



**ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE**

**ECOLOGIA DE PAISAGEM E APLICAÇÃO DO CÓDIGO FLORESTAL: ESTRATÉGIA  
PARA A PROPOSIÇÃO DE UM CENÁRIO CONSERVACIONISTA NO  
MINICORREDOR DA SERRA DAS ONÇAS, BAIXO SUL DA BAHIA**

Por

**EDUARDO BRUEL VALENTE ROCHA**

**URUÇUCA – BAHIA  
2011**



**ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE**

**ECOLOGIA DE PAISAGEM E APLICAÇÃO DO CÓDIGO FLORESTAL: ESTRATÉGIA  
PARA A PROPOSIÇÃO DE UM CENÁRIO CONSERVACIONISTA NO  
MINICORREDOR DA SERRA DAS ONÇAS, BAIXO SUL DA BAHIA**

Por

**EDUARDO BRUEL VALENTE ROCHA**

**COMITÊ DE ORIENTAÇÃO**

**PROF. DR. ALEXANDRE UEZU  
PROF. DR. LAURY CULLEN JÚNIOR  
PROF. DR. EDUARDO HUMBERTO DITT**

**TRABALHO FINAL APRESENTADO AO PROGRAMA DE MESTRADO  
PROFISSIONAL EM CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E DESENVOLVIMENTO  
SUSTENTÁVEL COMO REQUISITO PARCIAL À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE  
EM ECOLOGIA**

### **Ficha Catalográfica**

Rocha, Eduardo Bruel Valente

Ecologia de paisagem e aplicação do Código Florestal: estratégia para a proposição de um cenário conservacionista no minicorredor da Serra das Onças, Baixo Sul da Bahia. 2011. 110 pp.

Trabalho Final (mestrado): IPÊ – Instituto de Pesquisas ecológicas

1. Código Florestal
2. Ecologia de Paisagem
3. Conservação Ambiental
- I. Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade, IPÊ

### **BANCA EXAMINADORA**

LOCAL E DATA

---

Prof. Dr.

---

Prof. Dr.

---

Prof. Dr.

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS .....	4
LISTA DE FIGURAS .....	7
LISTA DE QUADROS .....	10
RESUMO .....	11
ABSTRACT .....	13
1. INTRODUÇÃO .....	15
1.1. – A Mata Atlântica .....	15
1.2. – Ecologia de Paisagem e Planejamento para a Conservação.....	17
1.3. – O Código Florestal e a Conservação da Mata Atlântica.....	24
1.4. – Objetivos .....	28
2. MATERIAIS E MÉTODOS .....	30
2.1. – Área de Estudo.....	30
2.2. – Mapa de Uso e Ocupação do Solo.....	32
2.3. – Análise da Paisagem e Ações para Conservação.....	33
2.3.1. - Levantamento do Passivo Ambiental da Área em Relação às APPs.....	34
2.3.2. – Delimitação das Áreas Prioritárias para Localização de RLs e SFs.....	35
2.3.3. – Definição de Estratégia de Conservação nas Sub-bacias.....	38
2.4. – Aplicação Prática para Localização de RL de Imóveis Rurais .....	40
3. RESULTADOS .....	41
3.1. – Uso e Ocupação do Solo .....	41
3.2. – Análise da Paisagem e Ações para Conservação.....	43
3.2.1. – Passivo Ambiental da Área em Relação às APPs .....	43
3.2.2. – Áreas Prioritárias para Localização de RL e SF .....	46
3.2.3. – Estratégias de Conservação da Paisagem nas Sub-bacias .....	55
3.3. – Aplicação Prática para Localização de RL de Imóveis Rurais .....	83
4. DISCUSSÃO .....	90
4.1. A Paisagem no Minicorredor da Serra das Onças .....	90
4.2. Ações de Manejo da Paisagem.....	93
4.3. Adequação Ambiental de Imóveis ao Código Florestal .....	96
5. CONCLUSÕES .....	99
6. REFERÊNCIAS.....	100

## LISTA DE TABELAS

<u>Tabela</u>	<u>página</u>
Tabela 1 – Matriz de priorização de áreas para a conservação com base nos índices de tamanho, área núcleo e índice de proximidade dos fragmentos, em que c_dist corresponde às classes de distribuição das métricas e n_prio refere-se ao nível de prioridade.....	37
Tabela 2 – Distribuição das diferentes classes de uso e ocupação do solo na área de abrangência do minicorredor da Serra das Onças expressas em hectares e em percentuais em relação à quantidade de habitat, à matriz e à paisagem..	41
Tabela 3 – Distribuição das áreas de preservação permanente em relação às diferentes categorias e seus percentuais em relação à área total de APPs e da paisagem.....	43
Tabela 4 – Situação das APP em relação às exigências do Código Florestal e a distribuição dos diferentes usos e tipos de degradação dessas áreas apresentada em hectares e em percentual em relação à área total de APP, com destaque para o total das APPs conservadas e degradadas .....	44
Tabela 5 – Distribuição dos fragmentos por classes de área e tipo de habitat natural, em que n – número de fragmentos de acordo com a classe de distribuição e de vegetação; % n – percentual do número de fragmentos da classe de distribuição em relação ao número total de fragmentos da classe de vegetação; $\sum$ ha – soma da área de todos os fragmentos da classe de distribuição para cada classe de vegetação; % ha – percentual da área dos fragmentos da classes de distribuição em relação à área total dos fragmentos da classes de vegetação .....	48
Tabela 6 – Total das áreas núcleo dos fragmentos e percentual em relação à área total de cada classe, seguido da soma do perímetro dos fragmentos em quilôm (p_Km), e do índice de forma (f) .....	48
Tabela 7 – Índices de isolamento e conectividade da paisagem do minicorredor da Serra da Onças: d_mnT – distância euclidiana média entre todos os fragmentos da paisagem; d_mn>50 – distância euclidiana média entre os fragmentos maiores que 50 hectares; prox-mn – índice de proximidade média entre os fragmentos; com_100 – índice de conectividade com distância máxima de 100 m entre os fragmentos; com_500 – índice de conectividade com distância máxima de 500 m entre os fragmentos.....	49

Tabela 8 – Distribuição dos fragmentos em relação à classe de prioridade, c_prio – classes de prioridade; nf – número de fragmentos; área – área total dos fragmentos; área_mn – área média dos fragmentos; %_a_flor – percentual da área dos fragmentos em relação ao total de remanescentes; %_a_pais – percentual da área dos fragmentos em relação à área total da paisagem; a_nuc – total de área núcleo dos fragmentos; %_a_nuc; percentual de área núcleo em relação à área total dos fragmentos.....	52
Tabela 9 – Percentual das classes que compõe a paisagem nas 17 sub-bacias em relação à área total da sub-bacia (%_p) e em relação à área total da matriz (%_m): habitat – ecossistemas naturais; veg_i – vegetação em estágio inicial de regeneração; agroflor – sistemas agroflorestais; agri/past – agricultura temporária e áreas de pastagens .....	57
Tabela 10 – Estrutura da paisagem nas sub-bacias em relação à área total de habitat (a_habitat), número de fragmentos (n_frag), área média dos fragmentos (amn_habitat), área de habitat de interior (a_nucleo), percentual de área de interior em relação à área total de habitat (%_nucleo), e índice médio de forma dos fragmentos (forma) .....	58
Tabela 11 – Isolamento, grau de proximidade e conectividade da paisagem nas sub-bacias: isol – distância euclidiana média entre os fragmentos; prox – índice médio de proximidade; conect – índice de conectividade da paisagem; % habitat – percentual de habitat a paisagem.....	59
Tabela 12 – Relação das áreas de APP nas sub-bacias: app_area – área total de APP; % app_p – percentual da área de APP em relação à área total da sub-bacia; app_con – área total de APP conservada; % app_con – percentual da área de APP conservada; app_deg – área total de APP degradada; % app_deg – percentual da área de APP degradada; % app_dep – percentual da área de APP degradada em relação à área total da sub_bacia .....	60
Tabela 13 – Agrupamento das sub-bacias de acordo com o percentual de habitat - %_habitat; área média dos fragmentos – area_mn; índice de conectividade – conect; percentual de APP degradada em relação à área total da paisagem - %_app_dp; e percentual de área de borda dos fragmentos - %_borda .....	61
Tabela 14 – Ações de manejo adotadas para cada grupo das sub-bacias .....	61
Tabela 15 – Incremento de área nas sub-bacias de acordo com as ações de manejo propostas: a_inc_man – área de habitat aumentada considerando aumento dos fragmentos e implantação de corredores; a_inc_app – área total de APP degradada; a_inc_t – área total incrementada na paisagem; %_inc_mn – percentual médio da área incrementada em relação à área total das sub-bacias .....	81

Tabela 16 – Comparação na configuração da paisagem entre a situação atual (atual) e o cenário conservacionista (cons) proposto a partir das ações de manejo estabelecidas: area\_habitat – área total de habitat; %\_habitat – percentual de habitat em relação à paisagem; n\_frag – número total de fragmentos; area\_mn – área média dos fragmentos; forma – índice de forma; prox – índice de proximidade; conect\_100 – índice de conectividade com distância de 100 metros entre os fragmentos..... 82

Tabela 17 – Dados das propriedades envolvidas com a aplicação prática do estudo para localização das áreas de RL: faz – número da fazenda; area – área total do imóvel; app\_t – área total de APP; app\_deg – área total de APP degradada; app\_cons – área total de APP coberta por vegetação natural; veg – área total de vegetação natural, desconsiderando as áreas de APP, rl – área exigida por lei para localização da RL; pas/ati\_rl – passivo ou ativo ambiental em relação à RL..... 85

## LISTA DE FIGURAS

<u>Figura</u>	<u>página</u>
Figura 1 – Localização da área de estudo – Minicorredor da Serra das Onças.....	30
Figura 2 – Uso e ocupação do solo e rede de drenagem do Minicorredor da Serra das Onças .....	42
Figura 3 – Situação atual das APPs no minicorredor da Serra das Onças .....	45
Figura 4 – Distribuição dos fragmentos de acordo com as classes de prioridade para a conservação.....	51
Figura 5 – Área total dos fragmentos e a distribuição em função das classes de prioridade, destacando os percentuais das áreas dos fragmentos em relação a área total da paisagem (% p) e da área total de remanescentes (% c).....	52
Figura 6 – Gradiente de prioridade dos remanescentes florestais para localização de RL e SF .....	53
Figura 7 – Gradiente de prioridade para recuperação de áreas para localização de RL e SF .....	54
Figura 8 – Distribuição e área das sub-bacias que compõe a paisagem do Minicorredor da Serra das Onças.....	55
Figura 9 – Percentual de habitat e heterogeneidade da paisagem apontada pelo índice de diversidade de Shannon .....	56
Figura 10 – Variação do grau de conectividade da paisagem em relação ao percentual da quantidade de habitat existente nas sub-bacias .....	59
Figura 11 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 3 – grupo 1 .....	63
Figura 12 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 4 – grupo 1 .....	64
Figura 13 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 15 – grupo 1 .....	65
Figura 14 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 1 – grupo 2 .....	66
Figura 15 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 5 – grupo 2 .....	67



Figura 16 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 9 – grupo 2 .....	68
Figura 17 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 12 – grupo 2 .....	69
Figura 18 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 14 – grupo 2 .....	70
Figura 19 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 17 – grupo 2 .....	71
Figura 20 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 2 – grupo 3 .....	72
Figura 21 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 16 – grupo 3 .....	73
Figura 22 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 6 – grupo 4 .....	74
Figura 23 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 7 – grupo 4 .....	75
Figura 24 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 8 – grupo 4 .....	76
Figura 25 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 10 – grupo 5 .....	77
Figura 26 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 11 – grupo 5 .....	78
Figura 27 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 13 – grupo 5 .....	79
Figura 28 – Variação do percentual de habitat nas sub-bacias entre a situação atual e o cenário conservacionista proposto .....	80
Figura 29 – Percentual das áreas com vegetação natural (veg), APP degradada (app_deg), APP conservada (app_cons), e demais usos das propriedades (matriz) em relação à área total dos imóveis estudados .....	84
Figura 30 – Localização das áreas de RL e APP das fazendas 7, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 22, 23, 24, 25, 26 e 27 .....	86
Figura 31 – Localização das áreas de RL e APP das fazendas 8, 20, 21 e 28 .....	87
Figura 32 – Localização das áreas de RL e APP das fazendas 6, 15 e 16 .....	88

Figura 33 – Localização das áreas de RL e APP das fazendas 1, 2, 3, 4, 5, 17, 18, 19, 29 e 30..... 89

## LISTA DE QUADROS

Quadro

página

Quadro 1 – Especificação da localização e dos parâmetros e limites das áreas de preservação permanente de acordo com o Código Florestal ..... 25

## RESUMO

Resumo do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ecologia

ECOLOGIA DE PAISAGEM E APLICAÇÃO DO CÓDIGO FLORESTAL: ESTRATÉGIA PARA A PROPOSIÇÃO DE UM CENÁRIO CONSERVACIONISTA NO MINICORREDOR DA SERRA DAS ONÇAS, BAIXO SUL DA BAHIA.

Por

EDUARDO BRUEL VALENTE ROCHA

Julho – 2011

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Uezu

A região do Minicorredor da Serra das Onças refere-se a uma das nove áreas focais para implementação do Corredor Central da Mata Atlântica. Nesse sentido, com base na aplicação do Código Florestal e dos conceitos da Ecologia da Paisagem, o trabalho teve como objetivo apontar estratégias de conservação para a construção de um cenário conservacionista para a região. Para isso, o trabalho foi realizado a partir de três abordagens distintas. Primeiramente, foi realizada a quantificação das Áreas de Preservação Permanente e o passivo ambiental em relação a essas áreas. Em segundo lugar, a região foi dividida em sub-bacias onde, a partir da combinação de índices de paisagem, foram apontadas estratégias para a construção de cenários conservacionistas para cada uma dessas unidades de planejamento. Por fim, considerando toda a paisagem, foram apontadas as áreas prioritárias para a localização das áreas de Reserva Legal, considerando os remanescentes de habitat existentes na paisagem e as áreas com maior potencial para a recuperação ambiental. Nessa última abordagem, utilizando a grade fundiária de imóveis rurais da região, também foi verificada a aplicação prática do estudo para a delimitação das áreas de Reserva Legal dessas fazendas. Em relação às APPs, foram delimitados 15.950,1 hectares, envolvendo as matas ciliares, topo de morro, declividade superior a 45° e

manguezais. Desse total, foi verificado que 39,8% encontra-se fora das condições estabelecidas pelo Código Florestal. Na construção dos cenários conservacionistas para as sub-bacias, os índices de paisagem relacionados ao tamanho e isolamento dos fragmentos foram a base para a definição e espacialização das estratégias de conservação. Além da recuperação das APPs, o total de áreas a serem recuperadas para a implementação dos cenários somou 2.781,3 hectares, o equivalente à 3% da área total do minicorredor. Na delimitação das áreas prioritárias para localização das Reservas Legais, os 202 fragmentos florestais que compõe a paisagem e somam 32.407,5 hectares foram agrupados em cinco classes de prioridade, considerando a área, a área núcleo e grau de proximidade desses fragmentos. Através da espacialização dos resultados dessa abordagem, foi possível determinar a localização estratégica das áreas de reserva legal dos 30 imóveis estudados dentro de um contexto de conservação da paisagem. O estudo apontou que a divisão da paisagem em sub-bacias é de extrema importância para a determinação de estratégias mais específicas para cada região. Em relação às APPs e áreas de Reserva Legal, apesar do percentual de habitat remanescentes na paisagem (41,7%), foi notável o não cumprimento do Código Florestal na região. Nesse sentido, conclui-se que estudos como este podem contribuir na efetiva implementação da legislação ambiental, trazendo apoio técnico para os proprietários de imóveis rurais e suporte metodológico para os órgãos ambientais responsáveis pela aprovação de localização das reservas.

**Palavras-chave:** Código Florestal; Ecologia de Paisagem; Conservação Ambiental.

## **ABSTRACT**

Abstract do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ecologia

LANDSCAPE ECOLOGY AND THE FOREST CODE: A STRATEGY TO PROMOTE CONSERVATION IN THE MINICORREDOR DA SERRA DAS ONÇAS, SOUTHERN BAHIA, BRAZIL

By

EDUARDO BRUEL VALENTE ROCHA

July – 2011

Advisor: Prof. Dr. Alexandre Uezu

The Minicorredor da Serra das Onças (MSO) represents one out of nine focal areas of the Central Corridor of the Atlantic Forest (Corredor Central da Mata Atlântica). By using Landscape Ecology concepts and the Forest Code, this study aimed to develop a conservation strategy to foster a better conservation scenario for the region in the near future. The study used three different approaches. Firstly, permanent preservation areas (Áreas de Preservação Permanente, APPs) were delimited and their conservation status assessed. Secondly, the study region was divided into watersheds where landscape metrics were calculated. From the combination of these metrics, strategies have been defined to propose conservation scenarios for each of these environmental planning units. And lastly, all study region was used to pinpoint hot-spots for the establishment of Legal Reserves (Reserva Legal), considering the last remnants of tropical forest in the region and areas that are more likely to be restored. In this last approach, the boundaries of rural private holdings was also used to delimitate their Legal Reserves. A total of 15,950.1 hectares of APPs were delimited, including riparian forests, hilltops, slopes of more than 45°, and mangroves. From this total, 39,8% of APPs in the study region are not in compliance with the national Forest Code. While developing conservation scenarios for watersheds, landscape indexes related to

fragment size and isolation were used to define and map conservation strategies. Besides the rehabilitation of APPs, a total of 2,781.3 hectares or 3% of the total MSO must be restored to implement the conservation scenarios proposed in this study. While delimitating priority areas for legal reserves, the 202 forest fragments (32,407.5 ha) found in the study region were grouped into five categories. These categories were based on fragment area, forest edge and interior, and proximity among fragments. By mapping these categories, the strategic location of legal reserves of 30 private holdings were determined following a landscape conservation strategy. This study showed that dividing the landscape into watersheds can be extremely useful to assist the determination of regional conservation strategies. Regarding the APPs and Legal Reserves, despite that more than 40% of the landscape is forested, it is notable the lack of compliance of rural farmers with the Forest Code in the region. Studies like this one can contribute to an effective implementation of environmental legislation, by bringing technical support to rural farmers and methodological support to environmental agencies which are in charge of implementing legal reserves and conservation strategies.

**Keywords:** Forest Code; Landscape Ecology; Environment Conservation.

## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1. – A Mata Atlântica

O bioma Mata Atlântica tem sua abrangência em 17 estados brasileiros, além de áreas no Paraguai e Argentina. No Brasil, o Domínio da Mata Atlântica corresponde a aproximadamente 15% do território nacional, englobando uma área de 1.315.460 Km<sup>2</sup> (IBGE, 2008). De acordo com o Mapa de Vegetação do Brasil, o bioma é formado pelas fisionomias vegetais das Florestas Ombrófilas Densa, Mista e Aberta, Florestas Estacionais Semidecíduais e Decíduais, além dos manguezais, restingas, campos de altitude associados, brejos interioranos e encaves florestais da região Nordeste (IBGE, 1992).

A Mata Atlântica constitui um dos mais ricos depositórios de biodiversidade do planeta. Reduzida a aproximadamente 11-16% da sua extensão original (Ribeiro *et al.*, 2009), estima-se a existência de milhares de espécies, onde já foram catalogadas 250 espécies de mamíferos, 1.023 espécies de aves, 340 espécies de anfíbios, 197 espécies de répteis, 350 espécies de peixes e 20.000 espécies de plantas (MMA, 2000). Além disso, o bioma apresenta um elevado grau de endemismo, em que 40% das espécies de plantas e 18,2% das espécies de animais já catalogadas habitam exclusivamente a região da Mata Atlântica. (MMA, 2000).

Desde o período de colonização do Brasil, a Mata Atlântica vem sofrendo um processo contínuo de uso intensivo do solo e exploração desordenada dos recursos naturais, passando pelos ciclos do pau-brasil, cana-de-açúcar, café e a pecuária (Pádua, 2004). Nos últimos anos, o avanço das fronteiras agrícolas e o crescimento populacional têm contribuído de forma significativa para a degradação e fragmentação dos remanescentes de Mata Atlântica (Leal *et al.*, 2005). Dados de um estudo mostraram que somente entre os anos de 2005 e 2008 houve o deflorestamento de 102.938 hectares em dez estados de abrangência do Bioma (SOS Mata Atlântica/INPE, 2009).

Devido à sua riqueza biológica, associada ao alto grau de destruição, a Mata Atlântica é considerada como área prioritária para a conservação da biodiversidade mundial,



sendo reconhecida como um dos quatro *hotspot* mais importante do mundo, ou seja, regiões com altos índices de biodiversidade e mais ameaçadas do planeta (Myers *et al.*, 2000).

Dentre as áreas remanescentes da Mata Atlântica, a região do Litoral Sul da Bahia apresenta-se como uma das áreas de extrema importância biológica (MMA, 2000). A região destaca-se pela alta diversidade de espécies da fauna e da flora, assim como pelo elevado grau de endemismo, apresentando um recorde de diversidade de espécies de plantas lenhosas, atingindo a marca de 458 espécies em um único hectare (Thomas *et al.*, 2008). Outro estudo mostrou que das 643 espécies vegetais identificadas, 30% são endêmicas dessa região (Thomas *et al.*, 2000). Em uma pesquisa com mamíferos da região Sul da Bahia, foram catalogadas 22 espécies de pequeno porte, em que oito são endêmicas do bioma, e 46 espécies de médio e grande porte, sendo oito endêmicas e 13 ameaçadas de extinção (Moura, 2003). Outro estudo na região Sul da Bahia apontou a ocorrência de 106 espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica, sendo que 42 espécies apresentaram algum grau de ameaça de extinção conforme as categorias da IUCN (Cordeiro, 2003).

Igualmente às demais regiões do Domínio da Mata Atlântica, essa região vem sofrendo intensamente com o processo de desmatamento e fragmentação dos remanescentes florestais. Um estudo mostrou a redução da cobertura florestal no extremo sul da Bahia durante 45 anos, de 85,36% em 1945 para 6,04% em 1990 (Mendonça *et al.*, 1990). Em períodos recentes, de acordo com os dados do Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica, foram perdidos 24.148 hectares de floresta no Estado da Bahia entre os anos de 2005 e 2008, envolvendo diversos focos de desmatamento no sul do Estado (SOS Mata Atlântica/INPE, 2009). Dados obtidos junto ao escritório regional do IBAMA em Ilhéus, envolvendo uma área de aproximadamente 14.500 hectares, abrangendo parte dos municípios de Maraú e Camamu, apontam 20 focos de desmatamento, totalizando 376,7 hectares entre os períodos de 2005 e 2008.

Dentro do contexto atual de degradação da Mata Atlântica, caracterizado por paisagens altamente fragmentadas, é explícita a necessidade de ações de planejamento para a conservação e restauração do bioma (Rodrigues *et al.*, 2009). Nesse sentido, nos

últimos anos, diversos esforços para a conservação da Mata Atlântica vêm sendo empreendidos pela comunidade científica, pela sociedade civil organizada e pelo Poder Público, tanto em relação às ações práticas quanto ao aprimoramento das bases legais para a conservação do bioma. No que se refere às ações de planejamento para a conservação da Mata Atlântica, os principais esforços tratam de uma abordagem de escala macrorregional (MMA, 2000; MMA/SBF, 2004; MMA, 2006). Porém, apesar de apontarem a indicação de áreas prioritárias no amplo território do Bioma, não garantem uma maior efetividade na aplicação desses resultados para a orientação de ações concretas de planejamento e conservação na escala da paisagem e local (Rocha, 2006).

## **1.2. – Ecologia de Paisagem e Planejamento para a Conservação**

Os estudos em Ecologia de Paisagem vêm ajudando a entender as principais consequências da perda e fragmentação de habitat sobre a biodiversidade, destacada como a principal causa de extinção das espécies (Saunders *et al.*, 1991). Dentre os processos associados à fragmentação, destacam-se a divisão de habitat em pequenas áreas, aumento de habitat de borda, diminuição das áreas núcleo, limitações nos eventos de colonização e dispersão das espécies, e divisão e isolamento de populações. (Primack & Rodrigues, 2001; Fahrig, 2003). Uma compilação de diversas fontes apontou que a destruição e perda de habitat é responsável por 68% das ameaças de extinção das espécies de mamíferos, 58% de aves, 53% de répteis, 77% de anfíbios e 78% de peixes (Primack *et al.*, 2001, apud Reid & Miller, 1989).

Em uma perspectiva de planejamento para a conservação da biodiversidade na escala de paisagem e local, os estudos em Ecologia de Paisagem podem contribuir e apontar possíveis soluções para os problemas ambientais (Metzger, 2001; Feres, 2011). De acordo com Metzger (2001), a Ecologia de Paisagem apresenta duas abordagens, sendo uma geográfica, preocupada com a antropização da paisagem e o planejamento territorial, e outra ecológica, mais focada nas questões biológicas e na proposição de ações de manejo e conservação da biodiversidade. Porém, segundo o mesmo autor, o desafio dessa área de conhecimento é integrar essas duas abordagens, considerando

os padrões espaciais da paisagem, os processos ecológicos e a presença humana inserida e integrante nesse contexto.

Para melhor compreensão dos aportes teóricos e práticos da Ecologia de Paisagem para a proposição de ações de manejo e conservação ambiental, é de fundamental importância a compreensão de três aspectos-chave, ou seja, (a) o conceito de fragmentação de habitat; (b) os componentes da estrutura espacial da paisagem; (c) e de que forma a fragmentação pode afetar esses componentes e qual a sua implicação sobre a biodiversidade.

Primeiramente, a fragmentação de habitat pode ser considerada como o processo de transformação de uma grande área contínua em pequenas manchas de área menor e isoladas uma das outras pela matriz (Wilcover *et al.*, 1986), acarretando em uma alteração na configuração espacial do habitat (Fahrig, 2003).

A partir desse conceito, de forma simplificada, pode-se definir os três componentes básicos estruturais da paisagem presentes no processo de fragmentação, em que a **mancha ou fragmento** é representada por superfícies não lineares e diferenciadas em aparência do seu entorno, caracterizada pelas áreas isoladas a partir do processo de fragmentação; o **corredor** corresponde ao componente da paisagem que permite/facilita a ligação entre as manchas, estabelecendo um fator de conectividade na paisagem (Britaldo, 1998); e a **matriz** é representada pelas unidades antropizadas da paisagem, caracterizada pela sua heterogeneidade, compostas por diferentes usos e cobertura do solo, influenciando diretamente os fluxos ecológicos (Kupfer, 2006; Uezu, 2008).

Frente a essas definições, pode-se determinar como a fragmentação de habitat altera os padrões espaciais da paisagem e quais são as suas implicações na ecologia das diversas formas de vida que interagem com esses componentes. Dentre essas mudanças, autores destacam as alterações na quantidade de habitat, grau de isolamento e mudanças no tamanho e forma dos remanescentes dos ecossistemas naturais presentes na paisagem (Fahrig, 2003; Noss *et al.*, 2005 ; Uezu, 2006). Conseqüentemente, essas alterações deverão interferir diretamente na redução da

base de recursos, nas modificações do microclima, no aumento de espécies invasoras, na subdivisão e isolamento de populações, e na garantia ou não da sua sobrevivência na natureza (Kupfer *et al.*, 2006). Ressalta-se que todos esses efeitos e consequências da fragmentação deverão variar a sua intensidade conforme o grau de fragmentação da área em questão e as características da composição da matriz.

Apesar de ser um processo distinto, a perda de habitat apresenta-se como o efeito mais óbvio no processo de fragmentação da paisagem, uma vez que esse processo é caracterizado pela supressão dos ecossistemas naturais e a transformação desses espaços em áreas de usos distintos. Porém, considerando que o processo de fragmentação não segue um modelo único, a configuração espacial da paisagem resultante desse processo pode tornar-se mais significativo na determinação e nas alterações dos fluxos biológicos, especialmente em proporções de habitat natural mais baixas (Fahrig, 2003).

Primeiramente, antes de atingir o limiar de proporção em paisagens fragmentadas, ou seja, quantidade mínima de habitat para garantir a sobrevivência de uma determinada espécie (Fahrig, 2002) ou manter a riqueza das comunidades acima de certos patamares, a quantidade de habitat apresenta-se como o principal fator que influencia a perda da biodiversidade. Após um determinado grau do processo de fragmentação, outros parâmetros da configuração espacial da paisagem se tornam mais importantes. Para regiões intensamente antropizadas, assim como a Mata Atlântica, Metzger (2010) sugere que esse limiar da quantidade de habitat necessário para garantir a existência de um número significativo de espécies está em torno de 30%, devendo também considerar toda a sua distribuição geográfica e seus padrões espaciais na paisagem.

Com relação às manchas, representadas pelos fragmentos de ecossistemas naturais remanescentes em uma paisagem fragmentada, a característica mais evidente é o tamanho desse componente (Britaldo, 1998). De acordo com Forman (1995), apenas os grandes fragmentos são capazes de proteger aquíferos, garantir os fluxos biológicos, fornecer habitat núcleo para as espécies e permitir os regimes naturais de perturbações na paisagem. Nesse sentido, muitas das estratégias de conservação da biodiversidade estão focadas apenas na conservação de grandes áreas, pois abrigam

um maior número de espécies, maior número de indivíduos, maior número de populações e menores chances de extinção de espécies, características ressaltadas na teoria da Biogeografia de Ilhas (MacArthur & Wilson, 1967). Vale ressaltar que o tamanho do fragmento e sua influência sobre a dinâmica da paisagem e as diversas espécies que habitam esse espaço são relativos à estrutura da paisagem. Em paisagens com baixa conectividade, o tamanho dos fragmentos tende a ser uma variável explicativa mais importante do que em paisagens mais bem conectadas. De acordo com Uezu (2011), para paisagens altamente fragmentadas, como a região do Pontal do Paranapanema em São Paulo, o limiar do tamanho dos fragmentos para a perda de espécies mais sensíveis é de 400 ha. Para paisagens caracterizadas por um maior grau de conectividade, esse limiar de tamanho cai para 50 ha (Uezu, 2006). Em outro estudo no Planalto de Ibiúna – SP, Uezu *et al.* (2005), atribuíram de extrema importância os fragmentos maiores que 60 ha para a manutenção de espécies de aves mais exigentes em relação à integridade do habitat. Por outro lado, a presença de uma grande quantidade de pequenos fragmentos distribuídos na paisagem pode contribuir com uma maior heterogeneidade da paisagem e garantir a conservação de diferentes tipos de habitats (Forman, 1995), aumentando, também, a conectividade da paisagem.

Outro fator determinante em relação às manchas é a sua forma, característica que influenciará na quantidade de borda e, conseqüentemente, de habitat núcleo de um fragmento. Em linhas gerais, quanto menor a relação entre a sua área e o seu perímetro, menores serão as influências dos ambientes do entorno sobre essa área (Filho, 1998). Nesse sentido, o principal aspecto relacionado à forma das manchas é a incidência do efeito de borda, ou seja, os impactos do ambiente do entorno sobre o fragmento. De acordo com Rodrigues (1998), os principais impactos decorrentes do efeito de borda são o aumento dos níveis de luz, temperatura, umidade e vento; restrições para o desenvolvimento de espécies de interior; e favorecimento de espécies pioneiras e grande quantidade de trepadeiras nas bordas. Uma compilação de estudos sobre efeito de borda e sua influência sobre a estrutura de fragmentos florestais apontou que os impactos causados pela exposição da borda dos fragmentos aos fatores externos são sentidos com maior intensidade nos primeiros 50 m, apesar de alguns dos efeitos atingirem áreas mais internas em relação às bordas (Harper, 2005).

Nesse sentido, a forma das manchas e, conseqüentemente, os efeitos de borda, são mais representativos em pequenos fragmentos que, dependendo de suas características estruturais, podem apresentar apenas habitat de borda, impossibilitando a sobrevivência de espécies dependente exclusivamente de habitats mais íntegros.

