

**MARCELLO PINTO DE ALMEIDA**

**O PAPEL DAS RESERVAS PRIVADAS NA CONSERVAÇÃO DA NATUREZA**

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

Orientador: Gumercindo Souza Lima

**VIÇOSA - MINAS GERAIS  
2024**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade  
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

A447p  
2024 Almeida, Marcello Pinto de, 1986-  
O papel das reservas privadas na conservação da natureza /  
Marcello Pinto de Almeida. – Viçosa, MG, 2024.  
1 tese eletrônica ( 120 f.): il. (algumas color.).

Inclui apêndice.

Orientador: Gumercindo Souza Lima.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa,  
Departamento de Engenharia Florestal, 2024.

Referências bibliográficas: f.40-43.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2024.646>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Reservas particulares do patrimônio natural. 2. Áreas protegidas. 3. Recursos naturais - Conservação. I. Lima, Gumercindo Souza, 1962-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Florestal. Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal. III. Título.

GFDC adapt. CDD 22. ed. 634.9923


**MARCELLO PINTO DE ALMEIDA**

**O PAPEL DAS RESERVAS PRIVADAS NA CONSERVAÇÃO DA NATUREZA**

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


APROVADA: 01 de julho de 2024.

Assentimento:

Documento assinado digitalmente  
 **MARCELLO PINTO DE ALMEIDA**  
Data: 01/10/2024 15:47:13-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

---

Marcello Pinto de Almeida  
Autor

Documento assinado digitalmente  
 **GUMERCINDO SOUZA LIMA**  
Data: 04/10/2024 08:39:51-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

---

Gumercindo Souza Lima  
Orientador

*Dedico este trabalho à minha mãe, Maria do Carmo (in memoriam), exemplo de dedicação, de altruísmo, de compaixão e de perseverança. Muito dela se encontra neste trabalho.*

## AGRADECIMENTOS

Ao universo por oportunizar as vivências dos últimos quatro anos, dos momentos de alegria aos momentos de desalento, todos importantes para o meu crescimento.

Aos meus pais, Fernando e Maria do Carmo (*in memoriam*), que sempre me apoiaram nos meus planos de vida. Aos meus irmãos, Lucas e Anna Carolina, pelo exemplo de determinação e força de vontade.

À minha esposa, Tábata Bandez, pelo amor e companheirismo que nenhuma palavra é capaz de expressar, por toda a paciência nos momentos mais complicados e por me lembrar, sem perceber, do que realmente importa.

À minha filha, Clara, pela revelação de um novo mundo, de sentimentos antes desconhecidos, por me permitir enxergar, novamente, o mundo com as lentes de uma criança, trazendo inúmeros e valiosos ensinamentos.

A todos meus amigos e amigas que, nos momentos difíceis, me ajudaram a não perder o foco e manter a motivação, em especial ao Marcos Simão, Amanda Cordeiro, Amanda Guedes, Indira Comini e Ana Teresa.

Ao meu orientador, professor Gumercindo Souza Lima, pela confiança depositada em mim e por todos os (muitos) ensinamentos que, certamente, me proporcionaram um enorme aprendizado profissional e pessoal.

À Universidade Federal de Viçosa pela oportunidade e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de doutorado.

A todos que, mesmo não citados nominalmente, contribuíram, em algum momento dessa longa caminhada, para que a conclusão deste trabalho fosse possível.

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

*“Hours slide by like minutes. The accumulated clutter of day-to-day existence – the lapses of conscience, the unpaid bills, the bungled opportunities, the dust under the couch, the inescapable prison of your genes – all of it is temporarily forgotten, crowded from your thoughts by an overpowering clarity of purpose and by the seriousness of the task at hand”.*

(Jon Krakauer)

## RESUMO

ALMEIDA, Marcello Pinto de, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2024. **O papel das reservas privadas na conservação da natureza.** Orientador: Gumercindo Souza Lima.

As áreas naturais protegidas (ou áreas protegidas, somente) constituem a principal estratégia de conservação *in situ* em escala global. Essas áreas podem ser estabelecidas sob governança privada, caracterizando uma área protegida privada (PPA, acrônimo em inglês). As PPAs ocorrem sob diferentes modelos ao redor do mundo. Assim, o presente trabalho teve como primeiro objetivo caracterizar, em termos de permanência e estabilidade, o principal tipo de PPA existente em países megadiversos, quais sejam: Austrália, África do Sul, México, Colômbia, Peru, Colômbia e Brasil. Nos capítulos subsequentes, o principal tipo de PPA existente no Brasil (Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN) foi alvo de duas análises. A primeira visou avaliar a qualidade dos fragmentos florestais protegidos por RPPNs, em Minas Gerais, por meio de métricas da paisagem (área, forma e proximidade). A segunda diz respeito à concepção de um modelo preditivo de fragilidade ambiental por meio de análise multicritério, considerando precipitação, fluxo acumulado, declividade, tipo de solo e cobertura do solo. Os resultados elucidaram o alcance temporal da proteção proporcionada pelas PPAs nos diferentes países e evidenciaram que as RPPNs constituem um dos mais sólidos mecanismos de conservação voluntária em terras privadas em todo o mundo. Em relação aos fragmentos florestais protegidos por RPPNs, as principais métricas analisadas indicaram um tamanho médio de 165 hectares e um alto grau de isolamento, condizente com o cenário de alta fragmentação existente na Mata Atlântica. O índice desenvolvido a partir da interação das métricas de paisagem demonstrou que mesmo fragmentos de tamanho reduzido podem constituir habitats de qualidade. Por último, a análise sobre a fragilidade ambiental atestou sua aplicabilidade no planejamento e manejo de trilhas em áreas protegidas, como parques e RPPNs. Ademais, o modelo preditivo proposto representa uma ferramenta replicável, podendo ser utilizada em outras áreas protegidas, especialmente aquelas situadas na Mata Atlântica. Este trabalho se propôs a investigar um tema ainda pouco explorado na literatura científica: as áreas protegidas privadas. A importância dessas áreas, em escala global e regional, foi evidenciada nos capítulos I e II, respectivamente. Assim, o fortalecimento e expansão da rede de PPAs em todo o mundo é uma estratégia imprescindível para frear o declínio da biodiversidade atualmente em curso. Além disso, como demonstrado no capítulo III, os impactos negativos oriundos da visitação em RPPNs podem ser mitigados a partir do mapeamento da fragilidade

ambiental desses ambientes, em especial, das trilhas abertas ao público, que devem ser planejadas e implementadas seguindo parâmetros técnicos adequados.

**Palavras-chave:** Áreas de conservação particular; Áreas protegidas privadas; Conservação de terras privadas; Conservação voluntária; Reserva Particular do Patrimônio Natural.

## ABSTRACT

ALMEIDA, Marcello Pinto de, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2024. **The role of private reserves in nature conservation.** Adviser: Gumercindo Souza Lima.

Natural protected areas (or protected areas for short) constitute the main in situ conservation strategy on a global scale. These areas can be established under private governance, characterizing a private protected area (PPA). PPAs occur under different formats around the world. Thus, the first goal of this study was to characterize, in terms of permanence and status security, the main type of PPA in megadiverse countries, namely: Australia, South Africa, Mexico, Colombia, Peru, and Brazil. In the subsequent chapters, the main type of PPA in Brazil (Private Natural Heritage Reserve – RPPN) was the subject of two analyses. The first aimed to assess the quality of forest fragments protected by RPPNs in Minas Gerais, using landscape metrics (area, shape, and proximity). The second refers to the conception of a predictive model of environmental fragility through multicriteria analysis, which considered precipitation, accumulated flow, slope, soil type, and land cover. The results revealed the temporal scope of the protection provided by PPAs in different countries and showed that RPPNs are one of the most solid voluntary conservation mechanisms on private land worldwide. With regards to the forest fragments protected by RPPNs, the main metrics analyzed indicated an average size of 165 hectares and a high degree of isolation, consistent with the scenario of high fragmentation in the Atlantic Forest. The index developed from the interaction of landscape metrics showed that even small fragments can constitute high-quality habitats. Finally, the analysis of environmental fragility attested to its applicability in the planning and management of trails in protected areas, such as parks and RPPNs. Furthermore, the proposed predictive model represents a replicable tool that can be used in other protected areas, especially those located in the Atlantic Forest. This work set out to investigate a topic that has not been much explored in scientific literature: private protected areas. The importance of these areas, on a global and regional scale, was demonstrated in Chapters I and II, respectively. Therefore, strengthening and expanding the network of PPAs around the world is an essential strategy for halting the current decline in biodiversity. Furthermore, as demonstrated in Chapter III, the negative impacts of visitation in RPPNs can be mitigated by mapping the environmental fragility of these environments, especially the trails open to visitors, which must be planned and implemented according to appropriate technical parameters.

**Keywords:** Private conservation areas; Private land conservation; Privately protected areas; Private protected areas; Private Natural Heritage Reserve; Voluntary conservation.

## LISTA DE FIGURAS

	Página
<b>Capítulo I</b>	
Figura 1. Evolução do número de RPPNs criadas no Brasil entre 1990 e 2023 .....	32
<b>Capítulo II</b>	
Figura 1. Dispersão dos fragmentos florestais em função dos valores para as métricas de área e proximidade, em escala logarítmica .....	58
Figura 2. Dispersão dos fragmentos florestais em função dos valores para métricas de área e forma, em escala logarítmica .....	58
Figura 3. Quantidade de fragmentos florestais protegidos (FFPs) em cada classe de tamanho (hectares) .....	60
<b>Capítulo III</b>	
Figura 1. Localização e distribuição territorial da Reserva Particular da Serra Negra (RPSN) e do Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira (PESNM) nos municípios de Lima Duarte (LD), Olaria (OL), Rio Preto (RP) e Santa Bárbara do Monte Verde (SBMV), Minas Gerais, Brasil .....	80
Figura 2. Mapas esquemáticos de declividade (D), tipo de solo (TS), precipitação (P), fluxo acumulado (FA) e cobertura do solo (CS) da Reserva Particular da Serra Negra (RPSN) e do Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira (PESNM) .....	86
Figura 3. Mapa de fragilidade ambiental da Reserva Particular da Serra Negra (RPSN) e do Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira (PESNM)	90
Figura 4. Porcentagem das classes de fragilidade ambiental em relação à área abrangida pelo Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira (PESNM) nos municípios de Lima Duarte (LD), Olaria (OL), Rio Preto (RP) e Santa Bárbara do Monte Verde (SBMV), Minas Gerais, Brasil .....	91
Figura 5. Porcentagem das classes de fragilidade no Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira (PESNM), na Reserva Particular da Serra Negra (RPSN) e nos respectivos trechos da Travessia da Serra Negra, Minas Gerais, Brasil .....	92

## LISTA DE TABELAS

	Página
<b>Capítulo I</b>	
Tabela 1. Dados sobre quantidade, extensão territorial absoluta e relativa das PPAs nos dez principais países .....	26
Tabela 2. Nomenclatura e quantidade do principal tipo de PPA em cada país .....	26
Tabela 3. Quantidade de <i>Áreas de Conservación Privadas</i> (ACPs) por período de vigência .....	28
Tabela 4. Quantidade de <i>Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación</i> (ADVC) por período de vigência .....	29
Tabela 5. Quantidade de RPPNs cadastradas em diferentes bases de dados	31
<b>Capítulo II</b>	
Tabela 1. Escala de importância relativa e seus valores correspondentes .....	56
Tabela 2. Matriz de comparação pareada e pesos obtidos para as métricas ..	56
Tabela 3. Estatísticas descritivas das métricas calculadas para as RPPNs de Minas Gerais .....	57
Tabela 4. Quantidade e extensão (em hectares) dos fragmentos florestais protegidos (FFPs) em cada classe de tamanho .....	61
Tabela 5. Área da classe (CA), número de fragmentos (NP), tamanho médio dos fragmentos (MPS), índice de forma médio (MSI) e índice de proximidade médio (MPI) para os fragmentos florestais protegidos (FFPs) e para fragmentos florestais ordinários .....	62
<b>Capítulo III</b>	
Tabela 1. Classes de declividade, tipo de solo, precipitação, fluxo acumulado e cobertura do solo e seus respectivos graus de fragilidade ambiental (GFA) .....	82
Tabela 2. Importância relativa dos pares de fatores e seus respectivos valores para o preenchimento da matriz de comparação pareada .....	84
Tabela 3. Matriz de comparação pareada e pesos obtidos para declividade, tipo de solo, precipitação, fluxo acumulado e cobertura do solo .....	84
Tabela 4. Áreas por classe de declividade, tipo de solo, precipitação, fluxo acumulado e cobertura do solo na Reserva Particular da Serra Negra (RPSN) e no Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira (PESNM), Minas Gerais, Brasil .....	87

Tabela 5. Distribuição territorial da Reserva Particular da Serra Negra (RPSN), do Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira (PESNM) e da Travessia da Serra Negra nas classes de fragilidade ambiental .....	90
--	----

## LISTA DE SIGLAS

ACP	Área de Conservación Privada
ADVC	Área Destinada Voluntariamente a la Conservación
BSP	Biodiversity Stewardship Programme
CAPAD	Collaborative Australian Protected Areas Database
CNRPPN	Confederação Nacional das RPPNs
CNUC	Cadastro Nacional de Unidades de Conservação
CONANP	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas
CONC	Conservation Covenant
ICMBIO	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IEF	Instituto Estadual de Florestas
IUCN	International Union for Conservation of Nature
MMA	Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima
OECM	Other Effective Area-Based Conservation Measure
PA	Protected Area
PAR	Register of Protected Areas
PNNC	Parques Nacionales Naturales de Colombia
PNR	Private Nature Reserve
PPA	Private Protected Area
RNSC	Reserva Natural de la Sociedad Civil
RRPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
SERNANP	Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado
SIMRPPN	Sistema Informatizado de Monitoria de RPPN
SINAP	Sistema Nacional de Areas Protegidas
UC	Unidade de Conservação
UNEP	United Nations Environment Programme
WCMC	World Conservation Monitoring Centre
WDPA	World Database on Protected Areas

## SUMÁRIO

	Página
INTRODUÇÃO GERAL .....	16
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	19
<b>CAPÍTULO I</b>	
1. INTRODUÇÃO .....	23
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	24
3. RESULTADOS .....	25
3.1. <i>Reserva Natural de la Sociedad Civil</i> – Colômbia .....	27
3.2. <i>Área de Conservación Privada</i> – Peru .....	27
3.3. <i>Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación</i> – México .....	28
3.4. Reserva Particular do Patrimônio Natural – Brasil .....	29
3.5. Estabilidade das PPAs latino-americanas .....	32
3.6. <i>Nature Reserves</i> – África do Sul .....	34
3.7. <i>Conservation Covenants</i> – Austrália .....	35
3.8. Estados Unidos .....	37
4. DISCUSSÃO .....	38
5. CONCLUSÃO .....	40
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	40
<b>CAPÍTULO II</b>	
1. INTRODUÇÃO .....	51
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	53
2.1. Área de estudo .....	53
2.2. Obtenção dos dados .....	53
2.3. Processamento de dados .....	54
2.4. Seleção de métricas .....	54
2.5. Cálculo das métricas .....	55
2.6. Ajuste de escala e pontuação dos FFPs .....	55

2.7. <i>Analytic Hierarchy Process</i> (AHP) .....	56
3. RESULTADOS .....	57
3.1. Índice de Biodiversidade Potencial (IBP) .....	58
3.2. Variáveis categóricas .....	59
3.3. Tamanho dos Fragmentos Florestais Protegidos (FFPs) .....	60
4. DISCUSSÃO .....	61
4. CONCLUSÃO .....	67
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	67

### **CAPÍTULO III**

1. INTRODUÇÃO .....	78
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	80
2.1. Área de estudo .....	80
2.2. Fatores analisados .....	81
2.2.1. Declividade .....	81
2.2.2. Tipo de solo .....	82
2.2.3. Precipitação .....	83
2.2.4. Fluxo acumulado .....	83
2.2.5. Cobertura do solo .....	83
2.3. Álgebra de mapas .....	83
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	85
3.1. Fatores analisados .....	85
3.2. Álgebra de mapas .....	89
3.3. Planejamento e manejo de trilhas .....	92
4. CONCLUSÃO .....	93
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	94
CONCLUSÃO GERAL .....	101
APÊNDICE .....	102

## INTRODUÇÃO GERAL

É um equívoco reduzir o conceito de áreas protegidas às unidades de conservação. Embora toda unidade de conservação seja uma área protegida, o inverso não é verdadeiro (Medeiros, 2006). O termo “área protegida”, embora não disponha de uma definição formal na legislação brasileira, pode ser entendido de maneira ampla (*lato sensu*) ou mais restrita (*stricto sensu*). As áreas protegidas *lato sensu* não têm, necessariamente, a conservação da natureza como objetivo principal, embora contribuam, em certa medida, para esse propósito. Por outro lado, as áreas protegidas *stricto sensu* têm como objetivo precípuo a conservação da natureza (Maretti et al., 2012). No âmbito internacional, a International Union for Conservation of Nature (IUCN) define área protegida como:

[...] um espaço geográfico claramente definido, reconhecido, dedicado e gerenciado, por meios legais ou outros meios efetivos, para alcançar a conservação, a longo prazo, da natureza e serviços ecossistêmicos e valores culturais associados (Dudley, 2008, p. 8, tradução nossa).

No que diz respeito à “unidade de conservação”, termo definido na legislação brasileira, refere-se a:

[...] um espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção (Brasil, 2011, p. 5).

Em primeira análise, o conceito de unidades de conservação assemelha-se, em diversos aspectos, ao conceito de áreas protegidas proposto pela IUCN. Portanto, no Brasil, as unidades de conservação podem ser consideradas como análogas às áreas protegidas sob o enfoque internacional (Maretti et al., 2012).

Nesse contexto, as áreas protegidas *lato sensu* incluem tanto as unidades de conservação quanto outros espaços territoriais sob regime especial de proteção (Medeiros, 2006). Dito isso, há diversos tipos de áreas protegidas *lato sensu* no Brasil, que serão apresentados a seguir com os respectivos instrumentos jurídicos nos quais se fundamentam.

O Código Florestal, promulgado em 2012, por meio da Lei Federal nº 12.651, define dois tipos de área protegida, ambos de caráter compulsório, são eles: reserva legal (RL) e área de preservação permanente (APP). As RLs são áreas com cobertura de vegetação nativa destinadas à conservação dos processos ecológicos e devem ser estabelecidas no interior de

toda propriedade rural. O tamanho da RL varia com o tamanho da propriedade e o bioma na qual está situada. Por sua vez, as APPs visam a preservação da paisagem e da biodiversidade, e englobam 11 categorias, quais sejam: faixas marginais de cursos d'água, entorno de lagos e lagoas naturais, entorno de reservatórios d'água artificiais, entorno de nascentes e olhos d'água perenes, restingas, manguezais, veredas, encostas com declividade superior a 45°, bordas dos tabuleiros e chapadas, terço superior de morros, montes, montanhas e serras e áreas com altitude superior a 1.800 metros. Os critérios para delimitação e a dimensão de cada categoria são fixados nesta lei, com aplicação em todo o território nacional (Brasil, 2012).

Sob outra perspectiva, o Estatuto do Índio, instituído em 1973 pela Lei Federal nº 6.001, fundamenta as terras indígenas (TIs). Essas áreas protegidas são demarcadas pelo poder público com o intuito de garantir o direito à terra pelos povos originários e, conseqüentemente, à perpetuação de sua cultura (Brasil, 1973). As TIs são bens da união, com usufruto exclusivo dos povos indígenas (Brasil, 1988). A lei supracitada também define três categorias de acordo com seu propósito, são elas: reserva indígena, parque indígena e colônia agrícola indígena. Complementarmente, a Constituição Federal do Brasil, de 1988, em seus artigos 231 e 232, aborda alguns tópicos pertinentes aos povos indígenas. O artigo 231 foi regulamentado pela Lei Federal nº 14.701, de 20 de outubro de 2023, que versa sobre o reconhecimento, a demarcação, o uso e a gestão de terras indígenas, entre outras disposições (Brasil, 2023a). Outro tipo de área protegida mencionado na Constituição Federal é a terra quilombola (TQ), mais especificamente no artigo 68 dos Atos das Disposições Constitucionais Transitórias. Em 2003, esse artigo foi regulamentado pelo Decreto Federal nº 4.887. Essas áreas são demarcadas pelo poder público e destinam-se aos remanescentes das comunidades dos quilombos, garantindo-lhes o direito sobre as terras que ocupam. As TQs visam, primordialmente, assegurar as condições necessárias à continuidade da cultura associada aos povos descendentes de africanos escravizados. Recentemente, o Decreto Federal nº 11.786, de 20 de novembro de 2023, instituiu a Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental Quilombola, a ser implementada pela União, com a participação de organizações da sociedade civil e entidades representativas das comunidades quilombolas (Brasil, 2023b).

Por sua vez, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) foi instituído pela Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000 e regulamentado, a posteriori, pelo Decreto Federal nº 4.340, de 22 de agosto de 2002 e Decreto Federal nº 5.746, de 5 de abril de 2006. O SNUC concebeu 12 categorias de unidades de conservação, estruturadas em dois grupos: unidades de proteção integral (UPI) e unidades de uso sustentável (UUS). As UPIs abrangem cinco categorias (reserva biológica, estação ecológica, parque nacional, monumento

natural e refúgio de vida silvestre) e admitem apenas o uso indireto dos recursos naturais, ao passo que as UUSs compreendem sete categorias (área de proteção ambiental, área de relevante interesse ecológico, floresta nacional, reserva de fauna, reserva extrativista, reserva de desenvolvimento sustentável e reserva particular do patrimônio natural – RPPN) e possibilitam o uso racional dos recursos naturais. À exceção das RPPNs, as unidades de conservação são criadas por iniciativa do poder público (Brasil, 2011).

Adicionalmente, o SNUC incorpora dois instrumentos de ordenamento e gestão territorial: mosaicos e corredores ecológicos. Um mosaico é constituído por um conjunto de unidades de conservação próximas ou sobrepostas e objetiva promover a gestão dessas áreas de maneira integrada e participativa. Os procedimentos para reconhecimento dos mosaicos são definidos pelo Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA) por meio da Portaria nº 482, publicada em 2010. Os corredores ecológicos são porções do território de extrema importância biológica, formados por unidades de conservação próximas, entremeadas por áreas com diferentes usos da terra, podendo incluir áreas com algum grau de ocupação humana (MMA, 2006). O objetivo basilar dos corredores ecológicos, tratados como corredores de biodiversidade pela Lei Federal nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021, é facilitar o deslocamento da fauna e a dispersão de sementes, promovendo o fluxo gênico (Brasil, 2000). Além do SNUC, os corredores ecológicos integram o Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas (PNAP), instituído pelo Decreto Federal nº 5.758, de 13 de abril de 2006 (Brasil, 2011). Destaca-se, no entanto, que ambos os instrumentos mencionados acima não são, por si só, áreas protegidas, mas constituem estratégias de gestão territorial capazes de fortalecer as áreas protegidas por eles abrangidas.

Há também alguns instrumentos de gestão territorial de reconhecimento internacional, a saber: reservas da biosfera (RBs), definidas no âmbito do programa intergovernamental *Man and the Biosphere* – UNESCO; sítios do patrimônio mundial (SPMs), no âmbito da Convenção do Patrimônio Mundial – UNESCO; e sítios Ramsar (SRs), no âmbito da Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional (Medeiros, 2006). No Brasil, as RBs são estabelecidas em vastas porções do território e adotam, invariavelmente, o seguinte zoneamento: (i) zona núcleo, que compreende as unidades de conservação e outras áreas protegidas; (ii) zona de amortecimento, localizada no entorno das zonas núcleo com o intuito de mitigar os impactos ambientais negativos sobre elas; e (iii) zona de transição, que inclui povoados urbanos e diferentes formas de uso da terra (RBRB, 2023). Os SPMs são áreas que detêm valor excepcional universal, isto é, elevada importância para todo o planeta (UNESCO, 2016). No Brasil, o status de SPM foi concedido a algumas unidades de

conservação e espaços urbanos, devido à relevância de suas características naturais ou culturais, respectivamente (UNESCO-WHC, 2023). Por fim, o status de SR foi concedido, na ampla maioria dos casos, a unidades de conservação já existentes (RSIS, 2023). Cabe destacar que, assim como os mosaicos e corredores ecológicos, RBs, SPMs e SRs englobam áreas protegidas dentro de seus limites, mas não são áreas protegidas *per se*.

Em síntese, existem diversos tipos de áreas protegidas no Brasil, que se subdividem em numerosas categorias. A ampla maioria é instituída pelo poder público, nos diferentes níveis de administração governamental. As RPPNs constituem a exceção, uma vez que são criadas por iniciativa voluntária de proprietários de terra, incluindo indivíduos, organizações sem fins lucrativos e empresas. Outro diferencial das RPPNs diz respeito ao seu aspecto fundiário, posto que constituem a única categoria de unidade de conservação em que o domínio e a posse da terra são exclusivamente privados. Desse modo, as RPPNs destacam-se como o único mecanismo de conservação voluntária em terras privadas no Brasil. Este é, portanto, o tema central do presente estudo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL. **Lei nº 6.001, de 19 de dezembro de 1973**. Dispõe sobre o Estatuto do Índio. Diário Oficial da União, Brasília, 21 dez. 1973.

\_\_\_\_\_. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Presidência da República, 1988.

\_\_\_\_\_. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 19 jul. 2000.

\_\_\_\_\_. **Decreto nº 4.887, de 20 de novembro de 2003**. Regulamenta o procedimento para identificação, reconhecimento, delimitação, demarcação e titulação das terras ocupadas por remanescentes das comunidades dos quilombos de que trata o art. 68 do Ato das Disposições Constitucionais Transitórias. Brasília, DF: Presidência da República, 2003.

\_\_\_\_\_. **Decreto nº 5.758, de 13 de abril de 2006**. Institui o Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas - PNAP, seus princípios, diretrizes, objetivos e estratégias, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 17 abr. 2006.

\_\_\_\_\_. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 28 mai. 2012.

\_\_\_\_\_. **Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021.** Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais; e altera as Leis nº 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973, para adequá-las à nova política. Diário Oficial da União, Brasília, 14 jan. 2021.

\_\_\_\_\_. **Lei nº 14.701 de 20 de outubro de 2023.** Regulamenta o art. 231 da Constituição Federal, para dispor sobre o reconhecimento, a demarcação, o uso e a gestão de terras indígenas; e altera as Leis nº 11.460, de 21 de março de 2007, 4.132, de 10 de setembro de 1962, e 6.001, de 19 de dezembro de 1973. Diário Oficial da União, Brasília, 20 out. 2023. (2023a).

\_\_\_\_\_. **Decreto nº 11.786, de 20 de novembro de 2023.** Institui a Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental Quilombola e o seu Comitê Gestor. Diário Oficial da União, Brasília, 21 nov. 2023. (2023b).

\_\_\_\_\_. Ministério do Meio Ambiente. **SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002; Decreto nº 5.746, de 5 de abril de 2006. Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas: Decreto nº 5.758, de 13 de abril de 2006.** Brasília: MMA, 2011. 76 p.

DUDLEY, N. (ed.). **Guidelines for applying protected area management categories.** Gland, Switzerland: IUCN, 2008. 86 p.

MARETTI, C. C.; CATAPAN, M. I. S.; ABREU, M. J. P. de; OLIVEIRA, J. E. D. de. Áreas protegidas: definições, tipos e conjuntos – reflexões conceituais e diretrizes para gestão. In: CASES, Maria Olatz (org.). **Gestão de unidades de conservação: compartilhando uma experiência de capacitação.** Brasília: WWF-Brasil, 2012. Cap. 15. p. 331-367.

MEDEIROS, R. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. IX, n. 1, p. 41–64, 2006.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **O Corredor Central da Mata Atlântica: uma nova escala de conservação da biodiversidade.** Brasília: MMA, Conservação Internacional e Fundação SOS Mata Atlântica, 2006.

RSIS – RAMSAR SITES INFORMATION SERVICE. **Search results.** Disponível em: <https://rsis.ramsar.org/>. Acesso em: 15 abr. 2023.

RBRB – REDE BRASILEIRA DE RESERVAS DA BIOSFERA. **MAB no Brasil.** Disponível em: <https://reservasdabiosfera.org.br/>. Acesso em: 12 mar. 2023.

UNESCO. **Gestão do Patrimônio Mundial Natural.** Brasília: UNESCO Brasil e IPHAN, 2016. 107 p. (Manual de referência do patrimônio mundial).

UNESCO World Heritage Centre. **World Heritage List.** Disponível em: <https://whc.unesco.org/en/list>. Acesso em: 28 mar. 2023.

## **CAPÍTULO I**

## Permanência e estabilidade de áreas protegidas privadas em países megadiversos

### RESUMO

Nas últimas décadas, as áreas protegidas privadas (PPAs) ganharam maior destaque, consolidando-se como um componente imprescindível da estratégia global para assegurar a conservação da biodiversidade. As PPAs são adotadas em todos os continentes e em, pelo menos, 40 países. No entanto, suas características variam consideravelmente. No presente estudo, as PPAs foram analisadas sob o enfoque de duas características em particular: permanência e estabilidade. Os países megadiversos com maior representatividade de PPAs (quantidade e extensão) foram selecionados a partir de consulta à *World Database on Protected Areas* (WDPA), quais sejam: Austrália, África do Sul, Brasil, Colômbia, Peru e México. O principal tipo de PPA existente em cada um desses países, ainda de acordo com a WDPA, foi alvo de revisão bibliográfica objetivando sua caracterização. Os tipos de PPAs analisados na América Latina, à exceção do Brasil, demonstraram-se frágeis no que concerne à permanência ou estabilidade. Acerca do tipo de PPA prevalente na Austrália e na África do Sul, ambos tendem a apresentar um maior período de vigência (quando não estabelecidos em perpetuidade) e maior resistência à perda de seu status legal (desafetação). O principal tipo de PPA adotado no Brasil representa o mais sólido mecanismo de conservação em terras privadas dentre os analisados. Como esperado, a permanência e estabilidade dos diversos tipos de PPAs são altamente variáveis, não obstante, todos contribuem para a manutenção da riqueza biológica existente nestes países megadiversos e, por isso, não devem ser desprezados.

**Palavras-chave:** Conservação voluntária; Desafetação; Governança privada; World Database on Protected Areas.

### ABSTRACT

In recent decades, private protected areas (PPAs) have gained increased attention, becoming an essential component of the global strategy to ensure biodiversity conservation. PPAs have been adopted on all continents and in at least 40 countries. However, their characteristics vary widely. In this study, PPAs were analyzed from the perspective of two characteristics in particular: permanence and status security. The megadiverse countries with the greatest representativeness of PPAs (number and size) were selected by consulting the World Database on Protected Areas (WDPA), namely: Australia, South Africa, Brazil, Colombia, Peru, and Mexico. The main types of PPA in each of these countries, also according to the WDPA, were subject to a literature review in order to characterize them. The types of PPAs analyzed in Latin America, except for Brazil, proved to be fragile in terms of permanence or status security. Regarding the type of PPA prevalent in Australia and South Africa, both tend to have a longer period of validity (when not established in perpetuity) and greater resistance to losing their legal status (declassification). The main type of PPA adopted in Brazil represents the most solid conservation mechanism on private land among those analyzed. As expected, the permanence and status security of different types of PPAs is highly variable, yet they all contribute to the maintenance of the biological wealth of these megadiverse countries and should not be overlooked.

**Keywords:** Degazettement; Private governance; Voluntary conservation; World Database on Protected Areas.

## 1. INTRODUÇÃO

O estabelecimento de áreas naturais protegidas (daqui em diante, áreas protegidas) é um dos principais mecanismos utilizados para proteção da biodiversidade em todo o mundo (Schulze et al., 2018; Acreman et al., 2019; Sreekar et al., 2022). Oficialmente, o estabelecimento da primeira área protegida, fundamentada em seu paradigma moderno, ocorreu em 1872, com a criação do Parque Nacional de Yellowstone, nos Estados Unidos (Franco; Schittini; Braz, 2015). No Brasil, o Parque Nacional de Itatiaia, criado em 1937, é considerado a primeira área protegida do país (Medeiros, 2006). Em ambos os casos, tais eventos históricos ocorreram por iniciativa governamental. Por décadas, os esforços de conservação estiveram focados em terras sob domínio público (Langholz; Krug, 2004), somente no final do século XX a conservação em terras privadas alcançou maior destaque (Reyers, 2013).

Atualmente, o conceito de áreas protegidas, elaborado pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) e aceito mundialmente, as descreve como:

um espaço geográfico claramente definido, reconhecido, destinado e gerenciado, por meios legais ou outros meios efetivos, para alcançar a conservação da natureza em longo prazo com seus serviços ecossistêmicos e valores culturais associados (Dudley, 2008, p. 8 [tradução própria]).

Uma área protegida, no entanto, também pode ser instituída e gerenciada por indivíduos, organizações não governamentais (ONGs), empresas, instituições de ensino ou pesquisa e entidades religiosas, o que caracteriza uma área protegida privada (PPA, em inglês) (Stolton et al., 2014).

As iniciativas de proteção da biodiversidade por meio do estabelecimento de PPAs são adotadas globalmente, sendo observadas em países como Costa Rica (Langholz et al., 2000), África do Sul (De Vos et al., 2019), Brasil (Nascibem et al., 2023), Espanha (Leverkus et al., 2020), Estados Unidos (Kemink et al., 2023), Austrália (Brugler, 2023) e diversos outros países na América do Sul (Lama et al., 2023) e no restante do mundo (Bingham et al., 2021).

A despeito do expressivo aumento da quantidade de PPAs observado em todo o mundo, pouca atenção acadêmica foi dada a essas áreas protegidas (Capano et al., 2019). A maior parte dos estudos foi desenvolvida nos Estados Unidos, Austrália, Brasil e África do Sul, nesta ordem (Palfrey et al., 2021); considerando exclusivamente os trabalhos publicados em periódicos com

revisão por pares. Em termos de quantidade de PPAs, destacam-se Estados Unidos, Canadá, Austrália e África do Sul, nesta ordem; considerando a base de dados denominada *World Database on Protected Areas* (UNEP-WCMC; IUCN, 2024).

### ***World Database on Protected Areas (WDPA)***

A WDPA, administrada pela *United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre* (UNEP-WCMC; IUCN, 2024), é a mais completa base de dados globais sobre áreas protegidas, incluindo aquelas sob governança privada (PPAs). Ainda assim, a ausência de uma área protegida nessa base de dados não significa, necessariamente, que tal área protegida não exista de fato (Bingham et al., 2017).

A compilação da WDPA ocorre a partir de dados submetidos pelos países, por meio de suas organizações governamentais (prioritariamente) ou não governamentais. Cabe ressaltar que as estatísticas apresentadas nesta base de dados podem, eventualmente, divergir das estatísticas disponíveis em bases de dados nacionais, principalmente devido à dados desatualizados, incompletos ou ambos. Embora a UNEP-WCMC proponha-se a atualizar todos os conjuntos de dados (cada qual referente a um país), no mínimo, a cada cinco anos, a maioria dos conjuntos de dados são atualizados com maior frequência (UNEP-WCMC, 2019).

Alguns dos principais países em termos de quantidade de PPAs também se destacam por serem considerados megadiversos, a saber: África do Sul, Austrália, Brasil, Colômbia, Estados Unidos, México e Peru (Mittermeier et al., 1997). O termo “países megadiversos” foi proposto originalmente em 1988, referindo-se àqueles países com maior diversidade biológica (Mittermeier, 1988). O refinamento deste conceito oportunizou a classificação de 17 países como megadiversos, que, em conjunto, abrigam cerca de 70% da biodiversidade existente no planeta (Mittermeier et al., 1997).

Assim, este trabalho teve como objetivo comparar o modelo de PPA existente no Brasil com o principal tipo de PPA presente nos países supracitados, com enfoque na sua permanência e estabilidade. A permanência refere-se ao período de vigência (duração), enquanto a estabilidade pode ser definida como a resistência à perda precoce de seu status legal (Hardy et al., 2017); ambos os atributos refletem a capacidade de uma PPA proporcionar benefícios contínuos e de longo prazo.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

Os dados sobre as PPAs foram obtidos na WDPA, utilizando os filtros relativos à país e tipo de governança, esse último incluindo indivíduos (*individual landowners*), organizações

sem fins lucrativos (*non-profit organisations*) e empresas (*for-profit organisations*). Os arquivos de texto (.csv) obtidos foram utilizados para identificar o tipo de PPA prevalente nos respectivos países. A partir desses arquivos foi elaborada uma tabela contendo a quantidade de PPAs por país, a área total reportada e a respectiva porcentagem da cobertura nacional.

A pesquisa bibliográfica acerca dos tipos de PPAs previamente identificados foi realizada na base de dados Scopus, devido a seu caráter mais abrangente, comparado a Web of Science (Singh et al., 2021). A base de dados Google Scholar, embora seja a mais inclusiva dentre essas bases de dados, não apresenta um controle de qualidade adequado, rastreando qualquer documento disponibilizado em websites de cunho acadêmico, independentemente de sua qualidade (Harzing; Alakangas, 2016) e, por isso, foi utilizada somente para identificar os termos adotados na literatura para referir-se às PPAs.

