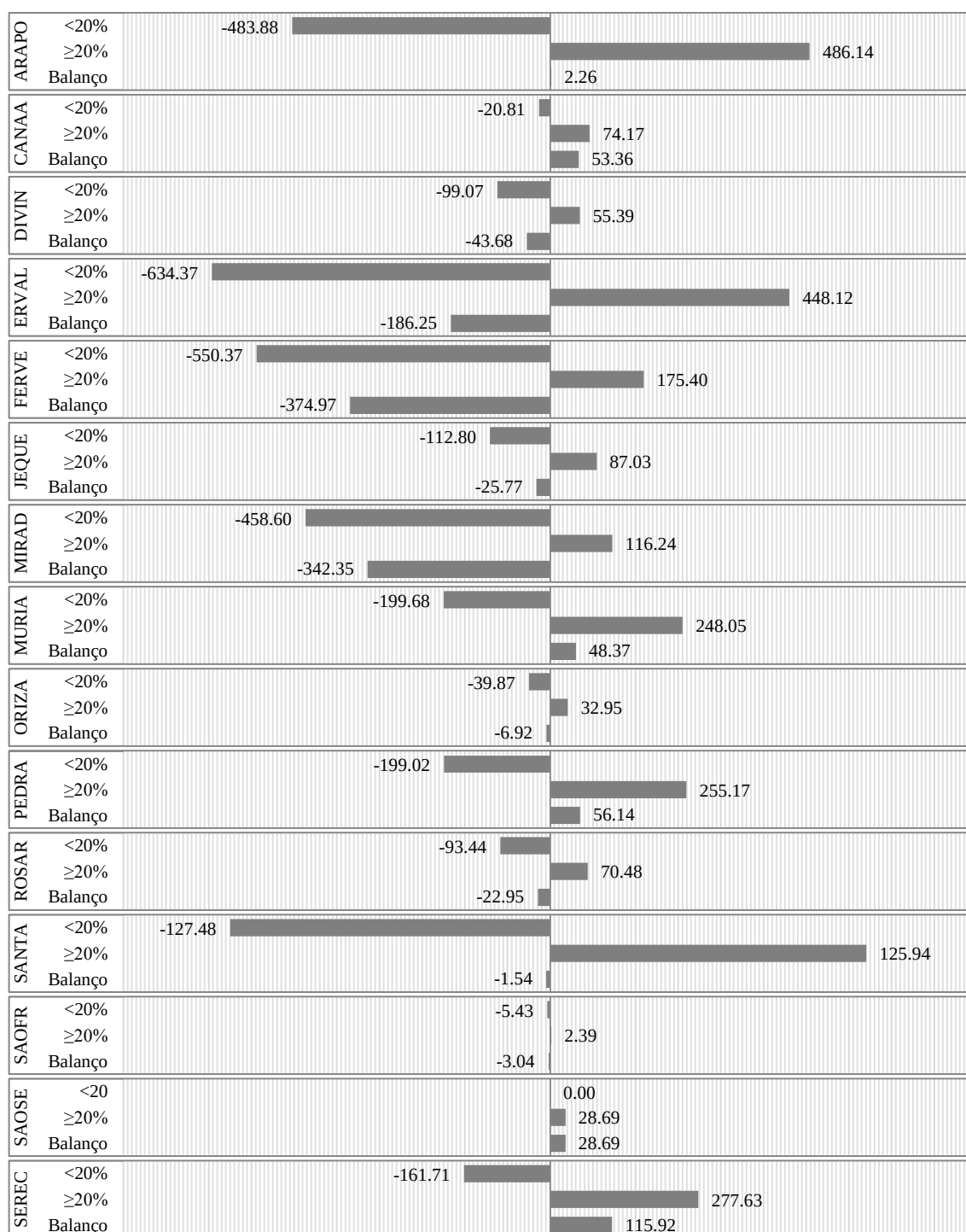


Figura 4-4. Balanço de vegetação nativa dos imóveis rurais da ZA-PESB por classe de cobertura florestal e por município, considerando um limiar de 20% da área do imóvel e desconsiderando o número de módulos fiscais.

ARAO= Araponga, CANAA= Canaã, DIVIN= Divino, ERVAL= Ervália, FERVE= Fervedouro, JEQUE= Jequeri, MIRAD= Miradouro, MURIA= Muriaé, ORIZA= Orizânia, PEDRA= Pedra Bonita, ROSAR= Rosário da Limeira, SANTA= Santa Margarida, SAOFR= São Francisco do Glória, SAOSE= São Sebastião da Vargem Alegre, SEREC= Sericita.

Sob esta perspectiva, os valores de déficits mais expressivos foram os dos municípios de Fervedouro (374,97 ha), Miradouro (342,35 ha) e Ervália (186,25 ha). Por outro lado, os

municípios de Sericita (115,92 ha), Pedra Bonita (56,14 ha) e Canaã (53,36) apresentaram os maiores excedentes de cobertura florestal. Em geral, a dominância de imóveis com menos de 20% de cobertura florestal indica que quase todos os municípios apresentariam potencial de desencadear ações de restauração florestal devido ao déficit de RL.

Contudo, a abordagem anterior é teórica, pois desconsiderou o fato de que pequenas propriedades não são obrigadas a recompor/compensar a RL até o limiar de 20% da área do imóvel. Ao considerar este fator, percebe-se que apenas 32 imóveis em toda ZA-PESB apresentaram >4 MF, dos quais 20 apresentaram <20% de cobertura florestal, correspondendo a um déficit de 361,46 ha (Tabela 4-4). Caso os imóveis com menos de quatro MF tivessem que regularizar a RL, a demanda seria de outros 2.825,07 ha para restauração ou compensação (implícitos na tabela por corresponder ao déficit teórico dos pequenos imóveis da classe “<20%”).

