



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AGROECOLOGIA E DESENVOLVIMENTO RURAL**

**PROPOSIÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À RESTAURAÇÃO FLORESTAL
VISANDO O REDESENHO DA PAISAGEM NA
AMAZÔNIA MATO-GROSSENSE**

DIEGO RUIZ SOARES

**Araras
2020**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AGROECOLOGIA E DESENVOLVIMENTO RURAL**

**PROPOSIÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À RESTAURAÇÃO FLORESTAL
VISANDO O REDESENHO DA PAISAGEM NA
AMAZÔNIA MATO-GROSSENSE**

DIEGO RUIZ SOARES

ORIENTADORA: PROF^a. Dr^a. ADRIANA CAVALIERI SAIS
CO-ORIENTADORES: PROF^a. Dr^a. RENATA EVANGELISTA DE OLIVEIRA
PROF. Dr. RODOLFO ANTÔNIO DE FIGUEIREDO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agroecologia e Desenvolvimento Rural como requisito parcial à obtenção do título de **MESTRE EM AGROECOLOGIA E DESENVOLVIMENTO RURAL**

Araras

2020

Soares, Diego Ruiz

Proposição de áreas prioritárias à restauração florestal visando o redesenho da paisagem na Amazônia Mato-Grossense / Diego Ruiz Soares. -- 2020.
182 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, campus Araras, Araras

Orientador: Adriana Cavalieri Sais

Banca examinadora: Adriana Cavalieri Sais, Roberta Aversa Valente e Tiago Cavalheiro Barbosa

Bibliografia

1. Avaliação Multicriterial. 2. Combinação Linear Ponderada. 3. Índice Topográfico de Umidade (TWI). I. Orientador. II. Universidade Federal de São Carlos. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada pelo Programa de Geração Automática da Secretaria Geral de Informática (SIn).

DADOS FORNECIDOS PELO(A) AUTOR(A)

Bibliotecário(a) Responsável: Maria Helena Sachi do Amaral – CRB/8 7083



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Agrárias
Programa de Pós-Graduação em Agroecologia e Desenvolvimento Rural

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Diego Ruiz Soares, realizada em 30/03/2020:

Prof. Dra. Adriana Cavalieri Sais
UFSCar

p/ Prof. Dra. Roberta Aversa Valente Botezelli Tolini
UFSCar

p/ Prof. Dr. Tiago Cavalheiro Barbosa
UNIFEQB

Certifico que a defesa realizou-se com a participação à distância do(s) membro(s) Roberta Aversa Valente Botezelli Tolini, Tiago Cavalheiro Barbosa e, depois das arguições e deliberações realizadas, o(s) participante(s) à distância está(ão) de acordo com o conteúdo do parecer da banca examinadora redigido neste relatório de defesa.

Prof. Dra. Adriana Cavalieri Sais

Aos meus pais, Silvana e Luiz Felipe, pelo amor, apoio e incentivo ao longo de toda a minha vida.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

À Professora Adriana Cavalieri Sais, pela orientação, incentivo, amizade e disposição ao longo de todo o desenvolvimento da Pesquisa, além do apoio e sugestões de possibilidades profissionais futuras a seguir.

À Professora Renata Evangelista de Oliveira e ao Professor Rodolfo Antônio de Figueiredo, pelas contribuições fundamentais. Agradeço também pelas excelentes e construtivas conversas junto a uma xícara de café.

Aos docentes do PPGADR, que, direta ou indiretamente, contribuíram para o crescimento acadêmico e pessoal. Em especial à Professora Anastácia Fontanetti, pelo incrível trabalho como Coordenadora do PPGADR.

Às Professoras Alessandra dos Santos Penha e Anna Hoffman Oliveira e ao Professor Victor Augusto Forti pelas excelentes discussões e contribuições na Defesa de Qualificação, assim como à Professora Roberta Avena Valente e ao Professor Tiago Cavalheiro Barbosa pelas discussões e contribuições na Defesa da Dissertação.

Aos funcionários do PPGADR, em especial à Cris, que nunca mediram esforços ao auxiliar os discentes do Programa em diversos momentos da vida acadêmica.

A todos os funcionários e funcionárias da UFSCar *Araras*, muitas vezes invisibilizados, mas que proporcionaram o melhor ambiente para desenvolvimento desta e de outras pesquisas.

A todos os agricultores e agricultoras do Assentamento Veraneio, atores e atrizes fundamentais desta Pesquisa, pela gentil recepção, atenção e boa vontade durante as visitas a seus lares. Certamente as maravilhosas conversas e o incrível aprendizado vão muito além do que está aqui mostrado, mas lembrarei por toda a vida.

Ao Instituto Ouro Verde e ao Projeto Sementes do Portal, pelo belo e inspirador trabalho desenvolvido na região do Portal da Amazônia, bem como pelos apoios financeiro, técnico e logístico, essenciais para o desenvolvimento desta Pesquisa. Em especial, ao Vinícius, pela ajuda em diversos momentos da etapa de campo, e à Bruna e Luciano, pelo acolhimento e auxílios.

Ao Instituto Centro de Vida, pelo apoio financeiro e logístico para o desenvolvimento desta pesquisa, além da excelente convivência e aprendizado no Núcleo de Geoprocessamento. Em especial, ao Vinícius pelas contribuições posteriores e proposições de trabalhos em conjunto.

Aos amigos e amigas do PPGADR e de Araras, pelas conversas e compartilhamento de anseios e risadas, em especial ao Carlos, Bruna, Wolney, Kadoshe, Alisson e Renan.

Aos amigos e amigas do Laboratório de Geomática e de Estudos em Agroecologia, sobretudo às Professoras Adriana e Renata, ao Rafael e à Bruna, pelas muitas trocas de saberes e ideias, além de contribuições recíprocas em diferentes trabalhos.

À Fernanda, Rafael, Amanda, Renan e Weldy, pelo acolhimento e companhia durante o período em que moramos juntos.

À Fernanda, pelas risadas, discussões, receitas, aprendizados, apoio e carinho... enfim, por aparecer “pelos” Araras com seu jeito único: gratidão por ser uma pentelha incrível!

Aos amigos e amigas de Ribeirão Preto, pela amizade e carinho ao longo de toda a vida.

À minha família, sobretudo aqueles que se preocuparam comigo neste ciclo e se interessaram pelos objetivos e aprendizados. Em especial, às minhas avós Mercedes e Maria.

À Vanessa, pelo carinho, paciência, incentivo e pequenos sermões ao longo dos últimos anos. Caminhar ao teu lado foi essencial para meu crescimento.

A todos e todas que, direta ou indiretamente, estiveram presentes nesta caminhada.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 e está integrado ao “Programa de pesquisa em Resiliência da Agricultura Familiar no Norte e Noroeste do Mato Grosso”.

SUMÁRIO

	Pag
ÍNDICE DE TABELAS	i
ÍNDICE DE FIGURAS	iii
RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	viii
1. INTRODUÇÃO	01
2. REVISÃO DA LITERATURA	06
2.1. Território Portal da Amazônia: Contexto histórico e a (re)ocupação do norte do Mato Grosso.....	06
2.2. Restauração florestal, ecologia de paisagem e áreas prioritárias à restauração florestal.....	11
2.3. SIG e Avaliação multicriterial.....	29
2.4. A participação dos agricultores na perspectiva de restauração.....	34
2.4.1. Projeto Sementes do Portal.....	35
3. MATERIAL E MÉTODOS	38
3.1. Caracterização da área de estudo.....	38
3.2. Metodologia.....	41
3.2.1. Pré-processamento das imagens orbitais.....	42
3.2.2. Pré-processamento do Modelo Digital de Elevação (MDE)....	45
3.2.3. Planos de informação.....	45
3.2.3.1. Declividade.....	45
3.2.3.2. Rede hidrográfica.....	45
3.2.3.3. Índice Topográfico de Umidade (TWI).....	46
3.2.3.4. Usos e cobertura do solo.....	46
3.2.4. Caracterização da evolução temporal da cobertura florestal na microbacia.....	49
3.2.4.1. Análise da paisagem.....	49

3.2.5. Proposição de áreas prioritárias à restauração florestal na microbacia.....	51
3.2.5.1. Definição dos critérios.....	51
3.2.5.2. Definição dos pesos dos fatores.....	55
3.2.5.3. Combinação Linear Ponderada (CLP).....	57
3.2.5.4. Caracterização ambiental e da paisagem em cenários de restauração de áreas prioritárias.....	58
3.2.6. Proposição de áreas para restauração ou aumento do componente arbóreo pelos agricultores.....	59
3.2.7. Paralelos entre áreas prioritárias à restauração via AMC e propostas pelos agricultores.....	65
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	66
4.1. Usos e cobertura do solo.....	66
4.1.1. Caracterização da evolução temporal da cobertura florestal na microbacia.....	66
4.2. Proposição de áreas prioritárias à restauração florestal na microbacia.....	78
4.2.1. Critérios.....	78
4.2.2. Pesos dos fatores.....	82
4.2.3. Caracterização ambiental e da paisagem em cenários de restauração de áreas prioritárias.....	86
4.3. Proposição de áreas para restauração ou aumento do componente arbóreo pelos agricultores.....	99
4.3.1. Quem são os agricultores?.....	99
4.3.2. Quando chegaram ao PA Veraneio e como estavam suas terras?.....	103
4.3.3. Perspectivas futuras.....	116
4.4. Paralelos entre áreas prioritárias à restauração via AMC e propostas pelos agricultores.....	125
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	136
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	139
APÊNDICES.....	156

ÍNDICE DE TABELAS

	Pag.
Tabela 1. Características de operação dos sensores TM (Landsat-5) e OLI (Landsat-8).....	43
Tabela 2. Valores da raiz do erro quadrático médio (RMSE) para os pontos de controle do solo (GCPs) das imagens orbitais Landsat utilizadas.....	44
Tabela 3. Intervalos de valores e classificação de qualidade do índice Kappa.....	48
Tabela 4. Intervalos de valores e classificação de qualidade do índice Kappa para as imagens classificadas.....	48
Tabela 5. Métricas utilizadas para quantificação espacial da estrutura da paisagem na microbacia hidrográfica do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.....	50
Tabela 6. Escala de valores para comparação pareada e suas definições, segundo Saaty (1977).....	55
Tabela 7. Classes de uso do solo nas propriedades visitadas.....	63-64
Tabela 8. Valores obtidos para métricas de área referentes à classe de cobertura florestal da microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.....	68
Tabela 9. Distribuição das classes de tamanho das manchas de cobertura florestal da microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.....	69
Tabela 10. Valores obtidos para métricas de subdivisão, isolamento/proximidade, conectividade e retalhamento referentes à classe de cobertura florestal da microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.....	72
Tabela 11. Classes de declividade da microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.....	79
Tabela 12. Distribuição de classes de TWI e cobertura (em termos de área) na microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.....	80
Tabela 13. Pesos de fatores propostos pelos especialistas e respectivas taxas de consistência para cada matriz de fatores.....	83
Tabela 14. Classes de prioridade à restauração a partir de CLP.....	87
Tabela 15. Valores obtidos para métricas de paisagem perante restauração florestal das áreas com prioridades alta e muito alta.....	90

Tabela 16. Sobreposição entre classes de prioridade muito alta, alta e moderada com TWI na microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.....	92
Tabela 17. Sobreposição entre classes de prioridade muito alta, alta e moderada com APP degradadas na microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.....	93
Tabela 18. Comparação entre restauração via CLP e via intenções dos agricultores, apenas nos limites dos imóveis visitados.....	126
Tabela 19. Cenários de restauração nos imóveis visitados.....	129
Tabela 20. Sobreposições entre áreas de atividade pecuária e áreas de prioridades à restauração muito alta e alta.....	131

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pag.
Figura 1. A: Método de oito facetas triangulares (D^∞) utilizado como base para cálculo do algoritmo MD^∞ . O ponto M representa a célula de referência para o momento do cálculo (contribuição) e P_1 e P_2 são pontos nos quais existe a possibilidade de recebimento de fluxo. B: Representação das direções de fluxo a partir das oito facetas triangulares no algoritmo MD^∞ , onde pode existir mais de uma direção de fluxo de acordo com as inclinações das células vizinhas à analisada..	29
Figura 2. Localização da microbacia hidrográfica do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.....	39
Figura 3. Fluxograma indicativo das principais etapas de trabalho.....	42
Figura 4. Localização dos imóveis visitados no PA Veraneio, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.	60
Figura 5. Momento de desenho do mapa pelos agricultores.....	61
Figura 6. Evolução temporal da cobertura florestal na microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.....	67
Figura 7. Evolução temporal das manchas da classe de cobertura florestal, em termos de área, na microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.....	68
Figura 8. Evolução temporal da métrica de distância euclidiana do vizinho mais próximo para conjunto de manchas da classe de cobertura florestal florestais na microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.....	73
Figura 9. Evolução temporal do índice de proximidade para o conjunto de manchas da classe de cobertura florestal na microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.....	73
Figura 10. Usos e cobertura do solo na microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil, para o ano de 2019.....	76
Figura 11. A: Fator Declividade (%); B: Mapa normalizado (0 a 255) com função linear crescente para o fator Declividade.....	78

Figura 12 A: Fator Índice Topográfico de Umidade (<i>TWI</i>); B: Mapa normalizado (0 a 255) com função linear crescente para o fator <i>TWI</i>	80
Figura 13. A: Fator distância de fragmentos florestais (> 1 ha); B: mapa normalizado (0 a 255) com função linear decrescente para o fator distância de fragmentos florestais.....	81
Figura 14. A: Mapa de áreas com restrições à restauração florestal; B: Classes de restrição à restauração florestal.....	82
Figura 15. Distribuição de pesos dos fatores conforme os especialistas consultados.....	84
Figura 16. Mapas de áreas prioritárias à restauração florestal gerado pela combinação linear ponderada dos fatores <i>TWI</i> , Declividade e Proximidade a fragmentos florestais (> 1 ha) e áreas de restrição. (A) Mapa normalizado (0 a 255) e (B) Classes de prioridade à restauração florestal.....	87
Figura 17. Situações de discrepâncias e alinhamentos entre <i>TWI</i> superior a 20 e rede hidrográfica.....	94
Figura 18. Canais intermitentes associados à classe de prioridade alta...	97
Figura 19. Redução da prioridade à restauração em áreas distantes de fragmentos florestais > 1 ha.....	98
Figura 20. Situação da cobertura florestal nas regiões de Colíder e Nova Canaã do Norte, MT, Brasil, no ano de 1984.....	101
Figura 21. Situação da vegetação no lote no momento da entrada neste pela família do entrevistado, conforme entrevistas.....	104
Figura 22. Imagem orbital do PA Veraneio (Nova Canaã do Norte, MT, Brasil) em 1999.....	105
Figura 23. Situação atual da vegetação nos imóveis, conforme entrevistas, caminhada pela pelo imóvel e visualização a partir de imagens de orbitais.....	106
Figura 24. A: Pastagem com vegetação florestal em APP (ao fundo). B: Pastagem com presença de juquira. C: Pastagem e juquira com maior presença de vegetação florestal (ao fundo). D: Pastagem com árvores dispersas, porém sem presença de agrupamentos arbóreos em APP.....	107

Figura 25. Situação atual da vegetação florestal nas APP e/ou morros, conforme entrevistas, caminhada pela propriedade e visualização a partir de imagens orbitais (ano base 2018).....	108
Figura 26. A: Gado próximo ao curso d'água (em vermelho). B: Caminho feito pelos animais para acesso à água.....	109
Figura 27. A: Canal e margens com revolvimento do solo devido ao pisoteio do gado. B: Presença de gado em área marginal a curso d'água.....	110
Figura 28. Tipos de SAF adotados pelas famílias dentro do âmbito do Projeto Sementes de Portal.....	113
Figura 29. A e B: Áreas de SAF com foco em restauração; C: Áreas de SAF com foco em produção; D: Área de SAF em sistema silvipastoril.....	114
Figura 30. Justificativas para não participação do Projeto Sementes do Portal, conforme entrevistas.....	116
Figura 31. Tipos de plantios visando aumento do componente arbóreo nas propriedades, conforme entrevistas.....	118
Figura 32. Tipos de plantios visando aumento do componente arbóreo nas propriedades, conforme entrevistas.....	123
Figura 33. Comparação entre áreas das classes de prioridade à restauração muito alta e alta e áreas de restauro pelos agricultores.....	127
Figura 34. Áreas propensas à saturação e canais efêmeros nas propriedades rurais visitadas.....	128
Figura 35. A: Sistemas agroflorestal entre piquetes, com plantio de maracujá, abacaxi, tomate e pupunha; B: Plantio arbóreos em linha em sistema silvipastoril simplificado; C: Arranjo espacial entre usos para pecuária e APP em restauração com SAF; D: Caixa de abelhas no interior de APP em restauração com SAF.....	134

PROPOSIÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À RESTAURAÇÃO FLORESTAL VISANDO O REDESENHO DA PAISAGEM NA AMAZÔNIA MATO-GROSSENSE

Autor: DIEGO RUIZ SOARES

Orientadora: PROF^a. Dr^a. ADRIANA CAVALIERI SAIS

Coorientadores: PROF^a. Dr^a. RENATA EVANGELISTA DE OLIVEIRA e PROF. Dr. RODOLFO ANTÔNIO DE FIGUEIREDO

RESUMO

O desmatamento e a fragmentação de florestas tropicais originam um agromosaico composto por remanescentes florestais em meio a uma matriz antropizada. São essenciais ações de restauração no sentido de restabelecer a conectividade entre fragmentos, além de um repensar da matriz produtiva que promova contribuições aos ecossistemas e aos agricultores ali inseridos. O objetivo deste trabalho foi avaliar um redesenho da paisagem a partir de proposições de áreas prioritárias à restauração florestal, visando aumento da conectividade estrutural da paisagem e proteção de recursos hídricos na microbacia hidrográfica do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT. Caracterizou-se a evolução temporal da cobertura florestal na microbacia, a partir de imagens orbitais de 1984 a 2019. A partir do modelo digital de elevação, foram construídos planos de informações da área e realizada uma avaliação multicriterial (método da combinação linear ponderada - CLP) em ambiente de SIG, com foco na priorização de áreas para restauração florestal, sendo adotados como critérios o índice topográfico de umidade (TWI), a proximidade de fragmentos florestais (maiores que 1 ha) e a declividade do terreno. Os cenários com restauração das áreas mais prioritárias foram analisados segundo contribuições na estrutura espacial da paisagem (métricas e índices de paisagem) e na proteção dos recursos hídricos. Também foram feitas visitas a vinte famílias agricultoras do Projeto de Assentamento Veraneio (onde a microbacia em estudo está parcialmente inserida), as quais construíram, com base em imagens orbitais, mapas dos usos agropecuários

atuais nas propriedades rurais e eventuais mudanças nos sistemas de produção e inserção de componentes arbóreos. As áreas prioritárias obtidas via CLP e inseridas apenas nos imóveis visitados e as passíveis de alterações indicadas pelos entrevistados foram avaliadas comparativamente a partir da sua estrutura espacial e proteção dos recursos hídricos. A microbacia se insere no contexto histórico regional de conversão da floresta por áreas de uso agropecuário, com as pastagens compondo a matriz da paisagem. O uso da CLP promoveu a categorização das áreas prioritárias à restauração de maneira eficiente, indicando 9% da microbacia como áreas com prioridade alta e muito alta, contribuindo para a redução do isolamento dos fragmentos florestais e o incremento da conectividade estrutural da paisagem, além de identificar áreas com maior potencial de saturação hídrica e canais intermitentes e efêmeros, elementos importantes do ponto de vista da conservação dos recursos hídricos. O TWI teve maior peso importância dentre os critérios, sendo relevante para identificação de áreas hidrologicamente importantes. A adoção de sistemas silvipastoris foi principal alteração apontada pelos agricultores, sendo, com menor destaque, a restauração de áreas de preservação permanente (regeneração natural e/ou assistida convencional ou com uso de sistemas agroflorestais) também identificada. Para o aumento da cobertura florestal e conectividade estrutural da paisagem, o cenário de restauração destas áreas tiveram contribuições intermediárias entre o cenário com restauração de áreas com prioridade muito alta e o com prioridades alta e muito alta somadas. A presença dominante de pastagens convencionais na microbacia exige reflexões sobre a multifuncionalidade e conservação da biodiversidade nos agroecossistemas. As alterações da paisagem citadas pelos agricultores quanto aos manejos diferenciados nas áreas prioritárias à restauração, têm potencial de geração de um agromosaico mais diverso e multifuncional, com maior sustentabilidade da atividade agropecuária e ganhos para o produtor rural, além de proporcionar o aumento da cobertura florestal e da conectividade estrutural da paisagem.

Palavras-chave: Avaliação multicriterial, Combinação linear ponderada, Índice topográfico de umidade (TWI), Ecologia de paisagem, Agricultura familiar, Sistema de informação geográfica.

**PROPOSITION OF PRIORITY AREAS FOR FOREST RESTORATION
AIMING AT THE LANDSCAPE REDESIGN IN AMAZONIA, MATO GROSSO.**

Author: DIEGO RUIZ SOARES

Adviser: PROF^a. Dr^a. ADRIANA CAVALIERI SAIS

**Co-adviser: PROF^a. Dr^a. RENATA EVANGELISTA DE OLIVEIRA e PROF.
Dr. RODOLFO ANTÔNIO DE FIGUEIREDO**

ABSTRACT

Deforestation and fragmentation of tropical forests results in an agromosaic composed of forest remnants in an anthropized matrix. Restoration actions are essential in order to reestablish connectivity between fragments, in addition to rethinking the productive matrix that promotes contributions to ecosystems and the farmers inserted there. The objective of this work was to evaluate a landscape redesign based on proposals for priority areas for forest restoration, aiming at increasing the structural connectivity of the landscape and protection of water resources in the watershed of Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT. The temporal evolution of forest cover in the microbasin was characterized, based on orbital images from 1984 to 2019. From the digital elevation model, information plans for the área were constructed and was made a multicriterial evaluation (weighted linear combination method - WLC) in GIS environment, with a focus on prioritizing areas for forest restoration, using as criteria the topographic moisture index (TWI), the proximity of forest fragments larger than 1 ha) and the slope of the terrain. The scenarios with restoration of the most priority areas were analyzed according to contributions to the spatial structure of the landscape (metrics and landscape indexes) and to the protection of water resources. Visits were also made to twenty farming families in the Settlement Project Veraneio (where the watershed under study is partially inserted), who built, based on orbital images, maps of current agricultural uses on rural properties and possible changes in the systems of production and insertion of tree components. The priority areas obtained via WLC and inserted

only in the properties visited and those subject to alterations indicated by the interviewees were evaluated comparatively from their spatial structure and protection of water resources. The microbasin is inserted into the regional historical context of converting the forest to areas of agricultural use, with pastures currently composing the landscape matrix. The use of the CLP promoted the categorization of priority areas for restoration in an efficient manner, indicating 9% of the watershed as areas with high and very high priority, contributing to the reduction of the isolation of forest fragments and the increase of structural connectivity of the landscape, in addition to identifying areas with greater potential for water saturation and intermittent and ephemeral channels, important elements from the point of view of the conservation of water resources. TWI was more important among the criteria, being relevant for the identification of hydrologically important areas. The adoption of silvopastoral systems was the main change pointed out by farmers, and, with less emphasis, the restoration of permanent preservation areas (natural regeneration and / or assisted using conventional or agroforestry systems) was also identified. In terms of increased forest cover and structural connectivity of the landscape, the scenario of restoration of these areas has intermediate contributions between the scenario with restoration of areas with very high priority and the one with high and very high priorities combined. The dominant presence of conventional pastures in the watershed requires reflections on the multifunctionality and conservation of biodiversity in agro-ecosystems. The changes in the landscape, both those mentioned by farmers and differentiated management in the areas that are the most important to restoration, have the potential to generate a more diverse and multifunctional agromosaic product, with greater sustainability of agricultural activity and gains for rural producers, in addition to increased coverage forestry and structural connectivity of the landscape.

Keywords: Multicriterial evaluation, Weighted linear combination, Topographic wetness index (TWI), Landscape ecology, Family farming, Geographic information system.

1. INTRODUÇÃO

O processo histórico de degradação dos ecossistemas tropicais, derivado da intensificação da agropecuária, silvicultura, urbanização e desenvolvimento de infraestruturas têm resultado em uma série de impactos ambientais negativos, como o desmatamento, fragmentação florestal, emissão de gases de efeito estufa, uso excessivo e degradação dos solos, alteração da dinâmica hidrológica e redução da biodiversidade (FOLEY et al., 2005; GARDNER et al., 2009; RODRIGUES et al., 2011).

No Brasil, apesar dos elevados níveis de degradação em todos os biomas, a atenção global se volta para a Amazônia, que tem apresentado elevadas taxas de desmatamento, principalmente em razão das políticas desenvolvimentistas das décadas de 1960 a 1980, as quais incentivaram a expansão agrícola, a colonização rural, a abertura de estradas e projetos de infraestrutura (CARVALHO; DOMINGUES, 2016; OLIVAL, 2005). O estado do Mato Grosso, por exemplo, apresentou uma área desmatada de aproximadamente 146 mil km² (32,7% do total na Amazônia Legal), entre 1988 e 2019 (INPE, 2020), sendo o segundo estado com maiores taxas de desmatamento na Amazônia Legal Brasileira.

Segundo Soares-Filho et al. (2006), as estratégias de conservação para a região Amazônica envolvem principalmente as áreas protegidas legalmente instituídas (Unidades de Conservação), como reservas biológicas, parques, reservas extrativistas e florestas públicas. Contudo, para os mesmos autores, tais áreas podem não ser efetivas na conservação de bacias hidrográficas, uma vez que nascentes ou cabeceiras dos cursos d'água geralmente se encontram fora dos limites legais de tais unidades.

Em decorrência da supressão da vegetação ripária, por exemplo, uma série funções eco-hidrológicas é prejudicada, como a estabilidade dos taludes e margens dos canais, a criação de uma barreira que reduz o assoreamento, a absorção do excesso de nutrientes, a regulação da vazão do canal pelo equilíbrio do fluxo superficial e subsuperficial de água, formação de um

microclima adequado para o ecossistema aquático, além de possibilitar o fluxo de organismos ao longo dos rios, funcionando como corredor ecológico (ISERNHAGEN et al., 2009; LIMA; ZAKIA, 2009; MELLO et al., 2017; METZGER, 2010; TAMBOSI et al., 2015).

A delimitação das áreas ripárias é de fundamental importância para sua efetiva proteção. Apesar de sua relação e proximidade com o curso d'água, sua delimitação pode não ser facilmente determinada, em virtude de sua característica dinâmica na microbacia, associada a interações entre fatores como clima, geomorfologia e pedologia, vegetação e tipos e formas de usos antrópicos.

Com os eventos climáticos extremos (secas e cheias) e do aumento da demanda hídrica decorrente do crescimento populacional, Tambosi et al. (2015) e Latawiec et al. (2015) destacam a necessidade de novas políticas públicas e ações em todo o mundo que de fato promovam a conservação e restauração das áreas naturais e seus serviços ecossistêmicos.

Holl e Aide (2011) apontam que são muitos os fatores a serem considerados na elaboração de estratégias de restauração, como os que envolvem a dinâmica hidrológica da bacia hidrográfica, o histórico de uso do solo, o contexto estrutural da paisagem e a resiliência do ecossistema, além das metas a serem atingidas e recursos direcionados a este fim. Em virtude dos limitados incentivos e recursos disponíveis e da heterogeneidade de padrões de uso do solo, é de fundamental importância a identificação de áreas prioritárias à restauração, de modo a se propor estratégias adequadas e efetivas (FERRAZ; PAULA; VETTORAZZI, 2009; RODRIGUES et al., 2011).

A espacialização da paisagem representa um dos métodos mais eficientes e econômicos na seleção de áreas prioritárias para restauração bem como o manejo de bacias hidrográficas (SARTORI; SILVA; ZIMBACK, 2012). O uso de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) são ferramentas cada vez mais presentes em estudos ambientais e de manejo do solo, conferindo facilidade, agilidade e confiabilidade aos diagnósticos e tomadas de decisão.

A análise da composição e configuração da estrutura da paisagem a partir de métricas e índices de paisagem possibilita compreender a relação dos padrões espaciais com os processos ecológicos que nela ocorrem (METZGER, 2001), possibilitando um eficiente ordenamento nas estratégias de restauração quando associado, por exemplo, a abordagens multicriteriais de tomadas de decisão.

O emprego de métodos de Avaliação Multicriterial (AMC) em ambiente de SIG tem sido recorrente para se alcançar diversos objetivos a partir do cruzamento de diferentes planos de informações (JIANG; EASTMAN, 2000; MALCZEWSKI, 2006; SARTORI; SILVA; ZIMBACK, 2012). Dentre os métodos multicriteriais mais adotados, destaca-se a Combinação Linear Ponderada (CLP), onde elementos são padronizados para uma escala numérica comum, recebem pesos e são organizados por meio de uma média ponderada, resultando em um mapa contínuo de prioridades (JIANG; EASTMAN, 2000; MALCZEWSKI, 2004).

Sendo geralmente técnicos os fatores considerados nos diversos cenários e estratégias de restauração, destaca-se o questionamento sobre o entendimento e real participação do agricultor neste contexto. Para Metzger (2008), por ser integrante da paisagem e ator principal do processo de restauração, a compreensão, participação e efetiva contribuição do agricultor às estratégias de restauração e conservação são importantes para o seu sucesso.

No norte do estado do Mato Grosso, em uma região denominada Território da Cidadania Portal da Amazônia (TPA), instituições sem fins lucrativos, como os Institutos Ouro Verde (IOV) e Centro de Vida (ICV), atuam no desenvolvimento de projetos juntamente a população local para proteção dos recursos naturais e promoção de desenvolvimento sustentável para a região, inserindo agricultores e agricultoras nos processos e tomadas de decisão. Destaca-se neste contexto o Projeto Sementes do Portal, cujos objetivos envolvem a recuperação de áreas degradadas (Áreas de Preservação Permanente – APP) e a revalorização da agricultura familiar partir da difusão

de sistemas agroflorestais, combinando o uso sustentável da floresta com geração de renda.

A ocupação da região do TPA deu-se no processo de colonização da região Norte, a partir dos anos 1970, com a remoção e deslocamento das populações indígenas. Na região de Nova Canaã do Norte, a colonização foi realizada por projetos privados e oficiais de assentamento, com a maior parte dos agricultores vindos da região Sul do país e buscando desenvolver práticas agrícolas não adaptadas ao clima e solos locais. Incentivados e pressionados pelas políticas ditas desenvolvimentistas, a substituição da vegetação por pastagem pelos agricultores resultou em um quadro de desmatamento e fragmentação de habitats.

Quando analisadas de maneira integrada, a visão técnica, fundamentada nos processos ecológicos, na avaliação estrutural da paisagem e viabilizada por ferramentas computacionais, e do outro a visão do agricultor, considerando suas questões particulares, tem um grande potencial metodológico na elaboração de estratégias efetivas voltadas à conservação e restauração florestal, à proteção dos recursos hídricos e o processo de adequação ambiental de imóveis rurais. Esse potencial pode possibilitar não só a proteção dos ecossistemas e recursos, sobretudo o hídrico, mas a inserção dos componentes econômico e cultural à perspectiva da restauração, identificando novas formas de ocupação da terra que contribuam para diversificação de cultivos e maior multifuncionalidade à paisagem.

O presente trabalho é dividido em quatro momentos (apresentados de maneira contínua na metodologia e resultados, sem separação por capítulos) que se permeiam e permitem refletir sobre um redesenho da paisagem rural no Projeto de Assentamento Veraneio (PA Veraneio), a partir de eventuais alterações nos usos do solo em escalas de propriedade (imóvel rural) e de microbacia.

No primeiro momento, realiza-se uma caracterização da evolução temporal da cobertura florestal na microbacia hidrográfica do Ribeirão Pingo de

Ouro (Nova Canaã do Norte, MT) entre os anos de 1984 a 2019, a partir de métricas e índices de paisagem.

No segundo momento, considerando a condição atual (2019) da cobertura florestal e a importância eco-hidrológica da vegetação na microbacia, são determinadas áreas prioritárias à restauração a partir de uma análise multicriterial, empregando critérios associados aos compartimentos hidrológico, florestal e de relevo. Uma vez determinadas tais áreas, é realizada uma caracterização ambiental de modo a avaliar a distribuição espacial na microbacia. No terceiro momento, temos a inserção dos agricultores e agricultoras e seus olhares e propostas de (re)inserção ou não do componente arbóreo em suas terras, seja para fins de restauração e/ou produção.

Por fim, buscamos, no quarto momento, traçar, espacialmente e quantitativamente, diálogos entre as propostas via olhar dos agricultores e via avaliação multicriterial.

Objetivo geral

Redesenho da paisagem a partir de proposições de áreas prioritárias à restauração florestal, visando aumento da conectividade estrutural da paisagem e proteção de recursos hídricos, e proposições dos agricultores familiares quanto aos usos agropecuários de suas propriedades, situadas na microbacia hidrográfica do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT.

Objetivos específicos

Analisar o processo histórico de fragmentação florestal da microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro (Nova Canaã do Norte, MT) e a atual estrutura espacial da paisagem, frente às mudanças de uso e cobertura no solo da microbacia hidrográfica.

Identificar, em escala de microbacia e a partir de uma avaliação multicriterial, áreas prioritárias à restauração florestal, visando aumento da conectividade estrutural da paisagem e proteção de recursos hídricos.

Caracterizar ambientalmente as áreas identificadas como prioritárias à restauração florestal.

Identificar, em escala de propriedade e a partir de desejos e anseios dos agricultores familiares, áreas de interesse à restauração e/ou aumento do componente arbóreo em propriedades rurais do Assentamento Veraneio (Nova Canaã do Norte, MT).

Avaliar e caracterizar ambientalmente, em escala de propriedade, concordâncias e discrepâncias nas áreas identificadas em ambas as visões.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. Território Portal da Amazônia: Contexto histórico e a (re)ocupação do norte do Mato Grosso

A criação do Território Portal da Amazônia (TPA) deu-se em 2008 no contexto do Programa Territórios da Cidadania, onde o Governo Federal tinha como estratégia estimular o desenvolvimento rural sustentável com enfoque territorial a partir de programas envolvendo as dimensões social, ambiental, econômica e cultural, apoiando a autonomia dos territórios na gestão do desenvolvimento, por meio de investimentos na ampliação de capacidades individuais, organizativas e representativas.

Composto por 16 municípios situados no extremo norte do estado Mato Grosso, o TPA ocupa uma área de 109 mil km² (aproximadamente 14% do estado), em uma região de fronteira agrícola na borda sul da Amazônia Legal, situada em área denominada “arco do desmatamento”. A região faz parte do “Ecótono Sul Amazônico”, ocupando uma área de transição de vegetação, com forte predominância de florestas (BERNASCONI et al., 2009; GARBIN et al., 2006), o que contrasta com o histórico recente de ocupação e utilização das terras na região norte do Mato Grosso.

A criação e consolidação dos municípios do TPA estão inseridas no contexto das políticas desenvolvimentistas dos governos militares e da modernização agropecuária no Brasil, entre as décadas de 1960 e 1980

(CUNHA, 2006; LOVATO, 2016; WEIHS; SAYAGO; TOURRAND, 2017). Esse novo modelo de produção agrícola pautado na “Revolução Verde” tem resultado na modernização com priorização de produtos para exportação, aumento da concentração de terras e favorecimento da agricultura empresarial, em detrimento da pequena e tradicional (LOVATO, 2016), desencadeando um processo de expulsão de pequenos agricultores do Nordeste, Sul e Sudeste para as áreas urbanizadas e regiões de abertura de fronteiras.

Para além desse processo, o papel do Estado, a partir do discurso oficial de integração amazônica ao resto do país, foi crucial para a efetivação das políticas de ocupação da região Centro-Norte, sendo responsável por investimentos em infraestruturas e estabelecimento de marcos legais que possibilitaram a incorporação e exploração da Amazônia (NASCIMENTO; BASTOS, 2016).

O Programa de Integração Nacional (PIN), criado em 1970 e tendo como slogan “Integrar para não entregar”, foi um dos marcos no processo de (re)ocupação da região, baseado, sobretudo, na construção de rodovias ligando centros urbanos e ocupação ao longo das mesmas (MARGARITI, 2013; NETO, 2014). Dentre outras, estavam incluídas nesse projeto as rodovias BR-230 (Transamazônica) e 163 (Cuibá-Santarém), de importância estratégica para ocupação do norte do Mato Grosso.

Segundo Margariti (2013) e Lovato (2016), a colonização dessa região da Amazônia neste período ocorreu de três formas: (i) espontânea, com ocupação desordenada por posseiros e grileiros vindos de todas as regiões em busca de novas oportunidades, gerando muitos conflitos fundiários e violência no campo; (ii) oficial do governo, envolvendo a colonização da área, assistência aos colonos e criação de núcleos urbanos; e (iii) a privada, com empresas colonizadoras motivadas pelas facilidades e incentivos federais.

Com a criação do PRONATERRA (Programa Nacional de Redistribuição de Terras e de Estímulos à Agroindústria do Norte e Nordeste), em 1971, e incentivos vindos via SUDAM (Superintendência para o Desenvolvimento da

Amazônia), grandes extensões de terras devolutas foram adquiridas pelo setor empresarial para projetos agropecuários e de colonização (NETO, 2014), sobretudo em áreas próximas às rodovias, atuando como elementos norteadores da ocupação. Tais medidas, em geral, acabaram por beneficiar, com maior intensidade, empresas, em detrimento de camponeses, transferindo grandes somas de recursos públicos para o setor privado (TEIXEIRA, 2006; NETO, 2014).

Só no estado do Mato Grosso, entre as décadas de 1970 e 1980, foram criados 88 projetos privados de colonização, com assentamento de cerca de 20 mil famílias em 3,25 milhões de hectares (MORENO, 2007), com grande parte das colonizadoras sendo proveniente do sul do país.

Em decorrência do eixo Sul-Norte da BR-163, bem como facilidade de divulgação na região sul e centro-sul e a integração do reordenamento territorial com a lógica capitalista, a maioria dos imigrantes que ingressavam nos projetos privados provinha dos estados sulistas, sobretudo do Paraná. Segundo Margariti (2013), os migrantes sulistas eram vistos como potenciais consumidores do mercado fundiário e agropecuário do processo de colonização. Além disso, como apontado por Alves (2005), os sulistas foram escolhidos como modelo de agricultor a ser difundido: supostamente modernos, sintonizados às novas técnicas agrícolas, usuários de insumos industriais e mais capitalizados; em detrimento de um suposto modelo precário, com enraizamento no campesinato e oriundo de uma região castigada pela seca do Nordeste (MARGARITI, 2013).

A questão fundiária nos estados do sul também tem papel importante nesse processo migratório. Segundo Neto (2014), o crescimento populacional no Paraná, a mecanização da produção e o cultivo de produtos para exportação, a extrema valorização da terra, a fragmentação de propriedades já diminutas com o crescimento das famílias e a conseqüente preocupação com o futuro dos filhos compõe um contexto de pressão sobre agricultores que encontravam dificuldade na forma de reprodução social enquanto camponês.

Assim, a busca por novos horizontes e possibilidade de crescimento motivou o contingente de migrantes sulistas em sua jornada ao norte do país.

Com a descoberta de ouro no rio Peixoto de Azevedo no início da década de 1980 e, posteriormente, nas regiões de Alta floresta, Apiacás e Paranaíta, a movimentação de garimpeiros vindos do Pará e estados do Nordeste contagiou os pequenos camponeses vizinhos da região, com abandono de terras e dedicação à atividade garimpeira. A procura foi tão intensa que, na região de Alta Floresta, a empresa colonizadora adotou medidas restritivas a garimpagem, utilizando de extrema violência para “defender” o modelo de colonização implementado perante a entrada de garimpeiros (LOVATO, 2016; NETO, 2014).

O surgimento de novos municípios e os aumentos populacionais se deram à custa de uma grande transformação da paisagem rural e urbana. O acelerado processo de ocupação dessa área vem se realizando às custas de grandes desmatamentos, abrindo espaço para a agricultura, a pecuária e o processo de urbanização do campo calcado na mobilidade populacional de uma grande parcela da população migrante (TEIXEIRA, 2006). Incentivado pelo poder público, o desmatamento de, no mínimo, 50% da área era condição para obtenção do título definitivo de posse da terra. (MARGARITI, 2013).

Muitos dos projetos de colonização, oficiais ou privados, sobretudo no estado do Mato Grosso, resultaram na criação de novos municípios (CUNHA, 2006). Segundo Moreno (2007), entre 1970 e 1990 foram criados 61 novos municípios no Mato Grosso, a maioria a partir de projetos de colonização.

O município de Colíder, por exemplo, originou-se do projeto de colonização privada da empresa sulista Líder, iniciado em 1973 e, em 1979 transformado em município. Tendo início semelhante, Nova Canaã do Norte, vizinha a Colíder, também teve um primeiro processo de colonização a partir da empresa Líder, em 1976. Contudo, dificuldades administrativas resultaram no abandono do projeto pela empresa, cabendo ao INCRA posteriormente assumir

responsabilidade sobre o mesmo e modificando o nome do projeto para Projeto de Assentamento Canaã, com criação legal do município somente em 1986.

Nas regiões de Alta Floresta e Colíder, a exploração inicial das terras após derrubada da mata era a partir de culturas temporárias, como o feijão, milho e arroz, sendo base para os agricultores no início da ocupação (LOVATO, 2016). Apesar do incentivo da lavoura cafeeira, o quadro edafoclimático da região acabou por decepcionar os recém chegados, uma vez que os cultivos do café, apesar de darem algum lucro nos anos iniciais, conforme relata Seluchinesk (2008), não prosperavam o suficiente para sustentar o produtor rural.

Após tentativas de implantação de outras culturas, a pecuária acabou ocupando cada vez mais o espaço de principal atividade econômica no TPA. Para Teixeira (2006), em pouco tempo, as áreas desmatadas para a agricultura eram transformadas em pastagens, onde, para pequenos agricultores, o desmatamento da área e a substituição da mata por pastagem é uma alternativa rápida para valorizar suas terras; enquanto que, para latifundiário, o desmatamento e a implantação da pecuária extensiva foram as formas encontradas para garantir a legitimação jurídica da propriedade.

Como apontado por Lovato (2016), é forte a presença da agricultura familiar no TPA, possuindo 76 Projetos de Assentamento convencionais (PA), o que corresponde a mais de 13% dos projetos do estado. Estes projetos ocupam cerca de 26% da área total destinada a reforma agrária dentro do Mato Grosso, sendo que foram assentadas mais de 19.400 famílias na região (cerca de 24% do total de assentados do estado).

Nesse contexto encontra-se o Projeto de Assentamento Veraneio (PA Veraneio), criado em 15 de dezembro de 1997 pelo INCRA a partir da desapropriação de terras da então Fazenda Veraneio. O PA Veraneio situa-se entre os municípios de Colíder e Nova Canaã do Norte, com cerca de 520 famílias assentadas em uma área de 14.150 ha (INCRA, 2020).

Apesar de agricultores terem sido incentivados a realizar acampamento em frente à sede da Fazenda Veraneio de modo a pressionar o processo de desapropriação da terra, não houve conflitos, uma vez que o próprio Sindicato dos Trabalhadores Rurais de Colíder, juntamente com o INCRA já mediava a desapropriação, ocorrida oficialmente em 01 de setembro de 1997 (ICV, 2005; INCRA, 2020).

Assim como em outros assentamentos e municípios do TPA, a atividade predominante no PA Veraneio é a pecuária extensiva, sobretudo a leiteira, tendo incentivo oficial desde sua criação em função da suposta criação de uma bacia leiteira no local. Mesmo antes da criação do assentamento, a atividade pecuária já havia sido responsável por um quadro de desmatamento significativo, com conversão de grande extensão de terras de florestas para pastagens.

Com a criação do assentamento, esse processo de desmatamento e fragmentação florestal, além de ter sido continuado com menor intensidade, também gera impactos socioeconômicos para os produtores e produtoras rurais pelos efeitos deletérios na fertilidade do solo, qualidade e quantidade de água para diversos fins e outros serviços ecossistêmicos associados a vegetação florestal.

2.2. Restauração florestal, ecologia de paisagem e áreas prioritárias à restauração florestal

As atividades antrópicas, como as que impulsionaram as transformações ocorridas no norte do estado do Mato Grosso, têm alterado, degradado e destruído a paisagem natural em larga escala e em um ritmo acelerado, pressionando espécies, comunidades e ecossistemas a limites cada vez mais irreversíveis (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009; MICHALSKI; PERES; LAKE, 2008; PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Além da perda de biodiversidade, a redução da disponibilidade de recursos naturais e de serviços ecossistêmicos são efeitos dos processos de degradação das florestas tropicais (BRANCALION et al., 2012).

Para Primack e Rodrigues (2001), a destruição e a fragmentação de habitats são as principais ameaças à biodiversidade. A fragmentação de habitats é o processo pelo qual uma grande e contínua área de habitat é reduzida em termos de área e subdividida em dois ou mais fragmentos (FAHRIG, 2003; LAURANCE; VASCONCELOS, 2009).

Como destaca Constantino et al. (2005), a fragmentação natural é, historicamente, importante para a geração de diversidade biológica. Naturalmente, esse processo pode ocorrer devido à variações climáticas, processos pedológicos e geomorfológicos, processos de sedimentação, de hidrodinâmica e hidrogeológicos em ambientes aquáticos (rios, lagos e oceanos), entre outros.

Segundo Cerqueira et al. (2005), os fragmentos são afetados por problemas direta e indiretamente associados à fragmentação, como o efeito de isolamento entre fragmentos ou manchas, o tamanho e forma do fragmento, o tipo de matriz circundante e o efeito de borda. Para os mesmos autores, o processo global de fragmentação de habitats é, possivelmente, a mais profunda alteração causada pelo homem ao meio ambiente, sobretudo em regiões tropicais. Ao limitar o potencial de dispersão e colonização de diversas espécies, a fragmentação de habitats tem um efeito severo sobre a conservação da biodiversidade nesse sentido.

A redução de área, o isolamento e o aumento dos efeitos de borda nos fragmentos desencadeiam alterações que adentram profundamente nos ecossistemas, provocando uma série de efeitos negativos, persistentes e imprevisíveis (HADDAD et al., 2015; LAURANCE; VASCONCELOS, 2009).

Segundo Primack e Rodrigues (2001), a conservação de comunidades biológicas intactas é o modo mais eficaz de preservação da diversidade biológica como um todo, podendo ser preservada a partir do estabelecimento de áreas protegidas e implementação de medidas de conservação fora das áreas protegidas.

Outra forma de se minimizar os efeitos da degradação e fragmentação de habitats é a restauração ecológica de áreas degradadas, ou restauração florestal (KAGEYAMA; GANDARA; OLIVEIRA, 2008). A restauração ecológica é definida pela Sociedade de Restauração Ecológica (SER) como "o processo de assistência à recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído" (SER, 2004).

Para Kageyama e Gandara (2006), o objetivo da restauração é reconstituir um novo ecossistema o mais semelhante possível ao original, de modo a criar condições para que a biodiversidade seja renovável, com as espécies se tornando autossustentáveis e garantindo sua reprodução e diversidade genética populacional.

Contudo, a quantidade e extensão de áreas degradadas, os limitados recursos voltados para ações de restauração e a heterogeneidade dos padrões de ocupação do território indicam a necessidade de estratégias voltadas à priorização de áreas para fins de restauração, de modo a serem adotadas ações mais efetivas (FERRAZ; PAULA; VETTORAZZI, 2009; MENZ; DIXON; HOBBS, 2013; RODRIGUES et al., 2011).

A espacialização da paisagem a partir do emprego de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) tem desempenhado importante papel no contexto da conservação da biodiversidade e restauração ambiental, sendo observada em diversas aplicações, como análise de habitats preferenciais, distribuição de espécies e na dinâmica da paisagem, com avaliação das modificações temporais e espaciais dos elementos devido ação antrópicas ou naturais (LANG; BLASCHE, 2009; UEZU, 2006).

Ecologia de paisagens

De modo geral, ações de restauração voltadas à conservação da biodiversidade têm focado o aumento da conectividade da paisagem e conseqüentemente, redução dos efeitos ecológicos negativos da fragmentação de habitats. Para além da compreensão do comportamento das espécies frente

às alterações no ambiente, a análise dos padrões espaciais da paisagem são elementos importantes a serem considerados nas estratégias de restauração, de modo a otimizar benefícios ecológicos à biodiversidade (TAMBOSI; METZGER, 2013). Assim, a ecologia de paisagem, conforme aponta Metzger (2001), desempenha importante papel ao contribuir na maneira de se lidar com mosaicos antropizados.

Forman e Godron (1986) definem paisagem como uma área espacialmente heterogênea composta por um conjunto de ecossistemas interativos que se repetem por uma área relativamente extensa. Para Metzger (2001), a paisagem pode ser entendida como um “mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação”.

Para Turner e Gardner (2015) a ecologia de paisagens tem como foco de estudo as relações entre padrões espaciais e processos ecológicos. Metzger (2001) destaca que, ao considerar as interações espaciais entre unidades culturais e naturais, incluindo o homem nesse contexto, enquanto gerador dos problemas, mas também parte integrante das soluções ambientais, a ecologia de paisagens proporciona uma perspectiva ampla e promissora para propor soluções aos problemas ambientais.