Os termos utilizados no mecanismo de busca da Scopus foram: “*privately protected areas*”, “*private protected areas*”, “*private land conservation*” ou “*private conservation areas*”, cada um deles combinado ao nome do país focal. Complementarmente, o termo correspondente ao tipo de PPA prevalente em cada país foi utilizado, em seu idioma original, combinado ao nome do respectivo país, para a realização de uma busca adicional.

Os artigos localizados na etapa anterior foram agrupados de acordo com o país focal. Em seguida, procedeu-se a leitura dos resumos (*abstracts*), visando identificar aqueles artigos com maior aderência ao escopo deste trabalho, isto é, aqueles que abordam o arcabouço legal, aspectos administrativos, estrutura de governança, conceitos e pré-requisitos ou representatividade (quantidade e extensão) de um tipo de PPA. Nesse sentido, artigos fora desse escopo foram descartados, como aqueles que compreendem estudos florísticos ou faunísticos realizados nos limites de uma PPA específica.

A revisão bibliográfica não teve como objetivo realizar uma análise sobre a evolução da temática, tampouco uma análise bibliométrica. O objetivo específico consistiu em reunir informações para proporcionar uma compreensão aprofundada sobre a natureza e o funcionamento das PPAs. Dessa forma, as informações mais relevantes foram sistematicamente compiladas e apresentadas em formato textual descritivo.

### **3. RESULTADOS**

As PPAs reportadas a WDPA estão distribuídas em 39 países, abrangendo todos os continentes. Os dez países exibidos na Tabela 1 concentram 99,3% do número total de PPAs e 97,4% da área reportada total. Considerando exclusivamente os países megadiversos (África do

Sul, Austrália, Brasil, Colômbia, Estados Unidos, México e Peru), esses valores percentuais correspondem, respectivamente, a 84,6% e 94,4%.

Tabela 1. Dados sobre quantidade, extensão territorial absoluta e relativa das PPAs nos dez principais países

País	Quantidade	Área reportada (km <sup>2</sup> )	Cobertura nacional (%) <sup>1</sup>
Estados Unidos	16.021	32.138,83	0,33
Canadá	2.884	4.082,97	0,04
Austrália	1.606	91.356,25	1,18
Brasil	1.176	5.937,65	0,07
Colômbia	911	2.016,56	0,18
África do Sul	896	145.404,05	11,93
Reino Unido	626	1.300,43	0,53
México	380	4.835,06	0,25
Guatemala	150	3.552,33	3,26
Peru	81	325,42	0,03

<sup>1</sup> O cálculo da cobertura nacional (%) foi realizado com base na extensão territorial de cada país, de acordo com The World Bank (<https://data.worldbank.org/indicador/AG.SRF.TOTL.K2>).

Fonte: UNEP-WCMC; IUCN (2024).

As PPAs são de um único tipo no caso dos países da América Latina (Brasil, Colômbia, México e Peru). Em outras palavras, em cada um desses países há um tipo de PPA, indicado na Tabela 2, que corresponde a 100% do total de PPAs. Na África do Sul, as *Private Nature Reserves* correspondem a 96,2% das PPAs do país, havendo outros dois tipos menos expressivos (*Mountain Catchment Area* e *Protected Environment*). O cenário observado na Austrália e, principalmente, nos Estados Unidos (EUA) é mais complexo. Os *Conservation Covenants* (CONCs) correspondem a 57,3% das PPAs australianas, enquanto o restante delas se distribui em outros sete tipos. No caso dos EUA, há mais de 230 tipos de PPAs (vide item 3.8).

Tabela 2. Nomenclatura e quantidade do principal tipo de PPA em cada país

País	Nomenclatura original	Nomenclatura em inglês	PPAs
Estados Unidos	Vide item 3.8	-	-
Austrália	Conservation Covenant	Conservation Covenant	921
Brasil	Reserva Particular do Patrimônio Natural	Private Natural Heritage Reserve	1.176

País	Nomenclatura original	Nomenclatura em inglês	PPAs
Colômbia	Reserva Natural de la Sociedad Civil	Civil Society Nature Reserve	911
África do Sul	Nature Reserve	Nature Reserve	862
México	Área Destinada Voluntariamente a la Conservación	Voluntary Conservation Area	380
Peru	Área de Conservación Privada	Private Conservation Area	81

Fonte: UNEP-WCMC; IUCN (2024).

O número de artigos selecionados, a partir da pesquisa bibliográfica, para cada país de interesse correspondeu a: Brasil (14), Austrália (14), África do Sul (12), Peru (3), México (1) e Colômbia (1).

### 3.1. Reserva Natural de la Sociedad Civil – Colômbia

Até 2010, havia uma profusão de designações para diferentes tipos de áreas protegidas colombianas, dos quais a maioria não dispunha de amparo legal. Nesse sentido, o decreto nº 2.372, de 2010, reorganizou e simplificou o cenário anterior, definindo exclusivamente oito tipos de áreas protegidas, os quais compõem o *Sistema Nacional de Areas Protegidas* (SINAP) (Aldana; Mitchley, 2013). O único tipo de caráter privado previsto no SINAP é a *Reserva Natural de la Sociedad Civil* (RNSC) (Colômbia, 2010).

O conceito de RNSC foi delineado originalmente pela lei nº 99, de 1993, sendo regulamentado, posteriormente, pelo decreto nº 1.996, de 1999 (Colômbia, 1999). As RNSC são instituídas por ato administrativo (resolução) do *Ministerio del Medio Ambiente*, sendo o período de vigência não especificado na legislação. Atualmente, há 1.252 RNSCs no país, que compreendem aproximadamente 280 mil hectares ou 0,25% do território colombiano (PNNC, 2024). Do total, 911 (73%) foram reportadas à WDPA, o que demonstra a necessidade de atualização dos dados. Nos anos de 2022 e 2023, somados, foram instituídas 243 RNSCs (PNNC, 2024).

### 3.2. Área de Conservación Privada – Peru

A legislação pertinente às áreas protegidas no país teve início na década de 1940 e, atualmente, engloba áreas protegidas governamentais e privadas (Shanee et al., 2020). Com relação às áreas protegidas privadas, existem dois tipos: *Áreas de Conservación Privadas* (ACP) e *Concesión para Conservación* (CC) (Shanee et al., 2017). De modo geral, o que as distingue é o regime jurídico da terra. As CCs, embora gerenciadas por indivíduos ou instituições privadas, são estabelecidas em terras de propriedade do Estado, vigorando por um

período de até 40 anos, passível de renovação. As ACPs, por sua vez, são instituídas por indivíduos ou instituições em suas próprias terras (Shanee et al., 2020). Desse modo, as ACPs podem ser entendidas como o único tipo de PPA no Peru, de acordo com as definições da IUCN (Borrini-Feyerabend et al., 2013; Mitchell et al., 2018).

A base legal para o estabelecimento das ACPs foi concebida em 1997 com a promulgação da lei nº 26.834, intitulada *Ley de Areas Naturales Protegidas* (Peru, 1997). No entanto, a primeira ACP foi instituída somente em 2001 (Shanee et al., 2017), a partir da aprovação do decreto nº 038-2001-AG, que regulamentou a lei supracitada (Peru, 2001). Posteriormente, outros instrumentos legais acerca das ACPs foram publicados: resolução nº 144-2010 e nº 199-2013 (Shanee et al., 2020). O reconhecimento de uma ACP ocorre por meio de uma resolução do *Ministerio del Ambiente*, cujo período de vigência varia de acordo com o interesse do proprietário e não pode ser inferior a 10 anos (Peru, 1997; Peru, 2001).

Atualmente, há 131 ACPs instituídas, totalizando cerca de 380 mil hectares, o que corresponde à 0,30% do território peruano. A maioria (61%) apresenta um período limitado de vigência, que varia entre 10 e 50 anos (Tabela 3). Nos próximos cinco anos, o período de vigência de 33 ACPs se encerrará; esse número aumenta para 61 até 2034 (SERNANP, 2024). O governo peruano, por meio do *Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado* (SERNANP), reportou 62% das ACPs à WDPA, com última atualização em 2024.

Tabela 3. Quantidade de *Áreas de Conservación Privadas* (ACPs) por período de vigência

Vigência (anos)	Quantidade de ACPs
10	46
15	3
20	23
25	1
30	3
40	1
50	3
Perpétuo	51
Total	131

Fonte: SERNANP, 2024.

### 3.3. *Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación* – México

As características das *Áreas destinadas voluntariamente a la conservación* (ADVCS) foram definidas, primeiramente, na *Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al*

*Ambiente*, de 1988. Posteriormente, em 2014, foi promulgado um decreto alterando, complementando e revogando diversas disposições da lei supracitada (SEMARNAT, 2014). Entre as alterações, destaca-se o aumento do período mínimo de vigência, de 10 para 15 anos, que permanece até os dias atuais. A primeira ADVC foi certificada em 2002. O processo de certificação é realizado pelo governo federal, por meio da *Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas* (CONANP) (Bezaury-Creel, 2024).

Em março de 2024, o México contava com 579 ADVCs, cobrindo aproximadamente 1,3 milhão de hectares, ou seja, 0,64% do território mexicano. Do total de ADVCs, foram reportadas 66% à WDPA, cuja última atualização ocorreu em 2022. A maioria (94%) apresenta um período limitado de vigência, que varia entre 15 e 99 anos (Tabela 4). Nos próximos cinco anos, o período de vigência de 101 ADVCs se encerrará; esse número aumenta para 139 até 2034 (CONANP, 2024).

Tabela 4. Quantidade de *Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación* (ADVC) por período de vigência

Vigência (anos)	Quantidade de ADVCs
15 a 25	198
25 a 50	227
50 a 75	4
75 a 99	114
Perpétuo	36
Total	579

Fonte: CONANP, 2024.

### 3.4. Reserva Particular do Patrimônio Natural – Brasil

O termo Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) foi utilizado pela primeira vez na legislação brasileira em 1990, no Decreto Federal nº 98.914. Dentre as normas estabelecidas nesse decreto, constava que as Reservas Particulares de Fauna e Flora, definidas anteriormente pela Portaria IBDF nº 217/88, deveriam ser adaptadas às normas vigentes e designadas como RPPNs. Mais adiante, em 1996, o decreto supracitado foi revogado pelo Decreto Federal nº 1.922. Esse novo instrumento jurídico possibilitou que as RPPNs fossem reconhecidas em qualquer nível da administração pública (federal, estadual ou municipal).

A Lei Federal 9.985, promulgada em 2000, instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), formado por 12 categorias (ou tipos) de unidades de conservação, organizadas em dois grupos, quais sejam: unidades de proteção integral e unidades

de uso sustentável. Dentre as 12 categorias existentes, as RPPNs constituem a única sob governança privada. O SNUC foi regulamentado, a posteriori, pelo Decreto Federal nº 4.340, de 2002.

O texto original da Lei do SNUC estabelecia, no § 2º do artigo 21, as atividades permitidas em uma RPPN, o que incluía: i) pesquisa científica; ii) visitação; e iii) extração de recursos naturais não madeireiros. Contudo, o inciso iii, motivo pelo qual as RPPNs foram originalmente enquadradas no grupo das unidades de uso sustentável, foi vetado na versão final do texto, mantendo, portanto, o caráter de proteção integral das RPPNs. A justificativa do veto foi que a permissão da extração de recursos naturais desvirtuaria os objetivos dessa categoria de unidade de conservação. Apesar do veto, as RPPNs foram equivocadamente mantidas no grupo de unidades de uso sustentável, criando uma anomalia jurídica.

Posteriormente, em 2006, o artigo 21 da Lei do SNUC, que trata especificamente das RPPNs, foi regulamentado por meio do Decreto Federal nº 5.746. Atualmente, há um projeto de lei (PL) que trata sobre RPPNs em tramitação na Câmara dos Deputados. O PL nº 784/2019 busca, não exclusivamente, corrigir a anomalia jurídica existente, realocando as RPPNs do grupo de unidades de uso sustentável para o grupo de unidades de proteção integral.

O Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC) é a base de dados oficial sobre as unidades de conservação brasileiras, incluindo todos os níveis da administração pública (federal, estadual e municipal) e ambos os tipos de governança (governamental e privada). A manutenção dessa base de dados é de responsabilidade do Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA). Adicionalmente ao CNUC, algumas RPPNs encontram-se cadastradas no Sistema Informatizado de Monitoria de RPPN (SIMRPPN), uma base de dados exclusiva para RPPNs de reconhecimento federal, cujo gerenciamento é atribuição do Instituto Chico Mendes de Conservação da Natureza (ICMBIO), órgão subordinado ao MMA.

Paralelamente, a base de dados gerenciada pela Confederação Nacional de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (CNRPPN) elenca todas as RPPNs instituídas em território brasileiro, sejam elas reconhecidas em nível federal, estadual ou municipal, bem como seus respectivos atributos. Essa base de dados tem caráter colaborativo, isto é, os dados são fornecidos por diversos colaboradores, como proprietários de RPPNs, pesquisadores e profissionais com experiência em unidades de conservação. Posteriormente, esses dados são verificados por terceiros, o que pode incluir os mesmos atores mencionados acima. A Tabela 5, a seguir, compila as estatísticas sobre RPPNs das três bases de dados nacionais e da WDPA, em nível global.

Tabela 5. Quantidade de RPPNs cadastradas em diferentes bases de dados

Base de dados	Esfera de reconhecimento	Nº de RPPNs
CNUC	Federal	753
	Estadual	484
	Municipal	4
	Total	1.241
SIMRPPN	Federal	769
	Estadual	-
	Municipal	-
	Total	769
CNRPPN	Federal	761
	Estadual	1.012
	Municipal	95
	Total	1.868
WDPA	Federal	746
	Estadual	427
	Municipal	3
	Total	1.176

Fonte: MMA (2024), ICMBIO (2024), CNRPPN (2024) e UNEP-WCMC, IUCN (2024).

A primeira RPPN foi criada em 1990 (Figura 1); trata-se da Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Lageado, no estado do Mato Grosso do Sul. A partir de então, foram estabelecidas, em média, 36 novas reservas a cada ano, o que representa um acréscimo anual de cerca de 18 mil hectares. O conjunto de RPPNs (1.241) abrange 625 mil hectares ou 0,07% do território brasileiro (MMA, 2024). Desse total, a maioria (95%) é reportada pelo governo brasileiro (via Departamento de Áreas Protegidas – MMA) à WDPA, com última atualização registrada em 2023.

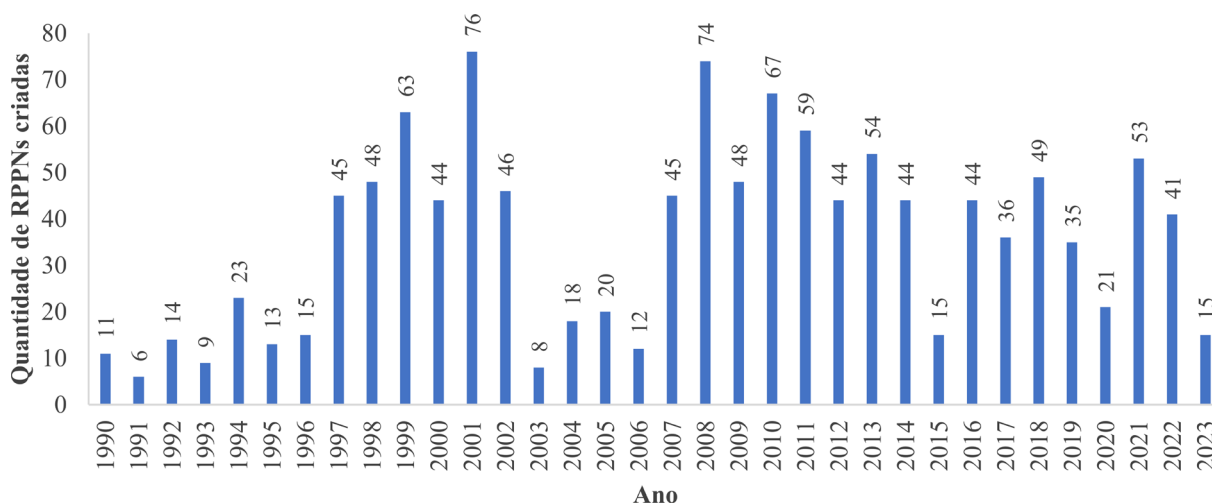


Figura 1. Evolução do número de RPPNs criadas no Brasil entre 1990 e 2023.

Fonte: MMA (2024).

A perpetuidade das RPPNs é expressamente assinalada na Lei Federal nº 9.985, de 2000, em seu artigo 21. Embora o reconhecimento de uma RPPN ocorra por meio de Portaria, portanto, um ato administrativo, o processo de desafetação ou redução dos limites não transcorre de maneira equivalente. Em outras palavras, uma RPPN não pode ser desafetada ou reduzida por meio de Portaria. O §7 do artigo 22 da lei supracitada explicita, sem fazer distinção de categorias, que a desafetação de uma unidade de conservação, isto é, a perda de seu status legal, somente pode ocorrer por meio da aprovação de uma lei específica. Cabe ressaltar que não há precedentes legais para o caso de desafetação de RPPNs, uma vez que se trata de áreas particulares voluntariamente destinadas à conservação por seus proprietários, em caráter perpétuo.

### 3.5. Estabilidade das PPAs latino-americanas

A estabilidade das PPAs, isto é, a resistência à perda precoce de seu status legal, na América Latina varia de baixa, como no México e Colômbia, a alta, como no Brasil. No México, a certificação governamental concedida às ADVCS pode ser revogada, a qualquer momento, por solicitação do proprietário (Bezaury-Creel, 2024). Os artigos 133 e 134 do *reglamento de la ley general del equilibrio ecológico y la protección al ambiente en materia de áreas naturales protegidas* explicitam a possibilidade de extinção antecipada de uma ADVCS, conforme o trecho destacado a seguir:

O proprietário de uma área voluntariamente destinada à conservação pode cancelar o certificado antecipadamente, enviando uma solicitação por escrito à Comissão para o cancelamento do certificado em questão (SEMARNAT, 2014, p. 47, artigo 134 [tradução própria]).

O formulário de cancelamento pode ser obtido no portal eletrônico do governo mexicano, específico para ADVCS (<https://advc.conanp.gob.mx/cancelacion>). Há, ainda, indicação expressa acerca da gratuidade de tal procedimento.

Na Colômbia, constatou-se situação semelhante. A possibilidade de cancelamento antecipado de uma RNSC aparece em três instrumentos jurídicos, a saber: Decreto nº 1.996, de 1999 (artigo 17), Decreto nº 2.372, de 2010 (artigo 18) e Decreto nº 1.076, de 2015 (artigo 2.2.2.1.17.17). Dentre essas menções, destaca-se a seguinte:

O registro das Reservas Naturais da Sociedade Civil perante o Ministério do Meio Ambiente poderá ser cancelado nos seguintes casos: (1) Voluntariamente pelo proprietário da reserva; (2) Por desaparecimento natural, artificial ou provocado do ecossistema que se pretendia proteger; (3) Por descumprimento, por parte do proprietário da reserva, das obrigações contidas neste decreto ou nos regulamentos de proteção ambiental ou de gerenciamento e uso de recursos naturais renováveis; (4) Como consequência de uma decisão judicial. (Colômbia, Decreto 1.996, de 1999, artigo 17, p. 4 [tradução própria]).

O arcabouço legal relacionado às ACPs, no Peru, não menciona, ao menos explicitamente, a possibilidade de extinção antecipada dessas reservas. A lei nº 26.834, em seu artigo 3º, menciona que a alteração do status legal de PAs, incluindo as ADVCS, somente pode ocorrer pela aprovação de uma lei. Caso semelhante ocorre no Brasil, em que não há um mecanismo específico voltado às RPPNs com vistas a possibilitar sua extinção. Com relação à extinção (ou desafetação, de acordo com o termo adotado na legislação brasileira), as RPPNs recebem, a priori, o mesmo tratamento das PAs governamentais, como Parques Nacionais e Reservas Biológicas, por exemplo. Nesse sentido, a desafetação somente pode ocorrer por meio da aprovação de uma lei específica (Brasil, 2000) e, portanto, deve ser votada na Câmara dos Deputados e no Senado Federal, necessitando, ainda, da sanção presidencial.

Contudo, parece não haver um tipo de PA totalmente imune a estes eventos. Nas últimas décadas, diversas PAs governamentais, em todos os continentes, vêm sofrendo com desafetações (Kroner et al., 2019), sendo esse, portanto, um fenômeno global. Dentre os países com registros de desafetação estão Brasil (Bernard et al., 2014; Pack et al., 2016), Peru (Forrest et al., 2015) e Colômbia (Mascia et al., 2014). Cabe ressaltar que as PAs são comumente

excluídas do escopo dos estudos publicados sobre essa temática (e.g. Symes et al., 2016; Kroner et al., 2019), evidenciando uma lacuna de conhecimento a ser investigada.

As PPAs foram incluídas no conjunto de dados analisados em apenas um estudo, realizado no Brasil, em que foi identificada uma RPPN que sofreu redução de tamanho. Nesse caso, a RPPN Seringal Triunfo teve sua área reduzida por meio da Lei Federal nº 12.431, de 24 de junho de 2011 (Pack et al., 2016). A justificativa para a redução baseou-se na instalação de empreendimento hidroelétrico, por se tratar de utilidade pública. A lei supracitada menciona, ainda, que a área subtraída da RPPN seria objeto de compensação ambiental no âmbito do processo de licenciamento do empreendimento em questão (Brasil, 2011).

### 3.6. *Nature Reserves* – África do Sul

A África do Sul protagoniza, em escala global, a definição e adoção de estratégias de conservação fundamentadas na ciência (Knight et al., 2006; Botts et al., 2019), o que explica, ao menos em parte, a relevante produção científica do país (Palfrey et al., 2021), também corroborada no presente estudo (Tabela 2).

O estabelecimento de PAs na África do Sul, sejam elas governamentais ou privadas, fundamenta-se na Lei nº 57, de 2003 (*Protected Areas Act*). Assim, esse instrumento legal confere às PPAs o mesmo grau de proteção e permanência das PAs governamentais (De Vos et al., 2019; Cumming; Daniels, 2014). A primeira PPA foi instituída em 1935; desde então, a frequência de estabelecimento de novas PPAs apresentou picos em dois períodos: 1964 a 1969 e 1996 a 2002 (De Vos et al., 2019). Ao longo das décadas, a quantidade de PPAs cresceu expressivamente mais rápido do que a quantidade de PAs governamentais, superando-as com uma ampla vantagem (De Vos et al., 2019).

Nesse contexto, as *Private Nature Reserves* (PNRs), ou simplesmente *Nature Reserves*, emergem como o principal tipo de PPA (UNEP-WCMC; IUCN, 2024). As PNRs são instituídas sob a égide da Lei nº 57, de 2003, e, portanto, são reconhecidas pela administração pública em diário oficial e incluídas no Registro de Áreas Protegidas (PAR, acrônimo em inglês) (DEA, 2016). As reservas são formalizadas por meio de acordos contratuais firmados entre proprietários de terra e agências conservacionistas, com vigência mínima de 30 anos. Tais acordos podem variar de acordo com o Programa de Administração da Biodiversidade (BSP, acrônimo em inglês) ao qual se vincula (e.g. SANBI, 2015; CapeNature, [s.d.]). O BSP desenvolvido pela CapeNature (uma agência conservacionista da província de Western Cape), por exemplo, incorporou 40% de seus participantes em acordos contratuais de caráter perpétuo (Selinske et al., 2015).

Anteriormente à promulgação do *Protected Areas Act*, em 2003, as *Nature Reserves* eram estabelecidas sem o devido controle, desconsiderando os aspectos relacionados ao seu planejamento. Após esse marco histórico-legal, os proprietários das *Nature Reserves* criadas previamente não foram instados a elaborar um plano de manejo. Como resultado, algumas delas são manejadas de modo incompatível com a conservação da natureza (Cumming; Daniels, 2014). Nos dias atuais, os esforços para ampliação da rede de PAs da África do Sul estão voltados ao estabelecimento de novas PNRs, vinculadas à BSPs, uma vez que esse mecanismo representou um avanço no que concerne ao adequado planejamento dessas reservas (Cumming; Daniels, 2014). Isso explica porque após a implementação dos BSPs, no início da década de 2000, a frequência de estabelecimento de novas PAs diminuiu (De Vos et al., 2019).

A Lei nº 57, de 2003, prevê a retirada do ato declaratório (isto é, desafetação) de qualquer tipo de PA, inclusive das PNRs. Isso pode ocorrer por solicitação unilateral de uma das partes, de um lado a autoridade federal (*Minister of Forestry, Fisheries and the Environment*) ou autoridade provincial (*Member of the Executive Council*), de outro o proprietário da reserva (África do Sul, 2003). Até a segunda metade da década de 2010, a taxa de desafetação de PNRs foi de 6,2% (maior que a observada para PAs governamentais: 2,2%), sendo que a maioria desses eventos ocorreu na década de 1960 e entre o final da década de 1980 e o início da década de 2000 (De Vos et al., 2019).

Atualmente, há 1.441 PNRs instituídas, estendendo-se por cerca de 4,4 milhões de hectares, ou seja, 3,63% do território sul africano. A quantidade de PNRs reportadas à WDPA totaliza 862 reservas (60% do total), equivalendo a 1,8 milhão de hectares.

### **3.7. Conservation Covenants – Austrália**

Os *Conservation Covenants* (CONCs) constituem o principal mecanismo de conservação em terras privadas na Austrália (Fitzsimons; Carr, 2014; Fitzsimons, 2015) e podem ser definidos como acordos usualmente perpétuos, juridicamente vinculantes, entre proprietários de terra e uma instituição administradora de convênios, geralmente, um órgão do governo estadual ou uma organização sem fins lucrativos (*land trust*) legalmente autorizada a assinar tais convênios (Fitzsimons, 2006; Brugler, 2023). Os convênios são registrados na escritura do imóvel e especificam as restrições impostas ao uso da terra, comumente, parcelamento do solo, supressão da vegetação, pastoreio de gado e atividades agrícolas (Adams; Moon, 2013; Fitzsimons; Carr, 2014).

A estrutura de governança dos CONCs é complexa, com mais de 10 instituições administradoras de convênios, distribuídas em sete estados ou territórios da Austrália (Hardy et

al., 2017). Cada uma dessas instituições desenvolve seu próprio programa, voltado a assinatura de convênios, amparado por uma legislação específica (Fitzsimons; Carr, 2014; Fitzsimons, 2015). Embora a maioria dos programas requer que os convênios sejam estabelecidos em caráter perpétuo, há programas que possibilitam a assinatura de convênios com período de vigência limitado (e.g. DNRET; 2024; BCT-NSW, 2024). O próprio formulário de requerimento para aprovação de um novo programa de convênios indica que a perpetuidade não é condição obrigatória para que a solicitação seja deferida (DCCEEW, 2024c).

O primeiro CONC foi estabelecido em 1951, por meio do programa denominado *Wildlife Refuge*, administrado pelo *Office of Environment and Heritage*, em Nova Gales do Sul (Hardy et al., 2017). Até meados da década de 2010, o programa com maior número de convênios assinados (cerca de 1.500 até 2015) denomina-se *South Australian Heritage Agreements* (Fitzsimons, 2015), sendo administrado pelo *Department of the Environment, Water and Natural Resources*, na Austrália Meridional. A abordagem descentralizada observada na Austrália, associada a complexidade de governança supramencionada, representa um desafio para a obtenção de um panorama fidedigno dos CONCs no país.

Na maioria dos casos, o rompimento de um CONC (correspondente à desafetação) somente pode ocorrer com a aprovação das diversas partes, quais sejam: proprietário de terra, instituição administradora do convênio e um ministro do governo. Contudo, o programa *Wildlife Refuge* permite que esse rompimento ocorra por solicitação unilateral do proprietário de terra. Consequentemente, o número de rompimentos registrados no âmbito desse programa é amplamente superior. No contexto dos demais programas, oito rompimentos de convênios foram registrados na Austrália até 2016 (Hardy et al., 2017).

Nas últimas décadas, a exploração mineral emergiu como uma ameaça à integridade das áreas protegidas via CONCs, levantando dúvidas quanto à legitimidade dos CONCs enquanto PPA, uma vez que o estabelecimento de tais convênios não impede a mineração. Em Queensland, haviam 273 licenças de exploração mineral vigentes em 2013, das quais 186 foram aprovadas após o estabelecimento do respectivo *Nature Refuge* (designação atribuída aos CONCs no âmbito do programa *Queensland Nature Refuge*, administrado pelo *Department of Environment and Heritage Protection*). Tais licenças afetaram 43% (149 de 349) dos *Nature Refuges* existentes, à época, em Queensland (Adams; Moon, 2013).

No último levantamento oficial realizado pelo governo da Austrália, compilado em sua base de dados (*Collaborative Australian Protected Areas Database – CAPAD*), foram registradas 2.617 CONCs, protegendo cerca de 300 mil hectares ou 0,04% do território australiano (DCCEEW, 2024a). Apenas 37% (961) dos CONCs foram reportados à WDPA. A

CAPAD, no entanto, não representa uma base de dados abrangente, incluindo somente os dados sobre PPAs de alguns estados e territórios (Ivanova; Cook, 2020). Em 2016, por exemplo, a CAPAD reunia dados sobre PPAs da Tasmânia, Austrália Ocidental e Território do Norte. Em sua versão mais atual (2022), passou a incluir também as PPAs do estado de Victoria (DCCEEW, 2024a). A não inclusão dos dados de um estado na CAPAD não implica na inexistência de CONCs, dado que tais convênios são observados também na Austrália Meridional, Nova Gales do Sul e Queensland (Fitzsimons, 2015).

### 3.8. Estados Unidos

De acordo com a WDPA, nos Estados Unidos (EUA), as PPAs são estabelecidas sob mais de 230 designações (nomenclaturas). Essa profusão de tipos de PPAs origina-se, ao menos parcialmente, da inexistência de um sistema nacional unificado de áreas protegidas (Clements et al., 2018), o que não é exigido do governo estadunidense, uma vez que o país não integra a Convenção sobre Diversidade Biológica (CBD, acrônimo em inglês) (Mitchell, 2014). Cabe mencionar que os EUA é o único país megadiverso que não ratificou sua participação no CBD (SCBD, 2024).

Ademais, embora existam alguns tipos de PPAs definidos a nível federal, os estados da federação (50, no total), bem como os governos locais, têm autonomia para definir seus próprios tipos de PPAs (USGS, 2022; USGS, 2024). Isso proporciona uma miríade de nomenclaturas e de instituições responsáveis pelo estabelecimento e administração de PPAs, cada qual operando de maneira independente, o que torna o cenário ainda mais confuso. O governo estadunidense estima que mais de 30.000 instituições sejam responsáveis pela administração das PAs no país (Gergely; McKerrow, 2013). Além disso, mais de 900 *land trusts* (organizações sem fins lucrativos dedicadas a aquisição e administração de terras com objetivo de conservação) estão diretamente envolvidas no estabelecimento e administração de PPAs no EUA (Land Trust Alliance, 2024).

Diante das circunstâncias descritas acima, sobretudo em relação à gestão demasiadamente descentralizada e à falta de padronização, não é plausível comparar as PPAs estadunidenses com as dos demais países, que possuem um sistema nacional unificado de áreas protegidas. Em outras palavras, a falta de equivalência entre as designações existentes nos estados da federação dificulta uma análise conclusiva (Martinuzzi et al., 2015).

#### 4. DISCUSSÃO

A ausência de dados completos e atualizados na WDPA dificulta a análise comparativa da quantidade e extensão territorial das PPAs existentes nos diversos países. Nesse sentido, os dados sobre PPAs da África do Sul, Austrália e Peru foram atualizados em 2024, enquanto a última atualização realizada pelo governo da Colômbia e México ocorreu em 2022. Até junho de 2024, o governo brasileiro não havia atualizado os dados sobre PPAs na WDPA, o que ocorreu pela última vez em 2023 (UNEP-WCMC; IUCN, 2024).

No que concerne a integralidade dos dados, os países analisados apresentaram o seguinte desempenho: Brasil (95%), Colômbia (73%), México (66%), Peru (62%), África do Sul (60%) e Austrália (37%). A integralidade refere-se à proporção de PPAs reportadas à WDPA, isto é, a quantidade registrada na base de dados oficial de um determinado país em relação a quantidade existente na WDPA. Isso reforça o pressuposto de não equivalência entre a ausência na WDPA e a não existência factual de uma PPA (Bingham et al., 2017). De maneira análoga, o fato de apenas 39 países reportarem suas PPAs, não descarta a possibilidade de que outros países adotem mecanismos legais para promover a conservação em terras privadas (Bingham et al., 2021).

A inclusão de dados incorretos na WDPA também pode contribuir para a formação de uma estimativa subestimada sobre as PPAs. O caso brasileiro exemplifica essa afirmação. Até 2022, as RPPNs encontravam-se equivocadamente cadastradas como PAs governamentais. Tal equívoco, também observado por Bingham et al. (2021), foi corrigido na última atualização (2023). Isso demonstra que a interpretação dos dados deve ser realizada por especialistas, de modo a reduzir a probabilidade de utilização de dados incorretos.

Há critérios claramente definidos para que uma área protegida seja classificada como PPA. Além de ser administrada sob governança privada, uma PPA deve destinar-se a conservação em longo prazo. Em outras palavras, a permanência (duração) de uma PPA deve ser, no mínimo, de 25 anos (Stolton et al., 2014). Nesse sentido, se o conjunto de critérios que definem uma PPA for rigorosamente analisado, algumas das áreas consideradas, em um primeiro momento, como PPAs perderiam essa qualificação. No presente estudo, isso se aplica às ACPs (Peru) e às ADVCS (México), tendo em vista que as mesmas podem ser estabelecidas com uma vigência de 10 e 15 anos, respectivamente.

Contudo, mesmo aquelas áreas que não atendam plenamente a totalidade de critérios para se qualificarem como uma PPA podem contribuir para a conservação da natureza e, por isso, não devem ser desprezadas. Este é o caso de uma OECM (*other effective area-based conservation measure*). Embora não se qualifique como uma PPA, uma OECM, por definição,

proporciona a efetiva conservação da biodiversidade a longo prazo (CBD, 2018). Basicamente, a característica que as distingue diz respeito a seu objetivo primário. Uma PPA objetiva primordialmente a conservação da biodiversidade a longo prazo, ao passo que uma OEEM proporciona um resultado semelhante, mesmo essa não sendo sua finalidade principal (IUCN-WCPA, 2019).

Um exemplo que se encaixa perfeitamente neste conceito é a Terra Indígena (TI) no Brasil, haja vista que são estabelecidas com o objetivo precípuo de garantir o direito à terra pelos povos originários e, conseqüentemente, à perpetuação de sua cultura (Brasil, 1973). Porém, ainda que não seja seu objetivo primário, as TIs promovem a conservação da biodiversidade, uma vez que o modo de vida indígena está estreitamente relacionado às florestas e demais recursos naturais.

A relevância das OEEMs é atestada pela sua inclusão, ao lado das PPAs, na mensuração dos resultados alcançados pelos países com relação às metas globais de conservação. As Metas de Aichi para a Biodiversidade, cujo prazo encerrou-se em 2020, foram substituídas por uma nova estratégia de conservação: Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework (GBF). Nesta nova diretriz, os países signatários do CBD comprometeram-se a proteger, no mínimo, 30% de seu território até 2030 (CBD, 2022).

Há uma crescente preocupação com a permanência e estabilidade das PAs ao redor mundo (Kroner et al., 2019; Qin et al., 2019), especialmente em relação às PPAs (Adams; Moon, 2013, Kamal; Grodzińska-Jurczak; Brown; 2015; Hardy et al., 2017, Mitchell et al., 2018, Clements et al., 2020). No presente estudo, as PPAs brasileiras (RPPNs) e sul-africanas (PNRs) recebem, a priori, o mesmo tratamento de uma PA governamental, o que lhes confere um maior grau de estabilidade. Entretanto, apenas as RPPNs apresentam duração exclusivamente perpétua (PNRs podem ser instituídas com período de vigência limitado). Dentre as PPAs latino-americanas, somente as RPPNs e RNSCs (Colômbia) vigoram sem prazo de validade. Todavia, diferentemente das PPAs brasileiras, as RNSCs podem ser suspensas por solicitação do proprietário. Os CONCs empregados na Austrália são considerados estáveis, com raros casos de desafetação, e são frequentemente instituídos em caráter perpétuo, embora haja possibilidade de adotar um período limitado de vigência.

Ainda que demonstre limitações evidentes, como a eventual ausência de dados completos e atualizados, além da sub-representação de países, a WDPA é essencial, por exemplo, para o monitoramento de PAs em escala global, a mensuração de metas globais de conservação (como a meta 30x30 do GBD) e o apoio na formulação de políticas internacionais, sendo, portanto, de grande relevância política e acadêmica. A implementação de futuras

melhorias, como a inclusão de uma funcionalidade para monitorar o desaparecimento (desafetação) de PAs ao longo do tempo pode robustecer essa valiosa base de dados (Clements et al., 2018, Bingham et al., 2019, Cook et al., 2024).

