

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP CÂMPUS DE
JABOTICABAL**

**ANÁLISE MULTICRITÉRIO NA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS
PARA A RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA NO PLANO DE
MANEJO AMBIENTAL MUNICIPAL**

Gabriela Ferracini de Pina

Bióloga

2017

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP CÂMPUS DE
JABOTICABAL**

**ANÁLISE MULTICRITÉRIO NA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS
PARA A RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA NO PLANO DE
MANEJO AMBIENTAL MUNICIPAL**

Gabriela Ferracini de Pina

Orientadora: Profa. Dra. Teresa Cristina Tarlé Pissarra

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp,
Câmpus de Jaboticabal, como parte das
exigências para a obtenção do título de Mestre
em Agronomia (Ciência do Solo)

2017

Pina, Gabriela Ferracini de

P645a Análise multicritério na identificação de áreas para a recuperação ecológica no plano de manejo ambiental municipal / Gabriela Ferracini de Pina. – – Jaboticabal, 2018

vi, 65 p. : il. ; 29 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2017

Orientadora: Teresa Cristina Tarlé Pissarra

Banca examinadora: Sérgio Valiengo Valeri, Maria Teresa Vilela
Nogueira Abdo

Bibliografia

1. Gestão ambiental. 2. Geoprocessamento. 3. Política de uso do solo. 4. Fragmentação florestal. I. Título. II. Jaboticabal-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 631.4:502



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Jaboticabal



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: ANÁLISE MULTICRITÉRIO NA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PARA A RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA NO PLANO DE MANEJO AMBIENTAL MUNICIPAL

AUTORA: GABRIELA FERRACINE DE PINA

ORIENTADORA: TERESA CRISTINA TARLE PISSARRA

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em AGRONOMIA (CIÊNCIA DO SOLO), pela Comissão Examinadora:

Profa. Dra. TERESA CRISTINA TARLE PISSARRA
Departamento de Engenharia Rural / FCAV / UNESP - Jaboticabal

Prof. Dr. SERGIO VALIENGO VALERI
Departamento de Produção Vegetal / FCAV / UNESP - Jaboticabal

Pesquisadora Dra. MARIA TERESA VILELA NOGUEIRA ABDO
APTA - Pólo Regional Centro Norte / Pindorama/SP

Jaboticabal, 13 de dezembro de 2017

DADOS CURRICULARES DA AUTORA

/

GABRIELA FERRACINI DE PINA - Nascida no dia 31 de outubro de 1986 em Franca, SP. Filha de Marcos Coelho de Pina e Angela Maria Ferracini de Pina. Em março de 2007, ingressou no Curso de Graduação de Ciências Biológicas da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, UNESP - Univ Estadual Paulista, Campus de Jaboticabal. Foi bolsista Unesp de Apoio ao Estudante - Pró-Reitoria de Extensão Universitária - Bolsa de Apoio Acadêmico e Extensão II, no projeto de Extensão Universitária “Pau-Brasil em São Paulo: um exemplo de cidadania e amor à vida”, sob a coordenação do Prof. Dr. Sérgio Valiengo Valeri, no Departamento de Produção Vegetal, no ano de 2008. Fez especialização *Latu Sensu* em Gestão Ambiental pela Universidade Federal de São Carlos – USFCAR, no período de 2012 a 2014. Iniciou, em agosto de 2015, o curso de Pós-Graduação em Agronomia (Ciência do Solo), na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, UNESP - Univ Estadual Paulista, Campus de Jaboticabal, Departamento de Engenharia Rural, Laboratório de Geomática, na linha de pesquisa de manejo e conservação do solo e da água em agroecossistemas sob orientação da Profa. Dra. Teresa Cristina Tarlé Pissarra, sendo bolsista do programa CAPES.

AGRADECIMENTOS

A Deus;

Ao meu marido, Douglas, pelo amor, paciência, companheirismo e por sempre acreditar na minha capacidade. Pelas mãos sempre dadas no caminho da vida;

Aos meus pais, Angela e Marcos, por acreditarem nas minhas escolhas e me apoiarem nos altos e baixos da vida; sempre me dando forças para seguir meu caminho;

Aos meus irmãos, Ligia e Heitor, por apoiarem minhas escolhas, mesmo não sabendo onde elas me levarão, e pela amizade distinta de cada um;

À minha orientadora Profa. Teresa Cristina Tarlé Pissarra, que dispôs muito mais do que tempo e dedicação para que esse trabalho se realizasse e me doou também um lugar no coração com amizade e confiança;

À Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, UNESP - Univ Estadual Paulista, Campus de Jaboticabal, minha segunda casa, e funcionários que colaboraram para que esse trabalho existisse;

Aos meus amigos, obrigada pela amizade, companheirismo, troca de experiências e momentos de alegrias;

Aos familiares e amigos que sempre estiveram presente em minha vida, acreditando e orando por mim;

À todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para que este trabalho fosse realizado ou fizeram parte de minha vida;

Muito obrigada.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO.....	IV
ABSTRACT.....	V
LISTA DE TABELAS.....	XI
LISTA DE FIGURAS.....	XII
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1. Fragmentação Florestal.....	3
2.2. Área de Preservação Permanente e Reserva Legal.....	5
2.3. Corredores Ecológicos.....	7
2.4. Sistemas Hidrológicos na Bacia Hidrográfica.....	10
2.5. Pagamento por Serviços Ambientais	11
2.6. Sistema de Informação Geográfica – SIG.....	14
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	16
3.1. Área de Estudo.....	16
3.2. Caracterização e mapeamento dos fragmentos de vegetação natural.....	17
3.3. Áreas indicadas à recuperação ecológica e áreas indicadas para implantação de corredores ecológicos.....	19
3.3.1. Processamento dos mapas e análise multicritério.....	19
3.3.1.1. Mapa de declividade.....	21
3.3.1.2. Mapa de Área de Preservação Permanente (APP).....	22
3.3.1.3. Mapa de uso e ocupação do solo.....	24
3.3.2. Álgebra dos mapas.....	25

3.3.3. Determinação do aumento das áreas indicadas à recuperação ecológica e as áreas indicadas para implantação de corredores ecológicos.....	27
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	29
4.1. Fragmentos de vegetação natural.....	29
4.2. Áreas indicadas à recuperação ecológica e a implantação de corredores ecológicos.....	32
5. CONCLUSÕES.....	42
6. REFERÊNCIAS.....	33

ANÁLISE MULTICRITÉRIO NA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PARA A RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA NO PLANO DE MANEJO AMBIENTAL MUNICIPAL

RESUMO – Recuperação ecológica é a restituição de um ecossistema degradado a uma condição não degradada. É uma importante estratégia para reverter os reflexos negativos na conservação da biodiversidade, o que caracteriza a importância da determinação da localização de ambientes que podem ocorrer essa recuperação. O trabalho objetivou identificar as áreas passíveis de recuperação ecológica e potenciais para a implantação de corredores ecológicos, no município de Sertãozinho - SP, com o intuito de aumentar as funções ecológicas dos fragmentos e auxiliar no planejamento de manejo ambiental municipal. A declividade, as áreas de preservação permanente, o uso e a ocupação do solo e os fragmentos de vegetação natural do município foram calculados e mapeados usando técnicas de geoprocessamento. Para cada mapa base obtido, uma amplitude de valores de apoio à tomada de decisão foi determinada, por meio do método estatístico de análise multicritério (*Análise Hierárquica de Processos- AHP*), o que possibilitou a hierarquização das variáveis mapeadas, com ênfase na importância e nas alternativas que se encontram e no conjunto de indicadores que definem as áreas prioritárias à recuperação ecológica, tanto em áreas de preservação permanente, como em reservas legais, na forma da lei vigente. Os mapas das áreas indicadas à recuperação e das áreas potenciais para a implantação de corredores ecológicos resultaram da álgebra dos mapas base. A distribuição espacial dos fragmentos de vegetação natural na paisagem do município é aleatória e fragmentada, sob alto efeito de borda. Sugere-se a recuperação ecológica de 8.062 ha em áreas no entorno dos fragmentos existentes (áreas de amortecimento) e ao longo da rede de drenagem, bem como a implantação de corredores ecológicos (20,92 ha) na porção sudoeste do município. Os resultados obtidos permitem compor e enriquecer o Plano Diretor de Sertãozinho, dando direcionamento e aprimoramento ao planejamento, à gestão e à fiscalização ambiental do município.

Palavras-chave: Gestão ambiental, geoprocessamento, política de uso do solo, fragmentação florestal.

MULTI-CRITERIA DECISION MAKING TO IDENTIFY AREAS FOR ECOLOGICAL RECOVERY IN THE MUNICIPAL ENVIRONMENTAL MANAGEMENT PLAN

ABSTRACT - Ecological recovery is the restitution of a degraded ecosystem to a non-degraded condition. It is an important strategy to reverse negative impacts on biodiversity conservation, which characterizes the importance of determining the location of environments that can be recovered. The objective of this work was to identify the ecological and potential ecological recovery areas in the city of Sertãozinho, SP, in order to increase the ecological functions of the fragments and to assist municipal environmental management planning. The slope of the areas, the permanent preservation areas, the land use, and the fragments of natural vegetation of the municipality were calculated and mapped using geoprocessing techniques. For each base map obtained, an amplitude of values to support decision making was determined through the analytic hierarchy process (AHP) in a structured technique for organizing and analyzing decisions to recover the environment. The statistical method allowed the hierarchy of mapped variables, with emphasis on importance and alternatives that make a set of indicators that define the priority areas for ecological recovery, both for permanent preservation areas and for possible legal reserves areas, to adequate the land to the current law. The maps of the areas indicated for recovery and the potential areas for the implantation of ecological corridors resulted from the algebra of the base maps. The spatial distribution of fragments of natural vegetation in the municipality landscape is random and fragmented, under high edge effect. It is suggested the ecological recovery of 8,062 ha in areas around the existing fragments (damping areas) and along the drainage network, as well as the implantation of ecological corridors (20.92 ha) in the southwest portion of the municipality. The results obtained allow us to compose and enrich the Sertãozinho Master Plan, giving direction and improvement to the planning, management and environmental control of the municipality.

Key-words: Environmental management, geoprocessing, land use policy, forest fragmentation.

LISTA DE TABELAS

Página

Tabela 1 – Banco de dados com mapas temáticos suas características e fonte do município de Sertãozinho – SP.....	20
Tabela 2 – Classe de declividade, número de pixel (NP), custos e justificativas.....	22
Tabela 3 – Classes de Áreas de Preservação Permanente (APP), número do pixel (NP), custos e suas justificativas.....	24
Tabela 4 – Classes do uso e ocupação da terra, número do pixel (NP), custos e suas justificativas.....	25
Tabela 5 – Escala de comparadores.....	26
Tabela 6 – Classes de área dos fragmentos de vegetação natural do Município de Sertãozinho, SP.....	30
Tabela 7 – Classes de índice de circularidade dos fragmentos de vegetação natural do Município de Sertãozinho, SP.....	31
Tabela 8 – Tabela com largura e comprimento dos corredores ecológicos na porção sudoeste no município de Sertãozinho – SP.....	40

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1 – Padrão da cobertura vegetal natural de interpretação visual da imagem	18
Figura 2 – Mapeamento dos fragmentos de vegetação natural do município de Sertãozinho _ SP.....	29
Figura 3 – Mapa de declividade e seu custo no município de Sertãozinho - SP.....	33
Figura 4 – Mapa de área de preservação permanente e seu custo no município de Sertãozinho – SP.....	34
Figura 5 – Mapa de uso e ocupação do solo e seu custo no município de Sertãozinho – SP.....	35
Figura 6 – Mapa do custo total do município de Sertãozinho - SP indicando áreas à recuperação ecológica.....	37
Figura 7 – Mapa das áreas indicadas à recuperação ecológica no município de Sertãozinho – SP.....	38
Figura 8 – Mapeamento dos corredores ecológicos na porção sudoeste do município de Sertãozinho – SP.....	39

1. INTRODUÇÃO

O planeta Terra vem passando por uma crise ambiental causada pela mudança do uso e ocupação do solo. Desde o século XVIII, a perda de áreas florestais e a sua fragmentação ocasionada pela ação antrópica vêm sendo a principal causa de ameaça à biodiversidade, aos recursos naturais e aos fluxos físicos de matéria e energia (FISCHER e LINDENMAYER, 2007; HERNANDO et al., 2017), sendo que esta ocorre para dar espaço à produção de madeira, agricultura, pecuária ou urbanização (LIU et al., 2016).

A fragmentação pode ser ocasionada por vários processos naturais, que muito se distinguem daqueles resultantes da ação antrópica. Ambientes isolados naturalmente por barreiras geográficas como montanhas, rios entre outros, podem conter espécies endêmicas devido ao longo tempo de isolamento, o que os torna prioritários para conservação. Além disso, estes fragmentos naturais são utilizados como modelos para estudar os efeitos de longo prazo da fragmentação causados pelo homem. Entretanto, este processo tem sido intensificado pela ação humana. Desta ação, resulta um grande número de problemas ambientais ocasionando perda dos serviços ecossistêmicos prestados pelas florestas.

Alterações de habitats, redução da biodiversidade e dos recursos genéticos, além de interferirem na qualidade da água, do ar e do solo, são alguns dos exemplos negativos que o processo de fragmentação provoca (TURNER, 1996; HERNANDO et al., 2017).

A floresta é responsável por controlar o ciclo hidrológico, sendo responsável por absorver a água da chuva, diminuir o escoamento superficial, a erosão e a perda do solo. Faz a ciclagem dos nutrientes, direciona a circulação dos ventos, estoca biomassa e carbono; além de abrigar inestimável biodiversidade de fauna e flora. Ainda, muitos autores, como Hutchings (1997), Ferreira et al. (2015) e Hernando et al. (2017), propõem que as florestas têm sua importância biológica na manutenção e abrigo para milhões de formas de vida de fauna e flora, e apresenta a capacidade de conservar material genético e manter as espécies vivas em equilíbrio dinâmico. Um

exemplo da vulnerabilidade ambiental causada pela fragmentação foi à escassez hídrica enfrentada pela região Sudeste do Brasil no final de 2014 e início de 2015.