Nas últimas décadas, conforme Forman e Godron (1986) e Turner e Gardner (2015), o foco da ecologia de paisagens tem se direcionado a três características da paisagem:

- i) estrutura: a relação espacial entre os diferentes elementos da paisagem, sobretudo a distribuição espacial de materiais, energia e organismos em relação à composição e disposição dos elementos;
- ii) função: as interações entre os elementos, como fluxos de energia, materiais e organismos entre os elementos;
- iii) dinâmica ou alterações: mudanças na estrutura ou funções do mosaico ecológico ao longo do tempo.

A estrutura fundamental e comum às paisagens é compreendida pelo modelo mancha-corredor-matriz (FORMAN; GODRON, 1986), o qual identifica os principais elementos que compõe a estrutura da paisagem e criam os diferentes padrões espaciais.

As manchas (*patches*) são os menores elementos observáveis na paisagem, caracterizadas como áreas homogêneas (em uma determinada escala), não lineares e distintas das unidades vizinhas (FORMAN; GODRON, 1986; LANG; BLASCHKE, 2009; METZGER, 2001).

Em muitos trabalhos, os termos fragmentos e manchas têm sido utilizados de maneira similar. Metzger (2001), contudo, define fragmento com uma mancha originada do processo de fragmentação de uma unidade anteriormente contínua, como uma matriz florestal.

A matriz é o elemento da paisagem com maior representatividade espacial, apresentando maior extensão e conectividade dentre os elementos que compõe a paisagem e exercendo maior influência sobre os processos que ocorrem nesta (FORMAN; GODRON, 1986). Apesar de a matriz poder ser facilmente identificada pela sua predominância na paisagem, McGarrigal e Marks (1995) aponta que, em muitos casos, sua identificação pode não ser simples, dependendo do processo em análise e da escala de trabalho adotada.

Os corredores, por sua vez, são elementos homogêneos e espacialmente lineares, diferindo-se das unidades vizinhas em ambos os lados (METZGER, 2001; TURNER; GARDNER, 2015). Em estudos de fragmentação de habitats, Metzger (2001) aponta que os corredores compreendem apenas os elementos que ligam dois fragmentos anteriormente conectados.

Os corredores podem permitir o fluxo gênico entre populações, reduzindo o efeito do isolamento decorrente da fragmentação (BRITZ et al., 2005; HADDAD et al., 2003; LESS; PERES, 2008; MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008). Diferentes tipos de corredores podem ser compreendidos em função da escala de trabalho e do grau de isolamento de elementos a

serem conectados. Como os corredores podem ser fortemente influenciados por efeitos de borda, o habitat interior é geralmente mínimo e pode até estar completamente ausente nestes elementos (GARDNER; TURNER, 2015; METZGER, 2001), sendo, portanto, sua estrutura e disposição espacial na paisagem que condicionarão a capacidade de ocorrer os deslocamentos entre fragmentos (METZGER, 1999).

Por outro lado, a ausência de zonas de contato direto pode não significar, necessariamente, a inexistência de fluxos ou intercâmbios. Um conjunto de pequenas manchas ou fragmentos podem promover o deslocamento, se comportando como trampolins ecológicos (*stepping stones*) (FORMAN, 1995; METZGER, 2008).

Assim, enquanto os fragmentos de maiores dimensões são fundamentais para manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, os pequenos fragmentos são essenciais, em um contexto de paisagens fragmentadas, para ligação entre as grandes áreas, aumento da heterogeneidade da matriz ser refúgio para espécies que necessitem de ambientes ali criados (BOSCOLO et al., 2008; BRITZ et al., 2005; SAURA et al., 2014).

As relações entre os elementos configuram a estrutura da paisagem, podendo ser caracterizada e quantificada a partir de sua composição e disposição (ou configuração). Enquanto a composição está associada a identificação e quantificação dos elementos que compõem a paisagem, sem observar sua localização ou distribuição espacial (MCGARRIGAL; MARKS, 1995), a configuração avalia o arranjo espacial desses elementos na paisagem.

Uma vez que a ecologia de paisagens é fundamentada na relação entre padrões espaciais (composição e disposição ou configuração dos elementos) e processos ecológicos, torna-se necessário conhecer e quantificar a estrutura da paisagem a fim de se compreender sua função e dinâmica (MCGARRIGAL; MARKS, 1995; METZGER, 2006; UEZU, 2006).

Para Lang e Blaschke (2009), a análise da estrutura da paisagem a partir de métricas e índices ocorre em três níveis: (i) nível de mancha, as quais descrevem características das manchas individuais; (ii) nível de classe, as quais consideram as características do conjunto de manchas pertencentes a mesma classe; (iii) nível de paisagem, descrevendo características de todos os elementos que compõe a paisagem.

Existe uma grande variedade de métricas e índices de paisagem que possibilitam quantificar os padrões espaciais, geralmente presentes em programas computacionais integrados ou não a SIG (MCGARIGAL, 2015; METZGER, 2008). O agrupamento das métricas e índices existentes geralmente ocorre de acordo com categorias representativas, sendo as principais descritas a seguir.

As métricas de área quantificam a composição da paisagem a partir das áreas individuais de cada mancha, do conjunto de manchas (classe) e da paisagem. É uma das caracterizações mais importantes na compreensão da paisagem, tanto por ser uma informação valiosa, por si só, quanto pelas muitas outras medidas que são determinadas direta ou indiretamente a partir dela (FORMAN; GODRON, 1986; LANG; BLASCHKE, 2009). Dentre os índices associados a este grupo de métricas estão a área das manchas, área total da classe e seu percentual de ocupação na paisagem, índice de maior mancha da classe e da paisagem, entre outros.

Uma vez que o desmatamento e a fragmentação agem diretamente sobre a redução da área e isolamento dos fragmentos resultantes, a compreensão da paisagem em função da determinação das áreas dos elementos é de fundamental importância nos trabalhos que se utilizam de métricas e índices para avaliar o comportamento das espécies frente a tais efeitos nos habitats (MCGARIGAL, 2015; METZGER, 1999).

Métricas de densidade, tamanho e variabilidade de manchas constituem um conjunto de estatísticas simples que representam o número ou densidade, tamanho médio e variações no tamanho de manchas aos níveis de classe e de

paisagem, sendo melhor identificadas como descritoras da configuração da paisagem (MCGARIGAL, 2015). Dentre os índices agrupados neste conjunto estão o número de manchas da classe, áreas média e mediana e desvios padrão e coeficiente de variação das áreas das manchas.

As métricas de borda, caracterizadas como medidas de configuração, estão associadas à descrição do perímetro das manchas aos níveis de mancha, classe e paisagem. O papel ecológico das bordas de fragmentos é de fundamental importância pela influência que sofre da matriz no seu entorno, tendo uma série de alterações negativas nos componentes bióticos e abióticos do sistema no sentido borda-núcleo do fragmento (LAURANCE et al., 2006; MURCIA, 1995).

A esse conjunto de modificações resultantes da interação entre dois ecossistemas (ou agroecossistemas) distintos (geralmente deletérias do ponto de vista da conservação da biodiversidade) é dado o nome de efeito de borda, tendo efeitos mais agravantes em fragmentos inseridos em paisagens fortemente antropizadas, com intensidade das alterações sendo variadas conforme a distância interna a partir da borda e da variável analisada (MURCIA, 1995).

As métricas de forma, geralmente derivadas da relação área-perímetro (LANG; BLASCHKE, 2009), estão associadas à configuração da paisagem a partir da representação da complexidade de formas das manchas aos níveis de mancha, classe e paisagem, sendo as interações entre tamanho e forma das manchas influenciando um grande número de processos ecológicos, sobretudo o efeito de borda (MCGARIGAL, 2015).

As métricas de área nuclear são diretamente associadas a relação entre tamanho das manchas e suas formas, representando o núcleo ou área interna dos fragmentos (a partir de uma distância definida desde sua borda) (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Lang e Blaschek (2009) destacam a relação entre as métricas deste tipo com o efeito de borda, uma vez que os processos bióticos e abióticos decorrentes da relação fragmento-matriz ocorrem de

maneira diferenciada na borda e no núcleo dos fragmentos, em função das relações laterais e funcionais entre os elementos espaciais vizinhos.

As métricas relacionadas ao isolamento ou proximidade estão fundamentalmente associadas à distância euclidiana entre manchas a partir de suas bordas, sendo caracterizadas como métricas de configuração da paisagem (MCGARIGAL; MARKS, 1995). São índices representativos deste grupo de métricas a distância euclidiana do vizinho mais próximo, índice de proximidade e variações métricas (média, mediana, desvios padrão e coeficientes de variação).

Segundo Metzger (1999), o isolamento age negativamente na riqueza de espécies ao reduzir o potencial de deslocamentos entre manchas. Quantificar e caracterizar este isolamento, portanto, é de fundamental importância perante estudos sobre o grau de fragmentação de habitats, bem como avaliar eventuais contribuições de estratégias de restauração ao nível de paisagem.

Assim como as métricas de isolamento, as métricas de subdivisão e conectividade pertencem às chamadas métricas de agregação. As métricas de subdivisão se referem à agregação das classes de manchas expressando o grau de retalhamento ou subdivisão destas em manchas separadas na paisagem (MCGARRIGAL, 2015). O número de manchas na paisagem e o índice de retalhamento são exemplos de métricas que refletem a subdivisão da paisagem.

Já as métricas de conectividade buscam exprimir o grau ao qual a paisagem facilita ou impede fluxos ecológicos, ou seja, o movimento de organismos, propágulos e pólen entre manchas ou fragmentos (MCGARIGAL, 2015; URBAN; O'NEILL; SHUGART, 1987). Os índices de coesão e conectância são métricas que, quando utilizadas de maneira conjunta com outras e tendo sentido ecológico corretamente implementado e interpretado, assim como todas as demais métricas (LANG et al., 2009; METZGER, 2006), podem expressar relações com a conectividade estrutural da paisagem.

Conforme Metzger (1999; 2008) a conectividade da paisagem pode ser vista a partir de aspectos estruturais, associada ao arranjo espacial dos fragmentos, à presença e qualidade dos elementos conectantes e da permeabilidade da matriz, ou funcionais, em função do comportamento de cada espécie frente à composição estrutural da paisagem, onde, segundo o autor, a conectividade estrutural pode ser empregada para inferir a conectividade funcional.

Para Metzger (2008), as estratégias para aumento da conectividade da paisagem passam pela melhoria da rede de corredores e pelo aumento da permeabilidade da matriz, seja pela modificação de suas características (como usos e sistemas produtivos) como pela inserção de pontos de ligação (*stepping stones*).

Diversos trabalhos empregam conjuntos diferenciados de métricas e índices a fim de avaliar a composição e configuração estrutural da paisagem, principalmente associado à cobertura vegetal nativa com foco em diferentes objetivos (CABACINHA; CASTRO; GOLÇALVES, 2010; GOMING; JIMENÉZ-RUEDA, 2013; MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016).

Metzger (2001) utilizou métricas área, forma, borda, subdivisão, área nuclear e conectividade para avaliar contribuições à conservação florestal a partir de tamanhos de Reservas Legais (RL) e dos padrões de desmatamento em assentamento rurais na região da Bragantina (Pará).

Michalski, Peres e Lake (2008) empregaram métricas de área, forma, proximidade e conectividade para avaliar os níveis de desmatamento no norte do estado do Mato Grosso (região que compõe o “arco do desmatamento” da Amazônia) entre os anos de 1984 e 2004, permitindo verificar a conversão da cobertura florestal original em pequenos fragmentos com formas complexas, devido, principalmente, ao avanço das atividades pecuárias na região.

Paula et al. (2019) adotaram métricas de área e forma para analisar a estrutural espacial de imóveis rurais e sistemas agroflorestais no norte do

estado do Mato Grosso, permitindo relacionar a configuração destes sistemas aos seus diferentes objetivos e localização na paisagem.

Além de questões estritamente ecológicas, a ecologia de paisagem apresenta uma tendência de incorporar processos sociais, econômicos e políticos à ecologia, possibilitando um planejamento amplo e integrador ao nível de paisagem (PRIMACK; RODRIGUES, 2001), permitindo agregar subsídios dos diferentes atores e possibilidades dos processos de restauração florestal.

Mudança da matriz produtiva e Sistemas agroflorestais

Para Tambosi e Metzger (2013), estratégias de restauração devem considerar que grande parte das áreas passíveis de restauro estão inseridas em propriedades privadas (desde pequenas à grandes propriedades rurais) e os proprietários podem não estar interessados em de fato implantar ações de restauração em locais considerados de maior importância por outros atores desse processo. Por outro lado, as propriedades rurais podem apresentar áreas subutilizadas ou degradadas, cuja incorporação nos projetos de restauração tem alto potencial de contribuição para os esforços de restauração aos níveis locais, de microbacia ou regionais (RIBEIRO et al., 2011; TAMBOSI; METZGER, 2013).

As reservas naturais muitas vezes compõe um mosaico maior de unidades da paisagem que são manejadas antropicamente, seja para produção de madeira, pecuária ou agricultura (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). A inclusão da conservação biológica como uma das prioridades nestes sistemas produtivos, áreas maiores podem ser abrangidas nos planos de manejo e os efeitos da fragmentação podem ser reduzidos, de modo a facilitar o fluxo e a migração de genes entre as populações e garantir a representação de espécies e habitats.

Melo et al. (2013) apontam que o aumento e melhoria da redes e conexões entre áreas protegidas e o incentivo à formas e sistemas de

produção agrícolas mais sustentáveis, como os agroflorestais, em áreas já abertas e convertidas podem apresentar contribuições importantes à conservação ambiental.

Como destaca Uzêda et al. (2017), o modelo agrícola difundido como “moderno” visando, sobretudo, o aumento da produtividade e geração de lucros, resultou no estreitamento da base alimentar e em paisagens agrícolas com baixas diversidades de cultivos e dependência de insumos externos (fertilizantes, agrotóxicos, sementes, etc). A adoção de práticas agroecológicas (ALTIERI, 2004), nesse contexto, tem grande capacidade de conservação dos processos ecossistêmicos e da agrobiodiversidade (UZÊDA et al., 2017).

Para Jackson et al. (2007), agrobiodiversidade compreende características genéticas e populacionais, interações entre organismos e os processos biofísicos e as interações na escala de paisagem, nas relações entre as unidades agrícolas e não agrícolas da paisagem. Tendo em perspectiva essa compreensão da agrobiodiversidade e sua influência direta na qualidade da matriz agrícola, os agroecossistemas, para além da produção de alimentos de forma menos nociva ao meio ambiente, podem ser manejados para provisão de serviços ecossistêmicos, promovendo a multifuncionalidade das paisagens rurais (UZÊDA et al., 2017).

Britz et al. (2005) aborda que a sustentabilidade social e dos recursos naturais nos sistemas produtivos devem ser compreendidas e orientadas de modo a possibilitar a sobrevivência e reprodução social das comunidade produtoras locais e a utilização dos recursos naturais a partir de uma óptica baseada na conservação ambiental.

Suganuma e Duringan (2015) apontam que projetos de restauração florestal em regiões tropicais tem se dedicado a acelerar a recuperação de comunidades vegetais, de modo a se estabelecer uma estrutura florestal que seja provedora de condições para colonização de espécies tardias no processo de sucessão secundária.

Contudo, as espécies arbóreas representam apenas uma parcela dos organismos componentes de ecossistemas florestais (KAGEYAMA; GANDARA; OLIVEIRA, 2008). A inclusão dos demais organismos e aumento da diversidade acima e abaixo do solo são fundamentais para o restabelecimento de interações essenciais à manutenção da biodiversidade no planejamento da restauração. Sistemas biodiversos, tanto em espécies quanto em funções ecológicas, tem, portanto, importante papel na contribuição efetiva à restauração florestal.

Os sistemas agroflorestais (SAF) são sistemas de plantio consorciado entre espécies florestais e culturas agrícolas (sejam elas anuais, semiperenes ou perenes, lenhosas ou herbáceas) e/ou animais, a partir de determinados arranjos espaciais e temporais, havendo interações e benefícios ecológicos e econômicos entre os diferentes componentes (NAIR, 1993; SCHROTH et al., 2004; YOUNG, 1989;).

Nair (1993) destaca que existem várias formas e sistemas agroflorestais, classificados de acordo com diferentes critérios, que podem ser de ordem: (i) estrutural, se referindo à composição e arranjo espacial dos componentes no sistema; (ii) funcional, de acordo com a principal função desempenhada (e planejada) pelo sistema; (iii) socioeconômica, de acordo com o manejo (escala, intensidade e entrada de insumos); e (iv) ecológica, adaptando-se e sendo planejada de acordo com os ecossistemas aos quais serão implantados e manejados.

Focando especificamente nos componentes, os SAF podem ser classificados em (i) agrosilviculturais, com consórcios entre espécies florestais e culturas agrícolas anuais; (ii) silvipastoris, com presença de espécies florestais de maneira integrada à criação de animais; e (iii) agrosilvipastoris, havendo a presença de espécies florestais e culturas agrícolas, de maneira sequencial ou simultânea, além da criação de animais.

Apesar das contribuições de todos estes tipos de SAF na diversificação dos sistemas produtivos, os sistemas indicados para fins de restauração

ecológica são as agroflorestas sucessionais ou biodiversas, cuja composição é caracterizada pela alta diversidade de espécies e funções ecológicas desempenhadas, além de formas de manejo que se baseiem e estimulem a sucessão natural.

Diversos trabalhos nesse contexto tem associado a adoção de SAF e a conservação da biodiversidade e redução da pressão sobre áreas ainda florestadas, a proteção e melhoria da qualidade e fertilidade dos solos, a conservação e manutenção dos recursos hídricos (AGUIAR et al., 2010; JOSE, 2009, 2012; MORESSI; PADOVAN; PEREIRA, 2014; NAIR, 2011; SANTOS; CROUZEILLES; SANSEVERO, 2019; UDAWATTA; GARRET; KALLENBACH, 2010), além de benefícios socioeconômicos, como segurança alimentar, manutenção da agrobiodiversidade, aumento da diversidade produtiva na propriedade e redução da dependência de insumos externos (FAO, 2015; JAMNADASS et al., 2013; NUNES, 2017)

Segundo Amador (2008), os SAF, sobretudo os biodiversos, podem ser adotados enquanto estratégia de restauração por possibilitar a redução de custos com a implantação, a partir do retorno de produtos agrícolas/florestais, além de serem modelos de para constituição de agroecossistemas biodiversificados. Além disso, os SAF, segundo a autora, podem ser planejados como sistemas tampão, ao serem implantados próximos à áreas de interesse ecológico, como fragmentos e corredores florestais, matas ripárias e unidades de conservação, contribuindo para redução dos efeitos externos nestas áreas.

A atual legislação ambiental brasileira – Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651 de 22 de maio de 2012) possibilita o emprego de SAF para fins de restauração ecológica, desde que mantenham ou contribuam para melhorar as funções ecológicas da área. Desse modo, a adoção destes sistemas em pequenas propriedades rurais pode ser um caminho viável para restauração de áreas degradadas, como as APP de muitos imóveis rurais situados em assentamentos rurais, assim como para diversificação dos sistemas de produção e aumento da heterogeneidade da matriz produtiva, tornando-a mais permeável aos fluxos de organismos.

Áreas ripárias

As zonas ripárias, apesar de seu importante papel na proteção e manutenção da dinâmica hidrológica nos ecossistemas (MELLO et al., 2017; OU et al., 2016; TAMBOSI et al., 2015), são áreas muitas vezes degradadas e com processos de conversão da cobertura vegetal natural por usos agropecuários em diversas regiões tropicais.

Em muitos estudos e análises ambientais, os recursos hídricos apresentam-se como critérios de fundamental importância no (re)ordenamento espacial e direcionamento de estratégias com maiores prioridades à sua proteção e conservação (ALMEIDA et al., 2019; NOSSACK et al., 2014; SARTORI; SILVA; ZIMBACK, 2012; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017), sendo frequentemente associados apenas a delimitação da rede hidrográfica da área em estudo.

A legislação ambiental brasileira na forma da LPVN (Lei 12.651/2012) delimita áreas de fundamental importância para preservação dos recursos hídricos e da biodiversidade, denominadas Áreas de Preservação Permanente (APP). Dentre as áreas consideradas de APP estão o entorno de nascentes e olhos d'água perenes, as faixas marginais de qualquer curso d'água (perenes e intermitentes, porém excluídos os efêmeros), delimitadas a partir da borda da calha do leito regular e com larguras variando de acordo com a dimensão do curso d'água e o entorno de lagos e lagoas naturais.

Segundo Silva (2012), a vantagem dessas simplificações está no fato das APP serem, em termos espaciais, facilmente implantadas e fiscalizadas, pois se resumem a faixas simétricas, com distâncias fixas, conferindo característica necessária a instrumentos legislativos que regulam alterações no uso do solo.

Entretanto, as APP não compreendem toda a área necessária para cumprir o papel ecológico de proteção dos recursos hídricos como é realizado na zona ripária (BRESSIANI; SCHMIDT, 2016). Lima e Zakia (2009) discutem

que o ecossistema ripário, incluindo a dinâmica hidrológica, sua vegetação e suas interações, desempenha inúmeras funções.

Para Lima e Zakia (2009), além da importância das zonas ripárias do ponto de vista ecológico, atuando como corredores de vegetação que permitem fluxos de organismos, propágulos e pólen entre diferentes pontos internos e externos à microbacia, sua participação em diversos processos essenciais à manutenção da integridade da microbacia (geração de escoamento direto, na ciclagem de nutrientes, influencia na qualidade e quantidade de água e tendo interações com o ecossistema aquático), e confere atenção especial à proteção e conservação das áreas ripárias.

O escoamento direto, caracterizado como o volume de água que provoca aumento rápido da vazão de microbacia, durante e imediatamente após ocorrência de chuvas, pode ser produzido por dois processos: (i) o escoamento superficial hortoniano, que ocorre sempre que a capacidade de infiltração de água no solo é excedida pela intensidade da precipitação (HORTON, 1940); e (ii) escoamento superficial de áreas saturadas, que, segundo Walter et al. (2000), ocorre em regiões úmidas e bem vegetadas, onde o escoamento superficial se dá pela saturação do solo e pela formação de interfluxo lateral, mesmo que a intensidade de precipitação não exceda a capacidade de infiltração do solo.

Uma vez que a área de contribuição para o escoamento superficial de áreas saturadas é dinâmica, isto é, ocorre de maneira variada em função de expansões e contrações antes e durante eventos de chuva, Hewlett e Hibbert (1967) denominaram estas regiões como áreas variáveis de afluência (AVA). De acordo com os autores, as AVA são locais propensos a uma rápida saturação hídrica, onde os processos hidrológicos de escoamento direto são atuantes na bacia hidrográfica.

A extensão da AVA na paisagem está associada ao total e intensidade de precipitação, às condições antecedentes de umidade no solo, às características hidrológicas dos solos (DUNNE et al., 1975) e da topografia

que, segundo Moore, Grayson e Ladson (1991) condiciona o movimento superficial e lateral da água nas encostas. Para Moore, Grayson e Ladson (1991) muitos processos biológicos, hidrológicos e geomorfológicos são sensíveis à topografia, e, conseqüentemente, diversos índices que descrevem tais processos estão associados a atributos topográficos.

O Índice Topográfico de Umidade – ITU (*Topographic Wetness Index – TWI*, em inglês) (Equação 1) é utilizado no modelo hidrológico TOPMODEL, apresentado por Beven e Kirkby (1979), desenvolvido para prever a resposta hídrica de vazão em pequenas bacias hidrográficas. Seus pressupostos básicos são que os fluxos laterais podem ser adequadamente representados por uma sucessão de estados constantes do nível do lençol freático e que existe uma relação exponencial entre o armazenamento local e a vazão do fluxo lateral (QUINN et al., 1991), além de assumir condições de infiltração e transmissividade espacialmente homogêneas (GRUBER; PECKMAN, 2009).

$$TWI = \ln \left(\frac{ac}{\tan\beta} \right) \quad (1)$$

onde:

ac: área específica de acumulação de fluxos ou área de contribuição específica (m²/m);

β = ângulo de declividade da encosta (em radianos).

Assim, assume-se que a topografia controla o movimento da água nas encostas, onde observações de campo realizadas por Beven e Kirkby (1979) mostraram o acúmulo do fluxo de água nos fundos de vale e áreas planas. Áreas com maiores valores de TWI apresentariam, assim, maior predisposição a uma rápida saturação hídrica e geração de escoamento superficial em eventos de chuvas, enquanto que os baixos valores representariam áreas com tendência à infiltração, considerando-se o conceito de AVA de bacias hidrográficas com boa cobertura vegetal e capacidade de infiltração.

Para Gruber e Peckham (2009), o conceito de área de contribuição é muito importante para trabalhos envolvendo modelagens hidrológicas, uma vez

que possibilita a determinação e quantificação da área de drenagem pluvial numa determinada bacia hidrográfica. Em trabalhos com SIG, a variável *ac* é determinada a partir de algoritmos que relacionam variáveis de elevação entre todas as células de um MDE, representando em pixels (ou células) as rotas preferenciais do fluxo hídrico no relevo e os locais onde a água se concentra nas bacias hidrográficas (SANTOS, 2017).

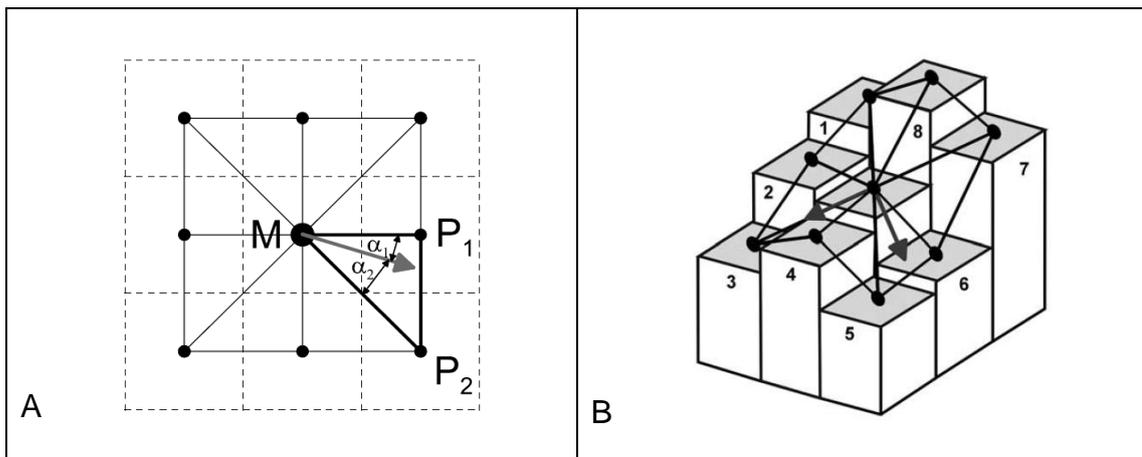
Estes algoritmos de representação da área de contribuição variam desde métodos mais simples a métodos mais robustos, diferenciando-se basicamente em duas modalidades quanto à representação:

- Algoritmos de fluxo unitário, como o Determinístico-8 (D8) (O'CALLAGHAN; MARK, 1984) e o Determinístico-infinito (D^∞) (TARBOTON, 1997);
- Algoritmos de fluxos múltiplos, como o de fluxos múltiplos (MFD ou MD8) (QUINN et al., 1991; 1995) e o de fluxos múltiplos com oito facetas triangulares (MD^∞) (SEIBERT; MCGLYNN, 2007).

O algoritmo desenvolvido por Seibert e McGlynn (2007) é baseado na relação entre os métodos de oito facetas triangulares (D^∞) (Figura 1A) e de fluxos múltiplos (MD8), sendo, conforme descrito pelos autores, uma abordagem que amplia o algoritmo D^∞ , desenvolvido por Tarboton (1997), tendo como principal modificação a aproximação para a realidade casos em que há mais de uma direção de fluxo potencial na submatriz da célula em análise (como em encostas divergentes ou próximo a cumes). A Figura 1B ilustra um exemplo de submatriz onde é aplicado o conceito do algoritmo MD^∞ .

Sendo um dos modelos hidrológicos mais utilizados (MOORE; GRAYSON; LADSON, 1991; SØRENSEN; SEIBERT, 2007) e permitindo identificar zonas de acúmulo hídrico e, portanto, importantes e sensíveis do ponto de vista de manutenção das funções hidrológicas desempenhadas pela zona ripária, o TWI coloca-se como alternativa para diferentes trabalhos e estratégias de diagnósticos e planejamento ambiental e de ocupação territorial (GRUBER; PECKMAN, 2009).

Figura 1 – A: Método de oito facetas triangulares (D^∞) utilizado como base para cálculo do algoritmo MD^∞ . O ponto M representa a célula de referência para o momento do cálculo (contribuição) e P_1 e P_2 são pontos nos quais existe a possibilidade de recebimento de fluxo. B: Representação das direções de fluxo a partir das oito facetas triangulares no algoritmo MD^∞ , onde pode existir mais de uma direção de fluxo de acordo com as inclinações das células vizinhas à analisada.



Fontes: Seibert e Mcglym (2007).

2.3. SIG e Avaliação multicriterial

A espacialização da paisagem representa um dos métodos mais eficientes e econômicos na seleção de áreas prioritárias para restauração bem como o manejo de bacias hidrográficas (SARTORI; SILVA; ZIMBACK, 2012). O uso de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) são ferramentas cada vez mais presentes em estudos ambientais e de manejo do solo, conferindo facilidade, agilidade e confiabilidade aos diagnósticos e tomadas de decisão (EASTMAN, 2001).

De maneira simplificada, os SIG podem ser definidos como sistemas computacionais que permitem a aquisição, gerenciamento, análise e exposição de dados espaciais geograficamente referenciados (EASTMAN, 2001; EASTMAN; JIANG; TOLEDANO, 1998).

Segundo Lang e Blaschke (2009) e Silva et al. (2008) em termos gráficos, as informações podem ser representadas digitalmente de dois modos:

em formato vetorial, com representação por vetores (pontos, linhas e polígonos) e estruturada em modelos topológicos, tendo-se maior precisão gráfica pela associação de cada elemento a coordenadas espaciais; e em formato *raster* (ou matricial), com representação por células (ou *pixels*), com menor precisão gráfica porém possibilitando avaliar relações de vizinhança, sendo este o formato para manipulação de imagens orbitais e fotografias aéreas e representação de fenômenos espaciais de ocorrência contínua.

Para Lang e Blaschke (2009), a análise espacial a partir de SIG objetiva a geração de novas informações por meio da integração e manipulação de dados pré-existentes, sendo sistemas de apoio para processos de tomada de decisão, sobretudo quando torna-se necessário, por exemplo, a combinação e ponderação de diferentes critérios de decisão de modo a atender múltiplos objetivos. Os procedimentos adotados para integração e combinação dos diferentes critérios constituem a Avaliação Multicritério ou Multicriterial (AMC) (EASTMAN, 2001; VOOGD, 1983).

Segundo Malczewski (2006) e Silva et al. (2008), modelos de AMC são facilmente integráveis em ambientes de SIG, possibilitando espacializar grandes quantidades de informações para melhor compreensão tanto dos critérios quanto dos resultados obtidos para melhor atender um ou mais objetivos.

Para Eastman (2001), os critérios são a base para o processo de tomada decisão, passíveis de quantificação e avaliação. Para o mesmo autor, os critérios, neste contexto, podem ser divididos em: fatores - atributos ou qualidades que podem realçar ou reduzir a susceptibilidade de uma alternativa no processo em questão, sendo geralmente representados de maneira contínua (lógica *fuzzy*); restrições - categorias restritivas aos fatores, limitando espacialmente as alternativas.

Uma das principais etapas do processo de AMC é quantificação dos fatores adotados, de modo a refletir os respectivos graus de importância

atribuídos pelos atores envolvidos. Geralmente tal quantificação dá-se pela atribuição de pesos relativos aos fatores.

Dentre os diversos métodos presentes na literatura para definição de pesos, como ordenamento simples de critérios, escalas de pontos e distribuição de pontos (SILVA et al., 2008), Eastman (2001) aponta que os procedimentos envolvendo comparações pareadas possuem vantagens ao conferir uma estrutura organizada para discussões em equipe, auxiliando esta na convergência de concordâncias e resolução de divergências na quantificação dos critérios. A adoção de técnicas participatórias nesse contexto permite o envolvimento de diferentes atores nos processos de tomada de decisão, sendo constante sua utilização em AMC (EASTMAN, 2001; EASTMAN et al., 1993; MALCZEWSKI, 1999),

O método da comparação pareada desenvolvida por Saaty (1977, 1980), no contexto do Processo Hierárquico Analítico (Analytic Hierarchy Process - AHP) é, segundo Valente (2005) e Silva et al. (2008), um dos métodos mais empregados e promissores a serem utilizados para obtenção de pesos dos fatores.

O método baseia-se na construção de uma matriz simétrica $n \times n$, de comparação par a par entre os critérios, distribuídos na mesma ordem nas linhas e colunas da matriz (EASTMAN, 2001; SAATY, 1977). O valor de cada célula a_{ij} da matriz representa a importância relativa do critério da linha i face ao critério da coluna j . Uma vez definida a matriz de comparação, os pesos dos fatores são determinados pelo cálculo do autovetor resultante do autovalor máximo da matriz.

A fim de definir uma escala para normalizar as comparações entre fatores, Saaty (1977) também propôs uma escala numérica distribuída em nove níveis, variando de valores de igual importância (1) até valores de maior importância (9) entre fatores.

Por apresentar várias alternativas advindas da adoção dos critérios e da comparação e ponderação entre estes, torna-se necessário uma avaliação da consistência da matriz construída. Saaty (1980) propôs, para tanto, a determinação de uma Taxa de Consistência (TC), de modo a indicar a probabilidade de que os valores de comparação entre os fatores tenham sido gerados aleatoriamente. Valores de TC ideais devem ser sempre inferiores a 0,1 e, caso sejam superiores, sugere-se que se reorganize a matriz.

Segundo Eastman, Jiang e Toledano (1998) e Malczewski (2004), os modelos mais frequentemente adotados para integração dos critérios de uma AMC em ambiente de SIG são o Booleano e a Combinação Linear Ponderada (CLP).

O método Booleano, ao reduzir os critérios adotados em declarações lógicas e posterior combinação a partir de operadores lógicos, como intersecção (*AND*), união (*OR*) ou exclusão (*NOT*), apesar de simplificar a integração entre os critérios, pode também limitar e prejudicar análises que requerem uma representação contínua da paisagem.

Na Combinação Linear Ponderada, os critérios (fatores) são normalizados para uma escala numérica comum e, após receberem pesos, são combinados a partir de uma média ponderada (EASTMAN, JIANG; TOLEDANO, 1998; VOODG; 1983). Como resultado, tem-se um mapa contínuo de prioridades que pode ser limitado espacialmente por uma ou mais restrições booleanas (DROBNE; LISEC, 2009; EASTMAN, 2001).

A representação contínua da paisagem é uma das vantagens da CLP em relação ao método Booleano, sendo tal representação possível devido a associação do conjunto de fatores a teoria dos conjuntos *fuzzy*. Os conjuntos *fuzzy*, segundo Eastman (2001) e Malczewski e Rinner (2015), são conjuntos ou classes de objetos ou elementos que não possuem limites bem definidos, isto é, a transição entre elementos distintos se dá de maneira gradual.

Para Jiang e Eastman (2000) e Malczewski e Rinner (2015), a lógica *fuzzy* fornece bases para o desenvolvimento de escalas de padronização ou normalização de fatores em AMC a partir de funções de pertinência. A escala de padronização pertence a um domínio contínuo, geralmente variando de 0 a 1 ou, conforme Eastman et al. (2001), 0-255, em trabalhos com arquivos do tipo *raster* com dados do tipo Inteiro 8-bit. A escolha da função mais adequada dependerá, como aponta Eastman (2001), de acordo com a compreensão do critério e sua relação com os objetivos propostos, além da melhor representação espacial no contexto da AMC.

Dentre as funções geralmente adotadas na etapa de normalização (linear, sigmoidal, j-invertido ou outra definida pelo analista), Eastman (2001) sugere que a sigmoidal e linear são suficientemente adequadas para sua aplicação, sendo importante considerar que o maior valor adotado na escala de padronização esteja associado positivamente ao conjunto de decisões da AMC, isto é, que o maior valor indique a possibilidade de melhor atendimento ao objetivo proposto (EASTMAN; JIANG; TOLEDANO, 1998).

Devido ao seu fácil entendimento pelos tomadores de decisão, adaptabilidade e facilidade de implementação em ambiente de SIG, a CLP tem sido um dos métodos mais populares em trabalhos envolvendo AMC (MALCZEWSKI, 2000; 2004; MALCZEWSKI; RINNER, 2015), sendo empregado em diversos campos de pesquisa associados à priorização de áreas para conservação e restauração ecológica (ALMEIDA et al., 2020; SARTORI; SILVA; ZIMBACK; 2012; SILVA et al., 2017; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017), proteção dos recursos hídricos em bacias hidrográficas (MELLO et al., 2018; VETTORAZZI; VALENTE, 2016), zoneamento agrícola (BARROS et al., 2019; SARTORI; POLONIO; ZIMBACK, 2014), áreas de fragilidade ambiental (TRAFICANTE et al., 2017) e alternativas para disposição de resíduos sólidos (CALIJURI et al., 2007).

2.4. A participação dos agricultores na perspectiva de restauração

Segundo Uzêda et al. (2017), a criação de paisagens mais resilientes requer planejamento em diferentes escalas, partindo de alterações em escala de propriedade e adoção de práticas de manejos agroecológicos pelos agricultores, até alterações em larga escala, como estratégias de priorização para restauração ou implantação de modelos produtivos sustentáveis em determinadas áreas de bacias hidrográficas. Contudo, o interesse e participação dos agricultores e agricultoras, enquanto atores sociais destes locais e processos, são fundamentais para efetivação dessa concepção de paisagens multifuncionais.

Em trabalho de revisão da literatura sobre relações entre restauração ecológica, a sociedade e políticas públicas envolvidas, Aronson et al. (2010) destacaram que apenas 3% dos 1582 artigos analisados buscaram avaliar a percepção dos atores envolvidos nos projetos de restauração, enquanto 88% utilizaram apenas medidas instrumentais para seu monitoramento.

Como constatado por Checoli, Shiriwa e Silva (2016) em trabalho sobre gestão participativa para recuperação de área degradada no Mato Grosso, existe, por parte dos agricultores enquanto atores locais, a compreensão sobre a importância de conservação, proteção e recuperação ambiental, porém aspectos financeiros geram conflitos de interesses entre implantar um projeto de restauração ou investir em outra área produtiva na propriedade.

Para Oliveira, Uehara e Mello-Théry (2010), a restauração de APP não pode representar altos custos (financeiros ou produtivos) ao proprietário rural, especialmente aos agricultores familiares, que além de possuírem propriedades pequenas, parte de suas áreas produtivas estão localizadas em áreas, legalmente ou ecologicamente, apontadas para restauração. Além disso, os fatores que os levam a recuperar áreas são fortemente contextuais, estando associados a um conjunto de aspectos relacionados com a localização geográfica da propriedade, área a ser restaurada, susceptibilidade agrícola do

solo tipo de produção e tamanho de propriedade, além de questões sociais, culturais e econômicas (OLIVEIRA; UEHARA; MELLO-THÉRY, 2010)

Alterando o foco, mas mantendo a ideia de integração agricultor e ambiente, a multifuncionalidade não só da paisagem, mas da agricultura amplia o debate sobre o lugar e o papel da agricultura em um espaço que abrange atividades econômicas, relações e manifestações socioculturais e é o *locus* de uma natureza que precisa ser conservada ou restaurada (CAMARGO; OLIVEIRA, 2012).

Na realidade rural brasileira, Bonnal, Cazella e Maluf (2008), abordam que a multifuncionalidade da agricultura desempenha, basicamente, quatro funções: reprodução socioeconômica das famílias rurais, promoção da segurança alimentar das famílias rurais e de toda a sociedade, manutenção do tecido social e cultural e preservação dos recursos naturais e da paisagem rural.

Desse modo, a chave para maior envolvimento dos agricultores pode estar na integração entre perspectivas ecológicas e socioeconômicas. Essa percepção é corroborada por Caporal e Costabeber (2002), ao discutirem que estratégias orientadas para produção agrícola e desenvolvimento rural sustentáveis devem estar embasadas nas dimensões ecológica, social e econômica, além da cultura, política e ética, as quais compõem as multidimensões da sustentabilidade a partir da agroecologia.

2.4.1. Projeto Sementes do Portal

O Projeto Sementes do Portal foi criado em 2010 com o objetivo de desenvolver um sistema participativo de apoio à recuperação ambiental no TPA, possibilitando o desenvolvimento de uma estrutura em rede que permita a implantação de sistemas agroflorestais nas comunidades rurais. Composto em duas fases (Fase 1 - 2010 a 2013, e Fase 2 - 2014 a 2019), teve como apoio o Fundo Amazônia, sendo o recurso administrado pelo IOV (Instituto Ouro Verde), proponente do projeto, e gerido em cooperação entre movimentos

sociais (Comissão Pastoral da Terra e Movimento de Mulheres Camponesas) e associações locais de agricultores, na forma de conselhos locais nos municípios (MOREIRA et al., 2019).

Segundo o Gonçalves (2014), nos assentamentos rurais da região de Alta Floresta, não havia apoios técnico e de créditos aos pequenos agricultores que permitisse a adoção de práticas agrícolas mais adequadas à região, além de um quadro de desarticulação social, pressão latifundiária pelos grandes fazendeiros e o desconhecimento de alternativas econômicas sustentáveis.

O mecanismo de intervenção utilizado pelo Projeto foi a utilização de SAF para promover não só a recuperação ambiental de áreas degradadas e buscar adequar as propriedades à legislação ambiental, mas também proteger e valorizar os serviços ambientais prestados por essas áreas, sobretudo os associados aos recursos hídricos, desenvolver alternativa econômica de atividade nas propriedades rurais, fortalecer a segurança alimentar das famílias (GONÇALVES, 2014).

A longo prazo, também espera-se propiciar um outro modo de relação dos agricultores com a terra, por meio da valorização florestal, a introdução de conceitos e técnicas como a muvuca (implantação de SAF a partir do plantio direto conjunto e do manejo de várias espécies de sementes agrícolas e florestais) e discussões acerca de práticas como a queimada e o uso intensivo de agrotóxicos e insumos minerais.

De 2010 a 2019 foram implementados cerca de 2.800 ha de sistemas agroflorestais em propriedades rurais familiares dos oito municípios do TPA participantes¹. A partir da Fase 2, destaca-se a implementação de SAF não apenas para recuperação de áreas degradadas no entorno de cursos d'água (APP), mas também com foco em sistemas produtivos: pomares e hortas agroflorestais e sistemas silvipastoris.

¹ Fundo Amazônia. Disponível em: <http://www.fundoamazonia.gov.br/pt/projeto/Sementes-do-Portal/> e <http://www.fundoamazonia.gov.br/pt/projeto/Sementes-do-Portal-Fase-II/> Acessados em 03/03/2020.

Complementarmente, o projeto também visa estimular a coleta de sementes nativas como alternativa econômica importante na região, dentro de práticas e parâmetros ambientais adequados à reprodução sustentável dos recursos florestais, minimizando os impactos causados pela atividade. Assim, com o propósito de fomentar a implantação de projetos envolvendo sistemas agroflorestais e agrossilvipastoris e buscando promover o desenvolvimento social e econômico de agricultores familiares da região, a Rede Sementes do Portal da Amazônia (RSPA) foi criada em 2010, dentro do contexto do Projeto Sementes do Portal (MOREIRA et al., 2019).

Como resultados das ações da RSPA, entre 2010 e 2018, foram produzidas mais de 130 toneladas de sementes de cerca de 150 espécies florestais, com participação (em 2019) de 120 coletores e coletoras de oito municípios do TPA (MOREIRA et al., 2019).

Para além do PSP e considerando a necessidade de se criar estratégias de melhoria na paisagem rural frente ao quadro de degradação ambiental decorrente da expansão da fronteira agrícola, e de se pensar no papel da agricultura familiar nesse contexto, iniciou-se em 2014 a estruturação de um programa de pesquisa intitulado “Pesquisa-ação para a avaliação e fortalecimento da Resiliência da Agricultura Familiar na Amazônia – MT”.²

O programa envolve a articulação de seis Universidades (entre as quais a Universidade Federal de São Carlos), Organizações Não Governamentais (IOV – Instituto Ouro Verde e ICV – Instituto Centro de Vida) e representantes de comunidades rurais que buscam, através da integração de diferentes escalas e dimensões de análise, a construção de um processo de aprendizagem coletivo para gerar conhecimentos teóricos e práticos visando fortalecer as iniciativas que apoiam a agricultura familiar e camponesa.

A iniciativa abrange dez municípios do Norte e Noroeste do Mato Grosso, com paisagens apresentando distintas situações de cobertura vegetal: enquanto a região norte caracteriza-se pela degradação e fragmentação

² Mais informações em: <http://www.iov.org.br/resiliencia/Sobre/>.

florestal advinda da expansão da fronteira agrícola, a região noroeste ainda apresenta grandes extensões de vegetação florestal conservada, conferindo a estas regiões a necessidade de estratégias de uso do solo e sistemas de produção distintos.

Estruturado na necessidade de reinvenção das estratégias de resiliência da agricultura familiar e nos desafios teóricos e práticos associados a esta ideia, o programa envolve a articulação de pesquisa interdisciplinar com ações de formação e extensão, com ênfase em: (i) formas de ocupação da paisagem e uso de recursos naturais; (ii) interações sociais, cultura e modos de vida; (iii) governança, gestão e instituições; (iv) relações econômicas e de mercado. Parte de questões específicas relacionadas aos principais sistemas produtivos existentes para estudar elementos relacionados à resiliência dos agricultores familiares, articulando pesquisas quantitativas e qualitativas.

Assim como outros trabalhos do PPGADR-UFSCar *Araras* que nasceram do envolvimento com projetos e programas descritos na região do TPA (como PAULA, 2019; PEREIRA, 2019; SOUZA, 2019), esta pesquisa também parte dos diálogos entre as ações e estratégias acima apresentadas, tendo como foco a espacialização dos componentes florestais na paisagem rural. A partir da escala de propriedade e com possíveis alterações nos sistemas de produção familiares perante as necessidades de adaptação ao contexto socioambiental do TPA, busca-se observar contribuições a nível de paisagem, sobretudo perante a conectividade estrutural e proteção dos recursos hídricos.

3. MATERIAL E MÉTODOS

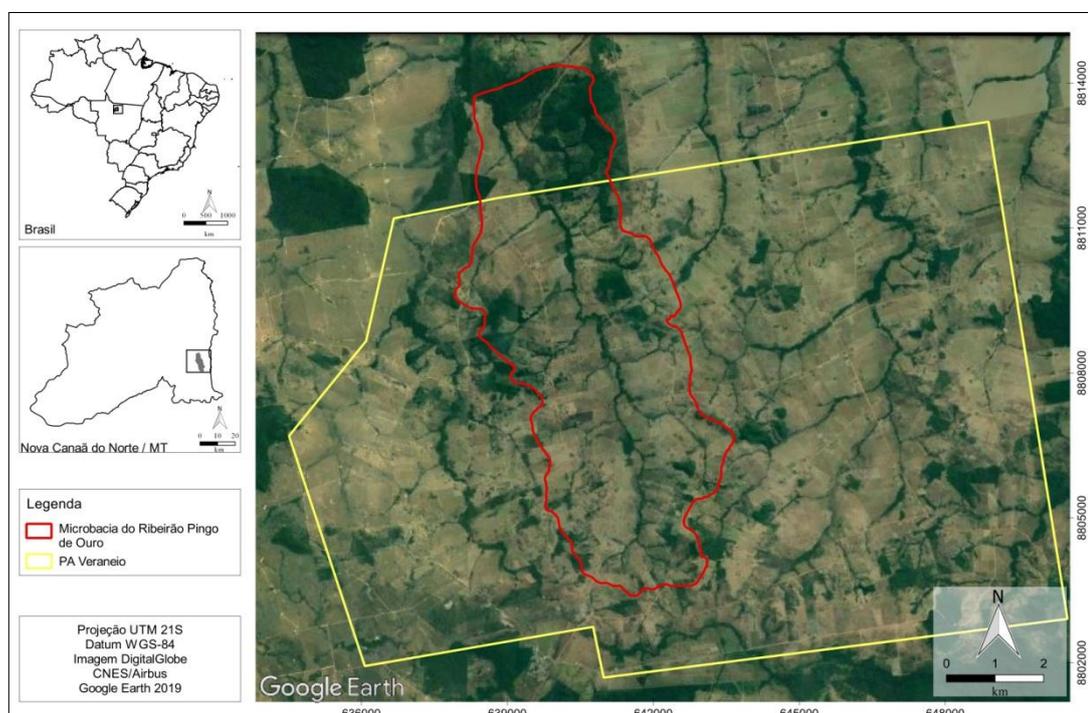
3.1. Caracterização da área de estudo

A microbacia hidrográfica do Ribeirão Pingo de Ouro (Figura 2) situa-se na porção sudeste do município de Nova Canaã do Norte (MT), a aproximadamente 9 km de sua área urbana. Com 3430 ha, trata-se de uma bacia hidrográfica de 4ª ordem, sendo o curso d'água principal de 3ª ordem em quase a totalidade da extensão da microbacia.

O Ribeirão Pingo de Ouro corre no sentido sul-norte e forma, juntamente com o Ribeirão Corgão, o Rio Bonito, que deságua no Rio Kaiapá, após passar pela área urbana de Nova Canaã. O Kaiapá, por sua vez, deságua no Rio Parado e este no Rio Teles Pires, principal rio da região e um dos formadores do Rio Tapajós.