## 5. CONCLUSÃO

O Brasil ocupa a 4ª posição em termos de quantidade e extensão de PPA, de acordo com a WDP. Ainda mais importante, as PPA brasileiras (RPPNs) destacam-se também nos quesitos permanência e estabilidade, constituindo um dos mais sólidos mecanismos de conservação em terras privadas em todo o mundo. O arcabouço legal das RPPNs assegura sua permanência em caráter exclusivamente perpétuo, o que as distingue dos demais tipos de PPA analisados (ADVCs – México, ACPs – Peru, RNSCs – Colômbia, PNRs – África do Sul, e CONCs – Austrália). Ademais, não foram encontrados registros na literatura de RPPNs desafetadas, sugerindo que as mesmas apresentam alta estabilidade. O governo brasileiro reporta 95% de suas reservas particulares à WDP, o maior índice dentre os países analisados, contribuindo para que o Brasil se mantenha na vanguarda da conservação em terras privadas.

## AGRADECIMENTOS

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

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACREMAN, M.; HUGHES, K. A.; ARTHINGTON, A. H.; TICKNER, D.; DUEÑAS, M. A. Protected areas and freshwater biodiversity: a novel systematic review distils eight lessons for effective conservation. **Conservation Letters**, v. 13, e12684, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/conl.12684>

ADAMS, V. M.; MOON, K. Security and equity of conservation covenants: contradictions of private protected area policies in Australia. **Land Use Policy**, v. 30, p. 114–119, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.03.009>

ÁFRICA DO SUL. National Environmental Management: Protected Areas Act 57. Cape Town: Diário Oficial do Governo, v. 464, n. 26025, 2003.

ALDANA, A. M.; MITCHLEY, J. Protected Areas legislation and the conservation of the Colombian Orinoco basin natural ecosystems. **Nature Conservation**, v. 4, p. 15–28, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.3897/natureconservation.4.3682>

BCT-NSW – Biodiversity Conservation Trust of New South Wales. **Wildlife Refuge and voluntary Conservation Agreements**. 2024. Disponível em:

<https://www.bct.nsw.gov.au/wildlife-refuge-and-voluntary-conservation-agreements-resources>. Acesso em: 20 abr. 2024.

BERNARD, E.; PENNA, L. A. O.; ARAÚJO, E. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. **Conservation Biology**, v. 28, n. 4, p. 939–950, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.12298>

BERTZKY, B.; SHI, Y.; HUGHES, A.; ENGELS, B.; ALI, M. K.; BADMAN, T. **Terrestrial Biodiversity and the World Heritage List**: identifying broad gaps and potential candidate sites for inclusion in the natural World Heritage network. Gland, Switzerland: IUCN, 2013. 70 p.

BEZAURY-CREEL, J. E. Privately protected areas in Mexico, a 2012–2023 update. **Frontiers in Conservation Science**, v. 4, 1304771, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fcosc.2023.1304771>

BINGHAM, H. C.; BIGNOLI, D. J.; LEWIS, E.; MACSHARRY, B.; BURGESS, N. D.; VISCONTI, P.; DEGUIGNET, M.; MISRACHI, M.; WALPOLE, M.; STEWART, J. L.; BROOKS, T. M.; KINGSTON, N. Sixty years of tracking conservation progress using the World Database on Protected Areas. **Nature Ecology and Evolution**, v. 3, n. 5, p. 737–743, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0869-3>

BINGHAM, H. C.; FITZSIMONS, J. A.; MITCHELL, B. A.; REDFORD, K. H.; STOLTON, S. Privately Protected Areas: missing pieces of the global conservation puzzle. **Frontiers in Conservation Science**, v. 2, p. 1–5, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fcosc.2021.748127>

BINGHAM, H.; FITZSIMONS, J. A.; REDFORD, K. H.; MITCHELL, B. A.; BEZAURY-CREEL, J.; CUMMING, T. L. Privately protected areas: advances and challenges in guidance, policy and documentation. **Parks**, v. 23, n. 1, p. 13–28, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.PARKS-23-1HB.en>

BORRINI-FEYERABEND, G.; DUDLEY, N.; JAEGER, T.; LASSEN, B.; BROOME, N. P.; PHILLIPS, A.; SANDWITH, T. **Governance of protected areas**: from understanding to action. Gland, Switzerland: IUCN, 2013. 124 p.

BOTTS, E. A.; PENCE, G.; HOLNESS, S.; SINK, K.; SKOWNO, A.; DRIVER, A.; HARRIS, L. R.; DESMET, P.; ESCOTT, B.; LÖTTER, M.; NEL, J.; SMITH, T.; DANIELS, F.; SINCLAIR, S.; STEWART, W.; MANUEL, J. Practical actions for applied systematic conservation planning. **Conservation Biology**, v. 33, n. 6, p. 1235–1246, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.13321>

BRASIL. **Lei nº 6.001, de 19 de dezembro de 1973**. Dispõe sobre o Estatuto do Índio. Diário Oficial da União, Brasília, 21 dez. 1973.

\_\_\_\_\_. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 19 jul. 2000.

\_\_\_\_\_. **Lei Federal nº 12.431, de 24 de junho de 2011.** Dispõe sobre a incidência do imposto sobre a renda nas operações que especifica; altera as Leis nºs 11.478, de 29 de maio de 2007, 6.404, de 15 de dezembro de 1976, 9.430, de 27 de dezembro de 1996, 12.350, de 20 de dezembro de 2010, 11.196, de 21 de novembro de 2005, 8.248, de 23 de outubro de 1991, 9.648, de 27 de maio de 1998, 11.943, de 28 de maio de 2009, 9.808, de 20 de julho de 1999, 10.260, de 12 de julho de 2001, 11.096, de 13 de janeiro de 2005, 11.180, de 23 de setembro de 2005, 11.128, de 28 de junho de 2005, 11.909, de 4 de março de 2009, 11.371, de 28 de novembro de 2006, 12.249, de 11 de junho de 2010, 10.150, de 21 de dezembro de 2000, 10.312, de 27 de novembro de 2001, e 12.058, de 13 de outubro de 2009, e o Decreto-Lei nº 288, de 28 de fevereiro de 1967; institui o Regime Especial de Incentivos para o Desenvolvimento de Usinas Nucleares (Renuclear); dispõe sobre medidas tributárias relacionadas ao Plano Nacional de Banda Larga; altera a legislação relativa à isenção do Adicional ao Frete para Renovação da Marinha Mercante (AFRMM); dispõe sobre a extinção do Fundo Nacional de Desenvolvimento; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 27 jun. 2011.

BRUGLER, S. Evaluating successes and challenges for effective governance of privately protected areas in Australia. **Frontiers in Conservation Science**, v. 4, 1291745, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fcosc.2023.1291745>

CAPANO, G. C.; TOIVONEN, T.; SOUTULLO, A.; DI MININ, E. The emergence of private land conservation in scientific literature: a review. **Biological Conservation**, v. 237, p. 191–199, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.010>

CAPENATURE. **Conservation in landowners' hands: how can you make a contribution to conservation?**. Cape Town: CapeNature, [s. d.]. Disponível em: <https://www.capenature.co.za/uploads/files/Stewardship-Fact-Sheet-English.pdf>. Acesso em: 12 abr. 2024.

CBD – CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Protected areas and other effective area-based conservation measures**. 2018. Decision 14/8. Disponível em: <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-14/cop-14-dec-08-en.pdf>. Acesso em: 29 jan. 2024.

CBD – CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework**. 2022. Decision L25. Disponível em: <https://www.cbd.int/doc/c/e6d3/cd1d/daf663719a03902a9b116c34/cop-15-l-25-en.pdf>. Acesso em: 02 fev. 2024.

SCBD – SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Country Profile**. 2024. Disponível em: <https://www.cbd.int/countries>. Acesso em: 22 mar. 2024.

CLEMENTS, H. S.; BIGGS, R.; CUMMING, G. S. Cross-scale and social-ecological changes constitute main threats to private land conservation in South Africa. **Journal of Environmental Management**, v. 274, p. 111235, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111235>

CLEMENTS, H. S.; SELINSKE, M. J.; ARCHIBALD, C. L.; COOKE, B.; FITZSIMONS, J. A.; GROCE, J. E.; TORABI, N.; HARDY, M. J. Fairness and transparency are required for

the inclusion of privately protected areas in publicly accessible conservation databases. **Land**, v. 7, n. 3, p. 1–13, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/land7030096>

CNRPPN – CONFEDERAÇÃO NACIONAL DAS RESERVAS PARTICULARES DO PATRIMÔNIO NATURAL. **Painel de Indicadores da Confederação Nacional de RPPN**. 2024. Disponível em: <https://www.rppn.org.br/indicadores-de-rppns>. Acesso em: 6 abr. 2024.

COLÔMBIA. **Decreto n° 1996, de 15 de outubro de 1999**. Por el cual se reglamentan los artículos 109 y 110 de la Ley 99 de 1993 sobre Reservas Naturales de La Sociedad Civil. Bogotá, 15 out. 1999.

COLÔMBIA. **Decreto n° 2372, de 01 de julho de 2010**. Por el cual se reglamenta el Decreto-Ley 2811 de 1974, la Ley 99 de 1993, la Ley 165 de 1994 y el Decreto-Ley 216 de 2003, en relación con el Sistema Nacional de Areas Protegidas, las categorías de manejo que lo conforman y se dictan otras disposiciones. Bogotá, 01 jul. 2010.

CONANP – Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. **Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación**: marzo 2024. 2024. Disponível em: <https://advc.conanp.gob.mx/listado-de-advc/>. Acesso em: 22 abr. 2024.

COOK, C. N.; LEMIEUX, C. J.; GOLDEN KRONER, R. Increasing transparency and accountability in global protected and conserved area reporting. **One Earth**, v. 7, n. 3, p. 421–430, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2024.01.022>

CUMMING, T.; DANIELS, F. South Africa. In: STOLTON, S.; REDFORD, K. H.; DUDLEY, N. (org.). **The futures of privately protected areas**. Gland, Switzerland: IUCN, 2014. 114 p.

DCCEEW – DEPARTMENT OF CLIMATE CHANGE, ENERGY, THE ENVIRONMENT AND WATER. **Collaborative Australian Protected Areas Database (CAPAD) 2022**. 2024a. Disponível em: <https://www.dcceew.gov.au/environment/land/nrs/science/capad/2022>. Acesso em: 28 abr. 2024.

DCCEEW – DEPARTMENT OF CLIMATE CHANGE, ENERGY, THE ENVIRONMENT AND WATER. **Australian Protected Areas Dashboard**. 2024b. Disponível em: <https://www.dcceew.gov.au/environment/land/nrs/science/capad/dashboard>. Acesso em: 28 abr. 2024.

DCCEEW – DEPARTMENT OF CLIMATE CHANGE, ENERGY, THE ENVIRONMENT AND WATER. **How to apply**. 2024c. Disponível em: <https://www.dcceew.gov.au/environment/biodiversity/conservation/covenants/how-to-apply>. Acesso em: 20 abr. 2024.

DE VOS, A.; CLEMENTS, H. S.; BIGGS, D.; CUMMING, G. S. The dynamics of proclaimed privately protected areas in South Africa over 83 years. **Conservation Letters**, v. 12, e12644, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/conl.12644>

DEA – DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL AFFAIRS. **Norma n° 40.402, de 04 de novembro de 2016**. Norms and standards for the inclusion of private nature reserve in the

register of protected areas of South Africa. *Diário Oficial do Governo, Staatskoerant*, 04 nov. 2016.

DNRET – DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES AND ENVIRONMENT  
TASMANIA. **Private Land Conservation Program**. 2024. Disponível em:  
<https://nre.tas.gov.au/conservation/conservation-on-private-land/private-land-conservation-program>. Acesso em: 20 abr. 2024.

DUDLEY, N. (ed.). **Guidelines for applying protected area management categories**. Gland, Switzerland: IUCN, 2008. 86 p.

FITZSIMONS, J. A. Private Protected Areas? Assessing the suitability for incorporating conservation agreements over private land into the national reserve system: a case study of Victoria. **Environmental and Planning Law Journal**, v. 23, p. 365–385, 2006.

FITZSIMONS, J. A. Private protected areas in Australia: current status and future directions. **Nature Conservation**, v. 10, p. 1–23, 2015. Disponível em:  
<https://doi.org/10.3897/natureconservation.10.8739>

FITZSIMONS, J. A.; CARR, C. B. Conservation covenants on private land: issues with measuring and achieving biodiversity outcomes in Australia. **Environmental Management**, v. 54, p. 606–616, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0329-4>

FORREST, J. L.; MASCIA, M. B.; PAILLER, S.; ABIDIN, S. Z.; ARAUJO, M. D.; KRITHIVASAN, R.; RIVEROS, J. C. Tropical deforestation and carbon emissions from protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD). **Conservation Letters**, v. 8, n. 3, p. 153–161, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/conl.12144>

FRANCO, J. L. de A.; SCHITTINI, G. de M.; BRAZ, V. da S. História da conservação da natureza e das áreas protegidas: panorama geral. **Historiae, Rio Grande**, v. 6, n. 2, p. 233–270, 2015.

GERGELY, K. J.; MCKERROW, A. **PAD-US National Inventory of Protected Areas**: fact sheet. Lakewood, CO: United States Geological Survey, 2013. Disponível em:  
<https://pubs.usgs.gov/publication/fs20133086>. Acesso em: 06 mar. 2024.

HARDY, M. J.; FITZSIMONS, J. A.; BEKESY, S. A.; GORDON, A. Exploring the permanence of conservation covenants. **Conservation Letters**, v. 10, n. 2, p. 221–230, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/conl.12243>

HARZING, A. W.; ALAKANGAS, S. Google Scholar, Scopus and the Web of Science: a longitudinal and cross-disciplinary comparison. **Scientometrics**, v. 106, p. 787–804, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11192-015-1798-9>

ICMBIO – INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE.  
**Sistema Informatizado de Monitoria de RPPN**. 2024. Disponível em:  
<https://sistemas.icmbio.gov.br/simrppn/publico/>. Acesso em: 6 abr. 2024.

IUCN-WCPA. **Recognising and reporting other effective area-based conservation measures**. Gland, Switzerland: IUCN, 2019. 22 p.

IVANOVA, I. M.; COOK, C. N. The role of privately protected areas in achieving biodiversity representation within a national protected area network. **Conservation Science and Practice**, v. 2, e307, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/csp2.307>

KAMAL, S.; GRODZIŃSKA-JURCZAK, M.; BROWN, G. Conservation on private land: a review of global strategies with a proposed classification system. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 58, n. 4, p. 576–597, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09640568.2013.875463>

KEMINK, K. M.; DIEDRICH, A.; ADAMS, V. M.; PRESSEY, R. L. Exploring motives for participation in a perpetual easement program: going beyond financial incentives. **Biological Conservation**, v. 284, 110193, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110193>

KNIGHT, A. T.; DRIVER, A.; COWLING, R. M.; MAZE, K.; DESMET, P. G.; LOMBARD, A. T.; ROUGET, M.; BOTHA, M. A.; BOSHOFF, A. F.; CASTLEY, J. G.; GOODMAN, P. S.; MACKINNON, K.; PIERCE, S. M.; SIMS-CASTLEY, R.; STEWART, W. I.; VON HASE, A. Designing systematic conservation assessments that promote effective implementation: best practice from South Africa. **Conservation Biology**, v. 20, n. 3, p. 739–750, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00452.x>

GOLDEN KRONER, R. E.; QIN, S.; COOK, C. N.; KRITHIVASAN, R.; PACK, S. M.; BONILLA, O. D.; CORT-KANSINALLY, K. A.; COUTINHO, B.; FENG, M.; MARTÍNEZ GARCIA, M. I.; HE, Y.; KENNEDY, C. J.; LEBRETON, C.; LEDEZMA, J. C.; LOVEJOY, T. E.; LUTHER, D. A.; PARMANAND, Y.; RUÍZ-AGUDELO, C. A.; YERENA, E.; MORÓN ZAMBRANO, V.; MASCIA, M. B. The uncertain future of protected lands and waters. **Science**, v. 364, p. 881–886, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aau5525>

LAMA, R. L. de la; BENNETT, N.; BULKAN, J.; BOYD, D.; CHAN, K. M. A. A legal assessment of private land conservation in South America. **Conservation Biology**, v. 37, e14068, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.14068>

LAND TRUST ALLIANCE. **Explore Land Trusts**. 2024. Disponível em: <https://landtrustalliance.org/land-trusts/explore>. Acesso em: 06 mar. 2024.

LANGHOLZ, J. A.; KRUG, W. New forms of biodiversity governance: non-state actors and the private protected area action plan. **Journal of International Wildlife Law and Policy**, v. 7, p. 9–29, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/13880290490480112>

LANGHOLZ, J.; LASSOIE, J.; SCHELHAS, J. Incentives for biological conservation: Costa Rica's Private Wildlife Refuge Program. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1735–1743, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99049.x>

LEVERKUS, A. B.; REY BENAYAS, J. M.; SOLÍS, P.; SIERRA, J. M. Enabling conditions for the implementation and conservation outcomes of a private nature reserve. **Ecological Solutions and Evidence**, v. 1, e12019, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12019>

MASCIA, M. B.; PAILLER, S.; KRITHIVASAN, R.; ROSHCHANKA, V.; BURNS, D.; MLOTHA, M. J.; MURRAY, D. R.; PENG, N. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in Africa, Asia, and Latin America and the Caribbean, 1900-2010. **Biological Conservation**, v. 169, p. 355–361, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.021>

MEDEIROS, R. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. IX, n. 1, p. 41–64, 2006.

MITCHELL, B. A. United States. In: STOLTON, S.; REDFORD, K. H.; DUDLEY, N. (org.). **The Futures of Privately Protected Areas**. Gland, Switzerland: IUCN, 2014.

MITCHELL, B. A.; STOLTON, S.; BEZAURY-CREEL, J.; BINGHAM, H. C.; CUMMING, T. L.; DUDLEY, N.; FITZSIMONS, J. A.; MALLERET-KING, D.; REDFORD, K. H.; SOLANO, P. **Guidelines for privately protected areas**. Gland, Switzerland: IUCN, 2018. 100 p. (Best Practice Protected Area Guidelines Series).

MITTERMEIER, R. A. Primate diversity and the tropical forest: case studies from Brazil and Madagascar and the importance of the megadiversity countries. In: WILSON, E. O.; PETER, F.M. (eds.). **Biodiversity**. Washington, DC: National Academic Press, 1988. p. 145–154.

MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; GIL, P. R. **Megadiversity: Earth's Biologically Wealthiest Nations**. Mexico City, Mexico: CEMEX, 1997.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE E MUDANÇA DO CLIMA. **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação**. 2024. Disponível em: <https://cnucc.mma.gov.br/>. Acesso em: 6 abr. 2024.

NASCIBEM, F. G.; SILVA, R. F. B. da; VIVEIRO, A. A.; GONÇALVES JUNIOR, O. The role of Private Reserves of Natural Heritage (RPPN) on natural vegetation dynamics in Brazilian biomes. **Land Use Policy**, v. 132, 106820, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.106820>

PACK, S. M.; FERREIRA, M. N.; KRITHIVASAN, R.; MURROW, J.; BERNARD, E.; MASCIA, M. B. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in the Amazon. **Biological Conservation**, v. 197, p. 32–39, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.004>

PALFREY, R.; OLDEKOP, J.; HOLMES, G. Conservation and social outcomes of private protected areas. **Conservation Biology**, v. 35, n. 4, p. 1098–1110, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.13668>

PERU. **Decreto nº 038-2001-AG, de 22 de junho de 2001**. Aprueban El Reglamento de La Ley de Áreas Naturales Protegidas. Lima, 22 jun. 2001.

PERU. **Lei nº 26.834, de 30 de junho de 1997**. Ley de Areas Naturales Protegidas. Lima, 30 jun. 1997.

PNNC – PARQUES NACIONALES NATURALES DE COLOMBIA. **Registro Único Nacional de Áreas Protegidas (RUNAP)**. 2024. Disponível em: <https://runap.parquesnacionales.gov.co/>. Acesso em: 10 abr. 2024.

QIN, S.; GOLDEN KRONER, R. E.; COOK, C.; TESFAW, A. T.; BRAYBROOK, R.; RODRIGUEZ, C. M.; POELKING, C.; MASCIA, M. B. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement as a threat to iconic protected areas. **Conservation Biology**, v. 33, n. 6, p. 1275–1285, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.13365>

REYERS, B. Conserving biodiversity outside protected areas. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 2, p. 289–305, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00359-2>

RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Unidades de conservação brasileiras. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 27–35, 2005.

SANBI – SOUTH AFRICAN NATIONAL BIODIVERSITY INSTITUTE. **Factsheet on Biodiversity Stewardship**. 2015. Disponível em: <https://www.sanbi.org/wp-content/uploads/2018/04/sanbi-biodiversity-stewardship-factsheet-2nd-edition-2015.pdf>. Acesso em: 20 mar. 2024.

SCHULZE, K.; KNIGHTS, K.; COAD, L.; GELDMANN, J.; LEVERINGTON, F.; EASSOM, A.; MARR, M.; BUTCHART, S. H. M.; HOCKINGS, M.; BURGESS, N. D. An assessment of threats to terrestrial protected areas. **Conservation Letters**, v. 11, e12435, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/conl.12435>

SELINSKE, M. J.; COETZEE, J.; PURNELL, K.; KNIGHT, A. T. Understanding the motivations, satisfaction, and retention of landowners in private land conservation programs. **Conservation Letters**, v. 8, n. 4, p. 282–289, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/conl.12154>

SEMARNAT – SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES. **Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente**. Diário Oficial do Governo, México, 28 jan. 1988.

SEMARNAT – SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES. **Decreto por el que se reforman, adicionan y derogan diversas disposiciones del Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en Materia de Áreas Naturales Protegidas**. Diário Oficial do Governo, México, 21 mai. 2014.

SERNANP – SERVICIO NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS POR EL ESTADO. **Áreas de Conservación Privada (ACP) | Plataforma Nacional de Datos Abiertos**. 2024. Disponível em: <https://www.datosabiertos.gob.pe/dataset/areas-de-conservacion-privada-acp>. Acesso em: 12 abr. 2024.

SHANEE, S.; SHANEE, N.; LOCK, W.; ESPEJO-URIBE, M. J. The Development and growth of non-governmental conservation in Peru: privately and communally protected areas. **Human Ecology**, v. 48, p. 681–693, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10745-020-00188-8>

SHANEE, S.; SHANEE, N.; MONTEFERRI, B.; ALLGAS, N.; ALARCON PARDO, A.; HORWICH, R. H. Protected area coverage of threatened vertebrates and ecoregions in Peru: comparison of communal, private and state reserves. **Journal of Environmental Management**, v. 202, p. 12–20, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.023>

SINGH, V. K.; SINGH, P.; KARMAKAR, M.; LETA, J.; MAYR, P. The journal coverage of Web of Science, Scopus and Dimensions: a comparative analysis. **Scientometrics**, v. 126, p. 5113–5142, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11192-021-03948-5>

SREEKAR, R.; ZENG, Y.; ZHENG, Q.; LAMBA, A.; TEO, H. C.; SARIRA, T. V.; KOH, L. P. Nature-based climate solutions for expanding the global protected area network. **Biological Conservation**, v. 269, 109529, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109529>

STOLTON, S.; REDFORD, K. H.; DUDLEY, N. **The Futures of Privately Protected Areas**. Gland, Switzerland: IUCN, 2014. 112 p. (Protected Area Technical Report Series).

SYMES, W. S.; RAO, M.; MASCIA, M. B.; CARRASCO, L. R. Why do we lose protected areas? Factors influencing protected area downgrading, downsizing and degazettement in the tropics and subtropics. **Global Change Biology**, v. 22, p. 656–665, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.13089>

UNEP-WCMC. **User manual for the World Database on Protected Areas and world database on other effective area-based conservation measures: 1.6**. Cambridge, UK: UNEP-WCMC, 2019.

UNEP-WCMC; IUCN. **Explore the World's Protected Areas**. 2024. Disponível em: <https://www.protectedplanet.net/en>. Acesso em: 6 abr. 2024.

USGS – UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **PAD-US Data Manual: PAD-US Standard Tables**. 2024. Disponível em: <https://www.usgs.gov/programs/gap-analysis-project/pad-us-data-manual>. Acesso em: 27 mar. 2024.

USGS – UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Protected Areas Database of the United States (PAD-US) 3.0 Spatial Analysis and Statistics [Dataset]**. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.5066/P9KLB5D>. Acesso em: 27 mar. 2024.

## **CAPÍTULO II**

## **Aplicação de métricas da paisagem para análise da qualidade dos fragmentos protegidos por reservas particulares no estado de Minas Gerais**

### **RESUMO**

A cobertura original da Mata Atlântica sofreu drástica redução; processo que se acentuou, principalmente, a partir do início do século XX. A cobertura florestal remanescente encontra-se distribuída em fragmentos, predominantemente, isolados na paisagem, resultando no declínio da biodiversidade. Alguns desses fragmentos são legalmente protegidos por meio de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), constituindo habitats imprescindíveis à sobrevivência de diversas espécies de fauna e flora. Assim, o presente estudo objetivou avaliar a qualidade desses fragmentos florestais protegidos (FFPs) por meio de métricas da paisagem (área, forma e proximidade). Tais métricas foram combinadas de maneira a conceber o índice de biodiversidade potencial (IBP). Os FFPs (n=223) apresentaram uma área média de 165 hectares e um índice de forma médio semelhante ao de fragmentos não protegidos. A maioria dos FFPs (69%) não apresenta conectividade com outras unidades de conservação (UCs), de acordo com os parâmetros estabelecidos neste estudo. O IBP evidenciou que mesmo os FFPs de tamanho reduzido podem constituir habitats de qualidade quando localizados próximos a outras UCs. O índice concebido pode ter múltiplas aplicações, como a definição de áreas prioritárias para pesquisa ou o planejamento de iniciativas de conservação. Ainda assim, o IBP não deve assumir um caráter definitivo, dada sua dependência do contexto de análise. A proteção de um fragmento florestal, independentemente de seu IBP, é de extrema importância para a manutenção da diversidade biológica, sobretudo, diante do cenário de devastação observado na Mata Atlântica.

**Palavras-chave:** Áreas protegidas; Biodiversidade; Ecologia da paisagem; Mata Atlântica; RPPN.

### **ABSTRACT**

The original cover of the Atlantic Forest has been drastically reduced; a process that has been intensified mainly since the beginning of the 20th century. The remaining forest is distributed in fragments, predominantly isolated in the landscape, leading to a decline in biodiversity. Some of these fragments are legally protected through Natural Heritage Private Reserves (RPPNs), providing crucial habitats for the survival of various species of fauna and flora. The aim of this study was to assess the quality of these protected forest fragments (FFPs) through landscape metrics (area, shape, and proximity). These metrics were combined to develop the potential biodiversity index (IBP). The FFPs (n=223) had a mean area of 165 hectares and a mean shape index similar to that of unprotected fragments. Most of the FFPs (69%) had no connectivity with other protected areas (PAs), according to the parameters set out in this study. The IBP showed that even small FFPs can provide quality habitats when located near other PAs. The developed index can be used for multiple purposes, such as defining priority areas for research or planning conservation initiatives. Nevertheless, the IBP should not be a definitive measure, as it depends on the context of analysis. The protection of a forest fragment, regardless of its

IBP, is extremely important for the maintenance of biological diversity, especially in the face of the devastation observed in the Atlantic Forest.

**Keywords:** Atlantic Forest; Biodiversity; Landscape ecology; Protected areas; RPPN.

## 1. INTRODUÇÃO

A perda de habitat e a fragmentação são fatores-chave para o declínio da biodiversidade observado em todo o planeta (Butchart et al., 2010). No Brasil, a Mata Atlântica originalmente estendia-se por cerca de 130 milhões de hectares e, atualmente, restringe-se a 12,4% de sua cobertura original (Fundação SOS Mata Atlântica, 2023). Os remanescentes florestais encontram-se altamente fragmentados, circundados por uma matriz predominantemente antrópica, em que o uso e ocupação do solo é constituído por agricultura, pastagens, áreas degradadas e mineração (Rezende et al., 2018). As populações de mamíferos de grande porte foram drasticamente reduzidas, indicando a deterioração da integridade ecológica dos fragmentos (Canale et al., 2012; Jorge et al., 2013). Nessa conjuntura, a Mata Atlântica, um *hotspot* mundial de biodiversidade, pode ser considerada um dos biomas mais ameaçados em escala global (Mittermeier et al., 2011). Apesar disso, apenas 10,4% da atual cobertura florestal desse bioma encontra-se protegida por unidades de conservação (UCs) (MMA, 2024).

No contexto brasileiro, o estabelecimento de UCs particulares, denominadas Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), se destaca como um mecanismo fundamental para a manutenção da biodiversidade, uma vez que grande parte das terras disponíveis com potencial para conservação localiza-se em propriedades privadas (Silva et al., 2021a). Ademais, a recente tendência de redução, reclassificação e extinção de UCs públicas (Bernard et al., 2014; Marques; Peres, 2015), somada a um severo déficit orçamentário das UCs públicas, decorrente da diminuição do repasse de verbas governamentais ao longo da última década (2010-2020) (Ferreira et al., 2020; Silva et al., 2021b), confere às RPPNs um papel ainda mais importante na conservação de habitats.

Apesar do tamanho médio das RPPNs ser expressivamente menor que o das UCs públicas (Pegas; Castley, 2016), cabe ressaltar que fragmentos menores não são necessariamente menos adequados à conservação (Langholz et al., 2000). Além do tamanho, outros atributos dos remanescentes florestais, como formato e isolamento, influenciam a riqueza e abundância das espécies presentes nos biomas e ecossistemas (Fernández et al., 2002; Martensen et al., 2008; Tapia-Armijos et al., 2015; Mello et al., 2016; Matos et al., 2021).

O tamanho do fragmento é determinante na sua capacidade de abrigar maior ou menor

biodiversidade, uma vez que fragmentos maiores possibilitam uma maior amplitude de interações espécie-habitat, favorecendo o estabelecimento de populações viáveis (Metzger et al., 2009). A correlação positiva entre tamanho do fragmento e riqueza de espécies é corroborada por diversos estudos na Mata Atlântica, que incluem espécies arbóreas (Benchimol; Peres, 2015) e espécies de insetos (Barragán et al., 2011; Araújo et al., 2015), anfíbios (Dixo et al., 2009; Almeida-Gomes et al., 2016), répteis (Cabrera-Guzmán; Reynoso, 2012; Almeida-Gomes; Rocha, 2014), aves (Maldonado-Coelho; Marini, 2004; Uezu et al., 2005; Martensen et al., 2008) e mamíferos (Pardini et al., 2005; Magioli et al., 2015).

Apesar da importância do tamanho do fragmento para a riqueza de espécies, os pequenos fragmentos não devem ser negligenciados (Ribeiro et al., 2009), visto que exercem a função de trampolins ecológicos, reduzindo o isolamento entre fragmentos na paisagem e, conseqüentemente, promovendo o fluxo gênico necessário para a manutenção de populações viáveis (Baguette et al., 2013; Saura et al., 2014; Martins et al., 2016; Herrera et al., 2017).

A conectividade pode ser definida como o inverso do isolamento (Souza et al., 2014) e, combinada ao tamanho, são os principais atributos que influenciam na biodiversidade dos fragmentos (Martensen et al., 2008). Diversos estudos comprovam a correlação positiva entre conectividade e riqueza de espécies (Pardini et al., 2005; Vieira et al., 2009; Magioli et al., 2016). A conectividade depende da distribuição espacial dos fragmentos na paisagem e, ao mesmo tempo, da capacidade de dispersão apresentada por cada espécie (King; With, 2002; Herrera et al., 2017), porém, essas informações são escassas na literatura (Crouzeilles et al., 2010). Nesse contexto, Hatfield et al. (2018a) compilaram as informações disponíveis na literatura sobre a capacidade de dispersão de diversas espécies da Mata Atlântica, incluindo diferentes grupos faunísticos; a dispersão variou de 10 metros, para algumas espécies de aves, até valores superiores à 1.000 metros, para algumas espécies de insetos e mamíferos.

Por sua vez, o formato de um fragmento influencia diretamente na qualidade do habitat, determinando a intensidade do efeito de borda (Wang et al., 2021), que se destaca como um dos principais causadores da perda de biodiversidade (Harper et al., 2005; Tabarelli et al., 2008). Diversos estudos evidenciam que a área central dos fragmentos apresenta maior riqueza de espécies quando comparada à área de borda (Oliveira et al., 2004; Arellano-Rivas et al., 2018). Isso ocorre devido a uma série de distúrbios ecológicos aos quais as áreas de borda estão suscetíveis, como o aumento da luminosidade e temperatura, diminuição da umidade do solo, maior incidência de vento, entre outros (Laurance et al., 2002; Broadbent et al., 2008). Assim, os fragmentos com formato mais irregular ou alongado estão sujeitos a um maior efeito de borda (Hatfield et al., 2018b).

Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar, por meio de métricas da paisagem, a qualidade dos fragmentos protegidos por RPPNs em Minas Gerais e, ainda, apontar aqueles com maior integridade ecológica, portanto, prioritários para o desenvolvimento de ações de conservação da biodiversidade. Dessa forma, este trabalho pode contribuir para a definição de estratégias e ações de conservação da natureza no estado de Minas Gerais.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1. Área de estudo**

O estado de Minas Gerais possui 853 municípios e uma extensão territorial de 586.513,993 km<sup>2</sup>, sendo abrangido por três biomas, na seguinte proporção: Cerrado (54%), Mata Atlântica (40%) e Caatinga (6%) (IBGE, 2023). Os biomas Cerrado e Mata Atlântica se destacam por serem *hotspots* mundiais de biodiversidade (Mittermeier et al., 2011).

Dentre os estados brasileiros, Minas Gerais é o que apresenta maior número de RPPNs, contabilizando 377 reservas (20,11% do total do Brasil). Essas RPPNs totalizam 1.456,198 km<sup>2</sup> protegidos e distribuem-se em 206 municípios, abrangendo todos os biomas existentes no estado (CNRPPN, 2024).

A Mata Atlântica compreende 72,3% do total de RPPNs existentes. Minas Gerais é o estado brasileiro com maior área de Mata Atlântica (Fundação SOS Mata Atlântica, 2023) e, ao mesmo tempo, com maior quantidade de RPPNs (CNRPPN, 2024). O estado abriga 236 espécies de mamíferos (Paglia et al., 2009), o que corresponde a 33,7% das espécies registradas no Brasil (Paglia et al., 2012). No âmbito estadual, as espécies de mamíferos sob ameaça de extinção chegam a 45, incluindo 10 espécies de primatas e 11 de carnívoros (COPAM, 2010).

### **2.2. Obtenção dos dados**

Os limites geográficos das RPPNs foram obtidos em formato vetorial na base de dados do IDE-SISEMA e do SIMRPPN, gerenciados pelo Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Minas Gerais (SISEMA-MG) e Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO), respectivamente. As RPPNs presentes em ambos os bancos de dados foram unificadas para evitar duplicidade e aquelas com limites geográficos indisponíveis foram excluídas da análise espacial. Nessa análise foram consideradas todas as RPPNs, estaduais e federais, com limites geográficos (polígonos) disponíveis nos bancos de dados dos órgãos ambientais na esfera estadual (SISEMA/IEF) e federal (ICMBIO). Por sua vez, os dados espaciais das UPIs foram obtidos em formato vetorial na base de dados do IDE-SISEMA.

### 2.3. Processamento de dados

Os dados compilados foram processados com uso do software ArcMap 10.5. Um buffer de 2 km foi criado ao redor do limite do estado de Minas Gerais para garantir a inclusão total das RPPNs cuja área se estende até estados vizinhos. As RPPNs com múltiplos fragmentos foram desmembradas utilizando-se a ferramenta *Explode Multipart Feature*, produzindo, assim, um conjunto de fragmentos florestais protegidos (FFPs). Os FFPs provenientes de uma mesma RPPN foram diferenciados entre si pelo acréscimo de um número de referência (por exemplo, RPPN da Fragalha [1] e RPPN da Fragalha [2]). Em seguida, os FFPs com sobreposição de área foram unificados utilizando-se a ferramenta *Union*, uma vez que formavam um polígono contínuo. Os dados foram projetados seguindo a Projeção Cônica Equivalente de Albers. Adicionalmente, cada polígono foi associado a informações complementares de sua respectiva RPPN, a saber: (i) ano de criação, (ii) tipo de proprietário, (iii) esfera de reconhecimento, (iv) situação do plano de manejo, (v) mesorregião, (vi) microrregião e (vii) municípios abrangidos. Esse procedimento possibilitou a verificação do efeito de determinadas variáveis categóricas (ii, iii, iv, v, vi) sobre a média do índice de biodiversidade. A análise estatística foi realizada por meio dos testes t e ANOVA, calculados com o software RStudio (versão 2023.12.1).