Tabela 4-4. Balanço de vegetação nativa dos imóveis rurais da ZA-PESB por classe de módulo fiscal e classe de cobertura florestal, considerando um limiar de 20% da área do imóvel

Classe de módulo fiscal	Classe de cobertura florestal	Número de imóveis	Balanço de cobertura florestal (ha)
≤4 MF	<20%	1.922	-
	≥20%	971	2.326,97
>4 MF	<20%	20	-361,46
	≥20%	12	156,84
Geral		2.925	2.122,35

Em destaque, o número de imóveis considerados irregulares e o déficit de vegetação correspondente.

Embora estudos anteriores tenham realizado análise de déficit e excedente de RL em diferentes locais do Brasil (Nunes et al., 2016; Brito et al., 2017; Cruz et al., 2020), a divergência entre demandas anteriores e posteriores ao Código Florestal de 2012 devido ao tratamento diferenciado aos pequenos imóveis rurais ainda não era clara. No caso da ZA-PESB, esta condição fez com que as demandas de regularização saíssem de 3.186,53 ha (soma do déficit de todos os municípios da Figura 4-4) para apenas 361,46 ha (-88,66%) (Tabela 2-4). A localização dos imóveis responsáveis por este déficit é apresentada na Figura 4-5.

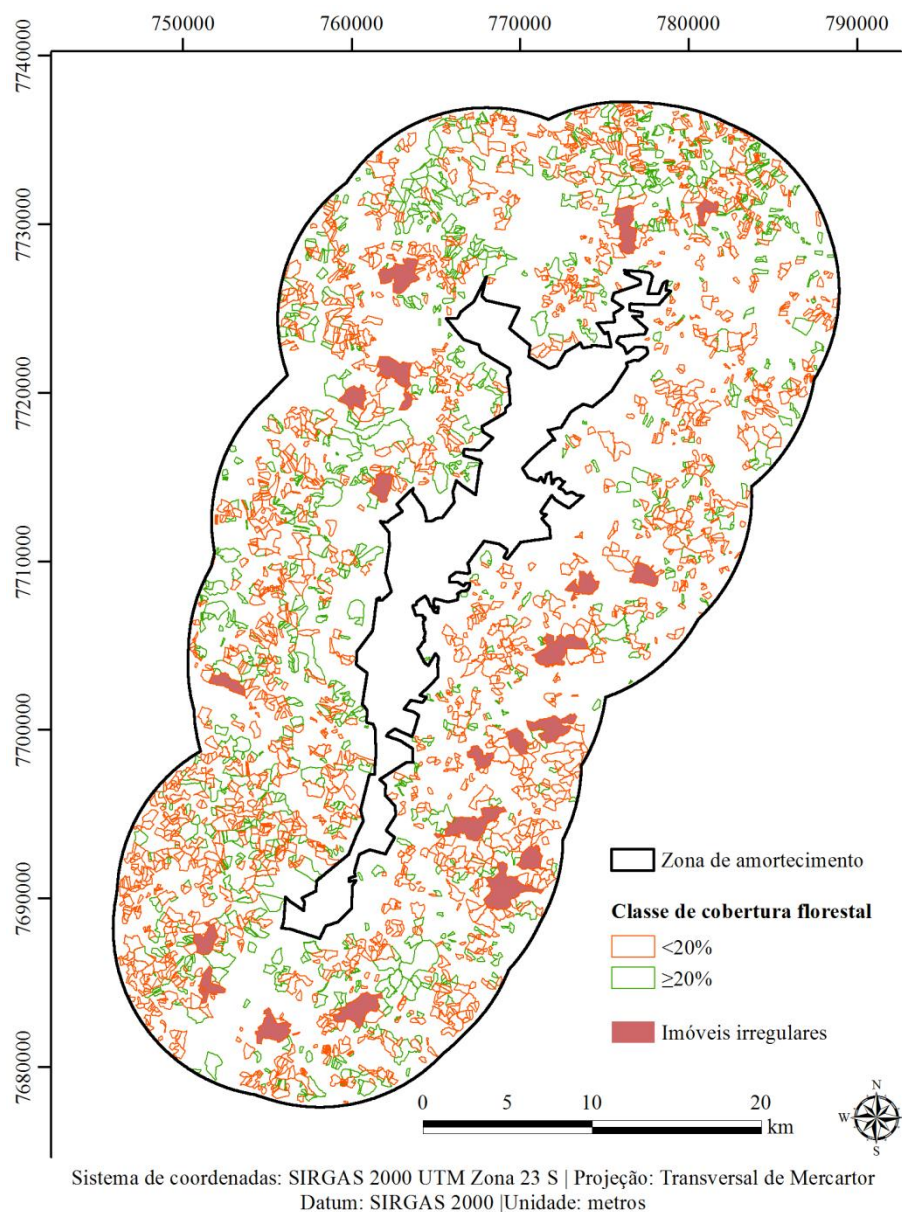


Figura 4-5. Localização dos imóveis rurais da ZA-PESB cadastrados no CAR por classe de cobertura florestal, indicando os imóveis considerados irregulares.

Este estudo permite, portanto, avaliar o impacto do Artigo 67 do Código Florestal de 2012 sobre as demandas reais de recomposição/compensação de RL, que sofreu uma queda de 88,66%. A medida apresenta pontos negativos e positivos, que devem ser considerados antes de qualquer conclusão. Um dos pontos positivos é a retirada da responsabilidade de recomposição da RL dos pequenos produtores rurais, que muitas vezes não tem condições de arcar com os custos ou necessitam desta terra disponível para seu sustento. Por outro lado, o efeito negativo em deixar de recuperar esta vegetação pode refletir diretamente sobre a conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos em regiões que, como na ZA-PESB, predominam pequenos imóveis rurais.