As formações de vegetações naturais distribuídas ao redor do planeta fazem parte de biomas com vários ecossistemas com características comuns e com processos ecológicos que se interligam, e devem ser conservadas e reestabelecidas. Para recuperar esses ambientes que mudaram a característica inicial de formação vegetal para outro uso do solo, é necessário determinar além da ocorrência geográfica, a proximidade com outros fragmentos, no intuito de minimizar o impacto negativo dos conflitos de usos do solo do entorno destas formações e conservar o que ainda resta destes ecossistemas. Neste contexto, o trabalho teve por objetivo identificar as áreas passíveis de recuperação ecológica e potenciais para a implantação de corredores ecológicos, no município de Sertãozinho - SP, com o intuito de aumentar as funções ecológicas dos fragmentos e auxiliar no planejamento e manejo ambiental municipal.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Fragmentos de Vegetação Natural

Os fragmentos florestais são áreas de formação vegetal natural contínua, interrompidas por barreiras antrópicas (estradas, culturas agrícolas, etc) ou naturais (lagos, outras formações vegetais, montanhas, etc), ladeadas por outras ocupações em ambos os lados, que diminuem significativamente o fluxo de animais, pólen e, ou sementes, modificando a dinâmica do meio (ETTO et al., 2013; OLIVEIRA et al., 1998).

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (2013), a fragmentação também pode se referir as modificações no habitat original, terrestre ou aquático. Cada fragmento é considerado o menor elemento a ser observado na paisagem, e forma uma unidade espacial importante a ser estudada por apresentar a interação dos fatores bióticos e abióticos com as variações das comunidades e populações da fauna e flora, ao longo do tempo, determinando o processo evolutivo da comunidade florestal (APOLINÁRIO et al., 2005).

A fragmentação do ambiente é um processo que vem sendo acelerado pela ação do homem e foi um dos fenômenos mais marcantes e graves do processo de expansão da fronteira agropecuária no Brasil, o que provocou impactos no meio e na qualidade de vida da população. Estudos da *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO), no período de 1990 a 2015, indicam que a cobertura vegetal natural do planeta diminuiu de 31,9% para 30,9%. No Brasil, a Fundação SOS Mata Atlântica (2014) apresenta o bioma Mata Atlântica como sendo o mais rico em biodiversidade e restando apenas 12,5% da sua formação florestal original remanescente. Já o bioma Cerrado, até o ano de 2050, passará pela maior extinção de plantas no mundo desde 1500, se o ritmo atual de desmatamento continuar (STRASSBURG et al., 2017).

A mudança de uso do solo, que altera a paisagem, é ocasionada pelo desenvolvimento socioeconômico de uma sociedade. No estado de São Paulo a

expansão da cana-de-açúcar é tendência observada em vários estudos (FERREIRA et al., 2015; LOURENZANI; CALDAS, 2014; MORAES et al., 2017). Os efeitos da fragmentação da vegetação natural envolvem diferentes escalas espaciais. Esses remanescentes estão vulneráveis às mudanças físicas e biogeográficas, em grande ou pequena escala, sendo o grau de vulnerabilidade uma função do tamanho, da forma, do posicionamento e da conectividade dos fragmentos (HUTCHINGS, 1997).

Segundo Kapo (1989), a relação entre o tamanho do hábitat e a sua vulnerabilidade é inversamente proporcional, sendo preponderante na dinâmica populacional e efeitos de borda. Esse efeito atua de forma diferente de acordo com o tipo de vegetação onde o fragmento está localizado e pode ser mais pronunciado em áreas com cobertura vegetal mais densa e complexa, e menos perceptível em áreas de vegetação arbustiva e/ou arbórea (LIMA-RIBEIRO, 2008), podendo reduzir os tamanhos dos fragmentos. A borda é função do formato do fragmento, ou seja, quanto mais próximo da forma circular menor perímetro do fragmento e consequentemente sua borda. Essa área de contato com a matriz no seu entorno é susceptível às alterações indesejáveis que modificam a dinâmica ecológica, causando o chamando efeito de borda. Essas alterações são inversamente proporcionais à sua borda (ZUDEIMA, 1996).

Além dos fatores negativos que atingem o próprio fragmento, a diminuição da cobertura florestal também gera perda de habitats, menor abundância de espécies (decorrentes da diminuição das taxas de sobrevivência e de reprodução), extinção de espécies raras, perda da biodiversidade, alterações no clima e eliminação dos gases de efeito estufa, o que, consequentemente, causa modificação na qualidade do solo (LE HOUÉROU, 2002). Ainda, Viana (1998) chamou a atenção para o distúrbio do regime hidrológico das bacias hidrográficas, degradação dos recursos naturais e a deterioração da biodiversidade que o processo de fragmentação pode ocasionar.

O alcance do equilíbrio da conservação do meio ambiente com o desenvolvimento humano é possível a partir de estudos que direcionem as tomadas de decisões. Sendo assim, Fazey et al. (2015), ressaltaram que a modificação da

paisagem e a fragmentação são temas recorrentes nos estudos da conservação biológica e existem maneiras de mitigar o efeito negativo dessa fragmentação.

A Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000 institui o Sistema Nacional de Unidade de Conservação da Natureza (SNUC) sendo responsável pela proteção legal dos grandes fragmentos de vegetação natural e unidades de conservação, assim como a proposição das suas zonas de amortecimento através do manejo adequado para cada unidade, promovendo a conservação desses fragmentos. O Ministério do Meio Ambiente, a partir da lista de áreas prioritárias a conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira, instituiu um instrumento de política pública para apoiar as tomadas de decisões para a conservação da fauna e da flora nacional.

Mesmo em paisagens muito antropizadas, pequenos remanescentes somados a qualidade da matriz adjacente podem amenizar a perda de espécies ou a diminuição nas populações locais, tendo em vista que florestas secundárias promovem maior deslocamento de fauna do que pastagens (CASSANO et al., 2012). Entretanto, a escala do estudo é relativa e pode ser determinada em função da heterogeneidade espacial e do interesse do processo.

Há uma predileção por estudos em escalas regionais e dinâmicas ecológicas de grandes áreas, ao invés do enfoque no nível de uma espécie arbórea ou de animais específicos (FILHO et al., 2015), o que facilita a gestão territorial municipal a fim de gerar soluções e alternativas de rápida aplicação (OLIVEIRA et al., 2015). Para tanto, o estudo para a identificação das áreas a serem recuperadas ecologicamente, sejam elas para reflorestamento, regeneração, restauração ou recomposição, em uma região específica torna-se essencial no direcionamento da conservação biológica. Outra forma de conservação é realizar a conectividade das manchas de vegetação natural distribuídas no espaço.

2.2. Área de Preservação Permanente e Reserva Legal

Áreas de Preservação Permanente (APP) são áreas definidas e protegidas pelo Código Florestal (BRASIL, 2012) e estão localizadas em faixas marginais de cursos d'água, tanques, represas e lagos naturais; ao redor de nascentes; em topo de morros e em declividades maiores que 100%, entre outras. São áreas cobertas ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.

Reserva Legal (RL) é a área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, com função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa (BRASIL, 2012). Sua localidade deve ser estudada para que se considerem critérios de melhoria no plano de bacia hidrográfica, no zoneamento ecológico-econômico, na formação de corredores ecológicos com outras RL, APP ou unidade de conservação (UC), e nas áreas de maior importância para a conservação da biodiversidade e de maior fragilidade ambiental.

Apesar de essas áreas serem protegidas por um instrumento legal, verifica-se que a ocupação é irregular com agropecuária, uso urbano, entre outros. Sua importância para a saúde do meio ambiente é indiscutível. O regime de proteção das APPs é bastante rígido: a regra é a intocabilidade, admitida excepcionalmente a supressão da vegetação apenas nos casos de utilidade pública ou interesses sociais legalmente previstos (ARAÚJO, 2002). Por outro lado, a RL pode ser instituída e agrupada em regime de condomínio, podendo ser explorada economicamente de maneira sustentável.

A grande extensão da degradação a que essas áreas de preservação estão submetidas e as consequências práticas desse fato apontam para a necessidade de recuperação desses ambientes (FRANCISCO, 2006). Todavia, a recuperação ambiental de maneira simultânea em toda área de APP e RL é raramente viável, tornando-se necessária uma sistematização dessas, que leve em consideração a

disponibilidade da mão-de-obra e, principalmente, o custo econômico da recuperação, dificultando a persuasão do proprietário da terra a trocar o uso econômico convencional pela função ecológica das matas ciliares.

O processo de regularização e aumento de áreas de amortecimento e de ligação de interesse específico deverá incluir o estudo técnico que demonstre a melhoria das condições ambientais em relação à situação anterior e ser instruído com os seguintes elementos: a indicação das faixas ou áreas em que devem ser resguardadas as características típicas da APP e RL com a devida proposta de recuperação de áreas degradadas e daquelas não passíveis de regularização. Essa recuperação, quando excedente a porcentagem legal, pode ser implementada com sistemas agroflorestais, frutíferas ou sistemas agroecológicos.

2.3. Corredores Ecológicos

Qualquer espaço identificável e utilizado por uma espécie, que facilita o movimento de animais e plantas ao longo do tempo entre uma ou mais manchas de habitat disjuntas é conceituado como corredor ecológico (HILTY et al., 2006). De forma mais simples, corredores podem ser definidos como uma faixa de habitat contínua ligando duas manchas maiores de habitat semelhantes. Esses corredores permitem o fluxo gênico, conservam os fatores biofísicos, evitam a extinção de fragmentos ameaçados e facilitam os fluxos hídricos e biológicos (SILVA; SOUZA, 2014).

A conectividade é definida pelo grau que a paisagem facilita o movimento das espécies entre os fragmentos florestais (VOGT et al., 2009). A ecologia prima pela conexão, pelo que se chama de ecologia da paisagem, que trata da troca de materiais bióticos e abióticos entre os ecossistemas (ODUM, 2006). Contudo, atualmente, ao menos em nível nacional, é o SNUC que dispõe os corredores como ferramentas importantes para a manutenção de áreas degradadas e para a manutenção de populações. O SNUC também dispõe no seu artigo 27 que as unidades de conservação (UCs) devem dispor de Plano de Manejo e que, dentre outros fatores, deverá abranger os corredores ecológicos (BRASIL, 2000).

Segundo Jongman (2008), diferentes perspectivas temporais e espaciais estão envolvidas quando se trata de corredores ecológicos. Partindo de um ponto de vista mais amplo biogeograficamente para um mais regional pode-se encontrar corredores em escalas continental, subcontinental e nacional. São exemplos o istmo do Panamá e as pontes de terra que aparecem e desaparecem com mudanças no nível do oceano ao longo dos milhares de anos, como no estreito de Behring; planos de conexão das florestas do sul do México ao Panamá (HILTY et al., 2006) e, no Brasil, o programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais Brasileiras que objetiva implantar grandes corredores ecológicos entre as unidades de conservação das Florestas Amazônica e Atlântica (MMA, 2005).

A maior parte dos esforços para implantação de corredores ocorre em escala mais restrita, menor que 1 km a poucas centenas de quilômetros (HILTY et al., 2006; JONGMAN, 2008). Forman e Godron (1986) citaram a importância dos fragmentos de pequena área como trampolins ecológicos (*stepping stones*), ou seja, servem de ligação entre os fragmentos de grandes áreas e maior biodiversidade, melhorando o nível de heterogeneidade da matriz e servindo como abrigo de espécies endêmicas.

Por outro lado, ainda que a utilização dos corredores ecológicos tenha demonstrado resultados efetivos, há vários pontos problemáticos, conceitos e metodologias que necessitam de mais estudos (ALONSO, 2010; CROOKS; SANJAYAN, 2006). Estes são alguns dos problemas: os corredores podem sofrer com efeito de borda, podem ser espécies-específicos, promover a dispersão de espécies exóticas, patógenos, predadores e competidores, promover dispersão de indivíduos para manchas sumidouro, entre outros. Apesar de não ser tão clara que essa conectividade da paisagem perturbada aumente a persistência das espécies (BENNET, 1999), ela é fundamental para a proteção das espécies e habitats (BENNET, 1999; CROOKS; SANJAYAN, 2006; NOSS, 1987).

Segundo Figueiredo et al. (2006), a seleção de áreas e ações para a proteção da biodiversidade é uma tarefa complexa, pois se apoia em tomadas de decisão que devem equilibrar a necessidade de proteção ambiental e a crescente demanda das sociedades humanas pelo uso de recursos naturais. Uma avaliação consistente dos elementos que compõem a paisagem, assim como as espécies foco, visando o

aumento da conectividade da mesma é de fundamental importância para a tomada de decisão, de modo a reduzir a sua subjetividade e elevando suas possibilidades de eficiência e eficácia.

De acordo com Rudnick et al. (2012), a seleção de critérios e dados para o manejo das paisagens com vistas ao aumento da conectividade entre remanescentes de vegetação está relacionada espacialmente com o tipo de conectividade que se deseja estabelecer. No tocante à conectividade estrutural, são necessários dados relativos ao quadro físico natural, como por exemplo: dados sobre os tipos de solo, relevo e cobertura vegetal. No que diz respeito à conectividade funcional, os dados requeridos estão associados ao comportamento referente à movimentação de indivíduos e dos organismos ao longo da paisagem.