### 2.4. Seleção de métricas

As etapas para a seleção de métricas foram: i) pré-seleção, na qual foram elencadas as métricas mais utilizadas na literatura; ii) pareamento, na qual foi verificada a autocorrelação entre as variáveis pré-selecionadas, de acordo com o correlograma elaborado por Szabó et al. (2014); iii) exclusão, na qual os pares de métricas redundantes foram desfeitos, excluindo-se uma das métricas e mantendo-se aquela que melhor se adapta aos objetivos deste trabalho; iv) validação, na qual a influência dessas métricas sobre a riqueza de espécies foi confirmada pela literatura.

A análise espacial foi realizada em nível de fragmentos e as métricas selecionadas foram: área do fragmento ( $A_{\text{Frag}}$ ), índice de forma ( $I_{\text{For}}$ ) e índice de proximidade ( $I_{\text{Prox}}$ ). A área do fragmento corresponde à área do FFP, em hectares. O  $I_{\text{For}}$  é calculado pela razão entre o perímetro do fragmento (FFP) e o perímetro de um círculo de área idêntica (Patton, 1975); à medida que o índice aumenta, mais irregular é o formato do fragmento e, conseqüentemente, maior é o efeito de borda (Hatfield et al., 2018b; Silva et al., 2020). O  $I_{\text{Prox}}$  é calculado pela soma das razões entre área ( $\text{m}^2$ ) e distância ao quadrado ( $\text{m}^2$ ) de cada fragmento localizado, total ou parcialmente, dentro de um raio pré-estabelecido em relação à um fragmento focal (Gustafson; Parker, 1992); à medida que o índice aumenta, menor é o isolamento do fragmento

(Costa et al., 2017). Os valores de  $I_{prox}$  foram divididos por 10.000 para facilitar sua apresentação, conforme proposto por Borges-Matos et al. (2016).

## 2.5. Cálculo das métricas

O cálculo das métricas foi realizado com uso da extensão V-LATE 2.0 para ArcGIS. O  $I_{prox}$  foi calculado adotando-se um raio de 200 metros. A escolha desse valor buscou priorizar a conectividade funcional em detrimento da conectividade estrutural. Em outras palavras, um valor superior a 200 metros dificultaria ou impediria o deslocamento de muitas espécies da fauna. Ademais, os dados disponíveis na literatura demonstram que grande parte das espécies apresenta capacidade de dispersão reduzida (Boscolo; Metzger, 2009; Crouzeilles et al., 2010; Hatfield et al., 2018a). O  $I_{prox}$  foi calculado considerando os polígonos de todas as categorias de unidades de conservação de proteção integral (UPIs), quais sejam: Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque, Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre, incluindo as esferas estadual e federal.

## 2.6. Ajuste de escala e pontuação dos FFPs

As métricas foram ajustadas para uma escala padronizada, uma vez que apresentam diferentes unidades e amplitudes. A equação 1, utilizada para esse redimensionamento, foi proposta por Santos et al. (2016), conforme segue:

$$Y = \frac{X - X_{min}}{X_{max} - X_{min}} * 100 \quad (1)$$

Em que: Y = valor redimensionado da métrica; X = valor original da métrica.

Os valores redimensionados das métricas variam de 1 a 100, em que 1 corresponde ao pior desempenho no contexto de uma determinada métrica e 100 corresponde ao melhor desempenho. A pontuação de cada FFP foi obtida pela soma ponderada de suas métricas, conforme descrito na equação 2.

$$P_{FFP} = \frac{(V_{area} \times P_{area} + V_{forma} \times P_{forma} + V_{prox} \times P_{prox})}{3} \quad (2)$$

Em que:  $P_{FFP}$  = pontuação do FFP; V = valor da métrica; P = peso de métrica.

No contexto do presente trabalho, a pontuação obtida por um FFP corresponde ao seu Índice de Biodiversidade Potencial (IBP).

## 2.7. Analytic Hierarchy Process (AHP)

O peso de cada métrica foi estabelecido por meio de uma matriz de comparação pareada, em que as métricas foram comparadas entre si para definição de suas importâncias relativas. A concepção dessa matriz baseou-se na escala de importância apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Escala de importância relativa e seus valores correspondentes (adaptado de Saaty, 1987)

Importância relativa	Valor
Fortemente mais importante que	5
Moderadamente mais importante que	3
Igualmente importante à	1
Moderadamente menos importante que	1/3
Fortemente menos importante que	1/5

A definição da importância relativa das métricas baseou-se em uma vasta pesquisa bibliográfica sobre o tema (ecologia da paisagem). O preenchimento da matriz seguiu dois princípios básicos: (i) se uma métrica  $a$ , comparada com uma métrica  $b$ , recebeu valor igual a  $x$ , então a métrica  $b$ , comparada com a métrica  $a$ , recebeu valor inverso, isto é,  $1/x$ ; e (ii) uma métrica comparada com ela própria recebeu valor igual a 1 (Tabela 2).

Tabela 2. Matriz de comparação pareada e pesos obtidos para as métricas

Métrica	A <sub>Frag</sub>	I <sub>For</sub>	I <sub>Prox</sub>	Peso
A <sub>Frag</sub>	1	5	3	0,637
I <sub>For</sub>	1/5	1	1/3	0,105
I <sub>Prox</sub>	1/3	3	1	0,258

Os pesos e a razão de consistência (RC) da matriz foram calculados com uso do software Expert Choice 11.1. A RC calculada (0,04) foi inferior à 0,1, indicando que os pesos atribuídos são matematicamente consistentes (Saaty, 1987).

### 3. RESULTADOS

Os FFPs analisados (n=223) localizam-se com maior frequência na porção sul da área de estudo (Mata Atlântica de Minas Gerais) (Figura S1, Apêndice) e abrangem 200 RPPNs, das quais 176 são constituídas por um fragmento único e 24 por mais de um fragmento. Algumas RPPNs (24) apresentam sobreposição entre si, resultando em 10 agrupamentos (Tabela S1, Apêndice). Os valores mínimos, máximos, médios e de desvio-padrão das métricas de área, forma e proximidade são apresentados, a seguir, na Tabela 3. A área do conjunto de fragmentos é de 36.878,77 hectares. Os FFPs com algum grau de proximidade limitam-se a 70 (31%).

Tabela 3. Estatísticas descritivas das métricas calculadas para as RPPNs de Minas Gerais

MÉTRICA	Mínimo	Máximo	Média	Desvio-padrão
A <sub>Frag</sub> (ha)	0,16	15.632,86	165,38	1.059,22
I <sub>For</sub> (ad.)	5,64	1,14	1,71	0,57
I <sub>Prox</sub> (ad.)	0,00	54.328,53	1.631,07	8.361,17

Os gráficos de dispersão apresentados nas Figuras 1 e 2 indicam a relação entre A<sub>Frag</sub> e I<sub>Prox</sub> e entre A<sub>Frag</sub> e I<sub>For</sub>, respectivamente. Em ambos os casos, a dispersão dos dados ilustra a predominância de fragmentos relativamente menores. Na Figura 1, o elevado número de FFPs com I<sub>Prox</sub> igual a zero (153) evidencia o cenário de fragmentação da paisagem. Os melhores fragmentos (maiores e mais conectados, simultaneamente) são aqueles situados no quadrante superior direito do gráfico. Na Figura 2, os dados concentram-se no quadrante inferior esquerdo, correspondente aos FFPs de tamanho reduzido e formatos mais regulares, refletindo a tendência de fragmentos menores apresentarem menor I<sub>For</sub>. Ainda assim, observa-se que, mesmo em menor proporção, fragmentos maiores também podem apresentar I<sub>For</sub> reduzidos (quadrante inferior direito), constituindo os melhores fragmentos deste gráfico.

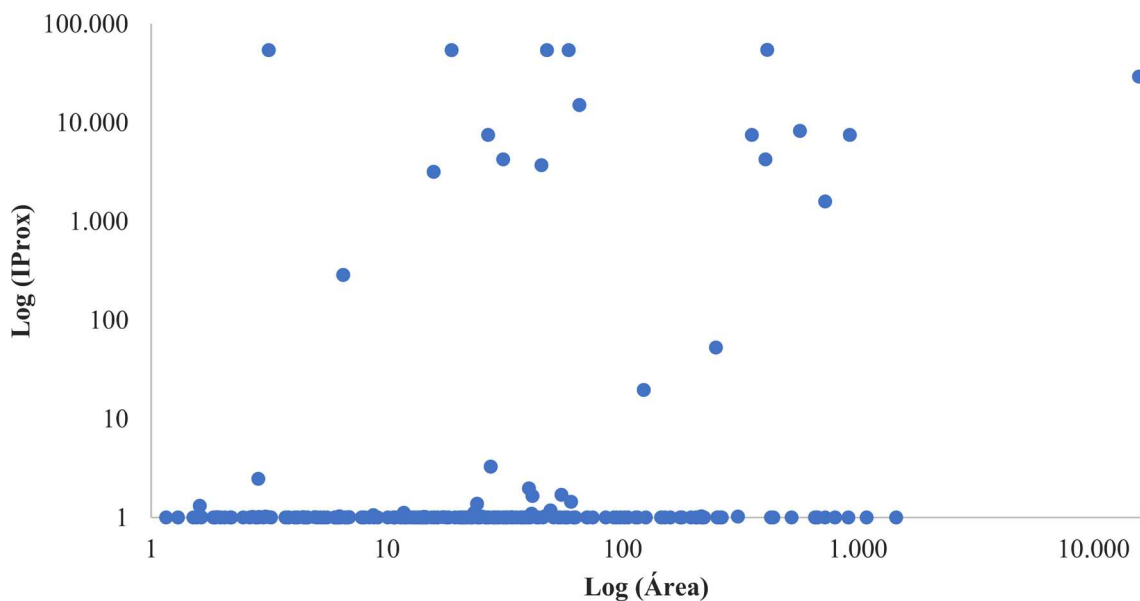


Figura 1. Dispersão dos fragmentos florestais em função dos valores para as métricas de área e proximidade, em escala logarítmica.

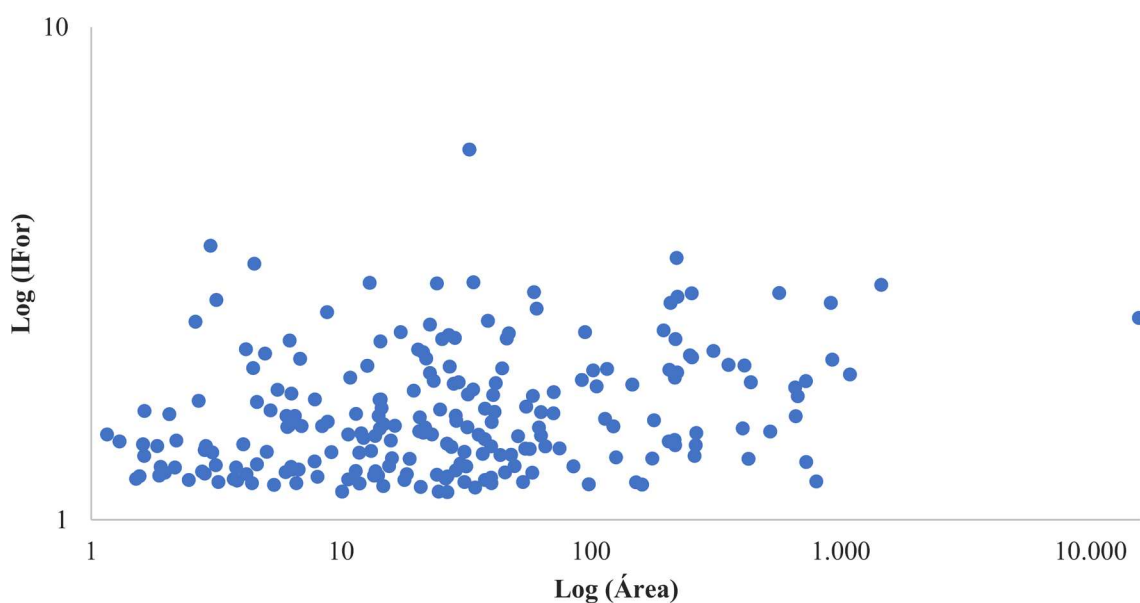


Figura 2. Dispersão dos fragmentos florestais em função dos valores para métricas de área e forma, em escala logarítmica.

A correlação entre os pares de métricas é a que segue: de 0,138 para  $A_{Frag}$  e  $I_{Prox}$ , 0,226 para  $A_{Frag}$  e  $I_{For}$  e 0,054 para  $I_{Prox}$  e  $I_{For}$ .

### 3.1. Índice de Biodiversidade Potencial (IBP)

O último decil (D10) corresponde à classe de pontuação mais alta e contém 23 FFPs, que abrangem 28 RPPNs, uma vez que há quatro aglomerados neste decil. O conjunto de dados

referente ao D10 representa, em termos de área, 71,3% do universo amostral e será abordado neste tópico. Somente um fragmento (RPPN Fazenda Serra Negra [2]) apresentou valor acima da média para as três métricas analisadas. Esse fragmento, limítrofe ao Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira (PESNM), estende-se por 404,44 hectares e apresenta  $I_{For}$  igual a 1,532 (Tabela S3, Apêndice).

A métrica de área ( $A_{Frag}$ ) apresenta um valor discrepante (*outlier*), o qual refere-se a um agrupamento de quatro RPPNs contíguas (RPPN Fazenda Capivary, RPPN Horto Alegria, RPPN Córrego do Sítio I e RPPN Santuário Caraça) que totalizam 15.632,87 hectares. Em seguida, destaca-se a RPPN Fartura ( $A_{Frag} = 1.455,10$  ha) e a RPPN Doutor Benedito Julio Valladares ( $A_{Frag} = 1.088,07$  ha) como os únicos FFPs acima de 1.000 hectares constituídos por um fragmento único, isto é, não oriundos de agrupamentos. Dentre os 23 FFPs com melhor pontuação (D10), sete apresentam área inferior à média geral da métrica ( $MPS = 165,38$  ha).

Em relação ao  $I_{Prox}$ , destacam-se quatro FFPs, são eles: RPPN Fazenda Serra do Ribeirão ( $A_{Frag} = 46,95$  ha), RPPN da Fragalha [1] ( $A_{Frag} = 2,15$  ha), RPPN Serra dos Garcias ( $A_{Frag} = 17,83$  ha) e Agrupamento 05 ( $A_{Frag} = 58,20$  ha). Esses fragmentos possuem áreas relativamente pequenas (menores que o MPS), contudo, localizam-se no entorno do Parque Estadual da Serra do Papagaio (PESP), que, por sua vez, se conecta ao Parque Nacional do Itatiaia (PNI). Por outro lado, nove FFPs apresentam conectividade nula, considerando o raio proposto.

No que diz respeito ao  $I_{For}$ , destacam-se três FFPs, quais sejam: RPPN Fazenda Pedra Bonita (1,197), RPPN Marigaia Ambiental (1,247) e RPPN da Fragalha [1] (1,290). Além desses, outros nove FFPs apresentam  $I_{For}$  abaixo da média geral da métrica ( $MSI = 1,707$ ).

### 3.2. Variáveis categóricas

Os resultados para os testes t e ANOVA indicam que não há diferenças significativas nas médias do IBP para as diferentes classes das variáveis categóricas. Em outras palavras, não foram encontradas evidências estatísticas para apoiar a hipótese de que as variáveis categóricas exercem um efeito significativo sobre o IBP (variável numérica). Os resultados dos testes estatísticos foram os seguintes: (i) esfera de reconhecimento ( $t = -0,47544$ ; p-valor = 0,637; IC = 95%); (ii) Tipo de proprietário ( $t = 0,70243$ ; p-valor = 0,4832; IC = 95%); (iii) Plano de Manejo ( $t = -1,0119$ ; p-valor = 0,3152; IC = 95%); (iv) Mesorregião ( $F = 0,9996$ ; p-valor = 0,4414); (v) Microrregião ( $F = 0,6951$ ; p-valor = 0,9075).

Há predomínio de FFPs cuja jurisdição é estadual (86%), pertencentes a pessoas físicas (59%) e sem plano de manejo (70%). Os casos de sobreposição (agrupamentos) em que os múltiplos fragmentos apresentam características divergentes, por exemplo, um pertencente à

pessoa física e outro à pessoa jurídica, foram categorizados como “indefinido” para aquela determinada característica. A categoria “indefinido” foi registrada três vezes para esfera de reconhecimento, duas para tipo de proprietário e quatro para plano de manejo.

As mesorregiões com maior número de FFPs são Sul-Sudoeste de Minas, Zona da Mata e Metropolitana de Belo Horizonte, com 81, 52 e 42, respectivamente, que somadas correspondem a 78,5% do universo amostral. Em relação às microrregiões destacam-se Andrelândia (29), Juiz de Fora (29) e Belo Horizonte (18). A categoria “indefinido” foi registrada duas vezes para cada (mesorregião e microrregião). Os municípios com maior número de FFPs são Aiuruoca (17) e Poços de Caldas (8) (Tabela S2, Apêndice).

### 3.3. Tamanho dos Fragmentos Florestais Protegidos (FFPs)

A distribuição dos FFPs, de acordo com sua respectiva classe de tamanho, apresentou um padrão de “J” invertido (Figura 3), semelhante ao observado por Ribeiro et al. (2009) para os remanescentes florestais do bioma Mata Atlântica. Há um forte predomínio de FFPs pequenos (0-50 ha), no entanto, esses fragmentos ocupam, proporcionalmente, uma área muito reduzida (6,8%). Por outro lado, os três maiores FFPs, em conjunto, equivalem a quase metade (49,3%) da área total (Tabela 4).

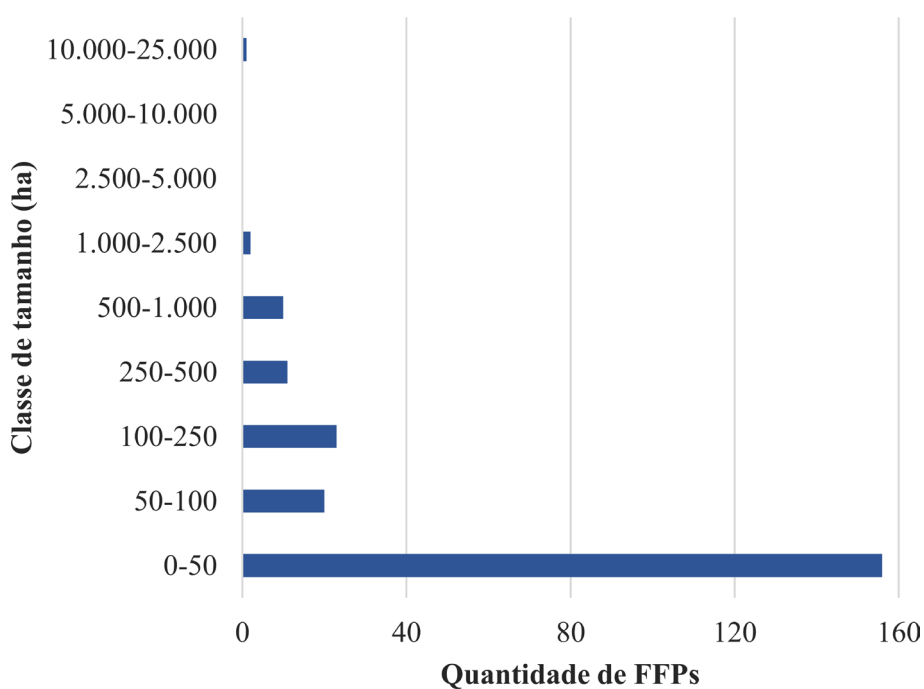


Figura 3. Quantidade de fragmentos florestais protegidos (FFPs) em cada classe de tamanho (hectares).

Tabela 4. Quantidade e extensão (em hectares) dos fragmentos florestais protegidos (FFPs) em cada classe de tamanho

Classe de tamanho (ha)	Qtde	Qtde (%)	Área (ha)	Área (%)
0-50	156	70,0%	2.495,5	6,8%
50-100	20	9,0%	1.329,4	3,6%
100-250	23	10,3%	4.077,3	11,1%
250-500	11	4,9%	3.632,7	9,9%
500-1.000	10	4,5%	7.167,9	19,4%
1.000-2.500	2	0,9%	2.543,2	6,9%
2.500-5.000	0	-	0,0	-
5.000-10.000	0	-	0,0	-
10.000-25.000	1	0,4%	15.632,9	42,4%
Total	223	100,0%	36.878,8	100,0%

#### 4. DISCUSSÃO

A delimitação do perímetro (polígono) encontra-se indisponível no SIMRPPN para 55 das 94 RPPNs federais localizadas no estado de Minas Gerais. Tal déficit, também observado por Pegas e Castley (2016), dificulta uma análise mais acurada acerca da contribuição dessas reservas para a conservação da biodiversidade. O fator temporal parece ser determinante para esse déficit, visto que as 55 RPPNs federais sem informação geográfica adequada foram criadas entre 1990 e 2002. As RPPNs, federais ou estaduais, que apresentam a delimitação do perímetro (200) foram criadas, em sua maioria (77,5%), posteriormente a 2002. Isso pode estar relacionado a não obrigatoriedade do georreferenciamento durante o processo de criação de RPPNs à época ou a uma limitação técnica, uma vez que os anos 2000 representaram um marco histórico-temporal no avanço e consolidação das ferramentas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), notabilizado por importantes inovações tecnológicas que expandiram suas aplicações (Bolfé et al., 2011). Na área de abrangência da Mata Atlântica de Minas Gerais, as RPPNs com polígono indisponível totalizam 20, o que corresponde a 2.234,45 hectares, de acordo com as áreas especificadas nos respectivos atos legais de criação (ICMBIO, 2024).

A distribuição dos FFPs por classe de tamanho, embora prenunciada, evidencia o cenário de acentuada fragmentação da Mata Atlântica, que, atualmente, conta com apenas 12,4% de sua cobertura de vegetação original (Fundação SOS Mata Atlântica, 2023). A perda de cobertura florestal ao longo das décadas foi desencadeada, principalmente, pela expansão da agricultura, pecuária e da infraestrutura urbana (Armenteras et al., 2017; Molin et al., 2017),

fatores esses que, nos dias atuais, continuam exercendo grande pressão sobre o bioma (Caballero et al., 2023).

O tamanho médio (MPS) dos FFPs foi cerca de cinco vezes maior que o encontrado por Guarnier et al. (2019) e 20 vezes maior que o encontrado por Juvanhol et al. (2011); respectivamente, o maior e o menor MPS dentre os estudos colocados em comparação na Tabela 5. Isso indica que RPPNs são criadas, preferencialmente, em fragmentos relativamente maiores. Cabe ressaltar que os estudos utilizados para essa comparação têm como alvo de suas análises fragmentos florestais ordinários, isto é, a princípio não protegidos por RPPNs ou qualquer outra categoria de UC.

Tabela 5. Área da classe (CA), número de fragmentos (NP), tamanho médio dos fragmentos (MPS), índice de forma médio (MSI) e índice de proximidade médio (MPI) para os fragmentos florestais protegidos (FFPs) e para fragmentos florestais ordinários

Referência	CA (ha)	NP (ad.)	MPS (ha)	MSI (ad.)	MPI (ad.)
Presente estudo	36.878,77	223	165,38	1,71	1.631,07
Diniz et al., 2024	-	3.484	17,37	-	5.017,63
Mendes et al., 2022	63.959,27	4.286	14,92	-	-
Matos et al., 2021	18.173,32	941	19,31	3,17	-
Ribeiro et al., 2020	25.066,46	1.854	13,52	1,94	-
Guarnier et al., 2019	102.078,33	3.052	33,44	1,59	-
Santos et al., 2018	124.346,04	5.945	20,92	-	-
Santos et al., 2016	155.522,31	7.797	19,95	1,60	-
Juvanhol et al., 2011	21.749,80	2.652	8,20	1,71	-
Calegari et al., 2010	12.886,00	421	30,60	1,78	-

Os remanescentes florestais de grande extensão que persistem na paisagem, em sua maioria, já se encontram protegidos por UCs. As oportunidades para criação de novas UCs se concentram em fragmentos menores localizados, predominantemente, em terras particulares (Rezende et al., 2018; Siqueira et al., 2021). Os fragmentos disponíveis para fins de conservação são maiores em regiões montanhosas, em que a declividade acentuada torna o local impróprio para atividades agrícolas e expansão urbana (Silva et al., 2020).

A vocação de um fragmento pode variar de acordo com seu tamanho. Por exemplo, fragmentos maiores podem ser utilizados como locais de soltura de animais silvestres (Cid et al., 2014), com foco em espécies que requerem áreas extensas para sobrevivência, como carnívoros de médio e grande porte (Diniz et al., 2021) e espécies com baixa capacidade de dispersão, como muitas espécies de pássaros (Hatfield et al., 2018a; Siqueira et al., 2021), que,

em um cenário de alta fragmentação como o observado na Mata Atlântica, tendem a ficar restritas a um único fragmento (Verga et al., 2017). Os fragmentos menores, por sua vez, podem assumir o papel de trampolins ecológicos, reduzindo o isolamento entre habitats para diversas espécies da fauna (Diniz et al., 2021), constituir habitat para espécies com baixa exigência de área (e.g. Falconi et al., 2015; Fernandez-Giné et al., 2015) e servir como locais para coleta de sementes (Martins et al., 2016). Na Mata Atlântica, fragmentos menores que 10 hectares podem abrigar alta diversidade de espécies arbóreas (Albuquerque-Pessoa; Araújo, 2020).

Em relação à conectividade, os FFPs com maior  $I_{\text{prox}}$  são aqueles localizados no entorno de UPIs. Nesse contexto, o Parque Estadual da Serra do Papagaio (PESP) destaca-se como a UPI com maior quantidade de RPPNs em seu entorno imediato (oito). O PESP estende-se por 22.917,00 hectares, abrigando uma rica biodiversidade. Em seu território foram registradas 35 espécies (16 de plantas e 19 de animais) com algum grau de ameaça à extinção, incluindo a onça-parda (*Puma concolor*) (IEF, 2009), um predador de topo de cadeia que requer áreas extensas para sua sobrevivência (Diniz et al., 2021). Nesse sentido, a existência de RPPNs adjacentes ao PESP aumenta a disponibilidade de habitat para esses animais. A conservação de habitats com foco em mamíferos de médio e grande porte pode exercer um efeito guarda-chuva, contribuindo para a manutenção de inúmeras outras espécies (Di Minin et al., 2016).

O Parque Estadual da Serra Negra da Mantiqueira (PESNM), com 4.203,96 hectares, também se destaca, localizando-se adjacente a RPPN Fazenda Serra Negra, essa constituída por dois fragmentos. O primeiro desses fragmentos possui 30,21 hectares e o segundo 404,44 hectares, esse último se sobressai como o único FFP analisado neste estudo que apresentou valores acima da média para as três métricas (área, forma e proximidade). O PESNM abriga espécies da flora consideradas raras, como a espécie rupícola *Hindsia ibitipocensis*, ameaçadas de extinção, como o palmito-doce (*Euterpe edulis*) e endêmicas da região da Serra Negra da Mantiqueira, como a canela (*Ocotea rupestris*). Dentre as espécies da fauna, destaca-se a possível ocorrência do muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxantus*), primata endêmico da Mata Atlântica e criticamente ameaçado de extinção (IEF, 2017). A localização estratégica da RPPN Fazenda Serra Negra pode desempenhar um importante papel no contexto da conservação dessa espécie de primata. Além disso, o Instituto Estadual de Florestas (IEF), órgão ambiental responsável pela gestão do PESNM, poderia propor a criação de novas RPPNs no entorno imediato do parque como ação prioritária a ser desenvolvida visando a proteção do muriqui-do-norte.

Embora a categoria RPPN se enquadre como unidade de uso sustentável (UUS) no Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), na prática, apresenta todas

as características e funcionamento de UPI (Simão; Freitas, 2018; Ferreira et al., 2020). Essa distorção na Lei Federal nº 9.985/2000, que instituiu o SNUC, foi corrigida em alguns estados, como Amazonas, Rio de Janeiro, Bahia e Sergipe, que publicaram novos instrumentos legais em que as RPPNs são reconhecidas como UPI (Guagliardi, 2018). As UPIs, situadas em uma zona de transição Cerrado-Caatinga, em Minas Gerais, apresentaram maior riqueza de espécies da fauna quando comparadas às UUSs (neste caso, Áreas de Proteção Ambiental) da região. Esse resultado sugere que a fauna se beneficia de UCs com restrições de uso mais severas, sobretudo no caso de espécies de maior porte ou ameaçadas de extinção (Ferreira et al., 2020).

O índice de proximidade médio (MPI) dos FFPs pôde ser comparado a somente um estudo (Tabela 5), desenvolvido por Diniz et al. (2024) na região do Parque Estadual do Rio Doce. A disparidade nos valores de MPI obtidos deve-se não somente às características intrínsecas de cada área de estudo, mas também aos diferentes raios adotados (200 metros para o presente estudo; 3 km para o estudo conduzido por Diniz et al. 2024). Há uma preferência na literatura pela métrica MNN (*Mean nearest-neighbor distance*), que indica, em nível de classe, a distância média do vizinho mais próximo (vide Calegari et al., 2010; Juvanhol et al., 2011; Santos et al., 2016; Guarnier et al., 2019; Ribeiro et al., 2020; Matos et al., 2021; Mendes et al., 2022). Cabe ponderar que a métrica MNN descreve exclusivamente a distância média entre fragmentos vizinhos de mesma classe, desconsiderando o tamanho desses fragmentos, o que pode ocasionar resultados e interpretações equivocadas (Bender et al., 2003). Dessa maneira, a adoção do  $I_{prox}$  (vide Mello et al., 2016; Seganfredo et al., 2019; Diniz et al., 2024) enriquece a compreensão da paisagem, ao considerar o tamanho dos fragmentos dentro de um raio de busca previamente estabelecido (Borges-Matos et al., 2016).

Na prática, o raio de busca deve ser relativamente curto, de maneira a propiciar um cenário que possibilite o deslocamento do maior número possível de espécies da fauna, assegurando a manutenção da biodiversidade em ambos os níveis, populacional e genético. A distância adotada neste estudo (200 metros) apontou que 68,6% dos FFPs não apresentam conectividade. Esse percentual diminuiria para 59,2% e 51,6%, caso as distâncias fossem, respectivamente, 500 e 1.000 metros. No entanto, maiores distâncias não implicariam, necessariamente, em maior conectividade. A conectividade estrutural não deve ser confundida com a conectividade funcional (Crouzeilles et al., 2013). A conectividade funcional não considera exclusivamente a disposição espacial dos fragmentos na paisagem (conectividade estrutural), levando em conta também o comportamento e a capacidade de dispersão de cada táxon (Herrera et al., 2017). Embora as informações sobre a capacidade de dispersão da fauna sejam escassas na literatura, a distância adotada neste trabalho englobou 20 espécies,

constituídas, principalmente, por abelhas e pássaros (Hatfield et al., 2018a), importantes agentes de polinização (Varassin et al., 2021). Nesse contexto, uma rede de UCs, governamentais e privadas, bem conectada pode promover condições adequadas para a manutenção da biodiversidade como um todo, sem favorecer algumas espécies em detrimento de outras (Albert et al., 2017).

A inter-relação entre tamanho do fragmento e conectividade pode beneficiar determinadas espécies em detrimento de outras. Em geral, espécies com menor requerimento de área e maior capacidade de deslocamento são menos sensíveis a fragmentação e a perda de habitat (Hatfield et al., 2018a).

No que concerne à forma, o MSI dos FFPs é idêntico ao encontrado por Juvanhol et al. (2011), que analisou os fragmentos situados no corredor ecológico entre o Parque Estadual do Forno Grande e Parque Estadual da Pedra Azul, no estado do Espírito Santo. Em comparação com os demais estudos presentes na Tabela 5, o MSI observado no presente estudo é semelhante, com exceção do estudo realizado por Matos et al. (2021), na Floresta Nacional de Capão Bonito e arredores, que verificaram a presença de fragmentos com formatos mais irregulares (maior valor de MSI).

Os efeitos de borda afetam os fragmentos de diversas maneiras, penetrando, em média, 100 metros a partir da borda (Broadbent et al., 2008). A partir dessa premissa, um fragmento hipotético perfeitamente circular, com 100 metros de raio e uma área de 3,14 hectares, estaria inteiramente sob efeito de borda, não restando área nuclear. No presente estudo foram constatados 30 FFPs com essa característica, isto é, menores que 3,14 hectares. Contudo, esse tamanho de fragmento, a princípio, sem condições ecológicas adequadas para a manutenção da biodiversidade, não o torna irrelevante. Ao contrário, fragmentos menores são cruciais para reduzir o isolamento da paisagem. Além disso, podem servir como reservatórios de sementes em iniciativas de restauração florestal (Piaia et al., 2023), promover a conservação do solo e dos cursos d'água (Saad et al., 2018) e fornecer outros serviços ecossistêmicos (Siqueira et al., 2021).

Em geral, fragmentos florestais maiores tendem a apresentar maiores  $I_{For}$ , devido à maior complexidade de seu perímetro (Juvanhol et al., 2011; Ribeiro et al., 2020; Mendes et al., 2022). A correlação calculada entre  $A_{Frag}$  e  $I_{For}$ , de 0,138, sugere uma correlação positiva fraca, mas não desprezível, o que corrobora essa tendência. Todavia, fragmentos maiores, mesmo apresentando formatos mais irregulares, estão sujeitos a um efeito de borda menos intenso que fragmentos menores, uma vez a relação entre área nuclear e tamanho da borda é maior no primeiro caso (Juvanhol et al., 2011). A correlação calculada entre  $A_{Frag}$  e  $I_{For}$ , de

0,226, indica que também há uma tendência de fragmentos florestais maiores apresentarem maiores  $I_{Prox}$ , isto é, estarem menos isolados na paisagem. A correlação calculada entre  $I_{Prox}$  e  $I_{For}$  pode ser considerada desprezível (0,054). Esses resultados confirmam que as métricas selecionadas para compor o IBP apresentam baixa correlação entre si, pré-requisito estabelecido na descrição metodológica deste estudo. A seleção de métricas com baixa correlação é uma etapa fundamental para garantir a obtenção de resultados consistentes (Schindler et al., 2015; Matos et al., 2021).

Os pesos atribuídos a cada métrica, embora assimétricos, foram validados após a realização de testes preliminares nos quais foram utilizadas diferentes combinações de peso (Matos et al., 2021). As combinações testadas basearam-se na literatura relacionada ao tema, mantendo-se a maior ou menor importância de uma métrica em relação à outra, porém, variando a magnitude dessa importância (Santos et al., 2016). Nesse sentido, quando o peso atribuído ao  $I_{For}$  foi superior a 10%, o IBP obtido para fragmentos maiores e mais conectados eram, frequentemente, inferiores ao de fragmentos menores e mais isolados (Matos et al., 2021), produzindo resultados inconsistentes. Embora o peso de  $I_{For}$  seja inferior aos demais, essa métrica ainda é capaz de diferenciar fragmentos com tamanho e conectividade relativamente semelhantes, funcionando como um critério de desempate (Matos et al., 2021). Analogamente, quando o peso atribuído ao  $I_{Prox}$  ultrapassou o patamar de 25%, os resultados produzidos assumiam um viés indesejado, em que apenas os FFPs com  $I_{Prox}$  diferente de zero apresentavam altos valores de IBP.

A concepção e estruturação do IBP pode auxiliar na identificação, ágil e eficiente, de RPPNs com maior biodiversidade potencial. Tal ferramenta pode ser utilizada por universidades, organizações não-governamentais e outras instituições de pesquisa com o intuito de selecionar novas áreas para o desenvolvimento de pesquisas. Outra possível aplicação refere-se à definição de programas governamentais de cunho conservacionista, inclusive, um programa de incentivo à criação de novas RPPNs em áreas consideradas prioritárias, sobretudo no entorno de UPIs, de modo a aumentar a conectividade da paisagem. Todavia, o índice proposto não deve ser encarado de maneira absoluta e inflexível, em vez disso, pode ser adaptado às diversas paisagens e objetivos pretendidos (Crouzeilles et al., 2013).

Os pequenos fragmentos, comuns na paisagem da Mata Atlântica, são imprescindíveis para a manutenção da biodiversidade. Apesar de seu tamanho, ampliam a disponibilidade de habitat e fornecem diversos serviços ecossistêmicos. Ademais, diante da drástica perda de cobertura natural enfrentada pela Mata Atlântica, associada, ainda, a alta fragmentação de seus remanescentes florestais, cada FFP, por menor que seja, tem um impacto positivo na

conservação da natureza e, por isso, deve ser valorizado. Nesse contexto, o estabelecimento de RPPNs, criadas voluntariamente por iniciativa de seus proprietários, tem se demonstrado primordial para a proteção da cobertura natural deste bioma.

#### 4. CONCLUSÃO

Os FFPs estão inseridos em uma variedade de contextos ecológicos. Enquanto uns destacam-se pelo seu tamanho, outros desempenham a função de conectividade da paisagem, ou ambos simultaneamente. Há ainda aqueles de tamanho reduzido e/ou isolados na paisagem que constituem habitats para espécies com menor requerimento de área e/ou com maior capacidade de dispersão. Essa multiplicidade de características favorece uma maior gama de espécies de fauna e flora. Desse modo, todos os FFPs são valiosos para a conservação da Mata Atlântica e sua rica biodiversidade.