Isto mostra os desafios de conciliar produção e conservação, visto que muitos fatores ambientais, econômicos e sociais atuam simultaneamente (Nelson et al., 2009; Phalan et al., 2011; Sparovek et al., 2012). A diminuição abrupta de demandas de restauração e compensação de RL pode ter efeitos negativos, visto que a manutenção da floresta em pé traz diversos serviços ecossistêmicos, que inclusive possuem elevado valor econômico (Groot et al., 2002; Hein et al., 2006; Strand et al., 2018). Portanto, a inserção de um programa de regularização de RL específico para os pequenos produtores rurais com condições especiais e subsídios do governo, de modo a garantir a sustentabilidade da propriedade rural em termos ambientais e econômicos, poderia ser considerada uma estratégia de investimento público em longo prazo.

Para regularizar o déficit de 361,46 ha, os proprietários podem optar pela restauração dentro de sua propriedade ou pela compensação em propriedade de terceiros, através do sistema de Cotas de Reserva Ambiental (CRA). A CRA é um tipo de sistema de pagamentos por serviços ambientais, criado para compensar por desmatamentos passados (Nunes et al., 2016), onde um proprietário pode regularizar um déficit de vegetação nativa em seu imóvel pagando para proprietários que possuem excedente (Machado, 2016). Assim, ao invés de restaurar novas áreas, um excedente de vegetação nativa estaria legalmente protegido através do regime da CRA.

O cenário de excedente e déficit observado na ZA-PESB se repete no estado de Minas Gerais (Cruz et al., 2020). Isto é, existe mais excedente nos imóveis rurais do que déficit, justamente devido ao fato de que pequenas propriedades com menos de 20% de cobertura floresta não implicam em déficit. Contudo, a razão excedente/déficit da área de estudo (6,87) é muito maior do que a do estado de Minas Gerais (2,76), indicando mais unidades disponíveis para compensação para cada unidade de demanda (Cruz et al., 2020).

Acredita-se que o sistema de compensação pode se tornar uma alternativa mais viável economicamente para os proprietários rurais (Soares-Filho et al., 2014; Freitas et al., 2017) em vista do elevado custo associado à restauração (Banks-Leite et al., 2014; Brancalion et al., 2016). A elevada razão excedente/déficit pode ser mais um motivo para desestimular a restauração, pois o mercado de CRA sofre influência da relação entre oferta e demanda. Isto é, como a oferta é maior que a demanda, a tendência é que o preço das cotas seja baixo e, portanto, mais atrativo aos proprietários do que projetos de restauração (Brito, 2017). Ainda, o baixo preço das cotas pode desestimular os potenciais ofertantes (proprietários com excedente) de entrar no mercado, principalmente em regiões com alta pressão de desmatamento e elevado custo de oportunidade da terra (Brito, 2017).

Certas regulações do mercado podem aumentar os benefícios do sistema de CRA e contornar os entraves do excedente elevado, como a priorização ou direcionamento destas cotas para regiões de maior sensibilidade ambiental (Brito, 2017). Neste caso, a compensação poderia ter foco em locais com altas taxas de desmatamento (Wünscher et al., 2008) ou próximos a unidades de conservação (Cruz et al., 2020). Assim, o excedente da ZA-PESB deve ser considerado prioridade para implantação de CRAs, tanto pela alta disponibilidade quanto pela importância ecológica desta vegetação no entorno do PESB. Esta visão também é compartilhada por Cruz et al. (2020), que consideraram a proximidade de unidades de conservação de proteção integral um fator de peso elevado na definição de áreas prioritárias para implementação de CRAs.

Regulamentações em nível estadual ainda são fatores limitantes para a implantação do mercado de CRA (Freitas et al., 2017). Além disto, a regularidade documental do imóvel é um fator importante para determinar a aptidão dos proprietários a entrar no mercado, de modo que o excedente de vegetação nativa apresentado pode superestimar a floresta disponível para CRA (Brito, 2017). Ainda assim, este sistema pode ser preferido pelos proprietários, podendo aumentar a área de floresta protegida, porém sem ter um aumento na área total de floresta. Iniciativas de restauração para aumentar a cobertura florestal poderiam ser aumentadas através do incentivo da regeneração natural em regiões de alta resiliência, tendo em vista seus menores custos quando comparados à restauração ativa (Shono et al., 2007; Brancalion et al., 2016).

3.2 Estrutura da paisagem

Assim como em outras regiões da Mata Atlântica, fragmentos de tamanho reduzido predominam na ZA-PESB. Na área efetivamente estudada para a estrutura da paisagem, 98,10% dos fragmentos apresentaram menos de 5 ha (Tabela 4-5). Ainda por cima, a área ocupada por estes fragmentos correspondeu a 30% da cobertura florestal total. Os grandes fragmentos são raros na região (apenas 20 no total), porém englobaram 12,75% da área florestal total. Fragmentos médios foram os mais expressivos em área, representando 45,70% da área florestal desta paisagem. As métricas TE e ED foram maiores para os fragmentos muito pequenos e médios, que foram as classes predominantes, indicando um forte efeito de borda nestes fragmentos devido ao grande contato destes com a matriz.

Tabela 4-5. Métricas de paisagem calculadas por classe de tamanho dos fragmentos florestais da ZA-PESB

Métricas	Classe de tamanho dos fragmentos			
	Muito pequenos (0-5 ha)	Pequenos (5-10 ha)	Médios (10-100 ha)	Grandes (≥100 ha)
CA	7.623,26	2.807,36	11.472,31	3.199,71
NP	45,787	402	463	20
AREA_MN	0,17	6,98	24,78	159,99
TE	8.992.850	1.399.840	4.347.160	1.118.750
ED	62,21	9,68	30,07	7,74
% CA	30,37	11,18	45,70	12,75
% NP	98,10	0,86	0,99	0,04

CA= área total da classe; NP= número de fragmentos; AREA_MN= área média dos fragmentos; TE= borda total; DE= densidade de borda.