Próximo a área urbana do município há um ponto de captação no Rio Bonito para abastecimento público. Em julho de 2019, a captação média era de 95 m³/h, segundo entrevista com técnico da Estação de Tratamento de Água (ETA) de Nova Canaã do Norte (2019), com cerca de 3 mil ligações residenciais na área urbana. A microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro corresponde à aproximadamente 15% da área da bacia de captação para abastecimento.

Figura 2 – Localização da microbacia hidrográfica do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.



Fonte: Composição própria - Imagem CNES Airbus/Maxar Technologies - Google Earth. Acessada em 17/09/2019.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima na região é do tipo Awi, com precipitação média anual em torno de 2.500mm, nítida estação seca de junho a agosto e temperaturas médias anuais entre 24°C e 26°C (Nimer, 1989; Rodrigues, 1996).

Duas unidades geomorfológicas compõe o relevo da área: a Depressão Interplanáltica da Amazônia Meridional, com superfície rebaixada e dissecada em formas convexas e altimetrias regionais variando de 200 a 300m, sendo dominante na área da microbacia, e o Planalto dos Parecis, unidade relativamente homogênea, com altimetrias regionais variando entre 350 e 400 m e formas dissecadas tabulares, ocupando as áreas mais elevadas ao norte e sul da microbacia (MELO; FRANCO, 1980).

Em termos geológicos, predominam as formações do Grupo Iriri, decorrentes do vulcanismo continental da era Mesoproterozóica, composta por riólitos, riodacitos, andesitos, basaltos, rochas piroclásticas e ignimbritos (GOMES; SANTOS, 2000).

A pedologia é constituída por Argissolos Vermelho-Amarelo Distróficos. Segundo EMBRAPA (2018), os argissolos tem como características diferenciais a presença de horizonte B textural de argila de atividade predominantemente baixa, onde a transição entre os horizontes A e Bt é usualmente clara, abrupta ou gradual. Tais solos são de profundidade variável, desde forte a imperfeitamente drenados, de cores avermelhadas ou amareladas e mais raramente brunadas ou acinzentadas e textura variando de arenosa a argilosa no horizonte A e de média a muito argilosa no horizonte Bt, sempre havendo aumento de argila do primeiro para o último (EMBRAPA, 2018).

A vegetação natural da região consistia em Floresta Ombrófila Aberta (IBGE, 2012), uma formação de transição entre a Floresta Amazônica e as áreas extra-amazônicas. Especificamente na microbacia, predominava a Floresta Ombrófila Aberta Submontana, também observada por toda a Amazônia e mesmo fora dela, sobretudo com a faciação floresta com

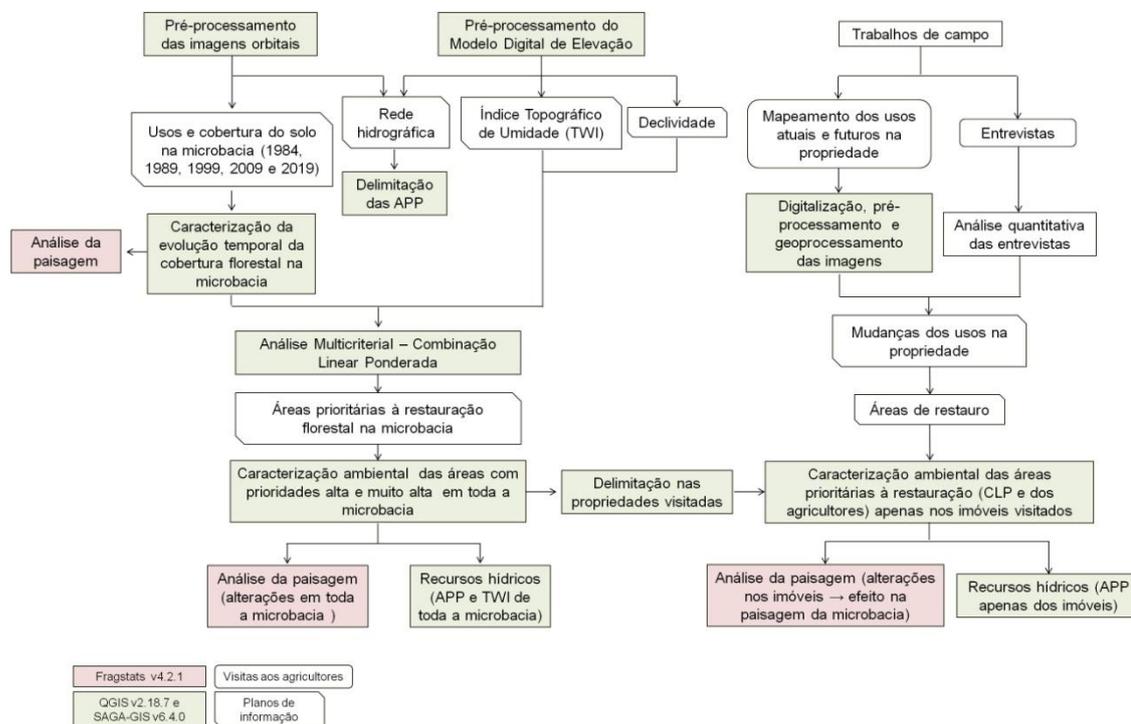
palmeiras. Na Amazônia, esta formação ocorre com quatro faciações florísticas (com palmeiras, com cipó, com sororoca e com bambu) entre 4° de latitude Norte e 16° de latitude Sul, situadas acima de 100 m de altitude e não raras vezes chegando a cerca de 600 m (IBGE, 2012).

3.2. Metodologia

O desenvolvimento da Pesquisa seguiu um ordenamento metodológico apresentado na Figura 3, tendo, resumidamente, duas linhas de trabalho que se convergem ao final da pesquisa. Na primeira, temos a caracterização da evolução temporal da cobertura florestal na microbacia, a partir de imagens orbitais de 1984 a 2019, bem como a construção, a partir do modelo digital de elevação, de planos de informações físicas da área. Tais produtos foram base para realização de uma avaliação multicriterial com foco na priorização de áreas para restauração florestal, sendo cenários com restauração das áreas mais prioritárias analisados segundo contribuições na estrutura espacial da paisagem e na proteção dos recursos hídricos.

Compondo a segunda linha, a realização dos trabalhos de campo com visitas a agricultores familiares possibilitou uma breve compreensão de suas realidades e visões acerca dos temas da pesquisa, além do mapeamento dos usos e atividades agropecuárias atuais nas propriedades rurais e eventuais mudanças nos sistemas de produção. Por fim, as áreas prioritárias via AMC apenas nos imóveis visitados bem como as áreas passíveis de alterações indicadas pelos produtores rurais foram avaliadas comparativamente em função de sua estrutura espacial e proteção dos recursos hídricos.

Figura 3 – Fluxograma indicativo das principais etapas de trabalho.



3.2.1. Pré-processamento das imagens orbitais

Na geração dos planos históricos de informação da área em estudo, foram utilizadas imagens orbitais digitais obtidas pelo sensor TM (Thematic Mapper) do satélite Landsat-5 (Tabela 1), capturadas em 21/06/1984, 21/07/1989, 15/06/1999 e 12/07/2009, e pelo sensor OLI (Operational Land Imager) do satélite Landsat-8 (Tabela 1), capturada em 08/07/2019, disponibilizadas gratuitamente pela National Aeronautics and Space Administration (NASA), em parceria com a United States Geological Survey (USGS), na página Earth Explorer (USGS). Todas as cenas adquiridas são da órbita - ponto 227 – 067, sendo as datas selecionadas em virtude da ausência de nuvens sobre a região em estudo.

As técnicas de pré-processamento caracterizam-se pelo tratamento inicial das imagens obtidas pelos sensores orbitais, proporcionando uma melhor qualidade e adequação dos dados frente aos objetivos de trabalho. Tais correções podem ser de ordem geométrica, radiométrica e atmosférica.

Tabela 1 – Características de operação dos sensores TM (Landsat-5) e OLI (Landsat-8).

Características	Sensor TM	Sensor OLI
Bandas e Resolução espectral	B1 - 0.45 - 0.52 μm	B1 - 0.433 - 0.453 μm
	B2 - 0.52 - 0.60 μm	B2 - 0.450 - 0.515 μm
	B3 - 0.63 - 0.69 μm	B3 - 0.525 - 0.600 μm
	B4 - 0.76 - 0.90 μm	B4 - 0.630 - 0.680 μm
	B5 - 1.55 - 1.75 μm	B5 - 0.845 - 0.885 μm
	B6 - 10.4 - 12.5 μm	B6 - 1.560 - 1.660 μm
	B7 - 2.08 - 2.35 μm	B7 - 2.100 - 2.300 μm
		B9 - 1.360 - 1.390 μm
Resolução espacial	30 m (bandas 1 a 5 e 7) 120 m (banda 6)	30 m (bandas 1 a 7 e 9) 15 m (banda 8)
Resolução radiométrica	8 bits	12 bits
Resolução temporal	16 dias	16 dias
Área imageada	185 km x 185 km	185 km x 185 km

Fonte: NASA e USGS (2019).

Segundo informação da USGS (2019), as imagens de Nível 1, mais especificamente as com denominação L1TP, são os produtos de maior qualidade e adequados para análises de séries temporais, sendo calibrados radiométrica e geometricamente, usando dados de pontos de controle do solo (*GCP – Ground Control Points* ou Pontos de controle no solo), derivados do conjunto Global Land Survey 2000 (GLS2000), e modelo de elevação digital (DEM) para corrigir o deslocamento do relevo.

Obtido juntamente ao pacote de imagens orbitais Landsat, o Relatório de Verificação Geométrica permite a análise da qualidade do produto e da correção geométrica de cada imagem, contendo estatísticas resumidas e lista todos os pontos de verificação, além de fornecer uma representação visual da distribuição espacial dos erros em toda a imagem. No caso das imagens utilizadas neste trabalho, as raízes dos erros quadráticos médios (*RMSE*) são apresentadas na Tabela 2. Em todas as folhas, o RMSE foi inferior a 0,5 pixel.

Tabela 2 – Valores da raiz do erro quadrático médio (RMSE) para os pontos de controle do solo (GCPs) das imagens orbitais Landsat utilizadas.

Folha / ano	RMSE total da folha (pixels)	RMSE do quadrante no qual a microbacia está inserida (pixels)
LT05_L1TP_227067_19840621_20170220_01_T1 / 1984	0,211	0,245
LT05_L1TP_227067_19890721_20170202_01_T1 / 1989	0,244	0,310
LT05_L1TP_227067_19990615_20161219_01_T1 / 1999	0,266	0,289
LT05_L1TP_227067_20090712_20161027_01_T1 / 2009	0,217	0,229
LC08_L1TP_227067_20190708_20190719_01_T1 / 2019	Imagem já corrigida geometricamente e pronta para uso.	

Fonte: USGS (2019).

A correção atmosférica foi realizada no software QGIS versão 2.18.7, complemento Semi-Automatic Classification Plugin (SCP), por meio do método DOS (Dark Object Subtraction), desenvolvido por Chavez (1988). Tal método consiste na correção do espalhamento atmosférico onde a interferência atmosférica é estimada diretamente a partir dos números digitais (ND) da imagem de satélite, sendo ignorada a absorção atmosférica.

No método DOS assume-se que há uma grande probabilidade de existir pixels escuros nas imagens, como áreas com sombras geradas pela topografia ou por nuvens, os quais deveriam apresentar valores baixos ou nulos de reflectância, porém, devido à efeitos da atmosfera, tais áreas sombreadas não são completamente escuras (CHAVEZ, 1988). Para a aplicação desta técnica não há a necessidade de se obter dados sobre as condições atmosféricas na data de obtenção das imagens. Para Chavez (1988), a correção atmosférica é necessária sempre que se pretende trabalhar com dados multitemporais, possibilitando que os dados tenham a mesma escala radiométrica.

Após correção, foram gerados os mosaicos de bandas para cada ano: bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7, para imagens Landsat-5, e bandas 2, 3, 4, 5, 6 e 7, para imagens Landsat-8, com composições RGB utilizadas para visualização da imagem final.

3.2.2. Pré-processamento do Modelo Digital de Elevação (MDE)

Foram utilizados os dados orbitais da missão SRTM - Shuttle Radar Topography Mission, especificamente a imagem SRTM1S11W056V3, capturada em 11/02/2000, com resolução espacial de 1 arco-segundo (30 m), disponibilizadas gratuitamente pela United States Geological Survey (USGS), na página Earth Explorer (USGS).

O MDE SRTM (com resolução espacial de 30 m) foi reprojeto do sistema de coordenadas geográficas para o sistema de projeção UTM, tendo como sistema de referência o WGS84, zona 21S. A reprojeção foi realizada no *software* QGIS® 2.18.18.

A partir das rotinas *Sink Drainage Route Detection* e *Remove Sinks*, presentes no módulo *Terrain Analysis* do SAGA-GIS v6.4.0 (CONRAD et al., 2015), removeu-se os dados discrepantes de elevação (picos ou depressões não condizentes à realidade do terreno) do MDE.

3.2.3. Planos de informação

3.2.3.1. Declividade

O mapa de declividade da microbacia foi gerado a partir do MDE corrigido, em porcentagem, no QGIS v. 2.18.18. As classes de declividade foram definidas conforme classificação da Embrapa (1979).

3.2.3.2. Rede hidrográfica

A rede hidrográfica foi digitalizada a partir do cruzamento de imagens orbitais, verificações em campo e tendência de acúmulo de fluxos, sendo a rede de fluxos gerada pela rotina *Flow Accumulation (Top-Down)*, do SAGA-GIS v6.4.0, com base no MDE corrigido da microbacia.

As áreas de preservação permanente (APP) foram delimitadas segundo a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651/2012), classificando-as em APP degradadas e APP com cobertura florestal.

3.2.3.3. Índice Topográfico de Umidade (TWI)

O TWI é determinado pela Equação 1 (BEVEN; KIRKBY, 1979):

$$TWI = \ln \left(\frac{ac}{\tan\beta} \right) \quad (1)$$

onde:

ac : área específica de acumulação de fluxos ou área de contribuição específica (m^2/m);

β = ângulo de declividade da encosta (em radianos).

O cálculo de ac teve como base o MDE corrigido, com resolução espacial de 30 m, onde o algoritmo MD^∞ (SEIBERT; MCGLYM, 2007) foi processado automaticamente dentro da rotina *Flow Accumulation (Top-Down)* do SAGA-GIS v6.4.0 (CONRAD et al., 2015).

A partir dos mapas de ac e de declividade (convertido para radianos, de modo a atender o modelo do TWI), o TWI foi calculado automaticamente para a área da microbacia hidrográfica pela rotina *Topographic Wetness Index (TWI)* do SAGA-GIS v6.4.0 (CONRAD et al., 2015).

Foram definidas inicialmente dezessete classes de frequência de TWI, posteriormente reclassificados em nove classes, agrupando valores inferiores à 2% de frequência relativa à classe anterior com valor superior a este.

3.2.3.4. Usos e cobertura do solo

Foram gerados mapas de uso e cobertura do solo para os anos de 1984, 1989, 1999, 2009 e 2019 a partir de classificação supervisionada das correspondentes imagens orbitais corrigidas e mosaicadas. Para realização da classificação, utilizou-se o complemento *Semi-Automatic Classification Plugin*

(SCP) e o algoritmo de classificação de máxima verossimilhança (Maximum Likelihood).

O algoritmo determina a probabilidade de um pixel pertencer a uma determinada classe, sendo então, perante um limiar de aceitação que varia de 0 a 1, atribuído à classe para a qual a probabilidade é a mais alta. Utilizou-se um limiar de 100% (1) no complemento SCP, obtendo uma imagem classificada sem rejeição, isto é, com todos os pixels classificados.

Para cada imagem-ano, foram definidas vinte áreas amostrais de treinamento por classe de uso, distribuídas igualmente entre os quadrantes da imagem, sendo definidas apenas duas classes:

- Cobertura florestal: área ocupada com formação florestal nativa, tendo como parâmetros maciços florestais vizinhos pouco ou nada fragmentados e a imagem de 1984, com pouca interferência antrópica visível, sendo adequada para comparação da classe nas imagens de anos posteriores.
- Usos antrópicos: áreas onde houve conversão da floresta nativa em outras formas de uso do solo, como pastagem, culturas agrícolas, estradas, ocupações urbanas, construções rurais e reservatórios artificiais de água.

Em virtude das diferentes proporções de ocupação de cada classe entre as imagens, devido ao processo de remoção e substituição da cobertura florestal ao longo dos anos na região, buscou-se delimitar visualmente as áreas de treinamento conforme a proporção de cada classe na imagem-ano, evitando sub ou superamostragens.

Para reduzir o efeito de pixels isolados, empregou-se um filtro com limite de 2 pixels e oito conexões por pixel (considerando conexões diagonais). Ressalta-se que não houve alteração da forma das manchas de cada classe após o processo, resultando apenas a exclusão de pixels isolados.

A verificação de acurácia é realizada automaticamente pelo complemento SCP, com a geração de uma matriz de confusão, cujos pixels

amostrados são tomados automaticamente na imagem classificada e comparados a pontos de controle delimitados pelo usuário. Foram gerados aleatoriamente cinquenta pontos de controle em cada imagem-ano original.

A partir da matriz de confusão, também é calculado do índice de Kappa (K), permitindo conferir a concordância entre a escolha de amostras feita pelo observador e as geradas pelo processamento automático. A avaliação dos índices K para cada imagem classificada foi feita segundo intervalos de valores apresentados por Landis e Koch (1977) (Tabela 3).

Tabela 3 – Intervalos de valores e classificação de qualidade do índice Kappa.

Intervalo de valores	Classe de qualidade
<0,0	Precária/Descartável
0,0 - 0,20	Ruim
0,21 – 0,40	Aceitável
0,41 – 0,60	Moderada/Boa
0,61 – 0,80	Muito boa
0,81 – 1,00	Quase perfeita

Fonte: Landis e Koch (1977).

Em todas as imagens classificadas, obteve-se índices K superiores a 0,80, sendo consideradas como “Quase perfeitas” (Tabela 4). A qualidade da classificação deve-se à simplificação de classes adotadas, onde facilmente distinguem-se pixels pertencentes a cada classe. Todos os mapas classificados foram mantidos com resolução espacial original de 30 m, de modo a possibilitar a análise temporal da conversão da cobertura florestal.

Tabela 4 – Intervalos de valores e classificação de qualidade do índice Kappa para as imagens classificadas.

Imagem-ano classificada	Índice de Kappa (K)
1984	0,89
1989	0,90
1999	0,98
2009	0,95
2019	0,92

A partir da classificação supervisionada para o ano de 2019 e de imagem orbital de julho de 2018 disponibilizada via Google Earth, detalhou-se

demais usos na microbacia: sistema viário, reservatórios d'água artificiais e áreas construídas.

3.2.4. Caracterização da evolução temporal da cobertura florestal na microbacia

Sendo parte importante na composição da paisagem e sensível às mudanças rápidas na sua conformação, a cobertura florestal e sua dinâmica resultam de processos naturais e antrópicos, estes com grande destaque em um contexto de avanço histórico e agressivo da fronteira agrícola, como o norte do Mato Grosso. Mapear os padrões de uso da terra permite entender, desse modo, essa dinâmica temporal e orientar estratégias adequadas de ocupação do território.

A partir das imagens orbitais adotadas em um intervalo de 35 anos, caracterizou-se nesta etapa da pesquisa a dinâmica de conversão da cobertura florestal da microbacia, avaliando a distribuição dos fragmentos florestais e a conectividade estrutural da paisagem.

3.2.4.1. Análise da paisagem

Para a quantificação e avaliação estrutural da paisagem na microbacia, utilizou-se o software Fragstats v4.2 (Mcgarigal, 2013), sendo selecionadas métricas e índices (Tabela 5) a níveis de mancha, classe e paisagem, conforme Lang e Blaschke (2009) e McGarigal (2013), e utilizada a vizinhança de oito células para quantificação das métricas.

Foi adotado raio de busca de 300 m para os índices de proximidade (PROX) e de conectância (CONNECT), considerando o trabalho original desenvolvido por Gustafson e Parker (1992) associado ao índice PROX e utilizado por Hargis et al. (1998) e Hernandez-Stefanoni (2005), onde é empregado um raio de 10 pixels a partir da mancha focal, com a resolução do pixel variando conforme a escala de trabalho. Adotou-se, para este cálculo, uma dimensão de pixel 30 m, conforme a resolução espacial das imagens Landsat-5 e 8.

Tabela 5 - Métricas utilizadas para quantificação espacial da estrutura da paisagem na microbacia hidrográfica do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.

Nível	Métrica	Intervalo	Descrição
Mancha	Área (AREA)	$AREA > 0$ (ha)	Área de cada mancha que compõe a paisagem.
	Distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN)	$ENN > 0$ (m)	Distância euclidiana da mancha ao vizinho mais próximo de mesma classe.
	Índice de proximidade (PROX)	$PROX \geq 0$ (adimensional)	Relação entre a área e distância dos vizinhos mais próximos à mancha focal, situados em um raio de busca conhecido (150 m).
Classe	Área total (CA)	$CA > 0$ (ha)	Área total de cada classe que compõe a paisagem.
	% da classe na paisagem (PLAND)	$0 < PLAND \leq 100$ (%)	Porcentagem de cada classe em relação à área total da paisagem.
	Número de manchas (NP)	$NP \geq 1$ (adimensional)	Número de manchas que compõe cada classe na paisagem.
	Índice de conectância (CONNECT)	$0 \leq CONNECT \leq 100$ (%)	Número de junções funcionais entre manchas de mesma classe dentro de um raio de busca conhecido (150 m)
	Índice de retalhamento (SPLIT)	$1 \leq SPLIT \leq$ número de células totais da paisagem ao quadrado	Número de manchas obtidas com a divisão da paisagem em manchas de tamanho igual ao da malha efetiva (razão do quadrado da área de cada mancha pela área total da paisagem).
	Índice de coesão de manchas (COHESION)	$0 \leq COHESION \leq 100$ (adimensional)	Coesão e agregação do conjunto de manchas da classe.
	Paisagem	Área total da paisagem (TA)	$TA > 0$ (ha)

Fonte: Adaptado de Lang e Blaschke (2009) e McGarigal (2013).

Na análise ao nível de manchas, foram construídos gráficos *boxplot* a partir do software R[®] de modo a avaliar a amplitude e comportamento dos valores nos anos considerados.

3.2.5. Proposição de áreas prioritárias à restauração florestal na microbacia

Uma vez mapeada a evolução temporal da paisagem na microbacia, onde houve expressiva redução da cobertura florestal, pressupõe-se que ações de restauração são necessárias para o restabelecimento de inúmeros serviços eco-hidrológicos (TAMBOSI et al., 2015) que a vegetação florestal desempenha na paisagem.

Ao adotar uma avaliação multicriterial, embasada em critérios técnicos que cercam a temática da restauração de áreas degradadas, esta etapa da pesquisa visa estabelecer áreas prioritárias à restauração em escala de microbacia e, em seguida, averiguar suas contribuições em relação aos recursos hídricos e aumento da conectividade estrutural da cobertura florestal.

3.2.5.1. Definição dos critérios

Para a definição dos critérios (fatores e restrições) e os pesos dos fatores, empregou-se a Técnica Participatória (EASTMAN et al., 1993; MALCZEWSKI, 1999; EASTMAN, 2001), na qual são consultados especialistas nas diferentes áreas de interesse do trabalho. Eastman (1995) define fatores como atributos ou qualidades que podem realçar ou reduzir a susceptibilidade de uma alternativa no processo em questão, sendo geralmente representados de maneira contínua (lógica *fuzzy*), e restrições como categorias restritivas aos fatores, limitando espacialmente as alternativas.

Além do grupo de pesquisa, foram consultados membros dos Institutos Ouro Verde e Centro de Vida (Alta Floresta - MT) e outros pesquisadores atuantes na temática de restauração ecológica da UFSCar – Araras e de recursos hídricos, totalizando 7 participantes com formações acadêmicas atuações profissionais diversas.

Durante as consultas, foram apresentados o resumo inicial do projeto de pesquisa, uma breve caracterização da área de estudo, descrição da metodologia de consulta aos especialistas e fornecida uma tabela a ser

preenchida com os fatores escolhidos e os respectivos pesos. Ressalta-se que nesta tabela inicial já constavam três fatores previamente discutidos pelo grupo da pesquisa, dentre eles o Índice Topográfico de Umidade. Contudo, em todos os contatos com os/as participantes explicitou-se, diversas vezes, que os fatores iniciais poderiam ser alterados ou substituídos conforme avaliação dos mesmos.

As informações coletadas foram integradas e estabelecidos os critérios finais a serem empregados. Para cada conjunto de pesos associado a um fator, foi determinado um valor único representativo, de modo a refletir a distribuição e comportamento de cada conjunto estabelecido pelos especialistas.

Foram adotados três fatores para definição das áreas prioritárias à restauração, sendo eles: proximidade entre fragmentos florestais maiores que 1 ha, declividade e índice topográfico de umidade (TWI). Também foi estabelecido conjunto de áreas restritas.

Proximidade de fragmentos florestais maiores que 1 ha

Sendo diversos os impactos decorrentes do processo perda e fragmentação de habitats, sobretudo para a conservação da biodiversidade (FAHRIG, 2003; HADDAD et al., 2015), estratégias de restauração demandam esforços no sentido de se restabelecer a conectividade entre os fragmentos ainda existentes, possibilitando fluxos e intercâmbios entre habitats isolados (METZGER, 2008).

Assim, busca-se com esse fator priorizar a união ou redução da distância entre fragmentos florestais na microbacia, de modo a contribuir para aumento da conectividade estrutural da paisagem, bem como propiciar a aceleração do processo de restauração pela proximidade a potenciais fontes de propágulos.

Para a construção do mapa de proximidade de fragmentos florestais, tomou-se como base o mapa de usos e cobertura do solo para o ano de 2019. Foram excluídas as manchas da classe de cobertura florestal com área inferior

à 1 ha e gerado o mapa com distância entre os fragmentos maiores, sendo tais distâncias restringidas aos limites da microbacia. A resolução de 30 m do mapa original foi mantida para o mapa do fator.

O mapa de distância dos fragmentos florestais foi normalizado na escala 0-255 bytes a partir de uma função linear decrescente. Assim, associou-se maior prioridade à restauração à áreas próximas dos fragmentos florestais existentes.

Declividade

Quando associado à remoção na vegetação natural e manejos inadequados do solo, o fator declividade está intimamente relacionado ao aumento do escoamento superficial em encostas, modificando o comportamento hidrológico e podendo desencadear processos erosivos e movimentos de massa em áreas mais sensíveis na microbacia (SILVA et al., 2011). Além de alterações nos picos de vazão e redução da infiltração, e, portanto, recarga do lençol freático, o maior escoamento superficial, potencializado em áreas com declividade acentuada, contribui para o aumento do carreamento e perda de solo para corpos d'água, seu assoreamento e modificações das características físico-químicas da água.

Assim, a restauração e conservação da vegetação nas áreas com maior declividade possibilitam uma melhor estruturação do solo, redução do escoamento superficial e aumento da infiltração de água.

O mapa do fator teve como base no mapa de declividade da microbacia, sendo normalizado na escala 0-255 bytes a partir de uma função linear crescente, com áreas de maior declividade associadas a maior prioridade a restauração.

Índice Topográfico de Umidade - *TWI*

As inúmeras funções eco-hidrológicas desempenhadas pela vegetação ripária, atuando na proteção e manutenção dos recursos hídricos e da

biodiversidade (METZGER, 2010; TAMBOSI et al., 2015), motivam diversos trabalhos, cujo objetivo é a seleção de áreas prioritárias à restauração florestal, a empregarem fatores associados à proximidade da rede hidrográfica da área em estudo na composição dos critérios de escolha (SARTORI; SILVA; ZIMBACK, 2012; VALENTE; PETEAN; VETTORAZI, 2017; ALMEIDA et al., 2019).

Contudo, ao definir apenas a distância a partir do curso d'água como parâmetro associado ao interesse de proteção hídrica, demais áreas da microbacia podem ser subestimadas, apesar da importância da conformação do relevo nos processos de geração de escoamento superficial, infiltração e abastecimento do lençol freático. Segundo Tambosi et al. (2015), a presença da vegetação não apenas nas zonas ripárias, mas nas diferentes posições do relevo garante uma série de serviços ecossistêmicos e de proteção dos recursos hídricos complementares entre si.

Assim, adotou-se o *TWI* como uma alternativa a distância da rede hidrográfica enquanto fator de prioridade. Ao considerar a conformação do relevo, na forma da declividade da encosta e área contínua de acúmulo de fluxos, como base para sua determinação, o *TWI* possibilita uma espacialização contínua do comportamento hídrico em toda a microbacia e não apenas nos cursos d'água previamente delimitados. Além disso, uma vez que maiores valores de *TWI* estão presentes nas áreas de maior acúmulo de fluxo hídrico, em fundos de vale, por exemplo, o índice permite que tais áreas tenham relevância na priorização.

Com o mapa do Índice Topográfico de Umidade já elaborado, realizou-se sua normalização na escala 0-255 bytes com uma função linear crescente, garantindo maior prioridade às áreas com maiores valores de *TWI*.

Restrições

As restrições caracterizam-se como áreas nas quais são impossibilitadas as ações de restauração, como construções em geral (residências, escolas,

galpões, currais e outras destinadas à atividade agropecuária), estradas, corpos d'água (reservatórios) e fragmentos florestais. No caso dos fragmentos, ressalta-se que foram considerados como restritas também as manchas inferiores à 1 ha.

Diferentemente dos mapas de fatores, o de restrições possui apenas valores nulos ou unitários (0 ou 1), onde o valor nulo representa restrição e o unitário, aptidão (restante da microbacia excluída as áreas acima descritas).

3.2.5.2. Definição dos pesos dos fatores

Os pesos dos fatores foram determinados a partir da Técnica Participatória (EASTMAN et al., 1993; MALCZEWSKI, 1999; EASTMAN, 2001) e do Método de Comparação pareada proposto por Saaty (1977, 1980), no contexto do Processo Hierárquico Analítico. A fim de definir uma escala para normalizar as comparações entre critérios, Saaty (1977) propôs uma escala numérica distribuída em nove níveis (Tabela 6).

Tabela 6 - Escala de valores para comparação pareada e suas definições, segundo Saaty (1977).

Valor	Definição e explicação
1	Igual importância – ambos os critérios contribuem da mesma maneira para o objetivo.
3	Pouco mais importante – a experiência e a avaliação apontam que um critério é um pouco mais importante que o outro.
5	Muito mais importante – a experiência e a avaliação apontam que um critério é mais importante que o outro.
7	Bastante mais importante – um critério é predominante em relação ao outro e sua importância é observada na prática.
9	Extremamente mais importante – um dos critérios é absolutamente mais importante e predominante sobre o outro para atingir o objetivo
2, 4, 6, 8	Valores intermediários – Podem ser usadas para refinamento.
Valores recíprocos	Se um critério i tem determinado valor acima em relação a outro critério j , então este tem valor recíproca em relação a i (se $a_{ij} = x$, então $a_{ji} = 1/x$).

Fonte: Adaptado de Saaty (1977).

Devido a variação de valores dos pesos para proximidade de fragmentos florestais e *TWI*, mostrou-se inviável a realização de qualquer ponderação a partir dos valores originais (de 1 a 9) das matrizes preenchidas pelos especialistas. Optou-se pela determinação, para cada matriz, dos respectivos pesos de importância para cada fator de prioridade e a taxa de consistência da matriz.

Em função das inúmeras possibilidades de adoção dos critérios e da comparação e ponderação entre estes, Saaty (1980) propôs a determinação de uma Taxa de Consistência (TC), indicando a probabilidade de que os valores de comparação entre os fatores tenham sido gerados aleatoriamente. Para avaliar a consistência da matriz de comparação, determina-se o valor da Taxa de Consistência (TC) pela Equação 2:

$$TC = CI/RI \quad (2)$$

onde:

CI: Índice de Consistência;

RI: Índice de Aleatoriedade.

Valores de RI foram calculados Saaty (1980) a partir de valores médios de CI obtidos para matrizes geradas aleatoriamente. Por sua vez, CI é determinado pela Equação 3. Saaty e Vargas (1991) ressaltam que valores de TC adequados devem ser inferiores a 0,1.

$$CI = \frac{\lambda_{m\acute{a}x} - n}{n - 1} \quad (3)$$

onde:

$\lambda_{m\acute{a}x}$: autovalor máximo da matriz de comparação;

n : ordem da matriz.

O complemento *Easy AHP - Analytic Hierarchy Process*, interno ao *software* QGIS® 2.18.18, possui uma rotina automatizada que determina tanto os autovetores da matriz de comparação (e, conseqüentemente, os pesos de

ponderação finais) quanto os Índices de Consistência e Aleatoriedade e a Taxa de Consistência.

Para a integração e geração de um peso final dos fatores, adotou-se o valor médio entre os sete pesos de cada fator. Alguns trabalhos mostram que o emprego da média entre pesos pode não ser bem representativa (MELLO et al., 2018), sendo importante a determinação de valores a partir de consenso vindo dos especialistas consultados (BOROUSHAKI; MALCZEWSKI, 2010). Contudo, como a consulta os especialistas se deu de forma individual, o grupo de pesquisa encontrou no valor médio uma aproximação aplicável para este caso.

Visando certificar que o peso médio final seria derivado de uma matriz com taxa de consistência adequada, procedeu-se, a partir do valor médio, o cálculo inverso de modo a encontrar a matriz que originaria tais pesos. Uma vez definida, determinou-se sua taxa de consistência.

3.2.5.3. Combinação Linear Ponderada (CLP)

Normalizados os mapas dos fatores na escala 0-255 bytes, estes foram combinados por meio de uma média ponderada a partir do processo de Combinação Linear Ponderada – CLP ou WLC (do inglês *Weighted Linear Combination*), conforme apresentado na Equação 4 (VOOGD, 1983).

$$S = \sum_i w_i x_i \quad (4)$$

onde:

S: valor final da combinação;

w_i : peso do fator i ;

x_i : valor normalizado para ao fator i .

No caso da presença de fatores de restrição (áreas aptas ou inaptas), inclui-se um novo componente à equação, conforme visto na Equação 5. A área cujo produto resulta em um valor nulo é entendido como inapta (ou com restrições) para ações de restauração.

$$S = (\sum_i w_i x_i) \times c_j \quad (5)$$

onde:

c_j : restrição j .

Em trabalhos com mapas no formato raster, cada célula (ou pixel) possui o valor normalizado, restando combinar os mapas dos fatores entre si, multiplicando-os pelos respectivos pesos de importância.

No *software* QGIS[®] 2.18.18, utilizou-se como base a Equação 5 na *Calculadora Raster* para geração do mapa de áreas prioritárias à restauração. Em seguida, o mapa de áreas prioritárias foi reclassificado em cinco classes de prioridade, de mesma amplitude, para melhor visualização da distribuição de cada classe na microbacia.

3.2.5.4. Caracterização ambiental e da paisagem em cenários de restauração de áreas prioritárias

O processamento das imagens raster e camadas vetoriais no SIG, com sequenciais etapas de combinação de mapas, vetorização e rasterização, resultaram em alterações na área total e disposição dos fragmentos existentes para o ano de 2019 na microbacia. A fim de se ter um mapa base para verificação das alterações na paisagem advindas de possíveis ações de restauro das classes de prioridade, elaborou-se um novo mapa simplificado de uso do solo para o ano de 2019 (composto pelas classes de cobertura florestal e usos antrópicos) partindo do produto final da CLP.

Com base no novo mapa, foram avaliadas mudanças na conformação espacial da cobertura florestal na paisagem, visando sua conectividade estrutural. Foi empregado o *software* Fragstats v4.2 (Mcgarigal, 2013) e adotadas as mesmas métricas utilizadas na análise da paisagem da evolução temporal da cobertura florestal da microbacia. As mudanças consistiram nos seguintes cenários, além da conformação atual de 2019: 1) Restauração de áreas com nível de prioridade muito alta; 2) Restauração de áreas com níveis de prioridade muito alta e alta.

Também foi avaliada a disposição das classes de prioridade muito alta, alta e moderada perante as APP degradadas da microbacia e classes de TWI. A disposição das classes nestas áreas permite não só verificar o comportamento espacial da priorização perante os cursos d'água e zonas ripárias, mas também se o TWI mostra-se adequado ou não enquanto fator de prioridade na análise multicriterial.

3.2.6. Proposição de áreas para restauração ou aumento do componente arbóreo pelos agricultores

Como bem apontado por Engel e Parrotta (2008), apesar de a definição conceitual de restauração envolver também as dimensões sociais e econômicas, tem-se dado maior destaque e espaço apenas aos aspectos ecológicos e silviculturais. Questões associadas ao homem e a mulher que vivem na terra, como usos e manejos do solo, estrutura fundiária, aspectos culturais diversos, políticas públicas, entre outras, são de grande importância na composição de estratégias efetivas de restauração.

Nesta etapa da pesquisa, buscou-se entender, mesmo que brevemente, quem são os agricultores, atores que de fato vivem na área de estudo e conhecem os pormenores de suas propriedades, tem suas perspectivas de passado, presente e futuro e, perante seus desejos e andanças pela terra, imaginam (ou não) possíveis modificações em seus usos e cultivos.

Seleção das propriedades

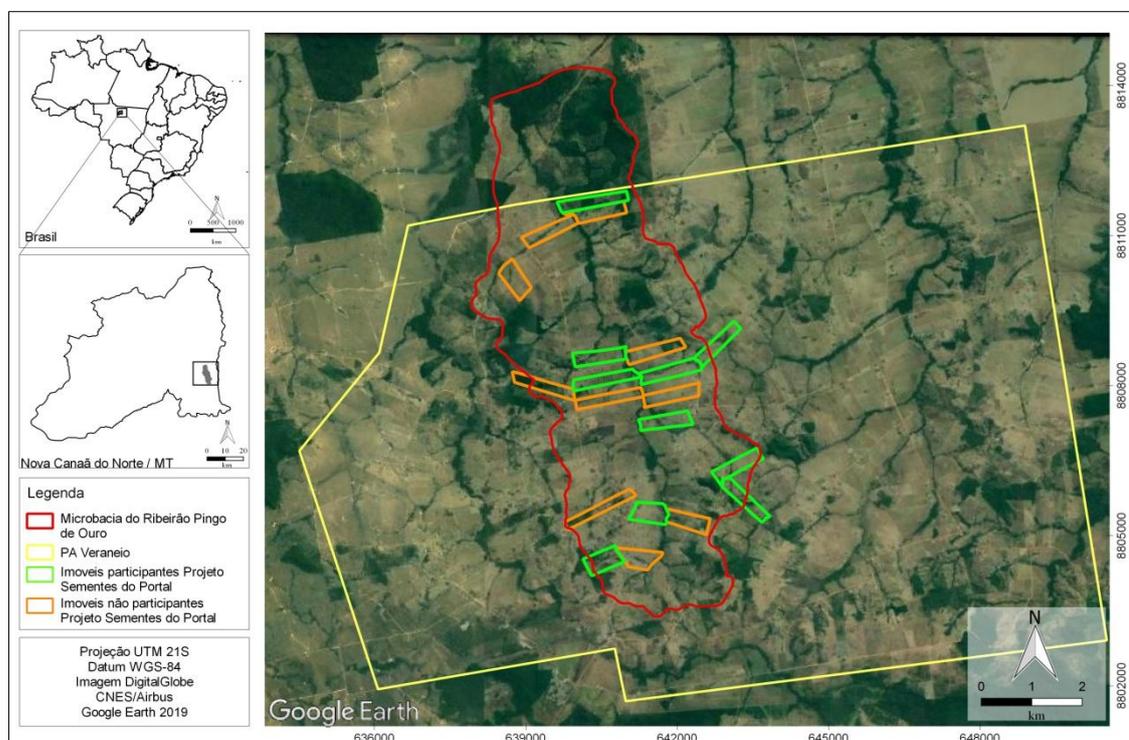
Dentre as propriedades do Assentamento Veraneio e inseridas (totalmente ou parcialmente) na microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, optou-se por separá-las em dois grupos: i) propriedades que participaram do Projeto Sementes do Portal (Fases I e II); ii) propriedades que não participaram do Projeto Sementes do Portal.

A fim de evitar enviesamento dos resultados, adotou-se uma seleção aleatória das propriedades dentro de cada grupo, a partir da ferramenta de geoprocessamento vetorial *Seleção aleatória*, do QGIS® 2.18.18. Contudo, em

algumas propriedades não foi possível realizar a visita, sendo necessária sua substituição por outras próximas. Os motivos que impossibilitaram as visitas deram-se pela ausência dos moradores no local, seja pelas propriedades estarem desabitadas ou pelos moradores raramente estarem nela (morando na área urbana de Nova Canaã do Norte ou de outros municípios), além da livre opção de alguns agricultores em não participar da pesquisa.

Foram realizadas visitas a vinte e uma propriedades, sendo, posteriormente selecionadas apenas vinte entrevistas para desenvolvimento da pesquisa, correspondendo a dez de cada grupo (Figura 4). Optou-se por não integrar a entrevista realizada na segunda propriedade visitada por situar-se, em sua maior parte, em outra microbacia hidrográfica, incluindo os dois cursos d'água que a atravessam. Assim, as entrevistas estão enumeradas do número 1 ao 21, excluindo-se a entrevista de número 2.

Figura 4 – Localização dos imóveis visitados no PA Veraneio, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.



Visitas

Durante as visitas, foram realizadas entrevistas semi-estruturadas e caminhadas transversais pelas propriedades e construído um mapa da propriedade pelos agricultores, com base em imagens orbitais da mesma, sendo as três ferramentas integrantes do Diagnóstico Rural Participativo – DRP (VERDEJO, 2010).

A entrevista semi-estruturada deu-se com base em um roteiro elaborado previamente, abrangendo pontos como histórico do entrevistado, o histórico da propriedade e os usos do solo atuais e futuros, presença/ausência do componente florestal na propriedade e na comunidade/região. Ao início da entrevista, apresentou-se o Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE) – submetido e aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa da UFSCar, sob o Parecer 2.956.330.

No caso do mapa da propriedade (Figura 5), solicitou-se aos agricultores a identificação e delimitação dos diferentes usos do solo atuais e, em um segundo mapa, se o entrevistado possui desejo ou intenção de alterar algum uso ou área da propriedade, sobretudo se destinaria mais áreas para o plantio arbóreo para diversos fins (restauração, silvipastoril, pomares, entre outras).

Figura 5 – Momento de desenho do mapa pelos agricultores.



Durante a caminhada pela propriedade buscou-se complementar informações citadas ao longo da entrevista, além de reconhecer elementos descritos na etapa de mapeamento e levantar material fotográfico.

Análise das entrevistas

As informações obtidas a partir das entrevistas (anotações e áudios) foram sistematizadas e organizadas, com emprego de estatística descritiva para análise de dados quantitativos.

Para citação das falas no texto, estas foram editadas parcialmente, de modo a suprimir vícios de linguagem (como “né”, “tá”, etc), sem distorcer seu sentido ou ideia. Sua apresentação se deu com base na NBR 10520 (ABNT, 2002), onde foram empregados os símbolos [...] para supressões, [] para acréscimos ou comentários pelo pesquisador e ... para pausas durante a fala ou interrupções por outras falas.

Digitalização dos mapas dos agricultores

Com base nas delimitações feitas pelos agricultores nas imagens orbitais impressas e, de maneira complementar, os relatos durante as entrevistas, observações durante as caminhadas pelas propriedades e em imagens orbitais, foram definidos os usos e cobertura do solo atuais e futuros nas propriedades. Ressalta-se que alguns entrevistados relataram não pensar em mudanças, seja para novos cultivos ou plantios arbóreos. Foram definidas vinte classes a partir das informações levantadas em campo, apresentadas e resumidamente descritas e ilustradas na Tabela 7.

Os mapas foram digitalizados e geoprocessados no QGIS[®] 2.18.18. As imagens foram georreferenciadas utilizando o modelo de transformação Suavizador em Lâminas Finas (*Thin plate spline – TPS*) e o método de reamostragem do vizinho mais próximo. Os erros médios (RMS) das imagens ficaram entre 10^{-7} e 10^{-8} pixel, sendo adotados quatro pontos de controle associados aos quatro cantos da imagem, tendo como referências elementos fixos na paisagem (árvores, estradas ou construções).

Tabela 7 – Classes de uso do solo nas propriedades visitadas.

Classe	Descrição
Construções	
Residência	Residência da família
Curral / Galpão / Resfriador de Leite	Locais de uso geral voltados para a produção agropecuária
Cobertura florestal	
Mata (existente) (Fig. A)	Cobertura florestal existente, geralmente em APP ou áreas com maior declividade
Área em regeneração natural (Fig. B)	Área atualmente destinada a regeneração natural, cercada ou não
Área em restauração com SAF implantado (Fig. C)	Áreas atuais com plantio de SAF multiestrato, porém em processo de estabelecimento
Mata (restauro convencional ou regeneração natural)	Áreas futuras onde espera-se que a regeneração natural ou conduzida tenha avançado
Mata (restauro com SAF)	Áreas futuras onde houve desenvolvimento do SAF multiestrato em uma cobertura florestal
Juquira (Fig. D)	Denominação genérica da vegetação de porte baixo ou em transição para capoeira, presente em áreas com pouco uso/abandonadas.
	
Pastagem	
Pastagem convencional (Fig. E)	Pastagem cultivada de maneira extensiva
Pastagem com juquira (Fig. F)	Pastagem cultivada de maneira extensiva com presença de vegetação de portes variados, em função do manejo
Sistema Silvopastoril simplificado (Fig. G)	Sistema silvipastoril com baixa diversidade de espécies arbóreas
Sistema Silvopastoril com SAF (Fig. H)	Sistema Silvopastoril com piqueteamento e plantio de linhas de SAF multiestrato entre piquetes (Modelo Projeto Sementes do Portal)

Tabela 7 (conclusão) – Classes de uso do solo nas propriedades visitadas.



Outros usos

Silagem (Fig. I)	Plantios de cana-de-açúcar ou napiê/outras gramíneas para uso como silagem
Horta ou Roça convencional (Fig. J)	Cultivos de horta (hortaliças e legumes) ou de roça (feijão, mandioca, milho) de maneira convencional
Pomar convencional (Fig. K)	Plantio de espécies frutíferas em geral, de maneira convencional
Roça / Pomar com SAF (SAF de produção) (Fig. L)	Plantio de SAF de produção (consórcios entre arbóreas frutíferas e cultivos anuais), no modelo do Projeto Sementes do Portal
Pousio	Área atual sem uso, com cobertura de gramíneas ou solo exposto.
Quintal (Fig. M)	Área no entorno da residência com plantios diversos e para uso de lazer da família
Área degradada (Fig. N)	Área com presença de processos erosivos, oriunda de escavação para mineração



Apesar de os sistemas silvipastoris serem em si próprios classificados como tipos de sistemas agroflorestais, conforme May e Trovatto (2008), Miccolis et al (2016) e Nair (1984), as classes de sistemas silvipastoris simplificados e sistemas silvipastoris com SAF foram assim denominadas de forma a melhor expressar a configuração e composição destes sistemas no contexto estudado.

3.2.7. Paralelos entre áreas prioritárias à restauração via AMC e propostas pelos agricultores

Para verificar contribuições das ações futuras dos agricultores entrevistados em relação às áreas prioritárias advindas da CLP, estas foram delimitadas de modo a se obter apenas as áreas prioritárias dentro dos limites dos imóveis. Assim, foram construídos três cenários de restauração: 1) restauração de áreas com nível de prioridade muito alta; 2) restauração de áreas com níveis de prioridade muito alta e alta; e 3) restauração conforme indicação dos agricultores.

A distribuição espacial dos fragmentos em ambas as propostas, apesar de delimitadas apenas dentro dos imóveis, foram avaliadas ao nível de microbacia, a fim de verificar alterações na conectividade estrutural na paisagem. Foram utilizadas as mesmas métricas de paisagem adotadas na caracterização e evolução temporal da cobertura florestal da microbacia e das áreas prioritárias à restauração. Ainda com base apenas nas áreas de restauro internas aos imóveis, foram avaliadas as sobreposições perante as APP hídricas sem cobertura florestal das propriedades, bem como sobreposições entre as propostas.