Os estudos de Almeida et al. (2010); Leite (2012) e Oliveira et al. (2015) se baseiam na conectividade estrutural dos fragmentos, levando em conta critérios estruturais verificados na presença de elementos relacionados aos aspectos físico-naturais, socioeconômicos e legislativos. Os aspectos físico-naturais estão relacionados com as características do quadro físico-natural da paisagem. São geralmente empregados dados sobre relevo (altimetria e declividade, principalmente) e solos (aptidão agrícola e susceptibilidade à erosão). A partir desses dados são indicadas como potenciais, por exemplo, as áreas que apresentam baixa aptidão agrícola e/ou estão mais susceptíveis a processos erosivos.

Esses critérios podem ser combinados ou utilizados de maneira individual. A escolha quanto ao uso e combinação ou não de critérios está atrelada, sobretudo aos objetivos do tomador de decisão e às características da área (PEREIRA; CESTARO, 2016). O tomador de decisão deve aproveitar as potencialidades e propor adaptações aos entraves presentes na paisagem, de modo a reduzir possíveis conflitos e tornar mais confiável o processo de tomada de decisão para o aumento da conectividade entre os remanescentes de vegetação.

2.4. Sistemas Hidrológicos na Bacia Hidrográfica

A água é um elemento fundamental para a sobrevivência de todos os organismos vivos no planeta. Entretanto, milhares de anos após o surgimento das primeiras civilizações, ainda não fomos capazes de adotar um modelo de desenvolvimento que utilize a água com o mínimo de sabedoria. O desafio atual se implica tanto na quantidade como na qualidade desse recurso.

Seja para o consumo humano, para a produção agrícola, pecuária ou na indústria, o sistema hidrológico é consequência da interferência do meio físico que recebe intensa transformação na paisagem. A formação das cidades e as construções rurais representam as maiores transformações que o homem pode produzir sobre o espaço natural (MENDONÇA, 2011). O mau uso do solo tem acelerado os processos erosivos nas microbacias com constantes movimentos de massa para os canais dos igarapés, com consequente assoreamento do leito e aumento das enchentes nas planícies de inundação e, quando densamente habitado, tem acarretado prejuízos materiais ou situações trágicas com perdas de vida humana (SILVA, 2017).

De acordo com a Lei 9.433/97 são instituídas as diretrizes para a elaboração do Plano Nacional de Recursos Hídricos. Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA), o objetivo geral do Plano é estabelecer um pacto nacional para a definição de diretrizes e de políticas públicas voltadas para a melhoria da oferta de água, tanto em qualidade como em quantidade, gerenciando as demandas e considerando que a água é um elemento estruturante para a implementação das políticas setoriais sob as vertentes do desenvolvimento sustentável e da inclusão social.

A mesma lei preconiza que, a água é um bem de domínio público, com valor econômico e que deve ter uma gestão eficiente para assegurar esse recurso às futuras gerações. De acordo com Bertoni e Tucci (2002), para o gerenciamento de recursos hídricos, a estimativa da disponibilidade hídrica em uma bacia hidrográfica é uma das informações mais importantes. Essa disponibilidade está diretamente ligada a quantidade de cobertura florestal nos divisores de água e dentro das bacias hidrográficas.

O Brasil é um dos países com a maior disponibilidade hídrica no mundo, o que sem dúvida, resulta em grande responsabilidade sob todos os aspectos (MILARÉ, 2014). Hoje, o recurso hídrico transcende fronteiras geopolíticas, interesses econômicos, políticas de abastecimento e saneamento, disponibilidades locais, usos múltiplos (BOFF, 2016); enfim, um recurso sobremaneira limitado, que merece um olhar panorâmico, uma vez que a problemática atinge toda a população em nível internacional.

2.5. Pagamento por Serviços Ambientais

A interação homem-natureza existe há anos, desde que o ser humano foi capaz de perceber que os ecossistemas proporcionam uma variedade de produtos e serviços que contribuem, direta ou indiretamente, com seu bem-estar (FAO, 2007). Segundo *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2003) os ecossistemas e os recursos naturais têm sido substancialmente explorados, degradados e destruídos no último século, como consequência do crescimento econômico global.

Os produtos retornados ao homem pela natureza são chamados de Serviços Ecossistêmicos ou Serviços Ambientais, que pelo Projeto de Lei 312/2015 (BRASIL, 2015) é conceituado como: "benefícios relevantes para a sociedade gerados pelos ecossistemas, em termos de manutenção, recuperação ou melhoria das condições ambientais classificados em quatro modalidades: serviços de provisão, de suporte, de regulação e culturais". Os serviços de provisão fornecem os bens para o consumo direto ao homem como água, madeira, alimentos, entre outros. Os serviços de suporte são os que mantêm a perenidade da vida na Terra – ciclagem de nutrientes, decomposição de resíduos, polinização, dispersão de sementes. O sequestro de carbono, purificação do ar e equilíbrio do ciclo hidrológico são exemplos de serviços que regulam a manutenção dos processos ecossistêmicos. E por último, e não menos importante, os serviços culturais que proveem benefícios recreacionais, estéticos e espirituais à sociedade humana.

Diante dos desafios colocados pelos êxitos e fracassos advindos do crescimento econômico, o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) tornou-se uma

ferramenta essencial para a conservação das áreas naturais geradoras de serviços ecossistêmicos. Em recente editorial, a revista *Nature* traz uma nota afirmando que a atual crise econômica pode representar um momento oportuno para a inclusão dos serviços ecossistêmicos no sistema econômico real. Metaforicamente, a revista aponta que “destruir muitos ecossistemas para o benefício econômico em curto prazo é como matar a vaca para se ter sua carne, quando se poderia deixar de passar fome tomando o seu leite nos próximos anos. Agora não é o momento de abater a vaca” (NATURE, 2009).

Os PSAs são uma fórmula de compensação monetária ou não que vem sendo aplicadas às atividades humanas de melhoria dos ecossistemas para que as áreas de vegetação natural sejam mantidas e/ou recuperadas. Sua importância para o sistema econômico e o bem estar das gerações futuras é cada vez mais reconhecida. Ele pode ser definido como um acordo voluntário entre pelo menos um “vendedor” (provedor) e um “comprador” (beneficiário) de um serviço ambiental claramente definido, ou de um tipo de uso do solo que, presumidamente, assegure tal serviço, sob a condição (condicionalidade) de garantia de provimento do mesmo por parte do provedor (WUNDER, 2005).

Os primeiros programas formais de PSA ocorreram no rio Cauca na Colômbia em meados da década de 1990 (ECHAVARRIA, 2002), mas foi verdadeiramente disseminado pela Costa Rica com a Lei Florestal nº 7675 de 1997 criada no intuito de reverter os elevados níveis de desmatamento. Até o ano 2009, havia mais de 150 programas de PSA e similares em operação na América Latina, conservando cerca de 2,5 milhões de hectares (CAMHI; PAGIOLA, 2009). Existem programas nacionais, financiados pelo governo na Costa Rica, no México e no Equador, e programas locais financiados pelos usuários na maioria dos países (CAMHI; PAGIOLA, 2009).

No Equador, a companhia de águas de Quito e a empresa de energia elétrica pagam para conservar as bacias hidrográficas a montante de onde elas captam a água (ECHAVARRÍA, 2002; SOUTHGATE; WUNDER, 2009). Na Costa Rica, a companhia pública de águas de Heredia paga pela conservação de bacias hidrográficas com recursos de uma taxa especial sobre os consumidores

(BARRANTES; GÁMEZ, 2013). Muitas pequenas cidades têm programas semelhantes, incluindo Pimampiro, Equador (WUNDER; ALBÁN, 2008); São Francisco de Menéndez, El Salvador (HERRADOR et al., 2002.); Otoro de Jesús, Honduras (MEJÍA E BARRANTES, 2003) e San Pedro del Norte, Nicarágua (OBANDO ESPINOZA, 2007).

No Brasil, é o Projeto de Lei 792 de 2007 que define os serviços ambientais e prevê a transferência de recursos, monetários ou não, aos que ajudam a produzir ou conservar estes serviços. Os municípios de Extrema e Montes Claros, no estado de Minas Gerais, abriram o caminho com programas locais de PSA centrados em recursos hídricos em 2006. Eles foram rapidamente seguidos por outros, bem como por vários estados e muitas organizações ambientalistas não governamentais (ONGs). De fato, nos últimos anos tem havido uma explosão de projetos-piloto de PSA em níveis municipais e estaduais, bem como esforços para aprovar leis de PSA em âmbito federal, estadual e municipal.

Programas centrados em carbono estavam entre os primeiros programas de PSA no Brasil. Os primeiros projetos, no entanto, foram financiados por agentes externos - pelo PCF do Banco Mundial no caso do Projeto Plantar em Minas Gerais, pela empresa francesa Peugeot, no caso do Projeto ProNatura em Mato Grosso, e pela companhia American Electric Power no caso do Projeto Ação Contra o Aquecimento Global em Guaraqueçaba no Paraná (PAGIOLA et al., 2013). Por volta da metade da década, projetos financiados localmente começaram a surgir. O Programa Carbono Seguro, em São Paulo e Corredor Ecológico Monte Pascoal-Pau-Brasil, na Bahia, são exemplos de projetos relativamente pequenos de carbono orientados para o mercado voluntário nacional desenvolvido por ONGs. Em contraste, o Sistema de Créditos de Conservação (SICC), que está sendo desenvolvido nos Corredores Ecológicos Chapecó e Timbó, em Santa Catarina, é parte de um esforço mais amplo do estado para desenvolver novos instrumentos para o financiamento da conservação (PAGIOLA et al., 2013).

O uso do PSA como uma ferramenta financeira para a conservação dos ecossistemas tem se tornado popular nos países em desenvolvimento. Associado a isso, também há a crença, principalmente por parte dos economistas ecológicos, de

que a proteção e a sustentabilidade de longo prazo de diversos ecossistemas só serão viáveis se a gama de serviços ecossistêmicos for levada em conta nas transações econômicas.

2.6. Sistema de Informação Geográfica - SIG

O geoprocessamento é a disciplina do conhecimento que utiliza técnicas matemáticas e computacionais para o tratamento da informação geográfica e que vêm influenciando de maneira crescente as áreas de Cartografia, Análise de Recursos Naturais, Transportes, Comunicação, Energia e Planejamento Urbano e Regional (CÂMARA; DAVIS, 2000).

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG), um dos instrumentos do georreferenciamento, prestam-se basicamente à captura, armazenamento, recuperação, transformação e visualização de dados espaciais do mundo real (BURROUGH, 1986). Esses sistemas oferecem alternativas de visualização de resultados de análises e dados espaciais que podem beneficiar a tomada de decisão aos gestores públicos. Conforme Maguirre et al. (1991), um SIG pode ser definido a partir de três propriedades: a capacidade de apresentação cartográfica de informações complexas, uma base integrada de objetos espaciais e de seus atributos ou dados, e um conjunto de procedimentos e ferramentas de análise espacial.

Nas últimas quatro décadas, nosso planeta tem sido vistoriado por sensores imageadores que, praticamente, capturam tudo que está presente na superfície terrestre ou que nela está se modificando. E isso está sendo feito com o explícito objetivo de se obter imagens periódicas que possibilitem o monitoramento do meio ambiente numa escala global e a obtenção de melhores informações acerca dos recursos naturais renováveis e não renováveis (MENESES; ALMEIDA, 2012).

Segundo Valle Júnior et al. (2010), o diagnóstico dos recursos naturais através do uso de técnicas de sensoriamento remoto e SIG são de grande valia para auxiliar a análise ambiental. Para Umeda et al. (2010), as informações sobre

superfícies de ecossistemas e paisagens para a elaboração de um plano de criação de corredores ecológicos podem ser obtidas em imagens de satélites, como no sistema orbital Landsat.

Com a confecção gráfica de criação de mapas, uma das formas mais eficientes de representação dessas informações, há a possibilidade de uma análise rápida, econômica e eficiente dos dados, tornando essas ferramentas potenciais para esses estudos (RODRIGUES et al., 2013). Sendo assim, o SIG entra nesse trabalho como uma ferramenta facilitadora, uma vez que apresenta resultados em curto espaço de tempo e na análise da imagem permite que seja verificado o uso em locais de difícil acesso *in situ*.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

O Município de Sertãozinho está localizado na porção Centro-Norte do Estado de São Paulo, no Planalto Ocidental Paulista, tendo como referência as coordenadas geográficas 21° 08' 16" Latitude Sul e 47° 59' 25" Longitude Oeste. Apresenta área territorial municipal de aproximadamente 403,089 km² (IBGE, 2010) e população estimada em 2017 de 122.643 habitantes.

Na classificação de Köppen, o clima é do tipo Cwa - tropical úmido e seco. A temperatura média anual na região é de 22,8 °C, a precipitação média anual está ao redor de 1.588,5 mm (IBGE, 2010). A geologia é composta predominantemente pelo arenito da formação Botucatu e o relevo apresenta-se em grande extensão como suave-ondulado e ondulado (EMBRAPA, 1979), com altitude variando de 310 m a 610 m, tendo como solo predominante o Latossolo Vermelho Distroférrico (IBGE, 2010).

Conhecida como a capital mundial do setor sucroalcooleiro, a partir da década de 70 teve sua ocupação do solo focado na monocultura de cana-de-açúcar e é um município em ascensão constante por fornecer subsídio industrial para Ribeirão Preto e atender a crescente demanda do agronegócio. Apresenta como cobertura vegetal natural os biomas Cerrado, constituído das fitofisionomias: cerradão, campo cerrado e cerrado típico, e Mata Atlântica formação Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2010). A flora primitiva da região foi devastada pelo uso inadequado do solo, tornando as reservas de vegetações naturais limitadas e insignificantes. A única unidade de conservação (UC) respeitada é a Reserva Biológica Augusto Ruschi que ocupa a área de aproximadamente 774 hectares de matas nativas da Estação Experimental de Zootecnia de Sertãozinho, do Instituto de Zootecnia da Secretaria de Agricultura e abastecimento (Prefeitura Municipal de Sertãozinho).