O isolamento dos fragmentos de habitat decorrente do processo da fragmentação também é um fator importante na determinação dos processos ecológicos. De acordo com Uezu *et al.* (2006), para paisagens com alto grau de conectividade, o isolamento dos fragmentos é a variável mais importante para explicar a abundância e riqueza das espécies mais sensíveis na paisagem. Para Taylor *et al.* (1993), quanto mais isolados os fragmentos, menores serão as chances de colonização e recolonização das espécies e menor será a disponibilidade de recursos para suprir as necessidades dessas espécies, aumentando as chances de extinção local. Nesse sentido, a configuração espacial dos remanescentes de habitats naturais na paisagem, associada aos diferentes tipos de uso do solo que compõe a matriz, vai determinar o grau de isolamento das manchas ou a conectividade da paisagem. Ao contrário do isolamento, a conectividade pode ser definida como o grau em que uma determinada paisagem facilita ou impede a movimentação/fluxos entre os fragmentos (Taylor *et al.*, 1993). A conectividade pode ser separada em dois tipos, ou seja: a estrutural, relacionada apenas às relações físicas entre os fragmentos; e a funcional, que, além das relações físicas, envolve a ecologia comportamental das espécies nesse contexto (Forero-Medina & Vieira, 2007). De acordo com Uezu *et al.* (2005), um estudo com espécies de aves da Mata Atlântica apontou que casos de conectividade estrutural da paisagem podem não refletir na movimentação de algumas espécies entre os fragmentos e vice-versa. Por outro lado, Metzger & Decamps (1997) apontam uma relação direta entre a diminuição da conectividade estrutural da paisagem com a extinção das espécies, existindo um limiar entre esses dois processos. Portanto, de alguma forma, a mensuração da conectividade estrutural torna-se de extrema importância para inferências sobre os impactos da fragmentação sobre a biodiversidade.

Nesse contexto, dentre outros fatores, a conectividade da paisagem pode ser influenciada pela distância entre os fragmentos, largura e qualidade dos corredores,

densidade de *stepping Stones*, e permeabilidade da matriz (Metzger & Decamps, 1997). De acordo com Pardini *et al.* (2005), os corredores apresentam-se como o elemento mais evidente em relação à conectividade entre os fragmentos, e defendem, juntamente com outros autores (Beier & Noss; 1998; Lindenmayer & Nix, 1993), a sua implementação como uma estratégia complementar para conservação da biodiversidade. Em um experimento para medir a efetividade dos corredores, Damschem (2006) mostrou que em cinco anos a riqueza de espécies de plantas era 20% maior nas áreas conectadas por corredores. Um dos fatores importantes em relação à efetividade dos corredores para a conservação da biodiversidade está relacionado à sua largura. Apontando a efetividade dos corredores como propulsores da conectividade, Uezu *et al.* (2005) mostraram que, das cinco espécies de aves estudadas, quatro utilizam corredores para sua movimentação na paisagem e, três dessas espécies, sem nenhum tipo de estímulo artificial, usam pequenos fragmentos de floresta secundária para essa função. Gallardo (2010), em um estudo sobre conservação de aves em paisagens fragmentadas na Mata Atlântica, destacou a necessidade de corredores com largura superior a 100 m para manter sua funcionalidade biológica, atendendo, também, um percentual significativo de espécies de interior.

Além dos corredores, atenção vem sendo dada para medir a viabilidade dos *stepping stones* como componente da conectividade funcional da paisagem. Os *stepping Stones*, ou trampolins ecológicos, podem ser definidos como pequenas áreas semelhantes aos habitats naturais (Metzger, 1999). Uezu *et al.* (2008) destacam a importância desse componente, principalmente em áreas onde a fragmentação é mais intensa e a matriz é mais restritiva em relação à movimentação das espécies. Dentre os benefícios dos trampolins ecológicos, destacam-se a dispersão e recolonização de espécies, proteção de espécies raras e pequenos habitats (Forman, 1995). Estudos apontam que, além de pequenos fragmentos de ecossistemas naturais, sistemas agroflorestais (Laps, 2006; Raman, 2006; Uezu *et al.*, 2008), e cercas vivas (Harvey *et al.*, 2005; Leon & Harvey, 2006), também podem contribuir com a movimentação das espécies em paisagens fragmentadas.

A conectividade da paisagem em relação à disposição dos fragmentos está diretamente associada à capacidade das espécies em cruzar a matriz e passar de uma mancha de habitat para outra, fator que varia de acordo com as características de cada espécie e a permeabilidade da matriz. Uma consideração importante em relação à matriz, de acordo com Kupfer *et al.* (2006), ao contrário de abordagens como a teoria da Biogeografia de Ilhas (MacArthur & Wilson, 1967), a matriz não deve ser vista apenas como uma barreira para as espécies, e sim considerar sua heterogeneidade, incluindo a probabilidade de fornecimento de recursos, de servir como habitats secundários e de favorecer a movimentação das espécies na paisagem. Essas possibilidades estão relacionadas aos níveis de perturbações da matriz ao longo do tempo e a possíveis semelhanças com os habitats naturais. Manphy & Lovett-Doust (2004) afirmam que a matriz é extremamente importante para determinar a conectividade e dinâmica das espécies em paisagens fragmentadas. Um estudo com aves, morcegos, lagartos, anuros e samambaias na região sul da Bahia apontou que 70% das espécies encontradas em grandes fragmentos também foram registradas em porções da matriz formada por sistemas agroflorestais (cabruca) (Faria *et al.*, 2007), indicando a permeabilidade desse tipo de matriz para muitas espécies.

Nos últimos anos, buscando um melhor entendimento dos efeitos da fragmentação de habitat e sua relação com os processos ecológicos, diversos índices e softwares para a quantificação da estrutura espacial da paisagem foram propostos, a exemplo do Fragstats (McGarigal *et al.*, 1995). Atualmente, o desenvolvimento de sistemas de informações geográficas (SIG), associado ao uso de técnicas de sensoriamento remoto e a aplicação dos conceitos da ecologia de paisagens, vem facilitando esse processo, apresentando-se como ferramenta essencial para a compreensão dos aspectos estruturais e das interações ecológicas presentes na paisagem (Draper *et al.*, 2003), fatores fundamentais para modelagem de práticas de manejo e conservação de paisagens (Ferraz *et al.*, 2003; Metzger *et al.*, 2007). Trabalhos com o uso dessas tecnologias vêm apontando possíveis soluções para as questões ambientais na escala de paisagem e local, a exemplo da identificação de áreas prioritárias para a conservação (Valente, 2005; Rocha, 2006; Feres, 2011), do levantamento de passivos ambientais e prioridades para a recuperação de áreas degradadas (Ferraz *et al.*, 2003;



Ditt *et al.*, 2008), e da indicação de áreas e caminhos mais viáveis para a formação de corredores ecológicos (Rocha *et al.*, 2007; Camarinha *et al.*, 2011).

### **1.3. – O Código Florestal e a Conservação da Mata Atlântica**

O Código Florestal é a lei que define critérios para o uso das florestas e demais fisionomias de vegetação e estabelece as áreas de Reserva Legal (RL) e as Áreas de Preservação Permanente (APP), além dos critérios para a conservação dessas áreas. As APPs têm “a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas” (Brasil, 1965). O Código Florestal, em seu artigo 2º, considera como de preservação permanente as áreas situadas nas margens dos rios; ao redor das lagoas, lagos e reservatórios de água, natural ou artificial; ao redor das nascentes; no topo de morros, montes, montanhas e serras; nas encostas com declividade superior a 45º; nas bordas de tabuleiros; em altitude superior a 1.800 m; além de outros casos mais específicos descritos no artigo 3º (Brasil, 1965).

Especificamente em relação às APPs, regulamentando o artigo 2º do Código Florestal, ressaltam-se duas resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA, as Resoluções 302 e 303 de 2002, que “dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Área de Preservação Permanente”.

O quadro abaixo apresenta as principais áreas consideradas como de preservação permanente e seus respectivos parâmetros e limites definidos na Lei 4.771/1965 e nas resoluções CONAMA 302 e 303/2002:

Quadro 1 – Especificação da localização e dos parâmetros e limites das áreas de preservação permanente de acordo com o Código Florestal.

<b>ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE</b>		
<b>Localização</b>	<b>Parâmetros e Limites</b>	
ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água desde o seu nível mais alto em faixa marginal	<b>Largura do curso d'água</b>	<b>Largura da APP</b>
	< 10 m	30 m
	entre 10 e 50 m	50 m
	entre 50 e 200 m	100 m
	entre 200 e 600 m	200 m
	> 600 m	500 m
ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios d'água naturais ou artificiais	<b>Tipo</b>	<b>Largura da APP</b>
	Área Urbana Consolidada	30 m
	< 10 ha – Geração de Energia	15 m
	até 20 ha – Sem Geração de Energia e Abastecimento Público	15 m
	até 20 ha – Geração de Energia e Abastecimento Público	100 m
	> 20 ha	100 m
nas nascentes, ainda que intermitentes e nos chamados "olhos d'água"	raio mínimo de 50 m	
no topo de morros, montes, montanhas e serras	dois terços da altura mínima da elevação em relação a base	
nas encostas ou partes destas, com declividade superior a 45°, equivalente a 100% na linha de maior declive	total da área correspondente	
nas restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues	<b>Tipo</b>	<b>Largura da APP</b>
	restingas – a partir da preamar máxima	300 m
	restingas – vegetação com função fixadora de dunas ou estabilizadora de mangues	total da área correspondente
	manguezal	total da área correspondente
	dunas	total da área correspondente
nas bordas dos tabuleiros ou chapadas, a partir da linha de ruptura do relevo	em faixa nunca inferior a 100 (cem) m em projeções horizontais	
Em altitude superior a 1.800 (mil e oitocentos) m, qualquer que seja a vegetação	total da área correspondente	

O outro instituto jurídico definido no Código Florestal, a Reserva Legal, refere-se às áreas localizadas em imóveis rurais destinadas ao “uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas” (Brasil, 1965). No caso do Bioma Mata Atlântica, essa área compreende no mínimo 20% da área total de cada propriedade rural, independente do tamanho do imóvel. Essa Lei também estabelece a possibilidade de compensação da área de RL em outro imóvel sob regime de Servidão Florestal (SF), caso o imóvel rural não possua o mínimo estabelecido para a localização da RL. Porém, para usufruir desses benefícios previstos no inciso III do artigo 44, a propriedade não pode ter sido desmatada, total ou parcialmente, sem as devidas autorizações dos órgãos ambientais competentes, após a vigência da Medida Provisória nº 1.736-31, de 14/12/1998.

De acordo com a Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (2011), há consenso entre os pesquisadores em relação à importância dessas áreas para a conservação da diversidade biológica, não só da Mata Atlântica, mas de todos os biomas brasileiros. Segundo Metzger (2010), a manutenção das RL, conforme estabelecido pelo Código Florestal Brasileiro, auxilia na conservação da diversidade biológica e genética brasileira, e o seu não cumprimento pode trazer prejuízos para esse patrimônio.

Atualmente, no Estado da Bahia, o órgão responsável pelos processos de aprovação de localização das áreas de Reserva Legal e Servidão Florestal é o Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos - INEMA, uma autarquia ligada à Secretária Estadual de Meio Ambiente – SEMA, criada na recente reestruturação política do Estado, através da junção do Instituto de Meio Ambiente - IMA e do Instituto de Gestão das Águas e Clima - INGA. As questões ligadas às APPs, RL e SF são tratadas na Política de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade do Estado da Bahia, instituída pela Lei nº 10.431, de 20 de dezembro de 2006, regulamentada pelo Decreto Estadual Nº 11.235, de 10 de outubro de 2008.

Nos últimos anos, o Estado vem buscando a simplificação dos processos para aprovação dessas áreas, diminuindo a relação de documentos necessários, antes

estabelecidos pela Instrução Normativa 01 de 19/12/2007, da antiga Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Atualmente, os procedimentos e documentos necessários para o encaminhamento desses processos estão dispostos no artigo 32 da Portaria Nº 13.278/2010, que “define os procedimentos e a documentação necessária para requerimento junto ao INEMA dos atos administrativos para regularidade ambiental de empreendimentos e atividades no Estado da Bahia”.

Apesar desse esforço para desburocratização dos processos de aprovação de localização de RL e SF, a atual realidade ainda indica a necessidade de avanços para a simplificação desses processos, principalmente em relação à agilidade de suas análises. De acordo com dados obtidos com técnicos do INEMA responsáveis pela análise dos processos de Aprovação de Localização de Reserva Legal – ARL, estima-se a existência de aproximadamente 7.000 processos de solicitação de ARL pendentes de análise, incluindo processos protocolados para análise desde 2005, período em que os processos ainda eram de responsabilidade da antiga Secretária de Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Bahia – SEMARH. Comprovando também esta dificuldade no cumprimento do Código Florestal, um estudo realizado nos municípios de Almadina e Coaraci na Bahia mostrou que apenas 1,6% das propriedades registradas em Cartório de Registro de Imóveis possuíam a RL averbada (Mello, 2008).

Reconhecendo a dificuldade para o cumprimento do Código Florestal, tanto pela questão burocrática quanto pelos investimentos financeiros que a legislação atual impõe aos proprietários rurais, além do entendimento da importância das áreas de RL, SF e APP para a conservação da biodiversidade, algumas ONG's têm direcionado esforços para a implementação da Lei 4.771/65. Projetos desenvolvidos por organizações não governamentais do Sul da Bahia conseguiram resultados significativos em relação à aplicação do Código Florestal, garantindo a conservação de áreas superiores ao que está estabelecido na lei. No Baixo Sul da Bahia, o Instituto Água Boa e o Instituto Ynamata, com apoio do Ministério Público da Bahia – Núcleo Mata Atlântica, desenvolveram um trabalho entre 2007 e 2009 de adequação à legislação ambiental de 37 imóveis rurais, abrangendo uma área total de 5.282,5 hectares, sendo 2.003,2 hectares demarcados como Reserva Legal e 500,2 de Áreas

de Preservação Permanente, totalizando 47,4% de áreas protegidas em relação à área total dos imóveis (IAB, 2009). Outro projeto desenvolvido no Extremo Sul da Bahia pela Associação Flora Brasil entre 2007 e 2008, envolvendo 17 imóveis rurais, contribuiu com a delimitação de 1.797 hectares de Reserva Legal, totalizando 49,3% do total das áreas dos imóveis contemplados com o projeto (FLORA BRASIL, 2008). O resultado preliminar de um levantamento recente do Projeto Corredores Ecológicos (UCE-BA, 2010) com ONGs ambientalistas do Sul da Bahia apontou a existência de diversos projetos em andamento ou programados para 2011/2012 com ações relacionadas à aplicação do Código Florestal, com metas de averbação de áreas de Reserva Legal de aproximadamente oito mil hectares.

Diante desse cenário, em prol da efetiva implementação do Código Florestal, é de extrema importância que se tenha bases mais sólidas para a localização das áreas de Reserva Legal. Nesse sentido, estudos sobre a biodiversidade de cada região e planejamento para ações de conservação em escala local e regional da paisagem tornam-se peças fundamentais nesse processo.

#### **1.4. – Objetivos**

O objetivo geral deste trabalho foi propor um cenário favorável para a implementação do Minicorredor da Serra das Onças, uma das nove áreas focais do Projeto Corredores Ecológicos no estado da Bahia, tendo como base os aportes teóricos e práticos da Ecologia de Paisagens e a aplicação do Código Florestal Brasileiro vigente (1965).

Para o alcance desse objetivo, o estudo buscou atingir os seguintes objetivos específicos:

1. Identificar as áreas de preservação permanente conforme estabelecido pelo Código Florestal e suas resoluções complementares, apontando também os passivos e ativos ambientais dessas áreas;
2. Quantificar a estrutura espacial da paisagem quanto a sua composição e configuração, apontando áreas prioritárias para conservação e recuperação dos

ecossistemas naturais da região para a implementação do Minicorredor da Serra das Onças;

3. Apresentar estratégias de conservação ambiental para a localização estratégica das áreas de Reserva Legal nas diferentes sub-bacias que compõe a paisagem;
4. Apresentar uma proposta prática de utilização do estudo para o encaminhamento de processos de Aprovação de Localização de Reserva Legal ao órgão ambiental responsável.

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1. – Área de Estudo

A área de estudo está localizada na região do Litoral Sul da Bahia, englobando áreas dos municípios de Itacaré, Marau e Camamu. A área abrange aproximadamente 92.000 hectares e está parcialmente inserida nos limites da APA da Bahia de Camamu, Unidade de Conservação de Uso Sustentável Estadual criada em 2002, através do Decreto Nº 8.175. Em 2006, a região foi selecionada como uma das nove áreas focais estabelecidas para a implementação do Corredor Central da Mata Atlântica na Bahia. – Projeto Corredores Ecológicos (MMA/SEMA), ganhando a denominação de “Minicorredor da Serra das Onças”.

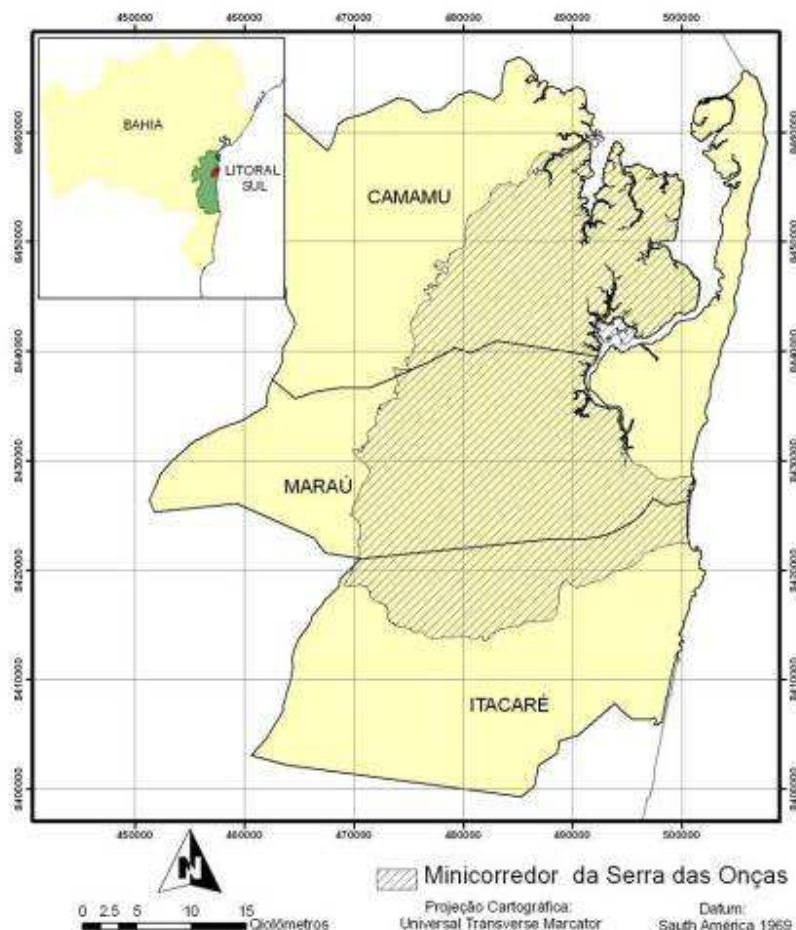


Figura 1 – Localização da área de estudo – Minicorredor da Serra das Onças.

Segundo a classificação de Koppen, o clima de região é Tropical úmido (Af), com temperatura anual média entorno de 24,5°. A precipitação anual ultrapassa os 2.000 mm, podendo atingir a faixa de 2.600 mm na região costeira (SEI, 2003), não apresentando deficiência hídrica em nenhuma estação, sendo o período mais chuvoso o outono (CEPLAC, 2003).

Segundo o Projeto RADAMBRASIL (MME, 1981), a região está inserida nos seguintes domínios morfoestruturais: Domínio Planalto Cristalino, representado pela região morfológica Planalto Rebaixado e unidades Serras e Maciços Pré-Litorâneos; Tabuleiros Pré-Litorâneos; Domínio Bacias e Coberturas Sedimentares, representado pela região morfológica do Recôncavo, unidade Baixadas Litorâneas; e Domínio Depósitos Sedimentares, região das Planícies Litorâneas, unidades Planícies Marinhas e Flúvio-Marinhas. O relevo é caracterizado por áreas planas, localizadas na região costeira, variando para áreas suavemente onduladas até áreas montanhosas, localizadas mais no interior, paisagem denominada “Mares de Morros” (Ab’Sáber, 2003). A altitude varia entre o nível do mar e 460 m no interior, ponto culminante localizado na Serra do Machado, região sudeste do Minicorredor (YNAMATA, 2010).

De acordo com o Novo Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos, com base no 1º nível categórico (ordem), a área de estudo apresenta como solos predominantes os Latossolos e Argissolos, com 67.3% e 22.1% da área total respectivamente. Em linhas gerais, essas duas classes possuem boa drenagem e apresentam aptidão entre nula e restrita, com algumas áreas variando entre baixa e média (SEI, 2003).

A vegetação está inserida no Domínio da Mata Atlântica e é composta por um mosaico de ecossistemas naturais. A região abrange áreas de Floresta Ombrófila Densa com as formações de Terras Baixas e Submontana, e Formações Pioneiras com influência marinha e flúvio-marinha (IBGE, 1992). A vegetação predominante é a Floresta Ombrófila Densa e está situada nos Tabuleiros, Serras e Maciços Pré-Litorâneos. Os fragmentos dessa fitofisionomia apresentam-se em diversos estádios sucessionais, porém, com predomínio de áreas em estágio médio/avançado de regeneração (PCE, 2009). Já as Formações Pioneiras, que ocorrem nas Planícies Marinhas e Flúvio-Marinhas, e Baixadas Litorâneas, estão representadas pela vegetação de praias e



dunas, pelos Manguezais e pelas diversas formações de Vegetação de Restinga (IBGE, 1992; Thomas, 2003).

## **2.2. – Mapa de Uso e Ocupação do Solo**

Inicialmente, para a identificação das restrições de uso segundo a legislação ambiental vigente e a definição das áreas prioritárias para a conservação no minicorredor da Serra das Onças, foi elaborado o mapa de uso e ocupação de solo da área de estudo. O mapa teve como fonte o Mapa da Cobertura Vegetal e Uso Atual da Terra da Serra das Onças (Projeto Corredores Ecológicos/UCE-Bahia, 2009). Esse Mapa foi obtido através de interpretação visual de imagem do Satélite SPOT 05 de 19/07/2006, com resolução espacial de 5 m, adotando-se a escala de trabalho de 1:25.000. Complementarmente, foram utilizadas fotografias aéreas de 2002 na escala de vôo de 1:35.000, cobrindo parte das áreas de nuvens não classificadas anteriormente pelo mapa do Projeto Corredores Ecológicos, além de um levantamentos de campo com GPS de navegação para o mapeamento de um trecho de uma rodovias construída entre 2007 e 2009 que corta a área de estudo (BA 001), e possui considerável fluxo de veículo e largura próxima dos 50 m. Apenas 0.04% da paisagem não pôde ser mapeada devido à cobertura dessas áreas por nuvens, sendo essa área atribuída como um componente da matriz para as demais análises.

Primeiramente, possibilitando a sobreposição dos mapas com as informações georreferenciadas em campo e fotografias aéreas, foi realizada a uniformização dos dados. Foi utilizado o sistema de projeção cartográfica UTM e o Datum SAD 69, sistema de projeção e datum aceitos pelo órgão ambiental estadual para apresentação das peças técnicas que compõe os processos de adequação de imóveis rurais ao Código Florestal (Averbação de Reserva Legal, Compensação de Reserva Legal e Servidão Florestal).

Em seguida, foram delimitados os recursos hídricos presentes na paisagem. Essas áreas foram delimitadas a partir do modelo digital de elevação SRTM, do Projeto Topodata, com resolução espacial de 30 m (INPE, 2008), e imagem do satélite Spot 5 de 2006, com resolução espacial de 5 m. Inicialmente, com a utilização do software

“ArcGIS 9.2” – Extensão “*Spatial Analyst*”, foi extraída a rede de drenagem da área, eliminando os segmentos de primeira ordem. Esse procedimento apresentou algumas limitações em relação ao real posicionamento das APPs, provavelmente pela resolução espacial das imagens SRTM. Visando a minimização desses erros, após a extração da rede de drenagem, as linhas foram refinadas através da sobreposição com uma imagem do satélite Spot 5 (resolução espacial de 5 m). A rede de drenagem foi ajustada através de interpretação visual dessa imagem, utilizando-se uma escala de 1:10.000. Os reservatórios de água artificiais e naturais também foram delimitados nesse processo. Para a demarcação das nascentes, foram inseridos pontos em todas as extremidades das linhas a montante dos cursos d’água.

Finalmente, as classes para a realização das análises foram: Solos Expostos e Cascalheiras; Agricultura Temporária e Pastagens; Reflorestamentos e Agroflorestas; Vegetação de Restinga Herbácea e Arbustiva; Reservatórios Naturais de Água; Manguezais; Formações Florestais em Estádio Inicial de Regeneração; Formações Florestais em Estádio Médio/Avançado de Regeneração. A unificação das classes de agricultura temporária com pastagens e das classes de Floresta Ombrófila Densa com as Florestas de Restinga foi realizada por se tratarem de estruturas semelhantes na composição da paisagem, além da dificuldade nos processos de distinção dessas formações florestais.

### **2.3. – Análise da Paisagem e Ações para Conservação**

A análise da paisagem para definição das estratégias e ações para a conservação foi realizada em duas escalas, sendo a primeira para todo o minicorredor, com foco na delimitação de áreas prioritárias para a conservação e localização de RLs e SFs, e a segunda para cada sub-bacia que compõe a área de estudo, visando a seleção de estratégias de conservação diferenciadas para cada uma dessas áreas.

Inicialmente, para subsidiar as análises nessas duas escalas estabelecidas, foi realizado o levantamento de todas as APPs que compõe a área de estudo. Em seguida, as análises das paisagens foram realizadas a partir da quantificação de métricas da sua estrutura espacial com a utilização do software Fragstats 3.3

(MacGarigal *et al.*, 2002), tendo como base de dados o mapa de uso e ocupação do solo descrito anteriormente. Para a quantificação das métricas, foram excluídos todos os fragmentos menores que um hectare, pois podem trazer interpretações equivocadas em relação a alguns índices como isolamento e conectividade, além de interferir nas estatísticas básicas como a média dos índices.

### **2.3.1. - Levantamento do Passivo Ambiental da Área em Relação às APPs**

A delimitação das áreas com restrições de uso teve como base o apontamento das áreas de preservação permanente estabelecidas pelo Código Florestal. As APPs presentes na área de estudo referem-se às de topo de morro, encostas com declividade superior a 45°, ao redor de nascentes, reservatórios de água artificiais e naturais, ao longo dos rios e nas áreas de manguezais.

Para a delimitação das APPs de topo de morro e das encostas com declividade superior a 45°, foi utilizada a base de dados georreferenciada do Projeto Floresta Legal (Instituto Ynamata, 2010). A delimitação dessas APPs foi realizada a partir do levantamento topográfico extraído de Imagens SRTM – *Shuttle Radar Topography Mission*). Com a utilização do software “Global Mapper 9” foram gerados perfis topográficos com os dados de latitude, longitude e altitude de toda a área do Minicorredor da Serra das Onças e região do entorno, gerando uma planilha com coordenadas x, y e z. Após a extração desses pontos, os dados foram processados no software “Surfer 8.0” para modelagem matemática e geração das curvas de nível com equidistância de 10 m através do método de Krigagem. A partir das curvas de nível geradas, com a utilização do software “ArcGIS 9.3” – Extensão “3D Analyst”, foi gerado um modelo em três dimensões por triangulação (Triangulate Irregular Network - TIN), enfatizando as áreas com declividade entre 0 e 17°; entre 17 e 45°; e acima de 45°. Em seguida, foram demarcadas todas as áreas com declividade superior a 45° e, com a sobreposição das curvas de nível, foram demarcados os terços superiores das elevações maiores que 50 m em relação a sua base e declividade superior a 17°.

As APPs ao redor das nascentes e reservatórios de água artificiais e naturais, e ao longo dos cursos d’água foram demarcadas com base na rede de drenagem delimitada

anteriormente. A partir dessas informações, adotando os parâmetros estabelecidos pelo Código Florestal, foram demarcadas as APPs relacionadas aos recursos hídricos, adotando-se o entorno das nascentes num raio de 50 m, 15 m ao redor dos reservatórios artificiais e naturais, 30 e 50 m nas faixas marginais dos cursos d'água com largura até 10 m e entre 10 e 50 m, respectivamente. Por fim, com base no mapa de uso e ocupação do solo, para a delimitação das APPs restantes, foram demarcadas todas as áreas de Manguezais

Após a delimitação das APPs, foi realizada a sobreposição dessas áreas com o mapa de uso e ocupação do solo, destacando e quantificando as áreas com passivo e ativo ambiental conforme estabelecido pelo Código Florestal, salientando também o tipo de degradação encontrado em cada área.

### **2.3.2. – Delimitação das Áreas Prioritárias para Localização de RLs e SFs**

As áreas prioritárias foram delimitadas apenas para a classe das formações florestais, considerando a sua maior abrangência entre as demais classes de ecossistemas naturais (83,7%), somado ao fato de 72,8 % dos demais remanescentes de habitat estarem representados por áreas de preservação permanente. A definição das áreas prioritárias, indicando as áreas estratégicas para localização de reservas legais e servidões florestais, foi baseada em dois enfoques distintos, sendo o primeiro relacionado aos remanescentes florestais na paisagem com maior prioridade para a conservação e o segundo referente à matriz, indicando prioridades de áreas para a recuperação dos ecossistemas naturais quando necessário.

A análise da paisagem para a indicação dos remanescentes prioritários foi realizada a partir da quantificação de métricas relacionadas aos fragmentos, com a utilização do software Fragstats 3.3 (MacGarigal *et al*, 2002), tendo como base de dados o mapa de uso e ocupação do solo descrito anteriormente.

Inicialmente, visando o entendimento e a descrição dos padrões espaciais da área de estudo, foram calculados índices gerais da paisagem no nível de fragmento, classe e paisagem. As métricas utilizadas para as análises foram as seguintes:

1. **Fragmento:** área total em hectares (a\_frag); área núcleo (nucleo); índice de forma (forma); distância do vizinho mais próximo (eucli\_frag); índice de proximidade (prox);
2. **Classe:** área total em hectares de cada classe (a\_classe); percentual da área da classe na paisagem (%\_classe); número total de fragmentos de cada classe (n\_frag); área média dos fragmentos da mesma classe (amn\_frag); área núcleo (a\_nucleo); isolamento (isol); índice de proximidade (prox); índice de conectividade (conect).
3. **Paisagem:** área total da paisagem em hectares (a\_total).

Com relação ao raio de análise para o cálculo do índice de proximidade, foi utilizado o valor de 100 m em relação à borda do fragmento focal. Esse valor foi selecionado por apresentar alta correlação com a distância de 250 e 500 m (Correlação de Pearson = 0.99), somado ao fato de 62,7% dos fragmentos apresentarem distâncias inferiores a 100 m dos vizinhos mais próximos da mesma classe. Para o cálculo do índice de conectividade, também foi considerada a distância de conexão de 100 m entre os fragmentos.

#### **a. Remanescentes florestais prioritários**

A partir do cálculo dos índices de paisagem, considerando as métricas relacionadas ao nível de fragmentos, foram definidos critérios para a seleção das áreas prioritárias para a conservação na paisagem total do minicorredor. Os critérios para seleção dessas áreas foram definidos com base nos aspectos mais importantes abordados na análise da paisagem em nível de fragmento, considerando suas prováveis relações com os processos ecológicos. Nesse sentido, foram selecionados e priorizados os seguintes parâmetros de paisagem:

1. Áreas prioritárias em função da área núcleo dos fragmentos (aprn), apontando os fragmentos mais íntegros e com maior área disponível como habitat para as espécies. Esse parâmetro considerou todos os fragmentos da paisagem acima de um hectare;

2. Áreas prioritárias em função do grau de proximidade aos outros fragmentos (apro), apontando os fragmentos prioritários como componentes da conectividade da paisagem. Esse parâmetro levou em consideração os fragmentos acima de um hectare e um raio de análise de 100 m do fragmento focal;
3. Áreas prioritárias em função da sua área e grau de proximidade aos outros fragmentos (apap), apontando os fragmentos com potencial para fornecimento de habitat e facilitar a movimentação das espécies na paisagem. Esse parâmetro considerou os fragmentos maiores que 50 hectares e um raio de 100 m do fragmento focal. Esse parâmetro considerou a área mínima de 50 hectares por apresentar uma área mínima necessária para viabilizar a sobrevivência de um número significativo de espécies.
4. Áreas prioritárias para conservação do minicorredor (apcm), definidas em função da soma do resultado dos três enfoques anteriores.