O efeito do aumento da largura de borda sobre a área central das classes é intenso, principalmente para os fragmentos muito pequenos, os quais perdem quase toda área central (TCA) em larguras a partir de 40 metros, seguidos dos fragmentos pequenos, que perdem quase toda área central a partir 60 metros (Figura 4-6). Fragmentos médios e grandes mantêm maior área central que os demais, mesmo em larguras de borda mais acentuadas, indicando que eles são importantes para fornecer habitat para espécies sensíveis às alterações nas bordas das florestas, principalmente em casos de uma matriz de alta interferência nos ecossistemas nativos. As áreas centrais disjuntas (NDCA) também tendem a diminuir nas maiores larguras de borda.

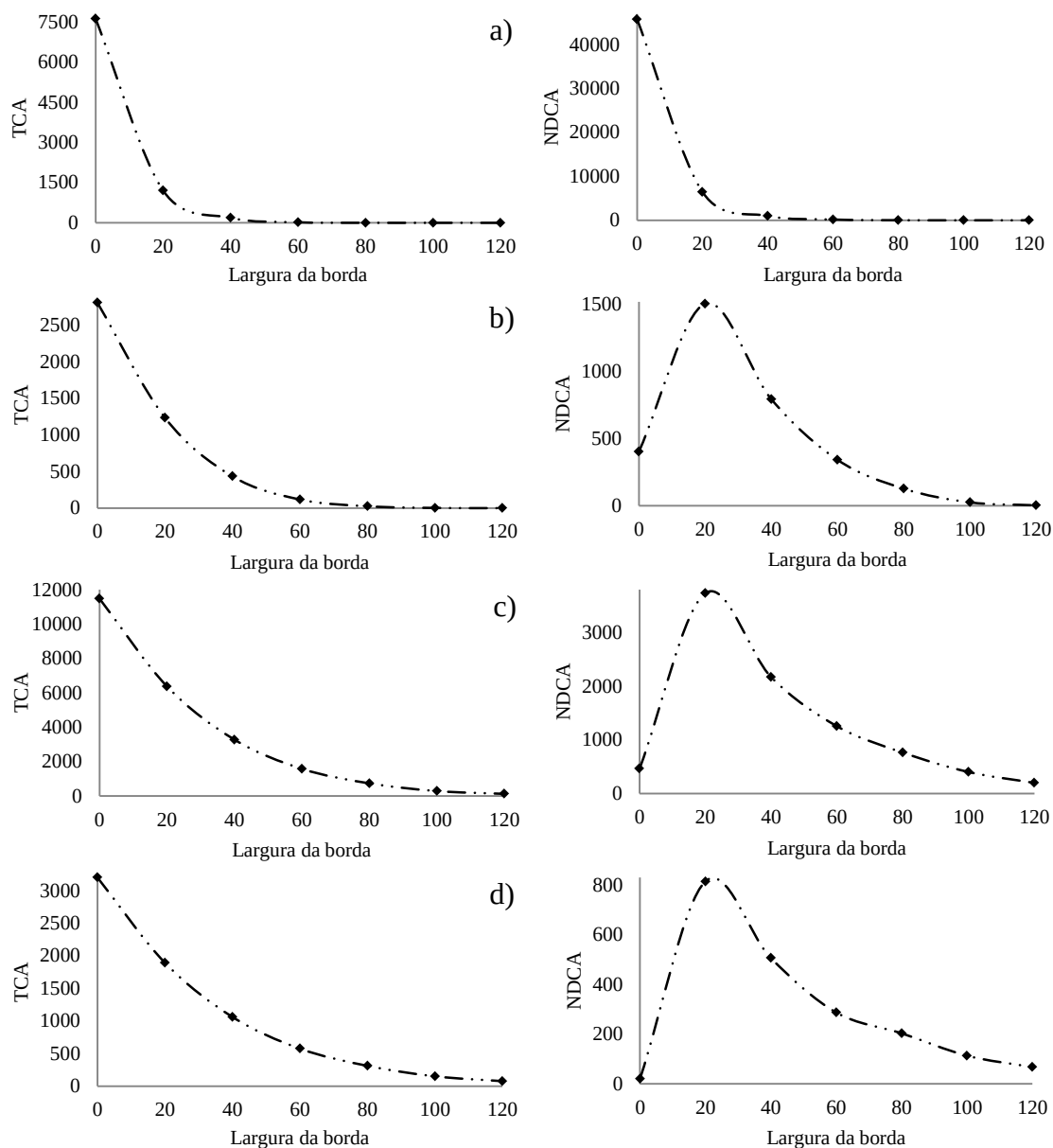


Figura 4-6. Área central total (TCA) e número de áreas centrais disjuntas (NDCA) em função da largura de borda por classe de tamanho dos fragmentos florestais da ZA-PESB.

a) muito pequenos (0-5 ha); b) pequenos (5-10 ha); c) médios (10-100 ha); d) grandes (≥ 100 ha).

O comportamento da NCDA, que é uma métrica em nível de paisagem, pode ser explicado pela Figura 4-7, a qual representa o que acontece com as métricas centrais em nível de fragmento. O exemplo da figura é um fragmento real encontrado na ZA-PESB e apresenta uma forma comum aos grandes fragmentos da região.