O IBP revelou que os fragmentos protegidos por RPPNs podem reunir condições ecológicas adequadas, servindo como refúgio para espécies raras, endêmicas ou ameaçadas de extinção. A ampliação da rede de RPPNs, portanto, é uma estratégia que deve ser incentivada, somando-se às unidades de conservação de proteção integral. Por fim, cabe mencionar que as métricas e os parâmetros definidos para a concepção desse índice não são estáticos e podem ser revistos de acordo com a finalidade pretendida.

#### AGRADECIMENTOS

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

#### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBERT, C. H.; RAYFIELD, B.; DUMITRU, M.; GONZALEZ, A. Applying network theory to prioritize multispecies habitat networks that are robust to climate and land-use change. **Conservation Biology**, v. 31, n. 6, p. 1383–1396, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.12943>

ALBUQUERQUE-PESSOA, S. de V.; ARAUJO, D. S. D. de. Tree species richness and composition in a fragmented landscape of the Brazilian lowland Atlantic Forest. **Rodriguesia**, v. 71, e02842017, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2175-7860202071003>

ALMEIDA-GOMES, M.; ROCHA, C. F. D. Diversity and distribution of lizards in fragmented Atlantic Forest landscape in southeastern Brazil. **Journal of Herpetology**, v. 48, n. 3, p. 423–429, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1670/12-187>

ALMEIDA-GOMES, M.; VIEIRA, M. V.; ROCHA, C. F. D.; METZGER, J. P.; DE COSTER, G. Patch size matters for amphibians in tropical fragmented landscapes. **Biological Conservation**, v. 195, p. 89–96, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.025>

ARAÚJO, L. S.; KOMONEN, A.; LOPES-ANDRADE, C. Influences of landscape structure on diversity of beetles associated with bracket fungi in Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 191, p. 659–666, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.026>

ARELLANO-RIVAS, A.; DE-NOVA, J. A.; MUNGUÍA-ROSAS, M. A. Patch isolation and shape predict plant functional diversity in a naturally fragmented forest. **Journal of Plant Ecology**, v. 11, n. 1, p. 136–146, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw119>

ARMENTERAS, D.; ESPELTA, J. M.; RODRÍGUEZ, N.; RETANA, J. Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: three decades of studies (1980–2010). **Global Environmental Change**, v. 46, p. 139–147, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.09.002>

BAGUETTE, M.; BLANCHET, S.; LEGRAND, D.; STEVENS, V. M.; TURLURE, C. Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. **Biological Reviews**, v. 88, p. 310–326, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/brv.12000>

BARRAGÁN, F.; MORENO, C. E.; ESCOBAR, F.; HALFFTER, G.; NAVARRETE, D. Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. **PLoS ONE**, v. 6, n. 3, e17976, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017976>

BENCHIMOL, M.; PERES, C. A. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. **Journal of Ecology**, v. 103, p. 408–420, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12371>

BENDER, D. J.; TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. **Landscape Ecology**, v. 18, p. 17–39, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/A:1022937226820>

BERNARD, E.; PENNA, L. A. O.; ARAÚJO, E. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. **Conservation Biology**, v. 28, n. 4, p. 939–950, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.12298>

BOLFE, É. L.; VICENTE, L. E.; ANDRADE, R. G.; VICTORIA, D. de C.; BATISTELLA, M. **A evolução histórica dos Sistemas de Informações Geográficas**. 1. ed. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2011. *E-book*. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/922480/1/02511.pdf>

BORGES-MATOS, C.; ARAGÓN, S.; DA SILVA, M. N. F.; FORTIN, M. J.; MAGNUSSON, W. E. Importance of the matrix in determining small-mammal assemblages in an Amazonian forest-savanna mosaic. **Biological Conservation**, v. 204, p. 417–425, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.037>

BROADBENT, E. N.; ASNER, G. P.; KELLER, M.; KNAPP, D. E.; OLIVEIRA, P. J. C.; SILVA, J. N. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, v. 141, p. 1745–1757, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.024>

BUTCHART, S. H. M.; WALPOLE, M.; COLLEN, B.; VAN STRIEN, A.; SCHARLEMANN, J. P. W.; ALMOND, R. E. A.; BAILLIE, J. E. M.; BOMHARD, B.; BROWN, C.; BRUNO, J.; CARPENTER, K. E.; CARR, G. M.; CHANSON, J.; CHENERY, A. M.; CSIRKE, J.; DAVIDSON, N. C.; DENTENER, F.; FOSTER, M.; GALLI, A.; GALLOWAY, J. N.; GENOVESI, P.; GREGORY, R. D.; HOCKINGS, M.; KAPOS, V.; LAMARQUE, J.-F.; LEVERINGTON, F.; LOH, J.; McGEOCH, M. A.; McRAE, L.; MINASYAN, A.; HERNÁNDEZ MORCILLO, M.; OLDFIELD, T. E. E.; PAULY, D.; QUADER, S.; REVENGA, C.; SAUER, J. R.; SKOLNIK, B.; SPEAR, D.; STANWELL-SMITH, D.; STUART, S. N.; SYMES, A.; TIERNEY, M.; TYRRELL, T. D.; VIÉ, J.-C.; WATSON, R. Global Biodiversity: indicators of recent declines. **Science**, v. 328, n. 5982, p. 1164–1168, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1187512>

CABALLERO, C. B.; BIGGS, T. W.; VERGOPOLAN, N.; WEST, T. A. P.; RUHOFF, A. Transformation of Brazil's biomes: the dynamics and fate of agriculture and pasture expansion into native vegetation. **Science of the Total Environment**, v. 896, 166323, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166323>

CABRERA-GUZMÁN, E.; REYNOSO, V. H. Amphibian and reptile communities of rainforest fragments: minimum patch size to support high richness and abundance. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, p. 3243–3265, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0312-4>

CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; GLERIANI, J. M.; SILVA, E.; BUSATO, L. C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Arvore**, v. 34, n. 5, p. 871–880, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s0100-67622010000500012>

CANALE, G. R.; PERES, C. A.; GUIDORIZZI, C. E.; GATTO, C. A. F.; KIERULFF, M. C. M. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. **PLoS ONE**, v. 7, n. 8, e41671, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041671>

CID, B.; FIGUEIRA, L.; MELLO, A. F. de T.; PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S. Short-term success in the reintroduction of the red-humped agouti *Dasyprocta leporina*, an important seed disperser, in a Brazilian Atlantic Forest reserve. **Tropical Conservation Science**, v. 7, n. 4, p. 796–810, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/194008291400700415>

CNRPPN – CONFEDERAÇÃO NACIONAL DAS RESERVAS PARTICULARES DO PATRIMÔNIO NATURAL. **Painel de Indicadores da Confederação Nacional de RPPN**. 2024. Disponível em: <https://www.rppn.org.br/indicadores-de-rppns>. Acesso em: 14 jan. 2024.

COPAM – CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL. Deliberação Normativa COPAM nº 147, de 30 de abril de 2010. **Lista de espécies ameaçadas de**

**extinção da fauna do estado de Minas Gerais.** Disponível em:

<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=13192>. Acesso em: 26 out. 2023.

COSTA, R. L.; PREVEDELLO, J. A.; SOUZA, B. G. de; CABRAL, D. C. Forest transitions in tropical landscapes: a test in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Applied Geography**, v. 82, p. 93–100, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.03.006>

CROUZEILLES, R.; LORINI, M. L.; GRELE, C. E. V. Deslocamento na matriz para espécies da mata atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 4, p. 872–900, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.4257/oeco.2010.1404.06>

CROUZEILLES, R.; LORINI, M. L.; GRELE, C. E. V. The importance of using sustainable use protected areas for functional connectivity. **Biological Conservation**, v. 159, p. 450–457, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.023>

DI MININ, E.; SLOTOW, R.; HUNTER, L. T. B.; POUZOLS, F. M.; TOIVONEN, T.; VERBURG, P. H.; LEADER-WILLIAMS, N.; PETRACCA, L.; MOILANEN, A. Global priorities for national carnivore conservation under land use change. **Scientific Reports**, v. 6, 23814, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/srep23814>

DINIZ, É. S.; MOTA, P. H. S.; REIS, J. P.; COSTA, W. da S.; PAIVA, E. V. de; LANA, J. M. de; LAGE, G. B.; AMARAL, C. H. do. Connectivity value of Atlantic forest fragments: pathways towards enhancing biodiversity conservation. **Brazilian Journal of Botany**, v. 47, p. 249–259, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40415-023-00970-0>

DINIZ, M. F.; COELHO, M. T. P.; SOUSA, F. G. de; HASUI, É.; LOYOLA, R. The underestimated role of small fragments for carnivore dispersal in the Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, p. 81–89, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.12.001>

DIXO, M.; METZGER, J. P.; MORGANTE, J. S.; ZAMUDIO, K. R. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1560–1569, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.11.016>

FALCONI, N.; VIEIRA, E. M.; BAUMGARTEN, J.; FARIA, D.; GINÉ, G. A. F. The home range and multi-scale habitat selection of the threatened maned three-toed sloth (*Bradypus torquatus*). **Mammalian Biology**, v. 80, p. 431–439, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2015.01.009>

FERNÁNDEZ, C.; ACOSTA, F. J.; ABELLÁ, G.; LÓPEZ, F.; DÍAZ, M. Complex edge effect fields as additive processes in patches of ecological systems. **Ecological Modelling**, v. 149, p. 273–283, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00464-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00464-1)

FERREIRA, G. B.; COLLEN, B.; NEWBOLD, T.; OLIVEIRA, M. J. R.; PINHEIRO, M. S.; DE PINHO, F. F.; ROWCLIFFE, M.; CARBONE, C. Strict protected areas are essential for the conservation of larger and threatened mammals in a priority region of the Brazilian Cerrado. **Biological Conservation**, v. 251, 108762, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108762>

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica**: período 2021-2022. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, INPE, 2023.

GINÉ, G. A. F.; BARROS, E. H. de; DUARTE, J. M. B.; FARIA, D. Home range and multiscale habitat selection of threatened thin-spined porcupine in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v. 96, n. 5, p. 1095–1105, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv117>

GUAGLIARDI, R. (org.). **Programa Estadual de Reservas Particulares do Patrimônio Natural – RPPNs**: 10 anos de apoio à conservação da biodiversidade. 1. ed. Rio de Janeiro: Instituto Estadual do Ambiente (INEA), 2018.

GUARNIER, L.; OLIVEIRA, F. B. de; FONSECA, V. S. da; OLIVEIRA, C. H. R. de. Multitemporal spatial analysis of forest fragments in the Barra Seca River basin, ES: a case study. **Scientia Forestalis**, v. 47, n. 123, p. 515–525, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.18671/scifor.v47n123.13>

GUSTAFSON, E. J.; PARKER, G. R. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. **Landscape Ecology**, v. 7, n. 2, p. 101–110, 1992.

HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E.; BURTON, P. J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K. D.; SAUNDERS, S. C.; EUSKIRCHEN, E. S.; ROBERTS, D.; JAITEH, M. S.; ESSEEN, P. A. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 768–782, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.4018/978-1-59904-099-8.ch010>

HATFIELD, J. H.; ORME, C. D. L.; BANKS-LEITE, C. Using functional connectivity to predict potential meta-population sizes in the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 215–220, 2018a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.004>

HATFIELD, J. H.; HARRISON, M. L. K.; BANKS-LEITE, C. Functional diversity metrics: how they are affected by landscape change and how they represent ecosystem functioning in the tropics. **Current Landscape Ecology Reports**, v. 3, p. 35–42, 2018b. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40823-018-0032-x>

HERRERA, L. P.; SABATINO, M. C.; JAIMES, F. R.; SAURA, S. Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, p. 3465–3479, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1416-7>

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de Biomas do Brasil** [Dataset]. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/15842-biomas.html?=&t=downloads>. Acesso em: 10 nov. 2023.

ICMBIO – INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Sistema Informatizado de Monitoria de RPPN**. 2024. Disponível em: <http://sistemas.icmbio.gov.br/simrppn/publico/>. Acesso em: 17 jan. 2024.

IEF – INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS. **Estudo técnico para criação do Parque Estadual da Serra Negra da Mantiqueira**. Belo Horizonte: IEF, 2017.

IEF – INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS. **Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Papagaio**. Belo Horizonte: IEF, 2009.

JORGE, M. L. S. P.; GALETTI, M.; RIBEIRO, M. C.; FERRAZ, K. M. P. M. B. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 163, p. 49–57, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.018>

JUVANHOL, R. S.; FIEDLER, N. C.; SANTOS, A. R. dos; PIROVANI, D. B.; LOUZADA, F. L. R. O.; DIAS, H. M.; TEBALDI, A. L. C. Análise espacial de fragmentos florestais: caso dos parques estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, estado do Espírito Santo. **Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 4, p. 353–364, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.4322/loram.2011.055>

KING, A. W.; WITH, K. A. Dispersal success on spatially structured landscapes: when do spatial pattern and dispersal behavior really matter? **Ecological Modelling**, v. 147, p. 23–39, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00400-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00400-8)

LANGHOLZ, J.; LASSOIE, J.; SCHELHAS, J. Incentives for biological conservation: Costa Rica's Private Wildlife Refuge Program. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1735–1743, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99049.x>

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>

MAGIOLI, M.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; SETZ, E. Z. F.; PERCEQUILLO, A. R.; RONDON, M. V. S. S.; KUHNEN, V. V.; CANHOTO, M. C. S.; SANTOS, K. E. A.; KANDA, C. Z.; FREGONEZI, G. L.; PRADO, H. A.; FERREIRA, M. K.; RIBEIRO, M. C.; VILLELA, P. M. S.; COUTINHO, L. L.; RODRIGUES, M. G. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **European Journal of Wildlife Research**, v. 62, p. 431–446, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10344-016-1017-x>

MAGIOLI, M.; RIBEIRO, M. C.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; RODRIGUES, M. G. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conservation**, v. 18, n. 6, p. 499–511, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/acv.12201>

MALDONADO-COELHO, M.; MARINI, M. A. Mixed-species bird flocks from Brazilian Atlantic Forest: the effects of forest fragmentation and seasonality on their size, richness and stability. **Biological Conservation**, v. 116, p. 19–26, 2004. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00169-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00169-1)

MARQUES, A. A. B. de; PERES, C. A. Pervasive legal threats to protected areas in Brazil. **Oryx**, v. 49, n. 1, p. 25–29, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0030605314000726>

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, p. 2184–2192, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.008>

MARTINS, K.; KIMURA, R. K.; FRANCISCONI, A. F.; GEZAN, S.; KAINER, K.; CHRISTIANINI, A. V. The role of very small fragments in conserving genetic diversity of a common tree in a hyper fragmented Brazilian Atlantic forest landscape. **Conservation Genetics**, v. 17, p. 509–520, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10592-015-0800-7>

MATOS, T. P. V. de; MATOS, V. P. V. de; MELLO, K. de; VALENTE, R. A. Protected areas and forest fragmentation: sustainability index for prioritizing fragments for landscape restoration. **Geology, Ecology, and Landscapes**, v. 5, n. 1, p. 19–31, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/24749508.2019.1696266>

MELLO, K. de; TOPPA, R. H.; CARDOSO-LEITE, E. Priority areas for forest conservation in an urban landscape at the transition between Atlantic Forest and Cerrado. **Cerne**, v. 22, n. 3, p. 277–288, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/01047760201622032172>

MENDES, L. J.; MILAGRE, J. C.; MORAIS JÚNIOR, V. T. M. de; COSWOSK, G. G. Forest cover analysis of a highly fragmented basin in northern Espírito Santo State, Brazil. **Scientia Forestalis**, v. 50, e3928, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.18671/scifor.v50.32>

METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; DIXO, M.; BERNACCI, L. C.; RIBEIRO, M. C.; TEIXEIRA, A. M. G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1166–1177, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.033>

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação**. 2024. Disponível em: <https://cnuc.mma.gov.br/>. Acesso em: 21 jan. 2024.

MITTERMEIER, R. A.; TURNER, W. R.; LARSEN, F. W.; BROOKS, T. M.; GASCON, C. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (org.). **Biodiversity hotspots**. 1. ed. Berlin: Springer, 2011. p. 3–22. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1)

MOLIN, P. G.; GERGEL, S. E.; SOARES-FILHO, B. S.; FERRAZ, S. F. B. Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. **Landscape Ecology**, v. 32, p. 857–870, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0490-2>

OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A. S.; TABARELLI, M. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, v. 38, n. 4, p. 389–394, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0030605304000754>

PAGLIA, A. P.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M. S.; CHIARELLO, A. G.; LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C. M.; MENDES, S. L.; TAVARES, V. C.; MITTERMEIER, R. A.; PATTON, J. L. **Lista anotada dos mamíferos do Brasil**. 2. ed. Arlington: Conservation International, 2012.

PAGLIA, A. P.; CHIARELLO, A. G.; MELO, F. R. de; TAVARES, V.; RODRIGUES, F. Diagnóstico do conhecimento de vertebrados: mamíferos. In: DRUMMOND, G. M.; MARTINS, C. S.; GRECO, M. B.; VIEIRA, F. (org.). **Diagnóstico do conhecimento sobre a biodiversidade no Estado de Minas Gerais**: subsídio ao Programa Biota Minas. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2009. p. 297–314.

PARDINI, R.; SOUZA, S. M. de; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J. P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, v. 124, p. 253–266, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.033>

PATTON, D. R. A diversity index for quantifying habitat edge. **Wildlife Society Bulletin**, v. 3, n. 4, p. 171–173, 1975.

PEGAS, F. de V.; CASTLEY, J. G. Private reserves in Brazil: distribution patterns, logistical challenges, and conservation contributions. **Journal for Nature Conservation**, v. 29, p. 14–24, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2015.09.007>

PIAIA, B. B.; ROVEDDER, A. P. M.; PROCKNOW, D.; FOCKINK, G. D.; CAMARGO, B. Taxonomic and functional diversity of applied nucleation for ecological restoration. **Plant Ecology**, v. 224, p. 855–864, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11258-023-01339-9>

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 208–214, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141–1153, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>

RIBEIRO, M. P.; MELLO, K. de; VALENTE, R. A. Avaliação da estrutura da paisagem visando à conservação da biodiversidade em paisagem urbanizada. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 3, p. 819–834, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509837683>

SAAD, S. I.; SILVA, J. M. da; SILVA, M. L. N.; GUIMARÃES, J. L. B.; SOUSA JÚNIOR, W. C.; FIGUEIREDO, R. de O.; ROCHA, H. R. da. Analyzing ecological restoration strategies for water and soil conservation. **PLoS ONE**, v. 13, n. 2, e0192325, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192325>

SAATY, R. W. The analytic hierarchy process – what it is and how it is used. **Mathematical Modelling**, v. 9, n. 3–5, p. 161–176, 1987.

SANTOS, A. R.; RIBEIRO, C. A. A. S.; PELUZIO, T. M. O.; PELUZIO, J. B. E.; QUEIROZ, V. T.; BRANCO, E. R. F.; LORENZON, A. S.; DOMINGUES, G. F.; MARCATTI, G. E.; CASTRO, N. L. M.; TEIXEIRA, T. R.; SANTOS, G. M. A. D. A.; MOTA, P. H. S.; SILVA, S. F.; VARGAS, R.; CARVALHO, J. R.; MACEDO, L. L.; ARAÚJO, C. S.; ALMEIDA, S. L. H. Geotechnology and landscape ecology applied to the selection of potential forest fragments for seed harvesting. **Journal of Environmental Management**, v. 183, p. 1050–1063, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.073>

SANTOS, J. S.; LEITE, C. C. C.; VIANA, J. C. C.; SANTOS, A. R. dos; FERNANDES, M. M.; ABREU, V. de S.; NASCIMENTO, T. P. do; SANTOS, L. S. dos; FERNANDES, M. R. de M.; SILVA, G. F. da; MENDONÇA, A. R. de. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 88, p. 414–424, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.011>

SAURA, S.; BODIN, Ö.; FORTIN, M. J. Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, p. 171–182, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12179>

SCHINDLER, S.; VON WEHRDEN, H.; POIRAZIDIS, K.; HOCHACHKA, W. M.; WRBKA, T.; KATI, V. Performance of methods to select landscape metrics for modelling species richness. **Ecological Modelling**, v. 295, p. 107–112, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.05.012>

SEGANFREDO, D.; CUNHA, B.; MAGALHÃES, V. L.; CIELO-FILHO, R.; CÂMARA, C. D. Landscape ecology in a watershed of the Ocoy river, western Paraná state, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 1, e20150279, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.027915>

SILVA, R. F. B. da; MILLINGTON, J. D. A.; MORAN, E. F.; BATISTELLA, M.; LIU, J. Three decades of land-use and land-cover change in mountain regions of the Brazilian Atlantic Forest. **Landscape and Urban Planning**, v. 204, 103948, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103948>

SILVA, J. M. C. da; PINTO, L. P.; SCARANO, F. R. Toward integrating private conservation lands into national protected area systems: lessons from a megadiversity country. **Conservation Science and Practice**, v. 3, e433, 2021a. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/csp2.433>

SILVA, J. M. C. da; DIAS, T. C. A. de C.; CUNHA, A. C. da; CUNHA, H. F. A. Funding deficits of protected areas in Brazil. **Land Use Policy**, v. 100, 104926, 2021b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104926>

SIMÃO, I.; FREITAS, M. J. C. C. As motivações dos proprietários de terra para a criação das Reservas Particulares do Patrimônio Natural federais do estado de Santa Catarina, Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 45, p. 231–257, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5380/dma.v45i0.56264>

SIQUEIRA, F. F.; CARVALHO, D. de; RHODES, J.; ARCHIBALD, C. L.; REZENDE, V. L.; VAN DEN BERG, E. Small landscape elements double connectivity in highly fragmented

areas of the Brazilian Atlantic Forest. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, 614362, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.614362>

SOUZA, C. G.; ZANELLA, L.; BORÉM, R. A. T.; CARVALHO, L. M. T. de; ALVES, H. M. R.; VOLPATO, M. M. L. Análise da fragmentação florestal da Área de Proteção Ambiental Coqueiral, Coqueiral – MG. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 3, p. 631–644, 2014.

SZABÓ, S.; TÚRI, Z.; MÁRTON, S. Factors biasing the correlation structure of patch level landscape metrics. **Ecological Indicators**, v. 36, p. 1–10, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.030>

TABARELLI, M.; LOPES, A. V.; PERES, C. A. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. **Biotropica**, v. 40, n. 6, p. 657–661, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00454.x>

TAPIA-ARMIJOS, M. F.; HOMEIER, J.; ESPINOSA, C. I.; LEUSCHNER, C.; DE LA CRUZ, M. Deforestation and forest fragmentation in south Ecuador since the 1970s: losing a hotspot of biodiversity. **PLoS ONE**, v. 10, n. 9, e0133701, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133701>

UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, p. 507–519, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.0017>

VARASSIN, I. G.; AGOSTINI, K.; WOLOWSKI, M.; FREITAS, L. Pollination systems in the Atlantic Forest: characterisation, threats, and opportunities. In: MARQUES, M. C. M.; GRELE, C. E. V. (org.). **The Atlantic Forest: history, biodiversity, threats and opportunities of the mega-diverse forest**. Switzerland: Springer, 2021. p. 517. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7>

VERGA, E. G.; HÜMÖLLER, H. L. S.; PELUC, S. I.; GALETTO, L. Forest fragmentation negatively affects common bird species in subtropical fragmented forests. **Emu – Austral Ornithology**, v. 117, n. 4, p. 359–369, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01584197.2017.1361789>

VIEIRA, M. V.; OLIFIERS, N.; DELCIELLOS, A. C.; ANTUNES, V. Z.; BERNARDO, L. R.; GRELE, C. E. V.; CERQUEIRA, R. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1191–1200, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.006>

WANG, Z.; YANG, Z.; SHI, H.; HAN, L. Effect of forest connectivity on the dispersal of species: a case study in the Bogda World Natural Heritage Site, Xinjiang, China. **Ecological Indicators**, v. 125, 107576, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107576>

## **CAPÍTULO III**

## Mapeamento de fragilidade ambiental em unidades de conservação da Mata Atlântica por meio de análise multicritério

### RESUMO

O zoneamento de unidades de conservação reduz os impactos ambientais causados pelo uso recreativo desses locais. Assim, este estudo teve como objetivo desenvolver um modelo preditivo de fragilidade ambiental para apoiar o planejamento do ecoturismo. Um Sistema de Informação Geográfica foi utilizado para produzir mapas temáticos de declividade, tipo de solo, precipitação, fluxo acumulado e cobertura do solo, que foram então sobrepostos para gerar o mapa de fragilidade ambiental. Os resultados mostraram que 73,6% do Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira e 72,7% da Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Serra Negra encontram-se na classe de fragilidade moderada, seguida pelas classes de fragilidade alta (19,3% e 18,6%), muito alta (5,5% e 6,4%) e baixa (1,7% e 2,3%), respectivamente. A trilha de longo curso que se desenvolve na crista da Serra Negra perpassa o território do parque e da reserva particular, apresentando fragilidade, predominantemente, moderada (47,5%) a alta (41,5%). O produto cartográfico resultante permite a definição de novas trilhas, reduzindo a fragilidade ambiental dos percursos, e pode ser replicado em outras unidades de conservação.

**Palavras-chave:** AHP; Parque estadual; Planejamento de trilha; Reserva Particular do Patrimônio Natural; SIG; Turismo ecológico.

### ABSTRACT

The zoning of protected areas reduces the environmental impacts caused by the recreational use of such locations. Thus, this study aims to develop a predictive model of environmental fragility to support ecotourism planning. A Geographic Information System were used to produce thematic maps of the slope, soil type, precipitation, flow accumulation, and land cover, which were then overlaid to generate the environmental fragility map. The results showed that 73.6% of the Serra Negra da Mantiqueira State Park and 72.7% of the Serra Negra Private Reserve lie within the moderate fragility class, followed by the high (19.3% and 18.6%), very high (5.5% and 6.4%), and low (1.7% and 2.3%) fragility classes, respectively. The long-distance trail that follows the crest of the Serra Negra traverses the territory of the park and the private reserve, showing predominantly moderate (47.5%) to high (41.5%) fragility. The resulting cartographic product allows the definition of new trails, reducing the environmental fragility of the routes, and can be replicated in other protected areas.

**Keywords:** AHP; Ecotourism; GIS; Natural Heritage Private Reserve; State park; Trail planning.

## 1. INTRODUÇÃO

A resposta de ambientes naturais a distúrbios é influenciada pela vegetação e atributos físicos, como relevo, tipo de solo e clima (Adami et al., 2012). Os modelos preditores de

fragilidade ambiental permitem elaborar o zoneamento e definir normas para orientar a gestão de áreas naturais protegidas visando à manutenção do equilíbrio ecológico (Carvalho; Silva; Salvio, 2022). A concepção de ferramentas para o zoneamento ambiental é prioritária para a preservação dos recursos naturais (Manfré et al., 2013).

Áreas naturais protegidas são usualmente estabelecidas em locais com elevada biodiversidade (Coetzee et al., 2014), demandando a conciliação entre a conservação e os impactos ambientais negativos do turismo ecológico (Hawes; Dixon, 2014; Pickering et al., 2018). Essa abordagem é primordial, especialmente para as trilhas, uma vez que constituem uma das infraestruturas mais importantes em áreas naturais protegidas abertas à visitação (Tomczyk; Ewertowski, 2013).

A intensidade dos impactos negativos em trilhas varia com fatores como cobertura vegetal, relevo, tipo de solo, clima e atributos do uso recreacional das trilhas, como tipo de uso, número e comportamento dos visitantes (Barros et al., 2013; Pickering, 2010). A remoção da vegetação torna as trilhas mais propensas à erosão devido ao maior escoamento superficial e ao carreamento de partículas do solo (Rangel et al., 2019; Salesa; Cerdà, 2020).

O mapeamento de fragilidade ambiental facilita o uso adequado dos recursos financeiros destinados ao manejo de trilhas (Tomczyk, 2011), pois o custo da recuperação de trilhas degradadas é muito maior que o de manutenções periódicas (Tomczyk et al., 2016). Por isso, o planejamento de trilhas é a maneira mais efetiva de reduzir impactos ambientais nas mesmas (Hawes; Dixon, 2014).

A utilização de modelos preditores para determinar os trechos das trilhas mais propensos à degradação permite obter informações para o seu manejo (Tomczyk, 2011), indicando as intervenções necessárias em cada situação (Hawes et al., 2013). O manejo de trilhas em áreas naturais protegidas inclui o planejamento do traçado, construção, manutenção, reparo, adequação do tipo de uso e controle do número de visitantes (Tomczyk et al., 2017).

O uso de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) em estudos ambientais tem aumentado devido à sua versatilidade, sendo incorporado no planejamento turístico (Liu; Li, 2020), auxiliando, assim, na compreensão dos impactos do turismo no ambiente natural (Chaplin; Brabyn, 2013).

A Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Serra Negra (daqui em diante, Reserva Particular da Serra Negra – RPSN) e o Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira (PESNM) estão situados em uma área prioritária para conservação no estado de Minas Gerais, Brasil, devido a sua elevada importância biológica (Drummond et al., 2005), e no bioma Mata Atlântica, um *hotspot* mundial de biodiversidade (Mittermeier et al., 2011). O objetivo deste

trabalho foi propor um modelo preditor de fragilidade ambiental, desenvolvido no contexto da RPSN e PESNM, com capacidade de replicação em outras unidades de conservação (UCs).

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Área de estudo

A RPSN, instituída pela Portaria IEF nº 109, de 2009, estende-se por 434,65 hectares e localiza-se no município de Lima Duarte, contiguamente ao PESNM (Figura 1). Essa RPPN destaca-se como uma das reservas particulares do estado de Minas Gerais com maior biodiversidade potencial (vide Capítulo II).

O PESNM, criado pelo Decreto Estadual nº 301, de 2018, é um dos mais recentemente instituídos no estado de Minas Gerais e não dispõe de zoneamento ou plano de manejo. A área do parque é de 4.203,96 hectares, sendo 23,4%, 27,8%, 20,4% e 28,4% nos municípios de Lima Duarte, Olaria, Rio Preto e Santa Bárbara do Monte Verde, respectivamente.

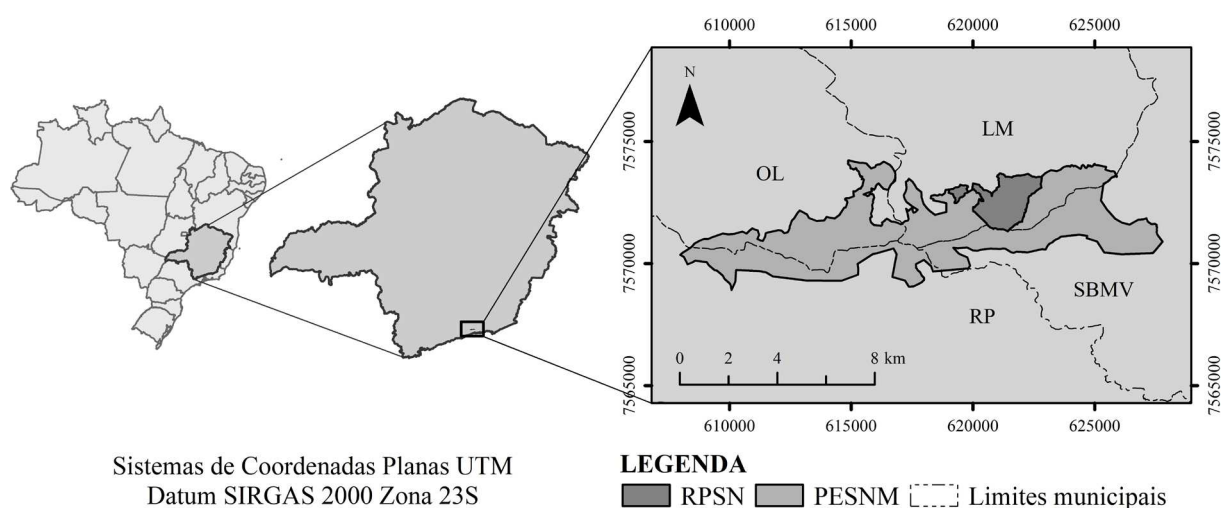


Figura 1. Localização e distribuição territorial da Reserva Particular da Serra Negra (RPSN) e do Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira (PESNM) nos municípios de Lima Duarte (LD), Olaria (OL), Rio Preto (RP) e Santa Bárbara do Monte Verde (SBMV), Minas Gerais, Brasil.

O clima da área de estudo é do tipo Cwb, de acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger, isto é, quente temperado, com estações bem definidas (inverno seco e verão chuvoso) (Alvares et al., 2013). A altitude varia entre 845 e 1.630 metros, com cerca de 95% do território de ambas as UCs acima de 1.000 metros.

A unidade geomorfológica que abrange a área de estudo é conhecida como Serras do Ibitipoca (Sib), uma subunidade do complexo da Serra da Mantiqueira (IBGE, 2018). O Sib

compreende duas classes de solo, Cambissolos e Neossolos Litólicos (UFV; CETEC; UFLA; FEAM, 2010), abrangendo a região do entorno dessas UCs.

As fitofisionomias do bioma Mata Atlântica que ocorrem nos limites dessas UCs são: Floresta Estacional Semidecidual (FESM), predominantemente, e Floresta Ombrófila Densa Alto-Montana (FODAM), constituindo assim uma zona de transição de vegetação (IBGE, 2018). A primeira é caracterizada pela presença de árvores decíduas, na proporção de 20 a 50% da floresta, que perdem as folhas na estação seca, com duração de quatro a seis meses por ano. A FESM pode ser encontrada entre 500 e 1.500 metros de altitude. A segunda fitofisionomia é uma floresta perene, isto é, suas árvores mantêm a folhagem durante todo o ano. A FODAM ocorre em altitudes mais elevadas, geralmente acima de 1.500 metros (IBGE, 2012).

## **2.2. Fatores analisados**

O modelo proposto seguiu três premissas básicas: (i) escolha de fatores utilizados anteriormente na literatura; (ii) dados de entrada disponíveis gratuitamente e de fácil obtenção; e (iii) aplicabilidade em outras UCs, em especial, aquelas situadas no bioma Mata Atlântica.

Os dados foram processados e analisados com o software *ArcGIS Desktop* versão 10.5. Os planos de informação (PI) foram elaborados no formato raster e reclassificados para uma escala padronizada (1 a 5), possibilitando a execução da álgebra de mapas. A declividade, tipo de solo, precipitação, fluxo acumulado e cobertura do solo foram os fatores analisados.

### **2.2.1. Declividade**

Os dados de declividade foram obtidos a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) com resolução espacial de 12,5 metros do satélite ALOS, sensor PALSAR, modo FBS, disponível na plataforma *Alaska Satellite Facility* (<https://search.asf.alaska.edu>).

Um Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente (MDEHC) foi gerado pela remoção das depressões espúrias contidas no MDE. O mapa de declividade foi obtido, a partir do MDEHC, pelo uso da ferramenta *Slope*. A classificação adotada baseou-se nos intervalos propostos por Santos et al. (2018) (Tabela 1).

Tabela 1. Classes de declividade, tipo de solo, precipitação, fluxo acumulado e cobertura do solo e seus respectivos graus de fragilidade ambiental (GFA)

Fator	Classes	GFA
Declividade (%)	0 – 3,00	1
	3,01 – 8,00	2
	8,01 – 20,00	3
	20,01 – 45,00	4
	> 45	5
Tipo de solo	Latossolos	1
	Nitossolos; Luvisolos	2
	Espodossolos; Planossolos	3
	Cambissolos	4
	Plintossolos; Neossolos Litólicos	5
Precipitação	≈ 1.000 mm anuais, sem meses secos	1
	≈ 2.000 mm anuais, sem meses secos	2
	1.300 a 1.600 mm anuais, 2 a 3 meses secos, chuvas intensas no verão	3
	1.600 a 1.800 mm anuais, 3 a 6 meses secos, chuvas concentradas no verão (70 a 80% do total)	4
	> 2.500 mm anuais, sem meses secos ou < 900 mm anuais (semiárido), com meses secos e chuvas intensas	5
Fluxo acumulado (pixels)	0 – 30	1
	31 – 100	2
	101 – 300	3
	301 – 500	4
	> 500	5
Cobertura do solo	Formação florestal	1
	–	2
	–	3
	Campo rupestre	4
	Afloramento rochoso; outras áreas não vegetadas	5

### 2.2.2. Tipo de solo

O mapa de solos de Minas Gerais, produzido pela Fundação Estadual do Meio Ambiente e parceiros (UFV; CETEC; UFLA; FEAM, 2010), foi obtido, em formato vetorial, na plataforma IDE-Sisema (<https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br>). Os graus de fragilidade por tipo de solo foram definidos de acordo com a classificação proposta por Crepani et al. (2001) (Tabela 1).