Para os três primeiros enfoques, foram definidos nove níveis de prioridade e para o último foram estabelecidas cinco classes de prioridades (Tabela 1):

Tabela 1 – Matriz de priorização de áreas para a conservação com base nos índices de tamanho, área núcleo e índice de proximidade dos fragmentos, em que c\_dist corresponde às classes de distribuição das métricas e n\_prio refere-se ao nível de prioridade.

aprn		apro		apap		apcm	
c_dist (ha)	n_prio	c_dist (prox)	n_prio	c_dist	n_prio	c_dist	n_prio
0 - 5	9	0 - 10	9	0.0 – 2.4	9		
5 - 20	8	10 - 30	8	2.4 – 3.5	8		
20 - 50	7	30 - 100	7	3.5 – 4.5	7	> 20	1
50 - 100	6	a. - 500	6	4.5 – 5.5	6	15 - 20	2
100 - 200	5	500 - 1000	5	5.5 – 6.0	5	10 - 15	3
200 - 500	4	1000 - 2000	4	6.0 – 6.5	4	5 - 10	4
500 - 1000	3	2000 - 6000	3	6.5 – 7.0	3	0 - 5	5
1000 - 5000	2	6000 - 20000	2	7.0 – 7.5	2		
> 5000	1	> 20000	1	7.5 – 8.0	1		

A partir desse resultado, foram calculadas as distâncias euclidianas da borda para o interior dos fragmentos e criado um gradiente de prioridade em relação à distância da borda somado à classe de prioridade de conservação dos fragmentos.

#### **b. Áreas prioritárias para a recuperação ambiental**

As áreas prioritárias para a recuperação ambiental foram apontadas de acordo com a sobreposição das áreas propostas para o manejo da paisagem nas sub-bacias – item 2.3.3. (Definição de Estratégias de Conservação nas Sub-bacias) – e a soma das distâncias euclidianas em relação às áreas de preservação permanente e da borda dos fragmentos. Os maiores valores, indicando maior prioridade, foram atribuídos às áreas apontadas nas estratégias de manejo nas sub-bacias, seguido da soma das distâncias euclidianas das APPs e da borda dos fragmentos.

#### **2.3.3. – Definição de Estratégia de Conservação nas Sub-bacias**

Inicialmente, as sub-bacias hidrográficas foram delimitadas a partir do modelo digital de elevação SRTM, do Projeto Topodata, com resolução espacial de 30 m (INPE, 2008), e da rede de drenagem delimitada anteriormente. A delimitação das sub-bacias foi realizada com a utilização do software “ArcGIS 9.3” – Extensão “*Spatial Analyst*”.

Para a realização da análise da paisagem nas sub-bacias, foram selecionadas métricas que pudessem trazer informações sobre as suas características espaciais em um contexto de fragmentação de habitat e, também, apresentar dados que possam estar relacionados aos processos ecológicos e representar as respostas comportamentais das espécies em relação à sua movimentação na paisagem. A seleção das métricas para a quantificação da estrutura espacial da paisagem foi realizada em dois níveis, ou seja: de **classes**, abordando o conjunto de fragmentos de cada classe; e de **paisagem**, representando a sua heterogeneidade e proporção de habitat existente. Para o cálculo das métricas no nível de fragmento e classe, foram consideradas apenas as classes de ecossistemas naturais. As métricas utilizadas para as análises foram as seguintes:

1. **Classe:** área total em hectares de cada classe (a\_habitat); percentual da área da classe na paisagem (%\_habitat); número total de fragmentos de cada classe

( $n_{frag}$ ); área média dos fragmentos da mesma classe ( $amn_{frag}$ ); índice de conectividade ( $conect$ ), representado em percentual pelo número de conexões funcionais entre os fragmentos de uma mesma classe, em que um fragmento está ou não conectado ao outro considerando uma distância pré-estabelecida entre os fragmentos, dividido pelo número de conexões possíveis entre todos os fragmentos da classe na paisagem.

2. **Paisagem:** área total da paisagem em hectares ( $a_{sub}$ ); composição da matriz ( $cma$ ), apresentando os percentuais de cada classe que compõem a matriz, sendo essas classes divididas em vegetação em estágio inicial de regeneração, agrofloresta, pastagem e agricultura temporária e outros: índice de diversidade de Shannon ( $shdi$ ), calculado pela soma, entre todas as classes, da abundância proporcional da cada classe multiplicado por essa proporção e por -1.

Com relação ao raio de análise para o cálculo do índice de conectividade, foi utilizado o valor de 100 m em relação à borda do fragmento focal. Embora a conectividade funcional da paisagem seja intrínseca a cada espécie, esse valor serviu como um índice comparativo de conectividade entre as diferentes sub-bacias.

Após a quantificação das métricas de paisagem para cada sub-bacia, essas unidades de planejamento foram agrupadas conforme suas semelhanças na estrutura da paisagem, tendo como principais parâmetros o percentual de habitat, área média dos fragmentos, índice de conectividade. A partir desse agrupamento, foram definidas e especializadas as estratégias de conservação para cada um dos grupos de sub-bacias, podendo envolver o aumento da área de habitat, aumento do tamanho médio dos fragmentos, aumento da conectividade ou diminuição do número de fragmentos. Para todos os grupos de sub-bacias, especialmente para aqueles com baixo percentual de habitat natural, procurou-se estabelecer uma quantidade de habitat acima do limiar de proporção sugerido por Metzger (2010), buscando uma aproximação do percentual de habitat natural atualmente encontrado em todo o minicorredor (41%). Para a determinação dos cenários conservacionistas, também foi considerada a área média de Reserva Legal e APP delimitada nos projetos de adequação dos imóveis rurais ao Código Florestal desenvolvidos pelas ONGs da região Sul da Bahia, valores acima de



40% da área total das propriedades contempladas com o projeto, incluindo novas áreas para restauração. Ainda para a proposição desses cenários, foi levado em consideração o percentual de APP degradada em relação à área total da paisagem de cada sub-bacia. Por fim, após a espacialização das ações de manejo em cada sub-bacia, estes parâmetros da paisagem foram recalculados para a verificação dos impactos sobre a estrutura espacial da paisagem nas sub-bacias

#### **2.4. – Aplicação Prática para Localização de RL de Imóveis Rurais**

Por fim, através da sobreposição dos resultados das áreas prioritárias para localização das RLs e SFs, foi realizado a delimitação de Reservas Legais de imóveis rurais localizados na área de estudo, demonstrando a aplicação prática do trabalho para os processos de adequação de imóveis rurais ao Código Florestal. Para cada imóvel, foi calculada a área total da propriedade, área total de APP e de ecossistemas naturais, indicando o passivo ou ativo ambiental em relação a essas áreas. Após esses resultados, com base no mapa de prioridades, foram delimitadas as áreas para localização das RLs dos imóveis, correspondente a 20% da área total do imóvel. Todo o processo para a delimitação dessas áreas foi realizado com a utilização do software “ArcGIS 9.3”.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. – Uso e Ocupação do Solo

O mapeamento do uso e ocupação do solo do minicorredor da Serra das Onças abrangeu uma área total de 92.415,5 hectares, onde 41,8% é composto por habitats naturais e 58,2% corresponde à matriz da paisagem. Com relação aos habitats naturais remanescentes (Figura 2 e Tabela 2), a paisagem é caracterizada pela presença de 32.325,5 hectares de formações florestais, 4.568,8 hectares de manguezais, 1.464,3 hectares de áreas de restinga nas formações herbácea e arbustiva, além de poucas áreas representadas por reservatórios naturais de água ou pouco alteradas (243,8 hectares). No que se refere à matriz (Figura 2 e Tabela 2), a área é caracterizada por um mosaico heterogêneo, abrangendo diversos tipos de uso. A classe de uso predominante, com 52,1% do total da matriz, são as áreas de pastagens e áreas agrícolas com culturas temporárias, seguido pelas classes de reflorestamentos e agroflorestas (25,4%), e de formações florestais em estágio inicial de regeneração (20,4%).

Tabela 2 – Distribuição das diferentes classes de uso e ocupação do solo na área de abrangência do minicorredor da Serra das Onças expressas em hectares e em percentuais em relação à quantidade de habitat, à matriz e à paisagem.

Classe	Tipo	Área Total (ha)	% Classe	% Paisagem
Habitat	Floresta	32.325,5	83,74	34,98
	Restinga Herbácea/Arbustiva	1.464,3	3,79	1,58
	Manguezal	4.568,8	11,84	4,94
	Reservatórios de Água	243,8	0,63	0,26
	Total de Habitat	38.602,6	100,00	41,77
Matriz	Vegetação Estádio Inicial	11.000,6	20,44	11,90
	Reflorestamento e Agrofloresta	13.676,5	25,42	14,80
	Pecuária e Agricultura Temporária	28.028,8	52,09	30,33
	Solo Exposto e Cascalheira	347,4	0,65	0,38
	Edificações (Estradas e Vilarejos)	725,7	1,35	0,79
	Nuvem	33,5	0,06	0,04
	Total da Matriz	53.812,8	100,00	58,23
Paisagem	Total	92.415,5	100,00	100,00

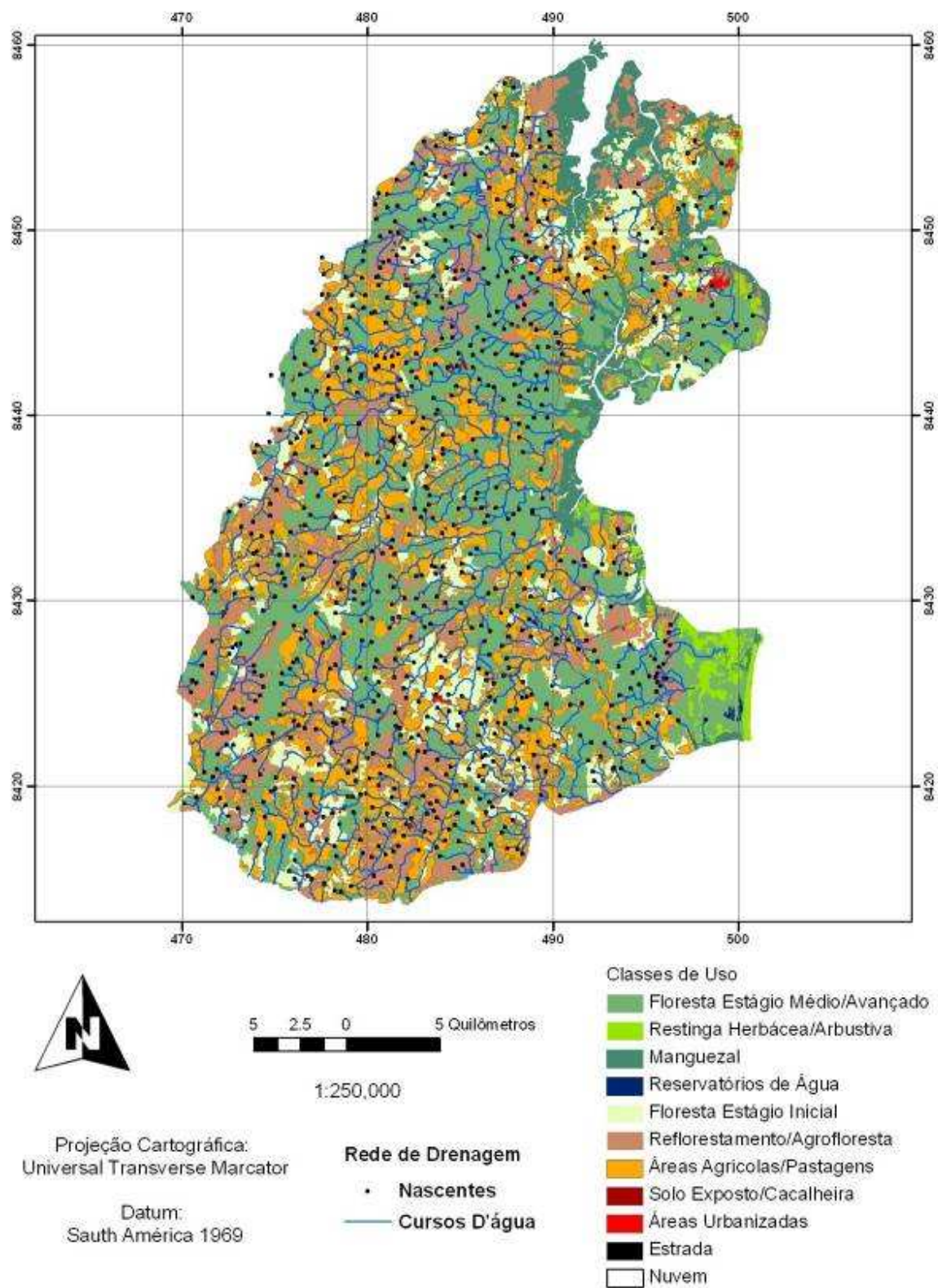


Figura 2 – Uso e ocupação do solo e rede de drenagem do Minicorredor da Serra das Onças.

### 3.2. – Análise da Paisagem e Ações para Conservação

#### 3.2.1. – Passivo Ambiental da Área em Relação às APPs

O estudo apontou a existência de 15.950 hectares de áreas de preservação permanente, totalizando 17,2% da área total da paisagem estudada. Das áreas identificadas como APP, 46,2% refere-se às áreas determinadas com base nos recursos hídricos, onde foram mapeadas 815 nascentes e 1.163,06 Km de cursos d'água, além de diversos reservatórios de água, 24,4% às áreas de topo de morro, 5,2% aos manguezais e 0,1% às áreas com declividade superior a 45° (Tabela 3).

Tabela 3 – Distribuição das áreas de preservação permanente em relação às diferentes categorias e seus percentuais em relação à área total de APPs e da paisagem.

<b>Categoria de APP</b>	<b>Área Total (ha)</b>	<b>% das APPs</b>	<b>% da Paisagem</b>
Topo de Morro	3.888,4	24,38	4,18
Declividade	12,5	0,08	0,01
Recursos Hídricos	7.369,4	46,20	7,93
Manguezal	4.805,8	30,13	5,17
Sobreposição	126,1	0,79	0,14
Total de APP	15.950,1	100,00	17,16

Com a sobreposição dos mapas de APP e Uso e Ocupação do Solo, foram identificados 6.286,1 hectares (39,7 %) de APP fora das condições estabelecidas pelo Código Florestal, apresentando diferentes tipos de cobertura do solo nessas áreas. A principal classe de uso do solo ocupando as APPs são as áreas de pastagens e agricultura temporária, com 55,6% das APPs degradadas (Figura 3 e Tabela 4). Dentre todas as APPs, apenas as áreas de Manguezais não apresentaram desconformidade em relação ao Código Florestal.

Tabela 4 – Situação das APP em relação às exigências do Código Florestal e a distribuição dos diferentes usos e tipos de degradação dessas áreas apresentada em hectares e em percentual em relação à área total de APP, com destaque para o total das APPs conservadas e degradadas.

Situação da APP	Tipo de Uso	Área de APP Total	Percentual das APPs
Conservada	<b>Total APP Conservada</b>	<b>9.663,9</b>	<b>60,23</b>
	Vegetação Natural	9.663,9	100,00
Degradada	<b>Total APP Degradada</b>	<b>6.286,1</b>	<b>39,77</b>
	Vegetação em Estádio Inicial	1.132,6	18,01
	Sistemas Agroflorestais	1.554,1	24,73
	Pecuária e Agricultura Temporária	3.495,7	55,61
	Outros Usos	103,6	1,65
<b>Total Geral</b>		<b>15.950,1</b>	<b>100,00</b>

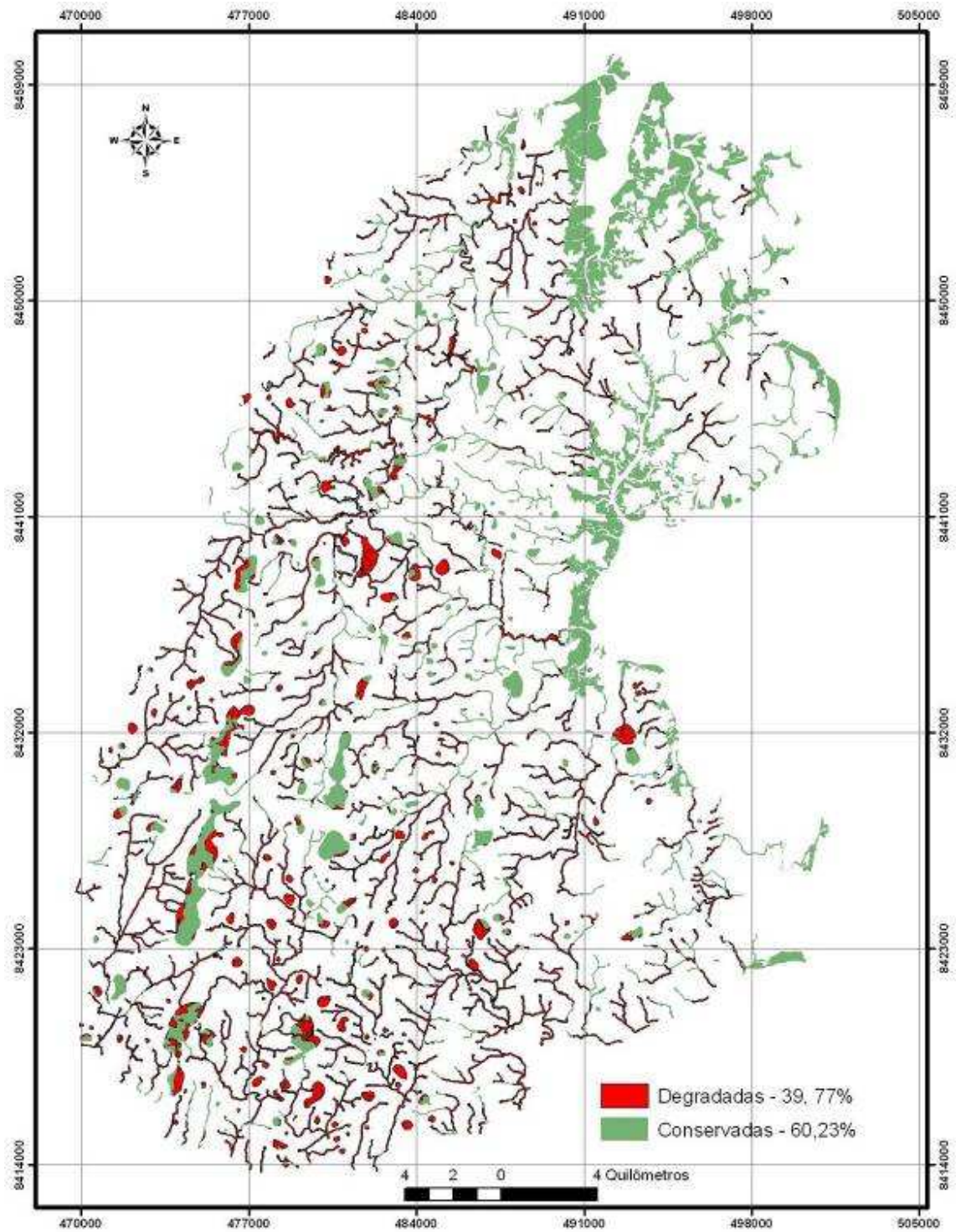


Figura 3 – Situação atual das APPs no minicorredor da Serra das Onças.

### **3.2.2. – Áreas Prioritárias para Localização de RL e SF**

#### **Número de fragmentos de habitat e distribuição em classes de tamanho**

A vegetação natural do minicorredor da Serra das Onças está distribuída em 392 fragmentos, sendo 202 de formações florestais, 74 de restinga herbácea e arbustiva e 116 de manguezais (Tabela 5). Em geral, a maioria dos fragmentos (49,7%) encontra-se na classe de área inferior a 10 hectares. Apenas 14,3% apresenta área superior a 100 ha, representando 86,6% (33.527,8 ha) da área total dos remanescentes existentes na área de estudo (Tabela 6). Os maiores fragmentos pertencem à classe de formações florestas, sendo que somente os cinco maiores abrangem área superior a 1.000 hectares. Juntos, esses fragmentos totalizam 196.500 hectares, representando 60,7% do total da área coberta por florestas. Apenas um desses fragmentos possui área superior a 10.000 ha. Por outro lado, 72,5% dos fragmentos dessa classe são menores que 50 ha e somam apenas 1.939,1 ha (6,0%). Em relação às classes de restinga e manguezal, a concentração de fragmentos menores que 50 ha é ainda mais significativa, totalizando 95,9% e 84,5% de áreas dentro dessa classe de tamanho respectivamente. A restinga apresenta apenas um fragmento com área superior a 500 ha e o manguezal dois, sendo esses fragmentos responsáveis por 39,6% e 25,5% de toda a área desses ecossistemas respectivamente.

#### **a. Forma, áreas núcleo e borda dos fragmentos**

Em relação à área total dos ecossistemas naturais remanescentes na região, 28,6% encontra-se a menos de 50 m dos limites dos fragmentos. Somente fragmentos acima de 80 hectares apresentam área de interior superior a 50 hectares. As formações florestais apresentaram o maior percentual de áreas de interior (76,2%), enquanto que nas áreas de restinga e manguezal mais da metade da área desses ecossistemas encontra-se na borda dos fragmentos, com 54,1% e 52,9% respectivamente. Somando todos os fragmentos de cada classe, as formações florestais apresentaram 3,193 quilômetros lineares de borda. Já para as áreas de restinga, o perímetro total foi de 257 Km, e 824 Km para os manguezais. O ecossistema que apresentou o maior índice médio de forma foi o manguezal, com valor igual a 2,70. Apesar das áreas de restinga

apresentarem um maior percentual de área de borda, o índice médio de forma foi menor que as demais classes ( $p_{Km} = 1,97$ ). Esse fato que pode ser explicado pelo elevado percentual de fragmentos pequenos e, portanto, mais compactos e de forma menos complexas. O índice de forma apresentou correlação média em relação à área total dos fragmentos (Correlação de Pearson = 0,53). Porém, os valores mais altos desse índice foram atribuídos aos maiores fragmentos de todas as classes.



Tabela 5 – Distribuição dos fragmentos por classes de área e tipo de habitat natural, em que n – número de fragmentos de acordo com a classe de distribuição e de vegetação; % n – percentual do número de fragmentos da classe de distribuição em relação ao número total de fragmentos da classe de vegetação;  $\Sigma$  ha – soma da área de todos os fragmentos da classe de distribuição para cada classe de vegetação; % ha – percentual da área dos fragmentos da classes de distribuição em relação à área total dos fragmentos da classes de vegetação,

Área	Habitat				Floresta				Restinga				Manguezal			
	n	% n	$\Sigma$ ha	% ha	n	% n	$\Sigma$ ha	% ha	n	% n	$\Sigma$ ha	% ha	N	% n	$\Sigma$ ha	% ha
0-10 ha	195	49,7	757,0	2,0	75	37,1	271,8	0,8	53	71,6	223,8	15,0	67	57,8	261,3	5,4
10-50 ha	120	30,6	2824,2	7,3	71	35,1	1667,3	5,1	18	24,3	407,7	27,3	31	26,7	749,2	15,6
50-100 ha	21	5,4	1598,2	4,1	15	7,4	1133,3	3,5	1	1,4	88,2	5,9	5	4,3	376,7	7,8
100-250 ha	32	8,2	5193,0	13,4	22	10,9	3664,0	11,3	1	1,4	182,4	12,2	9	7,8	1346,6	28,0
250-500 ha	11	2,8	3931,2	10,2	9	4,5	3083,7	9,5	0	0,0	0,0	0,0	2	1,7	847,5	17,6
500-1000 ha	8	2,0	4747,2	12,3	5	2,5	2931,0	9,0	1	1,4	591,5	39,6	2	1,7	1224,6	25,5
1000-4000 ha	4	1,0	8593,3	22,2	4	2,0	8593,3	26,5	0	0,0	0,0	0,0	0	0,0	0,0	0,0
> 4000 ha	1	0,3	11063,1	28,6	1	0,5	11063,1	34,1	0	0,0	0,0	0,0	0	0,0	0,0	0,0
Total	392	100,0	38707,2	100,0	202	100,0	32407,5	100,0	74	100,0	1493,8	100,0	116	100,0	4805,9	100,0

Tabela 6 – Total das áreas núcleo dos fragmentos e percentual em relação à área total de cada classe, seguido da soma do perímetro dos fragmentos em quilôm (p\_Km), e do índice de forma (f),

Classe	Área Total	Área Núcleo		Área de Borda			Forma (f)
		ha	%	Ha	%	p_Km	
Habitat	38,707,1	27,649,4	71,4	1,1057,8	28,6	3,193,5	2,26
Floresta	32,407,5	24,697,5	76,2	7,710,0	23,8	2,111,8	2,12
Restinga	1,493,7	686,2	45,9	807,6	54,1	257,6	1,96
Manguezal	4,805,8	2,265,7	47,1	2,540,2	52,9	824,1	2,69

## **b. Isolamento dos fragmentos e conectividade da paisagem**

Considerando todos os fragmentos de habitat natural presentes na paisagem do minicorredor, o isolamento médio foi de 156,1 m entre as manchas, com distâncias variando entre 10 e 1.472,4 m, 58,8% dessas áreas encontram-se a menos de 100 m dos fragmentos mais próximos. Apenas 31 fragmentos (8,7%) localizam-se a mais de 500 m de distância de outro remanescente. O isolamento foi maior nas áreas de restinga, com distância média entre os fragmentos de 421,6 m, variando entre 10 m a 12 km. As áreas de floresta apresentaram distância média entre os fragmentos de 165,6 m, com 15 fragmentos isolados a mais de 500 m, em que somente dois ultrapassaram em poucos metros a distância de um quilômetro (1.003 e 1.037 Km). As áreas de manguezais apresentaram o menor isolamento médio, com apenas 76,4 m, onde somente um fragmento ultrapassou mil m de distância entre o vizinho mais próximo dessa classe de habitat. Foi verificado que os fragmentos menores que 50 hectares têm papel fundamental no isolamento das manchas. Quando calculado o isolamento excluindo esses fragmentos da análise, a distância média aumentou para 318,4 m para as florestas, 5,6 Km para a restinga e 883,4 m para os manguezais,

Corroborando as informações descritas anteriormente, as áreas de restinga apresentaram o menor índice de proximidade ( $\text{prox}_{mn} = 1.909,9$ ). Por outro lado, as formações florestais apresentaram menor isolamento em relação aos manguezais, com índices de proximidade igual a 4.900,0 e 4.153,2 respectivamente. Esse fator deve ser explicado pela área superior dos fragmentos de floresta, uma vez que esse índice é influenciado pela área total das manchas.

Em relação à paisagem como um todo, considerando as distâncias de 100 e 500 m como fator determinante da conexão entre dois fragmentos, a conectividade foi maior para as áreas de manguezais, com índice de conectividade igual a 1,89% e 3,68% respectivamente. As áreas de restinga apresentaram o segundo maior índice de conectividade, com percentual de 1,07% para 100 m e 3,29% para 500 m, seguida pela classe das formações florestais, com percentuais de 0,46% e 1,32% respectivamente para as distâncias de 100 e 500 m (Tabela 7). O baixo percentual de conectividade das

formações florestais pode ser explicado pelo maior número de fragmentos e, conseqüentemente, pelo maior número de conexões possíveis em toda a paisagem.

Tabela 7 – Índices de isolamento e conectividade da paisagem do minicorredor da Serra da Onças: d\_mnT – distância euclidiana média entre todos os fragmentos da paisagem; d\_mn>50 – distância euclidiana média entre os fragmentos maiores que 50 hectares; prox-mn – índice de proximidade média entre os fragmentos; com\_100 – índice de conectividade com distância máxima de 100 m entre os fragmentos; com\_500 – índice de conectividade com distância máxima de 500 m entre os fragmentos.

<b>Classe</b>	<b>d_mnT</b>	<b>d_mn&gt;50</b>	<b>prox_mn</b>	<b>con_p100</b>	<b>con_p500</b>
Floresta	165,67	318,74	4.900,0	0,46	1,32
Restinga	421,64	5.599,63	1.910,0	1,07	3,29
Manguezal	76,45	883,41	4.153,3	1,89	3,68

#### **a. Remanescentes Florestais Prioritários**

A delimitação dos remanescentes florestais prioritários para a conservação no minicorredor apontou 13 fragmentos com nível de prioridade 1 (Figura 4 e Tabela 8). Esses fragmentos totalizam 20.833,75 hectares, com área média de 1.602,6 hectares, onde 80,7% desse total (16.807,50 hectares) localiza-se a mais de 50 m em relação à borda dos fragmentos, distância com maior influência dos efeitos de borda. A área total desses fragmentos corresponde a 64,3% da área total dos remanescentes de floresta e 22,54% da área total da paisagem (Figura 4). As áreas com grau 2 e 3 de prioridade para a conservação somam 8.961,75 hectares, e correspondem à 27,7% da área total de remanescentes florestais. Essas áreas apresentam 74,6% e 73,3% de áreas de interior, considerando a distância de 50 m da borda dos fragmentos, e área média de 341,69 e 194,46 hectares respectivamente. O quarto grau de prioridade apresentou 37 fragmentos e área média de 36,6 hectares, representando 4,2% da área total de remanescentes de habitat natural. O grau 5 de prioridade foi o de maior número de fragmentos (nf=115), com área média de 10,93 hectares, abrangendo apenas 3,9% do total de remanescentes florestais da região estudada.

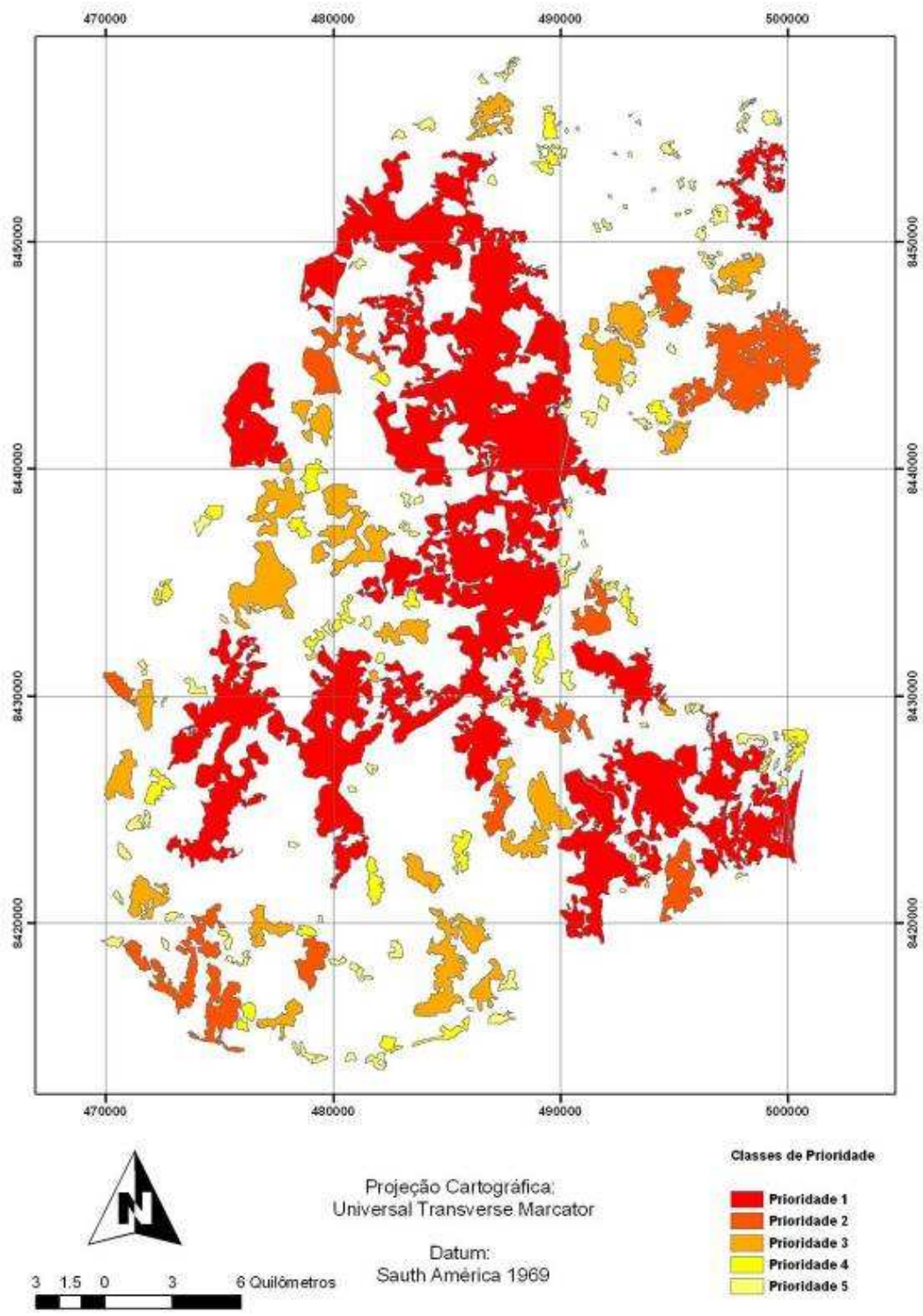


Figura 4 – Distribuição dos fragmentos de acordo com as classes de prioridade para a conservação.