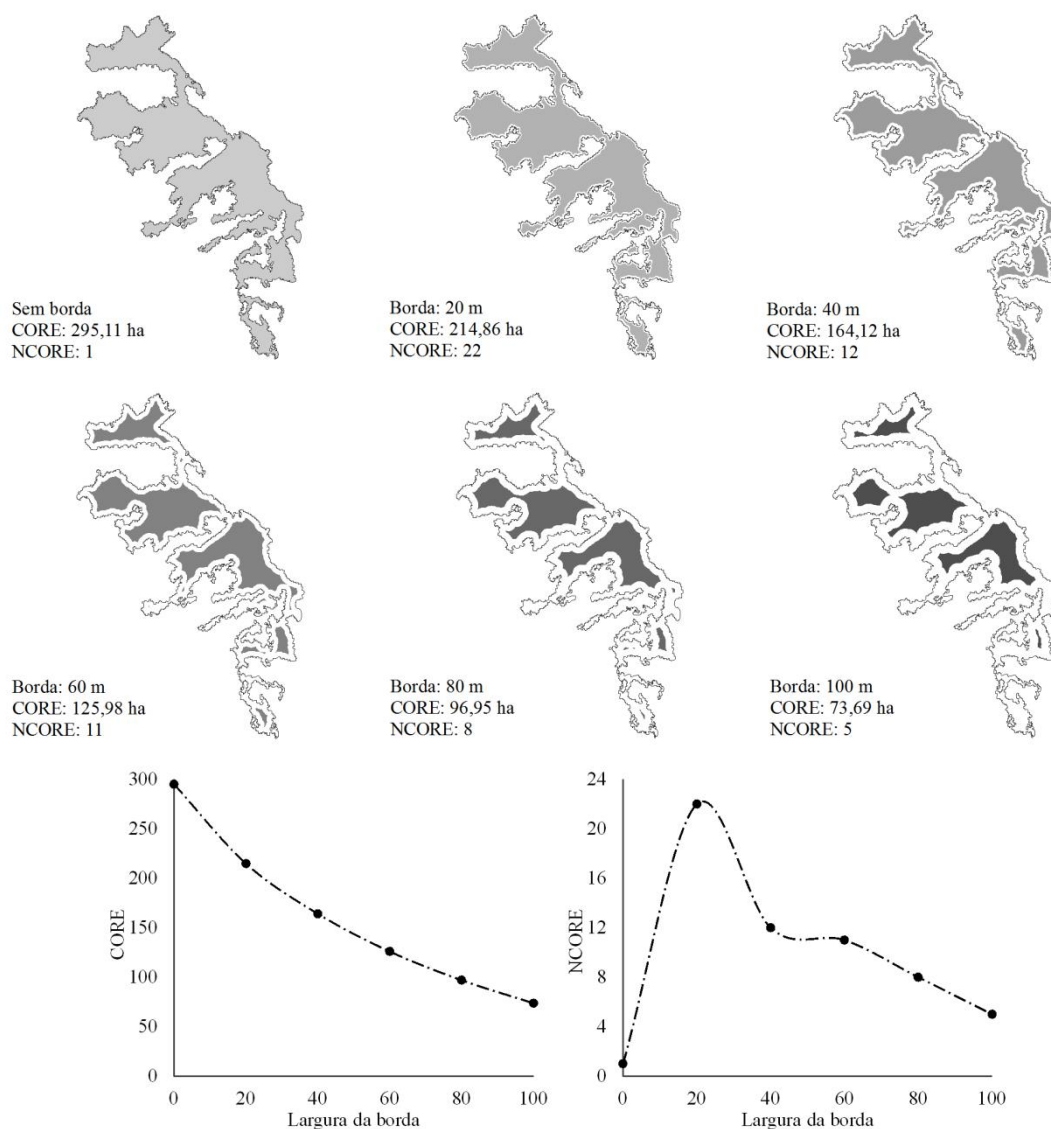


Figura 4-7. Esquema do efeito da largura de borda sobre a área central (CORE) e número de áreas centrais disjuntas (NCORE) em nível de fragmento.

Em uma situação irreal, em que o efeito de borda é ignorado, a área central (CORE) corresponderia à área total e seria contínua (NCORE= 1). Entretanto, ao considerar um efeito de borda que atinge até 20 metros no interior da floresta, a área central diminui e esta borda secciona o fragmento em diversas áreas disjuntas. Isso acontece porque o fragmento possui um formato extremamente irregular. Cada faixa estreita do fragmento se torna uma faixa dominada por bordas, as quais seccionam o fragmento em áreas centrais separadas. Ao considerar maiores larguras de borda, a área central diminui e as menores áreas disjuntas são extintas gradativamente, visto que agora estariam dominadas por efeito de borda.

Os efeitos da matriz fazem com que as bordas dos fragmentos sofram diversas alterações abióticas (luz, vento, temperatura, umidade, entre outras), tornando esta faixa inabitável para diversas espécies (Didham e Lawton, 1999; Davies-Colley et al., 2000; Ewers e

Didham, 2007; Tabarelli et al., 2008; Hentzet al., 2017). Ainda, é importante quantificar até onde a matriz exerce estes efeitos, pois isso que varia de paisagem para paisagem (Bergès et al., 2013). Ao considerar diferentes larguras, é possível entender os diferentes cenários possíveis e como as espécies sensíveis às alterações nas bordas podem reagir à nova configuração que foi dada ao fragmento que habitam. No caso dos fragmentos irregulares da região, as populações de uma espécie sensível aos efeitos de bordas poderiam ficar isoladas mesmo estando em um mesmo fragmento. Nos casos onde a matriz exerce um efeito muito forte (maiores larguras), a área disponível para estas espécies é muito pequena. Existe ainda a preocupação da existência de efeitos de borda secundários em fragmentos pequenos, que se dão devido às bordas estarem próximas umas às outras em sua extensão, amplificando os feitos primários (Malcolm, 1994).

A distância euclidiana do vizinho mais próximo (DEVMP) entre os fragmentos florestais foi de 37,92 metros considerando todos os fragmentos, porém quando apenas os grandes foram considerados a distância foi 1.297,43 metros (Figura 4-8). A área florestal total (contando todos os fragmentos) foi de 25.102,64 ha, diminuindo gradativamente até alcançar 3.199,71 ha ao considerar apenas os grandes fragmentos.