Segundo o Comitê de Bacias Hidrográficas CBH Grande, o município pertence à bacia hidrográfica de Mogi-Guaçu, e pelo município passam importantes rios como o Pardo e o Ribeirão da Onça. Localizado em cima do Aquífero Guarani, a captação de água do município para o abastecimento público é subterrânea, feita por reservatório (Serviço Autônomo de Água, Esgoto e Meio Ambiente de Sertãozinho - SAEMAS).

3.2. Caracterização e Mapeamento dos Fragmentos de Vegetação Natural

No estudo, a análise e o mapeamento dos fragmentos florestais do Município de Sertãozinho foram realizados no programa informatizado *Google Earth Pro*, que disponibiliza um serviço gratuito oferecido pela Empresa *Google*, que permite elaborar, exibir e compartilhar imagens da superfície terrestre. A imagem 3D utilizada foi da empresa estadunidense *Digital Globe* datada de setembro de 2015. Esta imagem trabalha em faixas da luz visível do espectro eletromagnético sobrepostas em um SIG (SILVA et al., 2012). O limite legal do território municipal foi obtido no IBGE (2014), vetor do último levantamento realizado pelo Instituto.

A vetorização dos fragmentos de vegetação natural foi realizada sobre a imagem orbital. Primeiramente, foi realizada a interpretação visual terrestre do município conforme a metodologia de padrões fotográficos do uso e ocupação do solo do trabalho realizado por Pissarra et al. (2013). As áreas com padrões de textura rugosa, aparência arbustivo ou arbóreo, tonalidade verde escuro uniforme e cobertura ondulada indicaram os fragmentos (Figura 1).



Figura 1. Padrão da cobertura vegetal natural de interpretação visual da imagem.

Em seguida os limites dos fragmentos foram vetorizados por meio da ferramenta “Adicionar polígono”. Dessa maneira, a imagem encontrada como *raster* (com descrição da cor de cada pixel) foi transformada em vetor (imagens geradas a partir de descrições geométricas de formas como pontos, curvas e polígonos). Cada fragmento também foi cadastrado com a ferramenta “Adicionar marcador” o que permite melhor visualização geral da distribuição espacial de cada um. A área (ha) de cada fragmento foi obtida no mesmo programa.

O arquivo vetorial no formato ponto e no formato polígono dos fragmentos de vegetação natural foram salvos em formato kml e convertidos, no *software* ArcGIS, em “kml to layer” na ferramenta “ArcToolbox” “Conversion Tools” item “From Kml”.

De acordo com o Mapa Florestal dos Municípios do Estado de São Paulo (Inventário Florestal do Estado de São Paulo, 2010) os fragmentos no município são classificados como: Floresta Estadual Semidecidual, Cerrado, Vegetação de Várzea, Restinga e Mangue.

O índice de circularidade ou da relação borda/interior foi determinado para propor a tendência em relação à forma de um fragmento, conforme se segue (CHATURVEDI, 1926), citado por Oliveira et al. (2005).

$$IC = \frac{40000 \cdot \pi \cdot A}{P^2}$$

em que IC = índice de circularidade; A = área do fragmento, em ha; e P = perímetro do fragmento, em m.

O fragmento apresentará tendência à forma arredondada, quando o valor do índice de circularidade (IC) for próximo de 1. À medida que este se distancia de 1, tem-se um fragmento alongado e consequentemente com maior efeito de borda.

3.3. Áreas Indicadas à Recuperação Ecológica e as Áreas Indicadas para Implantação de Corredores Ecológicos

A fundamentação teórica para a determinação das áreas indicadas a recuperação ecológica e a delimitação dos corredores ecológicos foi realizada pelas técnicas de sistemas de informação geográfica e de sensoriamento remoto utilizadas nos processos e nas análises de dados, as quais foram desenvolvidas nos programas informatizados ArcGIS 10® (ESRI, 2008) e *Google Earth Pro* de acordo com a metodologia adaptada de Louzada et al. (2010) por análise multicritério e técnica de Processo Analítico Hierárquico (AHP) e as metodologias das ferramentas do ArcGIS nos processos estatísticos dos valores de pixel das imagens orbitais.

3.3.1. Processamento dos Mapas e Análise Multicritério

Para a caracterização da paisagem, foi elaborado um banco de dados georreferenciados do município de Sertãozinho, utilizando-se a projeção geográfica de Universal Transversa de Mercator, Fuso 22 Sul, datum WGS 1984, para cada categoria temática dos mapas que se segue:

Tabela 1. Banco de dados com mapas temáticos suas características e fonte do município de Sertãozinho – SP.

MAPA TEMÁTICO	CARACTERÍSTICA	FONTE
Declividade	Modelo Digital de Elevação (MDE)	INPE, 2008
Áreas de Preservação Permanente (APP)	Áreas ao longo da rede de drenagem com distância de 30 metros	Pelluzio et al. 2010
Uso e Ocupação do Solo	Processado do mapa temático de solos	INPE, 2013 – Projeto Terraclas
Fragmentos de Vegetação Natural	Fotointerpretação e Vetorização	Google Earth Pro

Para análise dos dados seguiu-se a análise multicritério, com aplicação dos custos de cada variável descrita nos mapas. Esses custos foram determinados pela relação de importância relativa entre as evidências dos locais dos fragmentos de vegetação natural e das áreas ao longo das redes de drenagem com base em literaturas e pesquisadores da área.

Cada plano de informação (mapas) recebeu um custo diferente, bem como as respectivas classes temáticas dos dados, semelhante aos trabalhos de Almeida et al. (2010); Ferrari et al. (2012) e Pereira (2013).

Esses custos variaram de 1 a 100 seguindo a adequabilidade de cada classe. As áreas com maior probabilidade de se implantar as novas áreas para a ocupação da vegetação natural ou corredor ecológico recebeu menor custo e áreas onde essa atividade é menos viável, por exemplo, a área urbana, o custo de implantação foi o maior possível, ou seja, 100.

3.3.1.1. Mapa de declividade

O mapa da declividade foi obtido a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) na forma de grade retangular (matricial) com resolução espacial de 30 x 30 metros, oriundo do banco de dados do INPE - Instituto de Pesquisas Espaciais - TOPODATA.

O projeto TOPODATA, criado em agosto de 2008, disponibiliza gratuitamente o MDE do país inteiro e suas derivações locais básicas, elaborados a partir dos dados SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*). Os dados estão estruturados em quadrículas compatíveis com a articulação 1:250.000, portanto, para o município de Sertãozinho foi necessário o *download* de duas quadrículas: 21S495 e 21S48.

A geração do mapa de declividade foi realizada no ArcGIS, no “toolbox” *Spatial Analyst, Surface Analyses, Slope*. Este processamento é realizado com a imagem matricial MDE gerando o mapa “raster” de declividade.

O programa disponibiliza sete métodos de classificação de mapas. Para o de declive foi utilizado o *Jenks Natural Breaks* (Otimização de Jenks) – um método de classificação manual de dados que divide os dados em classes baseadas na distribuição natural destes. No histograma, consideram-se as zonas de maior frequência para a divisão de classes, identificando as quebras entre as classes baseado na minimização das somas da variância dentro de cada classe. Esse método foi selecionado por ter se adequadado melhor ao tipo de relevo e sua função na criação de corredores ecológicos.

Essa reclassificação foi realizada no “toolbox” *Spatial Analyst, Reclass, Reclassify*. Foi selecionado o método acima descrito e dividido em 5 (cinco) classes definidas por: extremamente plano (0 - 1,5%), plano (1,6 - 2,8%), extremamente suave ondulado (2,9 - 4,4%), suave ondulado (4,5 - 7,4%) e ondulado (7,5 - 21%). As classes de declividade padrão da Embrapa (1999) não foram selecionadas tendo em vista que na área do município predomina a declividade de 0 – 8%, relevo suave ondulado, sendo assim, optou-se por dividir esta classe em 5 partes diferentes.

Para gerar a imagem matricial de custo de declividade, o número do pixel (NP) da imagem matricial recebeu um novo valor de custo, conforme Tabela 2. As classes de declive, após a reclassificação, foram transformadas em custo, conforme justificativa descrita na mesma tabela.

Tabela 2. Classes de declividade, número do pixel (NP), custos e justificativas.

Declividade (%)	Número Pixel (NP)	Custo	Justificativas
0 - 1,5	0	100	Não recomendada à recuperação ecológica; mecanicamente agricultável
1,6 - 2,8	1	75	Moderadamente apta à recuperação ecológica
2,9 - 4,4	2	50	Apta à recuperação ecológica
4,5 - 7,4	3	25	Muito apta à recuperação ecológica
7,5 - 21	4	1	Extremamente apta à recuperação ecológica

3.3.1.2. Mapa de Área de Preservação Permanente (APP)

Para a elaboração do mapa das APPs, as áreas consideradas de preservação permanentes foram classificadas de acordo com o preconizado na Lei 12.651 de 25 de maio de 2012, que considera a superfície ao longo dos cursos d'água equivalente a distância de 30 metros a partir do leito maior sazonal (neste caso – a linha da rede de drenagem); e a área de um perímetro de 50 metros de raio a partir do ponto de uma nascente do curso de água. A partir da definição desta área o mapa foi elaborado seguindo a metodologia preconizada por Peluzio et al. (2010).

Primeiramente foi definida a rede de drenagem, a qual foi vetorizada no programa *Google Earth* e exportada para o programa ArcGis. No mapa base (rede de drenagem), os pontos das nascentes e cursos d'água foram cadastrados utilizando a ferramenta *toolbox – Data Management Tools – Generalization – Dissolve*. Essa ferramenta é responsável por agregar dados com atributos específicos semelhantes. Dessa maneira todos os pontos das nascentes foram

agrupados em um único ponto e todos os cursos d'água foram agrupados como uma única linha.

Em seguida, foi realizada uma análise de proximidade, com a geração do *buffer*, tanto na rede de drenagem, quanto nas nascentes, na ferramenta *Toolbox – Analysis Tools – Proximity – Buffer*. Essa análise gerou subdivisões geográficas bidimensionais na forma de faixas com metragem de 30 metros e 50 metros, para os cursos d'água e nascentes, respectivamente, o que definiu a superfície correspondente à APP em polígonos.

Por se tratar de um município muito plano, Sertãozinho não apresenta APP de topo de morro e nem de declividade.

No mapa da superfície da APP, foi realizada a conversão da camada que estava no modo vetor para o modo raster. O modo raster equivale transformar a área de APP em números de pixel (imagem matricial). Esse processamento se encontra na *toolbox Conversion tools – To raster – Polygon to raster*.

A partir da área da APP na imagem matricial gerada a partir da ferramenta *Calculate Geometry da Attribute Table*, foi realizada uma operação *Fuzzy* que transformou os valores da grade seguindo o padrão de valor 1 para onde tem APP, e onde não tem APP ao valor 0. Para esse mapa foi atribuído custos de relevância para as classes na “toolbox” *Spatial Analyst, Reclass, Reclassify* (Tabela 3). A reclassificação (“toolbox” *Spatial Analyst, Reclass, Reclassify*) do mapa seguiu o método *Jenks Natural Breaks* (Otimização de Jenks) com duas classes.

Para gerar a imagem matricial de custo de APP (Tabela 3), os valores dos pixels que contém uma área de preservação permanente corresponderá ao valor 1, enquanto que, para as áreas externas as APPs, os valores corresponderão a nenhum dado (NoData). Para determinar a distância que pode ocorrer em uma área de corredor ecológico a partir da APP é necessário criar a distância em linha reta para o preenchimento das áreas externas a APP serem representativas. Essa superfície de distância em linha reta (*distance Straight Line*) é usada para encontrar a distância mais próxima a partir das APPS.

Tabela 3. Classes de Áreas de Preservação Permanente (APP), número do pixel (NP), custos e suas justificativas.

Classes	Novo Valor (<i>Distance Straight Line</i>)	Custo	Justificativas
APP	0	1	Área considerada ideal para recuperação ecológica e implantação de corredores ecológicos
Não APP	0-386, 26416	100	Área considerada como limitantes para a recuperação ecológica, locais onde a implantação do corredor é mais complexa.

3.3.1.3. Mapa de uso e ocupação do solo

No mapa fornecido pelo INPE projeto TerraClass da região sudeste do país com presença de Cerrado, o limite do município de Sertãozinho foi cortado pela ferramenta *“toolbox”, “Analysis Tools”, “Extract”, “Clip”*. Uma vez o município isolado as classes de mesmos atributos foram agrupadas entre si pela ferramenta *“Arctoolbox”, “Data Management Tools”, “Generalization”, “Dissolv”* gerando sete diferentes classes de uso na área estudada.

Para reclassificar o mapa de uso, o mesmo teve que ser transformado em raster pela *“toolbox” Conversion tools – To raster – Polygon to raster*. A reclassificação dos dados espaciais foi na operação *Fuzzy* e AHP, processada pela *“toolbox” Spatial Analyst, Reclass, Reclassify* aderindo os custos de cada classe conforme a Tabela 4.

Na imagem matricial do uso do solo é gerada uma imagem matricial de custo, que representa algum fator ou combinação de fatores que afetam a superfície de uso. As classes que inviabilizam a implantação de corredores ecológicos recebem os valores mais elevados de custo, numa escala variando de 1 a 100. Exemplo, na área urbana o custo será igual a 100 e na cobertura florestal, que é uma área viável para a recuperação ecológica e implementação de corredores ecológicos, receberá o menor valor de custo: 1.

Tabela 4. Classes do uso e ocupação da terra, número do pixel (NP), custos e suas justificativas.