Tabela 8 – Distribuição dos fragmentos em relação à classe de prioridade, c\_prio – classes de prioridade; nf – número de fragmentos; área – área total dos fragmentos; área\_mn – área média dos fragmentos; %\_a\_flor – percentual da área dos fragmentos em relação ao total de remanescentes; %\_a\_pais – percentual da área dos fragmentos em relação à área total da paisagem; a\_nuc – total de área núcleo dos fragmentos; %\_a\_nuc; percentual de área núcleo em relação à área total dos fragmentos.

c_prio	nf	area	area_mn	%_a_flor	%_a_pais	a_nuc	%_a_nuc
1	13	20.833,75	1.602,60	64,3	22,54	16.807,50	80,7
2	12	4.100,23	341,69	12,7	4,44	3.057,94	74,6
3	25	4.861,52	194,46	15,0	5,26	3.563,15	73,3
4	37	1.354,57	36,61	4,2	1,47	754,57	55,7
5	115	1.257,44	10,93	3,9	1,36	514,35	40,9

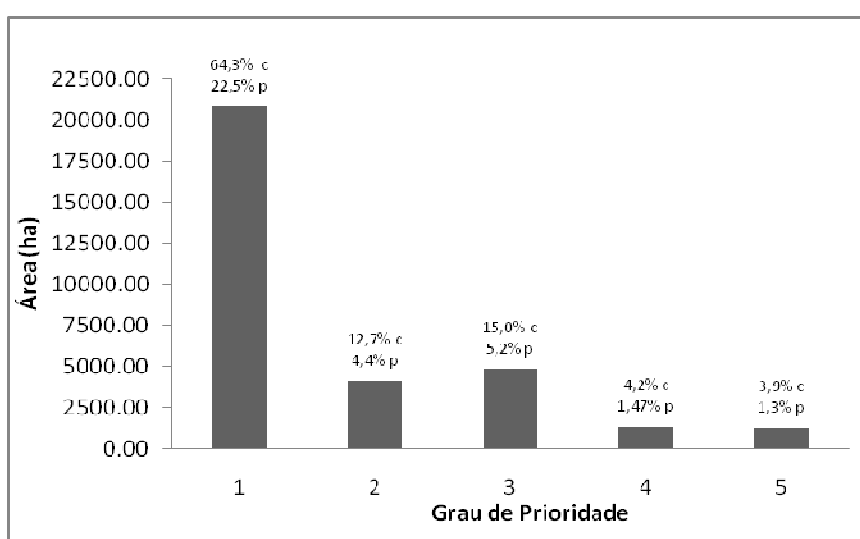


Figura 5 – Área total dos fragmentos e a distribuição em função das classes de prioridade, destacando os percentuais das áreas dos fragmentos em relação a área total da paisagem (% p) e da área total de remanescentes (% c).

Por fim, a partir desses resultados, foi gerado o mapa com o gradiente das áreas prioritárias para localização de RLs e SFs, atribuindo os maiores valores para o interior dos fragmentos (Figura 6).

### b. Áreas prioritárias para a recuperação ambiental

Complementarmente, indicando as áreas prioritárias para localização das RLs e SFs nas áreas atualmente sem cobertura de vegetação natural, foi gerado o gradiente de prioridades para essas áreas. Esse gradiente de prioridade foi gerado a partir da junção dos mapas de prioridades de cada uma das sub-bacias – resultados descritos no item a seguir (3.2.3) – (Figura 7).

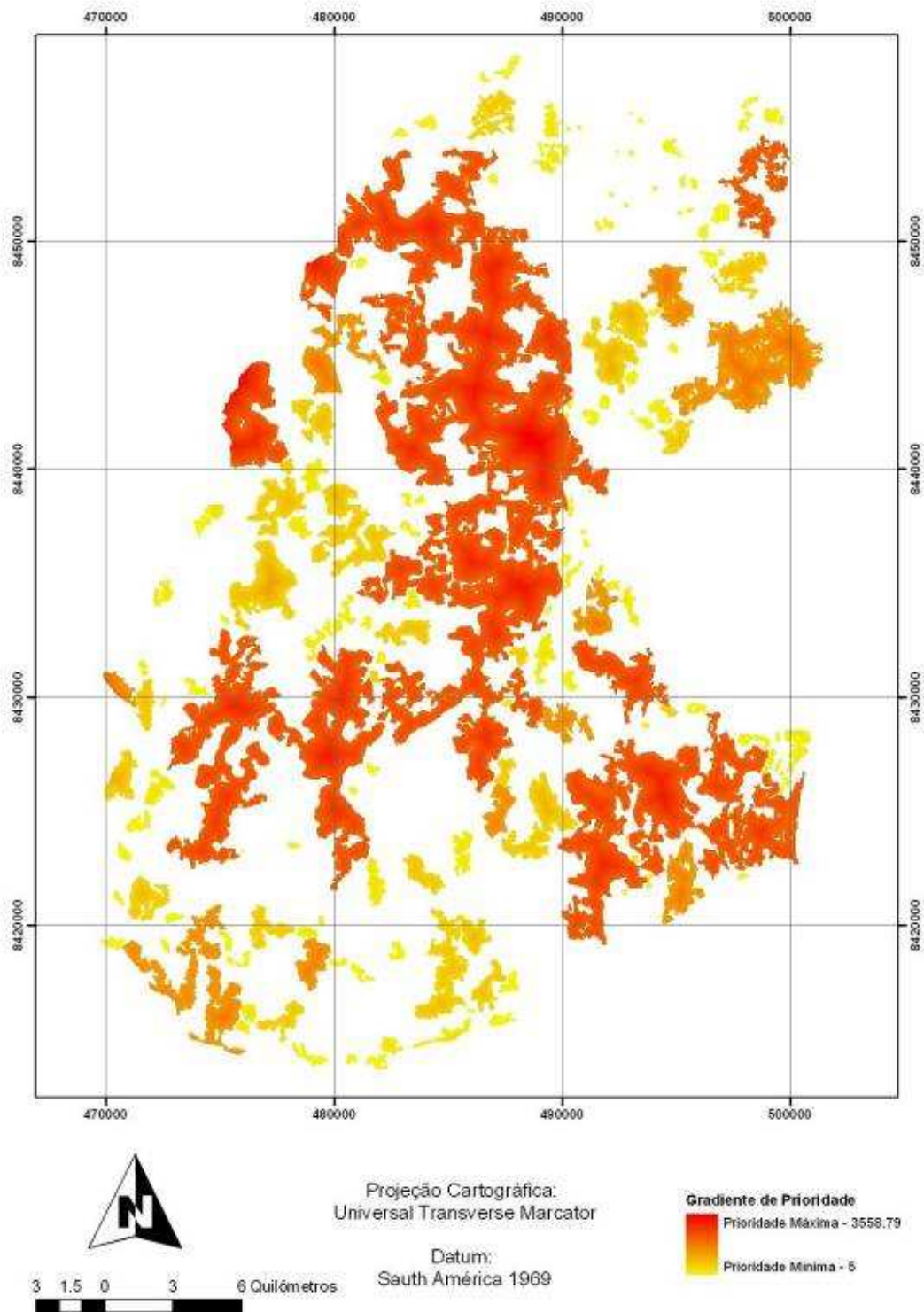


Figura 6 – Gradiente de prioridade dos remanescentes florestais para localização de RL e SF.



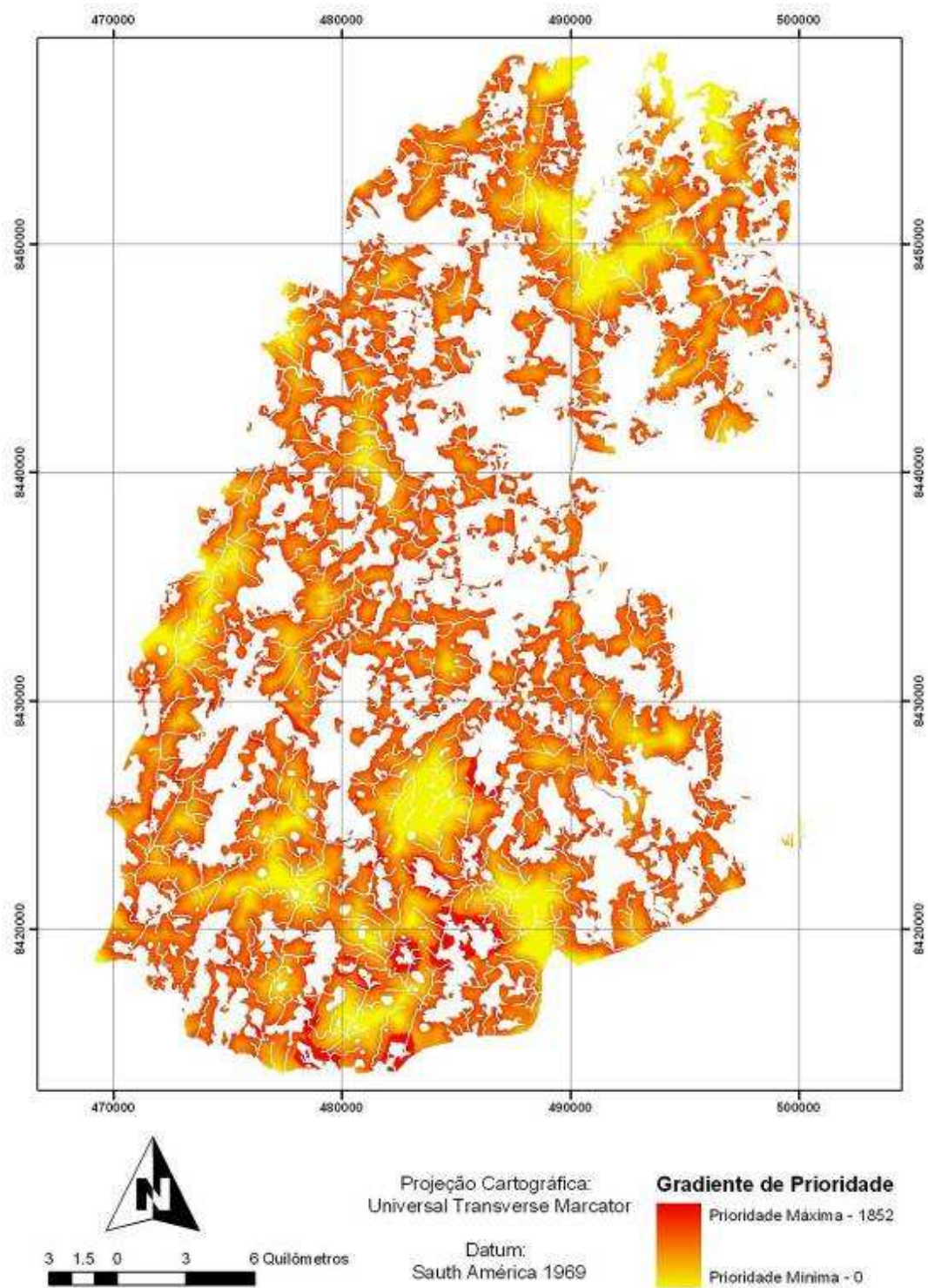


Figura 7 – Gradiente de prioridade para recuperação de áreas para localização de RL e SF.

### 3.2.3. – Estratégias de Conservação da Paisagem nas Sub-bacias

A área de estudo foi dividida em 17 sub-bacias, envolvendo unidades entre 1.194,6 e 14.944,4 hectares (Figura 8). As sub-bacias não apresentaram um padrão similar na composição da paisagem. A heterogeneidade da paisagem, medida pelo índice de diversidade de Shannon, apontou uma variação entre 0,73 e 1,30, em que as sub-bacias com percentual de habitat natural inferior a 70% apresentaram-se mais heterogêneas (Figura 9).

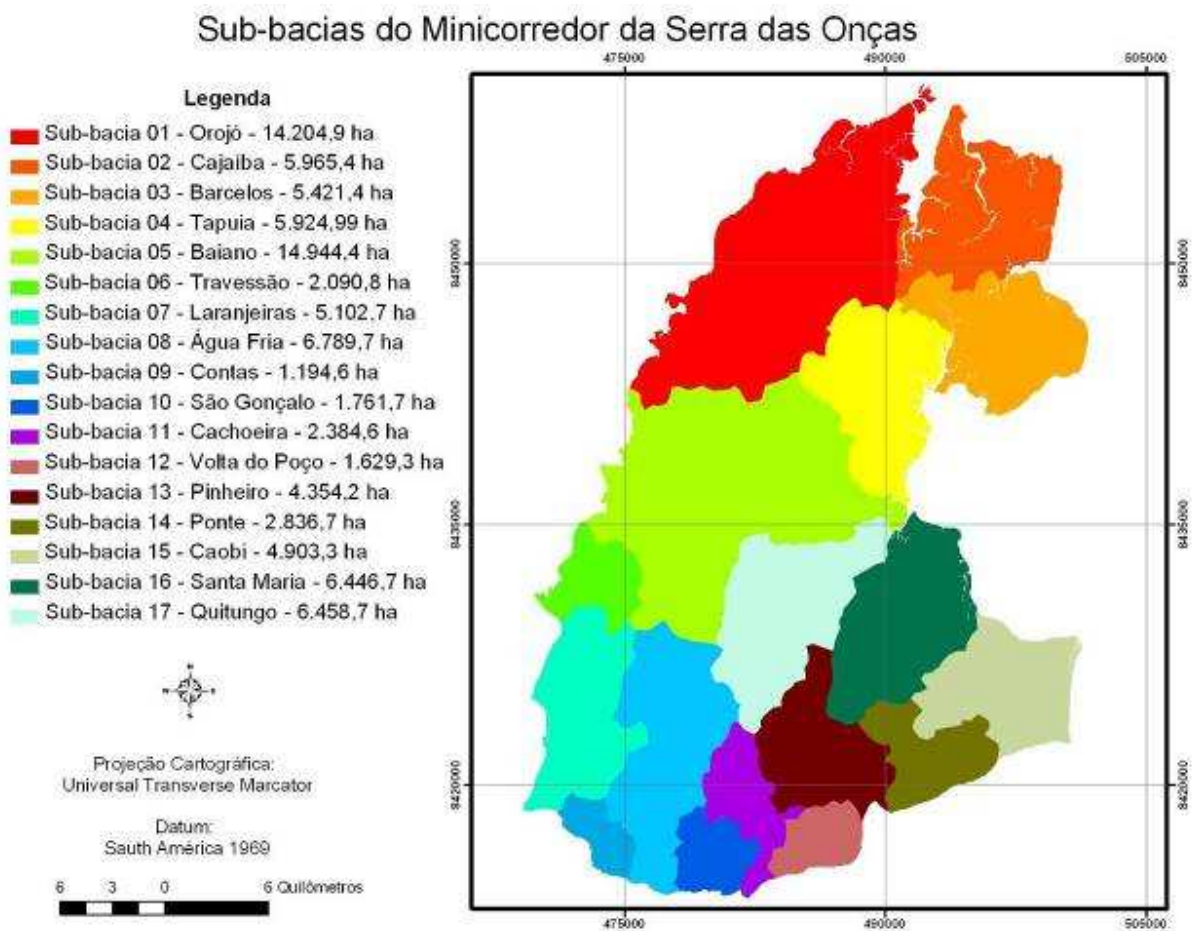


Figura 8 – Distribuição e área das sub-bacias que compõe a paisagem do Minicorredor da Serra das Onças..



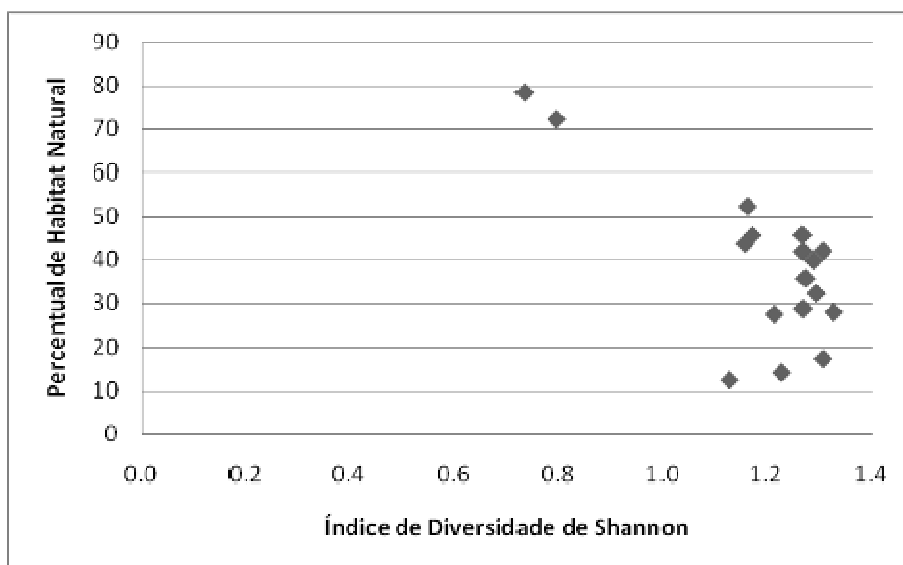


Figura 9 – Percentual de habitat e heterogeneidade da paisagem apontada pelo índice de diversidade de Shannon.

Na composição da matriz, a maioria das sub-bacias, com apenas duas exceções, apresentou como classe predominante as áreas agrícolas com culturas temporárias ou pastagens, sendo o restante da matriz composto por áreas de agroflorestas e vegetação em estágio inicial de regeneração (Tabela 9).

Em relação à quantidade de habitat, as duas sub-bacias mais conservadas apresentaram cobertura superior a 70% de ecossistemas naturais, seguidas de seis áreas com 40 a 55% de habitat. Por outro lado, três sub-bacias apresentaram um percentual de habitat baixo (< 20%), mesmo considerando apenas a quantidade estabelecida pela legislação ambiental.

Em média, as sub-bacias apresentaram 24,6 fragmentos de habitat cada, variando entre 4 e 55 manchas (Tabela 10). Apenas seis unidades possuem área de habitat inferior a 1.000 hectares e três ultrapassam os 4.000 hectares. Como esperado, as maiores médias da área dos fragmentos foram verificadas nas sub-bacias com maior quantidade de habitat. Apenas duas sub-bacias apresentaram área média dos fragmentos abaixo dos 50 hectares.

Tabela 9 – Percentual das classes que compõe a paisagem nas 17 sub-bacias em relação à área total da sub-bacia (%\_p) e em relação à área total da matriz (%\_m): habitat – ecossistemas naturais; veg\_i – vegetação em estágio inicial de regeneração; agroflor – sistemas agroflorestais; agri/past – agricultura temporária e áreas de pastagens.

Sub-bacia	habitat		veg_i		agroflor		agri/past	
	%_p	%_p	%_m	%_p	%_m	%_p	%_m	
1	41.9	10.2	17.6	18.2	31.3	29.7	51.1	
2	42.0	23.0	39.6	14.1	24.3	21.0	36.1	
3	52.3	15.8	33.1	7.0	14.7	24.9	52.1	
4	72.2	1.6	5.6	6.3	22.5	20.0	71.9	
5	43.7	7.4	13.1	10.5	18.6	38.4	68.3	
6	27.3	9.9	13.6	14.5	20.0	48.2	66.4	
7	27.8	12.0	16.6	33.3	46.1	26.9	37.2	
8	28.6	13.4	18.8	18.1	25.4	39.9	55.8	
9	45.8	20.5	37.8	11.9	21.9	21.9	40.3	
10	14.2	9.2	10.7	36.0	41.9	40.7	47.4	
11	12.4	8.2	9.4	23.7	27.1	55.6	63.5	
12	32.2	9.6	14.2	22.6	33.3	35.6	52.5	
13	17.4	30.1	36.4	13.6	16.4	39.0	47.2	
14	45.7	18.4	34.0	7.0	12.9	28.9	53.1	
15	78.4	2.7	12.3	9.4	43.6	9.5	44.1	
16	39.8	13.6	22.6	15.2	25.2	31.5	52.3	
17	35.6	15.0	23.3	11.9	18.4	37.5	58.2	

Tabela 10 – Estrutura da paisagem nas sub-bacias em relação à área total de habitat (a\_habitat), número de fragmentos (n\_frag), área média dos fragmentos (amn\_habitat), área de habitat de interior (a\_nucleo), percentual de área de interior em relação à área total de habitat (%\_nucleo), e índice médio de forma dos fragmentos (forma).

<b>Sub-bacia</b>	<b>n_frag</b>	<b>a_habitat</b>	<b>amn_habitat</b>
1	43	5.945,6	138,3
2	53	2.505,4	47,3
3	47	2.837,2	60,4
4	27	4.279,3	158,5
5	32	6.534,9	204,2
6	7	570,6	81,5
7	14	1.417,3	101,2
8	25	1.939,8	77,6
9	4	546,8	136,7
10	7	249,5	35,6
11	12	296,4	24,7
12	7	524,1	74,9
13	9	756,6	84,1
14	8	1.296,1	162,0
15	55	3.844,3	69,9
16	48	2.563,6	53,4
17	21	2.301,0	109,6

Com relação ao isolamento dos fragmentos, quatro sub-bacias apresentaram uma distância média entre as manchas de habitat abaixo de 100 m (Tabela 11). As cinco unidades com maior isolamento apresentaram distâncias entre os fragmentos acima de 200 m, variando entre 224,9 e 279,0 m. Nas duas sub-bacias com isolamento médio abaixo de 50 m foram verificados os maiores índices de proximidade e conectividade, além do maior percentual de habitat e menor grau de heterogeneidade da paisagem. Somente uma sub-bacia teve o índice de proximidade e conectividade igual a zero. O índice de isolamento apresentou uma alta correlação em relação ao índice de proximidade (correlação de Pearson = - 0,80) e percentual de habitat (correlação de Pearson = - 0,85). Com relação à conectividade da paisagem, foi verificado que os maiores índices estão relacionados às sub-bacias com maior percentual de habitat (72,2 % de habitat, conect = 25,5%; 78,4% de habitat, conect = 20,0%). Também foi verificado que abaixo desse percentual de habitat na paisagem, o índice de

conectividade tende a se estabilizar entre 0 a 10% de conexões efetivas em relação às possíveis conexões na paisagem (Figura 10).

Tabela 11 – Isolamento, grau de proximidade e conectividade da paisagem nas sub-bacias: isol – distância euclidiana média entre os fragmentos; prox – índice médio de proximidade; conect – índice de conectividade da paisagem; % habitat – percentual de habitat a paisagem.

Sub-bacia	isol	prox	conect	% habitat
1	148,3	2.837,5	1,5	41,8
2	80,8	10.952,8	7,2	42,0
3	124,4	9.047,3	6,0	52,3
4	34,5	24.356,3	25,4	72,2
5	129,6	9.246,0	1,4	43,7
6	166,8	325,1	7,6	27,2
7	230,9	146,1	1,8	27,7
8	148,3	2.837,4	1,5	28,5
9	195,2	190,4	4,7	45,7
10	279,0	40,9	4,5	14,1
11	224,8	100,2	1,2	12,4
12	232,7	0,0	0,0	32,1
13	261,6	68,8	1,3	17,3
14	109,3	1.236,2	10,6	45,6
15	39,6	26.317,3	20,0	78,4
16	79,1	5.237,4	3,4	39,7
17	164,3	2.014,6	2,6	35,6

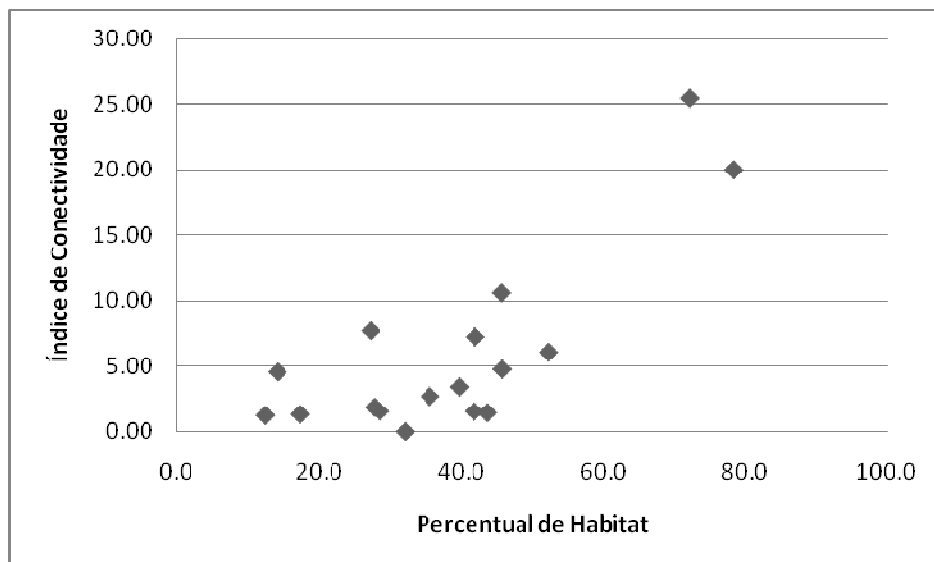


Figura 10 – Variação do grau de conectividade da paisagem em relação ao percentual da quantidade de habitat existente nas sub-bacias.

Em média, as sub-bacias apresentaram 16,43% de suas áreas constituídas de APPs, em que 47,82% dessas áreas encontram-se fora das condições estabelecidas pela legislação ambiental. A sub-bacia mais conservada em relação às APP apontou apenas 3,89% do total dessas áreas em condições de degradação. Apenas quatro unidades apresentaram percentuais de APP conservadas acima de 70%. As APPs degradadas representam cerca de 7,37% de toda a paisagem, podendo abranger até 14,13% de toda a área da sub-bacia (Tabela 12).

Tabela 8 – Relação das áreas de APP nas sub-bacias: app\_area – área total de APP; % app\_p – percentual da área de APP em relação à área total da sub-bacia; app\_con – área total de APP conservada; % app\_con – percentual da área de APP conservada; app\_deg – área total de APP degradada; % app\_deg – percentual da área de APP degradada; % app\_dep – percentual da área de APP degradada em relação à área total da sub\_bacia.

Sub-bacia	app_area	% app_p	app_con	% app_con	app_deg	% app_deg	% app_dep
1	2.724,7	19,18	1.760,3	64,61	964,4	35,39	6,79
2	1.904,6	31,93	1.830,5	96,11	74,1	3,89	1,24
3	815,0	15,03	680,0	83,44	135,0	16,56	2,49
4	1.228,1	20,73	1.100,1	89,58	127,9	10,42	2,16
5	2.516,0	16,84	1.271,7	50,55	1.244,2	49,45	8,33
6	359,6	17,20	167,9	46,69	191,7	53,31	9,17
7	963,0	18,87	484,6	50,33	478,3	49,67	9,37
8	1.254,3	18,47	524,7	41,83	729,6	58,17	10,75
9	194,0	16,24	86,1	44,40	107,8	55,60	9,03
10	305,8	17,36	56,8	18,59	249,0	81,41	14,13
11	395,4	16,58	63,7	16,11	331,7	83,89	13,91
12	187,0	11,48	56,2	30,06	130,8	69,94	8,03
13	571,0	13,12	127,9	22,41	443,0	77,59	10,18
14	248,5	8,76	118,1	47,56	130,3	52,44	4,59
15	435,4	8,88	330,7	75,95	104,7	24,05	2,14
16	901,4	13,98	503,6	55,87	397,7	44,13	6,17
17	945,5	14,64	500,2	52,90	445,3	47,10	6,89

De acordo com os resultados das análises das sub-bacias, as unidades foram agrupadas em cinco classes distintas (Tabela 13), em que foram definidas as ações de manejo da paisagem para cada sub-bacia (Tabela 14).

Tabela 13 – Agrupamento das sub-bacias de acordo com o percentual de habitat - %\_habitat; área média dos fragmentos – area\_mn; índice de conectividade – conect; percentual de APP degradada em relação à área total da paisagem - %\_app\_dp.

<b>Grupo</b>	<b>Sub-bacias</b>	<b>%_habitat</b>	<b>area_mn</b>	<b>conect</b>	<b>%_app_dp</b>
1	3, 5 e 16	> 50	> 50	6 - 25	2.1 - 2.4
2	1, 6, 10, 13, 15 e 18	35 - 45	> 80	0 - 10	4.5 - 9.0
3	2 e 17	39 - 42	< 50	3 - 7	1.2 - 6.1
4	7, 8 e 9	27 - 28	> 70	1 - 7	9.1 - 10.7
5	11, 12 e 14	< 20	< 50	1 - 4	10.1 - 14.1

Tabela 14 – Ações de manejo adotadas para cada grupo das sub-bacias..

<b>Grupo</b>	<b>Ações de Manejo</b>
1	Recuperação de APP
2	Recuperação de APP Conectar fragmentos com foco nas distâncias inferiores a 150 m entre os fragmentos e nas proximidades das APPs
3	Recuperação de APP Aumentar fragmentos menores que 50 hectares e que apresentam maior potencial de conectividade
4	Recuperação de APP Aumentar fragmentos menores que 50 hectares e os fragmentos com maior potencial de conectividade, priorizando as áreas com maior proximidade das APPs
5	Recuperação de APP Aumentar fragmentos com foco nas manchas com maior potencial de conectividade e nas proximidades das APPs

O grupo 1 teve como fator determinante o alto percentual de habitat em relação à paisagem e índices de conectividade mais elevados. Nesse caso, a ação de manejo proposta para essas sub-bacias refere-se apenas à recuperação das APPs degradadas. A estratégia de recuperação das APPs também foi aplicada para os demais grupos, além de ações específicas para cada conjunto de sub-bacias.

O grupo 2 também apresentou elevado percentual de habitat e área média dos fragmentos superior a 80 hectares, porém com índice de conectividade menor. Nesse sentido, a estratégia de manejo foi conectar todos os fragmentos com distância menor que 150 m entre as manchas, priorizando as áreas próximas das APPs. Além das

APPs, os resultados das ações de manejo para esse grupo envolveu o incremento máximo 2% das áreas prioritárias para recuperação.

O grupo 3 apresentou percentual de habitat semelhante ao grupo 2 e baixo índice de conectividade, porém com área média dos fragmento inferior a 50 hectares. Nesse caso, a ação de manejo proposta foi o aumento da área dos fragmentos menores que 50 hectares priorizando os que apresentaram maior potencial de conectividade, em que os resultados das ações de manejo para esse grupo envolveu o incremento máximo 11% das áreas prioritárias para recuperação, fora as APPs.