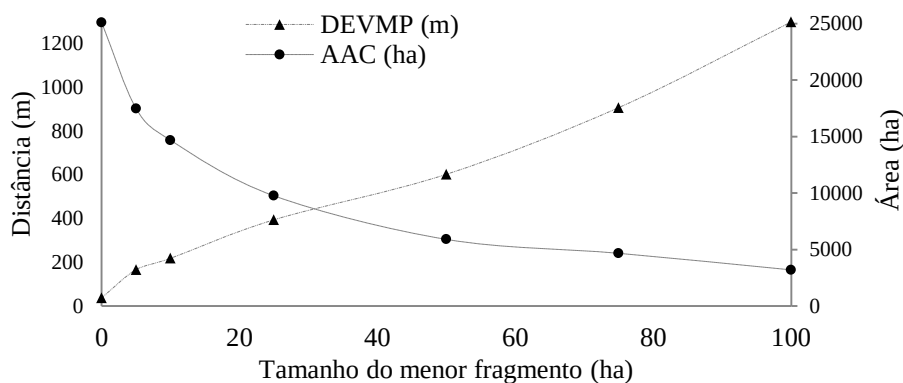


Figura 4-8. Distância euclidiana do vizinho mais próximo (DEVMP) e área acumulada (AAC) variando o tamanho do menor fragmento florestal considerado na ZA-PESB. Pontos: 0, 5, 10, 25, 50, 75 e 100 ha.

A análise permitiu observar a grande importância dos pequenos fragmentos na região de estudo. Embora o valor destes fragmentos para conservação de biodiversidade em seu interior seja questionável devido à quantidade de recursos disponíveis e alterações abióticas devido à dominância de bordas (Dunstan e Johnson, 2006; Lopes et al., 2009; Gonzales et al., 2010; Carvalho et al., 2016), muitas vezes inviabilizando um tamanho mínimo de população viável (Traill et al., 2007), eles são extremamente importantes para a conectividade funcional da paisagem (Lôbo et al., 2011; Ribeiro et al., 2009), sendo essencial na dinâmica

metapopulacional de espécies capazes de cruzar a matriz (Hanski e Simberloff, 1997; Hanski, 1998). Nesta paisagem, estes fragmentos foram muito numerosos e estão distribuídos de uma forma que a comunicação entre fragmentos é facilitada (Bunn et al., 2000). Portanto, a proteção destes fragmentos não deve ser negligenciada.

Estes resultados evidenciam a grande fragmentação da Mata Atlântica nessa região, o que não é diferente de outras regiões do Brasil, resultado do uso histórico do solo para atividades como produção de café e pastagens. Além de restaurar estes ambientes, algumas medidas também podem ser utilizadas para manejar a matriz, de modo a tornar esta mais permeável para as espécies (Baum et al., 2004; Aben et al., 2012), como o uso de pastagens arborizadas, conservação de árvores isoladas em áreas agrícolas, implantação de sistemas agroflorestais e manejo correto de plantios florestais, os quais podem aumentar a conectividade da paisagem (Schroth et al., 2004; McNeely et al., 2006; Uezu et al., 2008; Fonseca et al., 2009; Ribeiro et al., 2009).

4 CONCLUSÕES

A ZA-PESB apresenta uma predominância de imóveis com menos de 20% de cobertura florestal, resultante do histórico de conversão no passado de florestas nativas em cafezais e pastagens. Apesar disto, as demandas de restauração e compensação são baixas, pois pequenos imóveis prevalecem e não são obrigados a alcançar 20% de vegetação nativa. Isto fez com que a razão excedente/vegetação fosse alta. A caracterização da estrutura da paisagem mostrou um cenário de elevada fragmentação, razão pela qual os fragmentos da ZA-PESB estão sujeitos a uma intensa interação com a matriz. Devido à grande quantidade de imóveis rurais com baixa cobertura florestal e ao estado de fragmentação, sugere-se que ações de restauração florestal compensatória e a implementação de CRAs devem considerar a ZA-PESB como uma área prioritária, para aumentar a cobertura florestal e proteger a floresta ainda existente nesta região.

5 REFERÊNCIAS

Aben J, Adriaensen F, Thijs KW, Pellikka P, Siljander M, Lens L, Matthysen E, 2012. Effects of matrix composition and configuration on forest bird movements in a fragmented Afrotropical biodiversity hot spot. *Animal Conservation* 15(6): 658-668.

- Atauri JÁ, Lucio JV, 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16(2): 147-159.
- Banks-Leite C, Pardini R, Tambosi LR, Pearse WD, Bueno AA, Bruscagin RT et al., 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science* 345(6200): 1041-1045.
- Baum KA, Haynes KJ, Dilleuth FP, Cronin JT, 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85(10): 2671-2676.
- Bergès L, Pellissier V, Avon C, Verheyen K, Dupouey JL, 2013. Unexpected long-range edge-to-forest interior environmental gradients. *Landscape Ecology* 28(3): 439-453.
- Billetter R, Liira J, Bailey D, Bugter R, Arens P, Augenstein I et al., 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology* 45(1): 141-150.
- Brancalion PH, Schweizer D, Gaudare U, Mangueira JR, Lamonato F, Farah FT et al., 2016. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. *Biotropica* 48(6): 856-867.
- Brasil, 1993. Lei nº 8.629, de 25 de fevereiro de 1993. Disponível em <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/1993/lei-8629-25-fevereiro-1993-363222-publicacaooriginal-1-pl.html>> [acessado em 13 de dezembro de 2019]
- Brasil, 2000. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm> [acessado em 04 de setembro de 2019]
- Brasil, 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm> [acessado em 04 de setembro de 2019]
- Brito B, 2017. Potential trajectories of the upcoming forest trading mechanism in Pará State, Brazilian Amazon. *PLoS ONE* 12(4): e0174154.
- Bunn AG, Urban DL, Keitt TH, 2000. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59(4): 265-278.
- Carvalho FA, Braga JMA, Nascimento MT, 2016. Tree structure and diversity of lowland Atlantic forest fragments: comparison of disturbed and undisturbed remnants. *Journal of Forestry Research* 27(3): 605-609.
- Congalton RG, Green K, 2008. Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. Boca Raton: CRC Press.