Classes	Número Pixel (NP)	Custo	Justificativa
1. Urbano	6	100	Considerado como barreira para a recuperação ecológica
2. Agricultura anual	0	90	Considerado como barreira para a recuperação ecológica
3. Agricultura perene	1	85	Considerado como semi-barreira para a recuperação ecológica
4. Água	2	40	São áreas adequadas para a recuperação ecológica, pois além de serem lugares de dessedentação da fauna, integram as áreas de preservação permanente
5. Pastagem	5	30	São áreas que podem ser utilizadas para fins agropecuários e seria necessário recuperá-las com o plantio de espécies nativas
6. Natural	4	1	São áreas de preservação
7. Mosaico de ocupações	3	70	São áreas pouco edificadas e próximas as áreas a serem preservadas, sendo sugeridas a recuperação ecológica

3.3.2. Álgebra dos mapas

Com as imagens matriciais do mapa de fragmentação de vegetação natural e os mapas de custos da declividade, APP e uso e ocupação do solo, foi possível determinar a imagem matricial de custo total da somatória desses mapas.

Para a aplicação da técnica AHP foi determinada a relação de importância relativa entre as evidências dos locais (APPs e RLs) que podem conter as áreas indicadas à recuperação ecológica e os corredores ecológicos. Para a álgebra de mapas foi realizada uma operação “Fuzzy” que transformou os valores da grade em valores que variaram de 1 a 9, utilizando a função quadrática. Essa e outras operações foram feitas na linguagem de programação, chamada de LEGAL (Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico).

Essa relação é utilizada como dado de entrada em uma matriz de comparação pareada, onde são calculados os autovalores e autovetores da matriz. Os custos de cada classe de importância dos *layers* (declividade; APP; uso e ocupação e fragmentos) equivalem, então, aos autovetores da matriz de comparação pareada. Assim, conforme uma escala predeterminada, que vai de 1 a 9, onde o valor 1 equivale à importância igual entre os fatores e o valor 9 a importância extrema de um fator sobre o outro que está sendo comparado e, assim, as diversas variáveis são determinadas em custos (SATTY, 1977), conforme Tabela 5.

Tabela 5. Escala de comparadores.

VALORES	IMPORTÂNCIA MÚTUA
1/9	Extremamente menos importante que
1/7	Muito fortemente menos importante que
1/5	Fortemente menos importante que
1/3	Moderadamente menos importante que
1	Igual importante a
3	Moderadamente mais importante que
5	Fortemente mais importante que
7	Muito fortemente mais importante que
9	Extremamente mais importante que

Fonte: Saaty (1977), apud Rosot (2000), adaptado.

Determinou-se o custo total a partir da somatória de cada mapa de custo multiplicado pelo seu peso estatístico – conforme determinado pela relação de importância relativa entre as evidências dos locais dos fragmentos de vegetação natural e das áreas ao longo das redes de drenagem, pelo processo de identificação das melhores áreas a serem recuperadas, seguindo a distância entre as formações vegetais indo de encontro uma com a outra. Destacando o custo maior à medida que se distancia dessas formações

$$Custo_{Total} = P1 * Custo_{dec} + P2 * Custo_{APP} + P3 * Custo_{uso}$$

Em que,

Custo total = Imagem matricial do custo total (álgebra de mapas)

Dec = Imagem matricial do custo da declividade

APP = Imagem matricial do custo da APP

Uso = Imagem matricial do custo do uso e ocupação

P1 = Peso estatístico da imagem matricial do custo da declividade

P2 = Peso estatístico da imagem matricial do custo da APP

P3 = Peso estatístico da imagem matricial do custo do uso e ocupação

3.3.3. Determinação do aumento das áreas prioritárias à recuperação ecológica e as áreas para implantação dos corredores ecológicos

Com o mapa de custo total destacando o custo maior à medida que se distancia das formações vegetais, as áreas foram indicadas utilizando-se duas ferramentas *Cost Distance* e *Cost Path*, ambas localizadas em *Spatial Analyst Tools* – *Distance*. A função do *Cost Distance* é explorar o movimento da análise da paisagem através do cálculo da menor distância de custo acumulada para cada célula ou para a fonte de menor custo sobre uma superfície de custo. O *Cost Path* calcula o caminho ou direção de menor custo de uma origem para um destino.

O mapa de custo total processado no *Cost Distance* foi reclassificado considerando o município como uma única área rural tendo que atender os 20% de área como Reserva Legal proposto pelo Código Florestal de 2012, ou seja, com áreas de vegetação natural. Para tanto, o mapa foi classificado em três classes de valores 0 - 30, 30 - 50, 50 - 75 metros de distância das vegetações APP e fragmentos. O valor inicial de 30 metros foi proposto para dar legalidade à legislação vigente para a distância vegetada das APPs. Todas as demais áreas foram classificadas como nenhum dado (*NoData*). O resultado foi à determinação da localização espacial das áreas indicadas para o aumento da superfície a ser recomposta por vegetação natural, no intuito de aumentar as funções ecológicas dos fragmentos existentes no município.

Estas áreas serão consideradas prioritárias para a conservação ambiental e podem ser destinadas para definir os corredores ecológicos por meio de caminhos ótimos, os quais representam menores custos entre dois pontos: saída e chegada, determinando a imagem matricial de direção e distância para a elaboração dos corredores.

O procedimento foi feito sobre o mapa de direção, vetorizando manualmente o melhor caminho, o de menor custo, ligando os fragmentos entre eles ou até as APPs mais próximas que apresentam mesma formação vegetal.

Os corredores tiveram sua largura fixada em 10% do seu comprimento total, sendo que a largura mínima foi de 100 m de acordo com a Resolução CONAMA nº 9 de 24 de outubro de 1996. O comprimento e a largura dos corredores de biodiversidade foram realizados na ferramenta *Calculate Geometry* e *Field Calculator*, da *Attribute Table*.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Fragmentos de Vegetação Natural

O município de Sertãozinho apresenta baixa cobertura vegetal, com 124 fragmentos espacialmente distribuídos (Figura 2). As manchas se encontram isoladas com área total de 1274,09 ha e perímetro total de 161.885,83 m, correspondendo a somente 3,15% da área do município (Tabela 6).

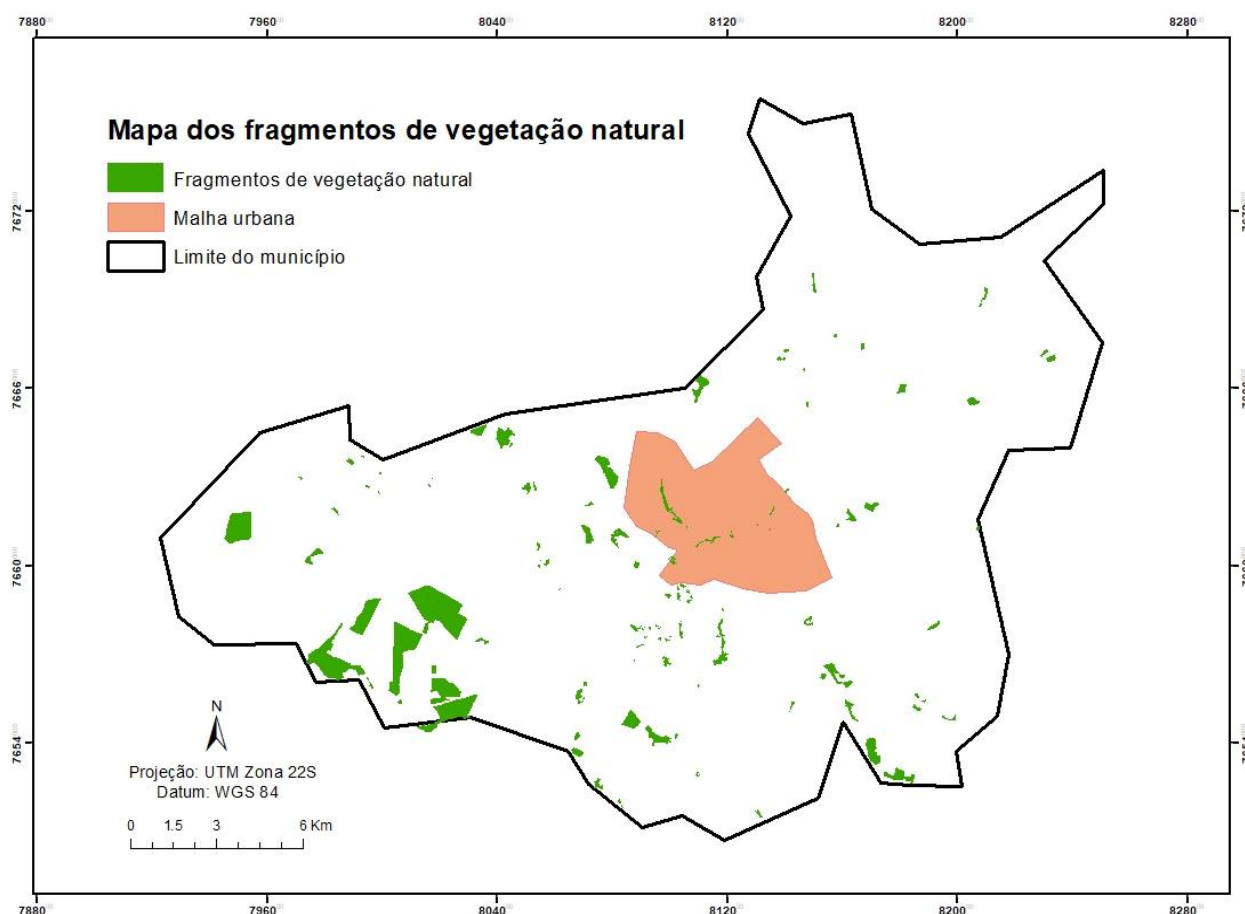


Figura 2. Mapa dos fragmentos de vegetação natural do município de Sertãozinho – SP.

Tabela 6. Classes de área dos fragmentos de vegetação natural do Município de Sertãozinho, SP.

Classe de área (ha)	Número absoluto	% em relação aos fragmentos	Área (ha)	% da área no município (ha)
Ate 10	102	82,26	237,87	18,67
10 – 20	5	4,03	63,16	4,96
20 – 100	14	11,29	549,78	43,15
>100	3	2,42	423,28	33,22
Total	124	100	1274,09	100

Foram observados 102 fragmentos com área inferior a 10 ha, 5 com área entre 10 e 20 ha, 14 com área entre 20 e 100 ha e 3 com área superior a 100 ha, ocupando uma área respectivamente de 18,67%; 4,96%; 43,15%; 33,22%; de um total de 1274,09 ha da área relativa dos fragmentos mapeados.

Há predominância de fragmentos menores que 10 ha, os quais estão distribuídos na superfície praticamente com o uso agrícola, o que caracteriza a formação das áreas de fragmentos isolados. Este fato, possivelmente, ocorre porque a legislação ambiental brasileira (BRASIL, 2012) determina que a reserva legal seja demarcada, em sua maioria das vezes, na propriedade rural. Assim, estes fragmentos podem pertencer às diversas propriedades rurais. Este fato não foi verificado neste projeto, mas poderá ser verificado em trabalhos futuros, onde pode ser realizado o cadastro das propriedades e seus respectivos fragmentos. As maiores manchas de fragmentos estão localizadas na porção sudoeste do município, ao redor da Reserva Biológica Augusto Ruschi.

O mapeamento temático dos fragmentos de vegetação natural revelou remanescentes de diferentes conformações físicas, distribuídos em manchas isoladas por extensas áreas de monocultura canavieira e por pastagem decorrente da mudança no uso do solo do café para citrus e para, atual, a monocultura da cana-de-açúcar no município. Motivo responsável pela transformação da paisagem local ao longo dos anos.

O fato de serem ecossistemas dispersos comprometem os bens e os serviços ambientais que subsidiam diferentes atividades antrópicas (JORGE et al., 2017). A forma dos fragmentos também constitui uma característica importante no estudo da dinâmica e estrutura dos remanescentes florestais (ANDRAD et al., 2012) e foi

determinada na análise do Índice de Circularidade (IC), ou relação borda/interior (Tabela 7).

Tabela 7. Classes de índice de circularidade dos fragmentos de vegetação natural do Município de Sertãozinho, SP.

IC	Número de ocorrências	%
< 0,05	0	0
0,05 – 0,17	10	8,08
0,17 – 0,4	37	28,84
0,4 – 0,6	42	33,87
0,6 – 0,8	27	21,77
0,8 - 1	8	6,45

Os fragmentos com valores de IC mais próximos de 1 são considerados arredondados, apresentando menor efeito de borda, além de serem mais protegido de fatores externos, pois o centro da área está mais distante das bordas, corroborando com os trabalhos de Andrad et al. (2012).

Segundo Greggio et. al. (2009), a classificação determinada da relação entre a área do fragmento e o seu perímetro foi a seguinte: fragmentos com fator de forma superior a 0,8 são considerados arredondados; entre 0,6 e 0,8 são alongados; e inferior a 0,6, muito alongados. Portanto, no município de Sertãozinho predomina fragmentos muito alongados, com o número de ocorrência de 89 fragmentos, equivalente a 70,79%.

Com a fragmentação da floresta, ocorrem mudanças como maiores índices de luminosidade, temperatura, umidade e velocidade do vento, que são mais pronunciadas na borda, diminuindo em direção ao interior da floresta. Nas plantas, os efeitos de borda podem ser diretos (climáticos) ou indiretos (interações com polinizadores, dispersores, presença de cipós, etc.). Por exemplo, com o aumento da luminosidade na borda dos fragmentos ocorre aumento no crescimento de espécies pioneiras invasoras, especialmente cipós (GREGGIO et. al., 2009).