### 2.2.3. Precipitação

Os dados de precipitação foram obtidos a partir de isoietas anuais médias de 1977 a 2006, disponíveis em formato vetorial, no portal eletrônico do Serviço Geológico do Brasil (<https://www.sgb.gov.br>). Um valor constante igual a 4 (fragilidade alta) foi atribuído a esse plano de informação para o território de ambas as UCs, de acordo com os critérios propostos por Ross (2012) (Tabela 1). Esse procedimento se justifica pela disposição da cadeia montanhosa na qual as UCs estão inseridas, que favorece a ocorrência de chuvas orográficas com pluviosidade relativamente uniforme (Valle et al., 2016).

### 2.2.4. Fluxo acumulado

Os dados de fluxo acumulado foram obtidos a partir do MDEHC gerado anteriormente. O caminho preferencial do escoamento pluvial foi determinado com a ferramenta *Flow Direction* e, em seguida, *Flow Accumulation*, obtendo-se o mapa de fluxo acumulado. O valor associado a cada célula (pixel) desse PI corresponde à quantidade de células a montante que convergem o escoamento para esse pixel. Os intervalos adotados para classificação deste mapa temático foram propostos empiricamente baseados na análise visual de seu histograma (Tabela 1).

### 2.2.5. Cobertura do solo

A cobertura do solo foi determinada pela classificação supervisionada de uma imagem do satélite Sentinel-2 com o método *Maximum Likelihood Classification*, o mais utilizado para essa finalidade (Moiane; Machado, 2019). A imagem de satélite (capturada em junho de 2020) foi obtida na plataforma *Earth Explorer – United States Geological Survey* (<https://earthexplorer.usgs.gov>), com resolução espacial de 10 metros nas bandas azul, verde, vermelho e infravermelho próximo. A acurácia da classificação supervisionada foi avaliada em 0,73 por meio do índice Kappa, o que indica um bom desempenho da classificação de imagem (Landis; Koch, 1977). As classes de cobertura do solo, com os respectivos graus de fragilidade, foram estabelecidas de acordo com Ross (1994) e Crepani et al. (2001) (Tabela 1).

## 2.3. Álgebra de mapas

O mapa de fragilidade ambiental foi elaborado sobrepondo-se os PIs, quais sejam: declividade, tipo de solo, precipitação, fluxo acumulado e cobertura do solo. Cada PI corresponde a um mapa temático, em formato *raster*, em que cada pixel assume um valor de 1

a 5, que indica fragilidade muito baixa a muito alta, respectivamente. A sobreposição pixel a pixel entre os PIs foi obtida alinhando-se os mapas à uma imagem de referência.

Os pesos de cada PI foram definidos pelo método *Analytic Hierarchy Process* (AHP) (adaptado de Saaty, 1987), antes da execução da álgebra de mapas. A escala de valores (pesos) proposta por Saaty (1987) varia de 1 a 9. Neste estudo, os valores adotados incluíram 1, 3 e 5 (Tabela 2). A contribuição de cada fator para os processos erosivos foi determinada por uma matriz de comparação pareada. Essa matriz foi preenchida de acordo com a importância relativa de cada par de fatores e seus valores correspondentes (Tabela 2). Os valores atribuídos a cada par de fatores, isto é, a cada célula da matriz de comparação pareada, baseou-se na literatura sobre processos erosivos.

Tabela 2. Importância relativa dos pares de fatores e seus respectivos valores para o preenchimento da matriz de comparação pareada (adaptado de Saaty, 1987)

Importância relativa	Valor
Fortemente mais importante que	5
Moderadamente mais importante que	3
Igualmente importante à	1
Moderadamente menos importante que	1/3
Fortemente menos importante que	1/5

A matriz de comparação pareada foi preenchida seguindo dois princípios básicos: (i) se um fator  $a$ , confrontado com um fator  $b$ , recebeu valor igual a  $x$ , então o fator  $b$ , confrontado com o fator  $a$ , recebeu valor inverso, isto é,  $1/x$ ; e (2) um fator, confrontado com ele próprio, recebeu valor igual a 1 (Tabela 3). Os pesos dos fatores e a razão de consistência (RC) da matriz foram calculados com o software *Expert Choice* versão 11.1.

Tabela 3. Matriz de comparação pareada e pesos obtidos para declividade, tipo de solo, precipitação, fluxo acumulado e cobertura do solo

Fator	D	TS	P	FA	CS	Pesos
Declividade (D)	1	3	4	2	1	0,306
Tipo de solo (TS)	1/3	1	2	1/2	1/4	0,100
Precipitação (P)	1/4	1/2	1	1/3	1/5	0,063
Fluxo acumulado (FA)	1/2	2	3	1	1/3	0,164
Cobertura do solo (CS)	1	4	5	3	1	0,367

A RC calculada de 0,0137, por ser inferior a 0,1, foi considerada satisfatória e indica que os pesos obtidos são matematicamente consistentes (Saaty, 1987). A álgebra de mapas foi executada com a ferramenta *Raster Calculator*, gerando o mapa de fragilidade ambiental com resolução espacial de 12,5 metros.

### **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

#### **3.1. Fatores analisados**

A declividade é maior que 20% em 84,1% da RPPN e 86,4% do parque (Tabela 4) (Figura 2). Essa inclinação (>20%) caracteriza relevos fortemente ondulados a montanhosos ou escarpados (Santos et al., 2018), comuns nos parques da Mata Atlântica, por se localizarem em regiões serranas, impróprias para práticas agrícolas (Silva et al., 2020). O relevo acidentado expõe esses locais a processos erosivos, que são agravados pelo escoamento superficial, aumentando sua fragilidade ambiental (Almeida et al., 2019; Arriagada et al., 2019; Celestino et al., 2019).

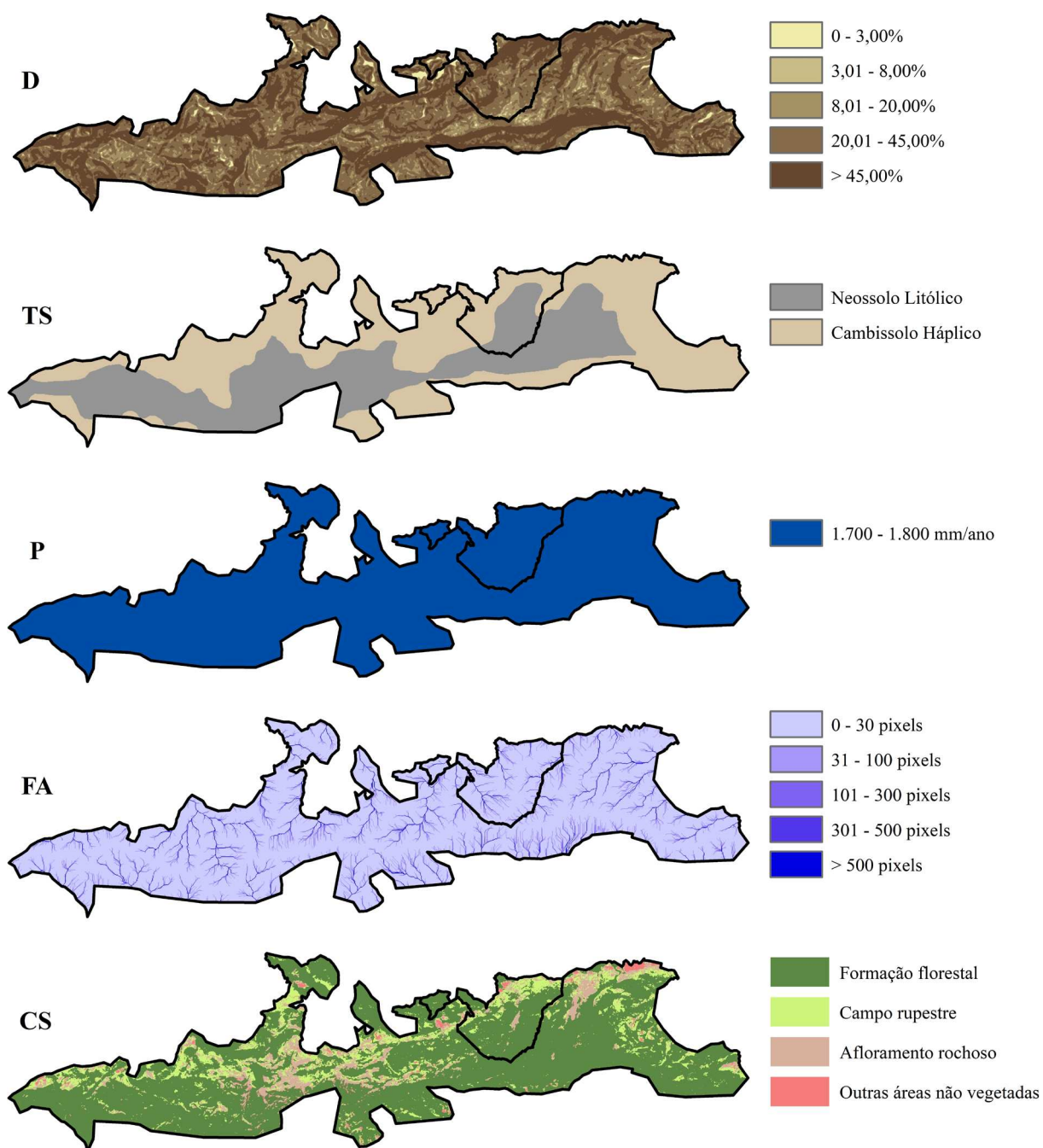


Figura 2. Mapas esquemáticos de declividade (D), tipo de solo (TS), precipitação (P), fluxo acumulado (FA) e cobertura do solo (CS) da Reserva Particular da Serra Negra (RPSN) e do Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira (PESNM).

Tabela 4. Áreas por classe de declividade, tipo de solo, precipitação, fluxo acumulado e cobertura do solo na Reserva Particular da Serra Negra (RPSN) e no Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira (PESNM), Minas Gerais, Brasil

Fator	Classes	RPSN		PESNM	
		Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
Declividade (%)	0 – 3,00	5,08	1,17	41,66	0,99
	3,01 – 8,00	8,75	2,01	63,84	1,52
	8,01 – 20,00	55,31	12,71	464,36	11,05
	20,01 – 45,00	196,06	45,06	2.015,38	47,94
	> 45	169,94	39,05	1.618,72	38,50
Tipo de solo	Neossolo Litólico	41,66	0,99	1.744,88	41,51
	Cambissolo Háplico	63,84	1,52	2.459,08	58,49
Precipitação (mm/ano)	1.700 – 1.800	434,65	100,00	4.203,96	100,00
Fluxo acumulado (pixels)	0 – 30	0,00	0,00	3.725,25	88,61
	31 – 100	9,88	2,27	283,66	6,75
	101 – 300	316,45	72,72	93,41	2,22
	301 – 500	81,13	18,64	26,05	0,62
	> 500	27,69	6,36	75,59	1,80
Cobertura do solo	Formação florestal	330,27	75,88	3.207,82	76,30
	Campo rupestre	68,97	15,85	567,84	13,51
	Afloramento rochoso	31,56	7,25	356,32	8,48
	Outras áreas não vegetadas	4,44	1,02	71,98	1,71

Os solos encontrados em altitudes acima de 1.200 metros são Neossolos Litólicos, enquanto o Cambissolo Háplico ocorre entre 860 e 1.380 metros (Tabela 4) (Figura 2). A presença de Neossolos Litólicos somente acima de 1.200 metros é uma característica comum por ocorrerem na interface com afloramentos rochosos (Santos et al., 2018). A textura desses solos, de arenosa a ligeiramente pedregosa, aumenta sua erodibilidade e explica sua baixa capacidade de retenção de água (Alho et al., 2007). Os Cambissolos Háplicos são solos em estágio inicial de pedogênese, com horizonte B incipiente, de textura francoarenosa ou mais argilosa (Santos et al., 2018). Esses solos ocorrem em relevos fortemente ondulados à montanhosos, o que contribui para seu constante processo de rejuvenescimento (Dortzbach et al., 2016).

A precipitação variou de 1.700 a 1.800 mm anuais (Tabela 4) (Figura 2), um dos maiores índices pluviométricos de todo o estado de Minas Gerais. O período crítico se estende de novembro a janeiro, concentrando cerca de 50% da precipitação anual (CPRM, 2011). As

chuvas orográficas predominam, devido à disposição leste-oeste da cadeia montanhosa onde as UCs se localizam (Costa et al., 2020; Valle et al., 2016). O potencial erosivo da pluviosidade em regiões tropicais é alto (Panagos et al., 2017), mas varia com a declividade do terreno e cobertura vegetal (Halecki et al., 2018). A vegetação atenua a perda de solo, interceptando parte da chuva, aumentando a infiltração e a estabilidade do solo pela presença de raízes (Abdulkareem et al., 2019; Zhang et al., 2014).

O fluxo acumulado foi maior na vertente norte da Serra Negra, com o valor máximo encontrado no rio São João (Figura 2). Isso se deve a uma maior área de contribuição hídrica nessa vertente. Os solos existentes na área de estudo (Cambissolo Háplico e Neossolo Litólico) são rasos (Santos et al., 2018) e o relevo predominantemente íngreme, o que favorece o escoamento superficial e, conseqüentemente, potencializa seu efeito erosivo. As faixas marginais dos cursos d'água são áreas críticas, pois concentram a maior quantidade do escoamento superficial (Silva et al., 2016). O desprendimento e transporte de partículas de solo para dentro dos cursos d'água contribui para sua degradação (Karamage et al., 2016) e a vegetação ripária é crucial para mitigar esses impactos (Saad et al., 2018; Schwamback et al., 2020).

A formação florestal e os campos rupestres correspondem a 76,30% e 13,51% da área do SNMSP, respectivamente, enquanto os 10,19% restantes são compostos por afloramentos rochosos e outras áreas não vegetadas. Na RPSN, essas porcentagens são 75,88%, 15,85% e 8,27%, respectivamente (Tabela 4) (Figura 2). A predominância de cobertura florestal indica proteção adequada do solo, reduzindo processos erosivos (Valle et al., 2016). A função protetora da cobertura vegetal torna-se ainda mais relevante em regiões altamente vulneráveis à erosão, como em áreas de declive acentuado ou que apresentam índices pluviométricos elevados (Karamage et al., 2016). Na área de estudo, onde as encostas íngremes cobrem a maior parte das UCs, algumas dessas áreas particularmente suscetíveis à erosão são naturalmente ocupadas por campos rupestres (Oliveira; Marques Neto, 2014).

A constatação de que a cobertura de gramíneas é menos eficiente que as florestas na redução do escoamento superficial e da erosão (Anache et al., 2017) poderia sugerir que a vegetação ideal para diminuir a fragilidade ambiental dessas áreas seria a formação florestal. No entanto, cabe evidenciar que a vegetação nativa de alguns desses locais é constituída por campos rupestres, que se estabeleceram naturalmente como resultado de uma combinação de fatores geomorfológicos, climáticos, pedológicos e hidrológicos (Oliveira; Marques Neto, 2014). Nesses locais, onde a vegetação arbórea não consegue se estabelecer, os campos rupestres desempenham um papel crucial na redução do escoamento superficial, da erosão e,

consequentemente, da fragilidade ambiental, mesmo que sua suscetibilidade à erosão seja maior quando comparada a uma área com cobertura florestal.

Ademais, os declives acentuados combinados à ausência de vegetação em algumas áreas podem aumentar expressivamente a perda de solo (Cerdan et al., 2010). Na área de estudo, é justamente em terrenos declivosos que ocorrem as áreas não vegetadas, oriundas, principalmente, de processos naturais de arenização de afloramentos rochosos quartzíticos (Oliveira; Marques Neto, 2014). Isso explica porque as áreas mais íngremes de ambas as UCs, onde se encontram afloramentos rochosos e outras áreas não vegetadas, são classificadas como de fragilidade muito alta. Por outro lado, as áreas íngremes cobertas por floresta, que confere maior proteção contra a perda de solo (Anache et al., 2017), foram classificadas como moderadamente frágeis.

### **3.2. Álgebra de mapas**

A maior parte da RPPN (72,7%) e do PESNM (73,6%) está incluída na classe de fragilidade ambiental moderada, seguida das classes alta, muito alta e baixa (Tabela 5) (Figura 3). A predominância da classe de fragilidade moderada e a ausência da classe muito baixa é semelhante ao observado no Parque Estadual do Pico Paraná (PEPP), uma UC situada na Mata Atlântica do estado do Paraná, com 54% do território classificado como de fragilidade moderada (Vashchenko et al., 2007). A declividade acentuada e os solos frágeis (Neossolos Litólicos e Cambissolos Háplicos), no PEPP, PESNM e na RPPN, aumentam a fragilidade ambiental dessas UCs, ao passo que a cobertura florestal reduz a mesma, resultando no predomínio da classe de fragilidade moderada. A ausência da classe muito baixa se deve à precipitação (fragilidade alta constante: 4) e aos tipos de solo (fragilidade alta e muito alta: 4 e 5).

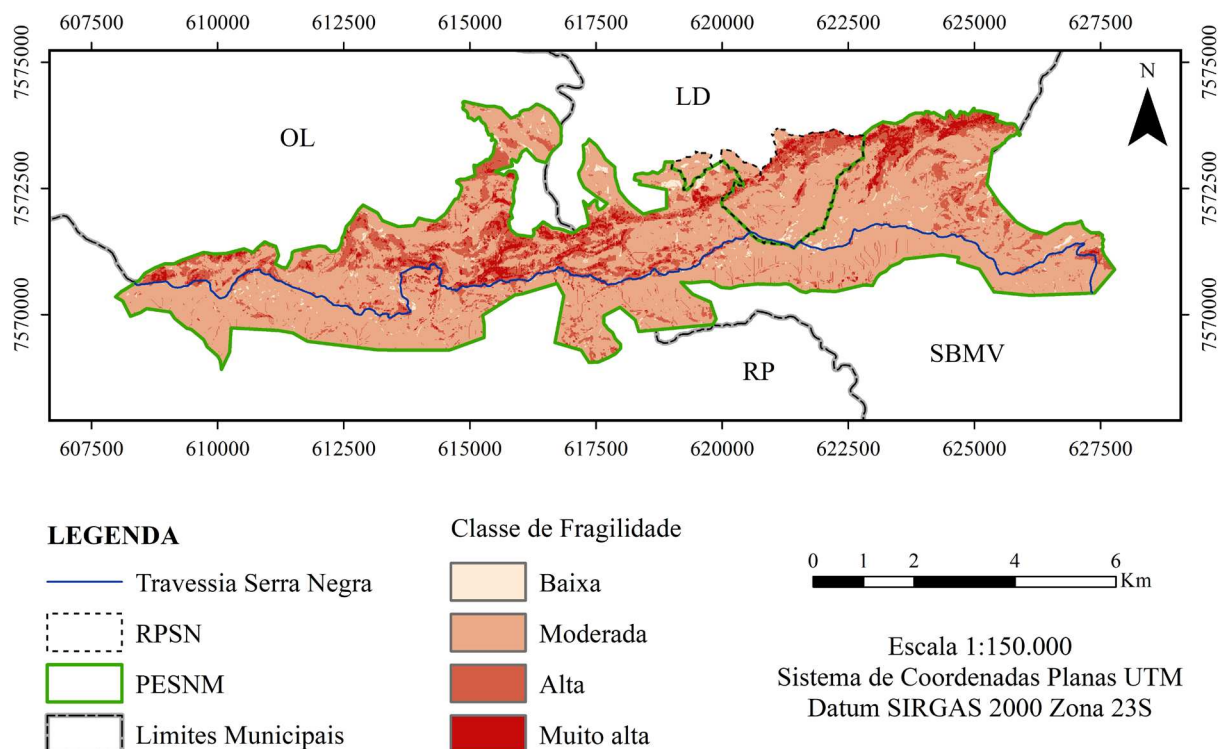


Figura 3. Mapa de fragilidade ambiental da Reserva Particular da Serra Negra (RPSN) e do Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira (PESNM).

Tabela 5. Distribuição territorial da Reserva Particular da Serra Negra (RPSN), do Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira (PESNM) e da Travessia da Serra Negra nas classes de fragilidade ambiental

GFA	Área (hectares)		Extensão (metros)	
	RPSN	PESNM	Trilha [RPSN]	Trilha [PESNM]
Muito baixo	0,00 (0,0%)	0,00 (0,0%)	0,00 (0,0%)	0,00 (0,0%)
Baixo	9,88 (2,3%)	71,64 (1,7%)	121,16 (11,2%)	572,20 (2,4%)
Moderado	316,45 (72,7%)	3.092,49 (73,6%)	797,71 (73,7%)	11.127,90 (46,3%)
Alto	81,13 (18,6%)	809,43 (19,3%)	163,60 (15,1%)	10.255,38 (42,7%)
Muito alto	27,69 (6,4%)	230,40 (5,5%)	-	2.086,80 (8,7%)
<b>Total</b>	<b>435,14 (100,0%)</b>	<b>4.203,96 (100,0%)</b>	<b>1.082,48 (100,0%)</b>	<b>24.042,27 (100,0%)</b>

As áreas do PESNM, em valores absolutos e relativos, nas classes de fragilidade ambiental alta e muito alta foram menores nos municípios de Rio Preto e Santa Bárbara do Monte Verde que nos de Lima Duarte e Olaria (Figura 3). Isso indica maior aptidão a visitação pública em Rio Preto e Santa Bárbara do Monte Verde. Por outro lado, a maior fragilidade ambiental observada em Lima Duarte e Olaria pode restringir a visitação à determinados locais ou limitar o número de visitantes permitidos nas trilhas, garantindo assim a proteção dos

recursos naturais (Salesa; Cerdà, 2020). A mitigação de impactos por meio da limitação do número de visitantes já é realizada no Parque Estadual do Ibitipoca (PEI), onde são permitidas 1.000 pessoas por dia (IEF, 2018). O PEI também se situa, parcialmente, em Lima Duarte, sendo o parque estadual mais visitado de Minas Gerais (Sancho-Pivoto et al., 2020).

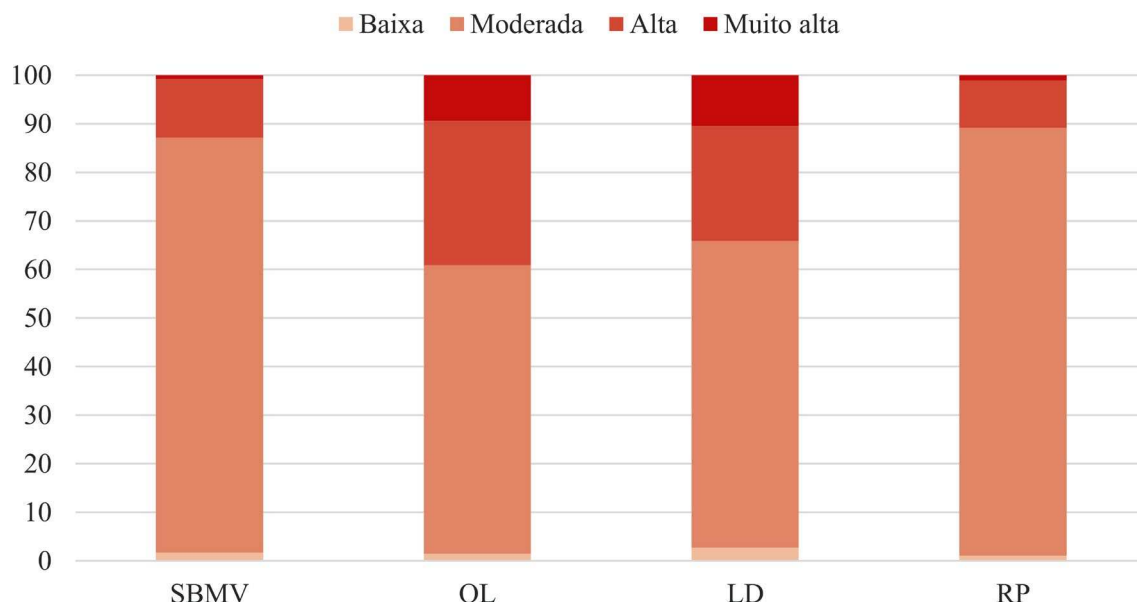


Figura 4. Porcentagem das classes de fragilidade ambiental em relação à área abrangida pelo Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira (PESNM) nos municípios de Lima Duarte (LD), Olaria (OL), Rio Preto (RP) e Santa Bárbara do Monte Verde (SBMV), Minas Gerais, Brasil.

O PESNM e a RPPN possuem uma trilha de longo curso compartilhada, denominada Travessia da Serra Negra (Figura 3). Essa trilha desenvolve-se, em grande parte, na crista da Serra Negra, conectando diversos atrativos naturais. O percurso totaliza cerca de 25 km, com altitude variando de 875 a 1.630 metros. O mapa de fragilidade gerado indicou que as classes predominantes na trilha são moderada e alta (Tabela 5). No trecho específico, de cerca de 1 km, que perpassa a RPSN, verifica-se um cenário melhor do que no restante da trilha (Figura 4). Destaca-se a existência de trechos ( $\approx 2$  km) com fragilidade muito alta, incluídos exclusivamente no território do PESNM, que requerem atenção especial para fins de manejo dos impactos da visitação.

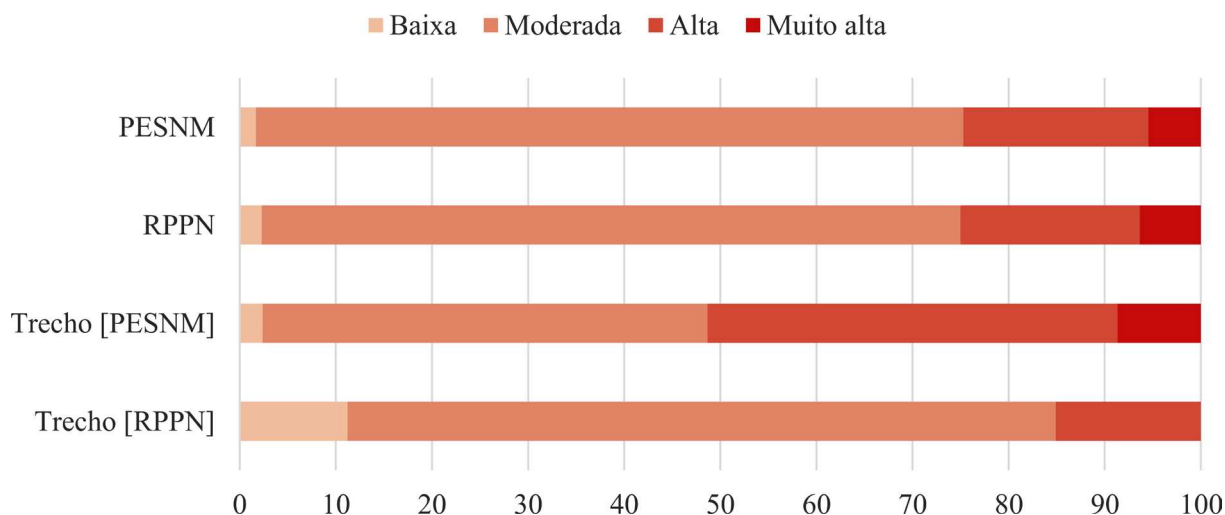


Figura 5. Porcentagem das classes de fragilidade no Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira (PESNM), na Reserva Particular da Serra Negra (RPSN) e nos respectivos trechos da Travessia da Serra Negra, Minas Gerais, Brasil.

### 3.3. Planejamento e manejo de trilhas

Embora a limitação do número de visitantes diários de uma UC seja uma estratégia legítima de manejo, outros fatores ambientais, gerenciais e relacionados ao uso das trilhas podem ser gerenciados visando à mitigação dos impactos negativos do uso público sobre os recursos naturais (Marion, 2023). As trilhas implementadas em campos rupestres devem receber atenção especial, devido a notável fragilidade desses ecossistemas, que demonstram baixa resiliência a perturbações antrópicas (Le Stradic et al., 2013; Silveira et al., 2015).

Em locais de relevo montanhoso, como no presente estudo, as etapas de planejamento, construção e manutenção das trilhas devem ser cuidadosamente executadas. A alocação de novas trilhas deve priorizar locais classificados como de fragilidade baixa ou moderada. Nessas áreas, as características de inclinação do terreno, tipo de solo, fluxo acumulado e cobertura do solo podem contribuir para a mitigação dos impactos inerentes à criação e ao uso de trilhas (Eagleston; Marion, 2020).

A construção de novas trilhas deve ser realizada dentro de parâmetros técnicos adequados para a sua sustentabilidade, especialmente no que diz respeito ao alinhamento da trilha em relação à linha de aclave (*Trail Slope Alignment – TSA*, em inglês), que pode variar de perpendicular à paralela, e a inclinação longitudinal do piso da trilha (*Trail Grade – TG*, em inglês). A linha de aclave pode ser entendida como a direção preferencial do escoamento superficial, de modo perpendicular às curvas de nível. A maneira mais eficaz de reduzir o escoamento superficial e, conseqüentemente, a erosão nas trilhas é planejá-las e construí-las adotando um TSA entre 31° e 90° e um TG entre 3 e 10%. As trilhas com inclinação inferior a

3% promovem o acúmulo de água da chuva, acarretando no encharcamento do leito da trilha. Como resultado, os visitantes começam a se desviar das áreas alagadas, alargando a trilha ou criando trilhas secundárias não oficiais, o que aumenta os impactos sobre os recursos naturais. Por outro lado, as trilhas com um grau de inclinação superior a 10% sofrem um aumento expressivo no escoamento, levando a uma maior perda de solo (Marion, 2023).

O alto índice pluviométrico observado na área de estudo, bem como a distribuição anual da precipitação, concentrada em poucos meses do ano, evidencia a necessidade de ações visando a redução do escoamento superficial nas trilhas, uma vez que a água da chuva é uma das principais causas de erosão. Em trechos mais íngremes ou em posições do terreno em que o fluxo de água da chuva tende a se acumular, devem ser instaladas barreiras físicas para frear o escoamento da água, como troncos de madeira (Grab; Kalibbala, 2008), barramentos feitos de pedras, valetas de drenagem ou inversões de inclinação do piso. Tais estruturas de contenção e drenagem devem ser mais numerosas em trilhas com maior inclinação e acúmulo de fluxo, e requerem manutenções periódicas, de modo a possibilitar seu pleno funcionamento (Mende; Newsome, 2006; Oliver; Marion, 2009). Adicionalmente, em trilhas em que se observa maior intensidade de uso, a aplicação de cascalho no piso da trilha visando aumentar sua resistência física constitui uma estratégia relevante (Olive; Marion, 2009).

Além disso, a abertura de trilhas secundárias não oficiais por visitantes representam uma ameaça à integridade do ambiente, haja vista que a maioria dos impactos nas trilhas acontece em seus estágios iniciais de uso. Assim, as trilhas não oficiais podem expandir substancialmente a área impactada pelos visitantes (Spernbauer et al., 2023). As trilhas oficiais devem receber sinalização adequada, evitando, dessa maneira, que os visitantes desviem involuntariamente do percurso principal. A sinalização inibe comportamentos inadequados, como incursões fora dos limites das trilhas oficiais, e, conseqüentemente, reduz o pisoteio do solo e da vegetação circundante (Hockett et al., 2017).

#### **4. CONCLUSÃO**

A fragilidade ambiental da RPSN e do PESNM é, predominantemente, moderada (72,7 e 73,6%, respectivamente), mas a ausência de áreas na classe de fragilidade muito baixa e apenas 2,3% da RPSN e 1,7% do PESNM na classe baixa reforça a necessidade de estratégias para reduzir impactos ambientais negativos decorrentes do turismo ecológico. As áreas de maior fragilidade concentram-se nos municípios de Lima Duarte e Olaria, devido a uma combinação de fatores, em especial cobertura do solo e declividade. A presença de áreas não

vegetadas, resultantes de processos de arenização de afloramentos rochosos de quartzito, contribui para a classificação de algumas áreas como de fragilidade alta ou muito alta.

O diagnóstico da fragilidade ambiental de UCs possibilita o planejamento das atividades turísticas, indicando os locais com alto potencial de degradação e aqueles mais propícios para uso público. As trilhas pré-existentes que se situam parcialmente em locais de maior fragilidade podem ter seus traçados realocados, priorizando locais menos suscetíveis aos impactos da visitação. Nesse sentido, as estratégias de planejamento, construção e manutenção de trilhas explicitadas neste trabalho podem ser valiosas para a redução de impactos na trilha de longo curso que se desenvolve, em grande parte, na crista da Serra Negra.

O modelo preditivo de fragilidade ambiental proposto neste estudo pode ser replicado em outras UCs, reduzindo a necessidade de levantamentos de campo e, dessa maneira, otimizando recursos humanos e financeiros no planejamento e manejo de trilhas. Essa ferramenta é especialmente útil para UCs sem zoneamento definido ou com baixo orçamento. O modelo pode ser continuamente aprimorado à medida que novos dados espaciais, como imagens de satélite e modelos digitais de elevação, forem disponibilizados gratuitamente com melhor resolução.

## AGRADECIMENTOS

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

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDULKAREEM, J. H.; PRADHAN, B.; SULAIMAN, W. N. A.; JAMIL, N. R. Prediction of spatial soil loss impacted by long-term land-use/land-cover change in a tropical watershed. **Geoscience Frontiers**, v. 10, p. 389–403, 2019. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.gsf.2017.10.010>

ADAMI, S. F.; COELHO, R. M.; CHIBA, M. K.; DE MORAES, J. F. L. Mapeamento da fragilidade e suscetibilidade ambiental utilizando sistemas de informações geográficas: aplicações na bacia hidrográfica do Ribeirão do Pinhal (Limeira, estado de São Paulo). **Acta Scientiarum – Technology**, v. 34, n. 4, p. 433–440, 2012. Disponível em:

<https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v34i4.10005>

ALHO, D. R.; JÚNIOR, J. M.; CAMPOS, M. C. C. Caracterização física, química e mineralógica de Neossolos Litólicos de diferentes materiais de origem. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias – Brazilian Journal of Agricultural Sciences**, v. 2, n. 2, p. 117–122, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.5039/agraria.v2i2a183>

- ALMEIDA, M. P. de; LIMA, G. S.; MARTINS, S. V.; BONTEMPO, G. C. Characterization and degradation state of the trails in Caparaó National Park. **Floresta**, v. 49, n. 4, p. 709–716, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.5380/ufv.v49i4.58156>
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. de M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ANACHE, J. A. A.; WENDLAND, E. C.; OLIVEIRA, P. T. S.; FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: a meta-analysis of the Brazilian experience. **Catena**, v. 152, p. 29–39, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.01.003>
- ARRIAGADA, L.; ROJAS, O.; ARUMÍ, J. L.; MUNIZAGA, J.; ROJAS, C.; FARIAS, L.; VEGA, C. A new method to evaluate the vulnerability of watersheds facing several stressors: a case study in mediterranean Chile. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1517–1533, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.237>
- BARROS, A.; GONNET, J.; PICKERING, C. Impacts of informal trails on vegetation and soils in the highest protected area in the Southern Hemisphere. **Journal of Environmental Management**, v. 127, p. 50–60, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.030>
- CARVALHO, G. O. T. de; DA SILVA, N. C.; SALVIO, G. M. M. Environmental vulnerability in the Environmental Protection Areas (EPA) of the Atlantic Forest Biome in the southeastern region of Brazil. **Ciência Florestal**, v. 32, n. 3, p. 1575–1593, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509867261>
- CELESTINO, E. F.; CELESTINO, L. F.; DA SILVA, J. F. M.; KASHIWAQUI, E. A. L.; MAKRAKIS, M. C.; MAKRAKIS, S. Environmental assessment in neotropical watersheds: a multi-factorial approach. **Sustainability**, v. 11, 490, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su11020490>
- CERDAN, O.; GOVERS, G.; LE BISSONNAIS, Y.; VAN OOST, K.; POESEN, J.; SABY, N.; GOBIN, A.; VACCA, A.; QUINTON, J.; AUERSWALD, K.; KLIK, A.; KWAAD, F. J. P. M.; RACLOT, D.; IONITA, I.; REJMAN, J.; ROUSSEVA, S.; MUXART, T.; ROXO, M. J.; DOSTAL, T. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: a study based on erosion plot data. **Geomorphology**, v. 122, n. 1–2, p. 167–177, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.06.011>
- CHAPLIN, J.; BRABYN, L. Using remote sensing and GIS to investigate the impacts of tourism on forest cover in the Annapurna Conservation Area, Nepal. **Applied Geography**, v. 43, p. 159–168, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.06.008>
- COETZEE, B. W. T.; GASTON, K. J.; CHOWN, S. L. Local scale comparisons of biodiversity as a test for global protected area ecological performance: a meta-analysis. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, e105824, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105824>

COSTA, E. M.; DOS ANJOS, L. H. C.; PINHEIRO, H. S. K.; GELSLEICHTER, Y. A.; MARCONDES, R. A. T. Spatial Bayesian belief networks: a participatory approach for mapping environmental vulnerability at the Itatiaia National Park, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 79, 359, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09099-9>

CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Atlas Pluviométrico do Brasil**. 2011. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/Hidrologia/Estudos-Hidrologicos-e-Hidrogeologicos/Atlas-Pluviometrico-do-Brasil-6604.html>. Acesso em: 12 dez. 2020.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S. de; HERNANDEZ FILHO, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: INPE, 2001.