- Cruz JC, Barella CF, Fonseca A, 2020. Compensating deforestation with forest surplus: Key regulatory issues within Brazil's atlantic forest. *Ecological Economics* 167: 106444.
- Davies-Colley RJ, Payne GW, Van Elswijk M, 2000. Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology* 24(2): 111-121.
- Didham RK, Lawton JH, 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31(1): 17-30.
- Drummond GM, Martins CS, Machado AM, Sebaio FA, Antonini YO, 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas.
- Dunstan PK, Johnson CR, 2006. Linking richness, community variability, and invasion resistance with patch size. *Ecology* 87(11): 2842-2850.
- Ewers RM, Didham RK, 2007. The effect of fragment shape and species' sensitivity to habitat edges on animal population size. *Conservation Biology* 21(4): 926-936.
- Feio R, Assis C, Lessa G, Ribon R, 2019. Fauna da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais. Viçosa: MZUFV.
- Fischer J, Lindenmayer DB, Manning AD, 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4(2): 80-86.
- Fleishman E, Ray C, Sjogren Gulve P, Boggs CL, Murphy DD, 2002 Assessing the roles of patch quality, area, and isolation in predicting metapopulation dynamics. *Conservation Biology* 16: 706–716.
- Fonseca CR., Ganade G, Baldissera R, Becker CG, Boelter CR., Brescovit AD et al., 2009. Towards an ecologically sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1144–1154.
- Fonseca GA, 1985. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 34(1): 17-34.
- Freitas FLM, Sparovek G, Mörtberg U, Silveira S, Klug I, Berndes G, 2017. Offsetting legal deficits of native vegetation among Brazilian landholders: Effects on nature protection and socioeconomic development. *Land Use Policy* 68: 189-199.
- Geldmann J, Barnes M, Coad L, Craigie ID, Hockings M, Burgess ND, 2013. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation* 161: 230-238.

- Gonzalez M, Ladet S, Deconchat M, Cabanettes A, Alard D, Balent G, 2010. Relative contribution of edge and interior zones to patch size effect on species richness: An example for woody plants. *Forest Ecology and Management* 259(3): 266-274.
- Groot RS, Wilson MA, Boumans RM, 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41(3): 393-408.
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD et al, 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1(2): e1500052.
- Hanley N, Banerjee S, Lennox GD, Armsworth PR, 2012. How should we incentivize private landowners to 'produce' more biodiversity? *Oxford Review of Economic Policy* 28(1): 93-113.
- Hansen AJ, DeFries R, 2007. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications* 17(4): 974-988.
- Hanski I, 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396(6706): 41.
- Hanski I, Simberloff D, 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. In: Hanski I, Gilpin ME, McCauley DE. *Metapopulation biology*. San Diego: Academic Press, 5-26.
- Heikkinen RK, Luoto M, Virkkala R, Rainio K, 2004. Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. *Journal of Applied Ecology* 41(5): 824-835.
- Hein L, Van Koppen K, Groot RS, Van Ierland EC, 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57(2): 209-228.
- Hentz ÂMK, Corte APD, Sanquetta CR, Blum CT, Cadori GC, 2017. Edge effect on a tree community in an Araucaria Forest fragment in Brazil. *Floresta* 47(4): 407-416.
- Hilty J, Merenlender AM, 2003. Studying biodiversity on private lands. *Conservation Biology* 17(1): 132-137.
- IEF - Instituto Estadual de Florestas, 2007a. Plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro. Encarte 1 - Diagnóstico do parque. Belo Horizonte: IEF.
- IEF - Instituto Estadual de Florestas, 2007b. Plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro. Encarte 2 - Planejamento e manual de gestão. Belo Horizonte: IEF.
- Landis JR, Koch GG, 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33: 159-174.

- Lemos PHD, 2008. Efeito de borda no componente arbóreo de um fragmento de floresta semidecídua, Viçosa, MG. Dissertação (Mestrado em Botânica). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.
- L'Roe J, Rausch L, Munger J, Gibbs HK, 2016. Mapping properties to monitor forests: Landholder response to a large environmental registration program in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy* 57: 193-203.
- Laurance WF, Nascimento HEAM, Laurance SGW, Andrade A, Ewers RM, Harms KE, et al., 2007. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS ONE* 2:e1017.
- Machado LDA, 2016. O cadastro ambiental rural e as cotas de reserva ambiental no novo código florestal: uma análise de aspectos legais essenciais para a sua implementação. In: Silva APMDO, Marques HRO, Sambuichi RHRO. *Mudanças no Código Florestal Brasileiro: desafios para a implementação da nova lei*. Rio de Janeiro: IPEA, 45-77.
- Malavasi M, Santoro R, Cutini M, Acosta ATR, Carranza ML, 2016. The impact of human pressure on landscape patterns and plant species richness in Mediterranean coastal dunes. *Plant Biosystems* 150(1): 73-82.
- Malcolm JR, 1994. Edge effects in central Amazonian forest fragments. *Ecology* 75(8): 2438-2445.
- McGarigal K, Marks BJ, 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland: US Forest Service Pacific Northwest Research Station.
- McNeely JA, Schroth G, 2006. Agroforestry and biodiversity conservation—traditional practices, present dynamics, and lessons for the future. *Biodiversity & Conservation* 15(2): 549-554.
- Miller JN, Brooks RP, Croonquist MJ, 1997. Effects of landscape patterns on biotic communities. *Landscape Ecology* 12(3): 137-153.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente, 2007. *Priority Areas for the Conservation, Sustainable Use and Benefit Sharing of Brazilian Biological Diversity*. Brasília: MMA.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GA, Kent J, 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772): 853-858.
- Nelson E, Mendoza G, Regetz J, Polasky S, Tallis H, Cameron D et al., 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1): 4-11.