O grupo 4 apresentou percentual de habitat abaixo de 30% em relação à paisagem, porém com percentual de APP degradada próximo a 10% da área total da paisagem. Diante disso, a estratégia de intervenções na paisagem foi o aumento da área de habitat com foco nos fragmentos menores que 50 hectares, fragmentos com maior potencial de conectividade e áreas próximas às APPs. Para a proposição do cenário conservacionista para esse grupo, o incremento de área ficou entre 8 e 13% das áreas prioritárias para recuperação.

O grupo 5 apresentou o menor percentual de habitat em relação à paisagem, os menores índices de conectividade e a menor área média dos fragmentos. Nesse caso, as intervenções na paisagem tiveram como foco o aumento da área dos fragmentos de acordo com o maior potencial de conectividade dessas manchas, priorizando áreas próximas às APPs. Nesse caso, foi estabelecido o percentual de 20% para o incremento das áreas prioritárias para todas as sub-bacias.

Os percentuais de incremento da área de habitat natural na paisagem das sub-bacias foram estabelecidos através de simulações para cada uma dessas unidades de planejamento ambiental.

A partir dessa definição, foram gerados os mapas com a indicação das áreas prioritárias para restauração ambiental e melhoria da qualidade das sub-bacias em uma perspectiva de conservação da biodiversidade. Com base nesses mapas, foram propostos cenários conservacionistas para cada uma das sub-bacias (Figuras 11 a 27).

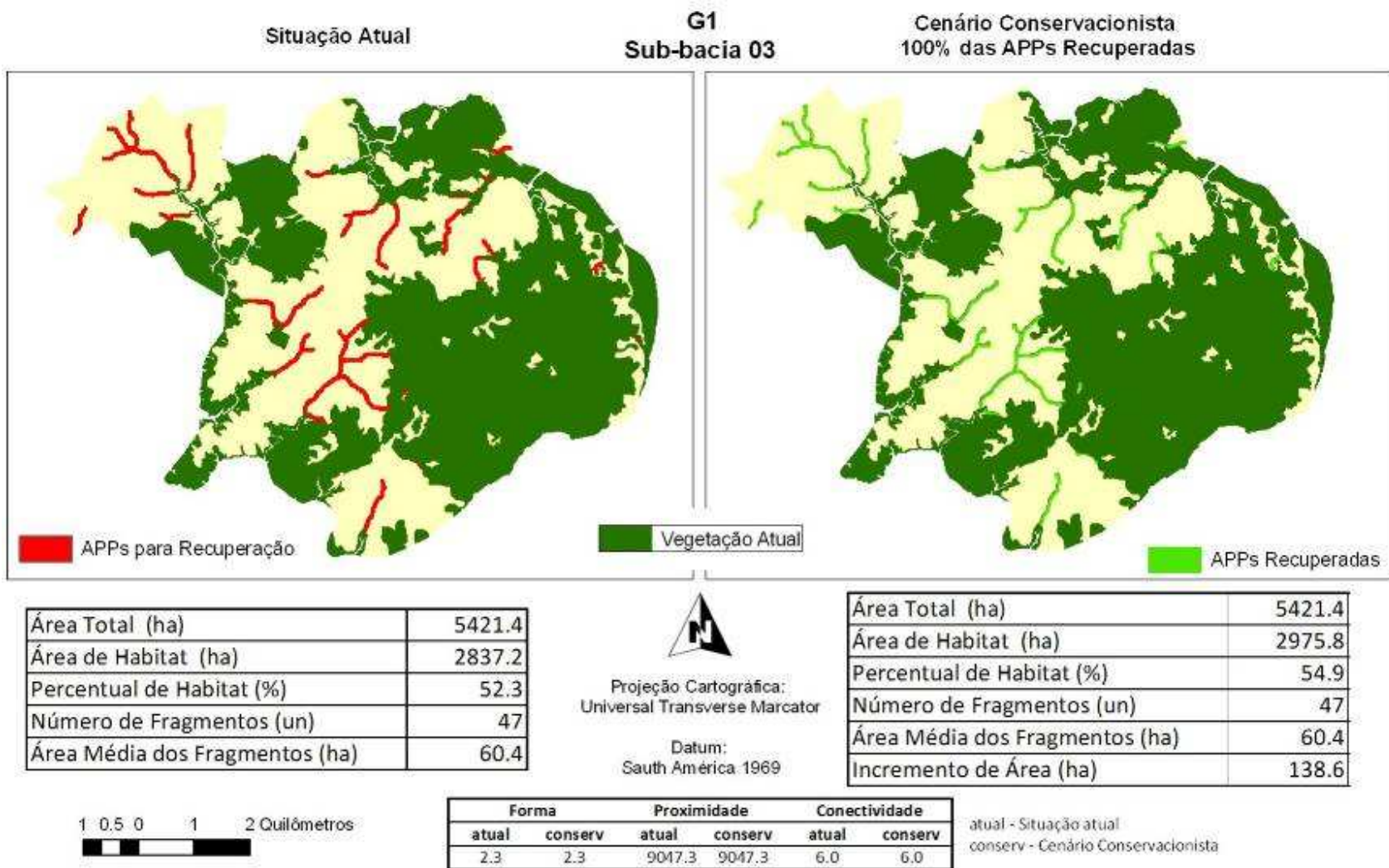


Figura 11 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 3 – G 1.



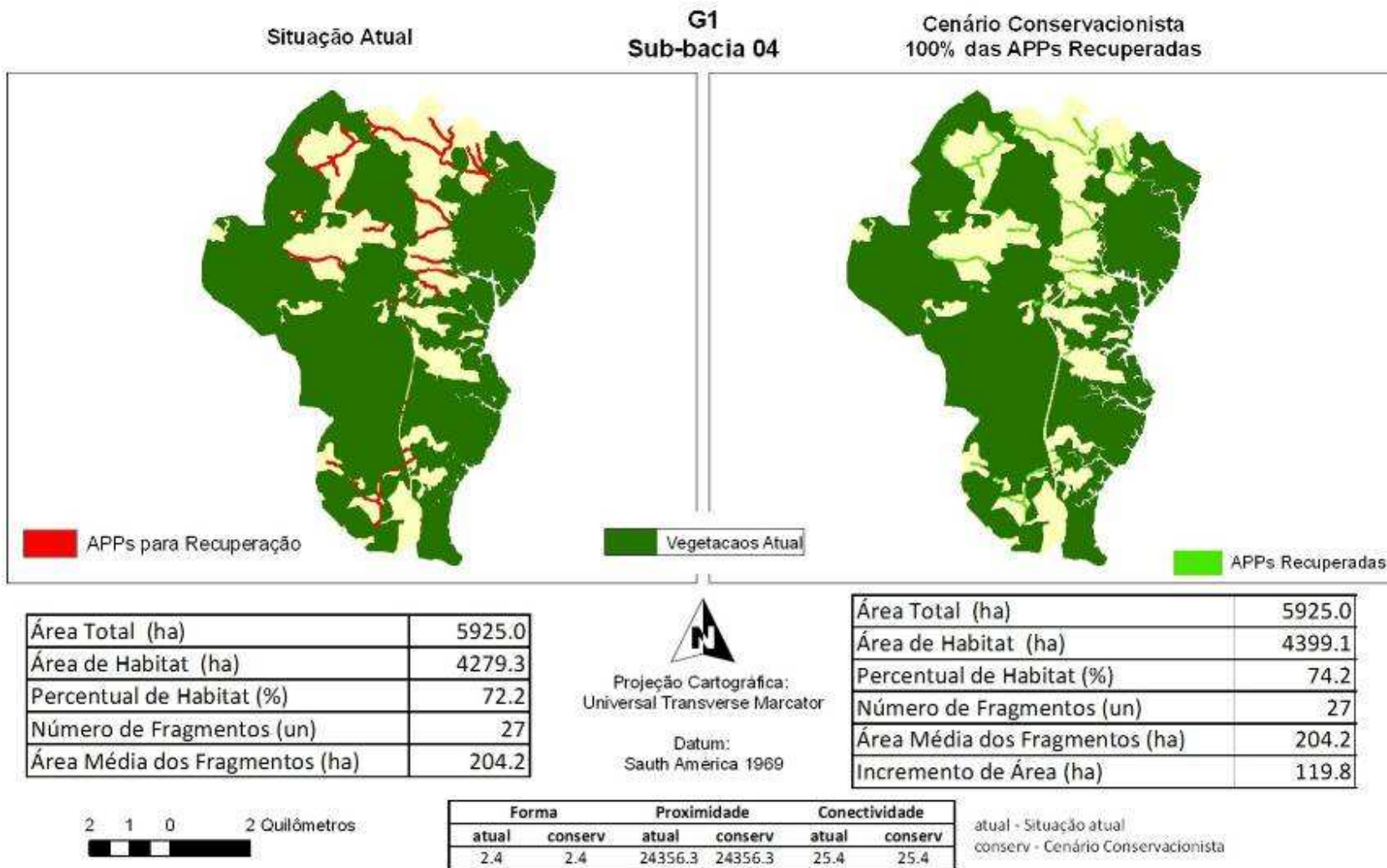


Figura 12 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 4 – G 1.

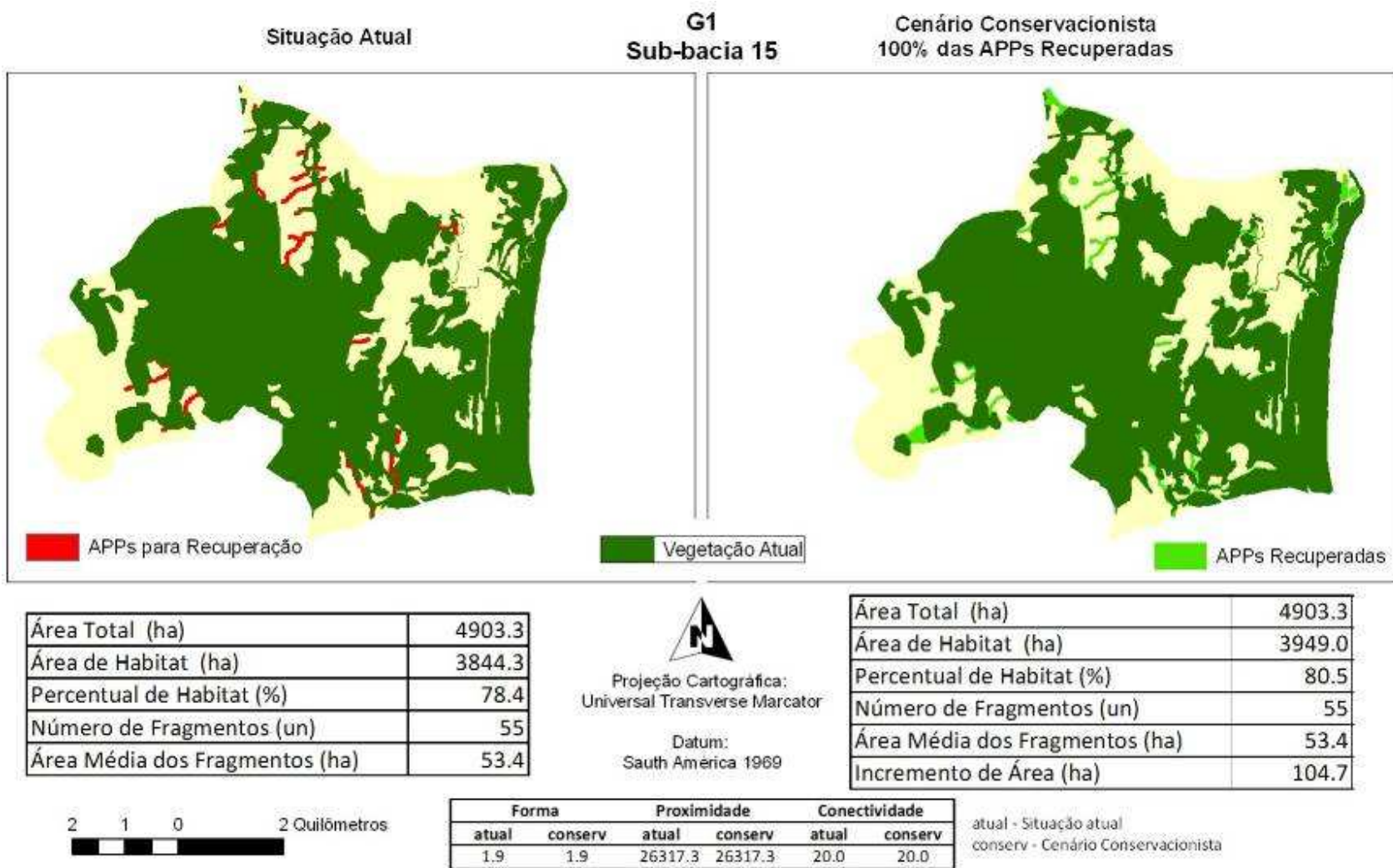


Figura 13 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 15 – G 1.

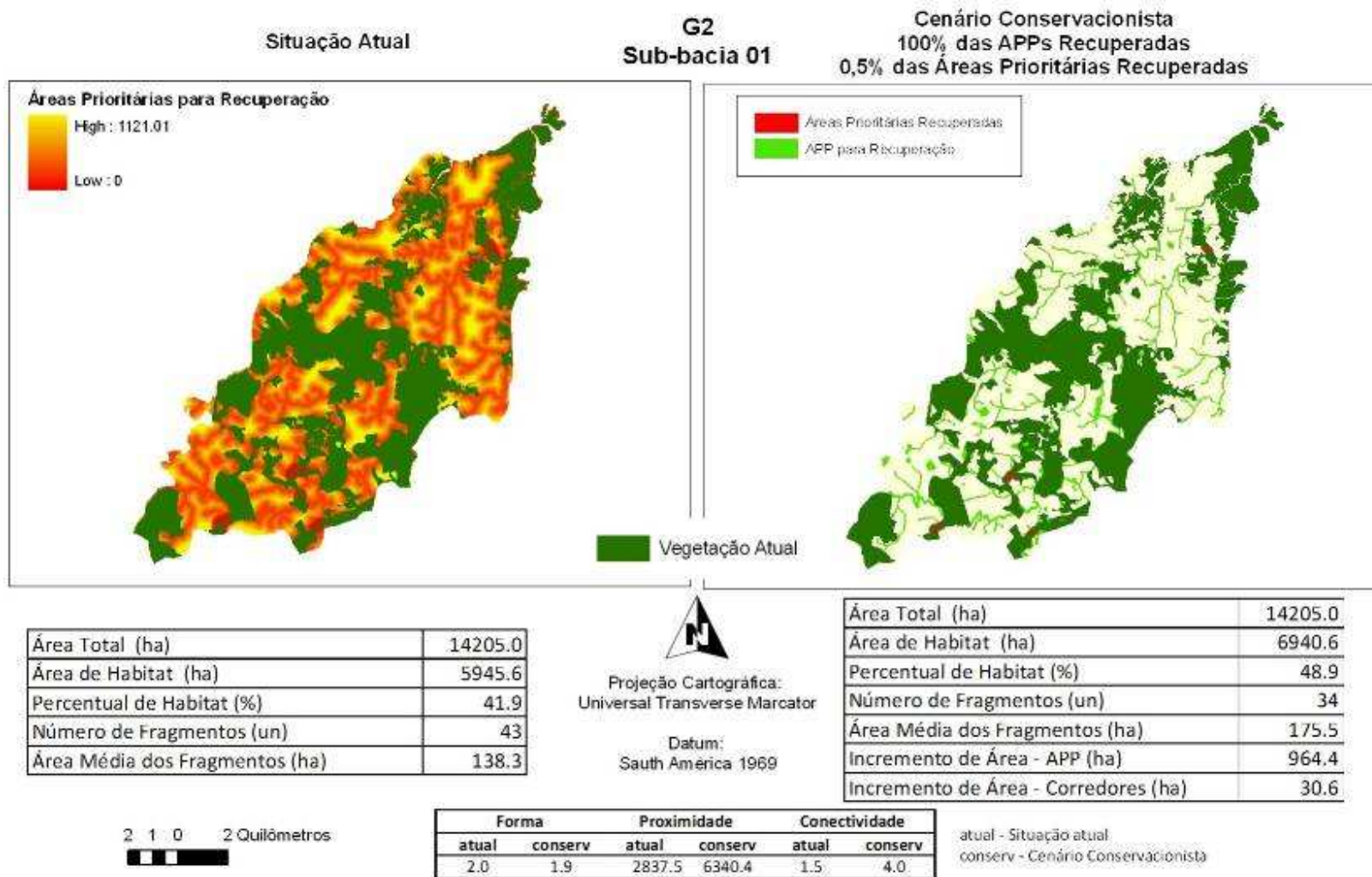


Figura 14 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 1 – G 2



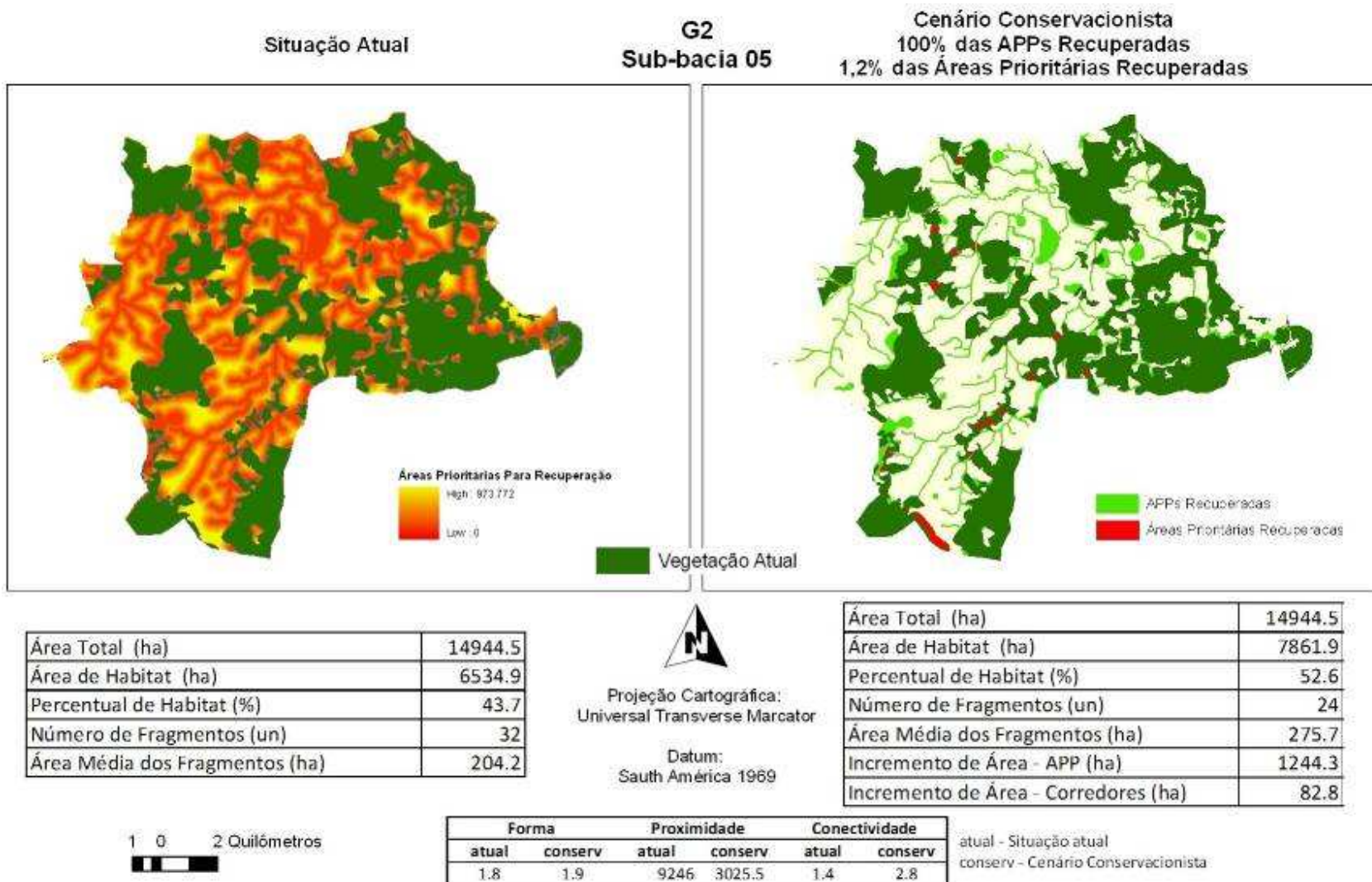


Figura 15 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 5 – G 2.

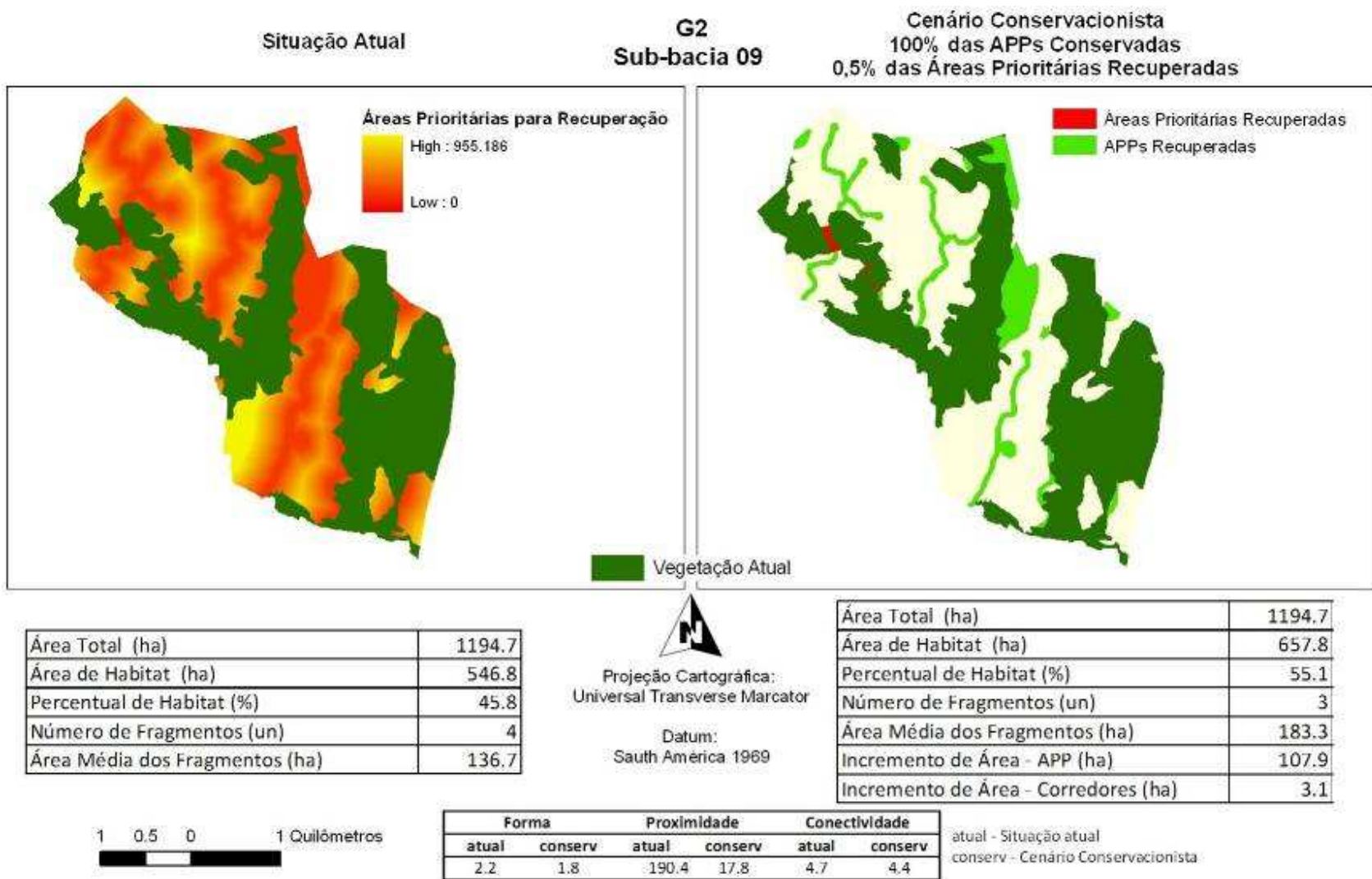


Figura 16 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 9 – G 2.

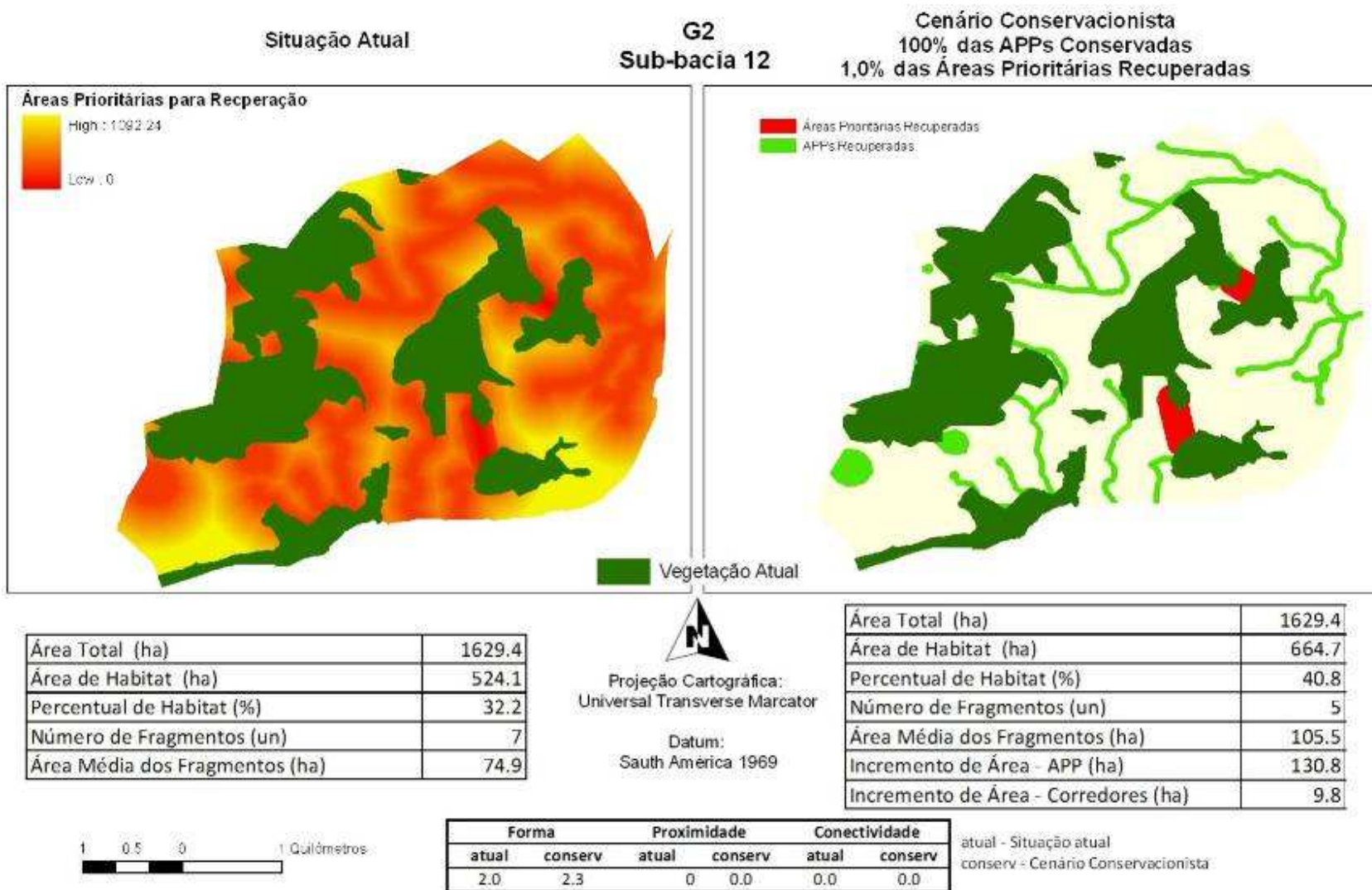


Figura 17 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 12 – G 2.



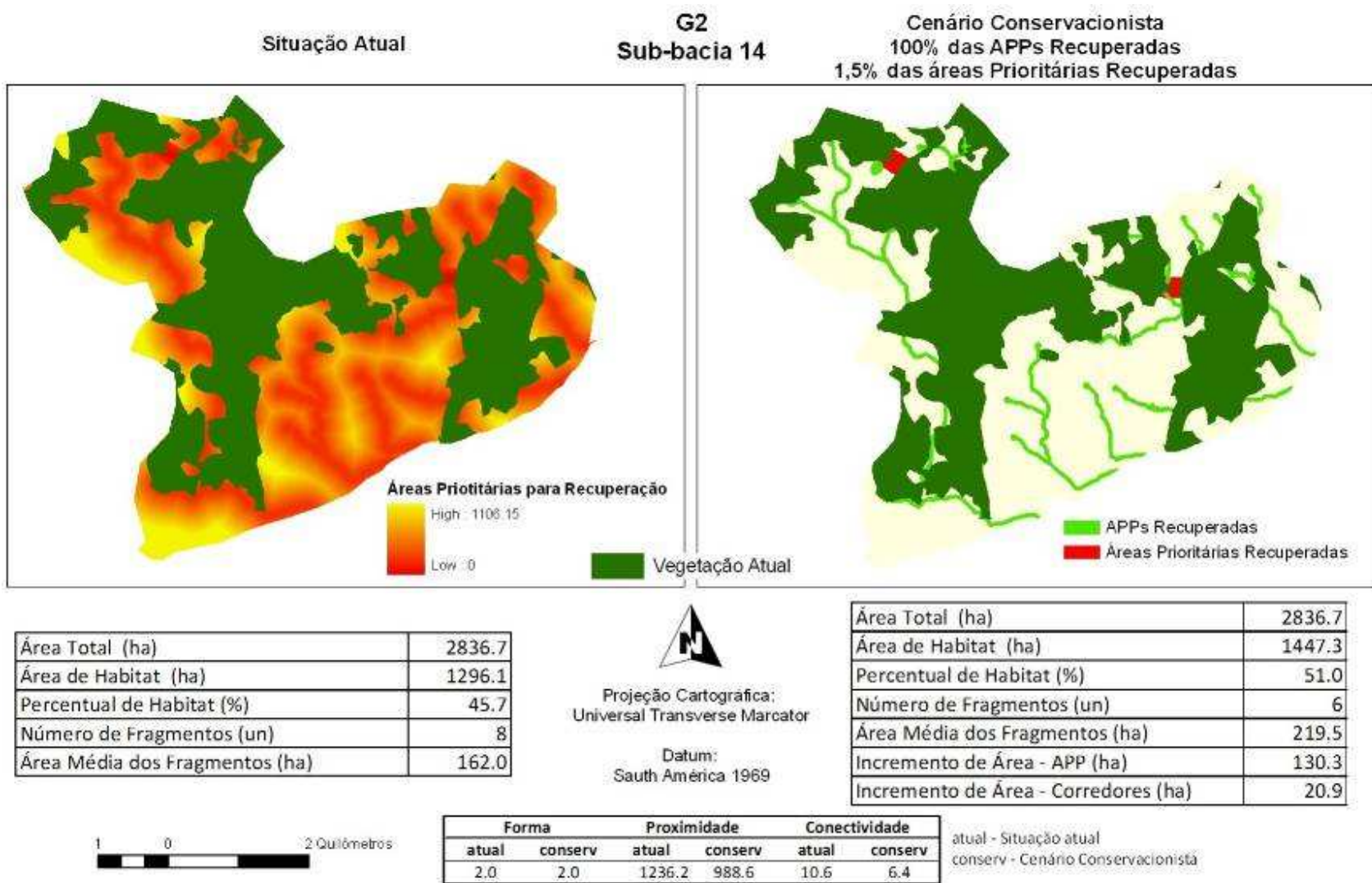


Figura 18 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 14 – G 2.