Segundo Tabanez et al. (1997), o efeito de borda chega ao redor de 80 a 100 m, adentrando a mata; e Lovejoy et. al. (1986) declararam que fragmentos de até 10 ha são totalmente afetados por esse efeito. Sendo assim, de acordo com a Tabela 6,

observa-se que 82,26% dos fragmentos mapeados apresentam áreas menores que 10 ha e estes estão sob o efeito de borda. A análise para estudos da dinâmica e estrutura dos fragmentos de vegetação natural tem sua importância evidenciada devido à possibilidade de indicar o nível de proteção de seu interior em relação aos efeitos de borda.

4.2. Áreas Indicadas à Recuperação Ecológica e a Implantação de Corredores Ecológicos

O uso do solo indiscriminado, não considerando a declividade, as áreas de preservação permanentes (APPs) e as áreas de fragmentos florestais ocasiona maior degradação do meio, e em muitos casos, de grande impacto, com redução da qualidade do solo. Essa metodologia, designada para demarcar as áreas indicadas à recuperação ecológica e a possível implantação de corredores ecológicos em áreas com outros usos, visa aumentar a funcionalidade ambiental de áreas sob diversos graus de degradação, minimizando o impacto negativo nos recursos naturais.

A metodologia para propor as áreas considera os mapas contidos nas Figuras 3, 4 e 5 baseada nos custos de cada ambiente. Quanto maior a declividade do terreno (7,5%), menor será o custo (1) de implantação de uma área a ser recuperada, portanto, em declividades superiores a 7,5%, o custo foi definido como 1. Ressalta-se que estes valores (Figuras 3) de custos considerando a declividade são específicos para o município de Sertãozinho, onde a declividade não é acentuada. Em municípios com declividade mais acentuada, as classes devem ser diferentes e, portanto, os custos deverão ser modificados.

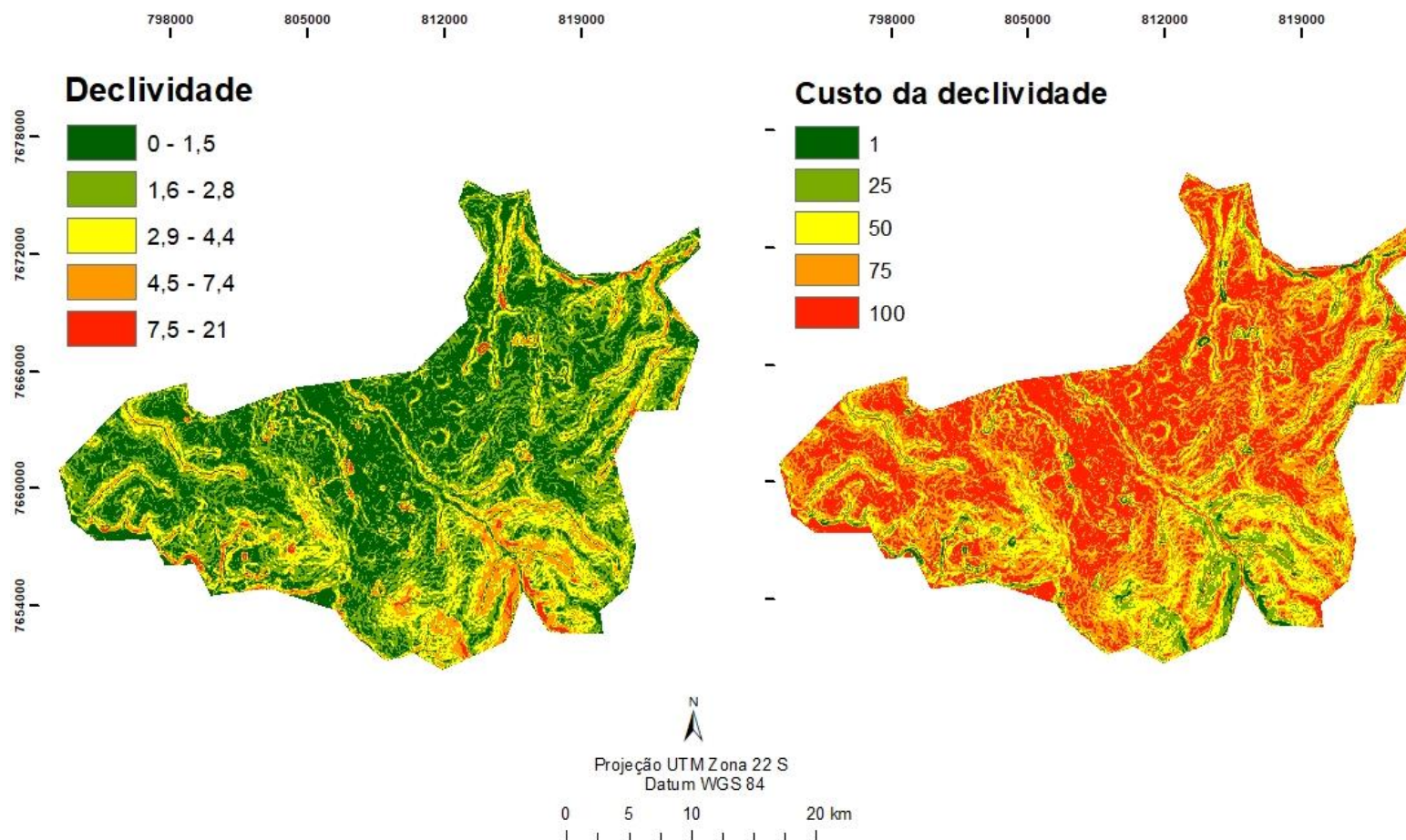


Figura 3. Mapa de declividade e seu custo no município de Sertãozinho – SP.

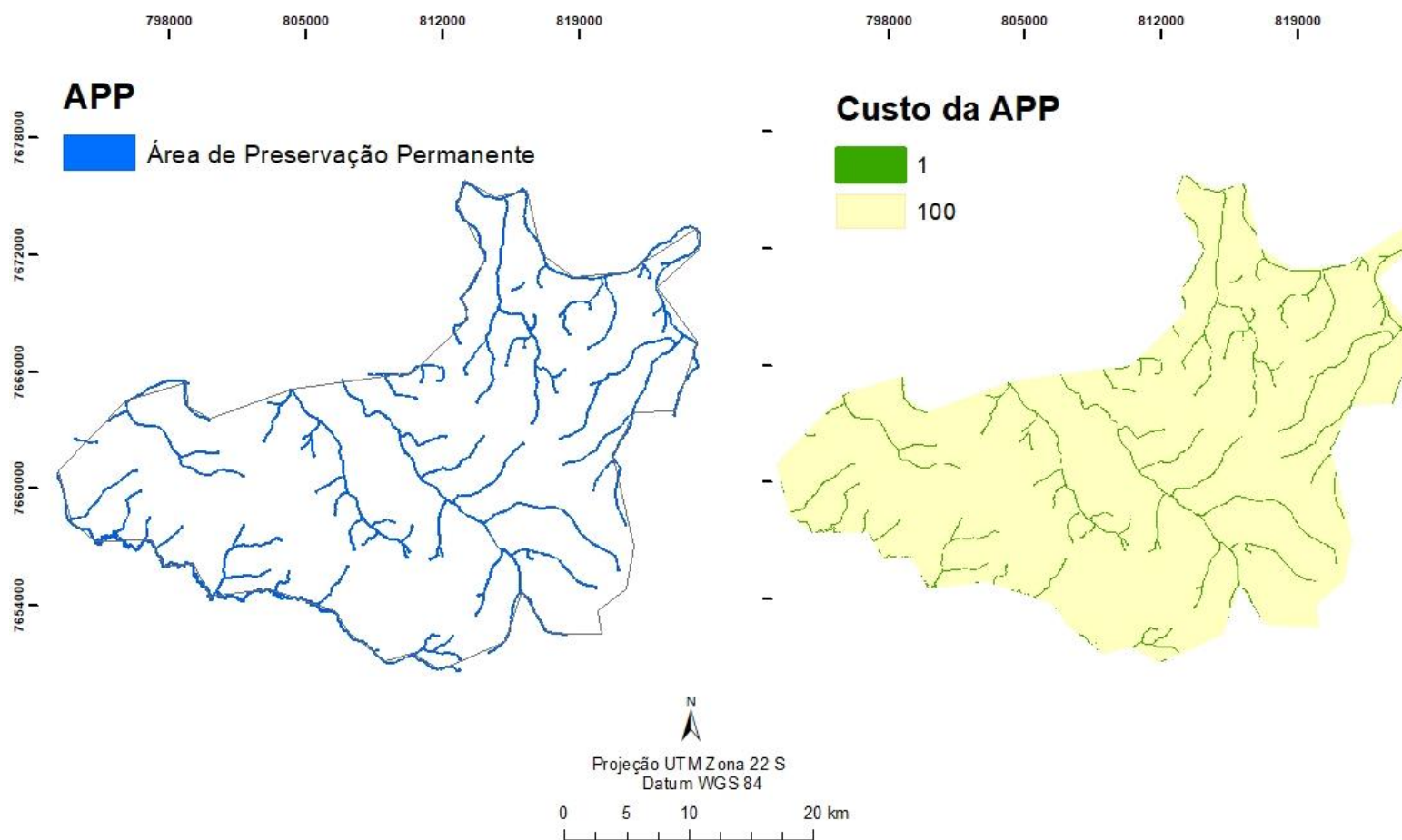


Figura 4. Mapa de áreas de preservação permanente e seu custo no município de Sertãozinho – SP.

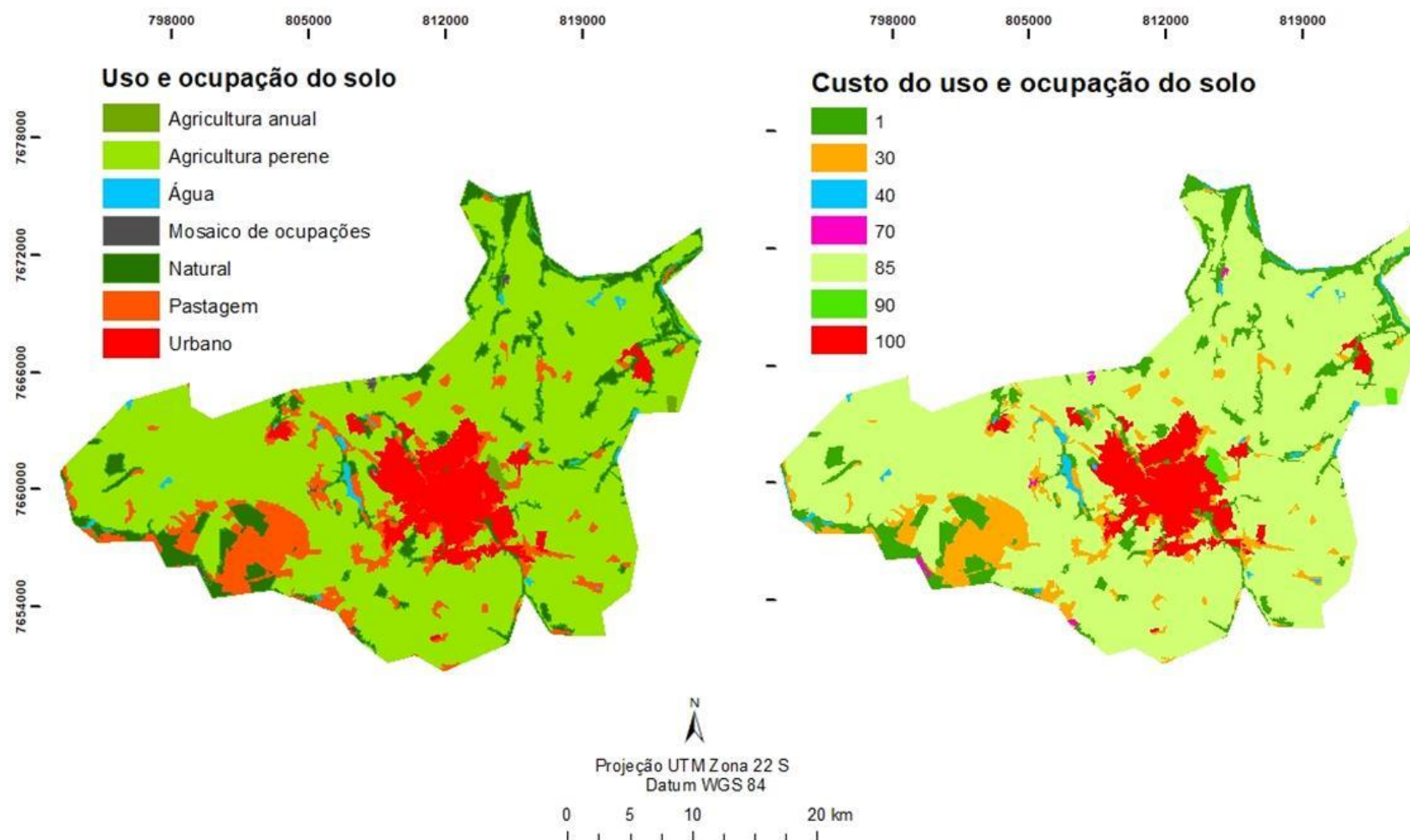


Figura 5. Mapa de uso e ocupação do solo e seu custo no município de Sertãozinho – SP.

Como os custos são aplicados de acordo com a aptidão que a área tem para a recuperação ecológica, do menor para ser mais apta a ser recuperada e do maior para ser menos apta a ser recuperado, nota-se que o custo para a recuperação nas áreas de APP é menor (1) e nas áreas que não correspondem a superfície de APP, custo 100 (Figura 4).

Quando os usos do solo são cadastrados, consideram-se os principais usos da área do município (Figura 5), e os custos de uso e ocupação do solo são determinados de acordo com os ambientes com o uso antrópico. Quanto mais antropizada for a área, maior é o custo.