DORTZBACH, D.; PEREIRA, M. G.; DOS ANJOS, L. H. C.; FONTANA, A.; SILVA NETO, E. de C. Genesis and classification of soils from subtropical mountain regions of Southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, e0150503, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/18069657rbcS20150503>

DRUMMOND, G. M.; MARTINS, C. S.; MACHADO, A. B. M.; SEBAIO, F. A.; ANTONINI, Y. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. 2. ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005.

EAGLESTON, H.; MARION, J. L. Application of airborne LiDAR and GIS in modeling trail erosion along the Appalachian Trail in New Hampshire, USA. **Landscape and Urban Planning**, v. 198, 103765, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103765>

GRAB, S.; KALIBBALA, F. “Anti-erosion” logs across paths in the southern uKhahlamba-Drakensberg Transfrontier Park, South Africa: cure or curse? **Catena**, v. 73, n. 1, p. 134–145, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.10.002>

HALECKI, W.; KRUK, E.; RYCZEK, M. Evaluation of water erosion at a mountain catchment in Poland using the G2 model. **Catena**, v. 164, p. 116–124, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.01.014>

HAWES, M.; DIXON, G. A methodology for prioritising management tasks for an extensive recreational walking track system. **Journal of Outdoor Recreation and Tourism**, v. 5–6, p. 11–16, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jort.2014.01.002>

HAWES, M.; DIXON, G.; LING, R. A GIS-based methodology for predicting walking track stability. **Journal of Environmental Management**, v. 115, p. 295–299, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.11.027>

HOCKETT, K. S.; MARION, J. L.; LEUNG, Y. F. The efficacy of combined educational and site management actions in reducing off-trail hiking in an urban-proximate protected area. **Journal of Environmental Management**, v. 203, p. 17–28, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.073>

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012 (Série Manuais Técnicos em Geociências).

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapeamento de recurso naturais do Brasil**: escala 1:250.000. Rio de Janeiro: IBGE, 2018. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>. Acesso em: 10 nov. 2021.

IEF – INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS. **Portaria IEF nº 22, de 17 de maio de 2018**. Belo Horizonte, 2018. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=46324>. Acesso em: 5 dez. 2020.

KARAMAGE, F.; SHAO, H.; CHEN, X.; NDAYISABA, F.; NAHAYO, L.; KAYIRANGA, A.; OMIFOLAJI, J.; LIU, T.; ZHANG, C. Deforestation effects on soil erosion in the Lake Kivu Basin, D.R. Congo-Rwanda. **Forests**, v. 7, n. 12, 281, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f7110281>

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159–174, 1977. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/2529310>

LE STRADIC, S.; BUISSON, E.; FERNANDES, G. W. Restoration of neotropical grasslands degraded by quarrying using hay transfer. **Applied Vegetation Science**, v. 17, n. 3, p. 482–492, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/avsc.12074>

LIU, S.; LI, W. Y. Ecotourism research progress: a bibliometric analysis during 1990–2016. **SAGE Open**, v. 10, n. 2, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/2158244020924052>

MANFRÉ, L. A.; SILVA, A. M. da; URBAN, R. C.; RODGERS, J. Environmental fragility evaluation and guidelines for environmental zoning: a study case on Ibiuna (the Southeastern Brazilian region). **Environmental Earth Sciences**, v. 69, n. 3, p. 947–957, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12665-012-1979-2>

MARION, J. L. Trail sustainability: a state-of-knowledge review of trail impacts, influential factors, sustainability ratings, and planning and management guidance. **Journal of Environmental Management**, v. 340, 117868, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117868>

MENDE, P.; NEWSOME, D. The assessment, monitoring and management of hiking trails: a case study from the Stirling Range National Park, Western Australia. **Conservation Science Western Australia**, v. 5, n. 3, p. 285–295, 2006.

MITTERMEIER, R. A.; TURNER, W. R.; LARSEN, F. W.; BROOKS, T. M.; GASCON, C. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (org.). **Biodiversity hotspots**. 1. ed. Berlin: Springer, 2011. p. 3–22. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1)

MOIANE, A.; MACHADO, A. M. L. Class-based affinity propagation for hyperspectral image dimensionality reduction and improvement of maximum likelihood classification accuracy. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 25, n. 1, e2019004, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1982-21702019000100004>

OLIVE, N. D.; MARION, J. L. The influence of use-related, environmental, and managerial factors on soil loss from recreational trails. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 3, p. 1483–1493, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.10.004>

OLIVEIRA, C. S. de; MARQUES NETO, R. Caracterização e interpretação geocológica da paisagem na Serra Negra e Serra das Três Cruzes – MG. **Caderno de Geografia**, v. 24, n. 1, p. 27–41, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.5752/p.2318-2962.2014v24nespp27>

PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; YU, B.; KLIK, A.; LIM, K. J.; YANG, J. E.; NI, J.; MIAO, C.; CHATTOPADHYAY, N.; SADEGHI, S. H.; HAZBAVI, Z.; ZABIHI, M.; LARIONOV, G. A.; KRASNOV, S. F.; GOROBETS, A. V.; LEVI, Y.; ERPUL, G.; BIRKEL, C.; HOYOS, N.; NAIPAL, V.; OLIVEIRA, P. T. S.; BONILLA, C. A.; MEDDI, M.; NEL, W.; AL DASHTI, H.; BONI, M.; DIODATO, N.; VAN OOST, K.; NEARING, M.; BALLABIO, C. Global rainfall erosivity assessment based on high-temporal resolution rainfall records. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, 4175, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04282-8>

PICKERING, C. M. Ten Factors that affect the severity of environmental impacts of visitors in protected areas. **AMBIO**, v. 39, n. 1, p. 70–77, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13280-009-0007-6>

PICKERING, C.; ROSSI, S. D.; HERNANDO, A.; BARROS, A. Current knowledge and future research directions for the monitoring and management of visitors in recreational and protected areas. **Journal of Outdoor Recreation and Tourism**, v. 21, p. 10–18, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jort.2017.11.002>

RANGEL, L.; JORGE, M. D. C.; GUERRA, A.; FULLEN, M. Soil erosion and land degradation on trail systems in mountainous areas: two case studies from Southeast Brazil. **Soil Systems**, v. 3, n. 56, p. 1–14, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/soilsystems3030056>

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 8, p. 63–74, 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.7154/RDG.1994.0008.0006>

ROSS, J. L. S. Landforms and Environmental planning: potentialities and fragilities. **Revista do Departamento de Geografia**, p. 38–51, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.7154/RDG.2012.0112.0003>

SAAD, S. I.; MOTA DA SILVA, J.; SILVA, M. L. N.; GUIMARÃES, J. L. B.; SOUSA JÚNIOR, W. C.; FIGUEIREDO, R. de O.; ROCHA, H. R. da. Analyzing ecological restoration strategies for water and soil conservation. **PLoS ONE**, v. 13, n. 2, e0192325, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192325>

SAATY, R. W. The analytic hierarchy process – what it is and how it is used. **Mathematical Modelling**, v. 9, n. 3–5, p. 161–176, 1987.

SALESA, D.; CERDÀ, A. Soil erosion on mountain trails as a consequence of recreational activities: a comprehensive review of the scientific literature. **Journal of Environmental**

**Management**, v. 271, 110990, 2020. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110990>

SANCHO-PIVOTO, A.; ALVES, A. F.; DIAS, V. N. Efeitos e transformações gerados pelo turismo no contexto territorial do Parque Estadual do Ibitipoca, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Pesquisa em Turismo**, v. 14, n. 2, p. 46–63, 2020. Disponível em:

<https://doi.org/10.7784/rbtur.v14i2.1751>

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. Á. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; FILHO, J. C. de A.; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

SCHWAMBACK, D.; MOREIRA, L. L.; RIGO, D. Effects of native vegetation recovery on soil loss. **Journal of Applied Water Engineering and Research**, p. 194–204, 2020.

Disponível em: <https://doi.org/10.1080/23249676.2020.1787244>

SILVA, M. A. da; SILVA, M. L. N.; OWENS, P. R.; CURI, N.; OLIVEIRA, A. H.; CANDIDO, B. M. Predicting runoff risks by digital soil mapping. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, e0150353, 2016. Disponível em:

<https://doi.org/10.1590/18069657rbcS20150353>

SILVA, R. F. B. da; MILLINGTON, J. D. A.; MORAN, E. F.; BATISTELLA, M.; LIU, J. Three decades of land-use and land-cover change in mountain regions of the Brazilian Atlantic Forest. **Landscape and Urban Planning**, v. 204, 103948, 2020. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103948>

SILVEIRA, F. A. O.; NEGREIROS, D.; BARBOSA, N. P. U.; BUISSON, E.; CARMO, F. F.; CARSTENSEN, D. W.; CONCEIÇÃO, A. A.; CORNELISSEN, T. G.; ECHTERNACHT, L.; FERNANDES, G. W.; GARCIA, Q. S.; GUERRA, T. J.; JACOBI, C. M.; LEMOS-FILHO, J. P.; LE STRADIC, S.; MORELLATO, L. P. C.; NEVES, F. S.; OLIVEIRA, R. S.; SCHAEFER, C. E.; VIANA, P. L.; LAMBERS, H. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. **Plant and Soil**, v. 403, n. 1–2, p. 129–152, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2637-8>

SPERNBAUER, B. S.; MONZ, C.; D'ANTONIO, A.; SMITH, J. W. Factors influencing informal trail conditions: implications for management and research in urban-proximate parks and protected areas. **Landscape and Urban Planning**, v. 231, 104661, 2023. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104661>

TOMCZYK, A. M. A GIS assessment and modelling of environmental sensitivity of recreational trails: the case of Gorce National Park, Poland. **Applied Geography**, v. 31, n. 1, p. 339–351, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.07.006>

TOMCZYK, A. M.; EWERTOWSKI, M. Planning of recreational trails in protected areas: application of regression tree analysis and geographic information systems. **Applied Geography**, v. 40, p. 129–139, 2013. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.02.004>

TOMCZYK, A. M.; EWERTOWSKI, M. W.; WHITE, P. C. L.; KASPRZAK, L. A new framework for prioritising decisions on recreational trail management. **Landscape and Urban Planning**, v. 167, p. 1–13, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.05.009>

TOMCZYK, A. M.; WHITE, P. C. L.; EWERTOWSKI, M. W. Effects of extreme natural events on the provision of ecosystem services in a mountain environment: the importance of trail design in delivering system resilience and ecosystem service co-benefits. **Journal of Environmental Management**, v. 166, p. 156–167, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.016>

UFV – UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA; CETEC – FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS; UFLA – UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS; FEAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Mapa de solos do estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: FEAM, 2010. Disponível em: <https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br>. Acesso em: 25 out. 2020.

VALLE, I. C.; FRANCELINO, M. R.; PINHEIRO, H. S. K. Mapeamento da fragilidade ambiental na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 295–308, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.107714>

VASHCHENKO, Y.; FAVARETTO, N.; BIONDI, D. Fragilidade ambiental nos picos Camacua, Camapuã e Tucum, Campina Grande do Sul, PR. **Floresta**, v. 37, n. 2, p. 201–215, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.5380/ufv.v37i2.8650>

ZHANG, X.; YU, G. Q.; LI, Z. Bin; LI, P. Experimental study on slope runoff, erosion and sediment under different vegetation types. **Water Resources Management**, v. 28, n. 9, p. 2415–2433, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0603-5>

## CONCLUSÃO GERAL

As áreas protegidas privadas (PPAs) permaneceram "fora do radar" acadêmico por décadas. Entretanto, esse cenário vem mudando, gradativamente, nas últimas duas décadas. A contribuição das PPAs para a conservação da biodiversidade tem sido melhor compreendida, alçando-as ao patamar de destaque que merecem. Porém, nem todas as lacunas de conhecimento foram preenchidas. Evidentemente, ainda há muitos aspectos a serem explorados sobre os mecanismos de conservação em terras privadas em todo o mundo. No Brasil, especificamente, as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) representam um tipo consolidado de PPA, de grande importância para a manutenção da diversidade biológica nacional.

As geotecnologias, que também alcançaram maior proeminência nas últimas décadas, constituem uma ferramenta de importância inestimável para o avanço do conhecimento sobre as PPAs. Os Sistemas de Informação Geográfica (SIGs), por exemplo, apresentam inúmeras aplicações nesse campo de pesquisa, desde estudos sobre ecologia da paisagem e fragilidade ambiental, como os desenvolvidos neste trabalho, até estudos sobre incêndios florestais, monitoramento de fauna, mapeamento da cobertura florestal, monitoramento do desmatamento, modelagem espacial de dados ecológicos, dentre outras. Além disso, a utilização de SIGs amplia a capacidade de resposta a desafios globais emergentes, como o declínio da biodiversidade e as mudanças climáticas.

Assim, a utilização de geotecnologias combinada à crescente atenção acadêmica conferida às PPAs pode auxiliar no preenchimento de importantes lacunas de conhecimento e, por isso, representa um caminho promissor para garantir que as PPAs desempenhem um papel ainda mais relevante na conservação da biodiversidade global.

## **APÊNDICE**

### Capítulo II

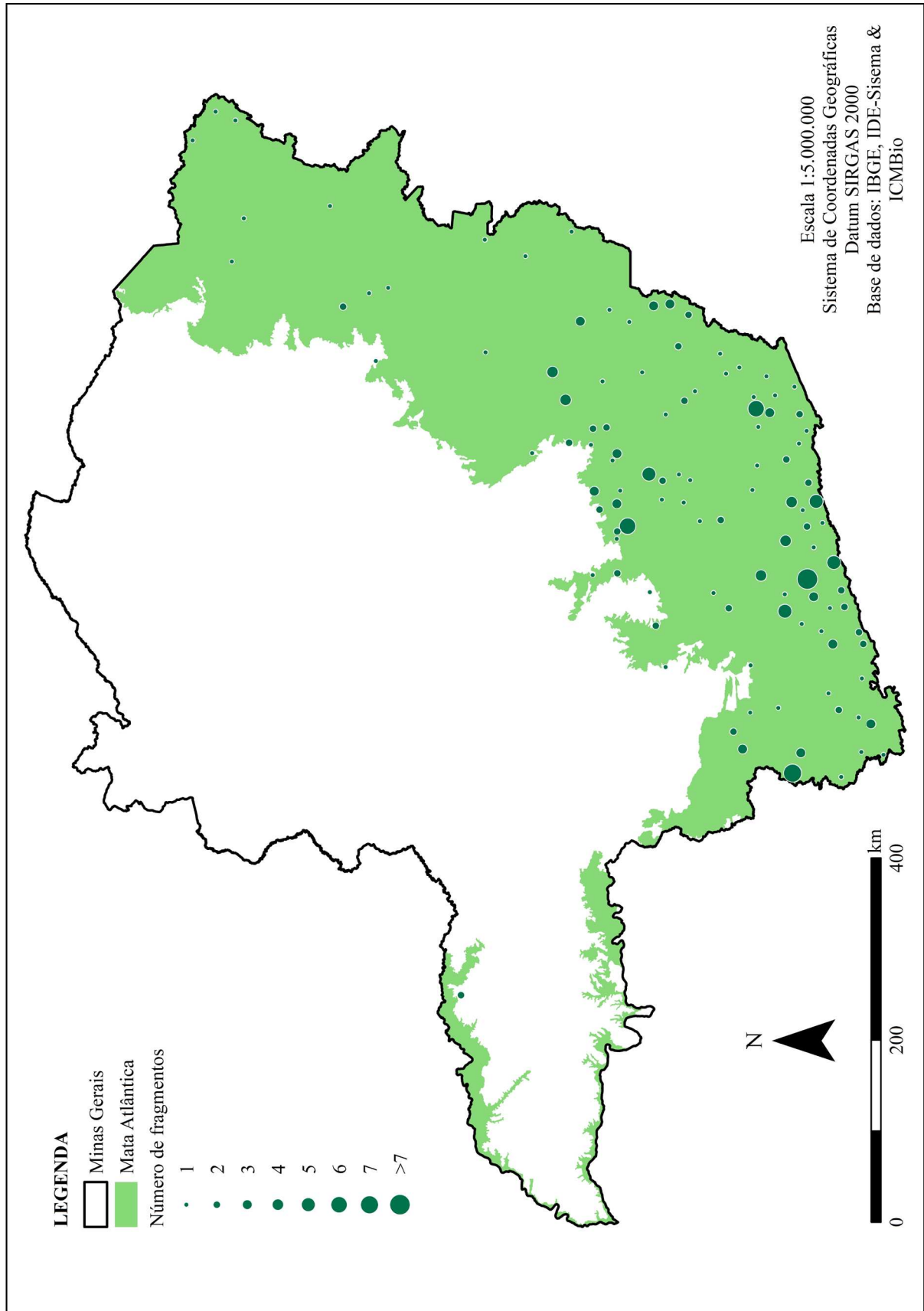


Figura S1. Número e distribuição espacial dos FFPs analisados.

Tabela S1. Lista de agrupamentos de RPPNs

<b>Agrupamento 01</b>	RPPN Gruta do Carimbado RPPN Gruta do Carimbado II
<b>Agrupamento 02</b>	RPPN Mata do Tete I RPPN Mata do Tete II RPPN Mata do Tete III
<b>Agrupamento 03</b>	RPPN Resgate I RPPN Mata dos Jacus - Resgate VI
<b>Agrupamento 04</b>	RPPN Berço de Furnas II RPPN Floresta do Penga [2]
<b>Agrupamento 05</b>	RPPN Alto Gamarra RPPN Papagaio do Peito Roxo
<b>Agrupamento 06</b>	RPPN Campina RPPN da Mata RPPN Serra do Papagaio - Matutu
<b>Agrupamento 07</b>	RPPN Fazenda Capivary RPPN Horto Alegria RPPN Córrego do Sítio I RPPN Santuário Caraça
<b>Agrupamento 08</b>	RPPN Instituto Olho D'água RPPN São Francisco de Assis
<b>Agrupamento 09</b>	RPPN Fazenda Córrego Acima RPPN Sítio Mata da Cruz
<b>Agrupamento 10</b>	RPPN Estação Biológica da Mata do Sossego RPPN Sossego do Muriqui

Tabela S2. Variáveis categóricas para os Fragmentos Florestais Protegidos (FFPs)

nome_uc	esfera	proprietario	ano	plan_manej	mesorregiao	microrregiao	municipio
RPPN Usipa	Estadual	Pessoa Juridica	2016	Pendente	Vale do Rio Doce	Ipatinga	Ipatinga
RPPN Serra dos Criminosos	Estadual	Pessoa Fisica	2012	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Sao Lourenco	Conceicao do Rio Verde
RPPN Fazenda do Sino	Estadual	Pessoa Fisica	2016	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Sao Lourenco	Baependi
RPPN Ecolife	Estadual	Pessoa Juridica	2016	Pendente	Zona da Mata	Vicosa	Vicosa
RPPN Terra da Pedra Montada	Estadual	Pessoa Fisica	2007	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Itajuba	Marmelopolis
RPPN Reserva Ambiental Rolim	Estadual	Pessoa Juridica	2003	Pendente	Vale do Rio Doce	Ipatinga	Antonio Dias
RPPN Barra do Bacalhau	Estadual	Pessoa Fisica	2012	Pendente	Zona da Mata	Ponte Nova	Guaraciaba
RPPN Josepha Mendes Ferrao	Estadual	Pessoa Fisica	2001	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Alfenas	Alterosa
RPPN Cachoeira das Pedras	Estadual	Pessoa Fisica	2017	Pendente	Zona da Mata	Ponte Nova	Santo Antonio do Grama
RPPN Cambui Velho	Estadual	Pessoa Fisica	2003	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Pouso Alegre	Cambui
RPPN Dois Irmaos - Emilio Sergio Belletti ...	Estadual	Pessoa Fisica	2017	Pendente	Zona da Mata	Muriae	Faria Lemos
RPPN Mata do Passarinho	Federal	Pessoa Juridica	2016	Pendente	Jequitinhonha	Almenara	Bandeira
RPPN Serra Negra do Funil	Estadual	Pessoa Fisica	2018	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Rio Preto
RPPN Mata do Carimbado	Estadual	Pessoa Fisica	2014	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Varginha	Sao Tome das Letras
RPPN Wilson Crepaldi	Estadual	Pessoa Juridica	2018	Pendente	Zona da Mata	Cataguases	Argirita
RPPN Fazenda Sao Lourenco	Estadual	Pessoa Juridica	2002	Sim	Zona da Mata	Cataguases	Itamarati de Minas
RPPN Fazenda Boa Esperanca	Estadual	Pessoa Juridica	2002	Sim	Zona da Mata	Juiz de Fora	Descoberto
RPPN Portal Sul	Estadual	Pessoa Juridica	2014	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Belo Horizonte
RPPN Sociedade Mineira de Cultura Nipo ...	Estadual	Pessoa Juridica	2000	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Sao Joaquim de Bicas
RPPN Reserva da Pedra Branca	Estadual	Pessoa Juridica	2013	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Pocos de Caldas	Caldas
RPPN Grota da Serra 03	Estadual	Pessoa Fisica	2013	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Mario Campos
RPPN Grota da Serra 01	Estadual	Pessoa Fisica	2013	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Mario Campos
RPPN Minas Tennis Clube	Estadual	Pessoa Juridica	2000	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Belo Horizonte
RPPN Fazenda Sao Lourenco - Matinha	Estadual	Pessoa Fisica	2001	Pendente	Zona da Mata	Manhuacu	Manhuacu
RPPN Fazenda da Gruta	Estadual	Pessoa Fisica	2002	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Santana do Deserto
RPPN Guilman Amorim	Estadual	Pessoa Juridica	1998	Sim	Vale do Rio Doce	Ipatinga	Antonio Dias
RPPN Ave Lavrinha	Estadual	Pessoa Fisica	2006	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Bocaina de Minas
RPPN Mata Samuel de Paula	Estadual	Pessoa Juridica	2000	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Nova Lima
RPPN Fazenda da Picada	Estadual	Pessoa Fisica	2009	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Cruzilia

Tabela S2. Variáveis categóricas para os Fragmentos Florestais Protegidos (FFPs)

nome_uc	esfera	proprietario	ano	plan_manej	mesorregiao	microrregiao	municipio
RPPN Mata Sao Jose	Estadual	Pessoa Juridica	2005	Sim	Metropolitana de Belo Horizonte	Itabira	Itabira
RPPN Toca Furada	Estadual	Pessoa Juridica	2009	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Varginha	Sao Tome das Letras
RPPN do Andaime	Estadual	Pessoa Juridica	2004	Sim	Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Rio Acima
RPPN Mitra do Bispo II	Estadual	Pessoa Fisica	2009	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Aiuruoca
RPPN Diogo	Estadual	Pessoa Juridica	2005	Sim	Metropolitana de Belo Horizonte	Itabira	Rio Piracicaba
RPPN Fazenda Jequitiba	Estadual	Pessoa Fisica	2003	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Alfenas	Alfenas
RPPN Itabirucu	Estadual	Pessoa Juridica	2005	Sim	Metropolitana de Belo Horizonte	Itabira	Itabira
RPPN Sitio Usina	Estadual	Pessoa Juridica	2012	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Pouso Alegre	Cambui
RPPN AngloGold Ashanti - Cuiaba	Estadual	Pessoa Juridica	2007	Sim	Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Caete e Sabara
RPPN Reserva Natural Sagui da Serra	Estadual	Pessoa Juridica	2010	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Santa Rita do Sapucaí	Sao Sebastiao da Bela Vista
RPPN Sitio do Tileco	Estadual	Pessoa Fisica	2002	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Alfenas	Machado
RPPN Mato Limpo	Estadual	Pessoa Fisica	2010	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Rio Preto
RPPN Carlos Silverio da Rocha de Protecao ..	Estadual	Pessoa Juridica	2012	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Pouso Alegre	Bueno Brandao
RPPN Ville Casa Branca	Estadual	Pessoa Juridica	2012	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Brumadinho
RPPN Vale Verde	Estadual	Pessoa Juridica	2012	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Ouro Preto	Ouro Preto
RPPN Vale das Borboletas	Estadual	Pessoa Fisica	2012	Sim	Metropolitana de Belo Horizonte	Ouro Preto	Ouro Preto
RPPN Retiro das Vertentes	Estadual	Pessoa Fisica	2013	Pendente	Campo das Vertentes	Lavras	Carrancas
RPPN Morro do Elefante	Estadual	Pessoa Fisica	2012	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Bocaina de Minas
RPPN Jose Luiz Magalhaes Netto	Estadual	Pessoa Fisica	2008	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Itabira	Sao Jose do Goiabal
RPPN Berco de Furnas	Estadual	Pessoa Fisica	2005	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Aiuruoca
RPPN Serrinha	Estadual	Pessoa Fisica	2010	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Rio Preto
RPPN Jurema	Estadual	Pessoa Juridica	1999	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Conselheiro Lafaiete	Conselheiro Lafaiete
RPPN Fazenda das Pedras - Leste	Estadual	Pessoa Juridica	2002	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Pocos de Caldas	Pocos de Caldas
RPPN Sitio Ribeirao das Mortes	Estadual	Pessoa Fisica	2010	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Pouso Alegre	Pouso Alegre
RPPN Dois Irmaos	Estadual	Pessoa Fisica	2012	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Sao Lourenco	Itamonte
RPPN Fazenda Nascer	Estadual	Pessoa Fisica	2010	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Ouro Preto	Ouro Preto
RPPN Nascentes do Aiuruoca I	Estadual	Pessoa Juridica	2010	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Aiuruoca
RPPN Vale dos Cristais	Estadual	Pessoa Juridica	2005	Sim	Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Nova Lima
RPPN Sao Lourenco do Funil	Estadual	Pessoa Fisica	2006	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Rio Preto

Tabela S2. Variáveis categóricas para os Fragmentos Florestais Protegidos (FFPs)

nome_uc	esfera	proprietario	ano	plan_manej	mesorregiao	microrregiao	municipio
RPPN Quebra Ossos	Estadual	Pessoa Juridica	2006	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Itabira	Catas Altas
RPPN Ondina	Estadual	Pessoa Juridica	2010	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Juiz de Fora
RPPN Fazenda Imbirucu	Estadual	Pessoa Fisica	2012	Pendente	Vale do Rio Doce	Guanhaes	Sardoa
RPPN Serra dos Garcias	Estadual	Pessoa Juridica	2006	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Aiuruoca
RPPN Terra dos Sabias	Federal	Pessoa Fisica	2007	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Pouso Alegre	Pouso Alegre
RPPN Paneleiros	Estadual	Pessoa Juridica	2002	Pendente	Oeste de Minas	Formiga	Formiga
RPPN Celulas Verdes	Estadual	Pessoa Fisica	2005	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Sao Lourenco	Baependi
RPPN Retiro Branco	Estadual	Pessoa Juridica	2000	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Pocos de Caldas	Pocos de Caldas
RPPN Morro das Arvores	Estadual	Pessoa Juridica	1999	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Pocos de Caldas	Pocos de Caldas
RPPN Rubens Rezende Fontes	Estadual	Pessoa Fisica	2010	Pendente	Zona da Mata	Vicosa	Vicosa
RPPN Vida Verde	Estadual	Pessoa Fisica	2010	Pendente	Zona da Mata	Vicosa	Coimbra
RPPN Corrego da Onca	Estadual	Pessoa Fisica	2005	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Sao Lourenco	Carmo de Minas
RPPN Saua	Estadual	Pessoa Fisica	2010	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Rio Preto
RPPN Morada dos Macacos	Estadual	Pessoa Fisica	2014	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Itajuba	Brazopolis
RPPN Canoa Vale dos Ipes	Estadual	Pessoa Juridica	2013	Pendente	Oeste de Minas	Divinopolis	Claudio
RPPN Ana Helena	Estadual	Pessoa Fisica	2012	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Conselheiro Lafaiete	Itaverava
RPPN da Pedra Branca	Estadual	Pessoa Juridica	2001	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Pocos de Caldas	Caldas
RPPN Sitio Ventania	Estadual	Pessoa Fisica	2001	Pendente	Zona da Mata	Muriae	Mirai
RPPN Serra da Prata	Estadual	Pessoa Fisica	2010	Pendente	Zona da Mata	Cataguases	Alem Paraiba
RPPN Panelao dos Muriquis	Federal	Pessoa Fisica	2001	Pendente	Zona da Mata	Muriae	Fervedouro
RPPN Sarandi	Federal	Pessoa Fisica	2000	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Santa Barbara do Monte Verde
RPPN Habitat Engenharia	Estadual	Pessoa Juridica	2004	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Juiz de Fora
RPPN Reserva do Acude	Estadual	Pessoa Fisica	2010	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Lima Duarte
RPPN Albert Scharle	Estadual	Pessoa Juridica	2014	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Sabara
RPPN Fazenda do Tanque	Estadual	Pessoa Juridica	2005	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Conselheiro Lafaiete	Santana dos Montes
RPPN Pico do Peao	Estadual	Pessoa Fisica	2009	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Varginha	Sao Tome das Letras
RPPN Ponte Funda	Estadual	Pessoa Fisica	2005	Pendente	Campo das Vertentes	Barbacena	Antonio Carlos
RPPN Sitio Estrela da Serra	Federal	Pessoa Fisica	1997	Pendente	Indefinido	Indefinido	Bom Jardim de Minas e Olaria
RPPN Sitio Grimpas	Federal	Pessoa Fisica	1995	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Brumadinho

Tabela S2. Variáveis categóricas para os Fragmentos Florestais Protegidos (FFPs)

nome_uc	esfera	proprietario	ano	plan_manej	mesorregiao	microrregiao	municipio
RPPN Sitio Boa Vista	Estadual	Pessoa Fisica	2014	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Matias Barbosa
RPPN Sitio Som e Poesia	Estadual	Pessoa Fisica	2001	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Varginha	Tres Pontas
RPPN Fazenda Velha - Verdever	Estadual	Pessoa Fisica	2014	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Sao Lourenco	Itamonte
RPPN Terras da Madrugada	Estadual	Pessoa Fisica	2009	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Pouso Alegre	Toledo
RPPN Sao Francisco de Assis	Estadual	Pessoa Juridica	2009	Pendente	Campo das Vertentes	Sao Joao Del Rei	Lagoa Dourada
RPPN Doutor Norberto Custodio Ferreira	Estadual	Pessoa Juridica	2014	Pendente	Zona da Mata	Cataguases	Santana de Cataguases
RPPN Terra Una	Estadual	Pessoa Juridica	2014	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Liberdade
RPPN Sitio Dois Irmaos	Estadual	Pessoa Fisica	2006	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Sao Lourenco	Itamonte
RPPN Alto Sereno	Estadual	Pessoa Fisica	2015	Pendente	Zona da Mata	Cataguases	Leopoldina
RPPN Fazenda Boa Vista	Estadual	Pessoa Fisica	2001	Pendente	Zona da Mata	Muriae	Fervedouro
RPPN Ovidio Antonio Pires 2	Estadual	Pessoa Fisica	2006	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Santa Rita do Jacutinga
RPPN Serra da Moeda	Estadual	Pessoa Fisica	2007	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Brumadinho
RPPN Ovidio Antonio Pires 3	Estadual	Pessoa Fisica	2006	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Bom Jardim de Minas
RPPN Ovidio Antonio Pires 4	Estadual	Pessoa Fisica	2006	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Bom Jardim de Minas
RPPN Ovidio Antonio Pires 5	Estadual	Pessoa Fisica	2007	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Andrelandia
RPPN Pedreira Um	Estadual	Pessoa Juridica	2015	Pendente	Vale do Rio Doce	Ipatinga	Antonio Dias
RPPN Ecovive - Estancia Ecologica Viva ...	Estadual	Pessoa Fisica	2014	Pendente	Vale do Mucuri	Teofilo Otoni	Pote
RPPN Dois Irmaos - Claudio Murilo Belletti .	Estadual	Pessoa Fisica	2016	Pendente	Zona da Mata	Muriae	Faria Lemos
RPPN Mata da California	Federal	Pessoa Juridica	1997	Pendente	Jequitinhonha	Almenara	Salto da Divisa
RPPN Fazenda Bulcao	Estadual	Pessoa Fisica	1998	Sim	Vale do Rio Doce	Aimores	Aimores
RPPN Fazenda Floresta	Estadual	Pessoa Fisica	1998	Pendente	Vale do Rio Doce	Mantena	Central de Minas
RPPN Antonio Lopes Merson	Estadual	Pessoa Juridica	2003	Pendente	Vale do Mucuri	Teofilo Otoni	Ladainha
RPPN Pasmado	Estadual	Pessoa Juridica	2010	Pendente	Jequitinhonha	Aracuai	Itinga
RPPN 07 de Outubro	Estadual	Pessoa Fisica	2012	Pendente	Vale do Rio Doce	Aimores	Conselheiro Pena
RPPN do Bom Fim	Estadual	Pessoa Fisica	2008	Pendente	Zona da Mata	Muriae	Espera Feliz
RPPN Sao Vicente	Estadual	Pessoa Fisica	2007	Pendente	Zona da Mata	Muriae	Espera Feliz
RPPN Loredano Aleixo	Estadual	Pessoa Fisica	2009	Pendente	Jequitinhonha	Almenara	Santa Maria do Salto
RPPN Sao Paulo	Estadual	Pessoa Fisica	2007	Pendente	Zona da Mata	Muriae	Espera Feliz
RPPN Corrego das Trairas	Estadual	Pessoa Fisica	2001	Pendente	Vale do Mucuri	Nanuque	Crisolita

Tabela S2. Variáveis categóricas para os Fragmentos Florestais Protegidos (FFPs)

nome_uc	esfera	proprietario	ano	plan_manej	mesorregiao	microrregiao	municipio
RPPN Aves Gerais	Federal	Pessoa Fisica	2012	Sim	Metropolitana de Belo Horizonte	Conceicao do Mato Dentro	Morro do Pilar
RPPN Fazenda Serra do Ribeirao	Federal	Pessoa Fisica	2011	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Sao Lourenco	Pouso Alto
RPPN Mata do Bugio	Federal	Pessoa Fisica	2004	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Rio Novo
RPPN Vale das Arapongas - Resgate II	Federal	Pessoa Juridica	2010	Pendente	Zona da Mata	Manhuacu	Alto Jequitiba
RPPN Bosque dos Samambaiacus - Resgate ...	Federal	Pessoa Juridica	2010	Pendente	Zona da Mata	Manhuacu	Alto Jequitiba
RPPN Kahena	Federal	Pessoa Fisica	2011	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Itajuba	Marmelopolis
RPPN Poco Fundo	Federal	Pessoa Juridica	1995	Sim	Metropolitana de Belo Horizonte	Conselheiro Lafaiete	Congonhas
RPPN Inhotim	Federal	Pessoa Juridica	2014	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Brumadinho
RPPN Brejo Novo	Federal	Pessoa Fisica	2002	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Santos Dumont
RPPN Vila Ana Angelica	Federal	Pessoa Juridica	1998	Pendente	Vale do Rio Doce	Ipatinga	Antonio Dias
RPPN Itajuru ou Sobrado	Federal	Pessoa Juridica	2002	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Itabira	Barao de Cocais e Santa Barbara
RPPN Comodato Reserva de Peti	Federal	Pessoa Juridica	2001	Sim	Metropolitana de Belo Horizonte	Itabira	Sao Goncalo do Rio Abaixo
RPPN Fazenda Pedra Bonita	Federal	Pessoa Fisica	1992	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Sao Joao Nepomuceno
RPPN Alto da Mantiqueira	Federal	Pessoa Fisica	2011	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Itajuba	Delfim Moreira
RPPN Ave Lavrinha I	Estadual	Pessoa Fisica	2018	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Bocaina de Minas
RPPN Macaubas	Estadual	Pessoa Juridica	2018	Em Analise	Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Sabara
RPPN Tabaroa	Estadual	Pessoa Fisica	2018	Pendente	Campo das Vertentes	Sao Joao Del Rei	Prados
RPPN Benjamim Vicente Pereira	Estadual	Pessoa Fisica	2018	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Pouso Alegre	Estiva
RPPN Alto Alegre	Estadual	Pessoa Juridica	2019	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Pocos de Caldas	Jacutinga
RPPN Fazenda Santa Eduvirgens	Estadual	Pessoa Juridica	2009	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Varginha	Sao Tome das Letras
RPPN Marigaia Ambiental	Estadual	Pessoa Fisica	2019	Pendente	Campo das Vertentes	Sao Joao Del Rei	Prados
RPPN Alto Rio Grande	Estadual	Pessoa Fisica	2008	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Bocaina de Minas
RPPN Campos Joviano	Estadual	Pessoa Fisica	2012	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Itajuba	Delfim Moreira
RPPN Mata do Jambreiro	Estadual	Pessoa Juridica	1998	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Nova Lima
RPPN Chapadao da Serra Negra	Estadual	Pessoa Fisica	2019	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Santa Barbara do Monte Verde
RPPN Serra do Facao	Estadual	Pessoa Fisica	2019	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Para de Minas	Para de Minas
RPPN Vivert Reserva da Mata	Estadual	Pessoa Juridica	2020	Pendente	Oeste de Minas	Oliveira	Bom Sucesso
RPPN Calunga	Estadual	Pessoa Fisica	2010	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Itabira	Rio Piracicaba
RPPN Quebra Ossos II	Estadual	Pessoa Juridica	2007	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Itabira	Santa Barbara