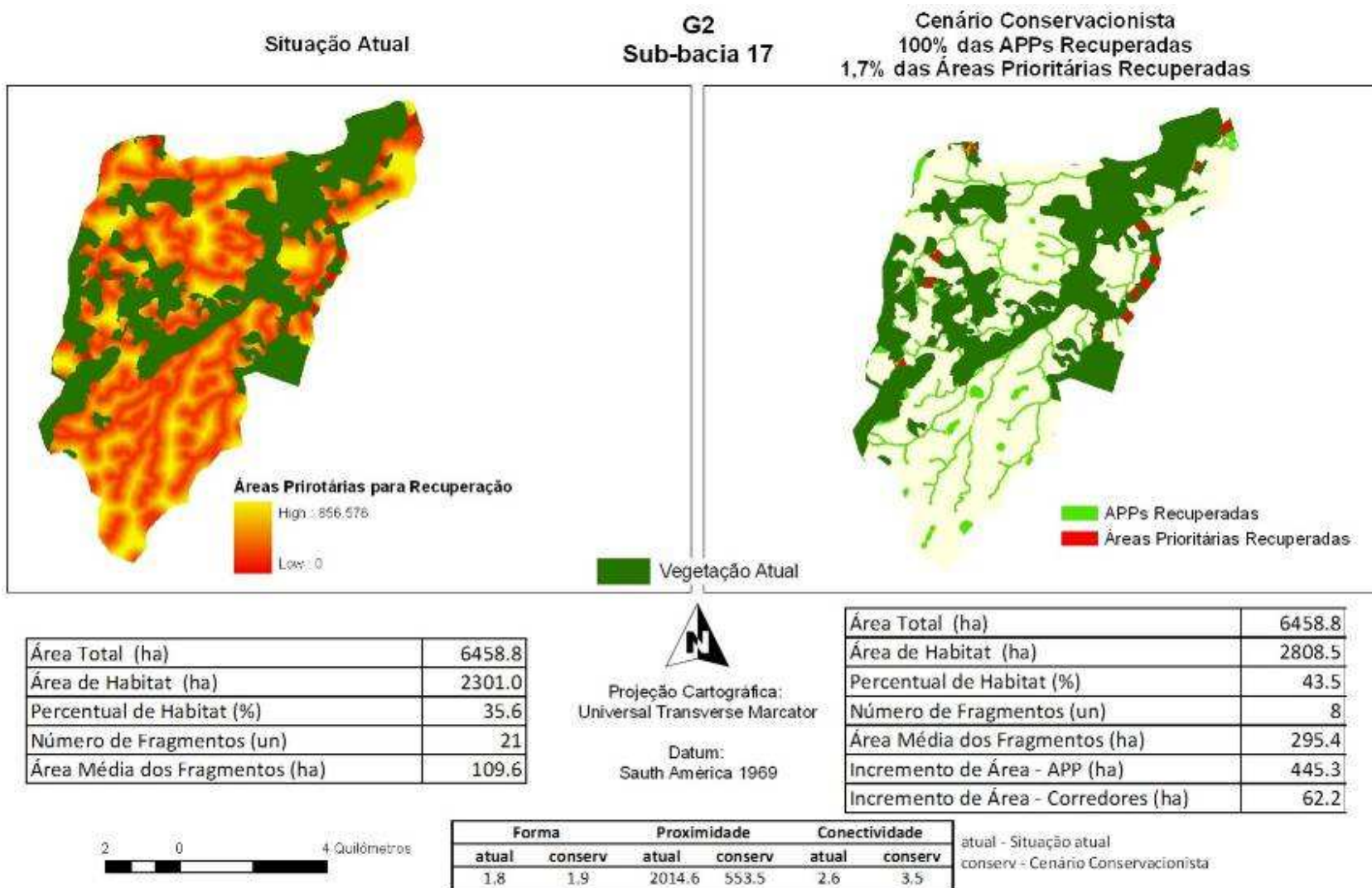


Figura 19 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 17 – G 2.



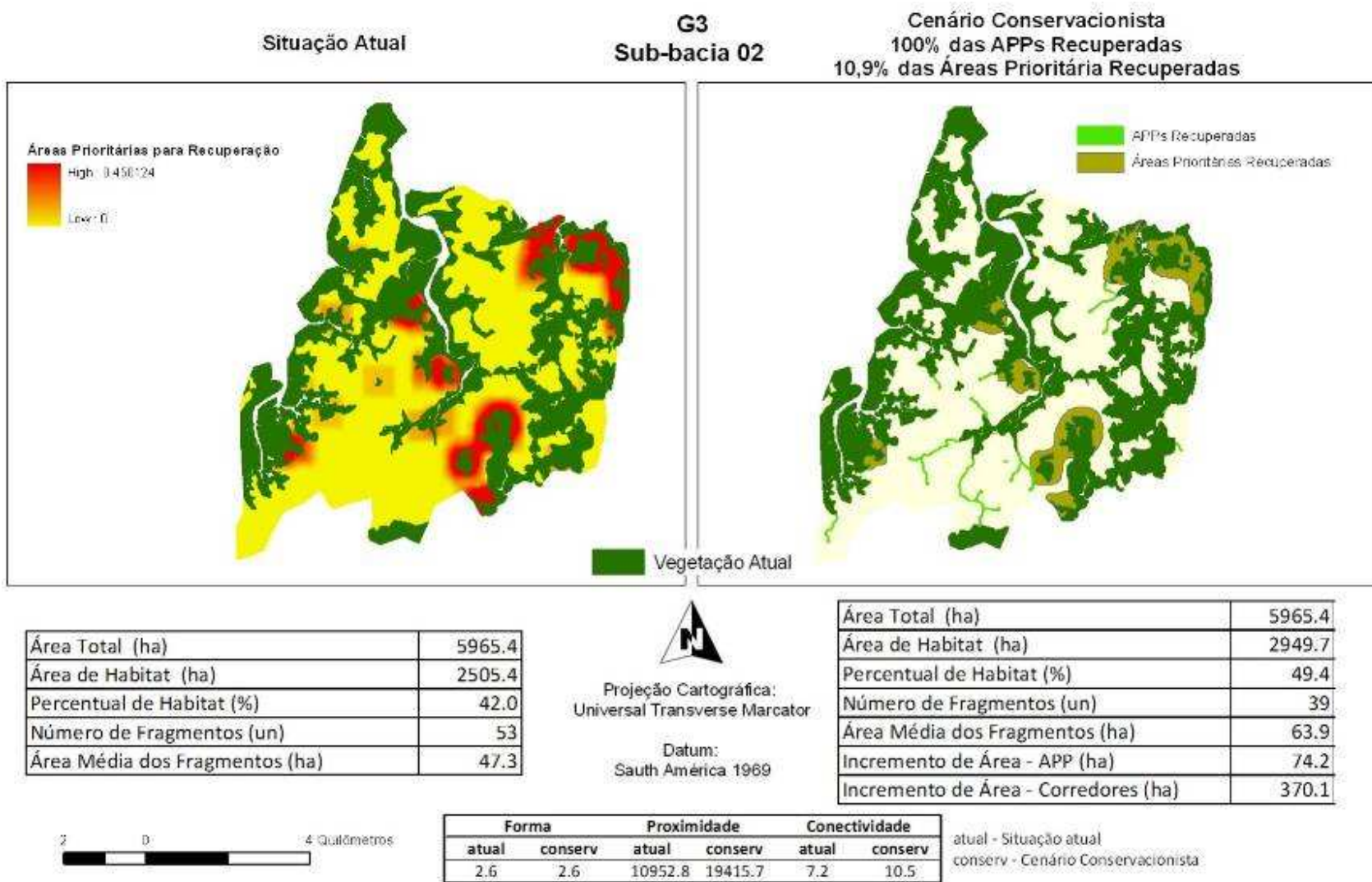


Figura 20 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 2 – G 3.

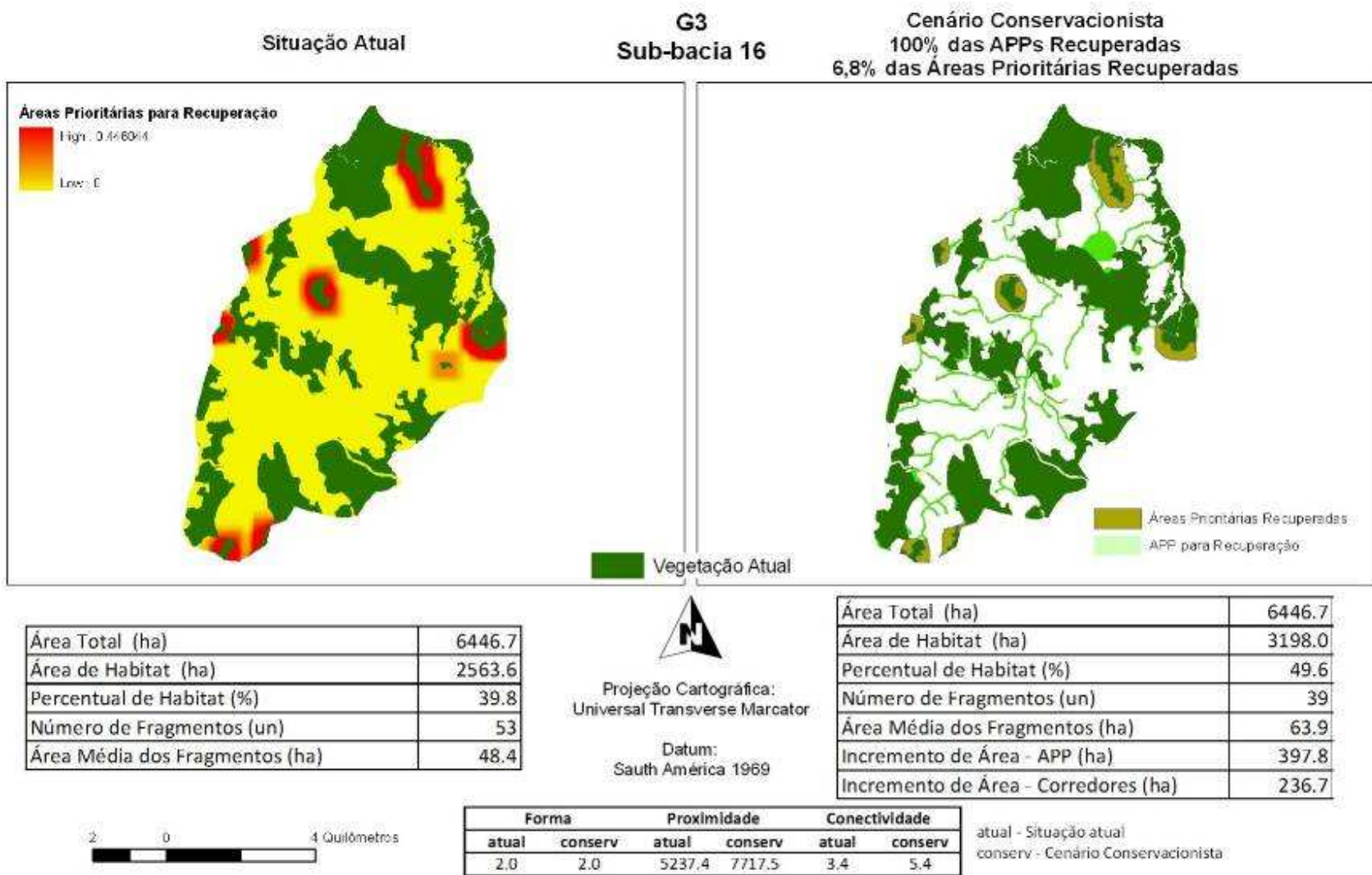


Figura 21 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 16 – G 3.

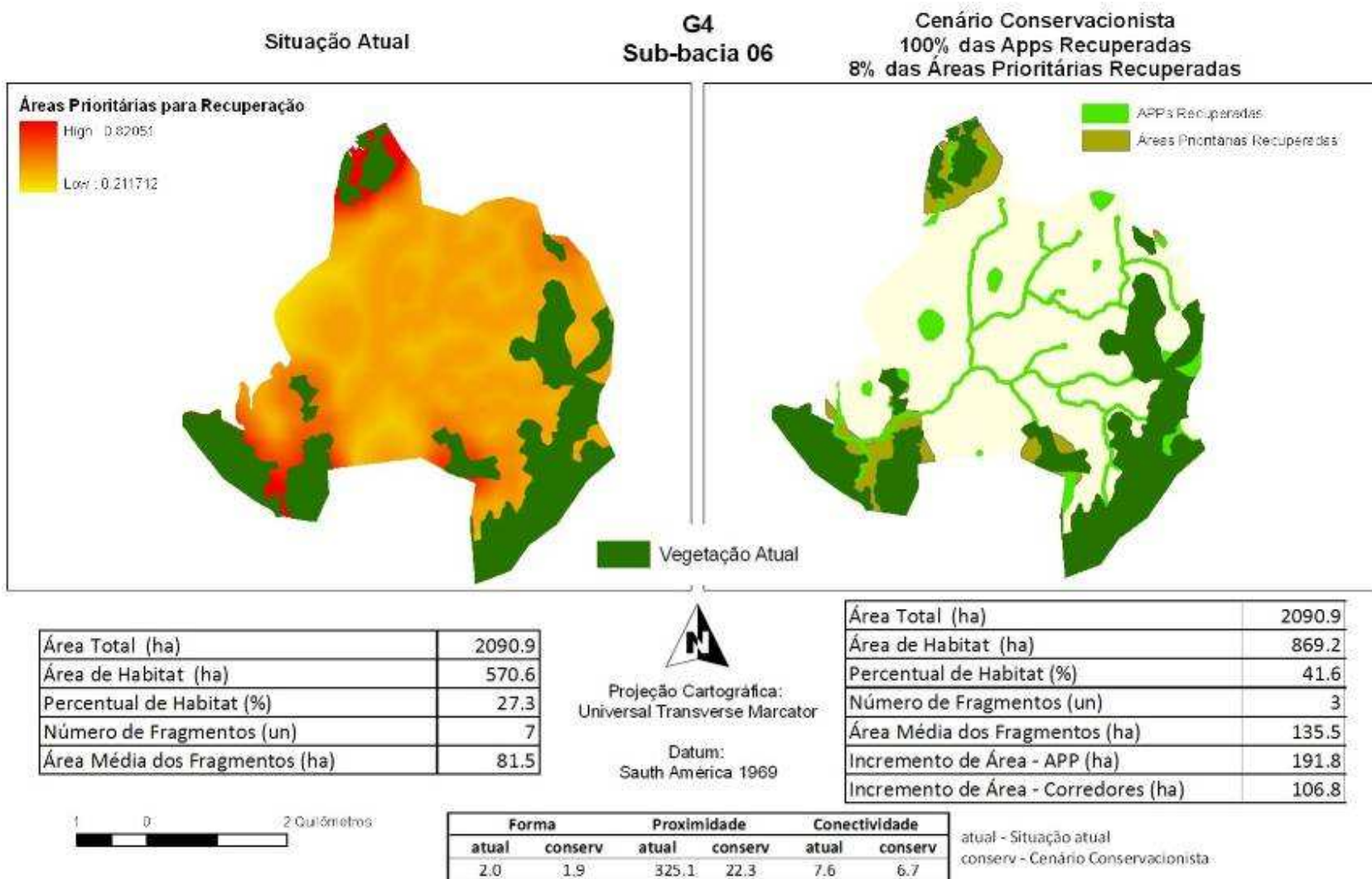


Figura 22 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 6 – G 4.



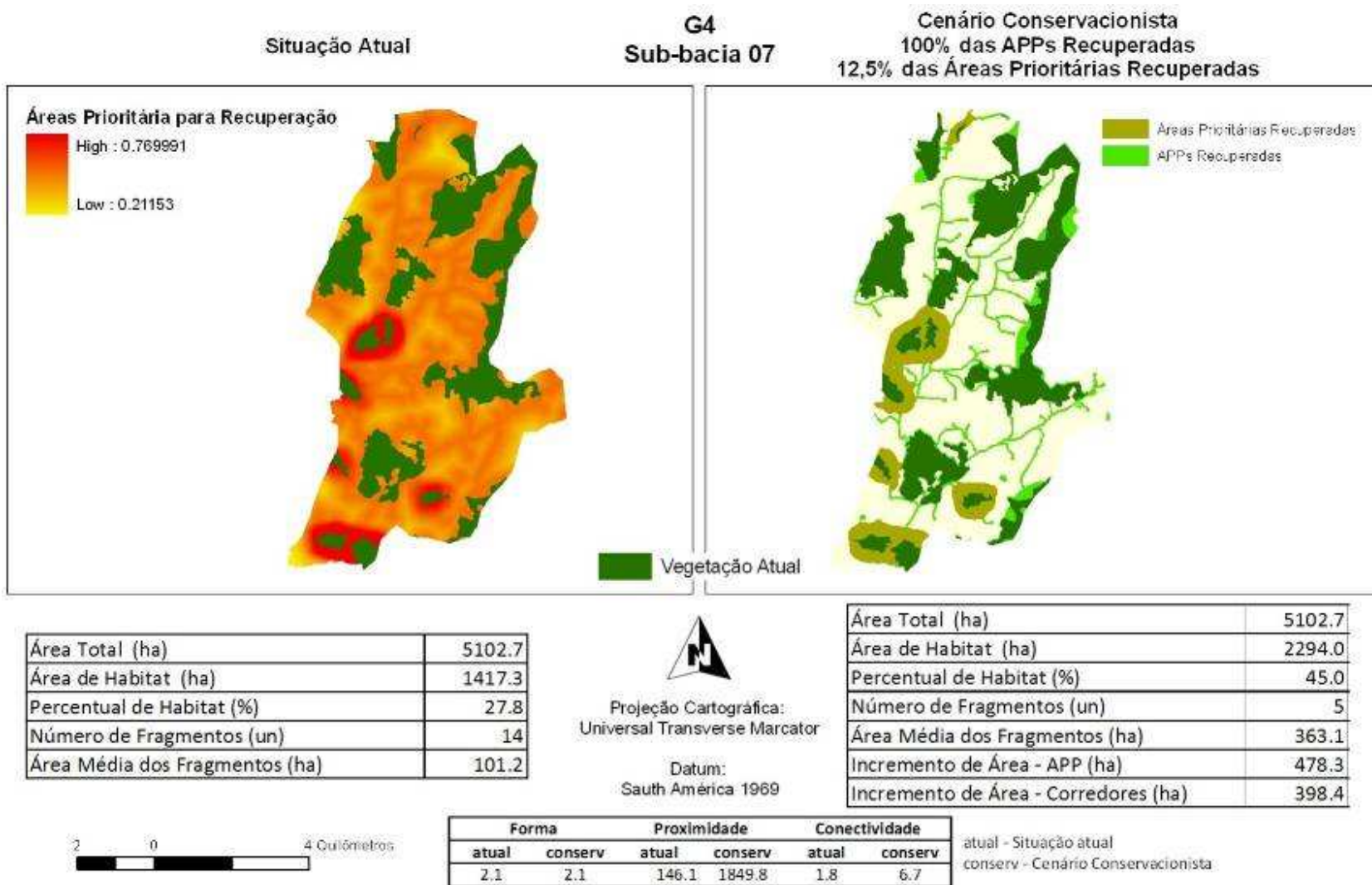


Figura 23 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 7 – G 4.

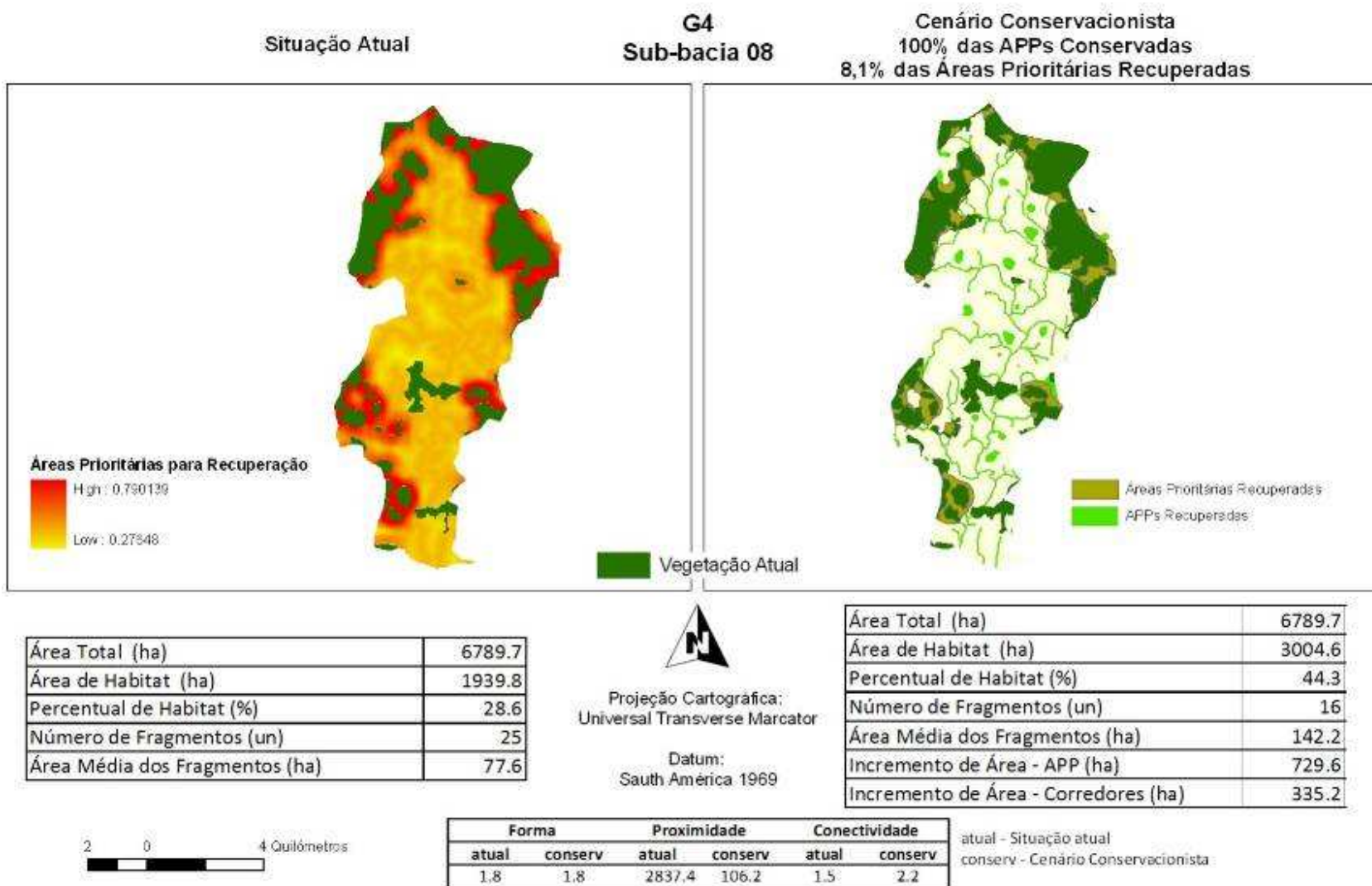


Figura 24 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 8 – G 4.

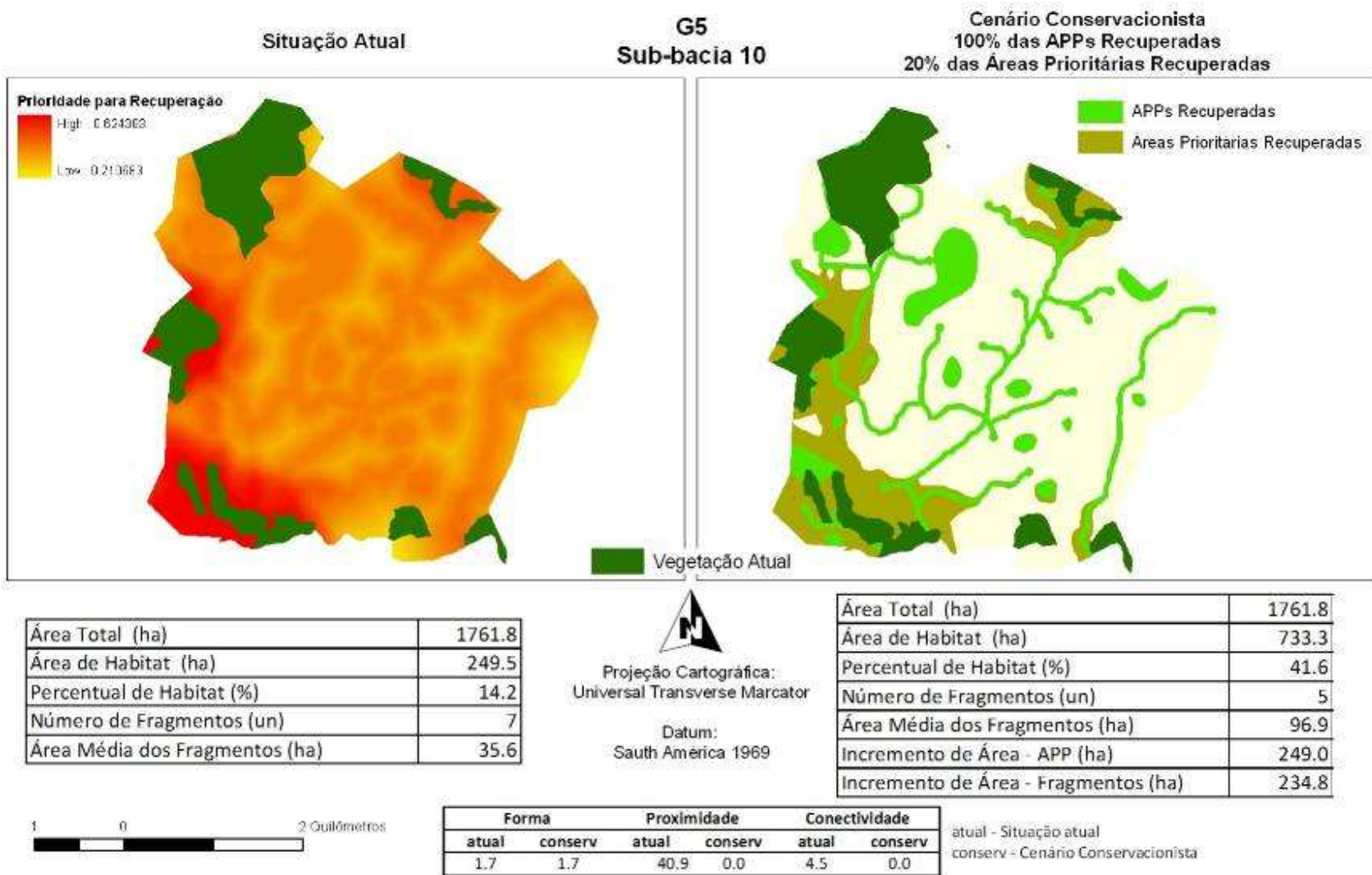


Figura 25 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 10 – G 5.

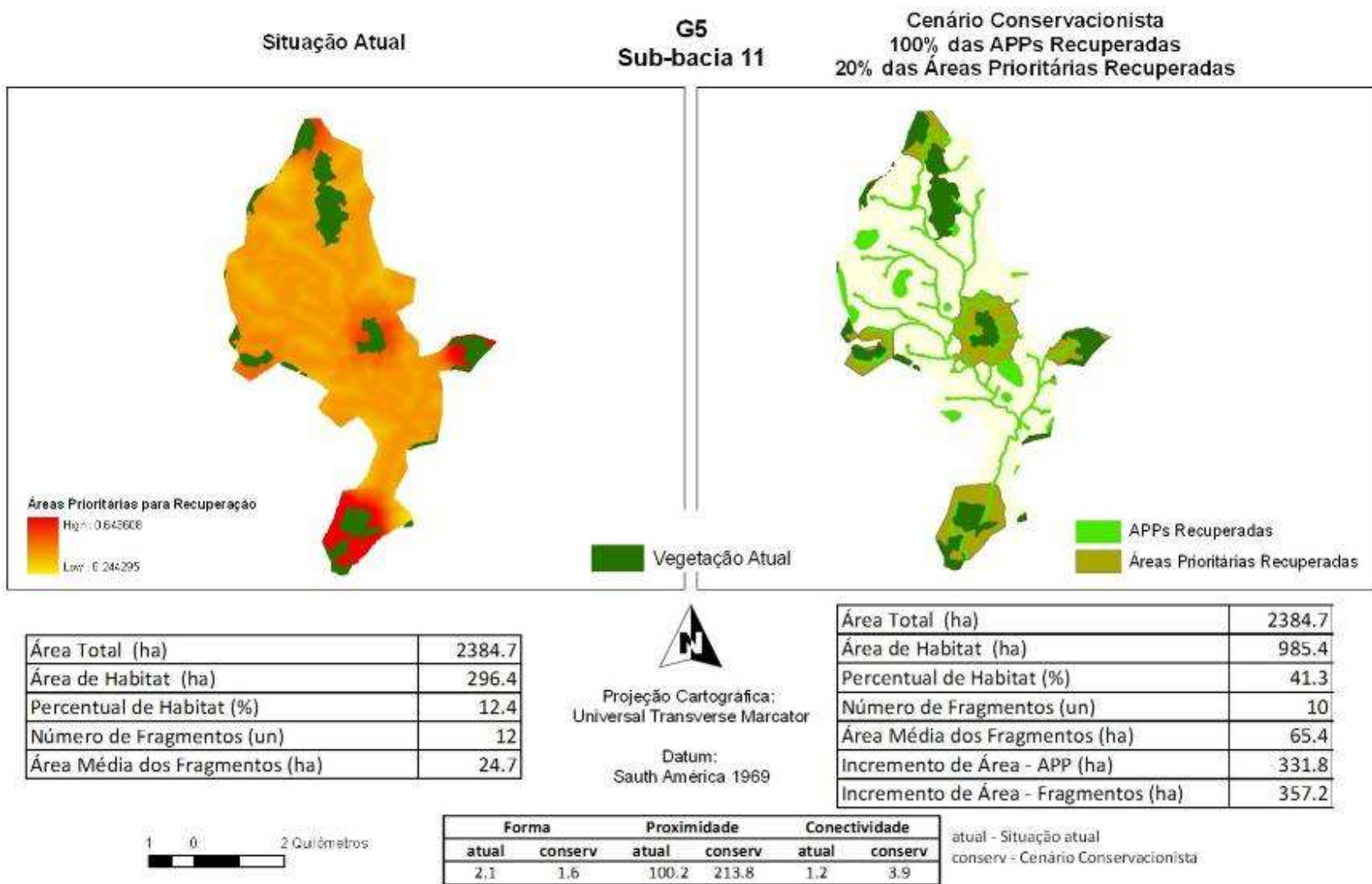


Figura 26 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 11 – G 5.