Quanto menor o custo mais próximo às áreas vegetadas (fragmentos e ao longo da rede de drenagem (Figura 6), portanto são áreas com maior aptidão de recuperação ecológica. Segundo Ruschel (2016), ao se alterar a cobertura vegetal também se altera o valor econômico da água, além de perturbar os ciclos e dinâmicas que ocorrem no ambiente. Essa alteração se estende para todos os serviços ecossistêmicos prestados pela natureza para o homem, tais como o ciclo de nutrientes, equilíbrio do clima e da temperatura, processos de formação e retenção do solo, produção primária de biomassa, equilíbrio do sistema ecológico (BRASIL, Projeto de Lei nº 312/2015). Ainda, a fragmentação da vegetação natural torna insustentável a agricultura em curto prazo devido a importância das florestas e vegetações naturais no ciclo hidrológico (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2010), comprometendo assim a atividade econômica pela escassez de água.

Após a comparação dos fatores dois a dois, foi obtido o mapa de custo total de importância relativa a cada critério dos mapas de custos da declividade, APP e uso e ocupação do solo (Figura 6). Quanto mais próximo de 1, é recomendada a recuperação da vegetação natural da área proporcionando o aumento e a ligação das paisagens através dos corredores ecológicos, e quanto mais próximo de 100, essas atividades se tornam cada vez menos viáveis.

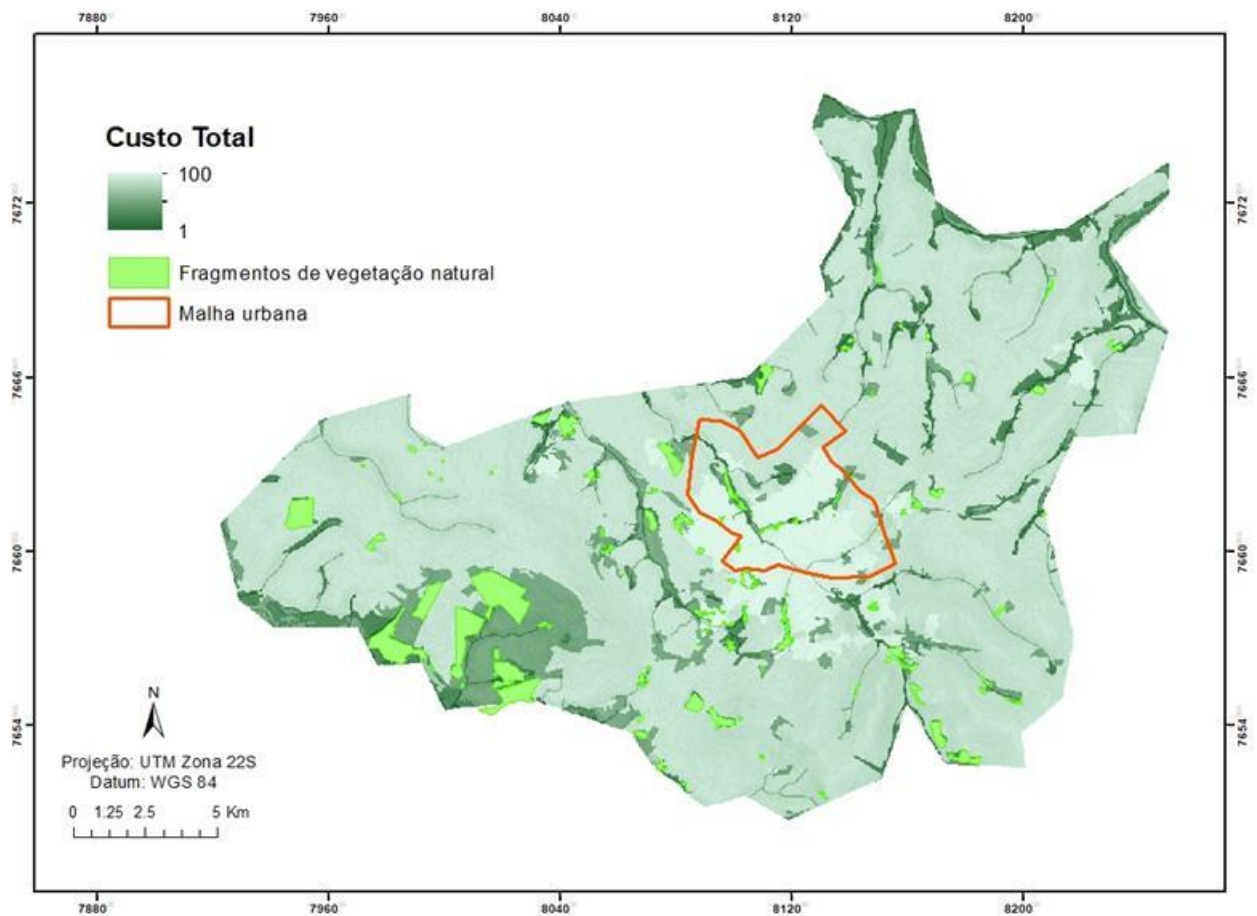


Figura 6. Mapa do custo total do município de Sertãozinho - SP indicando áreas à recuperação ecológica.

Em curto prazo, a modificação da paisagem também causa danos irreversíveis a quantidade e qualidade da água em bacias hidrográficas e compromete a saúde humana e a produção de alimentos (Likens, 1992). A fim de ir à contra mão dessa proposição, o estudo indicou diferentes áreas para a recuperação ecológica através dos critérios de declividade, APP e uso e ocupação do solo do município, o que irá proporcionar o aumento da cobertura florestal. Este fato poderá melhorar a conservação de espécies raras ou que apresentam baixa densidade populacional, conforme descreve Barszcz et al. (2011) e ainda estabelece a manutenção dos processos ecológicos, atributo fundamental para a tomada de decisão em relação à conservação do meio ambiente e que está prevista na legislação (BRASIL, LEI 9.985, de 18 de julho de 2000).

Seguindo a metodologia AHP, o critério que apresentou maior peso estatístico na modelagem foi o uso e ocupação do solo, seguido pela APP. Em Sertãozinho as áreas de menor custo estão mais próximas às APPs e aos remanescentes de vegetação natural, o que indica as áreas relevantes para a recuperação ecológica (Figura 7) neste trabalho. Assim, no município de Sertãozinho, se for realizado a recuperação, ocorrerá um aumento da superfície vegetada para praticamente 20% da área total do município, o que equivale a 8.062 ha.

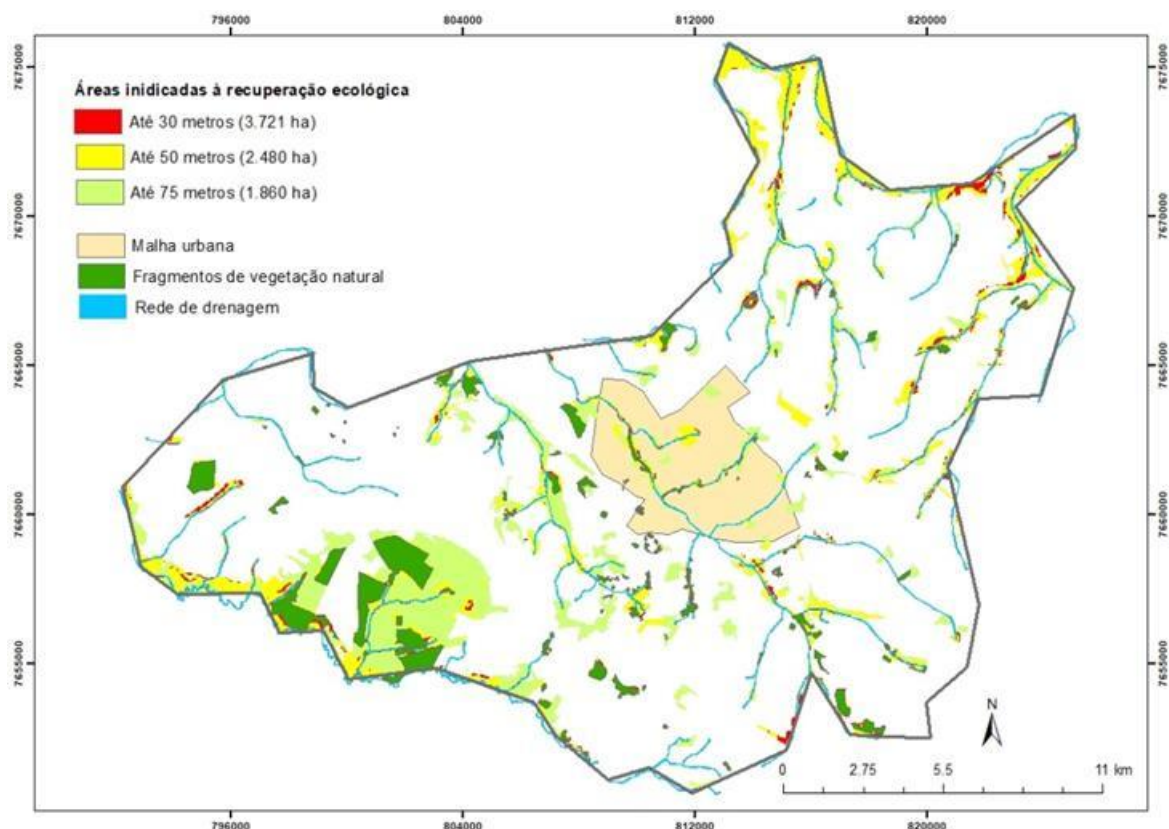


Figura 7. Mapa das áreas indicadas à recuperação ecológica no município de Sertãozinho – SP.

Para aprimorar a recuperação ecológica e minimizar o impacto das atividades antrópicas rurais, foram selecionados sete (7) remanescentes, os de maior tamanho, para a implantação de corredores ecológicos (Figura 8). Como o município já possui uma Unidade de Conservação, a Reserva Biológica Augusto Ruchi, na conformação idealizada dos corredores ecológicos poderá ser elaborado um projeto que vise aumentar essa unidade em expressivo tamanho, visando aumentar a conservação e preservar os recursos hídricos, a fauna e a flora.

A Resolução CONAMA nº 9 (1996) prevê uma largura mínima de 100 metros para cada corredor. Em Sertãozinho, nenhum dos corredores atingiu essa marca, por isso todos eles foram propostos com essa largura gerando um aumento de 20,94 ha de floresta no município (Tabela 8).

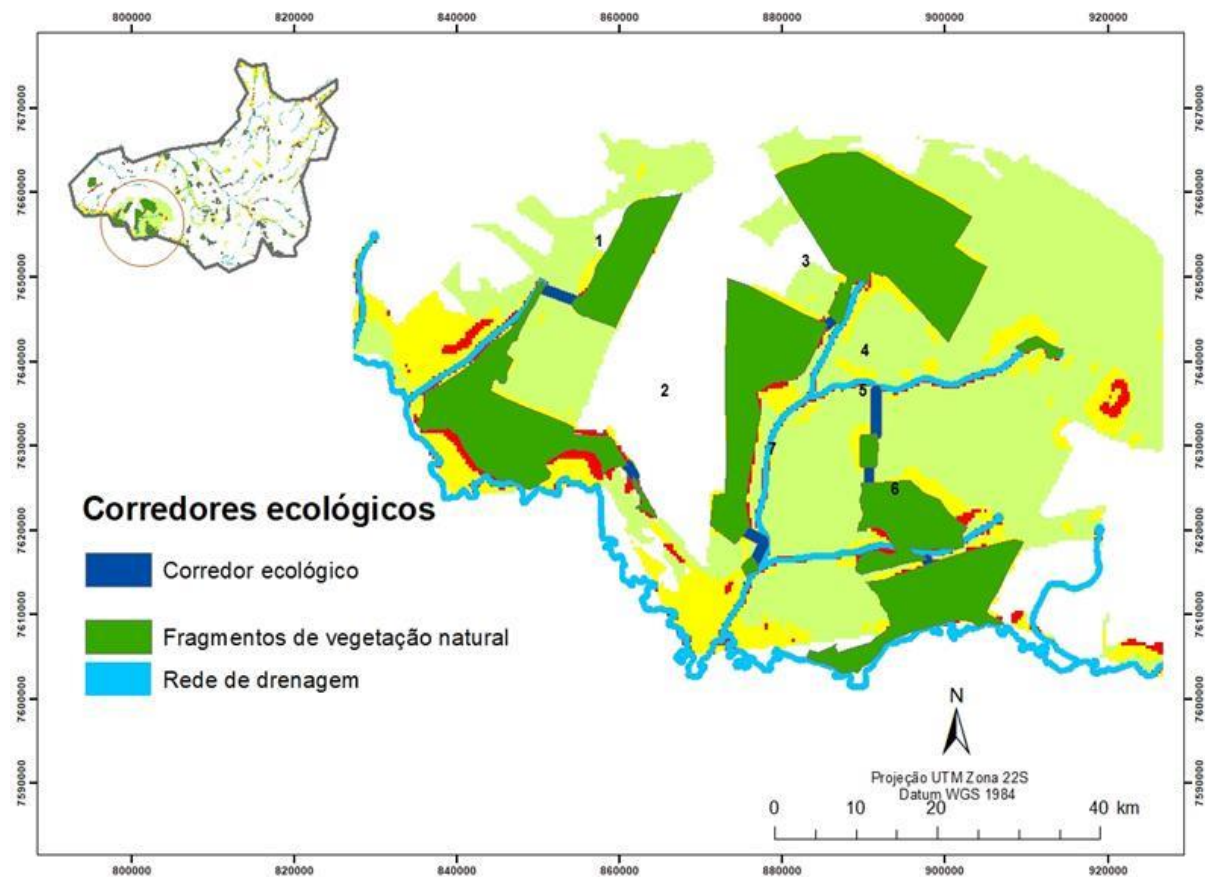


Figura 8. Mapeamento dos corredores ecológicos na porção sudoeste do município de Sertãozinho – SP.