Tabela S2. Variáveis categóricas para os Fragmentos Florestais Protegidos (FFPs)

nome_uc	esfera	proprietario	ano	plan_manej	mesorregiao	microrregiao	municipio
RPPN Doutor Benedicto Julio Valladares	Estadual	Pessoa Juridica	2021	Pendente	Jequitinhonha	Almenara	Jequitinhonha
RPPN Sitio Pirilampo	Federal	Pessoa Fisica	2000	Sim	Campo das Vertentes	Lavras	Ijaci
RPPN Cachoeira do Andorinhao	Federal	Pessoa Fisica	2018	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Pouso Alegre	Cambui
RPPN Mata do Tuffi [1]	Estadual	Pessoa Juridica	2000	Em Analise	Oeste de Minas	Formiga	Itapecerica
RPPN Mata do Tuffi [2]	Estadual	Pessoa Juridica	2000	Em Analise	Oeste de Minas	Formiga	Itapecerica
RPPN Quinta dos Cedros	Estadual	Pessoa Fisica	2010	Sim	Metropolitana de Belo Horizonte	Ouro Preto	Ouro Preto
RPPN da Fragalha [1]	Estadual	Pessoa Fisica	2007	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Aiuruoca
RPPN da Fragalha [2]	Estadual	Pessoa Fisica	2007	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Aiuruoca
RPPN Fazenda Bosque da Neblina [1]	Estadual	Pessoa Fisica	2009	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Itajuba	Cristina
RPPN Fazenda Bosque da Neblina [2]	Estadual	Pessoa Fisica	2009	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Itajuba	Cristina
RPPN Fazenda Bosque da Neblina [3]	Estadual	Pessoa Fisica	2009	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Itajuba	Cristina
RPPN Fazenda Serra Negra [1]	Estadual	Pessoa Fisica	2009	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Lima Duarte
RPPN Fazenda Serra Negra [2]	Estadual	Pessoa Fisica	2009	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Lima Duarte
RPPN Fazenda Sao Pedro III [1]	Estadual	Pessoa Fisica	2012	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Aiuruoca
RPPN Fazenda Sao Pedro III [2]	Estadual	Pessoa Fisica	2012	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Aiuruoca
RPPN Sitio do Zaca [1]	Estadual	Pessoa Fisica	2008	Pendente	Vale do Rio Doce	Ipatinga	Ipatinga
RPPN Sitio do Zaca [2]	Estadual	Pessoa Fisica	2008	Pendente	Vale do Rio Doce	Ipatinga	Ipatinga
RPPN Sitio do Zaca [3]	Estadual	Pessoa Fisica	2008	Pendente	Vale do Rio Doce	Ipatinga	Ipatinga
RPPN Usina Coronel Domiciano	Estadual	Pessoa Juridica	2000	Pendente	Zona da Mata	Muriae	Muriae e Rosario da Limeira
RPPN Lagoa Silvana [1]	Estadual	Pessoa Juridica	2012	Pendente	Vale do Rio Doce	Caratinga	Caratinga
RPPN Lagoa Silvana [2]	Estadual	Pessoa Juridica	2012	Pendente	Vale do Rio Doce	Caratinga	Caratinga
RPPN Lagoa Silvana [3]	Estadual	Pessoa Juridica	2012	Pendente	Vale do Rio Doce	Caratinga	Caratinga
RPPN Riacho Fundo I e II [1]	Estadual	Pessoa Juridica	2012	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Brumadinho
RPPN Riacho Fundo I e II [2]	Estadual	Pessoa Juridica	2012	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Brumadinho
RPPN Luiz Carlos Jurovsk Tamassia [1]	Estadual	Pessoa Juridica	2008	Sim	Metropolitana de Belo Horizonte	Conselheiro Lafaiete	Ouro Branco
RPPN Luiz Carlos Jurovsk Tamassia [2]	Estadual	Pessoa Juridica	2008	Sim	Metropolitana de Belo Horizonte	Conselheiro Lafaiete	Ouro Branco
RPPN Pedra Branca [1]	Estadual	Pessoa Fisica	2009	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Sao Lourenco	Itanhandu
RPPN Pedra Branca [2]	Estadual	Pessoa Fisica	2009	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Sao Lourenco	Itanhandu
RPPN Floresta do Penga [1]	Estadual	Pessoa Fisica	2007	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Aiuruoca

Tabela S2. Variáveis categóricas para os Fragmentos Florestais Protegidos (FFPs)

nome_uc	esfera	proprietario	ano	plan_manej	mesorregiao	microrregiao	municipio
RPPN Nascentes do Aiuruoca II [1]	Estadual	Pessoa Juridica	2010	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Aiuruoca
RPPN Nascentes do Aiuruoca II [2]	Estadual	Pessoa Juridica	2010	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Aiuruoca
RPPN Nascentes do Aiuruoca II [3]	Estadual	Pessoa Juridica	2010	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Aiuruoca
RPPN Herculano [1]	Estadual	Pessoa Juridica	2012	Pendente	Oeste de Minas	Divinopolis	Itauna
RPPN Herculano [2]	Estadual	Pessoa Juridica	2012	Pendente	Oeste de Minas	Divinopolis	Itauna
RPPN Fartura	Estadual	Pessoa Juridica	2009	Pendente	Jequitinhonha	Capelinha	Capelinha
RPPN Fazenda Cachoeira de Roca Grande [1]	Estadual	Pessoa Fisica	2010	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Sao Joao Nepomuceno
RPPN Fazenda Cachoeira de Roca Grande [2]	Estadual	Pessoa Fisica	2010	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Sao Joao Nepomuceno
RPPN Alto da Boa Vista II [1]	Estadual	Pessoa Fisica	2008	Sim	Zona da Mata	Juiz de Fora	Descoberto
RPPN Alto da Boa Vista II [2]	Estadual	Pessoa Fisica	2008	Sim	Zona da Mata	Juiz de Fora	Descoberto
RPPN Alto da Boa Vista II [3]	Estadual	Pessoa Fisica	2008	Sim	Zona da Mata	Juiz de Fora	Descoberto
RPPN Alto da Boa Vista II [4]	Estadual	Pessoa Fisica	2008	Sim	Zona da Mata	Juiz de Fora	Descoberto
RPPN Alto da Boa Vista II [5]	Estadual	Pessoa Fisica	2008	Sim	Zona da Mata	Juiz de Fora	Descoberto
RPPN Fazenda Sao Pedro II [1]	Estadual	Pessoa Fisica	2012	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Aiuruoca
RPPN Fazenda Sao Pedro II [2]	Estadual	Pessoa Fisica	2012	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Aiuruoca
RPPN Rosendo Netto de Souza Andrade [1]	Estadual	Pessoa Fisica	2012	Sim	Campo das Vertentes	Lavras	Carrancas
RPPN Rosendo Netto de Souza Andrade [2]	Estadual	Pessoa Fisica	2012	Sim	Campo das Vertentes	Lavras	Carrancas
RPPN Rosendo Netto de Souza Andrade [3]	Estadual	Pessoa Fisica	2012	Sim	Campo das Vertentes	Lavras	Carrancas
RPPN Fazenda Lagoa [1]	Estadual	Pessoa Juridica	2005	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Sao Sebastiao do Paraiso	Monte Belo
RPPN Fazenda Lagoa [2]	Estadual	Pessoa Juridica	2005	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Sao Sebastiao do Paraiso	Monte Belo
RPPN Fazenda Lagoa [3]	Estadual	Pessoa Juridica	2005	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Sao Sebastiao do Paraiso	Monte Belo
RPPN Recanto Zen Franciscano [1]	Estadual	Pessoa Fisica	2014	Em Analise	Zona da Mata	Juiz de Fora	Mar de Espanha
RPPN Recanto Zen Franciscano [2]	Estadual	Pessoa Fisica	2014	Em Analise	Zona da Mata	Juiz de Fora	Mar de Espanha
RPPN Reserva do Areiao [1]	Estadual	Pessoa Fisica	2014	Pendente	Jequitinhonha	Aracuai	Novo Cruzeiro
RPPN Reserva do Areiao [2]	Estadual	Pessoa Fisica	2014	Pendente	Jequitinhonha	Aracuai	Novo Cruzeiro
RPPN Rio das Antas [1]	Estadual	Pessoa Juridica	2007	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Pocos de Caldas	Pocos de caldas
RPPN Rio das Antas [2]	Estadual	Pessoa Juridica	2007	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Pocos de Caldas	Pocos de caldas
RPPN Rio das Antas [3]	Estadual	Pessoa Juridica	2007	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Pocos de Caldas	Pocos de caldas
RPPN Rio das Antas [4]	Estadual	Pessoa Juridica	2007	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Pocos de Caldas	Pocos de caldas

Tabela S2. Variáveis categóricas para os Fragmentos Florestais Protegidos (FFPs)

nome_uc	esfera	proprietario	ano	plan_manej	mesorregiao	microrregiao	municipio
RPPN Rio das Antas [5]	Estadual	Pessoa Juridica	2007	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Pocos de Caldas	Pocos de caldas
RPPN Recanto dos Sonhos [1]	Estadual	Pessoa Fisica	2005	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Andrelandia
RPPN Recanto dos Sonhos [2]	Estadual	Pessoa Fisica	2005	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Andrelandia
RPPN Recanto dos Sonhos [3]	Estadual	Pessoa Fisica	2005	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Andrelandia
RPPN Monlevade [1]	Federal	Pessoa Juridica	1993	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Itabira	Joao Monlevade
RPPN Monlevade [2]	Federal	Pessoa Juridica	1993	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Itabira	Joao Monlevade
RPPN Fazenda Gana [1]	Federal	Pessoa Fisica	1997	Sim	Triangulo Mineiro / Alto Paranaiba	Uberlandia	Tupaciguara
RPPN Fazenda Gana [2]	Federal	Pessoa Fisica	1997	Sim	Triangulo Mineiro / Alto Paranaiba	Uberlandia	Tupaciguara
Agrupamento 01	Estadual	Pessoa Fisica	2009	Indefinido	Sul / Sudoeste de Minas	Varginha	Sao Tome das Letras
Agrupamento 02	Estadual	Pessoa Juridica	2016	Sim	Campo das Vertentes	Lavras	Ijaci
Agrupamento 03	Indefinido	Indefinido	Indefinido	Pendente	Zona da Mata	Manhuacu	Alto Jequitiba
Agrupamento 04	Estadual	Pessoa Fisica	2007	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Aiuruoca
Agrupamento 05	Estadual	Pessoa Fisica	Indefinido	Indefinido	Sul / Sudoeste de Minas	Sao Lourenco	Baependi
Agrupamento 06	Estadual	Indefinido	Indefinido	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Aiuruoca
Agrupamento 07	Indefinido	Pessoa Juridica	Indefinido	Indefinido	Indefinido	Indefinido	Indefinido
Agrupamento 08	Estadual	Pessoa Fisica	2001	Pendente	Sul / Sudoeste de Minas	Alfenas	Alterosa
Agrupamento 09	Estadual	Pessoa Fisica	2014	Pendente	Metropolitana de Belo Horizonte	Ouro Preto	Ouro Preto
Agrupamento 10	Indefinido	Pessoa Juridica	Indefinido	Indefinido	Indefinido	Indefinido	Indefinido
RPPN Cachoeira do Tombo	Estadual	Pessoa Fisica	2006	Sim	Sul / Sudoeste de Minas	Andrelandia	Aiuruoca
RPPN Fazenda da Serra	Federal	Pessoa Fisica	2000	Pendente	Zona da Mata	Juiz de Fora	Lima Duarte

Tabela S3. Índice de Biodiversidade Potencial (IBP) e métricas da paisagem para os Fragmentos Florestais Protegidos (FFPs)

nome_uc	afrag	ifor	iprox/10000	afrag_ajust	ifor_ajust	iprox_ajust	ibp
Agrupamento 07	15632,867	2,567	29253,732	100,000	68,280	53,846	84,762
RPPN Fazenda Serra do Ribeirao	46,951	1,355	54274,094	0,299	95,183	99,900	35,959
RPPN da Fragalha [1]	2,155	1,290	54229,324	0,013	96,626	99,817	35,907
RPPN Serra dos Garcias	17,830	1,330	54283,234	0,113	95,738	99,917	35,903
Agrupamento 06	411,213	2,057	54328,529	2,629	79,600	100,000	35,833
Agrupamento 05	58,197	2,898	54288,571	0,371	60,932	99,926	32,415
RPPN Panelao dos Muriquis	64,825	1,410	15054,119	0,414	93,962	27,709	17,279
RPPN Luiz Carlos Jurovsk Tamassia [2]	924,057	2,113	7499,834	5,910	78,357	13,805	15,554
RPPN AngloGold Ashanti - Cuiaba	726,337	1,310	1589,459	4,645	96,182	2,926	13,813
RPPN Fazenda Pedra Bonita	799,028	1,197	0,000	5,110	98,690	0,000	13,618
RPPN Luiz Carlos Jurovsk Tamassia [1]	354,335	2,061	7507,261	2,266	79,512	13,818	13,357
RPPN Fazenda Serra Negra [2]	404,442	1,532	4228,807	2,586	91,254	7,784	13,237
RPPN Doutor Benedicto Julio Valladares	1088,068	1,971	0,000	6,959	81,509	0,000	12,992
RPPN Loredano Aleixo	567,034	2,884	8228,145	3,626	61,243	15,145	12,648
RPPN Marigaia Ambiental	44,319	1,247	3693,158	0,282	97,580	6,798	12,180
RPPN Fartura	1455,096	2,997	0,000	9,307	58,735	0,000	12,096
RPPN Fazenda Serra Negra [1]	30,206	1,373	4228,436	0,192	94,784	7,783	12,083
RPPN Fazenda Bulcao	660,225	1,622	0,000	4,222	89,256	0,000	12,062
RPPN Poco Fundo	427,121	1,330	0,000	2,731	95,738	0,000	11,792
RPPN Mata Sao Jose	522,316	1,510	0,000	3,340	91,743	0,000	11,761
RPPN Fazenda da Gruta	673,632	1,782	0,000	4,308	85,705	0,000	11,743
Agrupamento 10	725,525	1,912	0,000	4,640	82,819	0,000	11,652
RPPN Mata do Passarinho	657,676	1,856	0,000	4,206	84,062	0,000	11,506
RPPN Serra da Moeda	14,828	1,448	3177,841	0,094	93,119	5,849	11,346
RPPN Vale Verde	25,978	2,370	7501,816	0,165	72,653	13,808	11,296
RPPN Antonio Lopes Merson	259,420	1,347	0,000	1,658	95,361	0,000	11,069
RPPN Corrego das Trairas	159,282	1,178	0,000	1,018	99,112	0,000	11,055
RPPN Mata da California	150,857	1,192	0,000	0,964	98,801	0,000	10,988
RPPN Fazenda das Pedras - Leste	261,998	1,418	0,000	1,675	93,785	0,000	10,914

Tabela S3. Índice de Biodiversidade Potencial (IBP) e métricas da paisagem para os Fragmentos Florestais Protegidos (FFPs)

nome_uc	afrag	ifor	iprox/10000	afrag_ajust	ifor_ajust	iprox_ajust	ibp
RPPN Ovidio Antonio Pires 3	97,024	1,181	0,000	0,620	99,046	0,000	10,794
RPPN do Andaime	175,083	1,332	0,000	1,119	95,694	0,000	10,761
RPPN Morro das Arvores	216,807	1,418	0,000	1,386	93,785	0,000	10,730
RPPN Usina Coronel Domiciano	263,560	1,500	0,000	1,685	91,964	0,000	10,730
RPPN Pedra Branca [1]	215,533	1,452	0,000	1,378	93,030	0,000	10,646
RPPN Usipa	204,133	1,442	0,000	1,305	93,252	0,000	10,623
RPPN Mitra do Bispo II	25,663	1,138	0,000	0,163	100,000	0,000	10,604
RPPN Fazenda Lagoa [3]	23,588	1,141	0,000	0,150	99,933	0,000	10,588
RPPN Sitio Estrela da Serra	52,468	1,194	0,000	0,335	98,757	0,000	10,583
RPPN Reserva Natural Sagui da Serra	33,478	1,163	0,000	0,213	99,445	0,000	10,578
RPPN Mato Limpo	38,994	1,187	0,000	0,248	98,912	0,000	10,544
RPPN Fazenda Boa Esperanca	125,021	1,338	0,000	0,799	95,560	0,000	10,543
RPPN Terra Una	9,110	1,141	0,000	0,057	99,933	0,000	10,529
RPPN Sitio Grimpas	19,818	1,166	0,000	0,126	99,378	0,000	10,515
RPPN Ovidio Antonio Pires 2	84,232	1,284	0,000	0,538	96,759	0,000	10,502
RPPN Jurema	436,208	1,902	0,000	2,789	83,041	0,000	10,496
RPPN Sarandi	36,662	1,205	0,000	0,234	98,513	0,000	10,493
RPPN Campos Joviano	30,157	1,194	0,000	0,192	98,757	0,000	10,492
RPPN Dois Irmaos - Claudio Murilo Belletti Rodrigues	57,248	1,246	0,000	0,365	97,603	0,000	10,481
RPPN Morada dos Macacos	13,754	1,170	0,000	0,087	99,290	0,000	10,481
RPPN Vale das Arapongas - Resgate II	38,877	1,218	0,000	0,248	98,224	0,000	10,471
RPPN Mata do Jambreiro	912,027	2,757	0,000	5,833	64,062	0,000	10,442
RPPN Vale das Borboletas	10,865	1,185	0,000	0,068	98,957	0,000	10,434
RPPN Bosque dos Samambaiacus - Resgate V	25,222	1,212	0,000	0,160	98,357	0,000	10,430
RPPN Floresta do Penga [1]	4,386	1,177	0,002	0,027	99,134	0,000	10,426
RPPN Sitio Dois Irmaos	16,942	1,204	0,000	0,107	98,535	0,000	10,415
RPPN Habitat Engenharia	5,628	1,187	0,000	0,035	98,912	0,000	10,408
Agrupamento 02	25,616	1,224	0,000	0,163	98,091	0,000	10,403
RPPN Fazenda Bosque da Neblina [1]	3,403	1,187	0,010	0,021	98,912	0,000	10,399

Tabela S3. Índice de Biodiversidade Potencial (IBP) e métricas da paisagem para os Fragmentos Florestais Protegidos (FFPs)

nome_uc	afrag	ifor	iprox/10000	afrag_ajust	ifor_ajust	iprox_ajust	ibp
RPPN Cachoeira do Andorinhao	2,230	1,194	0,000	0,013	98,757	0,000	10,378
RPPN Terras da Madrugada	9,687	1,208	0,000	0,061	98,446	0,000	10,376
RPPN Ave Lavrinha I	23,202	1,235	0,376	0,147	97,847	0,001	10,368
RPPN Ovidio Antonio Pires 4	2,840	1,202	0,000	0,017	98,579	0,000	10,362
RPPN Ave Lavrinha	48,584	1,285	0,179	0,310	96,737	0,000	10,355
RPPN Sitio Ventania	1,460	1,204	0,000	0,008	98,535	0,000	10,351
RPPN do Bom Fim	2,715	1,209	0,001	0,016	98,424	0,000	10,345
RPPN Fazenda Boa Vista	13,088	1,229	0,000	0,083	97,980	0,000	10,341
RPPN Jose Luiz Magalhaes Netto	17,353	1,238	0,000	0,110	97,780	0,000	10,337
RPPN Pico do Peao	12,546	1,230	0,000	0,079	97,958	0,000	10,336
RPPN Josepha Mendes Ferrao	0,510	1,211	0,000	0,002	98,380	0,000	10,331
RPPN Quebra Ossos	7,044	1,223	0,000	0,044	98,113	0,000	10,330
RPPN Serra do Facao	27,784	1,260	0,000	0,177	97,292	0,000	10,328
RPPN Toca Furada	0,560	1,226	0,000	0,003	98,047	0,000	10,297
RPPN Alto da Boa Vista II [2]	0,873	1,230	0,000	0,005	97,958	0,000	10,288
RPPN Morro do Elefante	30,714	1,283	0,000	0,195	96,781	0,000	10,287
RPPN Saua	12,724	1,254	0,000	0,080	97,425	0,000	10,281
RPPN Grota da Serra 03	3,187	1,238	0,000	0,019	97,780	0,000	10,279
RPPN Fazenda Sao Pedro II [2]	1,844	1,241	0,001	0,011	97,714	0,000	10,267
RPPN Fazenda Floresta	10,453	1,257	0,000	0,066	97,358	0,000	10,265
RPPN Mata do Carimbado	4,997	1,250	0,000	0,031	97,514	0,000	10,259
RPPN Alto da Boa Vista II [3]	0,968	1,246	0,000	0,005	97,603	0,000	10,252
RPPN Serra Negra do Funil	29,020	1,299	0,000	0,185	96,426	0,000	10,242
RPPN Sao Vicente	1,779	1,253	0,001	0,010	97,447	0,000	10,239
RPPN Kahena	5,762	1,264	0,000	0,036	97,203	0,000	10,229
RPPN Fazenda Santa Eduvirgens	5,383	1,265	0,000	0,033	97,181	0,000	10,225
RPPN Pasmado	14,560	1,286	0,000	0,092	96,715	0,000	10,214
RPPN Ovidio Antonio Pires 5	74,000	1,396	0,000	0,472	94,273	0,000	10,200
RPPN Berco de Furnas	5,305	1,281	0,032	0,033	96,826	0,000	10,188

Tabela S3. Índice de Biodiversidade Potencial (IBP) e métricas da paisagem para os Fragmentos Florestais Protegidos (FFPs)

nome_uc	afrag	ifor	iprox/10000	afrag_ajust	ifor_ajust	iprox_ajust	ibp
RPPN Grota da Serra 01	2,799	1,277	0,000	0,017	96,915	0,000	10,187
RPPN Ecolife	1,160	1,276	0,000	0,006	96,937	0,000	10,182
RPPN Rio das Antas [2]	0,898	1,281	0,008	0,005	96,826	0,000	10,170
RPPN Terra da Pedra Montada	42,409	1,354	0,000	0,270	95,205	0,000	10,169
RPPN Fazenda Sao Lourenco	178,247	1,592	0,000	1,139	89,922	0,000	10,168
RPPN Alto da Boa Vista II [4]	3,608	1,296	0,002	0,022	96,493	0,000	10,146
RPPN Itajuru ou Sobrado	55,978	1,393	0,000	0,357	94,340	0,000	10,133
RPPN Fazenda Bosque da Neblina [3]	35,948	1,360	0,001	0,229	95,072	0,000	10,128
Agrupamento 08	6,833	1,313	0,000	0,043	96,115	0,000	10,119
RPPN Vila Ana Angelica	53,713	1,395	0,000	0,343	94,295	0,000	10,119
RPPN da Pedra Branca	15,007	1,333	0,000	0,095	95,671	0,000	10,106
RPPN Mata Samuel de Paula	122,260	1,548	18,636	0,781	90,899	0,034	10,051
RPPN Ecovive - Estancia Ecologica Viva Verde	38,866	1,410	0,000	0,248	93,962	0,000	10,024
RPPN Alto da Boa Vista II [1]	0,628	1,348	0,000	0,003	95,339	0,000	10,012
RPPN Mata do Tuffi [1]	10,830	1,368	0,119	0,068	94,895	0,000	10,007
RPPN Paneleiros	8,160	1,372	0,000	0,051	94,806	0,000	9,987
RPPN Ondina	26,634	1,405	2,271	0,169	94,073	0,004	9,987
RPPN Reserva da Pedra Branca	12,200	1,380	0,000	0,077	94,628	0,000	9,985
RPPN Fazenda Sao Pedro III [2]	2,054	1,370	0,022	0,012	94,850	0,000	9,967
RPPN Barra do Bacalhau	4,047	1,374	0,000	0,025	94,761	0,000	9,966
RPPN Sao Francisco de Assis	62,142	1,482	0,000	0,397	92,364	0,000	9,951
RPPN Alto Alegre	25,543	1,426	0,000	0,162	93,607	0,000	9,932
RPPN Aves Gerais	1,851	1,385	1,462	0,011	94,517	0,003	9,932
RPPN Dois Irmaos - Emilio Sergio Belletti Rodrigues	50,154	1,477	0,000	0,320	92,475	0,000	9,914
RPPN Retiro das Vertentes	36,589	1,458	0,000	0,233	92,897	0,000	9,903
Agrupamento 03	113,085	1,602	0,000	0,722	89,700	0,000	9,879
RPPN Rio das Antas [3]	1,875	1,411	0,015	0,011	93,940	0,000	9,871
RPPN da Fragalha [2]	0,837	1,411	0,000	0,004	93,940	0,000	9,866
RPPN Ville Casa Branca	3,064	1,423	0,000	0,019	93,674	0,000	9,848

Tabela S3. Índice de Biodiversidade Potencial (IBP) e métricas da paisagem para os Fragmentos Florestais Protegidos (FFPs)

nome_uc	afraq	ifor	iprox/10000	afraq_ajust	ifor_ajust	iprox_ajust	ibp
RPPN Sitio do Zaca [2]	0,610	1,423	0,317	0,003	93,674	0,001	9,838
RPPN Canoa Vale dos Ipes	34,582	1,488	0,000	0,220	92,231	0,000	9,825
RPPN Fazenda da Picada	60,970	1,539	0,000	0,389	91,099	0,000	9,813
RPPN Sitio do Zaca [3]	0,299	1,442	0,001	0,001	93,252	0,000	9,792
RPPN Vida Verde	11,297	1,466	0,000	0,071	92,719	0,000	9,781
RPPN Alto da Boa Vista II [5]	1,192	1,449	0,006	0,007	93,097	0,000	9,779
RPPN Sociedade Mineira de Cultura Nipo Brasileira	22,113	1,489	0,000	0,140	92,209	0,000	9,771
RPPN Ponte Funda	12,685	1,479	0,000	0,080	92,431	0,000	9,756
RPPN Corrego da Onca	20,366	1,502	0,000	0,129	91,920	0,000	9,734
RPPN Cambui Velho	9,689	1,491	0,000	0,061	92,164	0,000	9,716
RPPN Fazenda Sao Lourenco - Matinha	11,041	1,498	0,000	0,070	92,009	0,000	9,705
RPPN Chapadao da Serra Negra	19,539	1,513	0,000	0,124	91,676	0,000	9,705
RPPN Nascentes do Aiuruoca I	31,006	1,541	0,000	0,197	91,054	0,000	9,686
RPPN Fazenda Bosque da Neblina [2]	0,156	1,491	0,002	0,000	92,164	0,000	9,677
RPPN Fazenda Imbirucu	20,693	1,539	0,000	0,131	91,099	0,000	9,649
RPPN Reserva do Areiao [2]	13,307	1,530	0,015	0,084	91,299	0,000	9,640
RPPN Fazenda Gana [1]	39,129	1,580	0,970	0,249	90,189	0,002	9,629
Agrupamento 04	69,813	1,645	0,003	0,446	88,746	0,000	9,602
RPPN Fazenda Lagoa [1]	15,446	1,551	0,000	0,098	90,832	0,000	9,600
RPPN Nascentes do Aiuruoca II [1]	5,102	1,544	0,000	0,032	90,988	0,000	9,574
RPPN Sitio du Tileco	7,402	1,549	0,000	0,046	90,877	0,000	9,572
RPPN Pedreira Um	27,946	1,587	0,000	0,178	90,033	0,000	9,567
RPPN Fazenda Sao Pedro III [1]	5,944	1,549	0,008	0,037	90,877	0,000	9,566
RPPN Minas Tennis Clube	13,809	1,563	0,000	0,087	90,566	0,000	9,565
RPPN Sao Paulo	5,198	1,554	0,000	0,032	90,766	0,000	9,551
RPPN Ana Helena	62,222	1,654	0,000	0,397	88,546	0,000	9,550
RPPN Portal Sul	5,536	1,626	284,851	0,034	89,168	0,524	9,520
RPPN Monlevade [2]	215,983	1,942	0,032	1,381	82,153	0,000	9,506
RPPN Cachoeira das Pedras	7,829	1,581	0,000	0,049	90,166	0,000	9,499

Tabela S3. Índice de Biodiversidade Potencial (IBP) e métricas da paisagem para os Fragmentos Florestais Protegidos (FFPs)

nome_uc	afraq	ifor	iprox/10000	afraq_ajust	ifor_ajust	iprox_ajust	ibp
RPPN Fazenda Velha - Verdever	27,790	1,627	0,000	0,177	89,145	0,000	9,473
RPPN Sitio Boa Vista	19,698	1,613	0,000	0,125	89,456	0,000	9,473
RPPN Terra dos Sabias	40,176	1,655	0,092	0,256	88,524	0,000	9,458
RPPN Recanto dos Sonhos [2]	13,155	1,626	0,001	0,083	89,168	0,000	9,416
RPPN Fazenda Gana [2]	54,159	1,698	0,701	0,345	87,569	0,001	9,415
RPPN Wilson Crepaldi	220,724	1,991	0,000	1,411	81,065	0,000	9,411
RPPN Quinta dos Cedros	5,044	1,624	0,000	0,031	89,212	0,000	9,387
RPPN Mata do Bugio	36,707	1,680	0,000	0,234	87,969	0,000	9,386
RPPN Fazenda do Tanque	10,499	1,641	0,000	0,066	88,835	0,000	9,370
RPPN Inhotim	145,377	1,882	0,000	0,929	83,485	0,000	9,358
RPPN Sao Lourenco do Funil	23,898	1,673	0,000	0,152	88,124	0,000	9,350
RPPN Riacho Fundo I e II [2]	1,052	1,639	0,000	0,006	88,879	0,000	9,336
RPPN Serra da Prata	205,295	2,015	0,000	1,312	80,533	0,000	9,292
RPPN Benjamim Vicente Pereira	4,219	1,667	0,000	0,026	88,257	0,000	9,284
RPPN Monlevade [1]	308,419	2,200	0,022	1,972	76,426	0,000	9,281
RPPN Rio das Antas [1]	0,634	1,662	0,006	0,003	88,368	0,000	9,281
RPPN Reserva do Areiao [1]	13,542	1,686	0,014	0,086	87,836	0,000	9,277
RPPN Macaubas	104,550	1,865	0,000	0,668	83,862	0,000	9,231
RPPN Carlos Silverio da Rocha de Protecao ao Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentavel	57,587	1,784	0,000	0,367	85,660	0,000	9,228
RPPN Calunga	70,118	1,815	0,000	0,448	84,972	0,000	9,207
RPPN Guilman Amorim	253,419	2,136	0,000	1,620	77,847	0,000	9,206
RPPN Vale dos Cristais	248,663	2,158	51,760	1,590	77,358	0,095	9,160
RPPN Lagoa Silvana [1]	39,659	1,792	0,000	0,253	85,483	0,000	9,137
Agrupamento 01	3,606	1,733	0,000	0,022	86,792	0,000	9,127
RPPN Fazenda da Serra	13,271	1,754	0,000	0,084	86,326	0,000	9,118
RPPN Serra dos Criminosos	13,409	1,755	0,000	0,085	86,304	0,000	9,116
RPPN Recanto dos Sonhos [3]	1,693	1,744	0,015	0,010	86,548	0,000	9,094
RPPN Fazenda do Sino	31,251	1,796	0,000	0,199	85,394	0,000	9,093
RPPN Celulas Verdes	6,855	1,755	0,000	0,043	86,304	0,000	9,089

Tabela S3. Índice de Biodiversidade Potencial (IBP) e métricas da paisagem para os Fragmentos Florestais Protegidos (FFPs)

nome_uc	afrag	ifor	iprox/10000	afrag_ajust	ifor_ajust	iprox_ajust	ibp
RPPN Comodato Reserva de Peti	91,066	1,923	0,000	0,582	82,575	0,000	9,041
RPPN Alto Rio Grande	32,798	1,838	0,000	0,209	84,462	0,000	9,001
RPPN Reserva do Acude	5,337	1,804	0,000	0,033	85,216	0,000	8,969
RPPN Brejo Novo	18,525	1,829	0,000	0,118	84,661	0,000	8,964
RPPN Lagoa Silvana [2]	115,129	2,023	0,000	0,735	80,355	0,000	8,906
Agrupamento 09	40,625	1,893	0,657	0,259	83,241	0,001	8,906
RPPN Sítio Ribeirão das Mortes	4,571	1,836	0,000	0,028	84,506	0,000	8,891
RPPN Lagoa Silvana [3]	101,062	2,010	0,000	0,645	80,644	0,000	8,879
RPPN Recanto Zen Franciscano [1]	27,271	1,889	0,000	0,173	83,330	0,000	8,860
RPPN Herculano [2]	28,557	1,901	0,000	0,182	83,063	0,000	8,837
RPPN Tabaroa	22,526	1,913	0,116	0,143	82,797	0,000	8,785
RPPN Rubens Rezende Fontes	9,886	1,943	0,000	0,062	82,131	0,000	8,663
RPPN Doutor Norberto Custódio Ferreira	217,177	2,326	0,000	1,388	73,629	0,000	8,615
RPPN Alto Sereno	21,716	1,986	0,000	0,138	81,176	0,000	8,611
RPPN Pedra Branca [2]	43,122	2,030	0,000	0,275	80,200	0,000	8,596
RPPN Reserva Ambiental Rolim	26,199	2,047	0,000	0,167	79,822	0,000	8,487
RPPN Fazenda São Pedro II [1]	3,444	2,031	0,001	0,021	80,178	0,000	8,432
RPPN Dois Irmãos	11,733	2,055	0,000	0,074	79,645	0,000	8,410
RPPN Diogo	194,788	2,422	0,000	1,245	71,498	0,000	8,300
RPPN Riacho Fundo I e II [1]	20,909	2,124	0,000	0,133	78,113	0,000	8,286
RPPN Serrinha	5,864	2,123	0,000	0,037	78,135	0,000	8,227
RPPN Alto da Mantiqueira	20,264	2,188	0,000	0,129	76,693	0,000	8,135
RPPN Nascentes do Aiuruoca II [2]	3,958	2,173	0,012	0,024	77,026	0,000	8,103
RPPN Fazenda Jequitiba	19,323	2,215	0,000	0,123	76,093	0,000	8,068
RPPN Fazenda Cachoeira de Roca Grande [2]	3,166	2,220	0,000	0,019	75,982	0,000	7,990
RPPN Albert Scharle	93,828	2,404	0,000	0,599	71,898	0,000	7,931
RPPN Recanto Zen Franciscano [2]	45,088	2,333	0,000	0,287	73,474	0,000	7,898
RPPN Nascentes do Aiuruoca II [3]	13,365	2,302	0,004	0,084	74,162	0,000	7,841
RPPN Rio das Antas [4]	24,391	2,325	0,020	0,155	73,651	0,000	7,832

Tabela S3. Índice de Biodiversidade Potencial (IBP) e métricas da paisagem para os Fragmentos Florestais Protegidos (FFPs)

nome_uc	afrag	ifor	iprox/10000	afrag_ajust	ifor_ajust	iprox_ajust	ibp
RPPN Fazenda Cachoeira de Roca Grande [1]	27,556	2,339	0,000	0,175	73,341	0,000	7,812
RPPN 07 de Outubro	5,233	2,311	0,000	0,032	73,962	0,000	7,787
RPPN Mata do Tuffi [2]	45,978	2,389	0,028	0,293	72,231	0,000	7,771
RPPN Sitio do Zaca [1]	16,342	2,403	0,012	0,104	71,920	0,000	7,618
RPPN Retiro Branco	207,468	2,754	0,000	1,326	64,129	0,000	7,578
RPPN Fazenda Lagoa [2]	252,535	2,881	0,000	1,614	61,310	0,000	7,466
RPPN Itabirucu	221,273	2,834	0,000	1,414	62,353	0,000	7,448
RPPN Herculano [1]	21,693	2,490	0,000	0,138	69,989	0,000	7,437
RPPN Vivert Reserva da Mata	37,694	2,534	0,000	0,240	69,012	0,000	7,399
RPPN Sitio Usina	1,614	2,525	0,000	0,009	69,212	0,000	7,273
RPPN Fazenda Nascer	59,674	2,681	0,447	0,381	65,749	0,001	7,146
RPPN Rio das Antas [5]	7,782	2,638	0,060	0,049	66,704	0,000	7,035
RPPN Recanto dos Sonhos [1]	2,167	2,794	0,008	0,013	63,241	0,000	6,648
RPPN Rosendo Netto de Souza Andrade [2]	32,896	3,032	0,010	0,209	57,958	0,000	6,219
RPPN Quebra Ossos II	23,222	3,019	0,000	0,148	58,246	0,000	6,210
RPPN Cachoeira do Tombo	12,037	3,024	0,000	0,076	58,135	0,000	6,153
RPPN Rosendo Netto de Souza Andrade [1]	219,489	3,401	0,002	1,403	49,767	0,000	6,119
RPPN Sitio Som e Poesia	3,500	3,308	0,000	0,021	51,831	0,000	5,456
RPPN Sitio Pirilampo	2,000	3,598	0,000	0,012	45,394	0,000	4,774
RPPN Rosendo Netto de Souza Andrade [3]	31,643	5,643	0,000	0,201	0,000	0,000	0,128