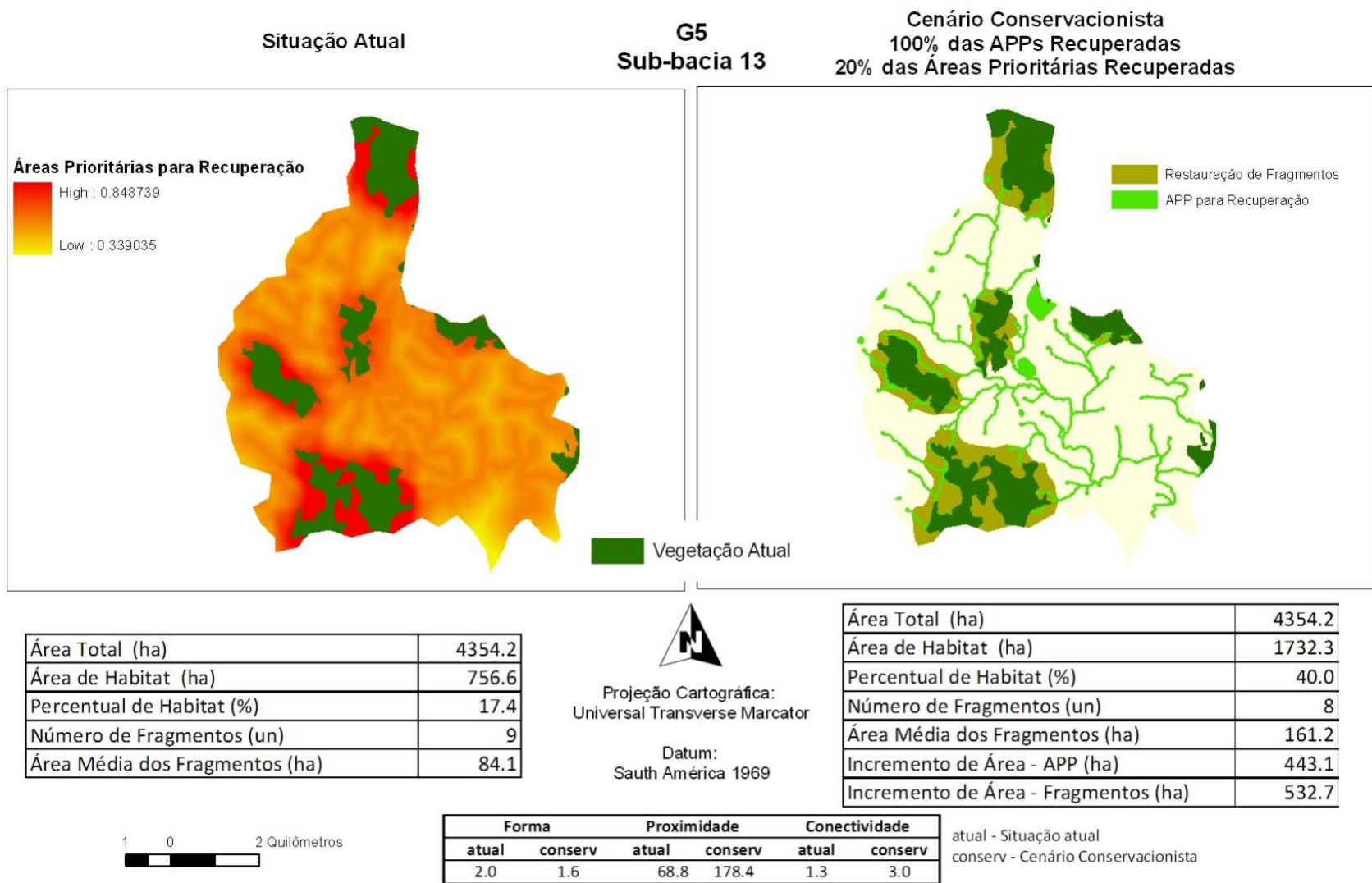


Figura 27 – Comparação entre a configuração atual da paisagem e o cenário conservacionista proposto para a sub-bacia 13 – G 5.



As ações de manejo para os cenários conservacionistas totalizaram 9.062,9 hectares, correspondente a 9,8% da paisagem atual. A maior parte dessas áreas (69,3%) refere-se ao incremento de área em função da proposta de recuperação das APPs degradadas, sendo o restante atribuído às propostas de manejo envolvendo o aumento das áreas dos fragmentos. Os grupos 1, 2 e 3 apresentaram o menor percentual de áreas para a recuperação, totalizando 5.226 hectares. Os demais grupos (4 e 5), de acordo com as estratégias de manejo estabelecidas, apresentaram a necessidade de recuperação de mais de 15% da área total da paisagem. Com as estratégias apontadas, todas as sub-bacias apresentaram um percentual de habitat superior a 40%, variando entre 40% e 80% (Figura 28).

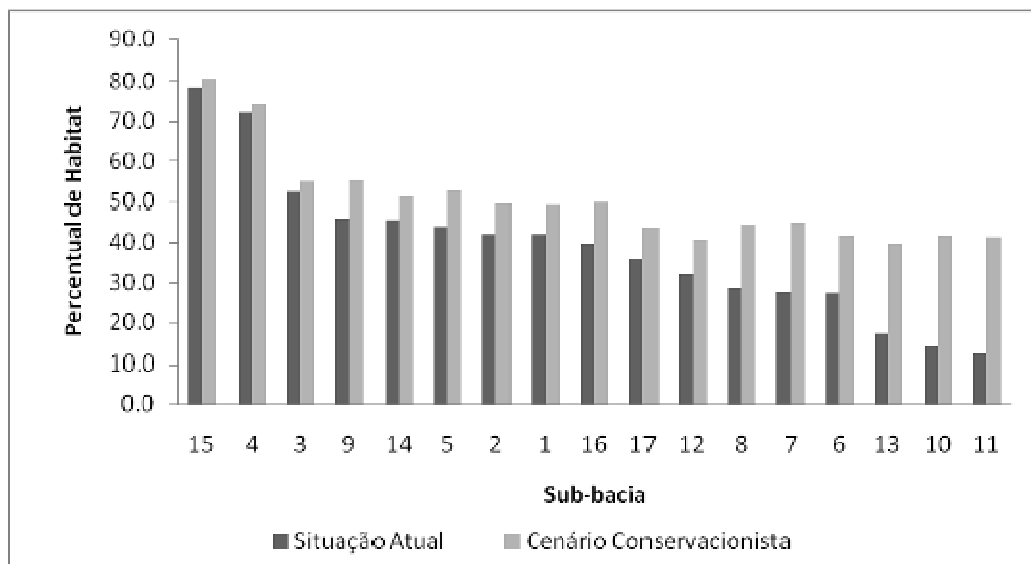


Figura 28 – Variação do percentual de habitat nas sub-bacias entre a situação atual e o cenário conservacionista proposto.

Excluindo as sub-bacias do grupo 1, em que as ações apontadas referem-se apenas à recuperação das APPs, a área média dos fragmentos também obteve um aumento significativo (Tabela 15). Todas as sub-bacias apresentaram área média dos fragmentos acima de 50 hectares, sendo 10 dessas unidades com área média superior a 100 hectares. As ações de manejo também apontaram um decréscimo em relação ao número de fragmentos. Após a espacialização das propostas de manejo da paisagem o número total de fragmentos das sub-bacias passou de 419 para 347 (Tabela 16).

Tabela 15 – Incremento de área nas sub-bacias de acordo com as ações de manejo propostas: a\_inc\_man – área de habitat aumentada considerando aumento dos fragmentos e implantação de corredores; a\_inc\_app – área total de APP degradada; a\_inc\_t – área total incrementada na paisagem; %\_inc\_mn – percentual médio da área incrementada em relação à área total das sub-bacias.

<b>Grupo</b>	<b>a_inc_man</b>	<b>a_inc_app</b>	<b>a_inc_t</b>	<b>%_inc_mn</b>
1	0,0	363,1	363,1	1,8
2	209,4	3.023,0	3.232,4	7,8
3	606,8	1.023,9	1.630,6	8,6
4	840,4	1.399,7	2.240,1	15,7
5	1.124,7	472,0	1.596,7	26,3
<b>Total</b>	<b>2.781,3</b>	<b>6.281,6</b>	<b>9.062,9</b>	<b>12,0</b>

Tabela 16 – Comparação na configuração da paisagem entre a situação atual (atual) e o cenário conservacionista (cons) proposto a partir das ações de manejo estabelecidas: area\_habitat – área total de habitat; %\_habitat – percentual de habitat em relação à paisagem; n\_frag – número total de fragmenos; area\_mn – área média dos fragmentos; forma – índice de forma; prox – índice de proximidade; conect\_100 – índice de conectividade com distância de 100 metros entre os fragmentos.

Sub-bacia	area_habitat		%_habitat		n_frag		area_mn		forma		prox		conect_100	
	atual	cons	atual	cons	atual	cons	atual	cons	atual	cons	atual	cons	atual	cons
1	5.945,6	6.940,6	41,9	48,9	43	34	138,3	175,5	2,0	1,9	2.837,5	6,340,4	1,5	4,0
2	2.505,4	2.949,7	42	49,4	53	45	47,3	63,9	2,6	2,6	10.952,8	19,415,7	7,2	10,5
3	2.837,2	2.975,8	52,3	54,9	47	47	60,4	60,4	2,3	2,3	9.047,3	9,047,3	6,0	6,0
4	4.279,3	4.399,1	72,2	74,2	27	27	204,2	204,2	2,4	2,4	24.356,3	24,356,3	25,4	25,4
5	6.534,9	7.861,9	43,7	52,6	32	24	204,2	275,7	1,8	1,8	9.246,0	3,025,5	1,4	2,8
6	570,6	869,2	27,3	41,6	7	5	81,5	135,5	2,0	1,9	325,1	22,3	7,6	6,7
7	1.417,3	2294	27,8	45	14	5	101,2	363,1	2,1	2,1	146,1	1,849,8	1,8	6,7
8	1.939,8	3.004,6	28,6	44,3	25	16	77,6	142,2	1,8	1,8	2.837,4	106,2	1,5	2,2
9	546,8	657,8	45,8	55,1	4	3	136,7	183,3	2,2	1,8	190,4	17,8	4,7	4,4
10	249,5	733,3	14,2	41,6	7	5	35,6	96,9	1,7	1,7	40,9	0,0	4,5	0,0
11	296,4	985,4	12,4	41,3	12	10	24,7	65,4	2,1	1,6	100,2	213,8	1,2	3,9
12	524,1	664,7	32,2	40,8	7	6	84,1	87,9	2,0	2,3	0	0,0	0,0	0,0
13	756,6	1.732,3	17,4	40,0	9	8	84,1	161,2	2,0	1,6	68,8	178,4	1,3	3,0
14	1.296,1	1.447,3	45,7	51	8	6	162	219,5	2,0	2,0	1.236,2	988,6	10,6	6,4
15	3.844,3	3.949,0	78,4	80,5	55	55	53,4	53,4	1,9	1,9	26.317,3	26,317,3	20,0	20,0
16	2.563,6	3.198,0	39,8	49,6	48	43	53,4	65,1	2,0	2,0	5.237,4	7,717,5	3,4	5,4
17	2.301,0	2.808,5	35,6	43,5	21	8	109,6	295,4	1,8	1,9	2.014,6	553,5	2,6	3,5

### **3.3. – Aplicação Prática para Localização de RL de Imóveis Rurais**

A aplicação prática dos resultados das áreas prioritárias para localização de RL e SF foi realizada para 30 imóveis, totalizando 3.906,2 hectares (Tabela 17). As propriedades apresentaram área média de 130,2 hectares, variando entre 19,4 e 503,4 hectares. Os imóveis abrangeram 467,6 hectares de APP, em que 43,9% dessas áreas encontram-se degradadas, não atendendo às exigências da legislação ambiental (Figura 29). A média de APP para cada propriedade foi de 11,9% em relação à área total do imóvel. No que se refere aos remanescentes de ecossistemas naturais, desconsiderando as APPs cobertas com vegetação natural, as propriedades somaram 1.439,6 hectares, correspondente a 36,5% da área total dos imóveis. A maioria das propriedades (17 unidades) apresentou déficit de vegetação natural em relação à área exigida para RL, nesse caso 20% da área total do imóvel. Ao todo, o passivo dessas áreas somou 204,4 hectares, o que representa 95,5% da área exigida por lei e 17,9% da área total dessas propriedades. Os imóveis que apresentaram quantidade de vegetação suficiente para a localização da RL, também apresentaram um excedente de 872,4 hectares de áreas cobertas com ecossistemas naturais, o equivalente à 30,7% da área total dos imóveis. Por fim, com base na sobreposição dos limites das propriedades com os mapas dos remanescentes florestais prioritários e das áreas prioritárias para a recuperação ambiental, a RL e as APPs de cada um dos imóveis foram espacializadas (Figuras 30 a 33).

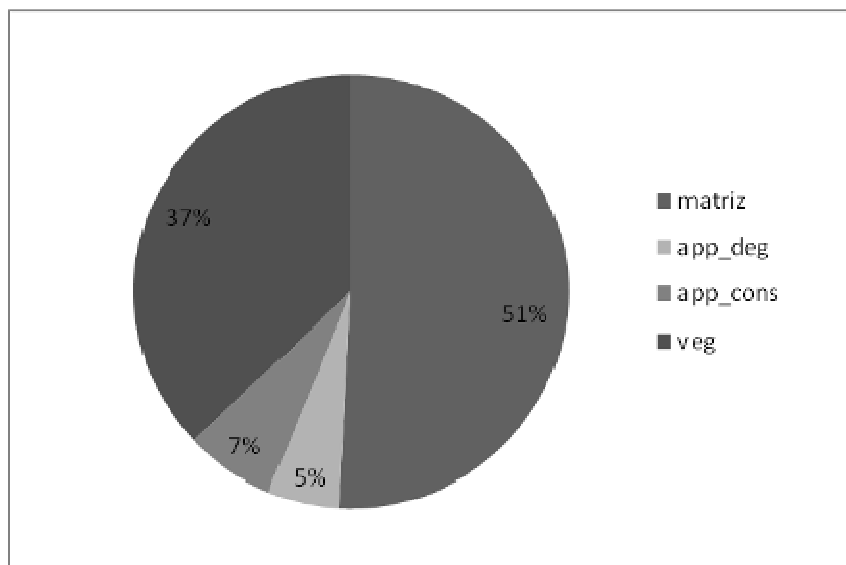


Figura 29 – Percentual das áreas com vegetação natural (veg), APP degradada (app\_deg), APP conservada (app\_cons), e demais usos das propriedades (matriz) em relação à área total dos imóveis estudados.

Tabela 17 – Dados das propriedades envolvidas com a aplicação prática do estudo para localização das áreas de RL: faz – número da fazenda; area – área total do imóvel; app\_t – área total de APP; app\_deg – área total de APP degradada; app\_cons – área total de APP coberta por vegetação natural; veg – área total de vegetação natural, desconsiderando as áreas de APP, rl – área exigida por lei para localização da RL; pas/ati\_rl – passivo ou ativo ambiental em relação à RL.

faz	area	app_t	app_deg	app_veg	veg	rl	pas/ati_rl
1	313,40	23,24	12,16	11,08	146,65	62,68	83,97
2	50,28	13,30	13,09	0,21	0,75	10,06	-9,31
3	80,68	9,24	3,50	5,74	32,01	16,14	15,87
4	49,45	3,96	0,74	3,22	42,02	9,89	32,13
5	348,88	24,44	15,12	9,32	7,59	69,78	-62,19
6	248,34	47,22	13,63	33,59	136,91	49,67	87,24
7	19,42	0,73	0,73	0,00	0,00	3,88	-3,88
8	101,44	12,50	0,37	12,13	33,27	20,29	12,98
9	20,65	0,00	0,00	0,00	0,35	4,13	-3,78
10	25,65	2,92	2,92	0,00	0,00	5,13	-5,13
11	49,55	3,35	3,35	0,00	3,20	9,91	-6,71
12	24,07	5,71	5,71	0,00	0,00	4,81	-4,81
13	9,59	1,39	1,39	0,00	0,06	1,92	-1,86
14	16,67	1,85	1,85	0,00	0,00	3,33	-3,33
15	115,37	22,18	0,95	21,23	18,43	23,07	-4,64
16	167,53	19,23	6,97	12,26	109,55	33,51	76,04
17	300,27	40,17	4,58	35,59	204,96	60,05	144,91
18	50,28	5,46	5,46	0,00	0,00	10,06	-10,06
19	308,68	28,42	25,72	2,70	-2,30	61,74	-64,04
20	503,47	39,53	16,79	22,74	251,83	100,69	151,14
21	123,70	28,70	13,37	15,33	39,34	24,74	14,60
22	39,44	13,70	13,70	0,00	0,00	7,89	-7,89
23	26,86	4,64	4,64	0,00	0,00	5,37	-5,37
24	44,56	6,13	6,03	0,10	-0,10	8,91	-9,01
25	14,98	2,05	2,05	0,00	0,00	3,00	-3,00
26	108,85	14,64	10,26	4,38	25,06	21,77	3,29
27	20,53	4,77	4,77	0,00	0,00	4,11	-4,11
28	89,62	14,49	5,81	8,68	24,78	17,92	6,86
29	415,21	54,83	2,18	52,65	262,35	83,04	179,31
30	218,8	18,83	7,7	11,13	112,49	43,76	68,73

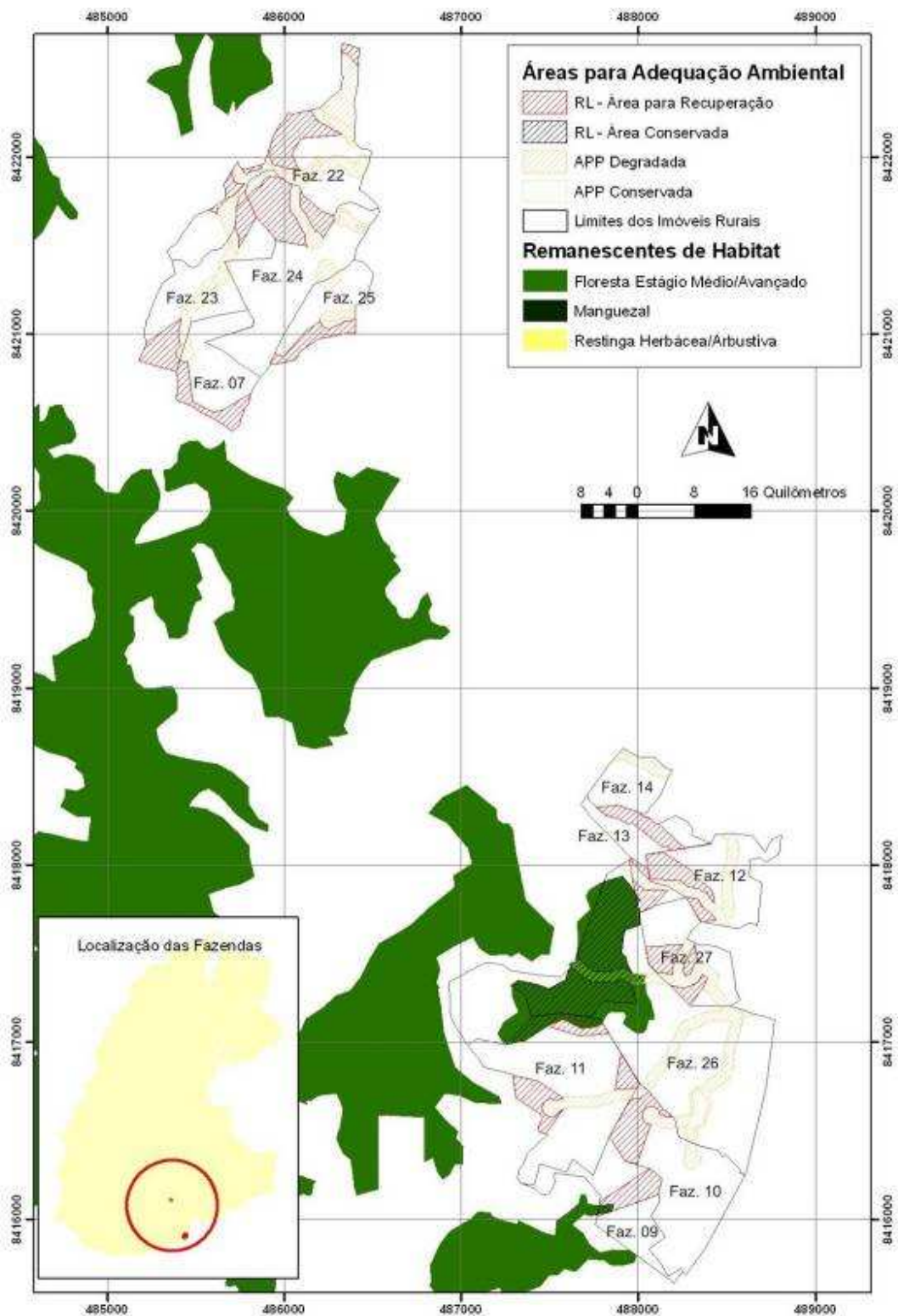


Figura 30 – Localização das áreas de RL e APP das fazendas 7, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 22, 23, 24, 25, 26 e 27.

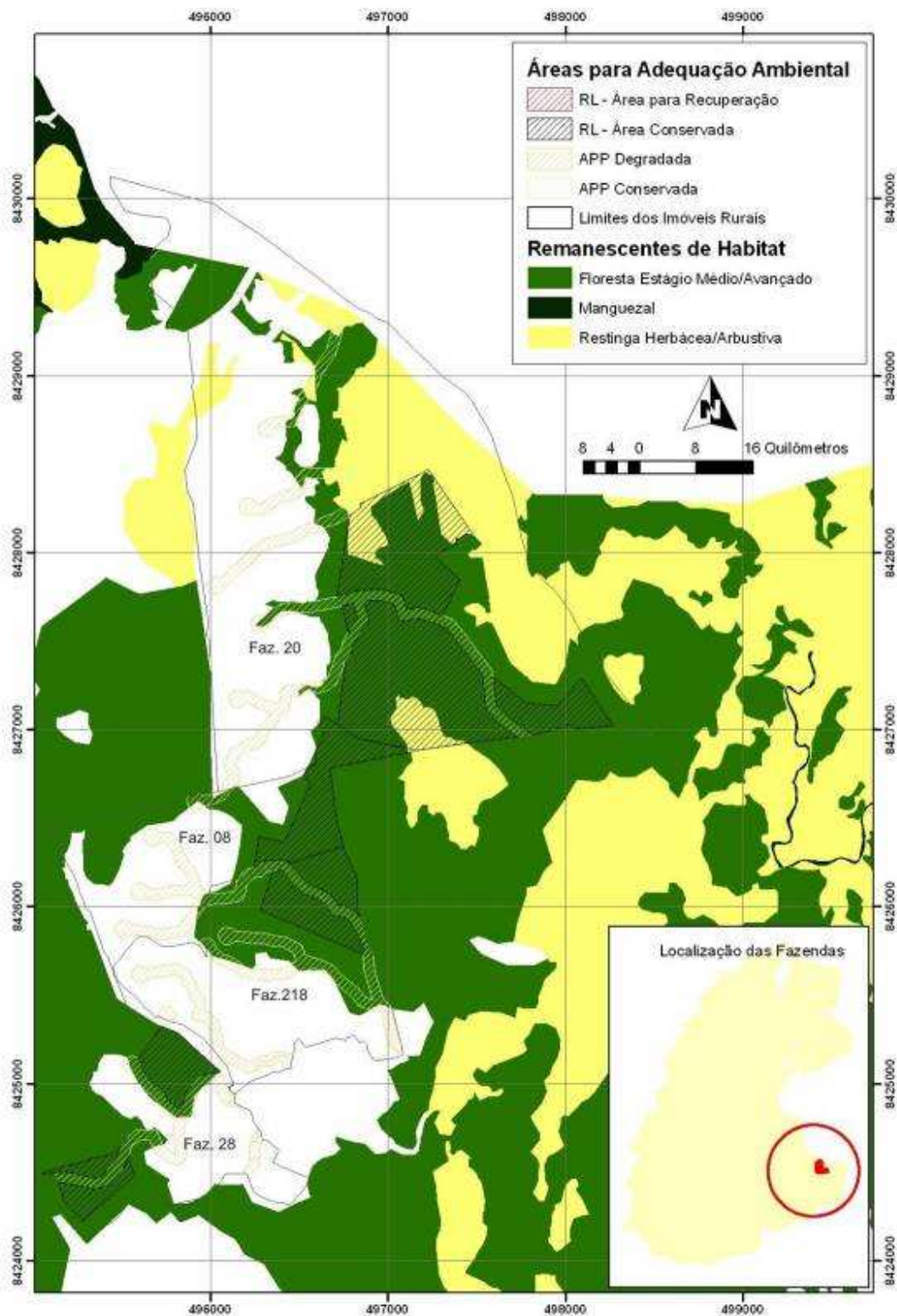


Figura 31 – Localização das áreas de RL e APP das fazendas 8, 20, 21 e 28.



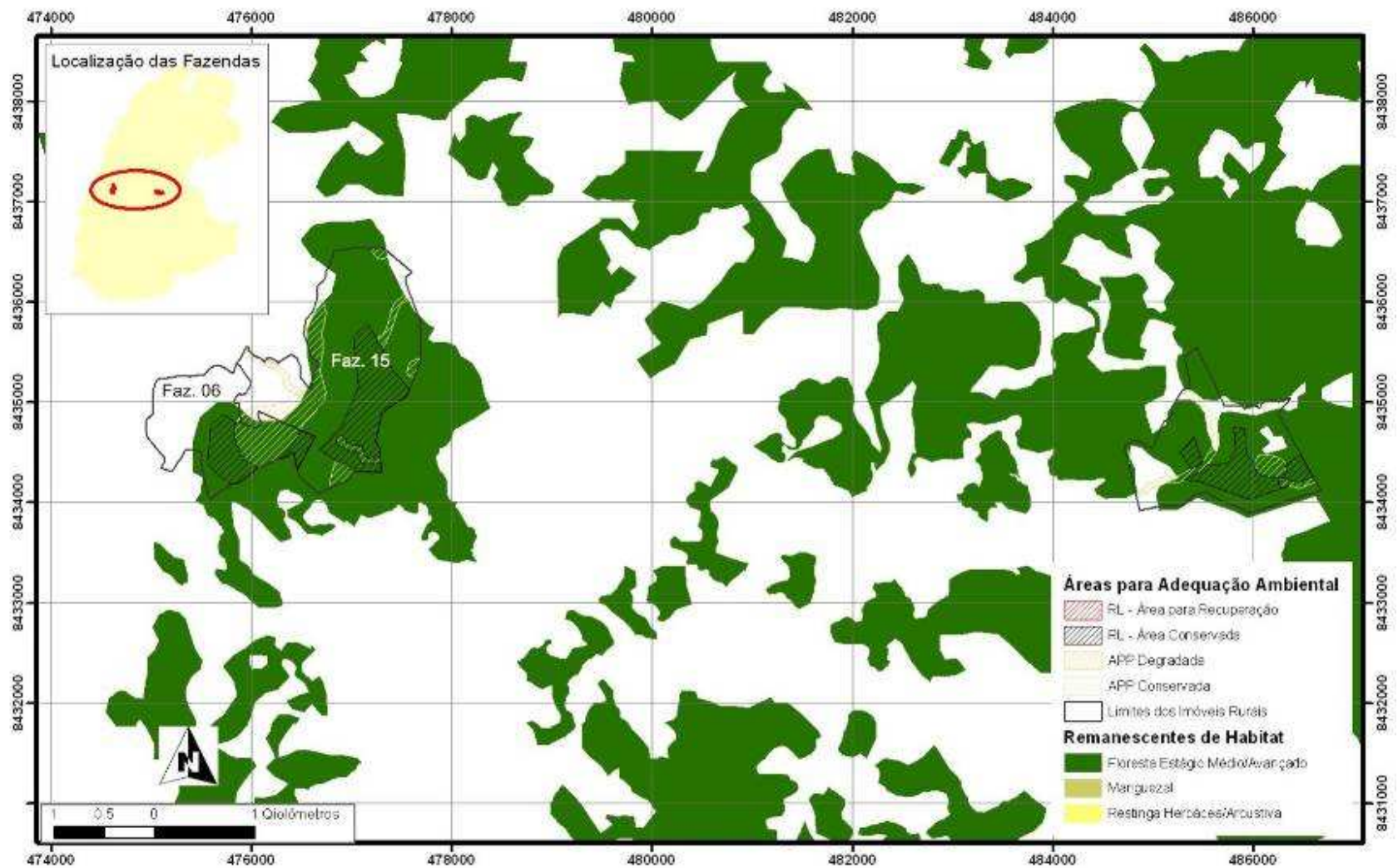


Figura 32 – Localização das áreas de RL e APP das fazendas 6, 15 e 16.

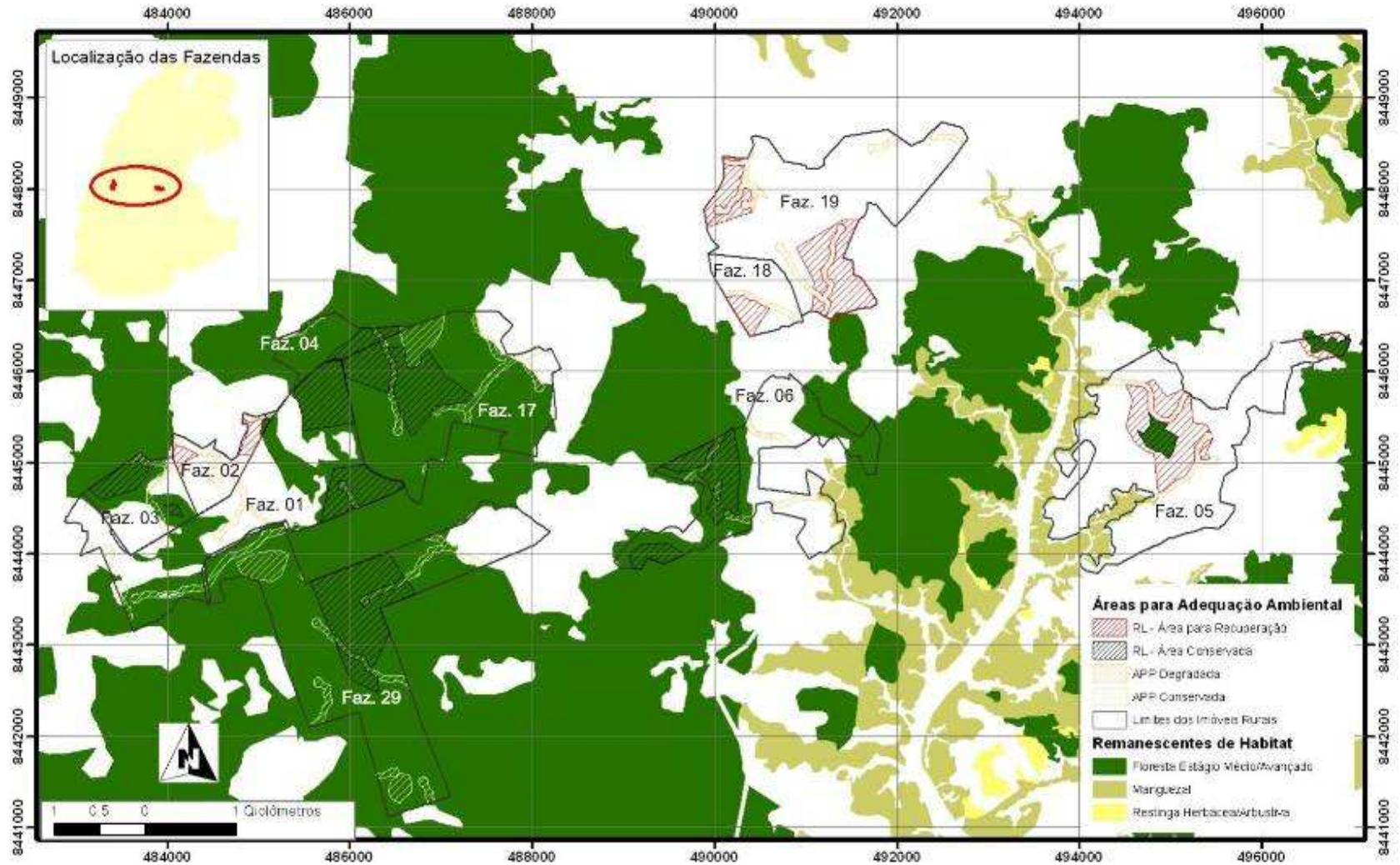


Figura 33 – Localização das áreas de RL e APP das fazendas 1, 2, 3, 4, 5, 17, 18, 19, 29 e 30.

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1. A Paisagem no Minicorredor da Serra das Onças

O minicorredor da Serra das Onças ainda reserva uma quantidade significativa de ecossistemas naturais, sobretudo de remanescentes florestais. No que se refere à quantificação da degradação/perda de habitat de alguns ecossistemas locais, uma das limitações do estudo está relacionada à falta de dados de uso e ocupação do solo em uma escala temporal, mais especificamente para a quantificação das transformações espaciais dos ecossistemas de restinga herbácea e arbustiva e dos manguezais. Sem esses dados, foi impossível medir o quanto degradados encontram-se esses ecossistemas, visto que essas áreas são alvos constantes de pressões antrópicas na região (SEMARH, 2004) e sua ocorrência está associada a manchas mais restritas na paisagem.