Devido às mudanças de escalas advindas do mapeamento da microbacia (imagem orbital com resolução de 30 m) e das propriedades (maior detalhamento pelos agricultores e emprego de imagem orbital com resolução mais fina), há a possibilidade de eventuais discrepâncias na delimitação de manchas florestais associadas à estas propriedades. Assim, optou-se por padronizar a cobertura florestal apenas pela classificação supervisionada das

imagens orbitais Landsat-8, de modo a padronizar este uso do solo e possibilitar comparações entre as propostas e alteração ao nível de microbacia.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Usos e cobertura do solo

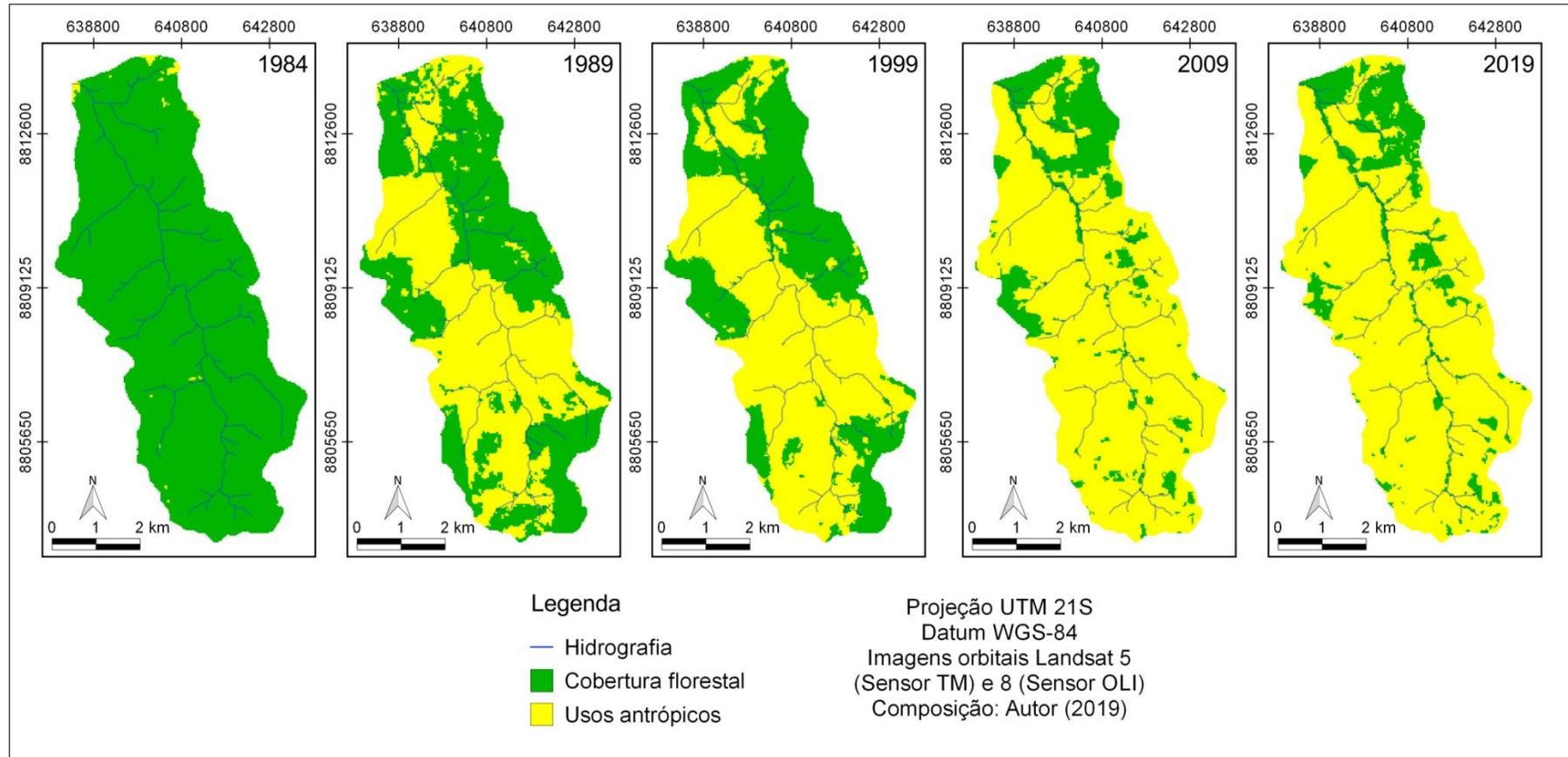
4.1.1. Caracterização da evolução temporal da cobertura florestal na microbacia

O mapeamento da microbacia e sua evolução temporal demonstrou uma redução expressiva da área de cobertura florestal no período de 35 anos (Figuras 6 e 7 e Tabela 8). Esse processo ocorreu de maneira abrupta em dois momentos: entre 1984 e 1989 houve uma redução de mais de 50% da área coberta com vegetação florestal; e entre 1999 e 2009, com redução de 22,9% (percentuais em relação à área total da microbacia).

Esses dois momentos e respectivos padrões de desmatamento estão associados ao processo de ocupação da microbacia. Iniciada em 1984 com abertura de áreas para pastagens pela Fazenda Veraneio, tal processo segue, conforme descrito por Oliveira Filho e Metzger (2006), um padrão característico de grandes propriedades rurais, cujas áreas abertas são superiores a 1000 ha e em formatos regulares. Geralmente, segundo os autores, os atores deste processo são originários de outras regiões do país, atraídos para a região pelo reduzido valor das terras na época.

O segundo momento ocorreu após a criação do PA Veraneio (final de 1997 - refletido no mapa de 1999), onde parte dos fragmentos restantes é reduzida e fragmentada, porém de maneira gradual. Tais fragmentos, situados em topos de morro e encostas da microbacia, foram preservados pela antiga Fazenda, seja pelo uso extensivo em outras partes da propriedade rural, (sobretudo em áreas com relevo menos acidentado e com acesso à água), seja pela possibilidade de inclusão para fins de adequação ambiental. Contudo, a alocação de famílias em tais setores do assentamento bem como fatores limitantes para desenvolvimento da atividade agropecuária pressionaram os assentados a abrirem novas áreas.

Figura 6 – Evolução temporal da cobertura florestal na microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.



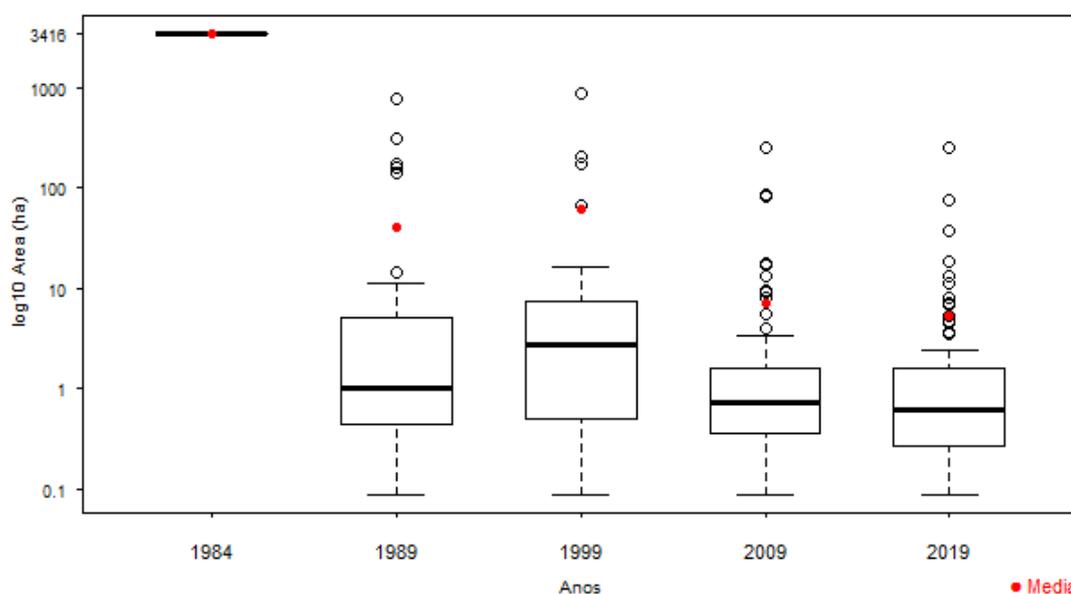
Fonte: Imagens orbitais Landsat 5 (anos 1984, 1989, 1999 e 2009) e 8 (2019). Composição: Autor (2019).

Tabela 8 - Valores obtidos para métricas de área referentes à classe de cobertura florestal da microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.

Ano	1984	1989	1999	2009	2019
CA (ha)	3416,04	1644,12	1389,51	601,29	564,93
PLAND (%)	99,37	47,84	40,43	17,5	16,44
AREA_MN (ha)	3416,04	41,1	60,41	6,99	5,43
AREA_MD (ha)	3416,04	1,04	2,79	0,72	0,63
AREA_SD	0	133,7	184,1	29,88	26,05

CA - área total da classe (hectare); PLAND – porcentagem da classe em relação à área total da paisagem (%); AREA_MN, _MD _SD – áreas média, mediana e desvio padrão, respectivamente, do conjunto de manchas da classe (hectare).

Figura 7 – Evolução temporal das manchas da classe de cobertura florestal, em termos de área, na microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.



Entre os anos de 2009 e 2019, contudo, apesar de observada pequena diminuição percentual na cobertura florestal, verifica-se um aumento de manchas, sobretudo de menores dimensões situadas no centro da microbacia, próximas ao curso d'água principal.

Analisando as alterações no número de manchas e suas áreas relativas neste período (Tabela 9), verifica-se que não houve supressão de fragmentos

superiores a 10 ha, mas redução em suas áreas, sobretudo nas manchas entre 10-100 ha. Os valores do desvio padrão para as áreas das manchas (Tabela 8) corrobora essa redução do tamanho dos fragmentos maiores, uma vez que é verificada redução brusca do desvio entre os anos de 1999 e 2009 e menos acentuada de 2009 a 2019.

Tabela 9 – Distribuição das classes de tamanho das manchas de cobertura florestal da microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.

Ano	Área (ha)				
	<1	1-5	5-10	10-100	>100
	Número de manchas				
	Área do grupo (ha) e % de área coberta na microbacia				
	0	0	0	0	1
1984	-	-	-	-	3416,04 (99,37%)
	20	10	3	2	5
1989	10,08 (0,29%)	18,9 (0,55%)	19,8 (0,58%)	25,83 (0,75%)	1569,51 (45,67%)
	8	6	4	2	3
1999	3,33 (0,10%)	14,49 (0,42%)	26,64 (0,78%)	83,25 (2,42%)	1261,8 (36,71%)
	54	19	5	7	1
2009	27,36 (0,80%)	38,16 (1,11%)	37,62 (1,09%)	242,46 (7,05%)	255,69 (7,44%)
	65	27	4	7	1
2019	24,75 (0,72%)	52,83 (1,54%)	27,45 (0,80%)	207,18 (6,03%)	252,72 (7,35%)

Para as manchas menores que 1 ha, apesar do aumento no número de manchas, houve redução em sua área, sendo observada situação oposta para o grupo entre 1-5 ha, com aumento da área e do número de manchas. Como observado nos mapas de 2009 e 2019, houve tanto a supressão de manchas como o aparecimento de novas, sobretudo nas regiões próximas ou sobrepostas ao curso d'água principal da microbacia.

As discussões sobre as mudanças na legislação ambiental no Brasil em 2012, com substituição do Código Florestal (Lei 4771, de 15 de setembro de 1965) pela LPVN (Lei 12651/2012), com decorrente criação e obrigatoriedade do Cadastro Ambiental Rural (CAR) para os imóveis rurais, pode ter influenciado positivamente na destinação destas áreas para restauração ou regeneração natural.

A legislação e também a redução do uso do fogo na renovação das pastagens, a diminuição do manejo contínuo para retirada da vegetação espontânea, o cercamento total ou parcial das APP ou mesmo a redução do acesso do gado aos cursos d'água pela oferta hídrica em bebedouros e tanques escavados podem criar condições para regeneração da vegetação ou melhoria da qualidade das manchas existentes.

Essa acelerada alteração na paisagem foi verificada em diversos trabalhos na região Norte. Em uma área de estudo de 2019 km², no município de Marabá (PA), Pereira et al. (2001) identificaram diminuição de 95% para 58% da cobertura florestal entre os anos de 1973 e 1997, com aumento de cerca de 50% das áreas com pastagem no mesmo período.

Michalski, Peres e Lake (2008) constataram uma conversão de aproximadamente 50% da cobertura florestal entre 1984 e 2004 na região de Alta Floresta (MT), enquanto Fernandes et al. (2018), observaram um quadro de desmatamento acumulado de 71% para o município de Carlinda (MT), ambos os municípios vizinhos à Nova Canaã do Norte.

Além da redução de área da cobertura florestal, o processo de retalhamento de remanescentes maiores em pequenas manchas e sua distribuição na paisagem também caracteriza os efeitos da fragmentação constatados em diversos trabalhos. Ribeiro et al. (2009), ao quantificarem os remanescentes florestais da Mata Atlântica e sua distribuição espacial, apontaram que 83,4% da totalidade de fragmentos são menores que 50 ha, correspondendo a apenas 20,2% da área total restante deste bioma.

No interior paulista, Mello et al. (2014) avaliaram que 94,84% dos fragmentos no município de Sorocaba (SP) são inferiores à 10 ha, enquanto que, em uma microbacia hidrográfica no município de Alta Floresta (MT), Bleich e Silva (2013) constataram que 68% dos fragmentos encontrados são inferiores a 10 ha e 71,4% da totalidade estão próximos à cursos d'água. Para o ano de 2019, 92% das manchas florestais na microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro possuem áreas inferiores a 10 ha, representando apenas 18,6% da área com cobertura florestal.

Forman e Godron (1986) e Lang e Blaschke (2009) discutem que a área é umas das principais medidas da estrutura da paisagem por refletir a disponibilidade de habitats e recursos. Especificamente a área média das manchas pode ser um indicativo do processo de fragmentação, uma vez que são considerados o número e tamanho das manchas na paisagem em sua quantificação (MCGARIGAL; MARKS, 1995).

Fragmentos de maiores dimensões, segundo Forman (1995), desempenham inúmeros papéis ecológicos fundamentais na paisagem, como controlar quali-quantitativamente os recursos hídricos, serem habitats preferenciais e de escape para inúmeras espécies animais e mantenedora da biota e suas relações intra e interespecíficas. Já fragmentos pequenos apresentam menor variedade de habitats, são mais afetados pelo efeito de borda e pressão da matriz na qual estão inseridos, além de efeitos demográficos negativos em consequência da reduzida população (LAURANCE, VASCONCELOS, 2009; RAMBALDI, OLIVEIRA, 2003).

Por outro lado, pequenas manchas de vegetação também exercem funções ecológicas importantes, servindo de habitats temporários e trampolins ecológicos (*stepping stones*) para espécies que encontram dificuldades em transpor grandes distâncias pela matriz, conferindo maior permeabilidade à esta (FORMAN, 1995; METZGER, 2006; SAURA et al., 2014). Assim, a presença de pequenos fragmentos traz benefícios complementares aos maiores presentes na matriz, porém devem ser observados como acréscimo à estes e nunca como substitutos (FORMAN, 1995).

Ribeiro et al. (2009) observaram que o isolamento médio entre fragmentos aumenta de 1441 m para 3532 m quando manchas florestais inferiores a 50 ha são desprezadas na análise da paisagem e fragmentação da Mata Atlântica.

Na área de estudo, de 1984 até 2009, verifica-se um aumento da quantidade de fragmentos menores que 10 ha (Tabela 9) e do isolamento entre as manchas florestais, bem como da redução de valores para os índices de proximidade e conectividade, sendo as maiores alterações entre 1984 e 1989 e entre 1989 e 1999 (Tabela 10 e Figuras 8 e 9).

Tabela 10 - Valores obtidos para métricas de subdivisão, isolamento/proximidade, conectividade e retalhamento referentes à classe de cobertura florestal da microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.

Ano	1984	1989	1999	2009	2019
NP	1	40	23	86	104
ENN_MN (m)	-	87,1	143,01	161,45	143,69
ENN_MD (m)	-	67,08	94,87	94,87	94,87
PROX_MN	-	469,03	225,27	30,09	23,2
PROX_MD	-	193,86	27,06	2,04	2,49
CONNECT (%)	-	9,23	8,3	2,52	2,45
COHESION	99,99	98,61	98,92	95,75	95,73
SPLIT	1,01	15,09	13,68	145,79	160,41

NP – número de manchas da classe; ENN_MN e _MD – distâncias euclidianas média e mediana, respectivamente, do vizinho mais próximo do conjunto de manchas da classe (metro); PROX_MN e _MD – índices de proximidade médio e mediano, respectivamente, do conjunto de manchas da classe para raios de busca de 300 metros; CONNECT – índices de conectância para raios de busca de 300 metros (%); COHESION – índice de coesão de manchas; SPLIT – índice de retalhamento.

Em 1984, a matriz da paisagem era composta por vegetação nativa. Com a abertura de áreas centrais na microbacia para o estabelecimento de pastagens, houve ruptura dessa matriz, com surgimento de, basicamente, três conjuntos de manchas, situadas em áreas de interflúvio e vertente nas cabeceiras ao sul; interflúvio e vertente situados a oeste e, o maior conjunto, no interflúvio, encosta e margens a direita do canal e conectados ao exutório da microbacia.

Figura 8 – Evolução temporal da métrica de distância euclidiana do vizinho mais próximo para conjunto de manchas da classe de cobertura florestal florestais na microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.

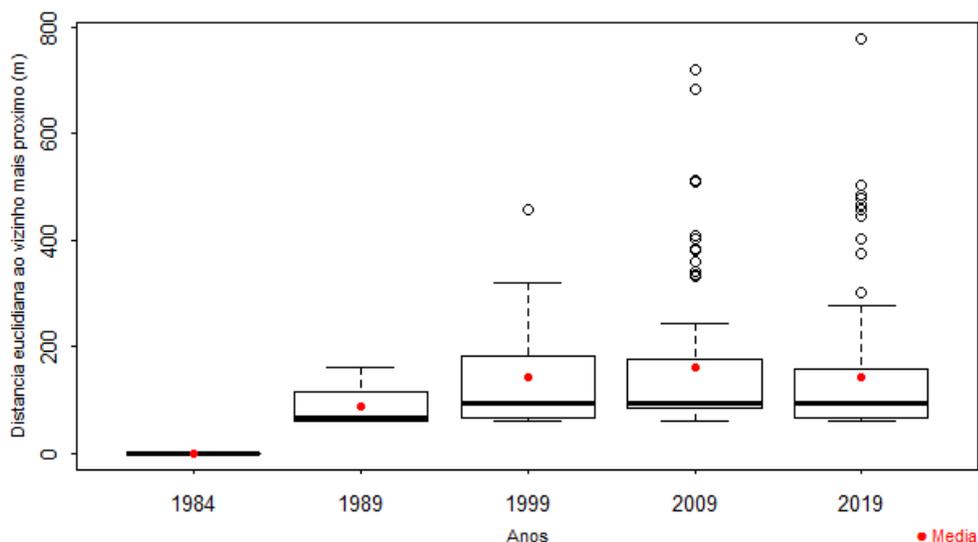
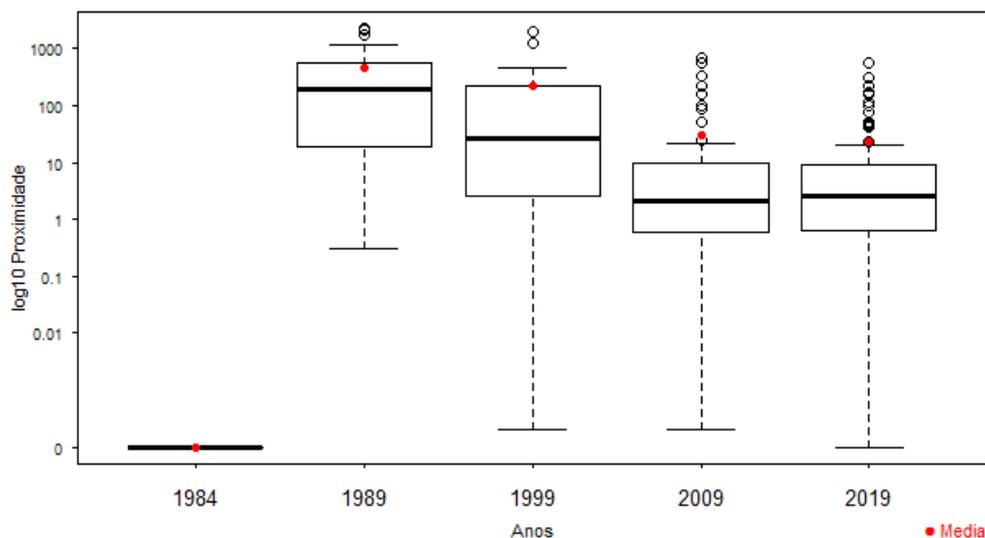


Figura 9 – Evolução temporal do índice de proximidade para o conjunto de manchas da classe de cobertura florestal na microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.



Entre 1989 e 1999 ocorreu o avanço no desmatamento das bordas dos remanescentes maiores, reduzindo sua área e ampliando a distância entre demais fragmentos, bem como eliminação de manchas menores, sobretudo nas áreas de cabeceira opostas ao exutório da microbacia. O processo de

supressão de pequenas manchas explica a redução do número total de manchas (NP – Tabela 10) e o relativo aumento das áreas média e mediana entre os anos 1989 e 1999 (Tabela 8), uma vez que se torna maior a influência dos fragmentos de maiores dimensões no cômputo das estatísticas da classe.

Já a partir de 1999, após a criação do assentamento e subdivisão da área em lotes cuja alocação se sobrepôs aos maiores fragmentos, houve o retalhamento destes em manchas menores, como visto pelas métricas NP (Tabela 10) e áreas média e mediana (Tabela 8).

Entre 2009 e 2019, apesar da redução na distância média ao vizinho mais próximo apontar para uma potencial diminuição do isolamento entre manchas, os índices de proximidade média e de conectância apresentam-se pouco inferiores aos de 2009. Essas distâncias entre manchas decorrem do aumento do número de fragmentos inferiores a 10 ha neste período, com maior parte localizada próximo ao curso d'água principal e alguns de 1ª ordem.

Distância média semelhante foi encontrada por Massoli et al. (2016), ao avaliar a evolução da fragmentação da paisagem em uma bacia hidrográfica no município de Nova Marilândia (MT) entre 1990 e 2014, onde, dos 840 fragmentos florestais existentes na bacia em 2014, 83% destes situavam-se até 120 m do vizinho mais próximo, resultado do retalhamento de fragmentos maiores existentes em 1990 e, conseqüentemente, várias manchas menores e próximas entre si.

Os processos de desagregação e subdivisão de fragmentos antes contínuos, bem como o posterior isolamento, têm efeitos diretos na subdivisão de populações e na ruptura da continuidade e conectividade da paisagem. Tais processos, refletidos pelos índices de coesão entre manchas e de retalhamento (Tabela 10), respectivamente, associados às demais métricas, revelam o quadro de fragmentação da microbacia, semelhante a inúmeras outras em diversas regiões do país. Haddad et al. (2015), Laurance e Vasconcelos (2009) e Metzger (1999) apontam que o isolamento dos fragmentos, bem como

redução de área, impacta negativamente a riqueza de espécies, afetando as taxas de imigração e recolonização entre manchas.

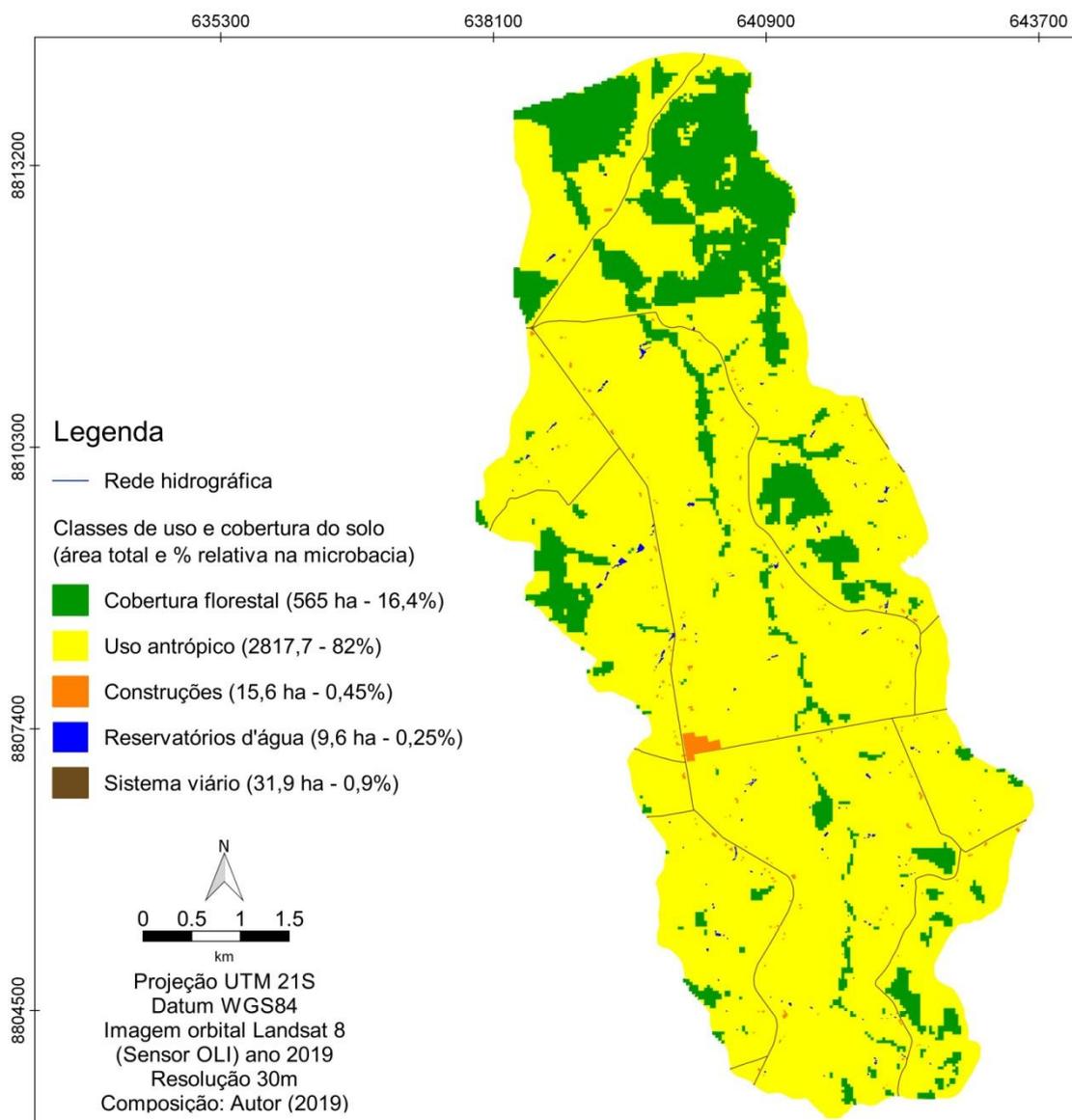
Vieira et al. (2009), em estudo sobre riqueza de espécies na Mata Atlântica, por exemplo, observaram que, ao considerar apenas fragmentos na paisagem (12 a 250 ha), a riqueza de espécies animais era determinada principalmente pelo isolamento do fragmento e não por seu tamanho, onde menores fragmentos resultaram em menor quantidade de espécies.

Já Awade e Metzger (2008) verificaram uma redução no deslocamento de pequenos pássaros entre fragmentos de Mata Atlântica a partir de distâncias superiores a 40 metros entre manchas. Laurance et al. (2002) observaram que muitas espécies amazônicas evitam adentrar mesmo pequenas áreas abertas, inferiores a 100 m, apesar de ressaltar que a magnitude dos efeitos da fragmentação e a influência da matriz depende das características de cada espécie.

Para o ano de 2019, maior detalhamento em relação aos principais usos e cobertura do solo é ilustrado na Figura 10. Apesar de a maior área ocupada na microbacia continuar a ser de usos antrópicos, desta vez entendido como atividades agropecuárias com predomínio de pastagens, o sistema viário constitui a terceira maior classe, tendo destaque ao interceptar cursos d'água em vinte e um trechos ao longo da microbacia.

Estradas e outras infraestruturas lineares são uma das principais causas de degradação, fragmentação e perdas de habitats na maioria das paisagens pelo mundo (FORMAN, ALEXANDER, 1998; JAEGER et al., 2005; VAN DER REE et al., 2011), tendo efeitos negativos tanto nos componentes abióticos da paisagem, como alterações no microclima, na luminosidade e nos processos hidrológicos de transporte e sedimentação de resíduos, quanto nos bióticos, configurando-se como barreiras que dificultam ou mesmo cessam a movimentação de espécies animais, impedindo o fluxo gênico, bem como condicionam o surgimento de efeitos de borda na vegetação, criando uma área de vida reduzida próxima às estradas (COFFIN, 2007).

Figura 10 – Usos e cobertura do solo na microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil, para o ano de 2019.



Em relação aos recursos hídricos, a microbacia possui 103,65 ha de APP, sendo 72,3 ha (69,8%) com presença de vegetação florestal e 31,35 ha (30,2%) sem cobertura florestal. Neste caso, as alterações advindas da promulgação da LPVN em 2012 tem relação direta com a proporção entre as APP com cobertura florestal e degradadas, uma vez que, para áreas com uso consolidado até 22 de julho de 2008 em imóveis rurais com até um módulo fiscal (100 ha, para o município de Nova Canaã do Norte), exige-se a

restauração de apenas 5 m nas margens de cursos d'água com até 10 m de largura, como os da presente microbacia em estudo, além de uma área com diâmetro de 15 m no entorno de nascentes.

Contudo, dos 44,3 km de cursos d'água da rede hidrográfica, aproximadamente 30 km (67,7%) apresentam áreas ripárias sem cobertura florestal, contrastando com a diferença em termos de área das APP com e sem vegetação. É importante destacar que foi computada apenas cobertura florestal identificada via classificação supervisionada, não sendo inseridas aqui áreas em processo de restauração ou regeneração assim como áreas inferiores à resolução espacial das imagens orbitais adotadas.

Como apontado por Metzger (2010) e constatado por Paula, Sais e Oliveira (2018), apesar de as APP previstas de acordo com a LVPN (Lei 12.651/2012) poderem contribuir para conexão entre fragmentos de vegetação isolados, sua largura mínima (5 m) pouco contribui para aumento efetivo da cobertura florestal, além de não garantir que a faixa ripária de fato poderá ser utilizada como corredor para diversas espécies que evitam áreas com fortes efeitos de borda. Entretanto, a presença da vegetação nas margens de cursos d'água é essencial para proteção e manutenção dos recursos hídricos e conservação da biodiversidade.

Metzger (2010) e Tambosi et al. (2015) apontam a importância das florestas em áreas ripárias, seja na criação de microclima adequado para as comunidades aquáticas, na proteção e estabilidade dos taludes marginais, na regulação dos processos de infiltração e escoamento superficial, além de serem áreas habitat ou corredores para diversas espécies. Mello et al. (2018), por exemplo, constataram melhor qualidade da água em bacias hidrográficas agrícolas com maior percentual de cobertura florestal, tendo esta importante papel no controle da entrada de sedimentos, nutrientes e poluentes nos cursos d'água.

4.2. Proposição de áreas prioritárias à restauração florestal na microbacia

4.2.1. Critérios

Declividade

Seguindo classificação da Embrapa (1979), predominam na microbacia declividades inferiores a 8%, sendo classificadas entre planas e suavemente onduladas (Tabela 11). As maiores declividades são encontradas a norte e noroeste da microbacia, associadas às faixas do Planalto dos Parecis, como observado nos mapas da Figura 11.

Figura 11 – A: Fator Declividade (%); B: Mapa normalizado (0 a 255) com função linear crescente para o fator Declividade.

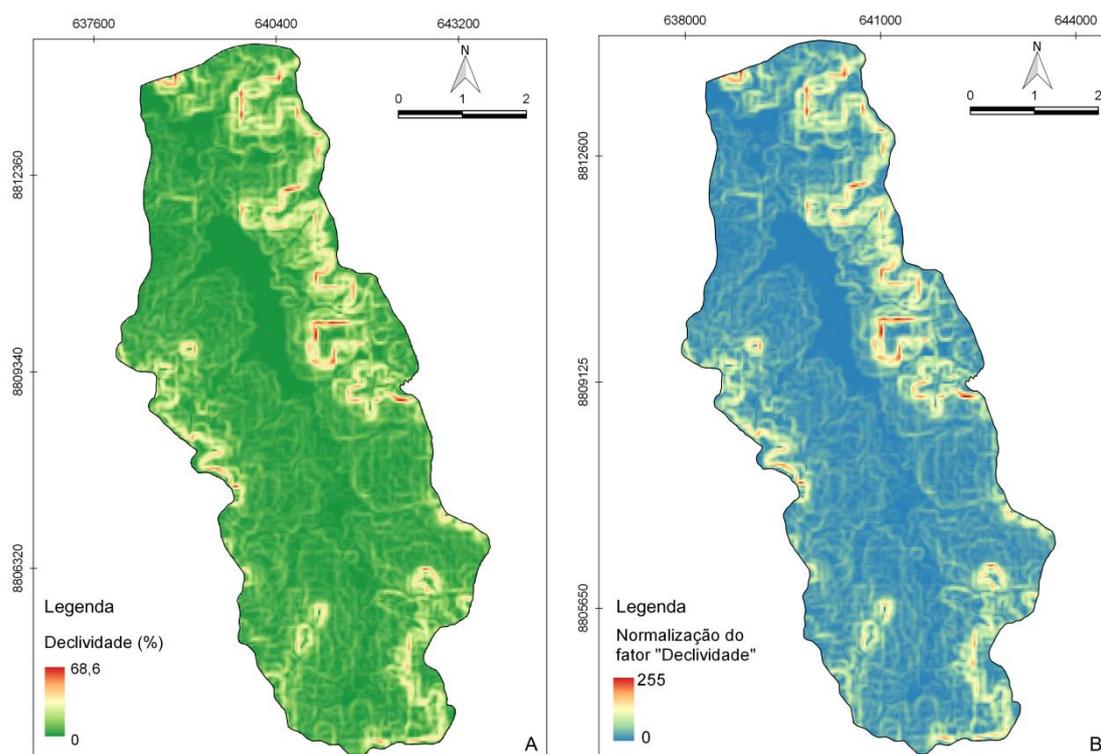


Tabela 11 – Classes de declividade da microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.

Classes	Área da classe (ha)	% de cobertura da microbacia
0 - 3% Plano	697,78	20,30
3 - 8% Suave ondulado	1470,42	42,78
8 - 20% Ondulado	865,04	25,17
20 - 45% Forte ondulado	380,35	11,07
45 - 75% Montanhoso	23,71	0,68

Índice topográfico de umidade (TWI)

O *TWI* para a microbacia apresentou valores mínimo de 7,22 e máximo de 24,2 (Tabela 12). Os maiores valores estão associados às áreas mais planas no relevo e maior área de contribuição à montante, estando geralmente próximos ou sobrepostos aos cursos d'água. Já os menores valores encontram-se na região dos interflúvios, tendo reduzidas áreas de contribuição, áreas com elevada declividade e em encostas divergentes. A Figura 12 apresenta a distribuição espacial do *TWI* na microbacia.

A faixa de valores se aproxima da encontrada por diferentes autores em outras regiões de estudo. Santos et al. (2018), ao estudarem áreas hidrologicamente importantes em duas microbacias no município de Bebedouro (SP), encontraram valores de *TWI* entre 7,7 e 24,38, empregando MDE com resolução de 30 m. Já Siefert (2012) e Capoane, Costa e Kuplich (2017), para modelos digitais com 10 m e 30 m, respectivamente, encontraram valores de *TWI* entre 3,69 e 25,34 e entre 2,8 e 23,2, respectivamente, sendo os valores mínimos pouco inferiores aos desta microbacia. Esta diferença está associada ao relevo mais acidentado das áreas estudos dos trabalhos citados, em contraste a nossa microbacia, cujas declividades predominantes, em termos de área, estão abaixo dos 20%.

Figura 12 – A: Fator Índice Topográfico de Umidade (*TWI*); B: Mapa normalizado (0 a 255) com função linear crescente para o fator *TWI*.

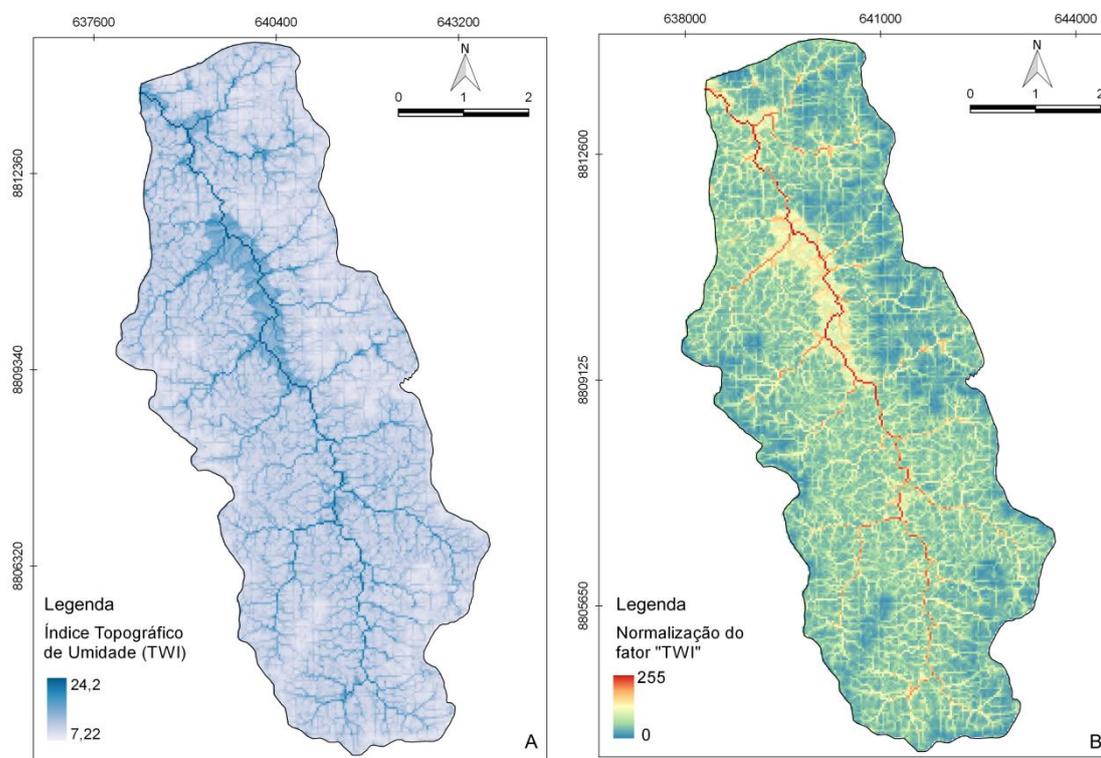


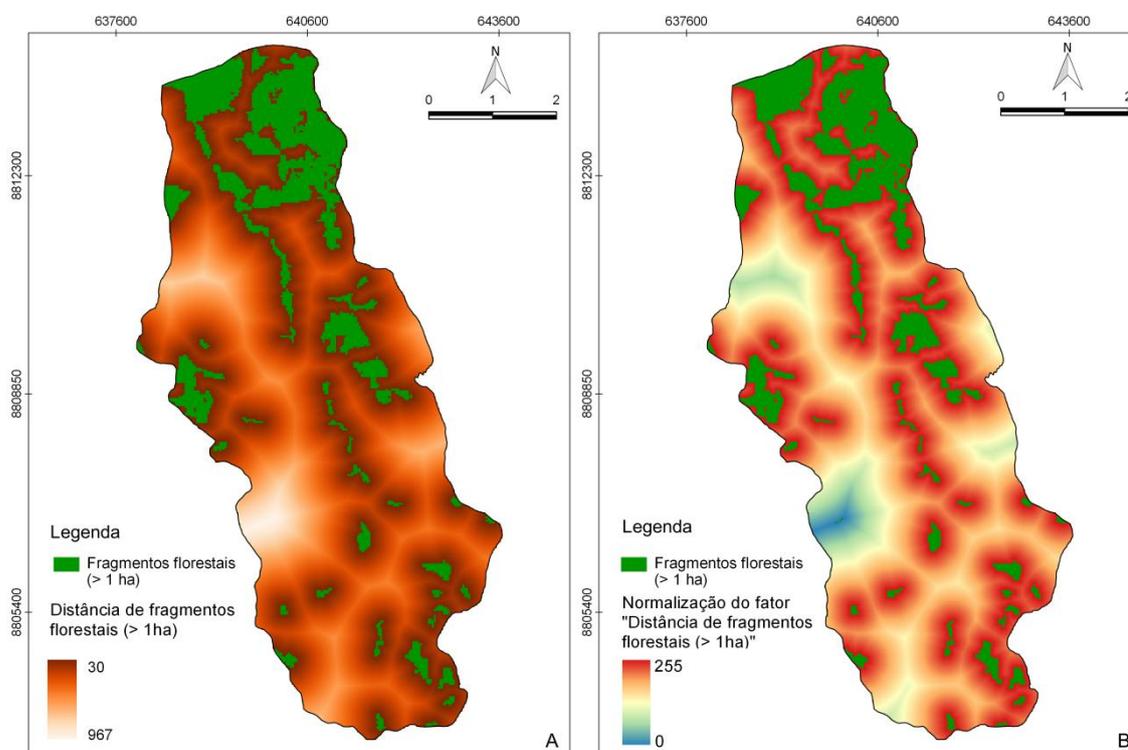
Tabela 12 - Distribuição de classes de TWI e cobertura (em termos de área) na microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.

Intervalo de valores TWI	Área da classe (ha)	% da microbacia coberta pela classe
7,22 - 9,22	99,78	2,90
9,22 - 10,22	515,50	15,00
10,22 - 11,22	977,70	28,46
11,22 - 12,22	721,02	20,99
12,22 - 13,22	340,86	9,92
13,22 - 14,22	199,74	5,81
14,22 - 15,22	235,77	6,86
15,22 - 16,22	123,11	3,58
16,22 - 24,23	222,14	6,47

Proximidade de fragmentos florestais maiores que 1 ha

Como pode ser visto na Figura 13, as menores distâncias entre fragmentos florestais além de estarem situadas nas bordas de todas as manchas florestais, encontram-se em maior densidade próximo ao exutório (ao norte) da microbacia, em virtude de os maiores fragmentos estarem ali situados e próximos entre si.

Figura 13 – A: Fator distância de fragmentos florestais (> 1 ha); B: mapa normalizado (0 a 255) com função linear decrescente para o fator distância de fragmentos florestais.

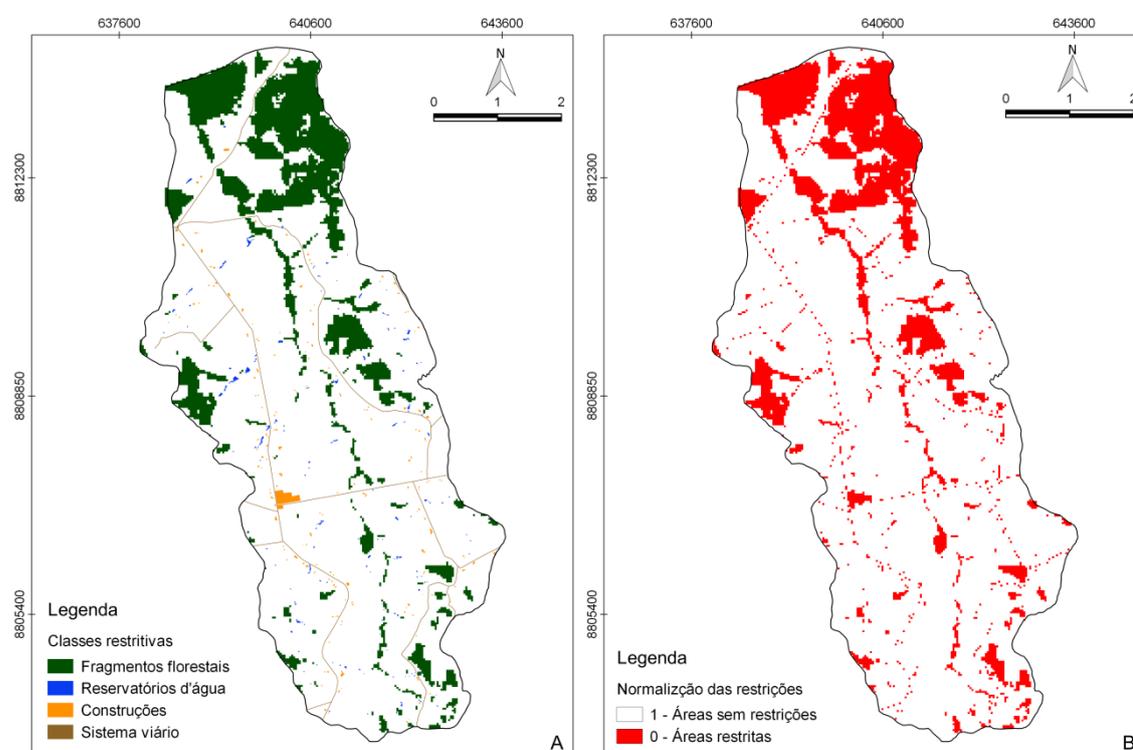


A distância mínima de 30 m deve-se à resolução espacial para este plano de informação, onde o primeiro pixel vizinho à mancha de vegetação florestal é identificado com único valor representativo. Assim, demais pixels apresentam distâncias em intervalos de 30 m e, quando situados entre dois fragmentos, são identificados pela distância em relação ao mais próximo.

Restrições

As áreas com restrições, apresentadas nos mapas da Figura 14, caracterizadas por não ser atribuída a possibilidade de ações de restauração (fragmentos florestais existentes, reservatórios d'água artificiais, áreas construídas e sistema viário), representam pouco menos de 20% da microbacia, sendo constituídas principalmente (em termos de área) pelas manchas de cobertura florestal.

Figura 14 – A: Mapa de áreas com restrições à restauração florestal; B: Classes de restrição à restauração florestal.



4.2.2. Pesos dos fatores

Os pesos de fatores sugeridos pelos especialistas consultados mostraram-se variados. Para um grupo de especialistas, o TWI tem maior importância enquanto fator de prioridade e, para outro, a proximidade com fragmentos florestais tem maior relevância (Tabela 13 e Figura 15). Apenas

para um especialista, a declividade teve um peso igual ao TWI, sendo, nos demais casos, consideravelmente inferior aos outros dois fatores.

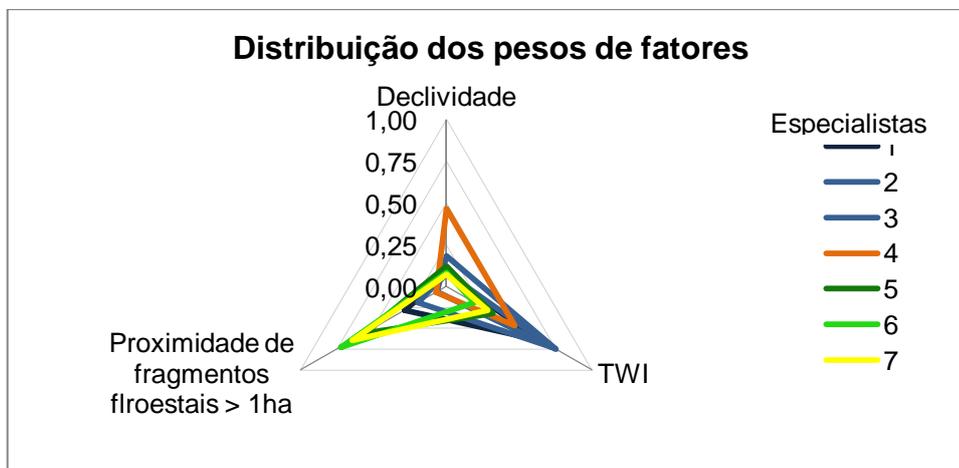
Tabela 13 – Pesos de fatores propostos pelos especialistas e respectivas taxas de consistência para cada matriz de fatores.

Especialista	Fatores	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Peso	TC
1	Fator 1	1	7	3	0,643	0,059
	Fator 2	1/7	1	1/5	0,074	
	Fator 3	1/3	5	1	0,283	
2	Fator 1	1	7	5	0,724	0,059
	Fator 2	1/7	1	1/3	0,083	
	Fator 3	1/5	3	1	0,193	
3	Fator 1	1	6	9	0,751	0,093
	Fator 2	1/6	1	4	0,185	
	Fator 3	1/9	1/4	1	0,064	
4	Fator 1	1	1	7	0,467	0,003
	Fator 2	1	1	7	0,467	
	Fator 3	1/7	1/7	1	0,067	
5	Fator 1	1	3	1/2	0,320	0,017
	Fator 2	1/3	1	1/4	0,123	
	Fator 3	2	4	1	0,557	
6	Fator 1	1	3	1/5	0,193	0,059
	Fator 2	1/3	1	1/7	0,083	
	Fator 3	5	7	1	0,724	
7	Fator 1	1	5	1/3	0,283	0,059
	Fator 2	1/5	1	1/7	0,074	
	Fator 3	3	7	1	0,643	

Fator 1: TWI; Fator 2: Declividade; Fator 3: Proximidade de fragmentos florestais maiores que 1 ha; TC: Taxa de consistência.

As taxas de consistência (TC) obtidas para todas as sub-matrizes (Tabela 13) foram inferiores a 0,1, valor máximo estabelecido por Saaty (1980), indicando que os pesos estabelecidos são consistentes.

Figura 15 – Distribuição de pesos dos fatores conforme os especialistas consultados.



A escolha do TWI como fator mais importante por quatro especialistas, sendo para um de igual importância a declividade, se deu tanto pelo papel desempenhado pela vegetação na dinâmica hidrológica da microbacia, quanto pelas funções ecológicas associadas ao restabelecimento de conexões entre manchas e fragmentos florestais internos e externos à bacia, possibilitando o deslocamento da fauna e dispersão vegetal (METZGER, 2010; ROTHER et al., 2018; TAMBOSI et al., 2015).