- Nunes S, Gardner T, Barlow J, Martins H, Salomão R, Monteiro D et al., 2016. Compensating for past deforestation: assessing the legal forest surplus and deficit of the state of Pará, eastern Amazonia. *Land Use Policy* 57: 749–758
- Oliveira U, Soares-Filho BS, Paglia AP, Brescovit AD, Carvalho CJ, Silva DP et al., 2017. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Scientific Reports* 7(1): 9141.
- Phalan B, Onial M, Balmford A, Green RE, 2011. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science* 333(6047): 1289-1291.
- Reynolds KM, Hessburg PF, 2005. Decision support for integrated landscape evaluation and restoration planning. *Forest Ecology and Management* 207(1-2): 263-278.
- Ribeiro KT, Freitas L, 2010. Impactos potenciais das alterações no Código Florestal sobre a vegetação de campos rupestres e campos de altitude. *Biota Neotropica*, 10(4): 239-246.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM, 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142(6): 1141-1153.
- Rodrigues AS, Andelman SJ, Bakarr MI, Boitani L, Brooks TM, Cowling RM et al., 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428(6983): 640.
- Rouse JW, Haas RH, Schell JA, Deering DW, 1973. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: *Proceedings of the Thrid ERTS Symposium*, Washington: NASA, 309-317.
- Schroth G, Fonseca GA, Harvey CA, Gascon C, Vasconcelos HL, Izac AMN et al., 2004. Conclusion: agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes. In: Schroth G, Harvey CA, Fonseca GA, Vasconcelos HL, Gascon C, Izac AMN (Eds.). *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Washington: Island Press, 487-501.
- Shono K, Cadaweng EA, Durst PB, 2007. Application of assisted natural regeneration to restore degraded tropical forestlands. *Restoration Ecology* 15(4): 620-626.
- Soares-Filho B, Rajão R, Macedo M, Carneiro A, Costa W, Coe M et al., 2014. Cracking Brazil's forest code. *Science* 344(6182): 363-364.

- Sparovek G, Berndes G, Barretto AGDOP, Klug ILF, 2012. The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? *Environmental Science & Policy* 16: 65-72.
- Strand J, Soares-Filho B, Costa MH, Oliveira U, Ribeiro SC, Pires GF et al., 2018. Spatially explicit valuation of the Brazilian Amazon Forest's Ecosystem Services. *Nature Sustainability* 1(11): 657.
- Tabarelli M, Lopes AV, Peres CA, 2008. Edge effects drive tropical forest fragments towards an early successional system. *Biotropica* 40(6): 657-661.
- Traill LW, Bradshaw CJ, Brook BW, 2007. Minimum viable population size: a meta-analysis of 30 years of published estimates. *Biological Conservation* 139(1-2): 159-166.
- Uezu A, Beyer DD, Metzger JP, 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiversity and Conservation* 17(8): 1907-1922.
- Wünscher T, Engel S, Wunder S, 2008. Spatial targeting of payments for environmental services: a tool for boosting conservation benefits. *Ecological Economics* 65(4): 822-833.

CONCLUSÕES GERAIS

Diversas abordagens têm sido adotadas na literatura para indicar áreas prioritárias para restauração de ecossistemas. Contudo, é consentimento geral que a priorização de áreas é um aspecto importante, visando direcionar os recursos e esforços para locais com potencial de trazer maiores benefícios ecológicos, econômicos e sociais. Neste sentido, este estudo pode ser utilizado como uma ferramenta para o planejamento da restauração florestal em três diferentes regiões da Zona da Mata mineira, como foco nas demandas de restauração florestal compensatória à mineração de bauxita, mas que pode se estender a qualquer outra atividade que pratica a restauração.

O uso da análise multicritério baseada em sistemas de informações geográficas foi eficiente para modelar a prioridade de restauração em toda a extensão estudada, considerando fatores de alta importância ecológica. A caracterização da cobertura florestal em imóveis rurais evidenciou a diminuição das possíveis demandas de restauração de Reserva Legal ao desconsiderar os pequenos imóveis e também foi capaz de indicar os imóveis com baixa cobertura florestal e os irregulares, que podem ser considerados prioridade para ações de restauração. A caracterização da estrutura da paisagem evidenciou a elevada fragmentação das paisagens estudadas, revelando A1 como a região mais conservada, seguida da ZA-PESB e A2. Com isto, A2 torna-se uma região com mais necessidade de intervenção para garantir conservação na região, embora a ZA-PESB também mereça grande atenção por desempenhar um papel fundamental na proteção do parque.

Atualmente, um amplo programa de compensação ambiental já está sendo conduzido pela Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) nas regiões em que atua e tem gerados ótimos resultados ambientais, como aumento da cobertura florestal e melhor conservação dos solos. Neste cenário, este estudo configura-se com um passo além, pois busca favorecer o planejamento futuro da restauração florestal compensatória nestas paisagens, no sentido que seja uma ferramenta para contribuir na definição das áreas mais adequadas à restauração florestal, visando aspectos como a conectividade de fragmentos, entre outros.

Contudo, fatores econômicos e sociais devem também ser considerados na definição destas áreas destinadas à restauração compensatória, pois podem limitar esta restauração, como interesses de proprietários rurais, custo de aquisição de terras, viabilidade técnica e operacional, entre outros. Assim, o uso das abordagens apresentadas neste trabalho deve ser avaliado com bom senso, pois pode ser dificultado por outros fatores. Ainda, estas abordagens podem sofrer alterações de acordo com o objetivo da restauração, legislação aplicável,

mudanças de visões e de paradigmas ecológicos. Portanto, este trabalho deve ser encarado como orientações gerais em um contexto de paisagem, tendo em vista que os benefícios obtidos com a restauração florestal podem ser potencializados a partir da escolha criteriosa dos locais onde será realizada.