Comparada com a situação geral da Mata Atlântica (Ribeiro *et al.*, 2009) e, mais especificamente, com a região sudeste da Bahia (Landau, 2003), o minicorredor apresenta um elevado percentual de habitat natural em relação à área total da paisagem (41,7%). Esse percentual garante à região uma área remanescente de ecossistemas naturais acima do limiar de fragmentação apontado por alguns autores (Metzger, 2010). Nesse sentido, pode-se afirmar que boa parte das espécies originais dessa região ainda deve persistir na paisagem, uma vez que o limite de proporção de habitat considerado para uma perda excessiva das espécies não foi ultrapassado. Ademais, considerando o limiar de tamanho das manchas para garantir a existência de um percentual significativo de espécies mais exigentes em paisagens menos fragmentadas (Uezu *et al.*, 2005; Uezu, 2006), a presença de médios e grandes fragmentos na região (> 50 ha) também ajuda a sustentar essa afirmação. Nesse contexto, ressalta-se que esses fragmentos correspondem a mais de 90% da área total dos remanescentes de habitat natural presentes no minicorredor.

Além do tamanho dos fragmentos, o grau de conectividade da paisagem do minicorredor também pode contribuir de forma significativa na determinação dos processos ecológicos e manutenção das espécies da região (Uezu, 2006). Nesse

contexto, considerando que os pequenos fragmentos também favorecem a conectividade da paisagem, as condições para suprir as necessidades básicas das espécies e garantir maior diversidade genética para a sobrevivência das populações são mais favoráveis nessa região. Nesse sentido, a existência e a distribuição espacial dos fragmentos menores na paisagem tornam-se peças importantes na composição da paisagem e na determinação do grau de conectividade do Minicorredor da Serra das Onças, principalmente nas sub-bacias onde o processo de fragmentação é mais intensificado e a quantidade de habitat natural na paisagem é reduzido. Apesar desses fragmentos com áreas reduzidas apresentarem limitações em relação à manutenção das espécies, considerando uma menor disponibilidade de recurso e mobilidade das espécies no interior dessas manchas, esses fragmentos contribuem com a conectividade e permitem maior movimentação das espécies na paisagem (Uezu, 2008). Sem uma perspectiva de maior mobilidade em paisagens fragmentadas, as espécies vivendo isoladas em fragmentos tendem a diminuir sua riqueza e abundância (Uezu, 2006) e, em situações mais graves, entrarem em um processo de extinção (Taylor, 1993), fato apontado pela relação direta entre a extinção e a diminuição da conectividade estrutural da paisagem (Metzger & Decamps, 1997).

Dentro desse contexto de conectividade da paisagem, um dos componentes de grande importância são as zonas ripárias (SBPC, 2011), tratadas como áreas de preservação permanente na legislação ambiental brasileira. Na região, essas APPs correspondem a 7,93% da área total da paisagem. Apesar da conservação dessas áreas estar prevista na lei, o estado atual aponta um desrespeito preocupante em relação ao cumprimento da legislação, onde 64,5% das APPs relacionadas às matas ciliares encontram-se degradadas.

Sem querer entrar no mérito das espécies que utilizam as zonas ripárias como corredores para a sua movimentação na paisagem, ou seja, a conectividade funcional desse componente da paisagem para algumas espécies, observa-se o elevado potencial que essas áreas têm em conectar os fragmentos. Do ponto de vista estrutural da paisagem, 51,9% dos fragmentos florestais encontram-se conectados em um único bloco através das zonas ripárias. Nesse sentido, a conservação dessas áreas é de

fundamental importância para a manutenção da biodiversidade regional. Ademais, o incremento na largura dessas APPs também deve ser levado em consideração em propostas para a melhoria da conectividade em paisagens fragmentadas, atendendo às necessidades de espécies mais exigentes em relação aos habitats de interior (Metzger, 2010). Além dessas questões relacionadas à biodiversidade, ressalta-se a importância das APPs *“na regulação hidrológica, a estabilização de encostas, a manutenção da população de polinizadores e de ictiofauna, o controle natural de pragas, das doenças e das espécies exóticas invasoras”* (SBPC, 2011).

Também em relação à conectividade dos fragmentos no minicorredor, dois aspectos estruturais da paisagem podem favorecer esse processo, ou seja: o isolamento médio entre as manchas de habitat e a composição da matriz. Considerando a distância média entre os fragmentos na paisagem (156,1 m), percebe-se que a área necessária para que as espécies possam cruzar a matriz é relativamente baixa em comparação a outras regiões do sul da Bahia (Landau, 2003) e da Mata Atlântica em geral (Ribeiro *et al.*, 2009). Além disso, apesar da maior parte da matriz estar representada por áreas de pastagens e monoculturas temporárias, a presença de um percentual significativo de sistemas agroflorestais na sua composição (25,4%) espalhados por todo o minicorredor apresenta-se como um elemento capaz de facilitar os fluxos e movimentação das espécies na região, como mostrado em pesquisas relacionadas ao uso de sistemas agroflorestais para movimentação de diversas espécies na paisagem (Faria, 2002; Laps, 2006; Raman, 2006; Uezu *et al.*, 2008).

Apesar dessa situação da mata atlântica na região, considerando também a existência de remanescentes em diferentes estágios sucessionais, a configuração espacial desses remanescentes não deixa dúvida a respeito do processo de fragmentação e perda de habitat que a Mata Atlântica também vem sofrendo na região, sendo evidenciado em diferentes níveis quando observado na escala das sub-bacias que compõe a paisagem. Nesse sentido, considerando essa escala, a variação de proporção de habitat remanescente em cada uma dessas unidades de planejamento deve influenciar diretamente em como as espécies se distribuem e se concentram na paisagem.



## **4.2. Ações de Manejo da Paisagem**

Pensando em ações práticas para o planejamento e conservação da biodiversidade em escala de paisagem e local, a divisão da área de estudo em unidades ambientais de planejamento, nesse caso as sub-bacias, apresentou-se como uma estratégia mais eficiente para a determinação das ações de manejo da paisagem. Unindo as sub-bacias em grupos com maiores semelhanças estruturais da paisagem, foi possível definir ações mais específicas para cada uma das unidades, em que a quantificação das métricas de paisagem foi fundamental para esse processo. Para esse agrupamento, os índices de conectividade, percentual de habitat e área média dos fragmentos apresentaram-se como indicadores satisfatórios.

Em relação ao índice de conectividade, apesar de ter sido uma métrica adequada ao propósito desse trabalho, foi observada uma limitação na quantificação desse índice, em que o cálculo é feito com base nas possíveis conexões em pares de fragmentos, não considerando uma rede de conexões entre todas as manchas de habitat existentes na paisagem. Nesse sentido, o aprimoramento desse índice levando em consideração essa rede de conexões entre todos os fragmentos da paisagem poderá favorecer uma interpretação mais consistente em relação à conectividade da paisagem.

Para quatro grupos definidos, excluindo o grupo 1 em que a estratégia foi apenas a recuperação das APPs, os parâmetros relacionados à área e ao isolamento dos fragmentos foram a base principal para a definição das áreas prioritárias para a restauração, além da proximidade às APPs.

Após a espacialização das áreas prioritárias e determinação de um cenário conservacionista, foi observado uma variação nos índices de paisagem. Nos cenários conservacionistas, na maioria dos casos, a variação do índice de proximidade, assim como para alguns casos do índice de conectividade, obteve um decréscimo, sendo a comparação desses índices inadequada para mensurar as mudanças na paisagem em uma mesma região. De acordo com Pascual-Hortal & Saura (2006), essa comparação não é apropriada devido ao fato de não se considerar a área do fragmento focal que está sendo analisado, avaliando apenas o restante da paisagem dentro do raio que foi

estabelecido. Nesse sentido, para a comparação das transformações nos padrões espaciais de uma mesma sub-bacia, os parâmetros relacionados à quantidade de habitat, número de fragmentos e área média dessas manchas foram a opção mais viável para indicar a melhoria da qualidade da paisagem dessas áreas.

Em todos os casos, foi apontado um aumento no percentual de habitat e na área média dos fragmentos. No caso do aumento da quantidade de habitat, percebe-se a importância das APPs na composição da paisagem, não só pela sua importância biológica como habitat de espécies dependentes desses ecossistemas (Mezteger, 2010; Develey & Pongiluppi, 2010; SBPC, 2011), mas também pela sua extensão na paisagem. No caso do Minicorredor da Serra das Onças, excluindo as áreas de manguezais, o percentual dessas áreas em relação à paisagem total é de 12%, fato que, mais uma vez, permite confirmar o importante papel dessas áreas como componente fundamental da conectividade da paisagem.

Ainda em relação à quantidade de habitat, no cenário conservacionista proposto, ressalta-se que as ações de manejo das sub-bacias podem proporcionar um percentual de habitat superior ao estimado como quantidade mínima de área para o limiar de fragmentação (Metzger, 2010) em todas essas unidades. Pensando em termos práticos, acredita-se que a manutenção de um percentual elevado de habitat na paisagem, ou mesmo recuperação de áreas para atingir esse percentual, seja uma proposta viável, como apontado pelas iniciativas de averbação de Reserva Legal das ONGs no Baixo Sul e Extremo Sul da Bahia, onde o percentual dessas áreas ultrapassou os 40% em relação à área total dos imóveis contemplados com os projetos.

Outro resultado importante das ações de manejo propostas foi o aumento da área média dos fragmentos. Em todos os casos, considerando os cenários conservacionistas, a área média das manchas foi maior que 50 hectares, área mínima considerada para garantir a sobrevivência de um número significativo de espécies em paisagens menos fragmentadas (Uezu, 2006). Esse resultado é evidenciado por duas questões. A primeira está relacionada às ações diretas de aumento da área dos fragmentos, fato que também permite diminuir as áreas de borda. A segunda, e talvez com maior influência sobre esse resultado, refere-se à junção de fragmentos,

aumentando a área e diminuindo o número das manchas, fato evidenciado em todas as sub-bacias dos grupos 2, 3, 4 e 5.

No caso das sub-bacias dos grupos 4 e 5, considerando a configuração espacial da paisagem resultante desse planejamento, ações de manejo para a conexão dos fragmentos restantes nos cenários conservacionistas seria uma etapa posterior para melhorar as condições da paisagem na região. Nesse caso, com ações mais pontuais e específicas, principalmente com a delimitação de corredores utilizando as APPs.

Imaginando os custos com recuperação de áreas degradadas e a menor quantidade de área para as ações de manejo, a estratégia menos onerosa economicamente foi a adotada para o grupo 2. Nesse caso, assim como indicado por diversos autores como estratégia de conservação a ser incentivada (Landau, 2003; Camarinha *et al.*, 2011), foi priorizada a conexão de fragmentos com corredores ecológicos, levando também em consideração à proximidade das APPs. Nessas sub-bacias, para a definição de um cenário conservacionista, a área total necessária para o manejo da paisagem, sem considerar a recuperação das APPs, foi de 209 hectares, o equivalente a apenas 0,5% da área total das sub-bacias. Porém, para a definição dessa estratégia, ressalta-se o alto percentual de habitat existente nessas sub-bacias e, conseqüentemente, a necessidade de ações mais específicas e pontuais para a melhoria da qualidade da paisagem.

Em relação à viabilidade para o estabelecimento dos cenários conservacionistas propostos para as sub-bacias, a quantidade total de habitat para ser recuperada apresenta-se um pouco elevada. Porém, para buscar os mínimos resultados em prol da conservação da biodiversidade da Mata Atlântica, é preciso almejar grandes objetivos e, muitas vezes, até mesmo realidades utópicas.

Pensando em ações práticas para a recuperação das áreas prioritárias para o estabelecimento dos cenários conservacionistas e recuperação das APPs, pode-se afirmar que o contexto geral em que todo o minicorredor está inserido favorece a resiliência do sistema, facilitando e garantido maior probabilidade de êxito nessas possíveis ações. Nesse sentido, a regeneração natural deve ser incentivada,



principalmente nas sub-bacias em que a quantidade de habitat é elevada e a conectividade dos fragmentos é maior, uma vez que existem diversas fontes de propágulos espalhados pela região, incluindo também uma diversidade significativa de espécies (Martins, 2010). Confirmando a eficiência dessa estratégia, principalmente nas áreas limítrofes a fragmentos florestais e com baixa intensidade de impacto – realidade comum na região –, diversas áreas encontram-se em um processo natural de regeneração, em que em pouco tempo já apresentam uma riqueza e diversidade de espécies significativas (Piotto, 2009). Apesar de ser uma estratégia de baixo custo, esse método não vem sendo utilizado ou testado na região para fins de recuperação de áreas degradadas, talvez pelo fato de não ser tão atraente e não chamar a atenção da mídia como o plantio de milhares de mudas.

Por outro lado, especificamente para as áreas prioritárias fora dos limites das APPs, caso a recuperação das áreas com vegetação natural não seja viável, o fomento da implantação de sistemas agroflorestais e de projetos de silvicultura associados a uma maior diversidade de espécies nativas da Mata Atlântica pode ser uma alternativa viável, trazendo também novas oportunidades de negócios para os proprietários rurais.

#### **4.3. Adequação Ambiental de Imóveis ao Código Florestal**

Os resultados do estudo se apresentaram como uma metodologia rápida para a determinação e localização das áreas de RL, tanto para as áreas em que o percentual de floresta é maior que o exigido pelo Código Florestal, quanto para as áreas com déficit de ecossistemas naturais. Nesse sentido, a realidade observada nesses imóveis aponta duas situações distintas. De um lado imóveis necessitando de um maior percentual de vegetação para compor a sua reserva e, do outro, fazendas com quantidade de habitat superior ao estabelecido pela legislação. Diante dessa situação e amparadas pela Lei 4,771/65, duas alternativas podem trazer soluções para esse impasse.

Primeiramente, o que parece mais óbvio, seria utilizar os benefícios da compensação da RL em outro imóvel, favorecendo e trazendo resultados econômicos para os que conservaram suas florestas. Porém, pelo menos na região estudada, perder-se-ia a

oportunidade de aumentar a quantidade de habitat regional e contribuir para a restauração do bioma Mata Atlântica, com metas claras de 15 milhões de hectares em todo o território nacional até o ano de 2050 (Pacto pela Restauração da Mata Atlântica).

Por outro lado, em ambos os casos - compensação da RL e recuperação dos ecossistemas para RL e APPs -, existe a possibilidade do fomento de negócios associados à conservação, o que pode garantir renda para agricultores e trazer novas perspectivas de desenvolvimento e sustentabilidade local e regional. Trazendo como exemplo, baseados no custo médio de restauração de áreas degradadas na região (OCT e TERRAGUÁ), as ações para recuperação dos 6,286,1 hectares de APPs degradadas poderiam movimentar cerca de 75 milhões de reais, envolvendo os custos com consultorias especializadas, aquisição de sementes e mudas, plantio e monitoramento das áreas.

Os exemplos das fazendas utilizadas para a aplicação prática dos resultados mostraram, também, que a maioria dos imóveis não atende as especificações da legislação ambiental. Somado a isso, nenhuma das fazendas, até mesmo aquelas com área suficiente de vegetação, não possuem a RL devidamente averbada no Cartório de Registro de Imóveis ou na forma de Termo de Compromisso firmado junto ao órgão ambiental do Estado. Tal fato contribui para a afirmação do não cumprimento do Código Florestal, seja por desconhecimento da lei por parte dos proprietários, por falta de fiscalização dos órgãos públicos ou, mesmo, pelos entraves burocráticos e pelo ônus que a legislação ambiental impõe aos proprietários para a legalização ambiental de suas propriedades.

Nos últimos anos, devido à tramitação do Projeto de Lei que altera o Código Florestal (PLC 30/2011), pesquisadores vêm dando maior atenção e comprovando a efetividade das áreas de RL e APP com estratégia complementar para a conservação da biodiversidade (Metzger, 2010; SBPC, 2011). Nesse sentido, ressaltando também o conceito da Reserva Legal disposto no artigo primeiro do atual Código Florestal, em que atribuí à RL a “*função de conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas*”, os proprietários dos imóveis rurais devem ser vistos como parceiros para a conservação

da biodiversidade brasileira. Ao contrário, muitas vezes a burocracia excessiva e a falta de apoio e orientação técnica marginalizam esses proprietários em relação ao cumprimento da legislação, resultado comprovado por Mello (2008) em dois municípios do sul da Bahia.

Outro fator que merece atenção em relação ao processo de legalização das áreas de RL e SF é a necessidade da aprovação da localização dessas áreas pelo órgão ambiental. Nesse sentido, é de extrema importância que o pensamento do Estado em relação às áreas prioritárias para RL e/ou SF esteja, se não alinhado, explícito aos proprietários para a demarcação de suas reservas, garantindo maior agilidade no processo de análise. Pensando em uma demanda futura, sem querer antever os resultados das discussões de alteração do Código Florestal, somente nos três municípios da área de abrangência do estudo, o número de processos para aprovação de localização das RLs chegaria próximo dos 6,675 (IBGE, 2006). Nesse sentido, a metodologia proposta por este trabalho, ou pelo menos os seus princípios, pode contribuir para uma possível solução em busca da implementação do Código Florestal, trazendo suporte técnico e orientação para os proprietários e, ao mesmo tempo, servindo como um referencial mais sólido para agilizar a análise e aprovação dos processos pelo órgão ambiental responsável. Ademais, frente a essa provável demanda, alternativas para a aprovação dos processos deveriam ser levadas em consideração, a exemplo de parcerias com o Terceiro Setor. Como demonstrado pelos projetos dessas instituições de adequação ambiental dos imóveis rurais ao Código Florestal, estas iniciativas trazem resultados significativos não só para o cumprimento da lei, como também para a conservação da biodiversidade.

## 5. CONCLUSÕES

O desenvolvimento do trabalho permitiu atestar a eficiência do uso de geotecnologias e os preceitos da Ecologia de Paisagem para a proposição de ações de conservação ambiental.

Em relação à da Ecologia de Paisagem, apesar do atual conhecimento trazer suporte para o estabelecimento das áreas prioritárias e de cenários conservacionistas, novas possibilidades poderiam ser testada e contribuir de forma mais prática para o planejamento de ações de conservação ambiental. Em geral, os estudos estão focados em determinadas espécies e em regiões específicas, o que dificulta a sua extrapolação para outras regiões e generalizações em relação às espécies. Nesse sentido, associado também ao fato da maioria dos gestores ambientais não terem disponibilidade de recursos para pesquisas a fim de nortear suas ações, estudos com resultados que pudessem orientar de forma mais prática os processos de planejamento e tomada de decisão poderiam trazer subsídios mais consistentes para as ações de conservação da paisagem. Esses estudos podem ser exemplificados com algumas das lacunas encontradas para o desenvolvimento desse trabalho, tais como as repostas de um grupo diversificado de espécies em diferentes contextos da paisagem, ressaltando os limiares de proporção de habitat e de tamanho de fragmentos, assim como os parâmetros da paisagem com maior importância para a movimentação e sobrevivência das espécies em diferentes níveis de fragmentação da paisagem. De qualquer forma, a partir do atual conhecimento sobre Ecologia de Paisagens, foi possível estabelecer, além das áreas prioritárias para a conservação/recuperação ambiental, a conta que separa a atual situação da paisagem do Minicorredor da Serra das Onças de uma configuração conservacionista para uma área estratégica do Corredor Central da Mata Atlântica, ou seja, 9.062 hectares.

Além disso, foi possível observar o total desrespeito em relação à aplicação do Código Florestal, considerando o percentual de APPs degradadas e a não regularização das áreas de RL. Apesar deste cenário, também foi possível observar a importância das APPs como um componente fundamental da conectividade estrutural da paisagem e o importante papel das RLs na composição da paisagem pensando em um cenário

conservacionista, principalmente em uma região que não possui Unidades de Conservação de proteção integral. Nesse sentido, buscando a efetiva implementação do Código Florestal como estratégia complementar de conservação da biodiversidade, a metodologia aplicada neste estudo pode trazer uma perspectiva de cooperação entre o Estado e os proprietários de imóveis rurais, apontando um caminho para a viabilização da Lei 4.771/65.

## 6. REFERÊNCIAS

AB'SÁBER, A., 2003. Os Domínios de Natureza do Brasil: Potencialidades paisagísticas. Ateliê Editorial. São Paulo, 2003.

BEIER, P., NOSS, R. F., 1998. Do corridors provide connectivity? Conservation Biology 12, 1241-1252.

BRASIL. 1965. Código Florestal Brasileiro. Lei 4.771 de 15 de setembro de 1965.

CAMARINHA, P. I. M.; FERREIRA, C. C.; FERREIRA M. C.; SOARES, P. V.; SIMÕES, S. J.; SIMÕES, J. S.; TRANNIN, I. C. de B. Proposta metodológica para a definição de corredor ecológico com base em modelagem cartográfica – a bacia do rio Paraíba do Sul, porção paulista. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15, Curitiba, 2011. Anais, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p.1989.

CANDIA-GALLARDO, C. E. **O valor de corredores florestais para a conservação de aves em paisagens fragmentadas**. 2010. 102 f. Dissertação (Mestrado em Ciências – Área de Ecologia), Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo-SP.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). Resolução nº 303 de 20 de março de 2002. Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 13 maio 2002. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30302.html>>. Acesso em: 12 de julho de 2010.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). Resolução nº 303 de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 13 maio 2002. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30302.html>>. Acesso em: 12 de julho de 2010.

CORDEIRO, P. H. C. 2003. Análise dos padrões de distribuição geográfica de aves endêmicas da Mata Atlântica e a importância do Corredor da Serra do Mar e do Corredor Central para conservação da biodiversidade brasileira. CD-ROM In Prado PI, Landau EC, Moura RT, Pinto LPS, Fonseca GAB, Alger K (orgs.) Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia. IESB/CI/CABS/UFMG/UNICAMP, Ilhéus, Bahia, Brasil.

DAMSCHEIN, E.; HADDAD, N. M.; ORROCK, J. L.; TEWKSBURY J. J.; LEVEY, D. J. Corridors increase plant species richness at large scales. *Science*. v. 13:1284-1286. 2006.

DITT, E. H.; KNIGHT, J. D.; MOURATO, S.; PADUA, C. V.; MARTIN, R. R.; GHAZOULD, J. Defying legal protection of Atlantic Forest in the transforming landscape around the Atibainha reservoir, south-eastern Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 86:276–283. 2008.

DRAPER, D.; ROSSELLO-GRAEL, A.; GARCIA, C.; GOMES, C. T.; SÉRGIO, C. Application of GIS in plant conservation programmes in Portugal. *Biological Conservation*, 113:337–349, 2003.

FARIA, D. M. de. Comunidade de morcegos em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil. 2002. 140 f. Tese (Doutorado em Biologia - Área de Ecologia), Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*. v. 34, p. 487-515, 2003.

FEREZ, J. M. **Adequação ambiental: emprego de ferramentas de geoprocessamento em sistema de informações geográfica (SIG) para a conservação.** 2011. 58 f. Monografia (Especialização em Gerenciamento Ambiental), Escola Superior de Agricultura Luis Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP.

FERRAZ, S.F.B.; VETTORAZZI, C.A. Identificação de áreas para recomposição florestal com base em princípios de Ecologia da Paisagem. *Revista Árvore*, v.27, n.4, p.575-583, 2003.

FORERO-MEDINA, G; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo paisagem. *Oecol. Bras.* 11 (4): 493-502, 2007.

FORMAN, R.T.T. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge/New York. 632 pp. 1995.

GOVERNO DO ESTADO DA BAHIA. Lei nº. 10.431 de 19 de dezembro de 2007. Dispõe sobre a Política de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade do Estado da Bahia e dá outras providências.

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. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 19, p. 768-782.

HARVEY, C. A.; VILLANUEVA, C.; VILLACÍ'S, J.; CHACO'N, M.; MUÑOZ, D.; LÓEZ, M.; IBRAHIM, M.; GÓMES, R.; TAYLOR, R.; MARTINEZ, J.; NAVAS, A.; SAENS, J.; SANCHES, D.; MEDINA, A.; VILCHES, S.; HERNANDEZ, B.; PEREZ, A.; RUIZ, F.; LOPEZ, F.; LANG, I.; SINCLAIR, F. L. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 111:200–230. 2005.

IAB. Projeto Floresta Legal: relatório técnico final. IAB, Ituberá. 2009.

IBGE – Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual Técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro, IBGE, 1992. (Série Manuais Técnicos em Geociências, nº 1).

IBGE – Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agropecuário 2006.



IMA. Instituto de Meio Ambiente (Bahia). PORTARIA Nº 13.278 de 4 de agosto de 2010. Define os procedimentos e a documentação necessária para requerimento junto ao IMA dos atos administrativos para regularidade ambiental de empreendimentos e atividades no Estado da Bahia.

INPE. Imagens SRTM. Disponível < <http://www.dsr.inpe.br/topodata/acesso.php>>. Acesso em 07/05/2010.

KUPFER, J.A.; MALANSON, G. P.; FRANKLIN, S. B. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecol. Biogeogr.*, 15:8–20.

LANDAU E. C. 2003. Padrões da Paisagem na Mata Atlântica do Sul da Bahia. CD-ROM In Prado PI, Landau EC, Moura RT, Pinto LPS, Fonseca GAB, Alger K (orgs.) Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia. IESB/CI/CABS/UFMG/UNICAMP, Ilhéus, Bahia, Brasil.

LAPS, R. R. **Efeito da fragmentação e alteração do hábitat na avifauna da região da Reserva Biológica de Uma, Bahia.** 2006. 176 f. Tese (Doutorado em Ecologia), Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP.

Leal et al., 2005 - Fragmentação Mata Atlântica

LEON, M.C.; HARVEY, C.A. 2006. Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape. *Agroforestry Syst* 68:15–26.

LINDENMAYER, D. B.; NIX, H. A. Ecological Principles for the Design of Wildlife Corridors. *Conservation Biology*, vol. 7:627-630, 1993.

MAC-ARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. The theory of island biogeography. Princeton, New Jersey: Princeton University Press, 1967.

MCGARIGAL, K., CUSHMAN, SA., NEEL, MC. & ENE, E. 2002. *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*. Versão 3.3. Amherst: University of Massachusetts.

MARTINS, S. V. Restauração florestal em áreas de preservação permanente e reserva legal. CPT, Viçosa-MG. 2010.

MANPHY, H. T.; LOVETT-DOUST, J. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? *Oikos*, 105:3-14. 2004.

MC-GARIGAL K.; MARKS,, B. Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA - Forest Service. General Technical Report PNW GTR- 351. 1995.

MELLO, Y. L. de. **Reserva Legal**: finalidade, importância e eficácia. 2008. 156 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente), Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus-BA.

MENDONÇA, J. R. et al. 45 anos de desmatamentos no Sul da Bahia – Mapas. Projeto Mata Atlântica Nordeste, Ilhéus: CEPLAC/NYBG. 1990.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* v. 71. p. 445– 463. 1999.

METZGER, J.P. O que é ecologia da Paisagem? *Biota Neotrópica – Campinas*. v.1. n.1/2. 2001.

METZGER,J.P. O Código Florestal tem base científica? *Conservação e Natures*. v.8. 2010.

METZGER, J.P., DE´CAMPS, H., 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta OEcológica* 18, 1–12.

MMA/SBF, 2000. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/ Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 40 p.

MMA/SBF, 2004. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos

biomas brasileiros. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/ Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 404 p.

MMA/SBF, 2006. Atualização das Áreas Prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=72&idMenu=3812>. Acesso em 25 de maio de 2010.

MOURA R. T. de. (2003). Distribuição e ocorrência de mamíferos da Mata Atlântica do sul da Bahia. CD-ROM In Prado PI, Landau EC, Moura RT, Pinto LPS, Fonseca GAB, Alger K (orgs.) Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia. IESB/CI/CABS/UFMG/UNICAMP, Ilhéus, Bahia, Brasil.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A.B.; ENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858. 2000.

PÁDUA, J. A. Um Sopro de Destruição: Pensamento Político e Crítica Ambiental no Brasil Escravista – 1786 /1888. Rio de Janeiro, Jorge Zahar Editor, 2ª edição, 2004.

PARDINI, R.; SOUZA, S.M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J.P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in na Atlantic forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, 124. p. 253-266. 2005.

PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S. (2006). Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21:959–967.

PIOTTO, D.; MONTAGNINI, F.; THOMAS, W.; ASHTON, M.; OLIVER, C. (2009). Forest recovery after swidden cultivation across a 40-year chronosequence in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. *Plant Ecol* 205:261-272.

RAMAN, T. R. S. Effects of habitat structure and adjacent habitats on birds in tropical rainforest fragments and shaded plantations in the Western Ghats, India. *Biodiversity and Conservation*, 15. p. 1577-1607. 2006.

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.

ROCHA, C. C.; SILVA, A. de B.; NOLASCO, M. C.; ROCHA, W. F. Modelagem de corredores ecológicos em ecossistemas fragmentados utilizando processamento digital de imagens e sistemas de informações georreferenciadas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13, Florianópolis, 2007. Anais, SC, Brasil, 21 de a 26 de abril de 2007, INPE p.3065-3072.

ROCHA, C. H. Seleção de áreas prioritárias para a conservação em paisagens fragmentadas: estudo de caso nos campos gerais do Paraná. *Natureza & Conservação*. v. 4, p. 77-99. 2006.

RODRIGUES, E. **Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil**. 1998. Tese (Doutorado em Filosofia, Área de Biologia), The Department of Organismic and Evolutionary Biology, Harvard University, Cambridge, Massachusetts.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C. R. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: a review. *Conservation Biology*, v. 5. P. 18-32. 1991.

SEI. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia. Base Cartográfica Digital. SEI, 2003.

SEMARH. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (Bahia). Instrução Normativa nº. 01 de 19 de dezembro de 2007. Estabelece normas e procedimentos para a aprovação da reserva legal e a autorização da supressão de vegetação nativa, bem como os procedimentos simplificados para o pequenos proprietários rurais, descentraliza atividades e dá outras providencias.

SILVA, J.A.A.; NOBRE, A.D.; MANZATTO, C.V.; JOLY, C.A.; RODRIGUES, R.R.; SKORUPA, L.A.; NOBRE, C.A.; AHRENS, S.; MAY, P.H.; SÁ, T.D.A.; CUNHA, M.C.; RECH FILHO, E.L. O Código Florestal e a Ciência: contribuições para o diálogo. ISBN

978-85-86957-16-1, São Paulo: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, SBPC; Academia Brasileira de Ciências, ABC. 2001. 124p.

SOARES-FILHO, B.S. Análise de Paisagem: Fragmentação e Mudanças. Belo Horizonte. 1998.

SOS MATA ATLÂNTICA & INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2005-2008. Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Paulo. 2009.

TAYLOR, P.D., FAHRIG, L., HENEIN, K., MERRIAM, G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 69, 571– 573.

THOMAS, W. W. de. (2003). Natural Vegetation Types in Southern Bahia. CD-ROM In Prado PI, Landau EC, Moura RT, Pinto LPS, Fonseca GAB, Alger K (orgs.) Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia. IESB/CI/CABS/UFMG/UNICAMP, Ilhéus, Bahia, Brasil.

THOMAZ, W.W.; CARVALHO, A.M.A. ; GARRISON, J. & ARBELAEZ, A.L. 1998. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, v. 7, p. 311-322.

THOMAS, W.W.; CARVALHO, A.M.V; AMORIM, A.M.; HANKS, J.G.; SANTOS T.S. (2008). Diversity of woody plants in the Atlantic coastal forest of southern Bahia. *Mem N Y Bot Gard* 100:21–66.

UEZU, A.; BEYER, D.D.; METZGER, J.P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? *Biodiversity and Conservation*, v.17. p. 1907-1922. 2008.

UEZU, A.; METZGER, J.P.; VIELLIARD, J.M. The effect of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biol Conserv* v. 123. p. 507–519. 2005.

UEZU. A. **Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema.** 2006. 202 f. Tese (Doutorado em Ciências – Área de Ecologia), Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo-SP.

VALENTE, R. de O. A. **Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG.** 2005. 137 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais), Escola Superior de Agricultura “Luis Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

WILCOVE, D.S. et al. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M.E. Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sunderland: Sinauer Associates, 1986. cap. 11, p. 237-256.

YNAMATA. Base Cartográfica Digital. Ynamata, 2010.