Para os outros três especialistas, a proximidade a fragmentos florestais já existentes tem maior importância em função de possibilitarem o aumento de área dos fragmentos, interferindo na maior disponibilidade de recursos e habitats preferenciais e de escape para inúmeras espécies (FORMAN, 1995; LANG; BLASCHKE, 2009), além de possibilitar possíveis junções físicas e redução do isolamento entre fragmentos vizinhos, contribuindo para aumento da conectividade estrutural da paisagem e dos fluxos e intercâmbios de organismos (METZGER, 2008).

Para cada grupo de especialistas, o TWI e a proximidade entre fragmentos florestais alternaram entre os fatores com maior e segunda maior importância, demonstrando que ambos são essenciais ao processo de priorização de áreas para restauração florestal. Uma vez que o objetivo principal deste trabalho é seleção de áreas prioritárias visando tanto à proteção

dos recursos hídricos quanto o restabelecimento da conectividade estrutural da paisagem, essa alternância entre fatores principais corrobora o alinhamento entre as motivações dos especialistas consultados e o objetivo proposto.

A integração dos pesos pela média aritmética resultou nos seguintes valores: TWI: 0,483; Proximidade de fragmentos florestais maiores que 1 ha: 0,362, e; Declividade: 0,156. O fator TWI destaca-se tendo o maior peso em decorrência de dois especialistas terem atribuído maior importância à declividade em detrimento da proximidade de fragmentos florestais, alterando o equilíbrio entre o fator associado aos recursos hídricos e aos fragmentos.

Em trabalhos com objetivos semelhantes, fatores associados a proximidade à cobertura florestal e aos recursos hídricos também figuram entre os principais a serem adotados na definição de áreas prioritárias via avaliação multicriterial, indo ao encontro dos critérios adotados pelos nossos especialistas consultados. No trabalho de Sartori, Silva e Zimback (2012) para definição de áreas para restauração visando à conectividade florestal, os dois fatores com maiores pesos de importâncias dentre os seis analisados estão relacionados à proximidade da cobertura florestal e o terceiro, à proximidade da rede hidrográfica, segundo os especialistas consultados.

Na definição de áreas para conservação florestal visando à manutenção da disponibilidade hídrica, o trabalho de Silva et al. (2017) teve como fator de maior importância o uso do solo, com maior prioridade a conservação de áreas com presença de fragmentos florestais e áreas naturalmente úmidas. Ainda neste trabalho, os autores também empregaram o fator de acúmulo de fluxos hídricos (*flow accumulation*), sendo este o terceiro fator mais importante, dentre os quatro adotados.

Já os especialistas consultados por Valente, Petean e Vettorazzi (2017), ao definirem áreas prioritárias para restauração visando à manutenção dos recursos hídricos e da biodiversidade, apontaram apenas dois fatores a serem adotados: proximidade à rede de drenagem, tendo este maior peso de importância, e proximidade a fragmentos florestais. Dentre os cinco fatores

avaliados no trabalho de Almeida et al. (2020), a proximidade da rede de drenagem também obteve maior peso de importância, seguida pela proximidade de fragmentos de vegetação nativa.

Assim como em nosso trabalho, o fator declividade nos trabalhos de Almeida et al. (2020) e Sartori, Silva e Zimback (2012) também teve menor importância em relação à proximidade à rede de drenagem e proximidade a cobertura florestal, enquanto que no trabalho de Silva et al. (2017), a declividade teve o segundo maior peso de importância.

4.2.3. Caracterização ambiental e da paisagem em cenários de restauração de áreas prioritárias

A Figura 16A apresenta o mapa gerado após a CLP, com valores normalizados variando entre 0 (pouco aptas) a 255 (muito aptas), onde as áreas com restrições são representadas pelas regiões em branco. A Figura 16B mostra o mapa após reclassificação em cinco classes de prioridades de mesma amplitude, com regiões em branco ainda representando áreas restritas à restauração.

Em sua totalidade, as áreas consideradas de prioridade alta e muito alta representam, juntas, apenas 9,06% de toda a microbacia (Tabela 14), estando intimamente associadas ao canal d'água principal. Além de os valores de TWI serem maiores nesta região ao longo de toda a microbacia, a presença de fragmentos florestais ripários maiores que 1 ha implica em valores de prioridade elevados, em detrimento de outras áreas com apenas um dos dois tendo maior destaque ou ambos com valores inferiores.

Em relação ao fator declividade, diversas áreas com relevo mais acidentado encontram-se justamente em regiões com presença de cobertura florestal, consideradas como restritas. Contudo, mesmo em locais com ausência de vegetação nativa o peso de importância deste fator não tem influência suficiente, se comparado aos outros dois fatores, para maior priorização de determinada área.

Figura 16 – Mapas de áreas prioritárias à restauração florestal gerado pela combinação linear ponderada dos fatores TWI, Declividade e Proximidade a fragmentos florestais (> 1 ha) e áreas de restrição. (A) Mapa normalizado (0 a 255) e (B) Classes de prioridade à restauração florestal.

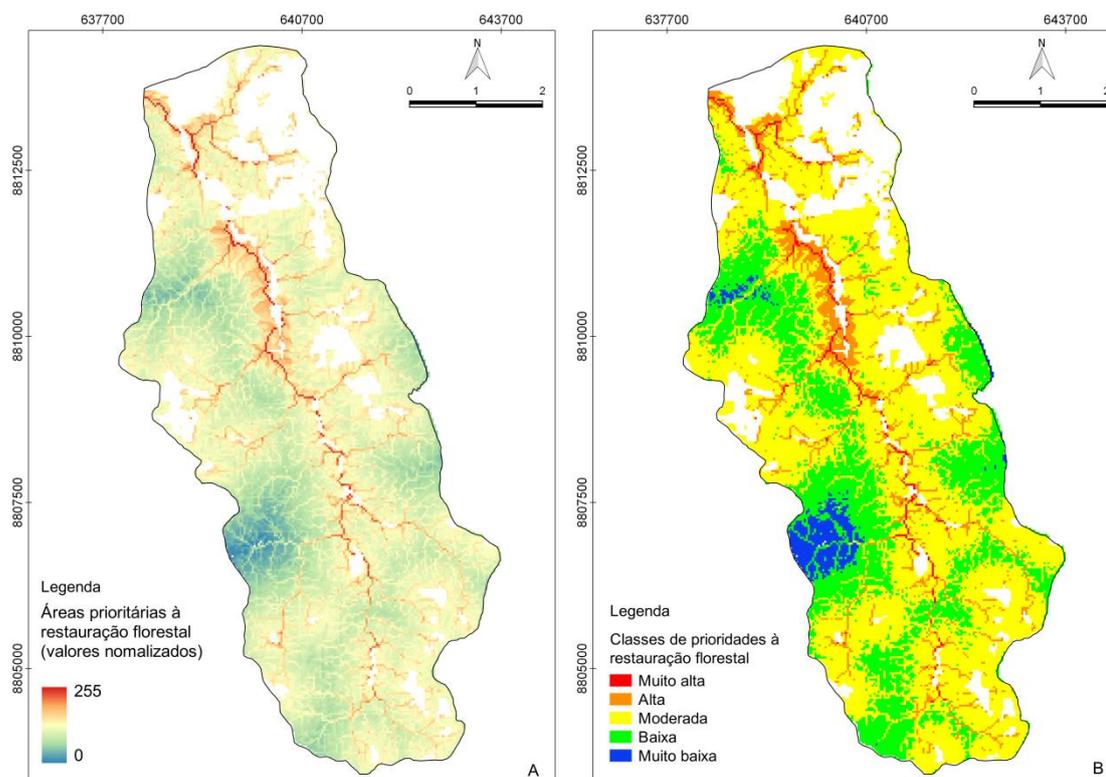


Tabela 14 – Classes de prioridade à restauração a partir de CLP.

Classe de Prioridade	Área (ha)	% da microbacia
Muito alta	37,89	1,11
Alta	271,89	7,95
Moderada	1717,74	50,24
Baixa	709,92	20,76
Muito baixa	74,43	2,18
Restrições (Construções, sistema viário e reservatórios d'água)	51,21	1,50
Fragmentos florestais	555,75	16,26

Já as classes com prioridade moderada e baixa tem a maior representatividade, com 71% da área da microbacia, tendo o TWI maior relevância na sua determinação. Uma vez que os maiores valores deste índice estão associados aos cursos d'água, o distanciamento da rede hidrográfica

resulta em menores valores de TWI e, conseqüentemente, redução da prioridade em tais regiões. A transição entre as duas classes se dá pela proximidade entre fragmentos florestais, onde sua presença induz aumento da prioridade de baixa à moderada.

Apesar de as áreas da classe de prioridade muito baixa decorrerem da convergência dos menores valores para os três fatores, a distância entre fragmentos mostrou-se determinante para localização desta classe, uma vez que os locais com prioridade mais baixa sobrepõe-se as mesmas regiões com maior isolamento entre manchas florestais.

Sendo uma das características mais importantes da CLP, a compensação entre fatores (*trade-off*) (SILVA et al., 2008) proporciona um equilíbrio entre fatores com pesos discrepantes. Em virtude disso, como apontado por Eastman, Jiang e Toledano (1998), Malczewski et al. (2003) e Silva et al. (2017), estratégias advindas desta técnica apresentam grau de risco neutro, com maior espaço destinado às prioridades de nível moderado. De fato, em termos quantitativos, a área ocupada pela classe de prioridade moderada mostrou-se consideravelmente mais elevada do que as demais classes na microbacia em estudo.

Silva et al. (2017), após emprego da CLP em duas microbacias hidrográficas no interior de São Paulo, associaram baixos percentuais de classe de prioridade média à resolução espacial (2,5 m) da imagem orbital base do trabalho, além da configuração e pesos dos fatores adotados. Em nosso caso, a resolução espacial empregada (30 m) para o mapeamento dos usos e cobertura e para o MDE podem ter intensificado a compensação entre fatores.

No trabalho de Almeida et al. (2020), a maior representatividade em termos de área foi da classe de prioridade baixa à restauração, com 74,86%, tendo as prioridades média, alta e muito alta 4,39%, 2,19% e 0,73%, respectivamente, de distribuição na microbacia. Já o mapa de áreas prioritárias de Valente, Petean e Vettorazzi (2017) teve 78,53% da área da microbacia

classificada como prioridade muito baixa à restauração, com demais níveis de prioridade (baixo, médio, alto e muito alto) em torno de 5% cada.

Nos dois trabalhos citados, a proximidade da rede de drenagem foi o fator mais importante dentre os adotados na AMC em virtude da importância dada aos recursos hídricos pelos especialistas consultados, assim como em nosso trabalho em relação ao fator TWI. Contudo, a construção dos mapas destes fatores resultou na diferenciação em termos de distribuição e representação espacial de cada nível de prioridade na microbacia de tais trabalhos e na nossa.

Sartori, Silva e Zimback (2012) tiveram a classe de prioridade alta com maior representação espacial, com 48,78% de área na microbacia, seguida pela moderada e muito alta, com 35,27% e 10,14%, respectivamente. Neste caso, tanto os dois fatores com maior importância em sua AMC estarem associados à proximidade da cobertura florestal e de fragmentos com maior área central quanto à quantidade e distribuição espacial dos fragmentos e matas de capoeira na área em estudo conferiu maior representação espacial destes fatores na definição de áreas com prioridade elevada.

Por outro lado, em nosso trabalho, a composição e pesos de importância dos principais fatores adotados na AMC (TWI e proximidade a fragmentos florestais maiores que 1 ha), bem como a configuração espacial destes na microbacia - maiores valores de TWI associados ao curso d'água principal e maiores fragmentos próximos ao exutório da bacia e menores também próximos ao curso d'água principal, influenciaram diretamente na menor representação em termos de área dos níveis de prioridades muito alta e alta.

A partir dos cenários de restauração propostos (Tabela 15), observa-se a evolução em termos de área da cobertura florestal, redução do isolamento e aumento da proximidade e coesão entre manchas florestais.

Tabela 15 – Valores obtidos para métricas de paisagem perante restauração florestal das áreas com prioridades alta e muito alta.

Métrica \ Classe	Fragmentos florestais existentes em 2019	Cenário 1 - Fragmentos florestais existentes + Prioridade muito alta	Cenário 2 - Fragmentos florestais existentes + Prioridade muito alta e alta
CA	555,75	593,64	865,53
PLAND	16,26	17,36	25,32
NP	103	105	228
AREA_MN	5,40	5,64	3,80
AREA_MD	0,72	0,36	0,09
PROX_MN	28,87	123,22	437,04
PROX_MD	2,66	5,00	106,37
PROX_SD	94,98	271,51	614,93
ENN_MN	147,42	136,16	104,88
ENN_MD	94,87	90,00	90,00
ENN_SD	123,34	112,18	61,64
CONNECT	2,44	2,69	2,00
COHESION	95,60	97,92	98,79
SPLIT	166,08	74,71	24,77

CA - área total da classe (hectare); PLAND – porcentagem da classe em relação à área total da paisagem (%); NP – número de manchas da classe; AREA_MN e _MD - áreas média e mediana, respectivamente, do conjunto de manchas da classe (hectare); ENN_MN e _MD – distâncias euclidianas média e mediana, respectivamente, do vizinho mais próximo do conjunto de manchas da classe (metro); PROX_MN e _MD – índices de proximidade médio e mediano, respectivamente, do conjunto de manchas da classe para raios de busca de 300 metros; CONNECT – índices de conectância para raios de busca de 300 metros (%); COHESION – índice de coesão de manchas; SPLIT – índice de retalhamento.

Como observado na Tabela 15 e na Tabela 8, há uma discrepância entre a área calculada nos dois momentos. Tal diferença deve-se à particularidades associadas ao geoprocessamento dos mapas e sua vetorização (transformação de imagem raster para arquivos vetoriais), manipulação em ambiente de SIG e posterior rasterização (transformação de camada vetorial em imagem raster) para determinação das métricas de paisagem. Ressalta-se que a resolução espacial de 30 m foi mantida para todos os planos de informações raster produzidos.

No cenário 2, com restauro das áreas com prioridades alta e muito alta, observa-se a redução no tamanho médio dos fragmentos. Essa redução é

determinada pela presença, de maneira dispersa pela paisagem, de “manchas-pixel” com área de 0,09 ha (devido à resolução espacial de 30 m adotada, um pixel possui área de $900 \text{ m}^2 = 0,09 \text{ ha}$), influenciando nitidamente a área mediana das manchas florestais neste cenário.

Os índices de proximidades e distância euclidiana ao vizinho mais próximo apresentam melhorias significativas, com redução do isolamento médio entre manchas e aumento da proximidade. Ao analisar os desvios padrões das duas métricas, sua redução para a distância euclidiana indica que a diminuição do isolamento se expandiu para grande parte das manchas. Já para o índice de proximidade, o desvio padrão elevado está associado ao aumento do número de pequenas manchas isoladas, resultando em baixos valores de proximidade para estas, assim como fragmentos maiores e pouco distantes, acarretando em valores de proximidade muito elevados para estes.

O índice de conectância também é afetado, porém negativamente, pelo aumento do número de manchas na paisagem, apresentando redução no cenário 2. Contudo, como bem apontado por Lang et al. (2009) e Metzger (2006), as métricas de paisagem, não devem ser analisadas isoladamente, tendo sentido adequado quando utilizadas de forma comparativa e com questionamentos acerca de sua relação com parâmetros ecológicos.

Assim, analisado separadamente, o índice CONNECT poderia indicar aparente piora na conectividade da paisagem, onde, na realidade, verifica-se que a criação de novas manchas florestais ou mesmo pontos de ligação mais simplificados em uma paisagem já fragmentada pode resultar na redução do isolamento do conjunto de fragmentos.

A presença destes pequenos fragmentos pela paisagem, como apontado por Forman (1995) e Metzger (2008), promove funções ecológicas importantes, sobretudo ao aumentar a permeabilidade da matriz e atuar como trampolins ecológicos (*stepping stones*) para melhoria dos fluxos biológicos em uma matriz antropizada.

Como de fato são observadas pelas métricas adotadas, eventuais ações de restauro em áreas de prioridades alta e muito alta tem capacidade de contribuir significativamente para o incremento em termos de área e habitat, e também para aumento da conectividade na paisagem, tanto pela criação e ampliação da rede de corredores nas zonas ripárias e destas com fragmentos já existentes, quanto pela presença de manchas dispersas pela matriz.

O comportamento dos índices de coesão e retalhamento corrobora a melhoria do arranjo estrutural da cobertura florestal nos cenários apresentados, com redução da dispersão das manchas e da subdivisão da cobertura florestal, sobretudo pela conexão estrutural promovida pelas áreas de prioridade alta interligando fragmentos existentes com áreas e fragmentos ripários, além da criação de novas manchas.

O cruzamento das áreas de prioridades moderada a muito alta com as classes superiores de TWI (Tabela 16) corrobora a influência do TWI na priorização de áreas para restauração. Todos os pixels da classe de prioridade muito alta se sobrepõem à classe 9 de TWI, enquanto mais de 85% da área da classe alta corresponde às classes 7 a 9 do índice topográfico de umidade.

Tabela 16 – Sobreposição entre classes de prioridade muito alta, alta e moderada com TWI na microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.

Nível de prioridade	Classe	Área da classe (ha)	Classes e intervalo de valores do TWI				Total (%)
			9 (16,22 - 24,23)	8 (15,22 - 16,22)	7 (14,22 - 15,22)	6 (13,22 - 14,22)	
			Área da classe de TWI sobreposta à de prioridade (ha - % da área da classe de prioridade na Classe de TWI)				
Muito alta		37,89	37,89 (100%)	0	0	0	100
Alta		271,89	119,55 (43,97%)	56,91 (20,93%)	64,30 (23,65%)	19,21 (7,07%)	95,62
Moderada		1717,74	27,37 (1,59%)	47,21 (2,75%)	124,81 (7,27%)	126,21 (7,35%)	18,96

Em relação às APP, pode-se avaliar quanto das áreas das classes de prioridade muito alta, alta e moderada correlacionam-se às APP degradadas, sendo estas em um total de 31,35 ha em toda a microbacia (Tabela 17).

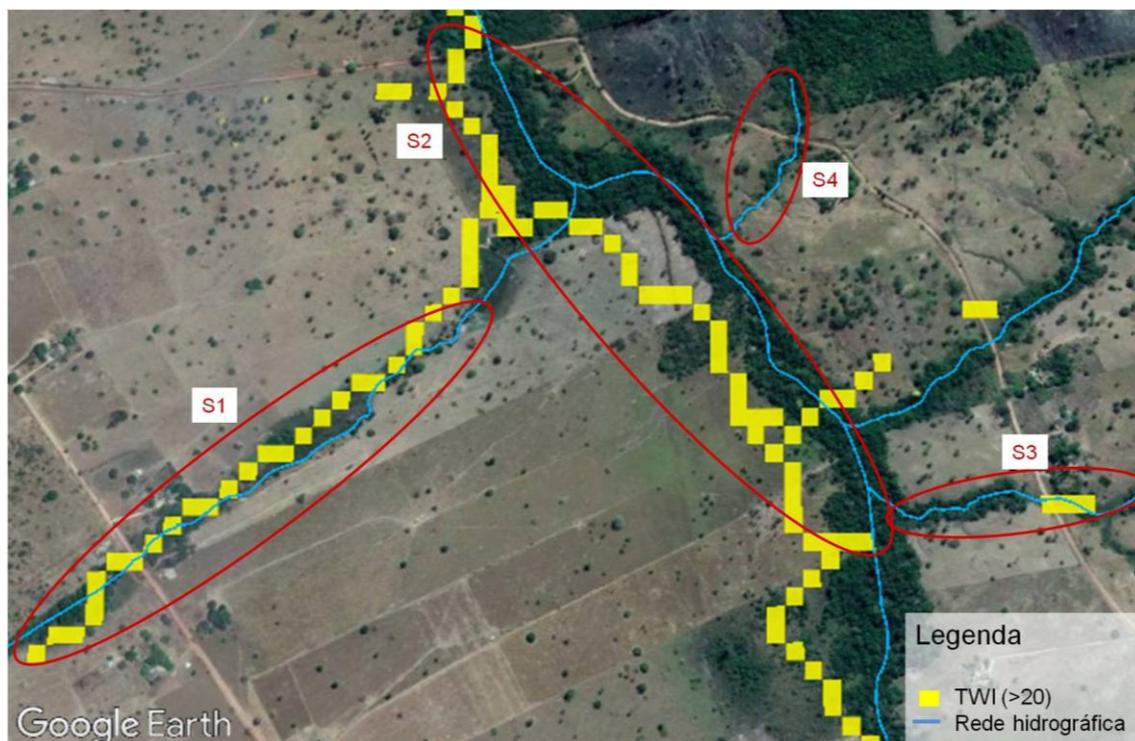
Tabela 17 - Sobreposição entre classes de prioridade muito alta, alta e moderada com APP degradadas na microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro, Nova Canaã do Norte, MT, Brasil.

Classes de prioridade		APP degradada	
Classe	Área da classe (ha)	APP total degradada na Classe de prioridade (ha)	% de APP degradada na Classe de prioridade (em relação à área total de APP degradada)
Muito alta	37,89	1,25	4
Alta	271,89	8,77	27,98
Moderada	1717,74	15,67	49,97

Em números totais, a classe de prioridade muito alta possui aproximadamente a mesma área das APP degradadas. No entanto, verifica-se uma reduzida sobreposição entre ambas, estando tal fato associado, basicamente, a três fatores: i) as diferenças entre a delimitação da rede hidrográfica e determinação do TWI; ii) a conceituação do índice, e; iii) distanciamento de manchas florestais maiores que 1 ha.

O TWI teve como base para sua determinação unicamente o MDE SRTM, com resolução espacial de 30 m, enquanto que para a rede hidrográfica, além do MDE, foram utilizadas imagens orbitais e observações de campo em sua digitalização, buscando maior aproximação à realidade. Além disso, a representação do TWI em formato raster, com resolução ainda de 30 m, também acarreta em um distanciamento espacial entre a drenagem e os maiores valores do índice. Consequentemente, sendo as APP determinadas a partir da rede hidrográfica, sua coincidência espacial em relação às áreas de prioridade sofre influência, portanto, das discrepâncias apresentadas. Alguns exemplos da relação entre a rede de drenagem e o TWI são ilustrados na Figura 17.

Figura 17 – Situações de discrepâncias e alinhamentos entre TWI superior a 20 e rede hidrográfica.



S1: Alinhamento entre TWI (>20) e canal d'água; S2: Desalinhamento elevado entre TWI (>20) e canal d'água; S3: Alinhamento parcial entre TWI (>20) e canal d'água com presença de interrupções de TWI; S4: Valor inferior a 20 para TWI na região do canal d'água. Fonte: Composição própria - Imagem CNES Airbus/Maxar Technologies - Google Earth. Acessada em 05/02/2020.

As situações 2, 3 e 4 resultam diretamente em menor correspondência espacial entre a rede hidrográfica e valores elevados de TWI, os quais influenciaram diretamente a determinação das áreas de prioridade muito alta. Por outro lado, houve sobreposições com grande correspondência, como a ilustrada pela Situação 1.

Silva et al. (2017) também apontam que a resolução dos mapas dos fatores também tem forte influência na geração dos mapas de áreas prioritárias a partir da CLP. Como constatado por Capoane, Costa e Kuplich (2017), Santos (2017), Sørensen e Seibert (2007) e Wolock e McCabe (2000), modelos digitais de elevação com resoluções variadas implicam em modificações na determinação do TWI, não havendo um consenso sobre a melhor resolução a ser empregada. Consequentemente, como observado em nosso trabalho,

muitas vezes essas modificações podem acarretar em discrepâncias na sobreposição com outros elementos em ambiente de SIG. Contudo, Sørensen e Seibert (2007) apontam, que modelos com melhores resoluções podem não resultar, necessariamente, em uma melhor representação do índice topográfico para análises de paisagens e modelagens.

A justaposição das áreas prioritárias aos cursos d'água também devem ser destacadas. O emprego do TWI após normalização entre seus valores mínimo e máximo implicou em maior importância para áreas com maior acúmulo hídrico, sobretudo os canais principais, em detrimento de valores inferiores, associados a locais com reduzidas áreas de contribuição, com elevada declividade e em encostas divergentes. A adoção de sua amplitude total para desenvolvimento da CLP pode explicar a forte influência do índice na priorização de áreas justapostas ao canal principal.

Contudo, uma vez que o Ribeirão Pingo de Ouro possui largura inferior a 10 m em quase a totalidade da microbacia e que o mapa de áreas prioritárias possui resolução espacial de 30 m, as áreas justapostas aos canais também apontam suas margens como locais prioritários a restauração. Deve-se atentar, portanto, a escolha da resolução espacial a ser adotada, uma vez que a adoção do TWI em sua amplitude total poderia apontar, incorretamente, áreas prioritárias a restauração em meio à canais de maiores dimensões.

Em diversos trabalhos empregando análises multicriteriais na definição de área prioritárias a restauração (ALMEIDA et al., 2019; NOSSACK et al., 2014; VALENTE; SARTORI; SILVA; ZIMBACK, 2012; PETEAN; VETTORAZZI, 2017), o fator distância (ou proximidade) da rede de drenagem foi adotado pelos potenciais benefícios ambientais a serem recuperados com a restauração florestal das zonas ripárias (ALMEIDA et al., 2019; MELLO et al., 2017; TAMBOSI et al., 2015). Nas consultas realizadas aos especialistas durante este trabalho, essa percepção também foi relevante.

Nestas abordagens, a rede de drenagem é tida como elemento estático no ambiente de SIG, isto é, apesar de sua complexidade e dinâmica eco-

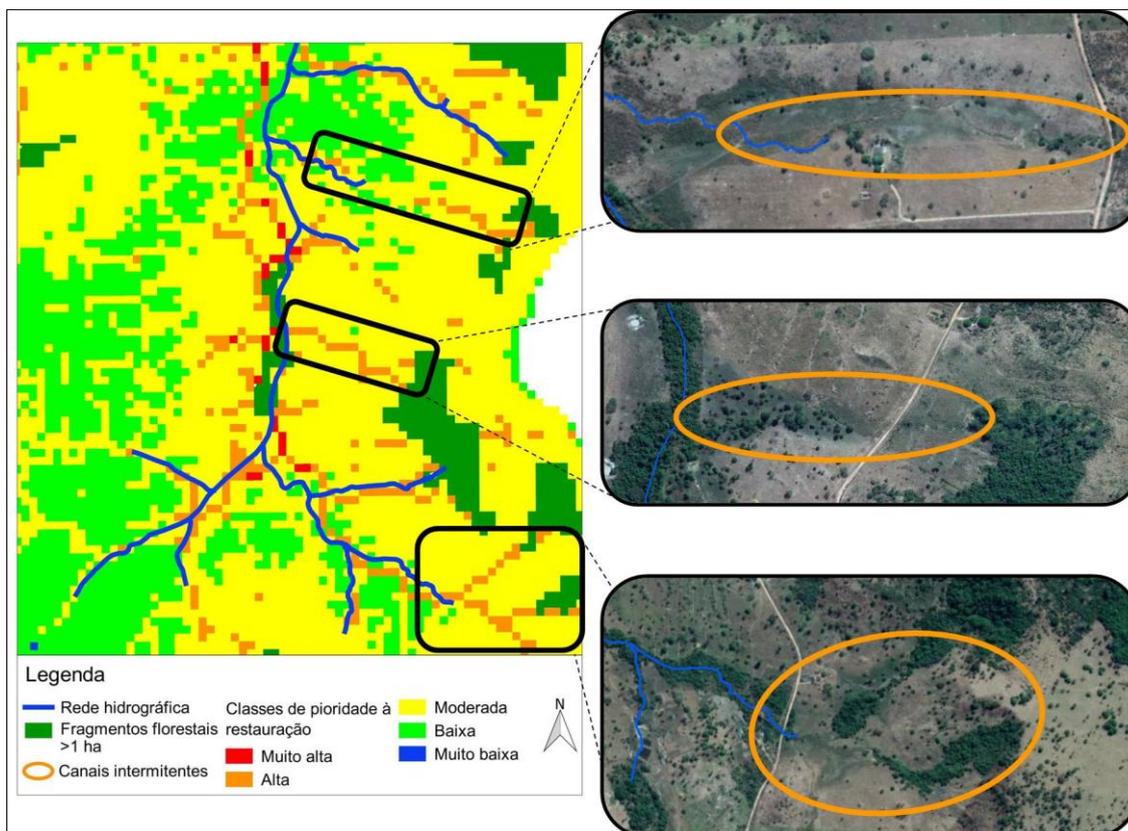
hidrológicas, os cursos d'água são tomados como referenciais fixos, a partir dos quais tem-se um distanciamento e, a cada intervalo de espaçamento, lhe é atribuído determinado valor de prioridade à restauração.

No caso do índice topográfico de umidade, não há uma definição específica dos cursos d'água, mas uma representação das áreas variáveis de afluência a partir da topografia (MDE), onde as áreas com maior valor de TWI indicam o potencial de escoamento superficial por saturação em eventos de chuvas (BEVEN; KIRKBY, 1979; HEWLETT; HIBBERT, 1967; QUINN et al., 1991). Há, portanto, em função da conformação do relevo, um gradiente de valores de TWI ao longo da bacia, não sendo unicamente determinado desde os canais de cabeceira até o exutório.

A configuração e distribuição dos valores de TWI na microbacia, portanto, implicam na reduzida sobreposição às áreas de preservação. A maior parte das APP degradadas encontra-se em canais de 1ª e 2ª ordens, onde geralmente os valores de TWI são inferiores aos dos canais de ordens superiores, devido às menores áreas de contribuição. A adoção do TWI, neste contexto, subestima a importância das áreas ripárias de cabeceira em benefício daquelas associadas aos canais maiores e regiões mais a jusante na microbacia.

Por outro lado, o índice pode apontar áreas de grande importância na proteção dos recursos hídricos, como os canais intermitentes e efêmeros, muitas vezes desprezados ao se ter como base a delimitação da rede de drenagem perene, e áreas variáveis de afluência em outros pontos da microbacia, fora as áreas marginais de cursos d'água. Como ilustrado na Figura 18, várias feições associadas a canais intermitentes foram enquadradas enquanto prioridade alta à restauração, sobretudo quando próximas dos fragmentos florestais.

Figura 18 – Canais intermitentes associados à classe de prioridade alta.



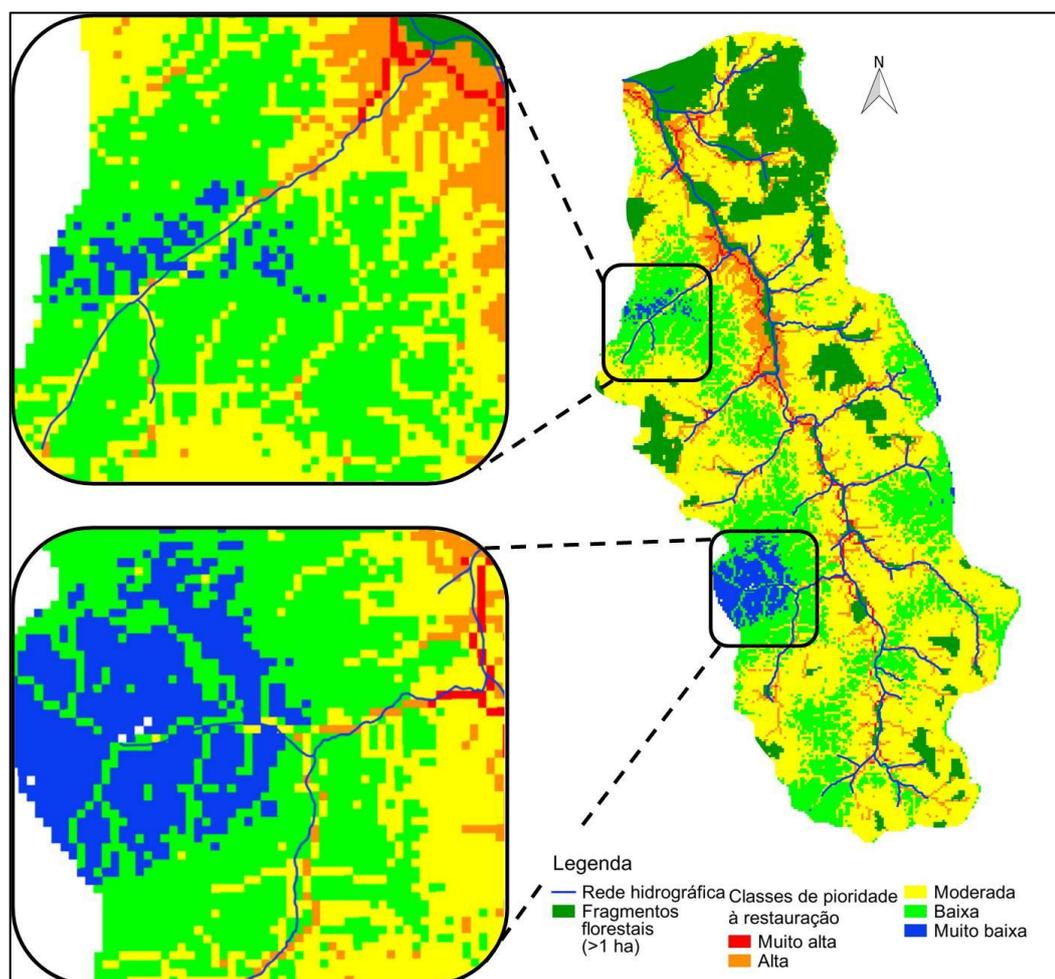
Attanasio et al., (2006) e Zakia et al. (2009), ao identificarem zonas ripárias em microbacias hidrográficas, também constataram discrepâncias entre as APP (determinadas a partir do Código Florestal Brasileiro vigente à época - Lei 4771/1965) e as zonas identificadas. Os autores ressaltam que, caso sejam inviabilizadas ações de restauração florestal nas zonas ripárias identificadas, manejos diferenciados devem ser adotados, de modo se buscar formas mais sustentáveis de uso daquelas áreas.

A proteção florestal destas áreas mostra-se mais importante em virtude de a microbacia do Ribeirão Pingo de Ouro ser integrante da bacia de captação para abastecimento público de Nova Canaã do Norte. Como já evidenciado em diversos estudos, a cobertura florestal em microbacias tem inúmeras funções de proteção e manutenção da qualidade e quantidade da água. O restabelecimento da cobertura florestal nas áreas degradadas situadas em diferentes posições do relevo é de extrema importância para assegurar o desempenho dessas funções hidrológicas (TAMBOSI et al., 2015).

Além da proteção de áreas hidrológicamente importantes, a restauração nestes casos também promoveria a conexão entre APP eventualmente reflorestadas perante LPVN (Lei 12.651/2012) e fragmentos florestais existentes pela criação de corredores da classe de prioridade alta, como também pode ser observado na Figura 18.

A terceira problemática, decorrente da CLP e sua compensação entre fatores (*trade-off*) (SILVA et al., 2008), deve-se à regiões distantes de fragmentos florestais maiores que 1 ha, implicando, mesmo com TWI nestes locais possuindo valores mais elevados (próximos à cursos d'água previamente definidos), na diminuição da prioridade de restauração em tais áreas (Figura 19).

Figura 19 – Redução da prioridade à restauração em áreas distantes de fragmentos florestais maiores que 1 ha.



Contudo, ao se priorizar áreas que atendam simultaneamente melhoria da conexão entre fragmentos e proteção aos recursos hídricos, espera-se que a restauração em áreas que apresentariam maior facilidade de conectar dois ou mais fragmentos sejam, de fato, prioritárias. Nestes casos, além da ação antrópica no processo de restauração, à proximidade aos fragmentos seria fundamental pela chegada natural de sementes e outros elementos advindos do fluxo de animais que por ali transitariam.

Apesar das restrições apresentadas pela metodologia, sobretudo pelas limitações associadas às escalas de trabalho, a seleção de áreas prioritárias via AMC se mostrou importante na criação de potenciais corredores de vegetação com outros fragmentos existentes, áreas protegidas e áreas de maior fragilidade ambiental, além de indicar estas áreas como importantes do ponto de vista hidrológico. Todas estas contribuições estão entre os critérios apontados pelo artigo 14 da LPVN (Lei 12.651/2012) a serem adotados na localização da RL nos imóveis rurais.

A seleção dos critérios e respectivos pesos de importância pelos especialistas consultados tiveram influência direta na representação e distribuição espacial das cinco classes de prioridade à restauração, onde cenários de restauração estabelecidos apontam para contribuições positivas aos objetivos eco-hidrológicos propostos, corroborando as escolhas adotadas. Nesse sentido, pode-se apontar que a priorização construída pode ser utilizada no desenvolvimento de estratégias de restauração, se adequando a cada caso e configuração da paisagem.

4.3. Proposição de áreas para restauração ou aumento do componente arbóreo pelos agricultores

4.3.1. Quem são os agricultores?

Um total de vinte e sete pessoas participou das entrevistas dentre as vinte propriedades visitadas, entre casais e conversas individuais, com variados níveis de participação. A faixa de idade dos entrevistados está entre 45 e 64 anos, faixa etária predominante entre produtores rurais no município de

Nova Canaã do Norte (IBGE, 2017), tendo dois agricultores idades superiores a esta (69 e 80 anos).

Dentre as vinte visitas, apenas três entrevistados estavam sozinhos no momento, sendo dois (um homem e uma mulher) por morarem sozinhos e o terceiro devido a sua companheira estar trabalhando externamente naquele momento. Nas demais entrevistas, a participação masculina foi predominante: em onze propriedades o marido teve integral ou maior participação, apesar de a companheira estar presente no momento da visita, realizando atividades domésticas ou mesmo observando de maneira menos participativa; em cinco propriedades o casal teve participação equilibrada; em uma propriedade, apesar da maior participação do pai, houve também participações da filha, sobretudo em questões da temática ambiental.

Com exceção de uma agricultora nascida em Mato Grosso, todos os entrevistados e respectivos(as) companheiros(as) vieram para o Mato Grosso, principalmente do Paraná, entre as décadas de 1970 e 1980. O pano de fundo para essa mobilização é o processo migratório da região Sul para o Norte, sobretudo após o Programa de Integração Nacional (Decreto-lei nº1.106/1970), o qual visava a ocupação da Amazônia por meio da construção de rodovias (como Transamazônica e Cuiabá-Santarém) e ocupação ao longos destas.

O principal destino dos entrevistados durante processo migratório foi a microregião de Colíder, município situado a 650 km ao norte de Cuiabá e vizinho à Nova Canaã do Norte. Para esta região, os censos agropecuários do IBGE de 1970 e 1991 mostram um crescimento da população de 1.702 para 138.683 habitantes, respectivamente, resultante do processo migratório.

À época da chegada à região, os relatos são unânimes em apontar o predomínio florestal na paisagem, sobretudo ao afastar-se da área urbanizada de Colíder:

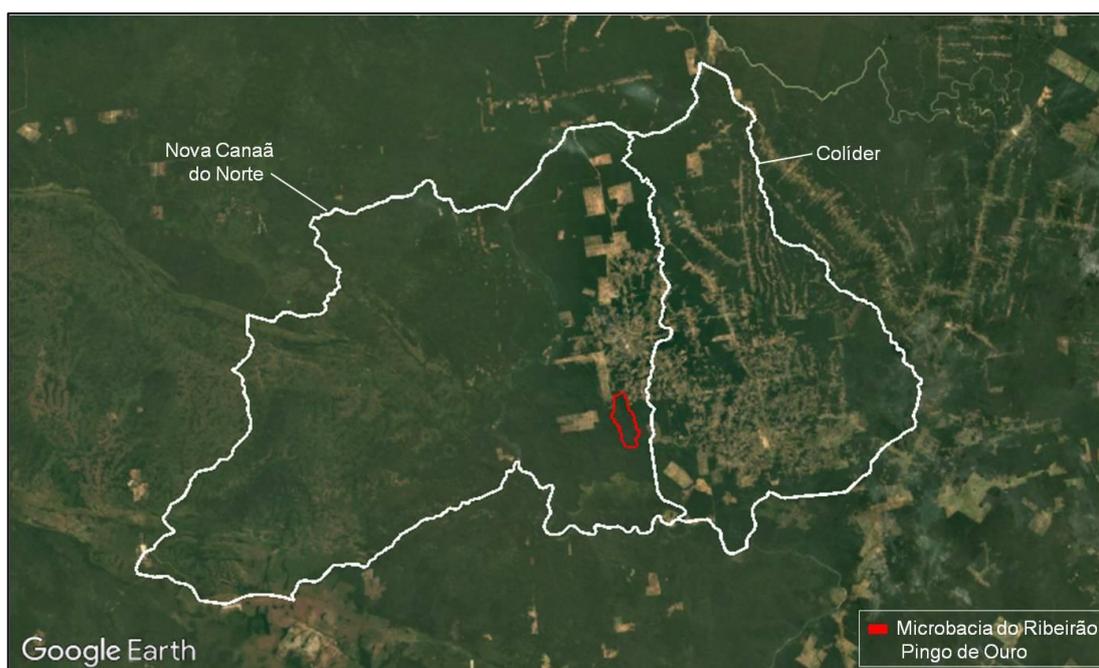
[...] naquele tempo era muito mato. Era mais mato do que tudo. Mas o povo foi derrubando, derrubando, derrubando. Fazia aquelas lavouras gigantes... eu não sei pra quê aquilo. [...] Eu acho que o povo foi

derrubando, mas não fez um bom uso daqueles lugares.
(ENTREVISTA 3, ESPOSA)

Ah... era muito mato. Era muito mato. [...] Você morava perto de Colíder ali, só mato... você ia pra Colíder, passava mato. Eu lembro, que eu ia com o pai de carroça e era mato... de lado a outro. [...] Fechado. E você chegava no lugar, mas tinha muito mato mesmo.
(ENTREVISTA 21, PAI).

Como observado na Figura 20 do ano de 1984, apesar do predomínio da cobertura florestal na região onde viria a ser fundado o município de Nova Canaã do Norte (em 1986), a porção mais a leste de Nova Canaã e grande parte do município de Colíder já apresentava considerável área convertida em usos potencialmente agrícolas neste período.

Figura 20 – Situação da cobertura florestal nas regiões de Colíder e Nova Canaã do Norte, MT, Brasil, no ano de 1984.



Fonte: Composição própria - Imagem Landsat / Copernicus - Google Earth.

Acessada em 10/12/2019 .

Nos primeiros anos no norte do Mato Grosso, as principais atividades desenvolvidas pelos entrevistados eram os cultivos agrícolas anuais, como arroz, feijão, milho e, porém com pouco sucesso, o café, em lotes próprios ou arrendados, bem como trabalhos para madeireiras e aberturas de áreas de mata para novos cultivos ou pastagens. Por último, e predominando na região

até hoje, chegaram as pastagens, com a expansão da pecuária: “É, tinha muito mato. Aí só mexia com roça, plantava muito arroz, café. Mexia com café também. Depois que entrou a questão do leite e aí foi onde que melhorou mais. O leite é mais garantido.” (ENTREVISTA 19, MARIDO/PAI).

Atualmente, a pecuária leiteira é a principal fonte de renda da maioria dos entrevistados, sendo complementada, em determinadas famílias, com aposentadoria, participação em feira de produtores em Nova Canaã do Norte e, em um dos casos, emprego de familiares na escola rural do Assentamento Veraneio. Para estas famílias, é reduzida a margem de lucro advinda apenas da produção de leite, sendo as rendas complementares e eventuais vendas de bezerros vistas como possibilidades de um ganho além daquele associado aos gastos básicos da casa e da criação:

Assim, dá pra gente viver. Mas pra falar assim que compensa, compensa não, porque o lucro que a gente tem aqui é o bezerro. Então se falar assim a produção do leite sobra alguma coisa? Não. É só pra despesa mesmo. A gente consegue cobrir a despesa com o que a gente consegue do leite. Mas se falar assim ter uma rendinha ou sobrou um dinheirinho, só se o bezerro der certo e se vender ele. O lucro é aquele ali. (ENTREVISTA 1, ESPOSA).

A renda principal vem do leite. A gente entrega o leite. Aí quando gente vê que aquela renda não dá pra gente atravessar do mês pro outro, daí meu esposo faz diária também [...] Porque só no leite também... chega agora esse tempo que começa a secar as pastagens, aí cai a produção. Daí a renda não dá [...] (ENTREVISTA 3, ESPOSA/MÃE).

Já os entrevistados que possuem gado para corte em sua propriedade ou alugam suas áreas de pasto para uso por vizinhos possuem idade mais avançada, problemas de saúde e pouca mão de obra disponível como aspectos que dificultam ou mesmo impossibilitam a realização dos trabalhos diários associados ao gado leiteiro. O único entrevistado cuja renda atual não provém da criação de animais (seja leiteiro, corte ou aluguel de pasto), sendo, juntamente com sua companheira, funcionários da escola rural do Assentamento Veraneio, possui acordo de aluguel de parte de sua propriedade para uso e formação de pasto, onde, após findado o acordo, também terá renda proveniente da pecuária.

Segundo o IBGE (2017), as áreas com pastagens ocupavam em 2017 238.168 ha, aproximadamente 40% do território do município, distribuídas em cerca de 1.600 propriedades rurais. Contudo, segundo Andrade (2008), apesar de existir uma miscigenação entre os sistemas de criação no TPA, a criação de bovinos para pecuária leiteira está mais associada à lógica fundiária da agricultura familiar, enquanto que a de corte está mais presente na patronal. Para o autor, a maior rentabilidade de rebanhos de corte se dá em imóveis maiores que 100 ha, tamanho o qual não condizentes com a realidade das propriedades rurais familiares, sobretudo em assentamentos.

Dados do censo agropecuário de 2017 (IBGE, 2017) corroboram essa afirmativa: das mais de 347 mil cabeças de gado no município de Nova Canaã do Norte, 211,5 mil pertencem à apenas 325 propriedades não familiares; enquanto que as outras 135,6 mil estão distribuídas em 1,26 mil propriedades familiares. Além disso, do montante total, 8,9 mil cabeças são de vacas leiteiras, e 95% delas inserem-se em propriedades familiares.

4.3.2. Quando chegaram ao PA Veraneio e como estavam suas terras?

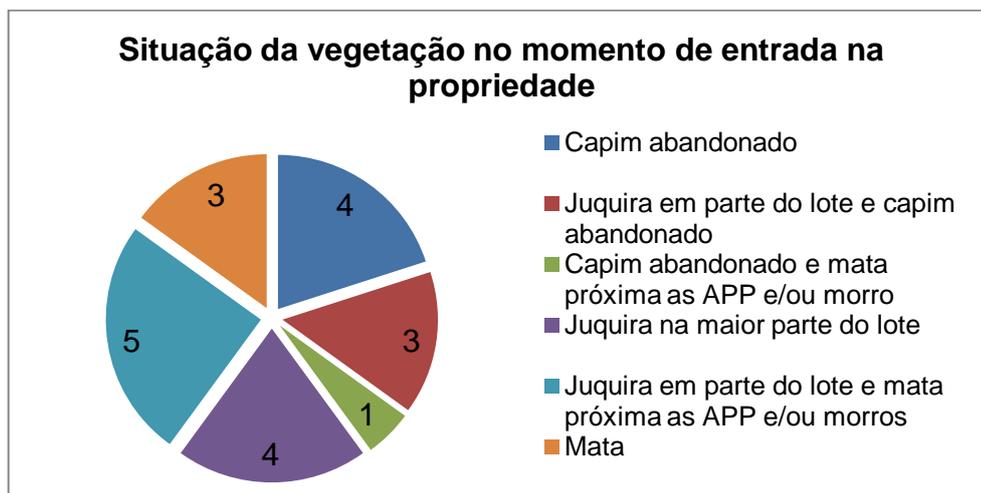
Metade dos entrevistados chegou ao Assentamento logo após sua criação (15/12/1997), entre 1998 e 2000, recebendo o direito da terra diretamente do INCRA. Apesar de o processo de criação do Assentamento não ter sido originado pela ocupação inicial da área pelos agricultores, dois destes relatam que inicialmente entraram na área onde atualmente localizam-se seus lotes e começaram a limpeza para ocupação, sendo recebido o direito do INCRA logo na sequência. Já a outra metade dos agricultores teve acesso à terra por meio da aquisição³ perante antigos assentados ou após vendas³ consecutivas do lote, ocorrendo entre os anos de 2001 e 2011.

As situações da vegetação no momento em que os entrevistados entraram nos lotes (Figura 21), seja na época de criação do Assentamento no

³ Trata-se de uma forma de negociação do lote, seja por venda direta por uma quantia ou pela permuta por outros imóveis, rurais ou urbanos, automóveis ou outros bens. Segundo o INCRA (2012), somente após a obtenção do título da propriedade expedido pelo próprio INCRA o assentado pode vender a terra.

ou posteriormente à esta data, mostraram-se diversas, porém associadas à localização do lote em relação ao uso anterior pela Fazenda Veraneio.

Figura 21 – Situação da vegetação no lote no momento da entrada neste pela família do entrevistado, conforme entrevistas.



O relato da presença dominante de pastos abandonados e juquira no momento da entrada nos lotes foi apontado como um fator impactante para o início da produção agropecuária em diversas propriedades.

[...] aqui na realidade era... ele era um assa-peixe misturado com colônia. [...] E aí acabou tudo o colônia, virou só assa-peixe. O assa-peixe tinha umas varas pra fazer umas coisas e era o que nós usávamos, porque não tinha né. Enquanto não começou a crescer as árvores mesmo. Aí virou um assa-peixe bruto, daqui até lá embaixo. Aí depois a gente deu umas gradeadas, deixou o mato e muita árvore, mas... Apesar de que a terra é fraca demais. Você gasta, gasta, gasta e gasta e não consegue fazer [cultivar] (ENTREVISTA 14, MARIDO).

Aqui era só juquira e pedra e o cara pra poder me vender deixou o capim crescer bastante e me enganou, porque a gente andava no meio e era tudo falhado [...] Aí depois assim que eu fui formando e o trem tá formado agora. (ENTREVISTA 6, MARIDO).

Como é possível ver na imagem de satélite da Figura 22, quatorze imóveis situam-se em áreas com menores declividades próximas ao Ribeirão Pingo de Ouro. Este trecho central da microbacia era destinado, segundo entrevistas, para a pecuária pela antiga Fazenda Veraneio, vindo a ser pouco manejadas ou mesmo abandonadas por um período de tempo suficiente para o retorno de uma vegetação secundária ou em processo inicial de sucessão,

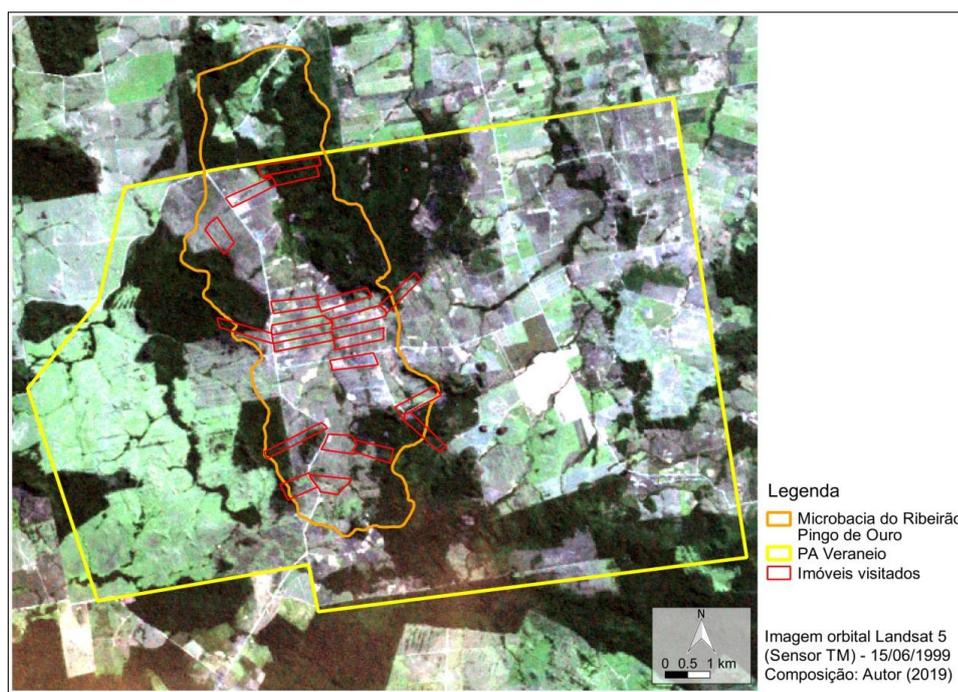
citada como juquira pelos entrevistados. Quando perguntado a um dos agricultores sobre a situação do lote no momento da entrada, este responde:

Juquira. [...] Quando eu comprei tive que fazer tudo [a pastagem]. [...] Teve que quebrar a juquira e formar, plantar. Não tinha nada. Não tinha mata ali. Que aqui era uma fazenda e a fazenda tinha quase tudo formado. Só depois como passou pro assentamento, aí os tipo de capim foi acabando e a juquira tomando conta. (ENTREVISTA 10, MARIDO).

Por outro lado, tanto o interflúvio a noroeste da microbacia quanto áreas em sua cabeceira ainda apresentavam vegetação florestal remanescente, como também foi relatado por diversos entrevistados. Dois agricultores em cujos lotes havia o predomínio de vegetação florestal remanescente relataram que não havia como produzir sem a retirada dessa vegetação, realizando a conversão de grande parte do lote para pastagem ao longo do tempo.

Não, aqui era tudo mato. Pega ali ó, a serra ali era mato. Agora foi queimado, acabou um pouco o mato. Pra cá assim era tudo mato. [...] Quando cheguei nem essa estrada não tinha. Era só a picada só. [...] Aí quando foi na outra semana já colocaram a esteira e tava arregaçando tudinho. Aí deu pra animar. (ENTREVISTA 19, MARIDO).

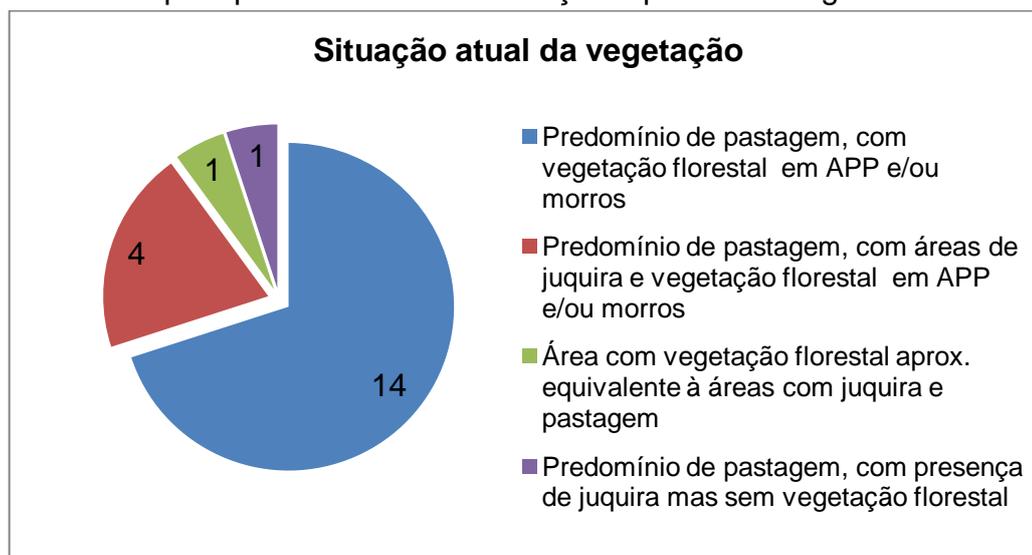
Figura 22 – Imagem orbital do PA Veraneio (Nova Canaã do Norte, MT, Brasil) em 1999.



Fonte: Composição própria.

Já a situação atual da vegetação nos lotes (Figuras 23 e 24) resume-se a quatro grupos, com predomínio das pastagens em virtude da pecuária, porém com diferentes níveis de qualidade do pasto, variando em função do solo, relevo, tipo e manejo do pasto, intensidade do pastoreio e presença ou não de divisão (piquetes).

Figura 23 – Situação atual da vegetação nos imóveis, conforme entrevistas, caminhada pela pelo imóvel e visualização a partir de imagens de orbitais.



Uma vez que a presente pesquisa não envolve o detalhamento da situação das pastagens, a separação neste nível não foi feita a partir das visitas e entrevistas. Contudo, diversos foram os relatos sobre a baixa qualidade do solo no assentamento para o cultivo tanto de lavouras quanto do pasto, sobretudo em áreas de maior declividade e com afloramento rochoso ou com solos rasos e presença de pedregulhos e pedras de mão, observados também durante as caminhadas pela propriedade.

Como consequência, a produção de leite, como apontado por alguns produtores, tem forte dependência de insumos externos para o plantio e manejo do capim e suplementação com ração animal, além da redução do número de animais na propriedade.

Figura 24 – A: Pastagem com vegetação florestal em APP (ao fundo). B: Pastagem com presença de juquirá. C: Pastagem e juquirá com maior presença de vegetação florestal (ao fundo). D: Pastagem com árvores dispersas, porém sem presença de agrupamentos arbóreos em APP.



Especificamente nas APP e morros, há variação em relação à vegetação presente atualmente nas propriedades (Figura 25). A maior parte dos imóveis apresenta vegetação florestal nas APP em dimensões (distância a partir do curso d'água) variadas, em função da idade da vegetação no local, presença/ausência de cercas contra o gado e particularidades de cada produtor quanto a essa temática.

Em muitos casos, a presença de vegetação florestal nas APP deve-se ao interesse do produtor em deixar uma área reservada próxima ao curso d'água, visando, sobretudo a adequação ambiental da propriedade, mas também a proteção do recurso hídrico.

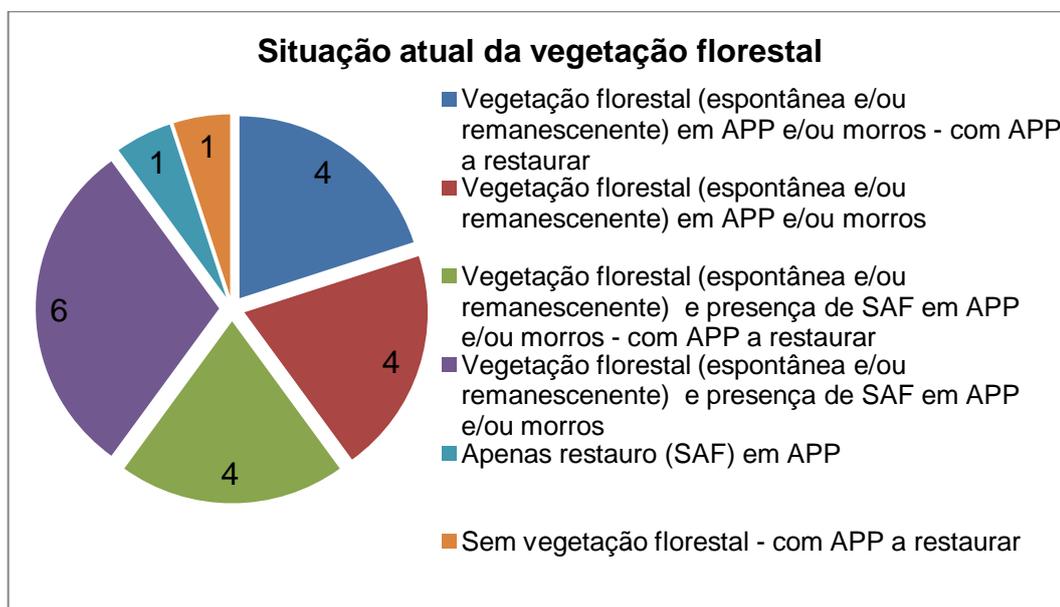
Que nem no caso esse lado daqui ó [apontando para o mapa], era tudo aberto. Aí esse lado de cá era juquirão, era juquirão, mas o gado entrava e comia tudo aqui dentro. Batendo tudo. Aí passei uma cerquinha e dois fios de arame com choque. Agora eu tirei. Aí formou.

Aí tirou, abafou tudo e o gado nem vai lá mais. Só bebe água e já volta. (ENTREVISTA 21, PAI).

Que nem nós aí, que você tava falando esse negócio do reflorestamento, essas coisas na beira do rio, se nós não deixar esses... você sabe que a gente acaba... com a água. Então nós temos que deixar. Isso aí uma lei, que não é que fala assim: “Ah não vou deixar”. Tem que deixar. Isso aí... se você não deixar depois vem pra você. [...] Por isso que eu falo, eu gosto de acompanhar a lei que tem que deixar, tem que deixar. O que é pra fazer, vamos fazer. Depois se for uma coisa que você não pode pagar depois? [...] Uma coisinha de nada você perde seu sítio. (ENTREVISTA 11, MULHER)

Porque esse projeto aqui [cercar e proteger a nascente], antes do projeto [Sementes do Portal], eu já tinha esse projeto na cabeça, sabe? [...] Porque eu penso assim... Eu peguei esse lote aqui e disseram que era seco. Falei: “É seco”. Aí eu fui e achei aquela água, aí falei: “Então aqui eu vou cercar”. Você chega numa pirambeira e não aproveita nada daquilo ali, aí deixei os brotos e fui. Aí quando veio o projeto [Sementes do Portal] eu complementei. (ENTREVISTA 15, MARIDO).

Figura 25 – Situação atual da vegetação florestal nas APP e/ou morros, conforme entrevistas, caminhada pela propriedade e visualização a partir de imagens orbitais (ano base 2018).

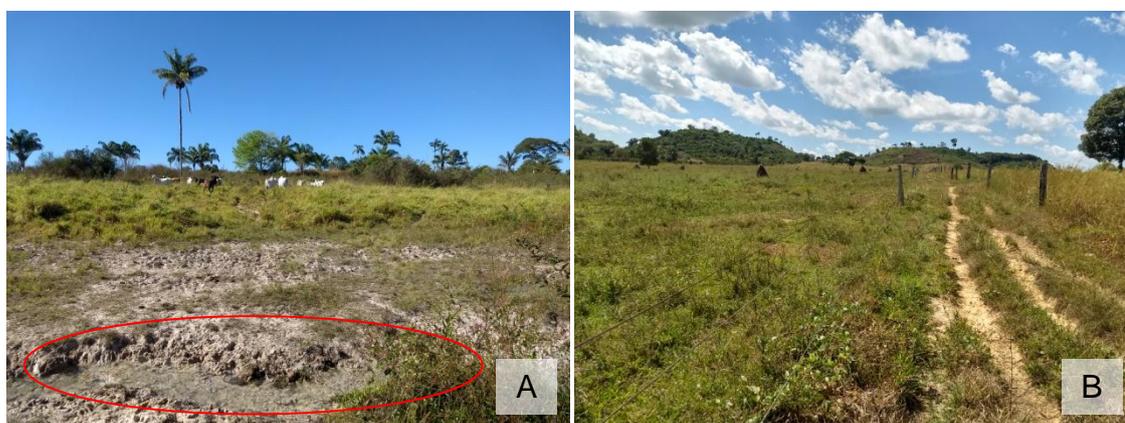


Onze propriedades possuem vegetação de maneira contínua ao longo das respectivas margens dos cursos d'água, sobretudo quando são contíguas ao Ribeirão Pingo de Ouro. Já oito propriedades, apesar de possuírem vegetação marginal, ainda necessitam de ações de restauração em determinados trechos de cursos d'água.

Apesar da vegetação contínua em grande parte dos imóveis, destacam-se pequenas interrupções à estas que servem tanto para dessedentação animal quanto para acesso do gado a outras áreas da propriedade. Se por um lado é evidente a necessidade de disponibilidade hídrica suficiente ao gado tendo em vista as características climáticas da região, por outro os impactos ambientais ao solo e aos cursos d'água também merecem consideração.

O acesso dos animais aos cursos d'água, sejam estes o Ribeirão Pingo de Ouro ou outros canais de primeira ou segunda ordens que atravessam a propriedade, tem como primeiro impacto perceptível a compactação do solo nos caminhos preferenciais do gado até o canal e, conseqüentemente, ausência de capim ou outra vegetação rasteira nestas trilhas. Em época de chuvas, tal combinação decorre na geração de caminhos preferenciais para o escoamento superficial direto até o curso d'água. A Figura 26 lustra todos esses processos.

Figura 26 – A: Gado próximo ao curso d'água (em vermelho). B: Caminho feito pelos animais para acesso à água.



Quando acessam os cursos d'água, os animais também causam impactos pelo pisoteio e revolvimento do solo nas margens e no fundo do canal (Figura 27A), podendo causar assoreamento a jusante. Em locais onde os trechos a montante e jusante destes acessos não são cercados, o gado possui liberdade para buscar sombra em áreas com menor adensamento arbóreo, resultando no pisoteio de mudas arbóreas e impactando o recrutamento de novos indivíduos no processo de sucessão e regeneração natural. (Figura

27B). Apesar de serem aspectos também constatados pelos entrevistados, em muitos casos não há outra fonte de água facilmente acessível a ser disponibilizada aos animais, sendo esta a única maneira encontrada que permite a produção no lote.

Figura 27 – A: Canal e margens com revolvimento do solo devido ao pisoteio do gado. B: Presença de gado em área marginal a curso d'água.



Entre os entrevistados, dezessete produtores realizaram declaração do CAR - Cadastro Ambiental Rural, a partir da LPVN (Lei 12.651/ 2012). Associado a questões e visões particulares de aspectos ambientais, o processo de adequação ambiental perante declaração do CAR mostrou-se mais associado à sua necessidade, enquanto documento do imóvel, para conseguir alguma forma de financiamento, tanto o convencional quanto via fundo perdido. Este último foi frequentemente citado por vários entrevistados, sendo destinado para reforma de pastagem e, assim, melhoria da produção pecuária.

Do CAR você fala? Fizemos. Fizemos sim, ano passado (2018). [...] Teve que pagar pra fazer. Nós pagamos quinhentos reais pra fazer. Porque eles estavam até trabalhando no projeto... de um dinheiro a fundo perdido. [...] teve muitos que fizeram. Aqueles que tinham o CAR correram lá e fizeram. Até saiu um dinheirinho assim pra você investir na pastagem. Tinha que passar o trator nas pastagens, adubar e plantar o capim. [...] Só que daí nós não fizemos porque nós não tínhamos o CAR. Porque disseram que o CAR ia ser por conta do INCRA, que [o INCRA] ia fazer onde era área de assentamento. [...] daí fomos procurar o INCRA em Colíder, mas tinha mudado para Guarantã. 'Então não vamos atrás de INCRA nenhum não!'. Daí quando saiu esse dinheiro do fundo perdido, nós ficamos sem fazer e quando fomos fazer o CAR, já não dava mais tempo de fazer [pegar o fundo perdido]... (ENTREVISTA 3, ESPOSA).

Apesar de um produtor citar que o INCRA promoveu minimamente algum tipo de informação sobre o que era e como os produtores teriam que realizar o cadastro, os demais entrevistados relataram que não houve alguma forma de auxílio, dependendo deles irem atrás dos trâmites necessários por conta própria, a partir da procura de escritórios e consultorias particulares, com valores cobrados para sua realização entre R\$ 400,00 e R\$ 600,00.

A percepção dos entrevistados acerca da legislação ambiental vigente no Brasil, não tratando especificamente de determinadas leis, mas do contexto da relação produtor rural familiar e exigências de proteção ambiental, mostrou-se, de maneira geral, associada à contradição entre o pequeno agricultor não dispor de maiores áreas para produção, pouco ou nenhum auxílio (técnico ou financeiro) do Governo e a exigência deste, bem como da sociedade, que muitas vezes ignora a situação do agricultor, de se reflorestar áreas que poderiam contribuir na sua produção e geração de renda.

É que se a gente for olhar por um lado a gente não tem apoio de nada. É muito pouco o apoio. Agora exigências são bastante. Você tem que fazer assim, você tem que fazer assim e assado. Mas quando vem de lá pra cá, por exemplo, um recurso, um... sei lá, alguma coisa que venha pra somar, pra trazer benefício pra gente, o apoio é pouco. É que nem esse projeto [Sementes do Portal] [...] eles estão sempre em cima, atrás de verba, atrás de uma coisa e de outra pra benefício. E muitas vezes eles não conseguem o benefício. Precisa de uma burocracia louca pra poder ter uma mixaria de benefício pra ajudar o produtor. (ENTREVISTA 1, ESPOSA).

Não, a lei tem que, cada dia que passar, ficar mais rígida. (ENTREVISTA 17, MARIDO).

Eu acho que demorou tempo pra eles acordarem que o nosso planeta tava se acabando. O planeta terra. Que eu acho assim que começou [...] a incentivar o pessoal a plantar, a fazer reflorestamento, muito tarde. Tinha que ter começado mais cedo... (ENTREVISTA 17, ESPOSA).

...E eles têm que bater muito é nos fazendeiros, também. Porque os fazendeiros tem muita área que não precisa derrubar. [...] Tem mais dinheiro, tem área maior. [...] Porque a gente tem um sitinho pequenininho e quer .. quanto mais deixar pé de arvore melhor é. Porque você pode olhar, senta ali debaixo daquele pé de arvore e ó pra esse lugar aqui [apontando para área coberta com telha], a diferença que dá. [...] Até pra você mexer com gado, essas coisas, é outra coisa. (ENTREVISTA 17, MARIDO).

Apesar do incentivo à substituição da floresta pelas áreas agrícolas nas décadas de 1970 e 1980, cultura vigente à época de sua chegada ao Mato

Grosso, e, como visto acima, de um certo sentimento de injustiça perante exigências legais, há a percepção atual de que houve uma evolução no grau de degradação ambiental na região, sobretudo associada à remoção da floresta, impactos nos recursos hídricos e ciclos de chuvas, bem como sobre a necessidade de mudanças na relação com a natureza.

Ah aqui na época era mato, muito mato. Era mato aqui que vou te contar. [...] na época que eu vim pra cá [1984], de Cuiabá pra cá, era chão, não tinha asfalto [...] E chovia mais também, por causa da mata, muito mata. Aí os fazendeiros desmataram demais. Beira de rio também, beira de fonte. Que os caras incentivava derrubar a beira d'água por causa da malária. Porque dava muita malária aqui na época. Só que aí podia. Hoje não, eles tão restaurando as fontes d'água [...] (ENTREVISTA 4, MARIDO).

Na época ninguém tinha aquela... ninguém incentivava você guardar... fazer o reflorestamento. Ninguém... não tinha esse negócio de não desmatar. Não tinha incentivo de nada. O que queria é que desmatasse. E o agricultor chegava e enfiava o machado pra riba e ia desmatando mesmo. Beira de água... tinha muita gente que deixava... não tinha o conhecimento de nada e ia lá na beira da água e começava na beira da água. Hoje é diferente. Hoje todo mundo sabe que... você já pensou uma propriedade que nem essa daqui, se ela é puro mato a gente tem o conhecimento disso e você deixava lá 50, 100 metros da beira do rio. É bom para o produtor e para o animal... pra todo mundo. Para o rio. Você deixava lá uma brexinha pro gado beber água só e pronto. Hoje aqui às vezes você quer tirar uma madeira e você não tem na propriedade. (ENTREVISTA 21, PAI).

O interesse na restauração de áreas no entorno de cursos d'água, com aspectos associados à proteção dos recursos hídricos e retorno da qualidade ambiental foi predominante entre os dez entrevistados que participaram do Projeto Sementes do Portal com plantios voltados à restauração de APP.

[...] daí eu entrei no Projeto [Sementes do Portal] [...]. No primeiro ano eu cerquei tudo a beira d'água, que a água desce no meio, de fora a fora no sítio. Cerquei dos dois lados. Pra recuperar, porque tinha muitos lugares já que a água tava secando, tava abaixando demais e os peixes não subiam. Porque aí depois que eu cerquei não, já tem peixe pra tudo lado aí de novo. (ENTREVISTA 6, MARIDO).

[...] Daí um tempo veio o pessoal do Projeto [Sementes do Portal] Aí foi onde deu uma boa aumentada na água também. Porque você plantando nessa beira do córrego, aí melhora muito a água. A gente foi fazendo e viu que cada ano foi ficando melhor e foi fazendo. Lugar que passa o córrego na propriedade nós fizemos tudo, de um lado e do outro. Só onde é muito brejo, que não saía árvore, mas assim cercou, de um lado e do outro, e a gente vai deixar quieto, que a vegetação nativa vai saindo. (ENTREVISTA 3, ESPOSA).

A possibilidade de melhoria da qualidade da pastagem, bem estar animal e, conseqüentemente, da produção de leite também foi mencionada por dois entrevistados que participaram de plantios de SAF biodiversos em sistemas silvipastoris, sendo que um destes já utilizava tal sistema previamente, com emprego de espécies como o eucalipto (*Eucalyptus* spp.), teca (*Tectona grandis* L.f.), mangueira (diversas espécies do gênero *Mangifera* spp.), cajueiro (*Anacardium occidentale* L.), entre outros.

Há uns tempos atrás eu inventei de piquetear tudinho. Deve dar meio hectare cada um ou um pouco mais. Só que depois eu ainda vou e invento outra moda lá e inventei uma cerca de choque e ponho duas e plantei uma rua de eucalipto no meio e outras arvores também [em outras linhas cercadas]. Aí depois veio esses projetos [Sementes do Portal] lá e fiz mais outra tantada lá. (ENTREVISTA 10, MARIDO).

Foram variadas as participações das famílias no Projeto Sementes do Portal, com adoção dos diferentes tipos de SAF (restauração, produção e silvipastoril) ao longo das duas fases do Projeto (Figuras 28 e 29), tendo como principal foco a restauração de APP nas propriedades. Em alguns casos, havia vegetação florestal em determinados trechos do imóvel, sobretudo próximos ao Ribeirão Pingo de Ouro. Porém, a participação no Projeto Sementes do Portal permitiu um adensamento em áreas com pouca vegetação e plantio em áreas degradadas, além do cercamento das margens para evitar o acesso do gado.

Figura 28 – Tipos de SAF adotados pelas famílias dentro do âmbito do Projeto Sementes de Portal.

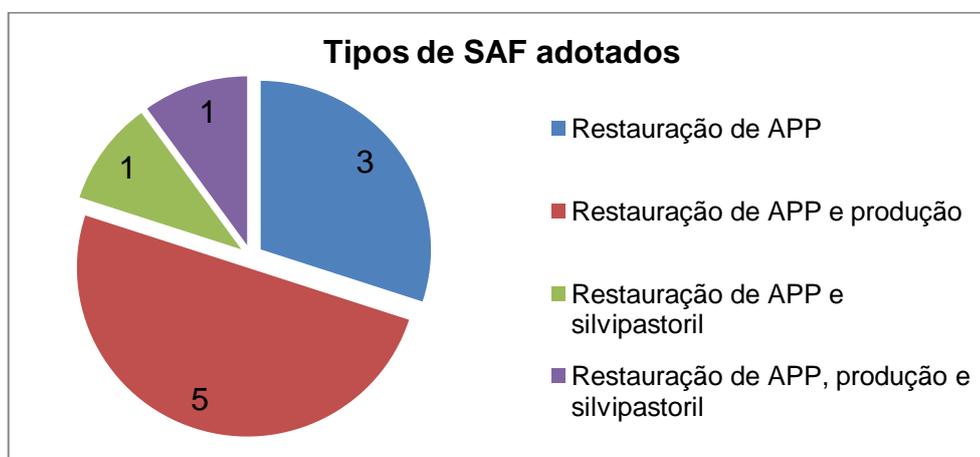


Figura 29 – A e B: Áreas de SAF com foco em restauração; C: Áreas de SAF com foco em produção; D: Área de SAF em sistema silvipastoril.



Não só a “muvuca”, método de plantio direto adotado no Projeto Sementes do Portal, foi bem avaliada pela maioria dos entrevistados, mas também foram vários os relatos apontando resultados positivos para as ações de restauro.

E o que o senhor achou desse jeito de plantar de semente, várias sementes juntas? (ENTREVISTA 10, ENTREVISTADOR). É, ela é boa porque nasce muito mais pé e depois você vai selecionando as que você mais quer, vai deixando. Vai cortando alguma outra e vai deixando. (ENTREVISTA 10, MARIDO).

E comparando com [plantio de] muda... (ENTREVISTA 10, ENTREVISTADOR).

... Não, é melhor. Porque a muda sei lá, a muda...no balainho não funciona bem. Parece que planta a gente acha que adianta mais, mas é... Que nem tem bastante pé de pequi ali que plantei de balainho também, mesmo depois de grande começa a morrer o pé, parece que a raiz enrola embaixo... [...] se tivesse plantado de semente era melhor. (ENTREVISTA 10, MARIDO).

Bom! Melhor que muda. Porque ah...ainda mais muvuca, que nem diz aí. Aí você planta aí, vamos supor, sei lá, 40, 50, 60 espécies de sementes [...] É bom porque talvez uma semente ela tá aqui, mas ela não é daqui, aí vai sair a que... se dá [melhor no local]. [...] Aí ela vai se adaptar ali mais fácil. Se você pegar um buriti e jogar no seco, ela

não vai. [...] Então tem planta que tem aqui, mas a gente não tem muito conhecimento, então na muvuca ela vai nascer, umas morrem, mas umas que adapta melhor ali, ela sai. E depois tem que podar, porque sai todas.

Ah tem mais bicho [risos]. Já está começando a estragar as coisas já. Porque de primeiro quase não tinha bichos, nem porco, nem capivara, anta. Não. E agora a gente vê. De primeiro sumiu tudo e agora a gente tá vendo. Tá estragando cana, o napiê tá indo [risos]. (ENTREVISTA 1, MARIDO).

E a terra, tem melhorado? (ENTREVISTA 1, ENTREVISTADOR).

A terra lá mudou. Pelo menos a aparência dela mudou bastante... (ENTREVISTA 1, MARIDO).

... Porque só de cair a folha e aqueles...vai secando. Muda. (ENTREVISTA 1, ESPOSA).

[...] O meu [reflorestamento] é uma área boa aqui embaixo. Tem quarenta metros de largura, que eu larguei na beirada do rio. Tem lugar que dá mais, tem lugar que dá menos. Mas é nessa faixa. Por causa do rio. [...] Tem tudo quanto é pé de árvore lá. E até macaco tinha lá agora esses dias. Anta... (ENTREVISTA 17, MARIDO).

... Capivara, jacaré... (ENTREVISTA 17, ESPOSA).

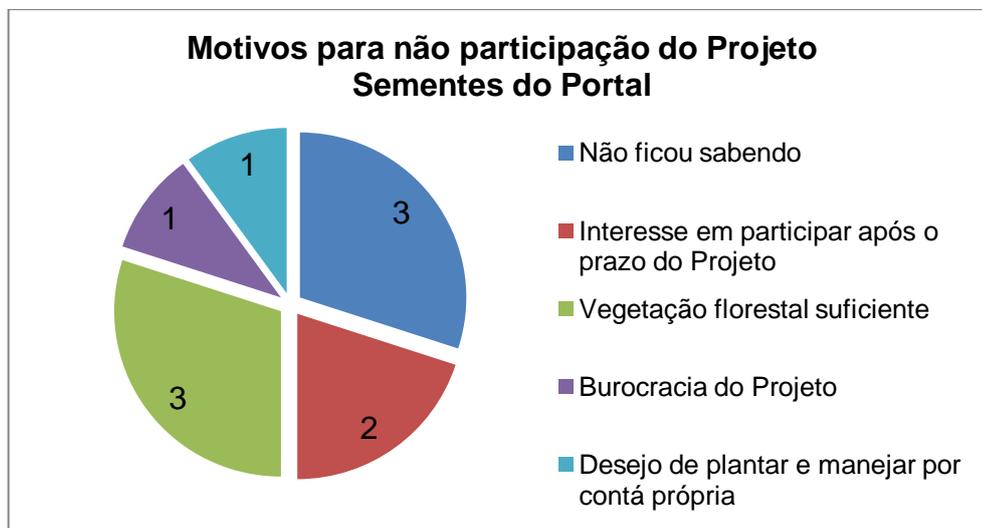
Aspecto interessante apontado por uma das entrevistadas foi a influência da participação do casal e das mudanças em sua propriedade em relação ao seu vizinho:

Aí quando a gente decidiu fechar aqui e plantar árvore, o vizinho de cá [apontando para a propriedade vizinha] fechou também. Só que ele não entrou no projeto, ele deixou por conta. Daí o gado não entrava aqui. [...] Do lado aqui veio natural. Aqui a gente plantou e aqui ele só fechou [apontado para o mapa da propriedade]. [...] ... a gente começou a falar com ele pra ele cercar aqui pras vacas não passarem pro lado de cá. E aí conservou a beira do rio. (ENTREVISTA 1, ESPOSA)

Por outro lado, foram diversas as justificativas citadas pelos outros dez entrevistados que os levaram a não participar do Projeto, sendo que alguns apresentaram mais de uma motivação (Figura 30).

A relação entre presença de árvores e espaço para pastagem é um fator importante ao considerar a “quantidade de árvores suficientes na propriedade”. A partir dessa visão, três produtores optaram por não aderir ao Projeto Sementes do Portal e, como visto mais adiante, outros atualmente não desejam ampliar a presença arbórea em suas terras em virtude deste argumento.

Figura 30 – Justificativas para não participação do Projeto Sementes do Portal, conforme entrevistas.



Apesar de cinco entrevistados apontarem que souberam ou decidiram participar do Projeto posteriormente aos prazos para adesão, o que, a priori, não impossibilita futuras participações neste ou em outros projetos, ressalta-se que nem todos de fato desejariam realizar novos plantios arbóreos em suas propriedades. Contudo, a ampla divulgação e o processo contínuo de difusão de informações de eventuais projetos devem ser aspectos considerados de suma importância na participação de novos agricultores e agricultoras, não apenas focando em ações de restauro próximo a cursos d'água, mas também sistemas de cultivo mais sustentáveis e com melhores níveis de produtividade, como os sistemas silvipastoris e/ou agroflorestais.

4.3.3. Perspectivas futuras

Os mapas digitalizados das propriedades, tanto da situação atual quanto contendo desejos de alterações nos usos, são apresentados nos Apêndices A a F.

Houve um equilíbrio entre o desejo de realizar ou não novos plantios entre os entrevistados que participaram do Projeto Sementes do Portal e os que não participaram: sete entrevistados participantes apontam que realizariam novos plantios; já entre os não participantes, seis possuem o mesmo interesse.

A justificativa principal para não realizar novos plantios é a presença suficiente de árvores em suas propriedades, seja nas APP, em áreas com maior declividade ou mesmo na pastagem (dispersas ou em sistemas silvipastoris), apesar de relatarem que também não cortariam árvores espontâneas que venham a aparecer nas proximidades de cursos d'água ou mesmo de maior interesse para madeira nas pastagens.

Ah eu acho que não [plantaria mais árvores]. O que tem ali acho que já é o suficiente, se for plantar mais árvores vai acabar virando só árvore [risos]. [...] Pode ser que onde tem uma falha a gente replanta. Que onde deixou pra árvore é só arvore. Se tiver alguma falha, a gente vai replantar. (ENTREVISTA 10, MARIDO).

Rapaz, se eu tivesse oportunidade plantava sim. Mas por enquanto não. Devagarzinho mesmo. [...] Esse ano eu peguei pra reformar um capim. E se for mexer com duas coisas aí não dá conta. E o dinheiro é pouco também né [risos], então tem que ir devagar. Porque em questão de árvore meu lote tem bastante. (ENTREVISTA 19, MARIDO).

Outra justificativa apontada está associada à qualidade e fragilidade do solo, o qual impossibilita um bom desenvolvimento das plantas e eventual morte das mudas. Quando questionado sobre o plantio anteriores no âmbito do Projeto Sementes do Portal, um dos entrevistado destaca:

Era um lugar assim, que nem eu estou falando pra você, o terreno é muito duro, a terra dura. Terra seca e dura. [...] As plantas que é da origem, tem ali. Aquela que ela não é, não saiu. [...] O brizantão [*Brachiaria brizantha* cv. Marandu] tem lugar lá que era formado, não tem! Sumiu! Foi indo, foi indo. Foi se acabando. (ENTREVISTA 15, MARIDO).

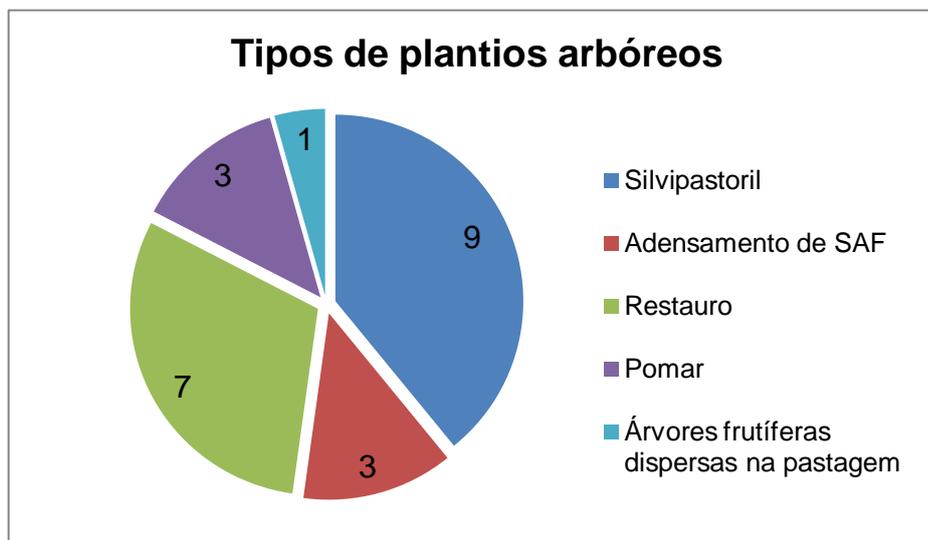
Tem muita pedra solta lá em cima? (ENTREVISTA 15, ENTREVISTADOR).

Não. Quando é a pedra solta, é mais fácil. Mas é aquela pedra branca e aquela terra dura. Ela não é uma terra assim macia. Aquela terra seca. [...] Agora as plantas nativa, que são as plantas do clima daqui sai. Então elas sobrevivem, porque elas são desse clima. (ENTREVISTA 15, MARIDO).

Por outro lado, para treze produtores entrevistados há o interesse no plantio de mais árvores em uma ou mais áreas da propriedade e com diferentes objetivos (Figura 31). O plantio em sistemas silvipastoris e em áreas no entorno de cursos d'água e represas/tanques foram os mais lembrados pelos entrevistados, visando tanto aspectos voltados à produção pecuária e

bem estar animal e possibilidade de produção de madeira e frutas, quanto associados à aspectos eco-hidrológicos para a proteção dos recursos hídricos.

Figura 31 – Tipos de plantios visando aumento do componente arbóreo nas propriedades, conforme entrevistas.



O plantio em sistemas silvipastoris, seja em áreas que já adotam esse sistema e buscam ampliação, naquelas sem a divisão da pastagem ou com divisões porém com pouca presença arbórea, mostrou-se interessante por nove agricultores, cuja justificativa principal é dispor de sombra para o gado, mas também uso racional do pasto, melhoria de sua qualidade e ter a possibilidade de produtos advindos das espécies arbóreas, como madeira ou frutos. Além disso, dez agricultores apontaram o interesse em plantios arbóreos que possam vir a extrair madeiras para usos diversos.

[...] É o que eu quero fazer. Cercar e quero fazer pelo menos umas três carreiras [de árvores], quatro de cada lado. Até embicar aqui ó [apontando para o mapa]. Era pra eu ter feito já, mas a coisa tá meio... [risos]. Aí tem que gradiar na beira e já plantar. Eu estava pensando em plantar eucalipto. [...] Ou pé de fruta. (ENTREVISTA 16, MARIDO).

Nós temos [vontade de plantar mais árvores na pastagem]. Vê se nós conseguimos plantar umas árvores mais diferentes. Mais pra frente ter um futurinho. (ENTREVISTA 1, MARIDO).

Plantar como? (ENTREVISTA 1, ENTREVISTADOR).

Tipo de rua... (ENTREVISTA 1, MARIDO).

... É porque se planta aquele eucalipto, ele tanto ele faz a sombra quando ele chega numa idade ele dá madeira pra... (ENTREVISTA 1, ESPOSA).

...Tem meu colega ali que já tá cercando o lote dele com eucalipto. Dá sombra e tem a própria lasca ali, no sítio dele. (ENTREVISTA 1, MARIDO).

[...] E só linha de eucalipto ou outras plantas...? (ENTREVISTA 1, ENTREVISTADOR).

...Não, por enquanto não. Por enquanto é só o eucalipto. A não ser que de repente, futuramente, aparece aí uma outra planta que ela sirva tanto pra dar fruto como pra madeira. Aí pode mudar o assunto. Mas por enquanto é só o eucalipto. (ENTREVISTA 1, ESPOSA).

Uma das entrevistadas aponta como a divisão em pequenos lotes pode trazer melhorias, em oposição ao uso extensivo total da pastagem:

Mas daí chegamos [no lote], colocamos vinte cabeças de gado quando foi daí uns quatro anos já acabou o capim. Que daí não tinha aquela orientação assim que se você piquetear fica melhor, que daí o gado não andava tanto, comia menos. Que isso aí foi colocado pra nós depois que a usina mandou engenheiro pra cá né, [há] uns 3 anos por aí. (ENTREVISTA 3, ESPOSA)

Antes o gado ocupava a área toda? (ENTREVISTA 3, ENTREVISTADOR)

A área toda. [...] Então daí eles andam muito, amassa muito e comer mesmo que é bom, nada. Porque só quer saber de andar. Daí foi piqueteando... Se vai trabalhar com o gado leiteiro, sai melhor, porque o gado mesmo vai adubando aquela área, você deixa um tanto de dias e depois você já tira. Daí até você entender essas coisas, meu filho... vai um tempo. Que daí você olha tudo as pastagens tudo acabando. Chega o tempo da seca é só gado berrando. E berra. Chega daqui pra julho, agosto é berrado de vaca, que quer pastagem verde, mas não tem. (ENTREVISTA 3, ESPOSA).

Entre os sete entrevistados que apontam o interesse em restaurar áreas próximas aos cursos d'água, três participaram do Projeto e desejam realizar novos plantios no mesmo modelo agroflorestal, enquanto um apenas cercaria e deixaria ocorrer o retorno natural de espécies com alguns novos plantios. Por um lado essa relação aponta a confiança tanto no Projeto quanto na forma de plantio utilizada, além da sua importância enquanto auxílio técnico e financeiro para estes agricultores; por outro lado, para os seis entrevistados participantes e que, segundo seus relatos, já não precisam mais restaurar APP em seus imóveis, avalia-se que os plantios realizados estão sendo considerados como medidas de recuperação duradouras e o objetivo de tais áreas é, de fato, retornarem à sua conformação florestal, atentando-se para os manejos adequados em virtude do modelo agroflorestal adotado.

[...] E aqui [apontando para o mapa] é onde eu queria fazer. Encher de piquete aqui. Entendeu? Eliminar essa... .aquele lado da banda do rio lá [apontando para a área real]. Eu queria eliminar ela e plantar

bastante tipo de árvore e fruta e... Porque queria mexer com abelhas. Compreendeu? E aqui tá sendo muito ruim pro meu gado passar aqui [apontando para o mapa] e eu não quero derrubar umas árvores ali e mandar o trator arrumar. Porque senão daí eu vou já vou estragar. [...] Então eu quero eliminar esse lado aqui pra poder plantar um monte de bagaceira aqui [...] Banana, cupuaçu, tudo quanto é bagaceira plantar aqui no meio. Pra deixar virar floresta. (ENTREVISTA 6, MARIDO).

Para um dos agricultores não participantes do Projeto, apesar de inicialmente apontar que não se interessa em novos plantios, relatou que há o desejo em cercar duas áreas próximas a nascentes, evitando a presença do gado e permitindo o retorno espontâneo da vegetação, sendo integrado ao gráfico da Figura 31 por estar ser uma ação visando à regeneração natural de tais áreas. Contudo, há uma preocupação com a “sustentabilidade” do projeto, isto é, em investir financeiramente para não ter um retorno adequado que permita gerar alguma renda com a área. Nesse sentido, eventuais projetos e auxílios futuros, tanto de assistência técnica quanto financeiro e de material, podem vir a contribuir para incentivo de novos produtores a protegerem os cursos d’água de seus imóveis.

Você viu lá? [...] aquela reservinha do córrego. Quero fechar lá. [...] Hoje pra fechar aquilo lá eu gasto mil ou mil e quinhentos reais, pra fechar lá de novo. O governo quer que a gente faça as proteções nas nascentes, quer que refloreste. Que sustentabilidade ele dá pra nós? [...] Agora teve esses projetos aí que nem todo mundo pegou, esses projetos... para reflorestar e deixar as nascentes. [...] Eu nunca peguei, aí agora eu tava pensando de pegar pra mim, eu queria pegar assim, pra eu tornar a fazer lá. Você viu? Tá lá a cerca, mas é cerca velha. Aí eu queria refazer aquilo lá, pra deixar preservado ali. Aqui também ó, naquela bolinha [pequena área de juquirá próxima a um reservatório] que eu te mostrei ali, não tem cerca ali. Ali dava de fazer também, fechar aquele pedacinho. (ENTREVISTA 9, MARIDO).

Outro agricultor não participante do Projeto teve apoio e influência de sua filha, graduada em Ciências Biológicas e com conhecimento sobre SAF, em realizar plantios agroflorestais, estando ambos interessados em continuar os plantios, tanto em seu quintal quanto em APP:

[...] E você tem pensado também [em plantar mais árvores]? (ENTREVISTA 8, ENTREVISTADOR).
É, a gente pretende, continuar com o quintal. Tem muita coisa ainda pra fazer nele. É que assim, eu to... venho escrevendo sobre ele, melhorando, através da prática eu vou escrevendo. [...] (ENTREVISTA 8, FILHA).

[...] E o que senhor achou da ideia de plantar tudo junto? Que a sua filha trouxe. Plantar as linhas com varias coisas juntas...

... Não, é bom. É bom. Porque no mesmo instante que eu posso plantar uma árvore... é bom sempre ter a cada tanto uma fruta. Porque até os passarinhos também [aproveitam], você nota... (ENTREVISTA 8, MARIDO/PAI).

Na verdade eu sinto, eu sinto a necessidade de fechar mais toda essa área do... acompanhando o córrego. Porque você sabe que... vinte e seis hectares não é muita terra. Então o que eu tenho que fazer... Eu sinto que é necessário continuar fechando essa área, cumprindo o mínimo, pra que ela fique mais robusta, mais forte. [...] (ENTREVISTA 8, MARIDO/PAI)

A maioria dos entrevistados relatou o interesse no plantio de espécies frutíferas⁴ em diversas áreas da propriedade, seja nas áreas de restauro, silvipastoris e adensamento de SAF. Porém, apenas três entrevistados especificaram o plantio em pomares (em consórcios com outras culturas) em locais onde, segundo estes, o solo possui melhor qualidade.

Ah eu quero plantar aqui o [feijão] andu, plantar uma fava, plantar mandioca. Comprar umas laranjas, plantar aqui. Talvez plantar uma, se eu conseguir uma mudas, plantar uma carreira de café. Porque o café, se você plantar vinte pés de café e cuidar dele, você tira pro uso. (ENTREVISTA 18, MARIDO).

E se tivesse outra fase do Projeto [Sementes do Portal], vocês se interessariam de participar? (ENTREVISTA 16, ENTREVISTADOR).

Rapaz se saísse nós íamos ver se participava pra fazer um pomar. Pedir uma tela pra fazer um pomar. Pomar, plantar umas coisas dentro. [...] (ENTREVISTA 16, MARIDO).

[...] E aonde vocês fariam? (ENTREVISTA 16, ENTREVISTADOR).

Rapaz, tinha que ser nesse meio aqui ó [apontando para o mapa]. Perto da cana. O lugar mais úmido e não tem pedra. (ENTREVISTA 16, MARIDO).

Preferindo espécies frutíferas em geral a outras diversas, como aquelas com foco para madeira, por exemplo, um dos entrevistados destaca o desejo do plantio de maneira dispersa pela propriedade, conforme seu interesse,

⁴ De modo amplo, o termo “frutíferas” foi empregado pelos entrevistados pra designar um grupo de espécies conhecidas e apreciadas por cada pessoa em particular, incluindo, mas indo além, das do gênero *Citrus* spp. (laranja, limão e mexerica), mangueira (diversas espécies do gênero *Mangifera* spp.), cupuaçu (*Theobroma grandiflorum* (Willd. ex Spreng.) Schum), castanheira (*Bertholletia excelsa* Humb. & Bonpl.), cajueiro (*Anacardium occidentale* L.) e pequi (*Caryocar brasiliense* Cambess.).

sendo este um dos motivos para também não ter participado do Projeto Sementes do Portal:

[...] Mas se for pra eu fazer mesmo, quero fazer do meu jeito aí. Cada cantinho do pasto eu vou e planto um pé de fruta ali, um pé de coisa ali. E vou ajeitando e é assim que eu quero. [...] Olha lá uma vaca debaixo do pé de laranja. [...] Tem fruta, tem sombra. No meio do pasto. [...] Eu penso assim: “eu vou lá e planto uma linha de eucalipto assim aqui”. Que fruta o eucalipto vai me dar? Quando é que o passarinho, coitado, vai comer o que dele? Eu vou lá eu planto um pé de árvore qualquer lá, só pra fazer sombra. E aí? E as outras coisas? [...] Uma coisa que sai muito bem aqui é o cajueiro. Na época que você pega um pé de caju aí, que tá cheio de caju, você chega de baixo e dá gosto de ver os passarinhos debaixo comendo. [...] Eu não troco um pé de eucalipto por um pé de caju, mas jamais! (ENTREVISTA 21, PAI).

Em contrapartida ao plantio de mais árvores na propriedade, um aspecto a ser destacado são as limpezas de juquirá relatadas, isto é, a retirada de formas pioneiras de vegetação secundária que crescem em locais da pastagem pouco utilizados. Legalmente, tais áreas são enquadradas como uso consolidado e, na visão dos agricultores, ocupam um espaço que poderia ser melhor utilizado para pastagem, podendo interferir na produtividade do gado e disponibilidade de pasto em épocas de seca. Dois entrevistados apontam que pretendem realizar tais ações em um futuro próximo, sendo que ambos também não demonstraram interesse em novos plantios.

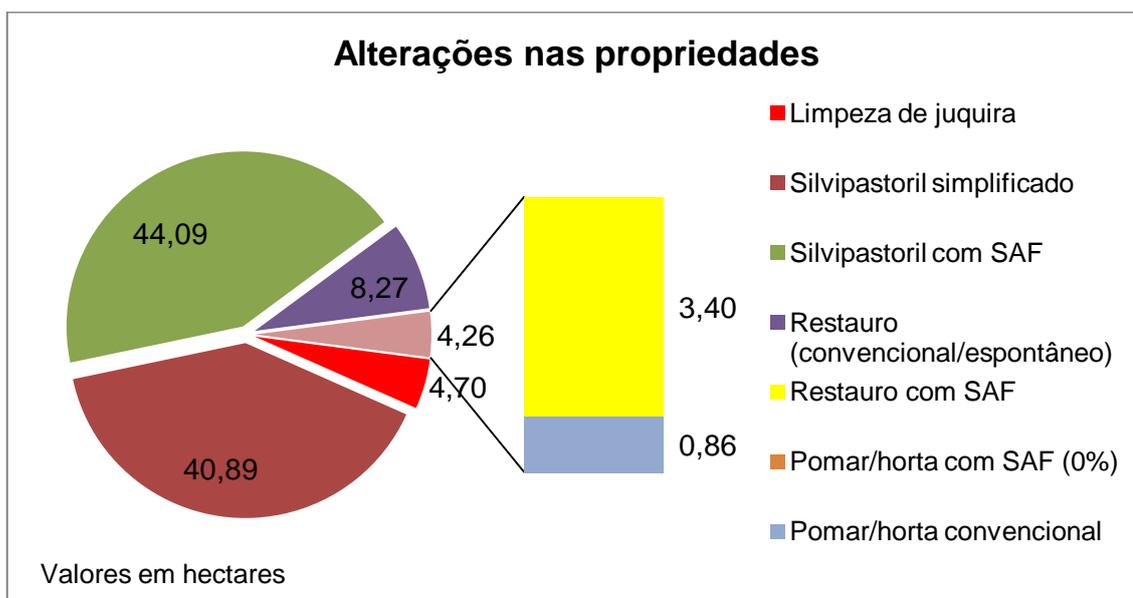
Um terceiro agricultor demonstrou insatisfação por não possuir nenhum incentivo em manter áreas com vegetação florestal excedente em sua propriedade, como alguma forma de Pagamento por Serviços Ambientais, fato que este que o motiva a alugar pastos vizinhos para o seu próprio gado e aumentando custos para mantê-lo externo a sua propriedade.

Viu, ontem mesmo nós estávamos conversando aqui. Hoje eu vou na Empaer [Empresa Mato-grossense de Pesquisa, Assistência e Extensão Rural], ver uma solução com eles. Ou eu pego um recurso pra manter esse mato aí ou eu vou desmanchar. [...] Porque eu to pagando aluguel [de pastagem em outra propriedade]. O dinheiro da renda do gado vai tudo pra pagar pasto. Eu tenho muito mato aí conservando, mas até agora não teve uma proposta de um... de uma ajuda. Aí não tem como. Eu tenho quase cinco alqueires de mato, tudo com nascente de água. Nessa serra eu deixei quase um alqueire de terra, por causa da mina. Uma nascente. Nós temos uma mina aqui que ela abastece umas três, quatro casas. [...] Tudo na gravidade. (ENTREVISTA 18, MARIDO).

Em termos espaciais, as áreas apontadas pelos entrevistados como passíveis de futuras alterações em seu uso somam 102,2 ha. Deste total, 83% seriam destinados à sistemas silvipastoris (Figura 32), seguido por áreas a serem restauradas por meio de regeneração natural, após cercamento, ou, em sua maioria, por plantios convencionais. As áreas a serem restauradas utilizando sistemas agroflorestais somam apenas 3,4 ha (3,3% do total), resumindo-se a apenas três entrevistados.

O contraste entre áreas com sistemas silvipastoris e aquelas destinadas à restauração deve-se à necessidade de maiores extensões para o pastoreio do gado, mesmo quando tais áreas são piqueteadas em menores lotes e havendo processo de rotação entre estes. De modo geral, as áreas marginais aos cursos d'água e no entorno de nascentes são menores, devido às larguras máximas de proteção não só presentes na LPVN (Lei 12.651/2012), mas também decorrentes do entendimento e visão particular de cada agricultor sobre o quanto de vegetação florestal reservar a partir da calha do curso.

Figura 32 – Tipos de plantios visando aumento do componente arbóreo nas propriedades, conforme entrevistas.



Em relação as áreas de restauração, somadas aquelas onde já foram realizadas intervenções nesse sentido (cercamento, plantios convencionais e

SAF), a área total futura com cobertura florestal seria de 30,4 ha. Delimitando as áreas apenas nos limites da microbacia, esse montante reduziria para 27,1 ha, uma vez que uma propriedade apresenta área de restauro pertencente à microbacia vizinha.

Especificamente as áreas com plantios de SAF para restauração, atualmente (2019) 13,2 ha já possuem esse tipo de plantios em APP, apresentando variadas situações de desenvolvimento.

A área total passível de mudanças é de 2,9% em relação à área total da microbacia. Contudo, realizando um recorte apenas para as propriedades visitadas, tal relação representa 19,4% da área total dos imóveis somadas, sendo 16% em função apenas dos sistemas silvipastoris. Apesar de tais sistemas não apresentarem os mesmo objetivos de áreas destinadas à restauração florestal, a mudança na forma de uso das pastagens, com emprego de rotações de piquetes, retorno do componente arbóreo com diferentes finalidades e, no caso dos SAF biodiversos, aumento da diversidade de espécies, cobertura do solo e incremento nas linhas de plantio com culturas comerciais e de consumo na residência, resultam em um manejo mais sustentável se comparado a forma atual de aproveitamento da pastagem.

Como aponta Andrade, Salman e Oliveira (2012), a presença do componente arbóreo nas pastagens é comum em toda a América Latina, apesar de sua densidade ser relativamente baixa, especialmente no Brasil. Em dias quentes, tal fato pode ocasionar um agrupamento animal em busca de sombra e pisoteio excessivos no entorno das arvores isoladas provoca a morte do capim e compactação do solo, sendo interpretado pelos produtores rurais como consequência da presença arbórea e não de sua baixa densidade (ANDRADE; SALMAN; OLIVEIRA, 2012). O aumento dessa densidade, portanto, a partir dos possíveis plantios relatados em nossa pesquisa, pode contribuir para aumento do bem estar animal e redução da pressão sobre as poucas áreas sombreadas na pastagem atual.

Em um contexto onde cerca de 55% da área dos estabelecimentos agropecuários de Nova Canaã do Norte são ocupadas por pastagens (seguida pela cobertura florestal, com 33%) e mais de 95% das propriedades classificadas enquanto agricultura familiar estão envolvidas com a pecuária (IBGE, 2017), é fundamental o envolvimento desta atividade em eventuais proposições de alterações nas formas de uso da terra.

Sendo a maioria dos usos futuros associados principalmente à pecuária leiteira, tanto em termos de entrevistados que a citaram quanto pela área ocupada, é fato que a presença das pastagens nos cenários futuros continuará sendo dominante, cabendo, contudo, uma reflexão sobre este uso se encaixar uma lógica de monocultura e de emprego de métodos convencionais de manejo ou em uma nova concepção direcionada à maior sustentabilidade, diversidade e multifuncionalidade da propriedade na paisagem rural.

4.4. Paralelos entre áreas prioritárias à restauração via AMC e propostas pelos agricultores

Somando tanto as áreas futuras, advindas dos mapeamentos, quanto aquelas onde já houve intervenções (plantios convencionais ou SAF e cercamento), a área total a ser destinada pelos agricultores para fins de restauração foi maior do que aquelas advindas da priorização via CLP (Tabela 18). Ressalta-se que dos 27,1 ha previstos enquanto futuras áreas de restauro, houve sobreposições parciais entre tais áreas e manchas florestais previamente classificadas a partir de imagem orbital.

De modo a não superestimar as áreas de restauro dos agricultores em detrimento daquelas via priorização pela CLP, optou-se por eliminar as sobreposições e definir tais áreas apenas como manchas florestais existentes (como de fato já eram identificadas nas análises espaciais anteriores) e não áreas com alterações futuras.

Assim como observado para toda a microbacia, a classe de prioridade muito alta apresentou menor cobertura nos imóveis visitados em relação à de

prioridade alta. Além de mostrar-se presente em apenas onze propriedades visitadas, a classe mais prioritária também ocupa menor área naquelas onde está presente. Dentre todas as propriedades, apenas uma não apresentou nenhuma das duas classes mais prioritárias, sobretudo por não possuir valores mais elevados de TWI.

Tabela 18 – Comparação entre restauração via CLP e via intenções dos agricultores, apenas nos limites dos imóveis visitados.

	Prioridade à restauração		Restauro pelos agricultores	Sobreposição de restauro pelos agricultores em APP degradada com áreas de:	
	Muito alta	Alta		Prioridade muito alta	Prioridade alta
Área total nos imóveis (ha)	5,8	40,9	24,8	0,8	7
Área dentro de APP degradada (ha)	0,44	2	4,5	0,2	1,4
% em relação à APP degradada total (dentro dos imóveis*)	6,3	28,4	63,9	2,8	19,9

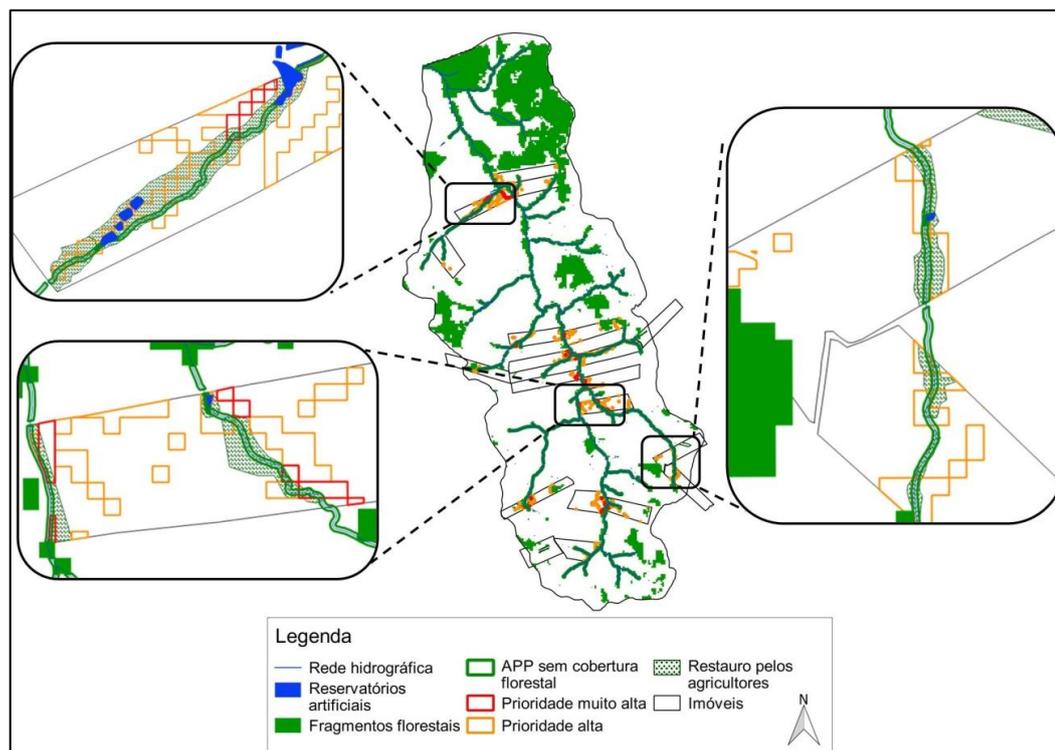
* Dos 31,35 ha de APP sem cobertura florestal da microbacia, 7,04 ha situam-se nos imóveis visitados.

Apesar de a classe de prioridade alta ocupar a maior área nesta comparação, ao focarmos apenas nas APP sem cobertura florestal as áreas de restauro dos agricultores mostram-se mais efetivas no atendimento legal à proteção marginal dos cursos d'água, além de sobrepor-se em quase 20% às áreas de prioridade alta.

Como já discutido, a determinação das áreas prioritárias à restauração resultou em discrepâncias em relação à delimitação da rede hidrográfica e, conseqüentemente, às APP. A mesma lógica se aplica neste caso: a delimitação das áreas pelos agricultores teve como base imagens orbitais e posterior digitalização e geoprocessamento em ambiente de SIG, com nível de detalhamento maior em relação ao MDE empregado na determinação do TWI e, portanto, o mapa de áreas prioritárias.

Apesar da não exatidão em termos quantitativos, houve aproximações espaciais entre áreas recobertas pela classe de prioridade alta e pela escolha dos agricultores para restauração, como pode ser observado na Figura 33.

Figura 33 – Comparação entre áreas das classes de prioridade à restauração muito alta e alta e áreas de restauro pelos agricultores.



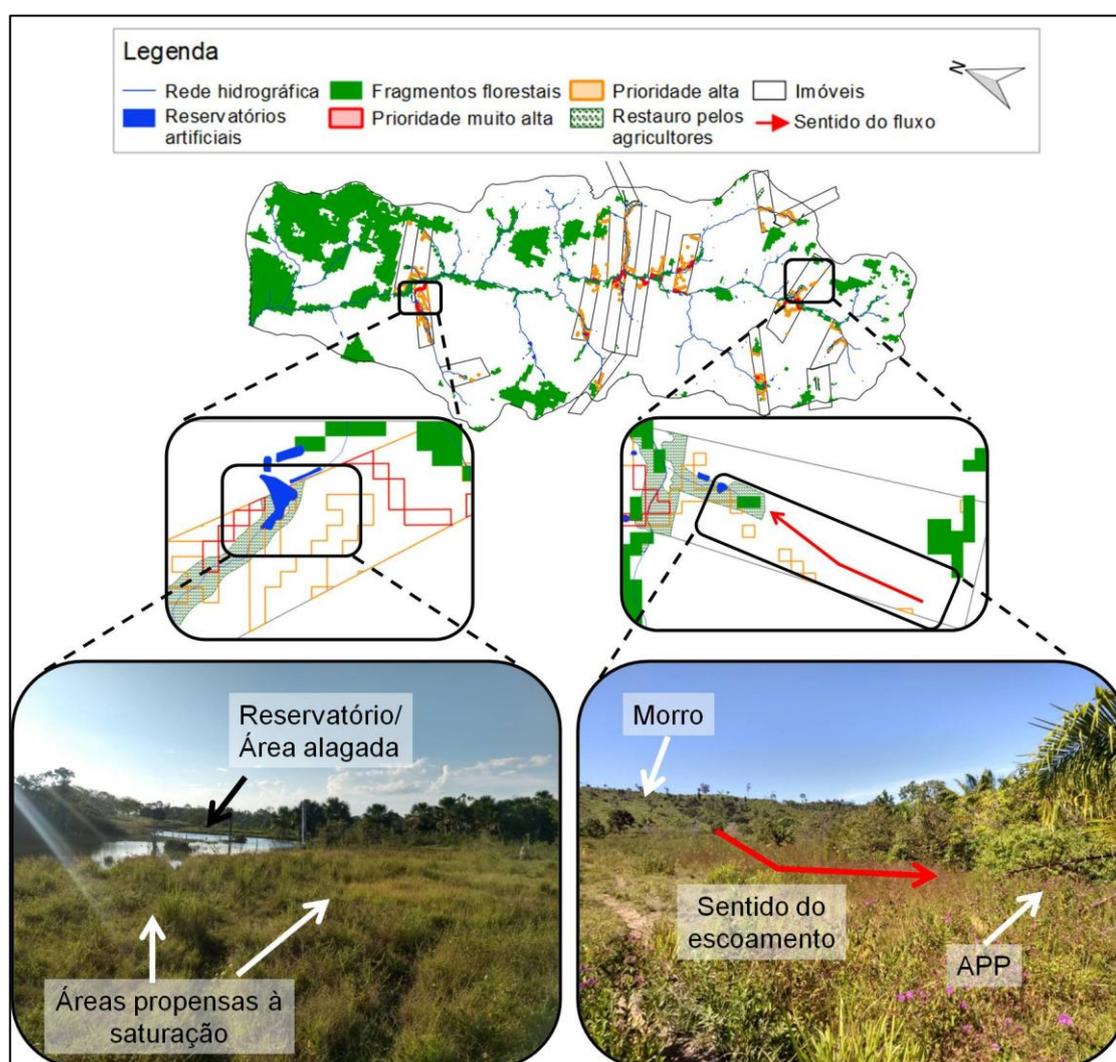
Em alguns casos, as áreas delimitadas para restauro foram além da distância requerida pela LPVN (Lei 12.651/2012). Além da escala de trabalho induzir na diferença entre ambas as delimitações, esse acréscimo, deve-se mais ao pouco conhecimento da exata área a ser protegida pelos agricultores do que de fato um desejo de expandir para além do exigido pela legislação.

Se por um lado esse desconhecimento ocasionalmente pode resultar em aspectos quantitativos positivos, por outro reflete a complexidade do acesso e entendimento dos conceitos que embasam da adequação ambiental e as prerrogativas técnicas adotadas para tal, promovendo equívocos muitas vezes negativos ao objetivo da conservação da biodiversidade e proteção dos recursos naturais. Mas de modo algum a situação presente é de responsabilidade única de agricultores e agricultoras, sobretudo em um

contexto histórico de incentivo a colonização e desmatamento, agravado pela baixa alfabetização e assistência técnica limitada.

Além das APP, delimitadas conforme LPVN (Lei 12.651/2012), devido à influência do TWI, a classe de prioridade alta, como já discutido, também se mostrou associada a áreas potenciais de saturação hídrica e canais efêmeros, cuja importância na dinâmica hidrológica de bacias não é contemplado na legislação. Alguns desses locais foram observados em campo (Figura 34), com relatos sobre algumas áreas serem mais “encharcadas” e o pasto apresentar problemas devido a isso, além de escoamentos superficiais em áreas mais distantes dos canais perenes em épocas de chuvas.

Figura 34 – Áreas propensas à saturação e canais efêmeros nas propriedades rurais visitadas.



Quando comparados os cenários de restauração apenas para os imóveis visitados, mas observando contribuições ao nível de microbacia, as áreas de restauração pelos agricultores mostram-se, a partir das métricas e índices de paisagem, intermediárias entre às áreas apenas com prioridade muito alta e aquelas com prioridades alta e muito alta juntas (Tabela 19).

Tabela 19 – Cenários de restauração nos imóveis visitados.

Métrica \ Classe	Fragmentos florestais existentes em 2019	Prioridade muito alta (Cenário 1)	Prioridade muito alta e alta (Cenário 2)	Restauro pelos Agricultores (Cenário 3)
CA	555,75	561,33	601,74	580,95
PLAND	16,26	16,34	17,51	16,91
NP	103	107	133	120
AREA_MN	5,4	5,25	4,52	4,84
AREA_MD	0,72	0,63	0,36	0,68
PROX_MN	28,87	28,73	29,85	25,73
PROX_MD	2,66	3,29	3,41	3,15
ENN_MN	147,42	142,06	126,16	128,72
ENN_MD	94,87	94,87	90	87,43
CONNECT	2,44	2,42	2,53	2,48
COHESION	95,6	95,48	95,14	95,15
SPLIT	166,08	165,98	162,67	165,81

CA - área total da classe (hectare); PLAND – porcentagem da classe em relação à área total da paisagem (%); NP – número de manchas da classe; AREA_MN e _MD - áreas média e mediana, respectivamente, do conjunto de manchas da classe (hectare); ENN_MN e _MD – distâncias euclidianas média e mediana, respectivamente, do vizinho mais próximo do conjunto de manchas da classe (metro); PROX_MN e _MD – índices de proximidade médio e mediano, respectivamente, do conjunto de manchas da classe para raios de busca de 300 metros; CONNECT – índices de conectância para raios de busca de 300 metros (%); COHESION – índice de coesão de manchas; SPLIT – índice de retalhamento.

Dentro dos limites das propriedades, as áreas de restauro no cenário 3 mostraram-se mais contíguas e associadas aos cursos d'água existentes do que as identificadas pela priorização via CLP, nas quais manchas isoladas (pixels de 30 m de lado) distribuem-se pela paisagem, sobretudo decorrentes da classe de priorização alta. O número reduzido de manchas desse cenário, bem como as áreas média e mediana ligeiramente superiores aos do cenário 2 corroboram essa afirmação.

Apesar de os cenários 2 e 3 apresentarem distâncias médias ao vizinho mais próximo semelhantes entre si e inferiores à situação atual e ao cenário 1, o cenário 3, por sua vez, teve os menores valores de proximidades média e mediana, inclusive, no caso da média, perante o cenário atual (2019). Neste caso, a maior presença de pequenas manchas oriundas dos cenários 1 e 2 e, em determinados casos pouco distantes dos demais fragmentos implica em valores mais elevados para o índice de proximidade; já o restauro pelos agricultores, não apresenta estas “manchas-pixel” ao criar manchas contínuas.

Em relação aos índices de conectância, coesão e retalhamento, apesar da baixa variação entre valores, as áreas de restauro pelos agricultores também se situaram de modo intermediário entre os dois cenários envolvendo priorização via CLP. No caso do índice de coesão, os valores para os três cenários foram pouco inferiores a situação atual (2019) dos fragmentos, sendo tal variação resultante do aumento do número de manchas florestais especificamente nos imóveis visitados. Já para os índices de retalhamento e conectância, a variação mostrou-se ligeiramente positiva, sobretudo pela maior parte dos locais de restauro situarem-se próximos as APP, promovendo, como já observado, redução do isolamento entre manchas próximas aos cursos d'água.

Sendo a principal alteração nas propriedades tanto pelas intenções dos agricultores quanto em termos de área coberta, os sistemas silvipastoris apresentam maior sobreposição à classe de prioridade moderada, onde 36,3 ha correspondem à sistemas silvipastoris simplificados e 26,4 ha à sistemas com SAF. A sobreposição com as classes de prioridades alta e muito alta é mais bem detalhada na Tabela 20.

Contudo, ao serem contabilizadas apenas as áreas prioritárias nos dez imóveis que podem vir a ter inserção, ampliação ou manutenção de sistemas silvipastoris (3,49 ha e 18,37 ha para prioridade muito alta e alta, respectivamente), esse percentual de sobreposição aos sistemas simplificados equivale a 19% e 13,6% para prioridades muito alta e alta, respectivamente, e,

aos sistemas com SAF, 22% e 17,6%, respectivamente, para as mesmas classes de prioridade.

Tabela 20 – Sobreposições entre áreas de atividade pecuária e áreas de prioridades à restauração muito alta e alta.

Classe de uso do solo	2019			Futuro		
	Área total da classe (ha)	Área sobreposta com prioridade (ha)		Área total da classe (ha)	Área sobreposta com prioridade (ha)	
		Alta	Muito alta		Alta	Muito alta
Pastagem	393,26	29,82	3,40	276,25	21,52	1,88
Pastagem com juquira	15,97	2,67	0,01	10,41	0,79	-
Sistema silvipastoril simplificado	17,65	0,89	-	58,54	2,49	0,67
Sistema silvipastoril com SAF	10,90	0,09	0,26	54,99	3,24	0,77

A grande presença de pastagens convencionais nas classes com prioridades alta e muito alta à restauração, tanto no contexto atual quanto em eventuais alterações nas propriedades, ressalta a importância de usos e manejos diferenciados nestas áreas. O redesenho dessa matriz a partir atividades produtivas mais diversificadas e que respeitem a condição natural da área, sobretudo do ponto de vista hidrológico, pode ser um caminho viável no sentido de proteção dos recursos naturais e melhorar a permeabilidade da matriz a diferentes organismos (METZGER, 2008; OLIVEIRA; CARVALHAES, 2019; PERFECTO; VANDERMEER, 2010).

Sob a perspectiva de restauração florestal ao nível de paisagem, o redesenho desta a partir de uma transição agroecológica de sistemas simplificados para agroecossistemas multifuncionais e biodiversos, pode auxiliar decisivamente a conectividade estrutural da paisagem e proteção dos recursos hídricos (LAMB; STANTURF; MADSEN, 2012; METZGER, 2008;

SABOGAL; BESACIER; MCGUIRE, 2015), preenchendo lacunas ecológicas as quais a restauração baseada apenas em preceitos legais é falha (BRANCALION et al., 2016; METZGER, 2010; NUNES; MORAES; FARIAS, 2017).

Por ser uma região fitofisionomicamente caracterizada como Floresta Ombrófila, o elemento florestal se faz presente e fundamentalmente necessário aos processos ecológicos e ecossistêmicos. A presença e configuração do componente arbóreo nestas paisagens fragmentadas e homogêneas podem trazer inúmeros benefícios aos produtores e à conservação da biodiversidade.

Como apontado por Oliveira, Andrade, Salman (2012), os sistemas silvipastoris, desde que planejado, implantados e manejados adequadamente, tem grandes benefícios perante as pastagens convencionais (com reduzida densidade arbórea). Pode-se apontar, por exemplo, o aumento do conforto térmico e bem-estar animal, refletindo em sua produtividade (DIAS et al., 2012; LEME et al., 2005), aumento da qualidade do pasto (SOUSA et al., 2007) e da fertilidade do solo, sobretudo algumas espécies leguminosas que, além de serem fixadoras de nitrogênio, também são procuradas pelos animais para suplementação natural.

Em relação à biodiversidade e relação com os organismos e elementos da paisagem no seu entorno, Siqueira et al. (2017), por exemplo, constataram a influência de árvores dispersas em pastagens como importante elemento na chuva de sementes e regeneração em meio à estas áreas, além de atrair dispersores em função de sua distância de fragmentos florestais. Essa observação também foi verificada por Carreira (2013), onde árvores com maior abertura de copa e mais próximas à fragmentos florestais apresentaram maior abundância de sementes zoocóricas de pequenas dimensões (<3 mm).

Martensen et al. (2008) e Perfecto et al. (2003) também verificaram que, para determinados grupos de pássaros, a conectividade entre fragmentos é mais importante para manutenção de suas populações do que o tamanho dos fragmentos, sendo tal conectividade estabelecida ou por corredores ecológicos

ou pela redução do espaço entre manchas de vegetação. Desse modo, árvores dispersas na pastagem ou pequenos agrupamentos podem ser visto como ilhas ou pontos de deslocamento que facilitam os fluxos de organismos em uma matriz até então pouco permeável.

Contudo, apenas a presença do elemento arbóreo na pastagem, em detrimento do aumento da diversidade de espécies e suas respectivas funções ecológicas, pode limitar os benefícios à conservação da biodiversidade na paisagem agrícola. Em muitas regiões tropicais, agricultores tendem a deixar ou introduzir apenas espécies consideradas “úteis” em meio às pastagens e retirar aquelas que, em seu entendimento, não acarretam benefícios (GAREN et al. 2009; HARVEY et al. 2011; METZEL; MONTAGNINI 2014), resultando em baixas riquezas de espécies (VILLANUEVA et al., 2006).

Essas constatações dialogam com nossas observações de campo, onde, de maneira geral, foi observada baixa diversidade arbórea em meio as pastagens (desconsiderando áreas com implantação de SAF). Além disso, as espécies arbóreas que primeiramente foram lembradas pelos agricultores para plantio na pastagem são, principalmente, o eucalipto (*Eucalyptus spp*) e frutíferas. A opção por espécies consideradas de madeira e frutíferas também foram verificadas por Metzel e Montagnini (2014).

Nesse sentido, a adoção de sistemas mais diversificados, como os agroflorestais, pode promover a integração entre os benefícios ecológicos (CULLEN JUNIOR et al., 2004; JOSE, 2009; MARTINS, RANIERI, 2014; MICCOLIS et al., 2016) e motivações (econômicas, alimentícias, culturais, medicinais, etc) dos agricultores em realizar novos plantios arbóreos em suas propriedades, sobretudo em áreas sensíveis do ponto de vista da conservação dos recursos hídricos.

O restabelecimento da biodiversidade nos agroecossistemas, seja ela planejada (espécies inseridas pelo agricultor com determinado propósito) ou associada (espécies circundantes que ingressam nos agroecossistemas em função de sua composição e manejo) (VANDERMEER; PERFECTO,1995)

desencadeia inúmeras interações e sinergismos entre os componentes bióticos e abióticos do sistema, trazendo benefícios para o ambiente e o ser humano integrante deste (ALTIERI, 1998; 2010).

É importante destacar, conforme já apresentado, a existência e implementação dessas concepções pelos agricultores, inclusive com desenhos e arranjos espaciais que apontam para maior diversificação das formas de uso e manejo da terra. Alguns exemplos são ilustrados na Figura 35.

Figura 35 – A: Sistemas agroflorestal entre piquetes, com plantio de maracujá, abacaxi, tomate e pupunha; B: Plantio arbóreo em linha em sistema silvipastoril simplificado; C: Arranjo espacial entre usos para pecuária e APP em restauração com SAF; D: Caixa de abelhas no interior de APP em restauração com SAF.



Como observado pelas posições dos agricultores, há um direcionamento no sentido do aumento da diversidade produtiva nas propriedades familiares visitadas, sobretudo onde as sementes do Projeto Sementes do Portal

vingaram. Contudo, o apoio do Projeto mostrou-se essencial, tanto pela mudança de paradigmas quanto auxílios financeiros e técnicos, sendo que seu encerramento na Fase 2 pode ser fator limitante para efetivação das modificações relatadas.

Outros projetos de estímulo à produção familiar sustentável desenvolvidos na região Norte do estado do Mato Grosso também tem sido de grande importância. Dentre eles, o projeto Redes Socioprodutivas⁵, uma iniciativa do Instituto Centro de Vida em parceria com associações e cooperativas de agricultores familiares dessa região e com apoio do Fundo Amazônia/BNDES. Iniciado em 2018, o projeto tem como objetivo principal a promoção da produção agroecológica da sociobiodiversidade, contribuindo para o fortalecimento das cadeias produtivas extrativistas (babaçu e castanha do Brasil) e de produção agropecuária (hortifrutigranjeiros, cacau, leite e café) de base familiar e visando a geração de renda, segurança alimentar e redução da pressão sobre os recursos naturais.

A falta de recursos e o receio de investimentos com retorno a médio e longo prazos podem ser vistos como obstáculos à modificação de sistemas de produção pelos agricultores em nossa pesquisa e outros estudos (FISCHER et al., 2019), onde incentivos governamentais ou investimentos vindos de outras iniciativas são essenciais para mudanças de paradigmas.

Dito isso e perante o quadro de crise político-econômica que se arrasta há quase seis anos no Brasil, financiamentos como os do Fundo Amazônia são essenciais para desenvolvimento e execução de uma diversidade de ações que promovam proteção e conservação de ambientes pouco impactados e atividades mais sustentáveis nos ambientes já alterados. Contudo, ações beligerantes do atual Governo Federal têm demonstrado pouca disposição na manutenção deste projeto ou outros que venham a ter objetivos semelhantes.

⁵ Mais informações disponíveis em: https://www.icv.org.br/projeto_especial/redes-socioprodutivas/. Acessado em 20/02/2020.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A transformação da paisagem da microbacia de um maciço florestal em um agromosaico com predomínio de pastagens se dá em um contexto regional, de ocupação e desmatamento do norte do Mato Grosso em um curto período de tempo, com o processo de substituição e fragmentação florestal ocorrendo com a ocupação da área pela pecuária extensiva e na forma de grande propriedade rural e, posteriormente e com menor intensidade, após a criação do PA Veraneio e chegada dos pequenos agricultores.

O emprego de métricas e índices de paisagem de maneira conjunta e com sentido ecológico auxiliam na avaliação da composição e configuração da estrutura espacial da paisagem, sendo fundamentais no diagnóstico espacial e na análise comparativa de ocupação do território ao nível de paisagem.

Os cenários com restauração de áreas com prioridades muito alta e alta apresentaram importantes contribuições na melhoria da conectividade estrutural da paisagem e redução do isolamento dos fragmentos florestais, além de apontar áreas com maior potencial de saturação hídrica, geração de escoamento superficial e canais intermitentes e efêmeros na microbacia, permitindo decidir sobre sua proteção.

O uso do TWI tem alto potencial de identificação de áreas hidrologicamente importantes subestimadas a partir da delimitação apenas da rede hidrográfica. Apesar disso, sua determinação é sensível aos planos de informações bases, no caso o MDE-SRTM (30 m de resolução espacial).

A avaliação multicriterial em ambiente de SIG se mostrou eficiente na categorização espacial de prioridades para restauração florestal em função dos critérios propostos. Houve forte influência do TWI na priorização em relação aos demais critérios, sendo também constatado que o índice topográfico tende a apresentar maiores valores para o canal principal de drenagem e áreas mais a jusante da bacia em detrimento de áreas de nascentes e cursos d'água de primeira ordem.

A escala de trabalho adotada, em função dos mapas utilizados e da manipulação de dados geoespaciais no ambiente de SIG e em formato *raster* geram informações que precisam ser validadas *in situ* para real mensuração das APP e cruzamento com informações em escala de imóvel rural, consolidando assim o planejamento da área.

A principal alteração futura no uso do solo relatada pelos agricultores é a inserção do componente arbóreo nas pastagens, tanto em sistemas silvipastoris simplificados, com presença de uma ou poucas espécies arbóreas, quanto sistemas silvipastoris com SAF. Nos dois casos, a disponibilização de sombra para o gado leiteiro e a possibilidade de uso futuro da madeira ali produzida são motivações principais para essa eventual modificação.

A restauração de APP também foi apontada por diversos agricultores enquanto possíveis alterações em suas propriedades. As áreas por eles delimitadas tiveram variados níveis de concordância espacial com aquelas priorizadas via AMC, sobretudo pela relação entre as escalas adotadas para ambas as interpretações.

Dentre os cenários de restauração apenas dos imóveis visitados, as áreas indicadas pelos agricultores tiveram, em termos de aumento de área florestal, redução do isolamento entre fragmentos e aumento da conectividade da paisagem, contribuição intermediária entre os cenários com restauração de áreas com prioridade muito alta e prioridades alta e muito alta somadas.

A alta sobreposição entre áreas priorizadas via AMC e pastagens convencionais, seja no contexto atual ou em eventuais alterações nos imóveis, aponta para a necessidade de rever as formas de ocupação do solo nestas áreas em função de sua relevância ecológica e de proteção dos recursos hídricos.

As alterações da paisagem, atualmente dominada por pastagens geralmente limpas e, em função do manejo e fatores edafoclimáticos, degradadas, tem potencial para gerar um agromosaico mais diverso e

multifuncional, propiciando melhorias no uso e manejo da terra, maior sustentabilidade da atividade agropecuária e ganhos para o produtor rural, além do aumento da cobertura florestal e da conectividade estrutural da paisagem, pelo aumento de fragmentos existentes, da rede de corredores e de pontos de ligação (*stepping stones*) e da permeabilidade da matriz.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, M. I. et al. Sediment, nutrient and water losses by water erosion under agroforestry systems in the semi-arid region in northeastern Brazil. **Agroforestry systems**, v. 3, n. 79, p. 277-289, 2010.

ALMEIDA, F. C. et al. Análise multicritério na definição de áreas prioritárias para recuperação florestal na bacia do Rio Doce, em Minas Gerais. **Nativa**, Sinop, v. 8, n. 1, p. 81-90. 2020.

ALMEIDA, F. C. et al. Mapping Priority Areas for Forest Recovery using Multicriteria Analysis in the Brazilian Atlantic Forest. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 46, n. 3, p. 113-124, 2019.

ANDRADE, C. M. S.; SALMAN, A. K. D.; OLIVEIRA, T. K. Arborização de pastagens na América Latina. Situações e percepções. *In*: ANDRADE, C. M. S. SALMAN, A. K. D.; OLIVEIRA, T. K. **Guia arbopasto: manual de identificação e seleção de espécies arbóreas para sistemas silvipastoris**. Brasília: Embrapa, 2012. p. 15-25.

ANDRADE, J. P. **A implantação do pagamento por serviços ecossistêmicos no território Portal da Amazônia: uma análise econômica-ecológica**. 2008. 110 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia, Campinas, 2008.

ALTIERI, M. **Agroecologia, agricultura camponesa e soberania alimentar**. **Revista Nera**, n. 16, p. 22-32, 2010.

_____. **Agroecologia: a dinâmica produtiva da agricultura sustentável**. Porto Alegre: Editora da UFRS, 4 ed., 2004. 120 p.

ALVES, V. E. L. A mobilidade sulista e a expansão da fronteira agrícola brasileira. **Agrária**. V.1 n.2 p.40-68. São Paulo, 2005.

AMADOR, D. B. Restauração de ecossistemas com sistemas agroflorestais. *In*: KAGEYAMA, P. Y. et al (Eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. 1. ed. Botucatu: FEPAF, 2008. p.

ARONSON, J. et al. Are socioeconomic benefits of restoration adequately quantified? A meta-analysis of recent papers (2000–2008) in *Restoration Ecology* and 12 other scientific journals. **Restoration Ecology**, v. 18, n. 2, p. 143-154, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10520: informação e documentação: citações em documentos: apresentação**. Rio de Janeiro, 2002.

ATTANASIO, C. M. et al. Método para a identificação da zona ripária: microbacia hidrográfica do Ribeirão São João (Mineiros do Tietê, SP). **Scientia Forestalis**, n. 71, p. 131-140, 2006.

AWADE, M.; METZGER, J. P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology**, v. 33, n. 7, p. 863-871, 2008.

BARROS, A. C. et al. Mapeamento da aptidão agrícola das terras por meio de análise multicritério. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42, n. 2, p. 1-10, 2019.

BERNASCONI, P. et al. **Avaliação ambiental integrada: território Portal da Amazônia**. Alta Floresta/MT: ICV, Instituto Centro e Vida, 2009. 108 p.

BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology / Un modèle à base physique de zone d'appel variable de l'hydrologie du bassin versant. **Hydrological Sciences Bulletin**, v. 24, N.1, p. 43-69, 1979.

BLEICH, M. E.; SILVA, C. J. Caracterização dos fragmentos florestais amazônicos remanescentes na microbacia hidrográfica do rio Taxidermista I em Alta Floresta, MT. **Biotemas**, v. 26, n. 4, p. 45-51, 2013.

BONNAL, P.; CAZELLA, A. A.; MALUF, R. S. Multifuncionalidade da agricultura e desenvolvimento territorial: Avanços e desafios para a conjunção de enfoques. **Estudos Sociedade e Agricultura**, v. 16, n. 2, p. 185-227, 2008.

BOROUSHAKI, S.; MALCZEWSKI, J. Measuring consensus for collaborative decision-making: A GIS-based approach. **Computers, environment and urban systems**, v. 34, n. 4, p. 322-332, 2010.

BOSCOLO, D. et al. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, v. 40, n. 3, p. 273-276, 2008.

BRANCALION, P. H. S. et al. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. **Natureza & Conservação**, v. 14, p. e1-e16, 2016.

BRANCALION, P. H. S. et al. Finding the money for tropical forest restoration. **Unasylva**, v. 63, n. 1, p. 239, 2012.

BRESSIANI, J. X.; SCHMIDT, M. A. R. Proposta de uso das áreas variáveis de afluição como área de proteção permanente. **Revista Monografias Ambientais**, v. 15, n. 1, p. 198-208, 2016.

BRITZ, R. M. Gestão de paisagens fragmentadas e recomendações de políticas públicas: Manejo do entorno *In*: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e**

recomendações de políticas públicas. 2 ed. Brasília: Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2005. p. 347-365.

CABACINHA, C. D.; CASTRO, S. S.; GONÇALVES, D. A. Análise da estrutura da paisagem da alta bacia do Rio Araguaia na savana brasileira. **Floresta**, v. 40, n. 4, 2010.

CALIJURI, M. L. et al. Identificação de áreas alternativas para disposição de resíduos sólidos na região do Baixo Ribeira do Iguape - SP. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 335-342, 2007.

CAMARGO, R. A. L.; OLIVEIRA, J. T. A. Agricultura familiar, multifuncionalidade da agricultura e ruralidade: interfaces de uma realidade complexa. **Cienc. Rural**, Santa Maria, v. 42, n. 9, p. 1707-1714, Sept. 2012.

CAPOANE, V.; COSTA, L. F. F.; KUPLICH, T. M. Identificação das áreas susceptíveis a transferência de poluentes para os sistemas aquáticos utilizando álgebra de mapas. **Caminhos de Geografia**, v. 18, n. 62, p. 114-124, 2017.

CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A. Análise multidimensional da sustentabilidade. **Agroecologia e desenvolvimento rural sustentável**, v. 3, n. 3, p. 70-85, 2002.

CARREIRA, D. C. **Chuva de sementes sob árvores isoladas em pastagens próximas a fragmentos florestais**. 2013. 67 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, campus Araras, Araras. 2013.

CARVALHO, T. S.; DOMINGUES, E. P. Projeção de um cenário econômico e de desmatamento para a Amazônia Legal Brasileira entre 2006 e 2030. **Nova Economia**, v. 26, n. 2, p. 585–621, 2016.

CERQUEIRA, R. et al. Fragmentação: alguns conceitos. *In*: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. 2 ed. Brasília: Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2005. p. 23-40.

CHAVEZ, P. S. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. **Remote sensing of environment**, v. 24, n. 3, p. 459-479, 1988.

CHECOLI, C. H. B. et al. Gestão participativa na recuperação de área degradada pela agricultura. **Sociedade & Natureza**, v. 28, n. 1, p. 117–130, 2016.

COFFIN, A. W. From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. **Journal of transport Geography**, v. 15, n. 5, p. 396-406, 2007.

CONRAD, O. et al. System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA). **Geoscientific Model Development**, v. 2.1.4, N. 8, p. 1991 – 2007, 2015.

CONSTANTINO, R. et al Causas da fragmentação: Causas Naturais. *In*: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. 2 ed. Brasília: Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2005. p. 43-63.

CULLEN JUNIOR, L.; LIMA, J. F.; BELTRAME, T. P. Agroforestry Buffer Zones and Stepping Stones: Tools for the Conservation of Fragmented Landscapes in the Brazilian Atlantic Forest. *In*: SCHROTH, G.; FONSECA, G. A. B.; HARVEY, C. A.; GASCON, C.; VASCONCELOS, H. L.; IZAC, A. M. N. (Eds). **Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes**. Island Press. 2004. 523 p.

CUNHA, J. M. P. Dinâmica migratória e o processo de ocupação do Centro-Oeste brasileiro: o caso de Mato Grosso. **Revista Brasileira de Estudos de População**, v. 23, n. 1, p. 87-107, 2006.

OLIVEIRA, R. E.; CARVALHAES, M. A. Agroforestry as a tool for restoration in Atlantic forest: can we find multi-purpose species?. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 4, 2016.

DIAS, T. P. et al. Efeito da exposição à radiação solar sobre parâmetros fisiológicos e estimativa do declínio na produção de leite de vacas mestiças (Holandês X Gir) no sul do estado do Piauí. **Comunicata Scientiae**, v. 3, n. 4, p. 299-305, 2012.

DROBNE, S.; LISEC, A. Multi-attribute decision analysis in GIS: weighted linear combination and ordered weighted averaging. **Informatica**, v. 33, n. 4, 2009.

DUNNE, T.; BLACK, R. D. An experimental investigation of runoff production in permeable soils. **Water Resources**. p. 478 – 490. 1970.

EASTMAN, J. R. Decision support: decision strategy analysis. *In*: Idris 32 release 2: **guide to GIS and image processing**. Worcester: Clark University, Clark Labs, 2001. p. 1-22.

EASTMAN, J. R. et al. Participatory multi-objective decision-making in GIS. *In*: Autocarto-conference-Asprs american society for photogrammetry and, 1993. p. 33-33.

EASTMAN, J. R.; JIANG, H.; TOLEDANO, J. Multi-criteria and multi-objective decision making for land allocation using GIS. *In*: BEINAT, E. NIJKAMP, P. **Multicriteria analysis for land-use management**. Springer Science & Business Media, 1998. p. 227-252.

EASTMAN, J. R.; TOLEDANO, J.; JIN, W.; KYEM, P. A. K. **Participatory multi-objective decision-making in GIS**. Worcester, The Clark Labs for Cartographic Technology and Geographic Analysis. 1993.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. et al (Eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. 1. ed. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 01-26.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.

FERNANDES, E. M. S. et al. Evolução da Paisagem do Município de Carlinda/MT. **Cadernos de Agroecologia**, v. 13, n. 2, p. 1-10, 2018.

FERRAZ, S. F. D. B.; PAULA, F. R. DE; VETTORAZZI, C. A. Incorporação de indicadores de sustentabilidade na priorização de áreas para restauração florestal na bacia do rio Corumbataí, SP. **Revista Árvore**, v. 33, n. 5, p. 937–947, 2009.

FISCHER, S. B. et al. From design to implementation: a participatory appraisal for silvopastoral systems. In: NEHREN, Y. et al. (Eds). **Strategies and Tools for a Sustainable Rural Rio de Janeiro**. Springer, Cham, 2019. p. 87-103.

FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005.

FORMAN, R. T. T. Some general principles of landscape and regional ecology. **Landscape ecology**, v. 10, n. 3, p. 133-142, 1995.

FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual review of ecology and systematics**, v. 29, n. 1, p. 207-231, 1998.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley, 1986. 619 p.

GARBIN, V. H.; SILVA, M. J. da.; OLIVAL, A.. **Plano Territorial de Desenvolvimento Sustentável do Território Portal da Amazônia – MT**. Ministério do Desenvolvimento Agrário – MDA, 2006, 61 p..

GARDNER, T. A. et al. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, v. 12, n. 6, p. 561–582, 2009.

GAREN, E. J. et al. An evaluation of farmers' experiences planting native trees in rural Panama: implications for reforestation with native species in agricultural landscapes. **Agroforestry Systems**, v. 76, n. 1, p. 219-236, 2009.

GOMES, M. A. V.; SANTOS, M. V. **Zoneamento sócioeconômico ecológico: diagnóstico socioeconômico ecológico do estado de Mato Grosso e assistência técnica na formulação da 2ª aproximação**. Cuiabá: Governo do Estado do Mato Grosso/Seplan/Bird, 2000.

GOMIG, E. G.; JIMENÉZ-RUEDA, J. R. Métricas de ecologia da paisagem para determinar o histórico de desmatamento na Bacia do rio Sete de Setembro,

Mato Grosso, Brasil. **Revista de la asociación Argentina de ecología de Paisajes**, Santiago del estero, v. 4, n. 2, p. 190-198, 2013.

GONÇALVES, C. Projeto Sementes do Portal. *In*: MARCOVITCH, J. (Org). **Fundo Amazônia – Cooperação Internacional e Gestão Brasileira**. São Paulo: Mombak, 2014. p. 86-110.

GRUBER, S.; PECKHAM, S. Land-Surface Parameters and Objects in Hydrology. *In*: HENGL, T.; REUTER, H. I. (Eds). **Geomorphometry: Concepts, Software, Application**. Holanda, Amsterdam: Elsevier, Developments in Soil Science, V. 33, 2009. p. 171-194.

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

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

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015.

HARGIS, C. D.; BISSONETTE, J. A.; DAVID, J. L. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. **Landscape ecology**, v. 13, n. 3, p. 167-186, 1998.

HARVEY, C. A. et al. Conservation value of dispersed tree cover threatened by pasture management. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1664-1674, 2011.

HERNANDEZ-STEFANONI, J. L. Relationships between landscape patterns and species richness of trees, shrubs and vines in a tropical forest. **Plant ecology**, v. 179, n. 1, p. 53-65, 2005.

HEWLETT, J. D.; HIBBERT, A. R. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. **Forest hydrology**, v. 1, p. 275-290, 1967.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558–1563, 2011.

HORTON, R. E. **An approach towards the physical interpretation of infiltration-capacity**: Soil Science Society of America Proceedings, v. 5. 1940.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira**. Manuais técnicos em geociências, v. 1, 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Resultados definitivos do Censo Agropecuário de 2017**. Disponível

em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuário/censo-agropecuário-2017> Acesso em: 30 de jan de 2020.

INSTITUTO CENTRO DE VIDA (ICV). **Assentamentos da reforma agrária no Território Portal da Amazônia: características sociais, econômicas e ambientais**. Alta Floresta: ICV, 2005. 57 p.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). Coordenação geral de observação da terra. **Programa de monitoramento da Amazônia e demais biomas. Desmatamento – Amazônia Legal**. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>. Acesso em: 05 de março de 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA (INCRA). **Assentamentos: Informações Gerais. 2017**. Disponível em: <http://painel.incra.gov.br/sistemas/index.php>. Acessado em: 20 de fev de 2020.

ISERNHAGEN, I. et al. Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas visando a definição de metodologias de restauração florestal. *In*: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Eds.). **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ : Instituto BioAtlântica, 2009. p. 147.

JACKSON, L. E.; PASCUAL, U.; HODGKIN, T. Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 121, n. 3, p. 196-210, 2007.

JAEGER, J. A. G. et al. Predicting when animal populations are at risk From roads: an interactive model of road avoidance behavior. **Ecological Modelling**, v. 185, p. 329-348, 2005.

JAMNADASS R. et al. **Agroforestry, food and nutritional security**. ICRAF Working Paper No. 170. Nairobi, World Agroforestry Centre. 2013.

JIANG, H.; EASTMAN, J. R. Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS. **International Journal of Geographic Information**, v. 14, n. 2, p. 173–184, 2000.

JOSE, S. Agroforestry for conserving and enhancing biodiversity. **Agroforestry Systems**, v. 85, n. 1, p. 1-8, 2012.

_____. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. **Agroforestry systems**, v. 76, n. 1, p. 1-10, 2009.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. *In*: CULLEN-JUNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. 2. Ed. Curitiba: UFPR, 2006. p. 383-394.

KAGEYAMA, P. Y.; GÁNDARA, F. B.; OLIVEIRA, R. E. Biodiversidade e restauração florestal. *In*: KAGEYAMA, P. Y. et al (Eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. 1. ed. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 27-48.

LAMB, D.; STANTURF, J.; MADSEN, P. What is forest landscape restoration? *In*: STANTURF, J.; LAMB, D.; MADSEN, P. (Eds). **Forest Landscape Restoration**. Integrating Natural and Social Sciences. New York: Springer, 2012. 330 p.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. An application of hierarchical kappa-type statistics in the assessment of majority agreement among multiple observers. **Biometrics**, p. 363-374, 1977.

LANG, S. et al. Landscape metrics – a toolbox for assessing past, present and future landscape structures. **Geoinformation technologies for geocultural landscapes: European perspectives**, v. 207, p. 207, 2008.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 423 p.

LATAWIEC, A. E. et al. Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 4, p. 211-218, 2015.

LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, v. 87, n. 2, p. 469-482, 2006.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Conseqüências ecológicas da fragmentação florestal na amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434-451, 2009.

LEES, A. C.; PERES, C. A. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. **Conservation biology**, v. 22, n. 2, p. 439-449, 2008.

LEME, T. M. S. P. et al . Comportamento de vacas mestiças holandês x zebu, em pastagem de *Brachiaria decumbens* em sistema silvipastoril. **Ciênc. agrotec.**, Lavras , v. 29, n. 3, p. 668-675, 2005.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de Matas Ciliares. *In*: Rodrigues, R. R.; Leitão Filho, H. F. **Mata Ciliares: Conservação e Recuperação**. 2 ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, Fapesp, 2009. p. 33-44.

LOVATO, D. M. C. A (re) configuração do espaço rural no território Portal da Amazônia. **Nativa–Revista de Ciências Sociais do Norte de Mato Grosso**, v. 5, n. 2, 2016.

MALCZEWSKI, J. GIS-based land-use suitability analysis: A critical overview. **Progress in Planning**, v. 62, n. 1, p. 3–65, 2004.

_____. GIS-based multicriteria decision analysis: A survey of the literature. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 20, n. 7, p. 703–726, 2006.

_____. On the use of weighted linear combination method in GIS: common and best practice approaches. **Transactions in GIS**, v. 4, n. 1, p. 5-22, 2000.

MALCZEWSKI, J.; RINNER, C. **Multicriteria decision analysis in geographic information science**. New York: Springer, 2015. 331 p.

MARGARIT, E. O processo de ocupação do espaço ao longo da BR-163: uma leitura a partir do planejamento regional estratégico da Amazônia durante o governo militar. **Geografia em Questão**, v. 6, n. 1, 2013.

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

MARTINS, T. P.; RANIERI, V. E. L. Agroforestry as an alternative to legal reserves. **Ambiente & Sociedade**, v. 17, n. 3, p. 79-96, 2014.

MASSOLI, E. V.; STATELLA, T.; DOS SANTOS, V. S.. Estimativa da fragmentação florestal na microbacia Sepotubinha, Nova Marilândia–MT, nos anos de 1990 e 2014. **Caminhos de Geografia**, v. 17, n. 60, p. 48-60, 2016.

MAY, P. H.; TROVATTO, C. M. M. **Manual agroflorestal para a Mata Atlântica**. Brasília: Secretaria de Agricultura familiar, Ministério do Desenvolvimento Agrário, 2008.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. 122 p.

MCGARIGAL, K. **FRAGSTATS help**. University of Massachusetts: Amherst, MA, USA, 2015.

MELLO, K. de et al. Cenários ambientais para o ordenamento territorial de áreas de preservação permanente no município de Sorocaba, SP. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 309-317, 2014.

MELLO, K. et al. Riparian restoration for protecting water quality in tropical agricultural watersheds. **Ecological engineering**, v. 108, p. 514-524, 2017.

MELLO, K. et al. Multicriteria Evaluation for Protected Area Definition Aiming at Water Quality Improvement. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 3, 2018.

MELO, D. P.; FRANCO, M. S. M. Geomorfologia. *In: Brasil, Departamento Nacional da Produção Mineral. Projeto RADAMBRASIL. Folha SC.21. Juruena; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra.* Rio de Janeiro, 1980.

MELO, F. P. L. et al. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. **Environmental science & policy**, v. 33, p. 395-404, 2013.

MENZ, M. H. M.; DIXON, K. W.; HOBBS, R. J. Hurdles and opportunities for landscape-scale restoration. **Science**, v. 339, n. 6119, p. 526-527, 2013.

METZEL, R.; Montagnini, F. From farm to forest: factors associated with protecting and planting trees in a Panamanian agricultural landscape. **Bois Et Forets Des Tropiques**, v. 322, p. 3-15, 2014.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, n. 3-I, p. 445-463, 1999.

_____. O Que é Ecologia De Paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 12, p. 1–9, 2001.

_____. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. *In: CULLEN-JUNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre.* 2. Ed. Curitiba: UFPR, 2006. p. 423-454.

_____. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? *In: KAGEYAMA, P. Y. et al (Eds.). Restauração ecológica de ecossistemas naturais.* 1. ed. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 49-76.

_____. O Código Florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 1–8, 2010.

MICCOLIS, A. et al. **Restauração ecológica com Sistemas Agroflorestais: como conciliar conservação com produção. Opções para Cerrado e Caatinga.** Instituto Sociedade, População e Natureza–ISPN/Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal–ICRAF. Brasília, Brasil, 2016.

MICHALSKI, F.; PERES, C. A.; LAKE, I. R. Deforestation dynamics in a fragmented region of southern Amazonia: evaluation and future scenarios. **Environmental Conservation**, v. 35, n. 2, p. 93-103, 2008.

MOORE, I. D.; GRAYSON, R. B.; LADSON, A. R. Digital terrain modeling: A review of hidrological, geomorfological, and biological application. **Hydrological Processes**, V. 5, p. 3 – 30, 1991.

MOREIRA, E. S. et al. **Produção e Sustentabilidade: A Rede de Sementes do Portal da Amazônia (RSPA).** *In: X Jornada de Estudos em Assentamentos*

Rurais, Campinas, 2019. Disponível em: <http://www.iov.org.br/resiliencia/pub/20190801105940.pdf>. Acessado em 05 de fev de 2020.

MORENO, G. **Terra e poder em Mato Grosso: política e mecanismos de Burla: 1892-1992**. Cuiabá: Entrelinhas/EdUFMT, 2007. 310p.

MORESSI, M.; PADOVAN, M. P.; PEREIRA, Z. V. Banco de sementes como indicador de restauração em sistemas agroflorestais multiestratificados no sudoeste de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Árvore**, v. 38, n. 6, p. 1073-1083, 2014.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in ecology & evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

NAIR, P. K. **An introduction to agroforestry**. Dordrecht: Kluwer Academic, 1993. 499p.

_____. Agroforestry systems and environmental quality: introduction. **Journal of environmental quality**, v. 40, n. 3, p. 784-790, 2011.

NASCIMENTO, C. P.; BASTOS, A. P. V. O Papel da Fronteira no Processo de Construção Socio-espacial da Amazônia. **Revista de Estudos Sociais**, v. 18, n. 36, p. 3-26, 2016.

NETO, V. J. Amazônia na década de 1970. A fronteira sob o olhar do migrante. **Revista Eletrônica da ANPHLAC**, p. 186-206, 2014.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2. ed., 1989.

NOSSACK, F. A. et al. Aplicação de análise multicriterial para determinação de áreas prioritárias à recomposição florestal. **Irriga**, v. 19, n. 4, p. 612-625, 2014.

NUNES, A.; MORAES, S. C.; FARIAS, A. L. A. Da conservação da biodiversidade às estratégias de poder: a implementação do Novo Código Florestal brasileiro na Amazônia a partir de duas abordagens teóricas. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 42, 2017.

NUNES, P. J. **Estratégias de comercialização adotadas por famílias que praticam agrofloresta: um estudo de caso no Assentamento Mário Lago, Ribeirão Preto/SP**. 2017. 107 f. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, campus Araras, Araras. 2017.

O'CALLAGHAN, J. F.; MARK, D. M. The extraction of drainage networks from digital elevation data. **Computer vision, graphics, and image processing**, N.28, p. 323 – 344, 1984.

OLIVAL, A. A. **Estudo Propositivo - Território Portal da Amazônia**. Disponível em: <<https://www.icv.org.br/wp-content/uploads/2013/08/estudo->

propositivo-território-portal-da-amazônia.pdf>. Acessado em 27 de junho de 2018.

OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; METZGER, J. P. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. **Landscape Ecology**, v. 21, n. 7, p. 1061-1073, 2006.

OLIVEIRA, G. C. S.; UEHARA, T. H. K.; MELLO-THÉRY, N. A. A adesão de proprietários rurais em projetos de recuperação de matas ciliares: estudo de casos da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, SP. *In: V Encontro Nacional da Anppas*. Florianópolis. 2010.

OLIVEIRA, T. K.; ANDRADE, C. M. S.; SALMAN, A. K. D. Sistemas Silvopastoris. Conceitos, benefícios e métodos de implantação. *In: ANDRADE, C. M. S. SALMAN, A. K. D.; OLIVEIRA, T. K. Guia arbopasto: manual de identificação e seleção de espécies arbóreas para sistemas silvipastoris*. Brasília: Embrapa, 2012. p. 27-54.

OU, Y. et al. Landscape influences on water quality in riparian buffer zone of drinking water source area, Northern China. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 2, p. 114, 2016.

PAULA, R. P. **Estrutura espacial de sistemas agroflorestais na paisagem rural de um município na Amazônia Matogrossense**. 2019. 89 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, campus Araras, Araras. 2019.

PAULA, R. P. et al. Sistemas agroflorestais na paisagem rural em Terra Nova do Norte-MT: métricas espaciais no auxílio das políticas de conservação ambiental em áreas de produção familiar. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 52, 2019.

PEREIRA, A. G. **Plantas medicinais: diversidade entre comunidades rurais no Portal da Amazônia**. 2019. 72 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, campus Araras, Araras. 2019.

PEREIRA, J. L. G. et al. Métricas da paisagem na caracterização da evolução da ocupação da Amazônia. **Geografia**, p. 59-90, 2001.

PERFECTO, I. et al. Conservation of biodiversity in coffee agroecosystems: a tri-taxa comparison in southern Mexico. **Biodiversity & Conservation**, v. 12, n. 6, p. 1239-1252, 2003.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 13, p. 5786-5791, 2010.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001. 328 p.

QUINN, P. F. et al. The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modelling using digital terrain models. **Hydrological processes**, v. 5, n. 1, p. 59-79, 1991.

QUINN, P. F.; BEVEN, K. J.; LAMB, R. The $\ln(\alpha/\tan\beta)$ index: How to calculate it and how to use it within the Topmodel framework. **Hydrological Processes**, Lancaster, V. 9, p.161 – 182, 1995.

RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. (Orgs.). **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. 510 p.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, R. R. et al. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011.

RODRIGUES, T. E. Solos da Amazônia. *In*: ALVAREZ, V. H. V.; FONTES, L. E. F.; FONTES, M. P. F. (Eds.). **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa, MG: SBCS/UFV/DPS, p. 19–60, 1996.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of mathematical psychology**, v. 15, n. 3, p. 234-281, 1977.

_____. **The analytic hierarchy process**. New York: McGraw-Hill, 1980. 287p.

SAATY, T. L.; VARGAS, L. G. **Prediction, projection, and forecasting: applications of the analytic hierarchy process in economics, finance, politics, games, and sports**. Kluwer Academic Pub, 1991.

SABOGAL, C.; BESACIER, C.; MCGUIRE, D. Forest and landscape restoration: concepts, approaches and challenges for implementation. **Unasyva**, v. 66, n. 245, p. 3, 2015.

SANTOS, H. G. et al. (EMBRAPA). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: Embrapa, 2018. 356 p.

SANTOS, P. Z. F.; CROUZEILLES, R.; SANSEVERO, J. B. B. Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest. **Forest ecology and management**, v. 433, p. 140-145, 2019.

SANTOS, R. M. P. P. **Avaliação de microbacias hidrográficas para a conservação de áreas ripárias**. 2017. 96 f. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, campus Araras, Araras. 2017

SARTORI, A. A. C.; POLONIO, V. D.; ZIMBACK, C. R. L. Adequação territorial com abordagem multicriterial pela análise da combinação linear ponderada. **Geociências**, v. 33, n. 2, p. 192-201, 2014.

SARTORI, A. A. C.; SILVA, R. F. B.; ZIMBACK, C. R. L. Combinação linear ponderada na definição de áreas prioritárias à conectividade entre fragmentos florestais em ambiente SIG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 6, p. 1079-1090, 2012.

SARTORI, A. A. DA C.; SILVA, R. F. B. DA; ZIMBACK, C. R. L. Combinação linear ponderada na definição de áreas prioritárias à conectividade entre fragmentos florestais em ambiente SIG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 6, p. 1079–1090, 2012.

SAURA, Santiago; BODIN, Örjan; FORTIN, Marie-Josée. Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 1, p. 171-182, 2014.

SCHROTH, G. et al. (Eds). **Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes**. Washington: Island Press, 2004. 537 p.

SEIBERT, J.; MCGLYNN, B. L. A new triangular multiple flow direction algorithm for computing upslope areas from gridded digital elevation models. **Water resources research**, v. 43, n. 4, 2007.

SELUCHINESK, R. D. R. **De heróis a vilões: imagem e auto-imagem dos colonos da Amazônia mato-grossense**. 2008. 279 f. Tese (Doutorado) - Universidade de Brasília, Brasília. 2008.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION (SER) International, Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica**. Tucson, v.2, 2004. Disponível em: https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER_Primer/ser-primer-portuguese.pdf. Acessado em: 20 fev 2020.

SIEFERT, C. A. C. **Delimitação de áreas hidrologicamente sensíveis por meio de modelagem de processos e da relação solo-vegetação em ambientes hidromórficos**. 2012. 111 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2012.

SILVA, A. N. R. et al. **SIG: uma abordagem para introdução de técnicas emergentes no planejamento urbano, regional e de transportes**. São Carlos: EdUFSCar, 2008. 227 p.

SILVA, M. M. **Dinâmica espaço-temporal das áreas variáveis de afluência da bacia do córrego do Cavalheiro**. 2012. 143 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2012

SILVA, V. A. M. et al. Priority areas for forest conservation, aiming at the maintenance of water resources, through the multicriteria evaluation. **Revista Árvore**, v. 41, n. 1, 2017.

SIQUEIRA, F. F. et al. How scattered trees matter for biodiversity conservation in active pastures. Agriculture, **Ecosystems & Environment**, v. 250, p. 12-19, 2017.

SOARES-FILHO, B. S. et al. Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, v. 440, n. 7083, p. 520–523, 2006.

SØRENSEN, R.; SEIBERT, J. Effects of DEM resolution on the calculation of topographical indices: TWI and its components. **Journal of Hydrology**, v. 347, n. 1-2, p. 79-89, 2007.

SOUZA, V. C. **Caracterização de agroecossistemas utilizados por agricultores familiares em comunidades rurais no Portal da Amazônia – Mato Grosso: Agrobiodiversidade, Alimentação e Geração de Renda**. 2019. 100 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, campus Araras, Araras. 2019.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 3, p. 238-251, 2015.

TAMBOSI, L. R. et al. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos Avançados**, v. 29, n. 84, p. 151–162, 2015.

TAMBOSI, L. R.; METZGER, J. P. A framework for setting local restoration priorities based on landscape context. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 152-157, 2013.

TARBOTON, D. G. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. **Water resourch**, v. 33, N.2, p. 309-319, 1997.

TEIXEIRA, L. **A colonização no norte de Mato Grosso: o exemplo da Gleba Celeste**. 2006. 117 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, SP. 2006.

TRAFICANTE, D. P. et al. Fragilidade ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Capivara, Botucatu-SP. **ENERGIA NA AGRICULTURA**, v. 32, n. 1, p. 88-95, 2017.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Landscape ecology in theory and practice. Pattern and process**. New York: Springer, 2 ed, 2015. 499 p.

UDAWATTA, R. P.; GARRETT, H. E.; KALLENBACH, R. L. Agroforestry and grass buffer effects on water quality in grazed pastures. **Agroforestry systems**, v. 79, n. 1, p. 81-87, 2010.

UEZU, A. Uso do sistema de informações geográficas em Biologia da Conservação. *In*: CULLEN-JUNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. 2. Ed. Curitiba: UFPR, 2006. p. 481-500.

URBAN, D. L.; O'NEILL, R. V.; SHUGART, H. H. A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. **BioScience**, v. 37, n. 2, p. 119-127, 1987.

UZEDA, M. C. et al. (Eds). **Paisagens agrícolas multifuncionais: intensificação ecológica e segurança alimentar**. Brasília: Embrapa, 2017. 77 p. (Texto para Discussão / Embrapa. Departamento de Pesquisa e Desenvolvimento).

VALENTE, R. A. **Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente de SIG**. 2005. 121 p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2005.

VALENTE, R. A.; PETEAN, F. C. S. VETTORAZZI, C. A. Multicriteria decision analysis for prioritizing areas for forest restoration. **Cerne**, v. 23, n. 1, p. 53-60, 2017.

VAN DER REE, R.; JAEGER, J. A. G.; VAN DER GRIFT, E. A.; CLEVINGER, A. P. Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: Road Ecology is moving toward larger scales. **Ecology and Society**, 16(1), 48, 2011.

VANDERMEER, John H.; PERFECTO, Ivette. Slicing up the rain forest on your breakfast cereal. **The Humanist.**, v. 55, n. 5, p. 24-30, 1995.

VERDEJO, M. E. **Diagnóstico rural participativo: guia prático DRP**. Brasília: MDA / Secretaria da Agricultura Familiar, 2010. 62 p.

VETTORAZZI, C. A.; VALENTE, R. A. Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 255-267, 2016.

VIEIRA, M. V. et al. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1191-1200, 2009.

VILLANUEVA, C. et al. Arboles dispersos en potreros en fincas ganaderas del Pacífico Central de Costa Rica. **Agroforestería em las Américas (CATIE)**, n. 45, Turrialba (Costa Rica), 2006.

VOOGD, H. **Multicriteria evaluation for urban and regional planning**. London: Pion, 1983. 388 p.

WALTER, M. T.; WALTER, M. F.; BROOKS, E. S.; STEENHUIS, T. S.; BOLL, J. WEILER, K. Hydrological Sensitive Areas: Variable Source Area Hydrology – Implications for Water Quality Risk Assessment. **Journal of Soil and Water Conservation**. v. 55, n. 3, p.277-284, 2000.

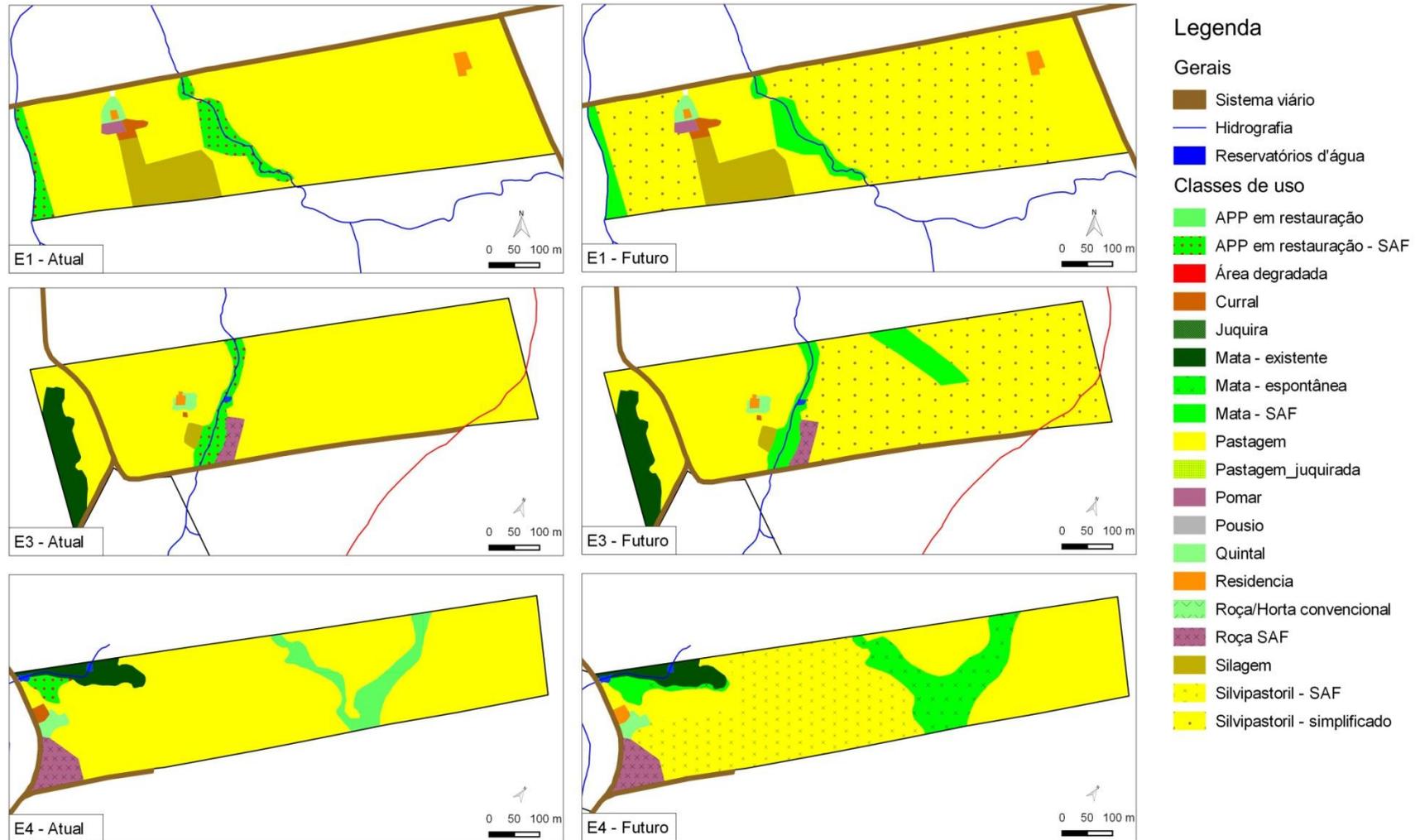
WEIHS, M; SAYAGO, D; TOURRAND, J. Dinâmica da fronteira agrícola do Mato Grosso e implicações para a saúde. **Estudos Avançados**, v. 31, n. 89, p. 323-338, 2017.

WOLOCK, D. M.; MCCABE, G. J. Differences in topographic characteristics computed from 100-and 1000-m resolution digital elevation model data. **Hydrological processes**, v. 14, n. 6, p. 987-1002, 2000.

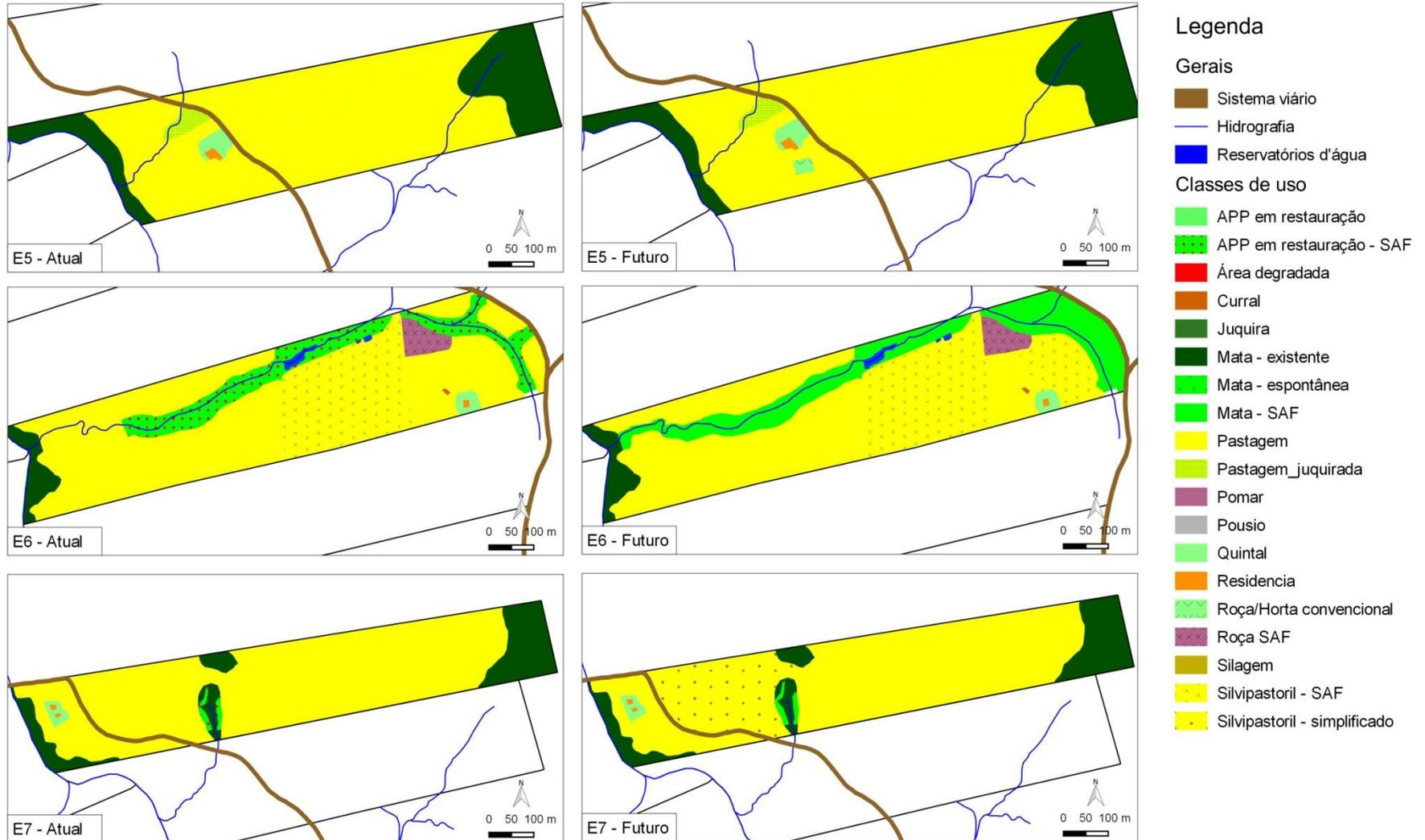
YOUNG, A. **Agroforestry for soil conservation**. CAB International. International. UK, 1989.

ZAKIA, M. J. B. et al. Delimitação da zona ripária em uma microbacia. **Revista Agrogeoambiental**, v. 1, n. 1, 2009.

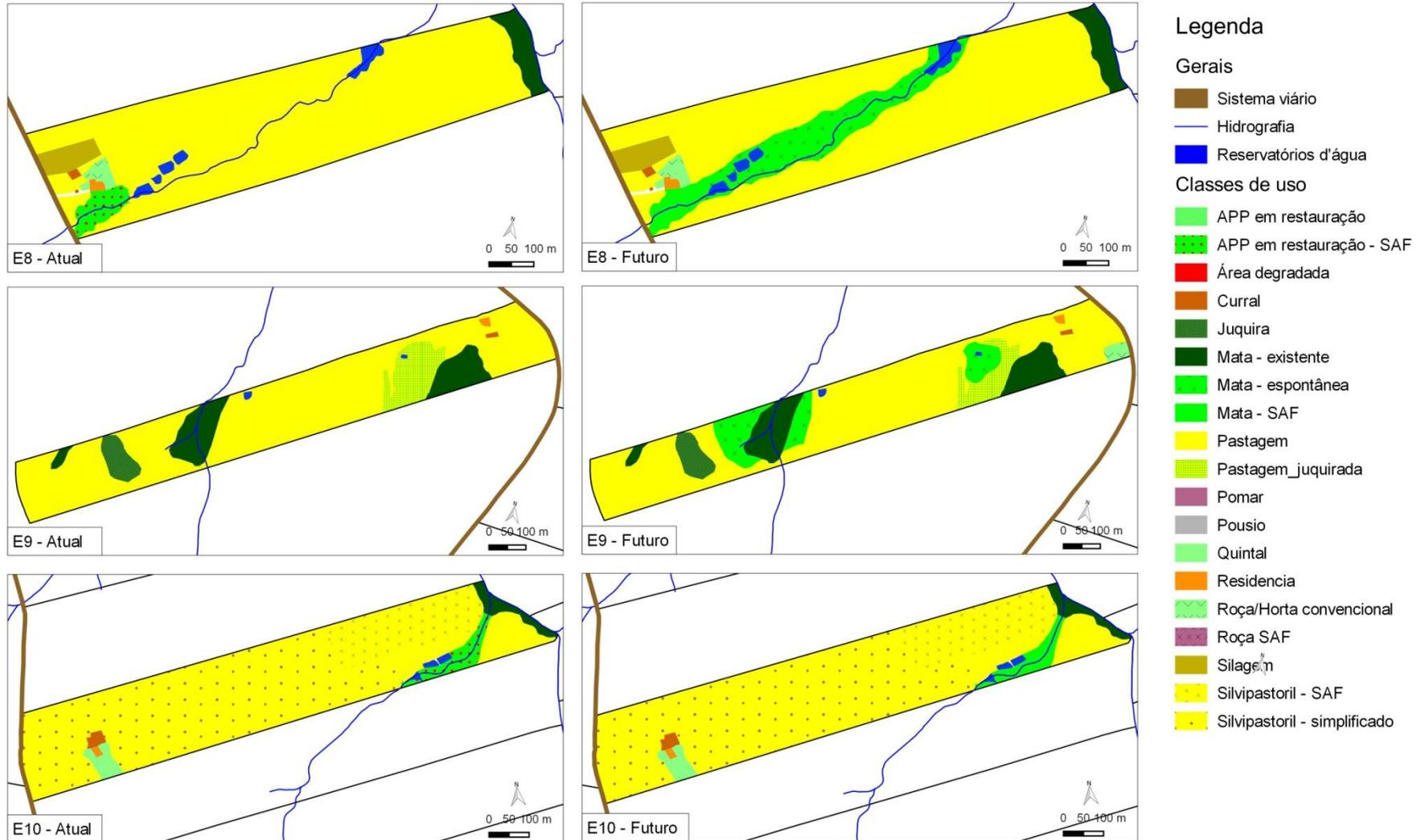
APÊNDICE A – Mapas das propriedades com usos e coberturas atuais e possíveis alterações.



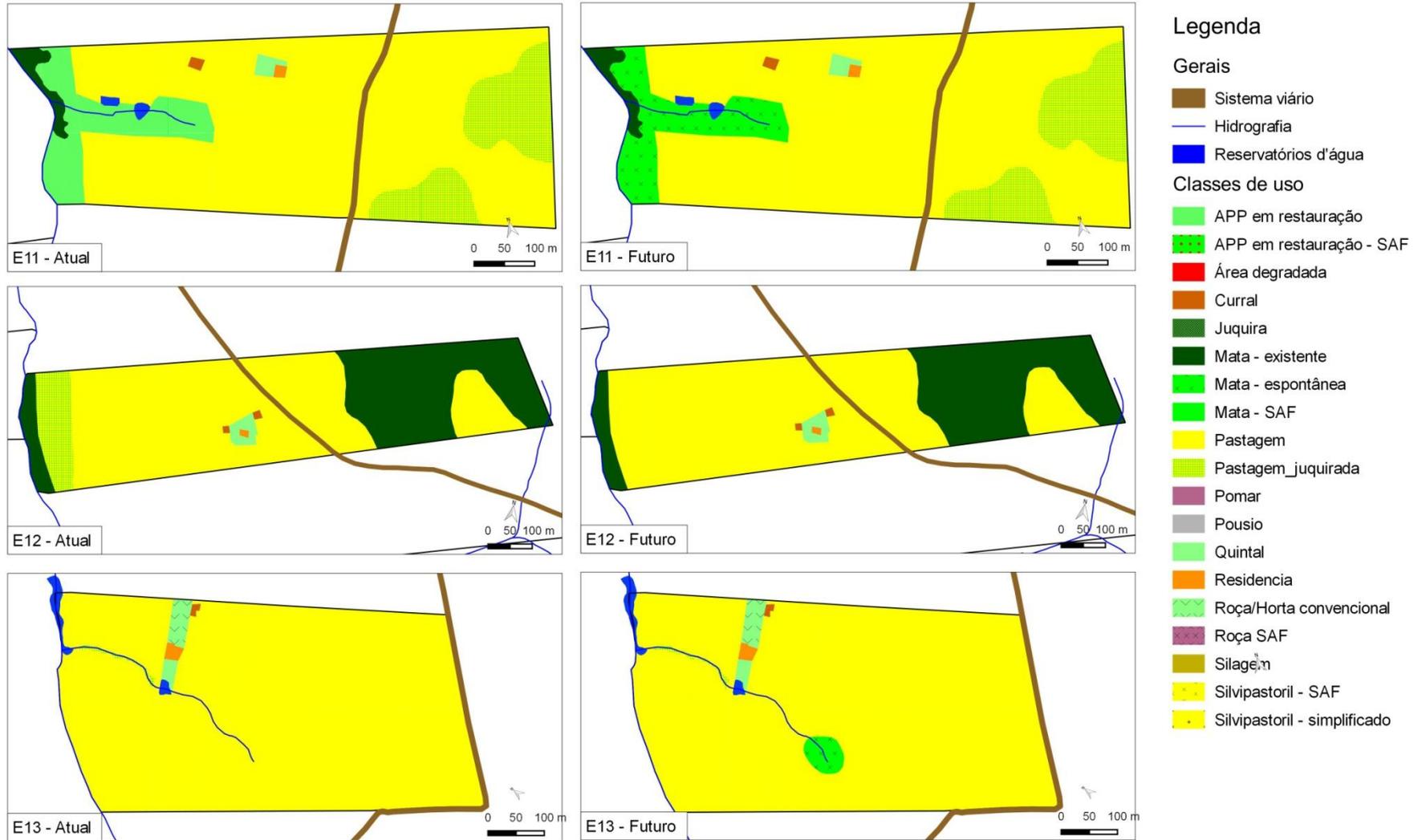
APÊNDICE A (continuação) – Mapas das propriedades com usos e coberturas atuais e possíveis alterações.



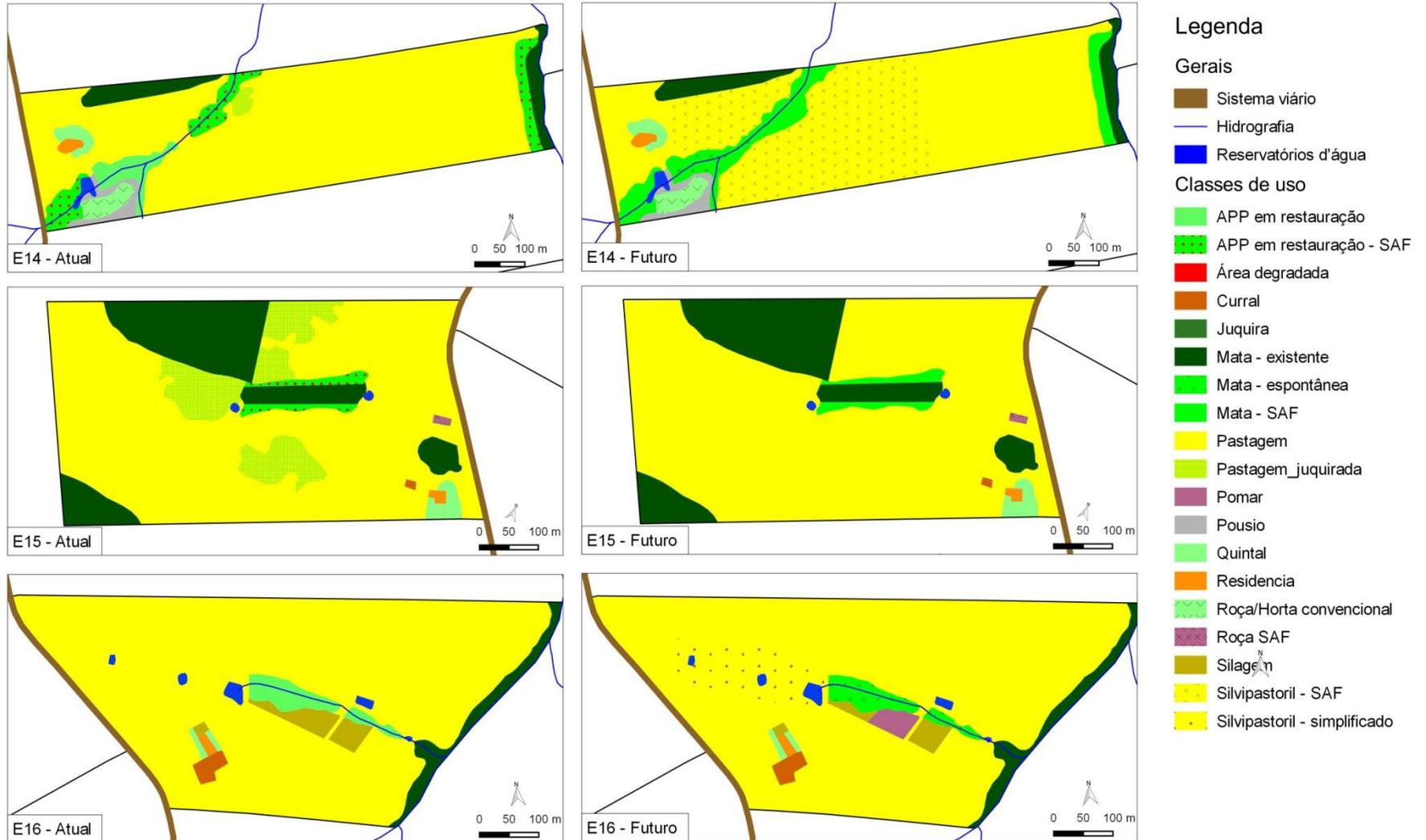
APÊNDICE A (continuação) – Mapas das propriedades com usos e coberturas atuais e possíveis alterações.



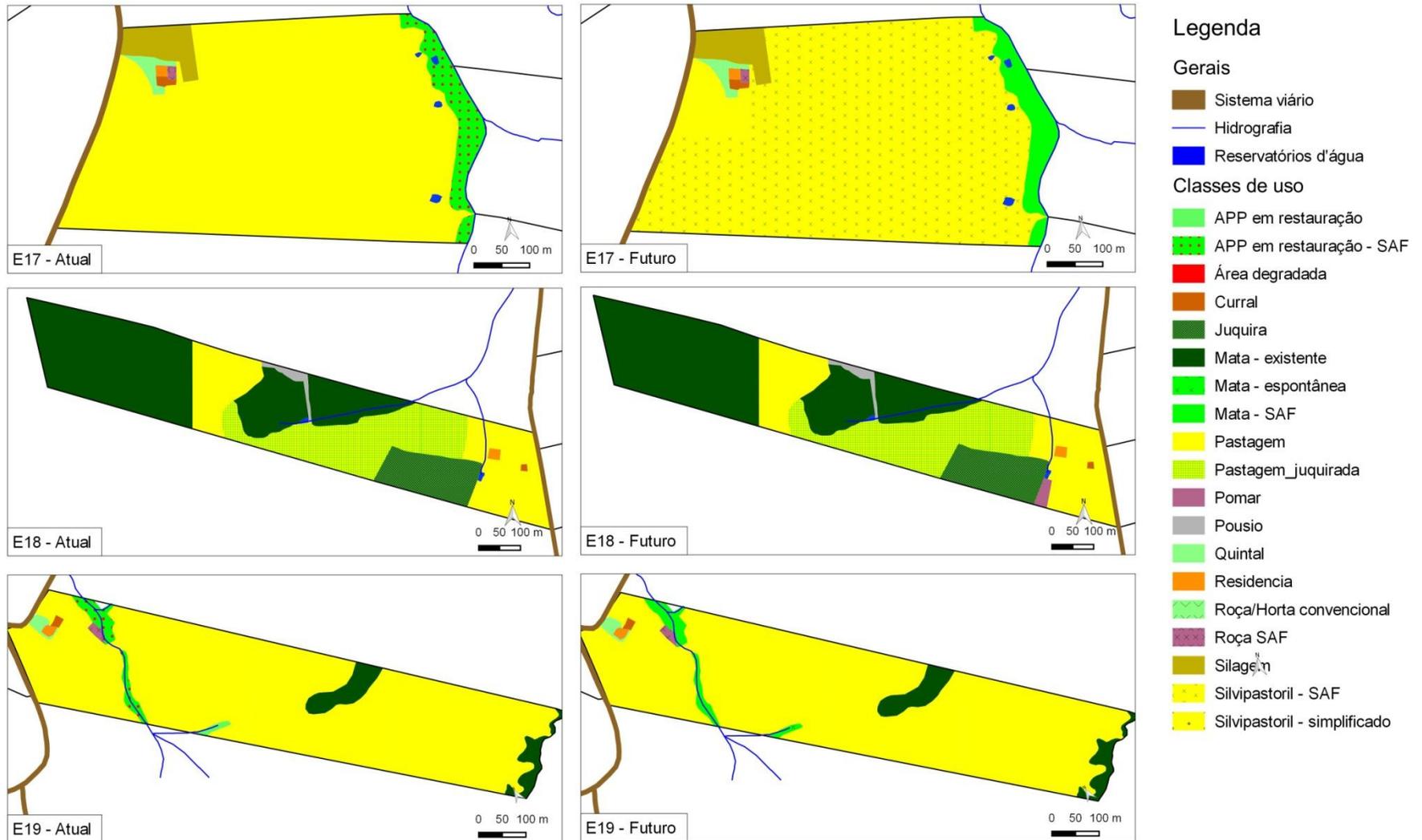
APÊNDICE A (continuação) – Mapas das propriedades com usos e coberturas atuais e possíveis alterações.



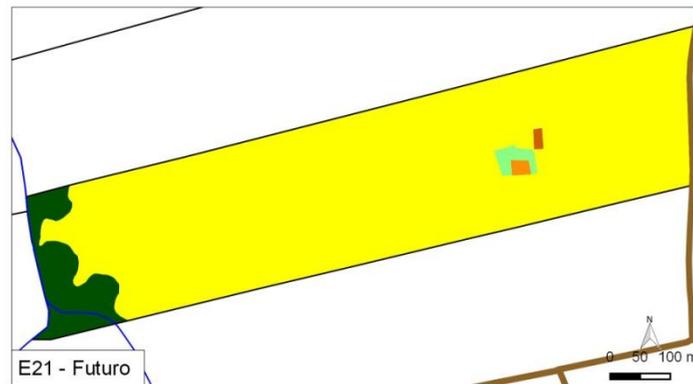
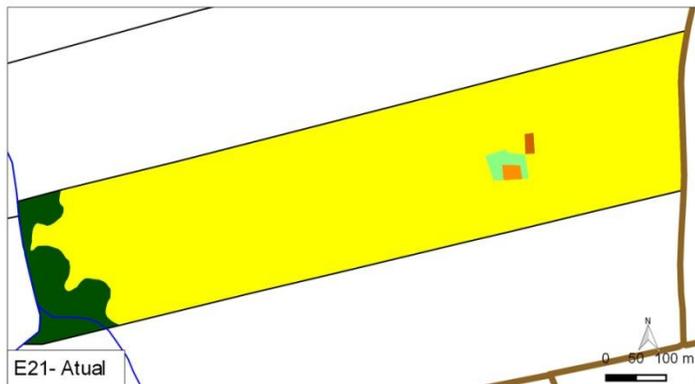
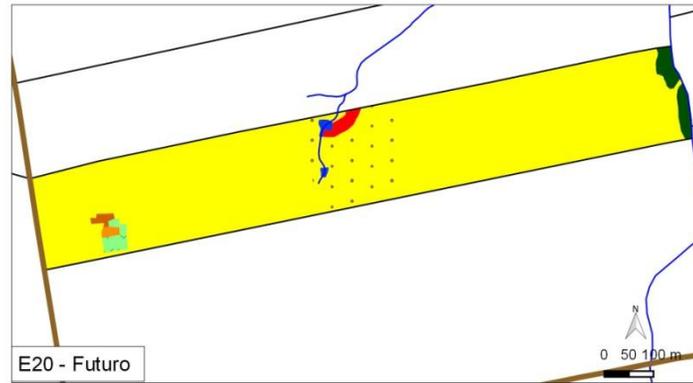
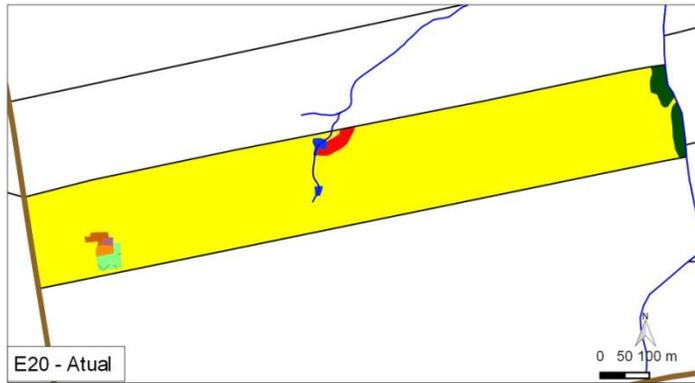
APÊNDICE A (continuação) – Mapas das propriedades com usos e coberturas atuais e possíveis alterações.



APÊNDICE A (continuação) – Mapas das propriedades com usos e coberturas atuais e possíveis alterações.



APÊNDICE A (conclusão) – Mapas das propriedades com usos e coberturas atuais e possíveis alterações.



Legenda

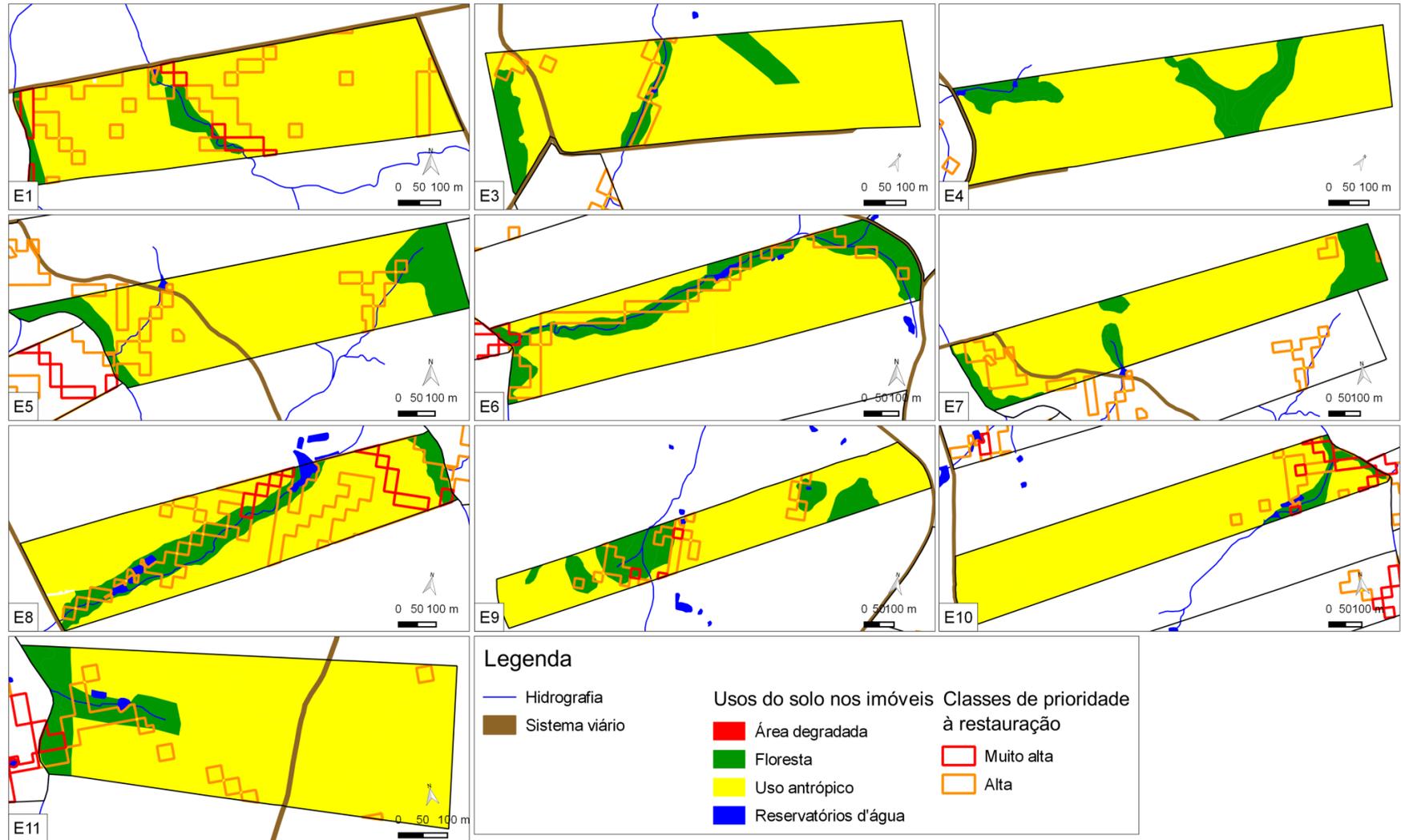
Gerais

- Sistema viário
- Hidrografia
- Reservatórios d'água

Classes de uso

- APP em restauração
- APP em restauração - SAF
- Área degradada
- Curral
- Juquira
- Mata - existente
- Mata - espontânea
- Mata - SAF
- Pastagem
- Pastagem_juquirada
- Pomar
- Pousio
- Quintal
- Residencia
- Roça/Horta convencional
- Roça SAF
- Silagem
- Silvipastoril - SAF
- Silvipastoril - simplificado

APÊNDICE B – Mapas das propriedades com usos e coberturas atuais e possíveis alterações



APÊNDICE B (conclusão) – Mapas das propriedades com usos e coberturas atuais e possíveis alterações.