Tabela 8. Largura e comprimento dos corredores ecológicos na porção sudoeste no município de Sertãozinho – SP.

Corredores	Comprimento (m)	Largura (m)	Área (ha)
1	324,17	32,42	4,03
2	132,10	13,21	2,10
3	83,36	8,34	1,62
4	414,55	41,46	4,93
5	148,23	14,82	2,27
6	45,77	4,58	1,24
7	398,98	39,9	4,76
Total	1547,15	154,72	20,94

A Lei 6.938 de 31 de agosto de 1981 dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente propondo que, preservar e restaurar as áreas prioritárias relativas à qualidade e ao equilíbrio ecológico é interesse não só de todas as escalas governamentais; mas também dos proprietários rurais e munícipes. Essa ação gera benefícios não só a flora e a fauna pelo fluxo gênico, mas à humanidade, por ser responsável pelo aumento do fluxo e purificação da água, proteção do solo e controle biológico de pragas na agricultura (BRANCALION et al. 2016; FORMAN, 1983; RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003). Nessas áreas também é possível implantar sistemas de produção mais sustentáveis, como o sistema agroflorestal, a produção de frutíferas e os sistemas agroecológicos.

Uma forma de compensar o custo do proprietário rural seria um eventual acordo voluntário entre pelo menos um “vendedor” (provedor) e um “comprador” (beneficiário) de um serviço ambiental claramente definido, ou de um tipo de uso do solo que, presumidamente, assegure tal serviço sob a condição (condicionalidade) de garantia de provimento do mesmo por parte do provedor (WUNDER, 2005).

O pagamento por serviço ambiental pode ser oportunamente incluso no sistema econômico real neste momento de crise econômica como sugerido na revista Nature: “destruir muitos ecossistemas para benefício econômico a curto prazo é como matar a vaca para se ter sua carne, quando se poderia deixar de passar fome tomando o seu leite nos próximos anos. Agora não é o momento de abater a vaca” (NATURE, 2009).

A observação da paisagem, portanto, permite o desenvolvimento de um modelo teórico com aplicações práticas o que aumenta a chance de ações conservacionistas que podem ser adotadas por um município a fim de atingir o equilíbrio entre o desenvolvimento socioeconômico e o meio ambiente. Santos et al. (2016) corroboram com esta reflexão sugerindo áreas estratégicas para otimização e implantação de corredores ecológicos no município da Paraíba do Sul. Desse modo é importante ressaltar que, assim como a proposta de Ferraz e Vettorazzi (2003), a identificação dessas áreas a serem recuperadas oferece uma alternativa para decisões complexas, envolvendo diferentes critérios, e que a seleção destes, bem como a definição dos custos, varia de acordo com as particularidades de cada área.

A recuperação ecológica aumentando a vegetação natural do município é fundamental para a sustentabilidade do ambiente. Portanto, neste cenário, o presente trabalho serve como instrumento participativo do Plano Diretor de Sertãozinho a fim de direcionar e aprimorar o planejamento, a gestão e a fiscalização ambiental do município. A conservação e a recuperação das áreas indicadas ao aumento da cobertura de vegetação e as áreas indicadas à formação dos corredores ecológicos podem acarretar melhorias significativas nas condições ambientais, principalmente na conservação do solo e da água proveniente do Aquífero Guarani.

5. CONCLUSÕES

A superfície territorial do município de Sertãozinho - SP apresenta uma paisagem de vegetação natural muito fragmentada, com baixa cobertura florestal distribuída em pequenas manchas espalhadas na paisagem.

A análise da superfície de cobertura vegetal pôde ser realizada com precisão e eficiência pela ferramenta de sistema de informação geográfica - SIG.

As técnicas e os programas de SIG se mostraram eficientes para diferenciar áreas e elencar as indicadas a recuperação ecológica (áreas de amortecimento) e a implantação de corredores ecológicos.

Os dados obtidos são subsídios de políticas públicas para a recuperação, a preservação e a valoração dos recursos naturais.

6. REFERÊNCIAS

ALMEIDA, A.; BATISTA, J. L.; DAMASCENA, L. S.; FRANCA ROCHA, W. J. S.. Análise sobre a fragmentação dos remanescentes de Mata Atlântica na APA do Pratigi para identificar as áreas com maiores potenciais para a construção de corredores ecológicos baseados no método AHP. **Agirás**, v. 2, n. 3, 2010.

ALONSO, A. C. **Delineamento e avaliação de corredores lineares multi-habitat: estudo de caso com bugio-ruivo (*Alouatta clamitans*) em mosaico urbano-rural**. 2010. 66 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2010.

ANDRADE, L. S. A. SILVA, E. N.; RIBEIRO, G, A. PARO, S. P. PAULA, M O. Avaliação de fragmentos florestais em uma região do quadrilátero ferrífero: municípios de mariana e ouro preto. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer, Goiânia, v. 8, n. 14, p. 1051, 2012.

APOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; GUILHERME, F. A. G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 2, p. 347-360, 2005.

ARAÚJO, S. M. V. G. **As áreas de preservação permanente e a questão urbana**. Biblioteca Digital da Câmara dos Deputados. Centro de Documentação e Informação. Coordenação de Biblioteca. Agosto, 2002.

BARSZCZ, L. B.; GASPARI JR., R. L.; GASPARI, A. F.; FREITAS, S. R. Uso de passagem de fauna na rodovia SP- 322 por mamíferos de médio e grande porte. **Road Ecology Brazil**, p. 87-100, 2011.

BARRANTES, G.; GÁMEZ, L. The payments for water services program of Heredia's public service utility. **In:** G. Platais and S. Pagiola (eds.), *Ecomarkets: Costa Rica's Experience with Payments for Environmental Services*. Washington: World Bank. 2013.

BENNET, O. F. **Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation**. Gland, Switzerland/Cambridge, UK, IUCN. 254f., 1999.

BRANCALION, P. H. S., GARCIA, L. C., LOYOLA, R., RODRIGUES, R. R., PILLAR, V. D., LEWINSOHN, T. M. Análise crítica da lei de proteção da vegetação nativa (2012), que substitui o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. **Nat. Conserv.**, v.14, p.1-15, 2016.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 9 de 24 de outubro de 1996. Define “corredor de vegetação entre remanescentes” como área de trânsito para a fauna. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, de 07 de novembro de 1996.

BRASIL. Lei Federal nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Código Florestal Brasileiro. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, de 28 de maio de 2012.

BRASIL. Lei 6.938 de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, de 09 de junho de 1981.

BRASIL, Lei Federal 9.985 de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, de 18 de julho de 2000.

BRASIL. Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, de 8 de janeiro de 1997.

BRASIL. Projeto de Lei 792/2007. Dispõe sobre a definição de serviços ambientais e dá outras providências.

BRASIL. Projeto de Lei 312/15. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais e dá outras providências.

BURROUGH, P. A. Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment. Nova York: Universidade de Oxford. **Resumos...** Londres 1986.

CÂMARA, G.; DAVIS, C. Apresentação. **In:** CÂMARA, G.; Davis, C.; Monteiro, A. M. V; Paiva, J. A.; D'Alge, J. C. L. (Orgs.). Geoprocessamento: teoria e aplicações. São José dos Campos: INPE.2000, p. 1-5. **Anais.....** Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/cap1-introducao.pdf>>. Acesso em: 14 de setembro de 2016.

CAMHI, A.; S. PAGIOLA, "Payment for Environmental Services mechanisms in Latin America and the Caribbean: A compendium." **In.:** Washington: World Bank. 2009.

CASSANO, C. R.; BARLOW, J.; PARDINI, R. Large Mammals in an Agroforestry Mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 44, p. 818-825, 2012.

CHATURVEDI, M. D. Measurements of Forest crops. London: Oxford University Press. **Resumos...** Londres, 1926, p. 142.

COMITÊ DE BACIAS HIDROGRÁFICAS - CBH Grande. Disponível em: <http://www.grande.cbh.gov.br/>. Acesso em: 11 de outubro de 2016.

CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. Connectivity conservation. Cambridge University Press. **Resumos...** Cambridge, 2006, p. 730.

ECHAVARRÍA, M.. Financing watershed conservation: The FONAG water fund in Quito, Ecuador. **In:** S. Pagiola, J. Bishop, and N. Landell-Mills (eds.), Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and Development. Londres: Earthscan. 2002.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Súmula da **10ª Reunião Técnica de Levantamento de Solos**. Rio de Janeiro: 1979. p. 83.

ETTO, T. L.; LONGO, R. G.; ARRUDA, D. R.; INVENIONI, R. Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na bacia hidrográfica do ribeirão das pedras - Campinas-SP. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.37, n.6, p.1063-1071, 2013.

FERRARI, J. L.; SILVA, S.F.; SANTOS, A. R.; GARCIA, R. F. Corredores ecológicos potenciais na sub-bacia hidrográfica do córrego Horizonte, Alegre-ES, indicados por meio de SIG. **Rev. Bras. Ciênc. Agrár. Recife**, v.7, n.1, p.133-141, 2012.

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

FERREIRA, M. P.; ALVES, D. S.; SHIMABUKURO, Y. E. Forest dynamics and land-use transition in the Brazilian Atlantic forest: the casa of sugar cane expansion. **Reg. Environ. Change**, v. 15, p. 365-377, 2015.

FILHO, E. A.; CAMPOS, W. W.; FURLAN, S. A. Ecologia da paisagem e a conservação de florestas tropicais. **Revista Okara**, Geografia em debate, v. 9, n. 2, p. 195 – 215, 2015.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 265 – 280, 2007.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO. **Global Forest Resources Assessment 2015: How Are the World's Forests Changing?** Food and Agriculture Organization of the United Nations and European Commission Joint Research Centre, Rome, 2016.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO. **Land evaluation: towards a revised framework.** (Land and Water Discussion Paper, n. 6), Rome, 2007.

FORMAN, R.T.T. Corridors in a landscape: their ecological structure and function. **Ekológia (CSSR)**, v.2, n.4, p.375-387, 1983.

FORMAN, M.; GODRON, M. Landscape ecology. New York: Wiley. **Resumos...** Nova Iorque, 1986, p. 619.

FRANCISCO, C. E. S. **Área de preservação permanente na bacia do ribeirão das anhumas: estabelecimento de prioridade para recuperação por meio de análise multicriterial.** 2006. Tese (Mestrado) – Instituto Agronômico, Campinas, 2006.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica**: Período 2012-2013. Relatório técnico. São Paulo: 2014. [acesso em nov. de 2016]. Disponível em:

<http://www.sosma.org.br/wpcontent/uploads/2014/05/atlas_2022013_Relatório_tecnico_20141.pdf>. Acesso em: 8 de março de 2016.

GREGGIO, T. C.; PISSARÁ, T.; CRISTINA, T.; RODRIGUES, M.; Avaliação dos fragmentos florestais do município de Jaboticabal-SP. **Revista Árvore**, v. 33, n. 1, p. 117-124, 2009.

HERNANDO, A.; VELÁZQUEZ, J.; VALBUENA, R.; LEGRAND, M.; GÁRCIA-ABRIL, A. Influence of the resolution of forest cover maps in evaluating fragmentation and connectivity to assess habitat conservation status. **Ecological Indicators**, v. 79, p. 295-302, 2017.

HERRADOR, D.; DIMAS, L.A.; MÉNDEZ, V.E. Pago por servicios ambientales en El Salvador: Oportunidades y riesgos para pequeños agricultores y comunidades rurales. San Salvador: Fundación PRISMA. **Resumos...** São Salvador 2002.

HILTY, J. A.; LIDICKER, W. Z. JR.; MERENLENDER, A. M. **Corridor ecology – The science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation**. Ed. Island Press. Washington, EUA, p. 323. 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo Populacional. 2010**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: acesso em nov. de 2015.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. TerraClass, Projeto TerraClas **Cerrado, Mapeamento do Uso e Cobertura Vegetal do Cerrado 2013**. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/tccerrado/>>. Acesso em: 22 de setembro de 2015.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. Topodata. **Banco de dados geomorfométricos do Brasil**. Disponível em: <<http://mtcm18.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtcm18@80/2008/07.11.19.24/doc/publicacao.pdf>>. Acesso em: 4 de fevereiro de 2016.

JONGMAN, R. H. G. Ecological Networks are an Issue for all of us. **Journal of Landscape Ecology**, v. 1, n. 1, p. 7 – 13, 2008.

JORGE, N. L.; AMARAL, D. F.; NETO, A. A. L.; TREVISAN, D. P.; MOSCHINI, L. E.; CASSIANO, A. M. Identificação de áreas prioritárias para a conservação e recuperação do município de Santa Lúcia – SP. **Revista Brasileira de Geografia Física** v. 10, n. 01, p. 332 – 346. 2017.

KAPO, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v.2, n.5, p.173-185, 1989.

LEITE, J.R. **Corredores ecológicos na reserva da biosfera do cinturão verde de São Paulo: Possibilidades e Conflitos**. 2012. Tese (Doutorado) - Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

LE HOUÉROU, H. N. Man-made deserts: Desertization processes and threats. **Arid Land Research Management**, 16, 1-36. 2002.

BOFF, L. A água no mundo e sua escassez no Brasil. Disponível em: <<https://leonardoboff.wordpress.com/2015/02/02/a-agua-no-mundo-e-sua-escassez-no-brasil/>>. Acesso em: 15 novembro 2017.

LIKENS, G. E. The ecosystem approach: its use and abuse. Excellence in Ecology. **Ecology Institute**, Oldendorf/Luhe, Germany, v. 3, P. 167, 1992.

LIMA-RIBEIRO, M. S. Efeito de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.22, p.535-545, 2008.

LIU, Y. L.; FENG, Y. H.; ZHAO, Z; ZHANG, Q. W.; SU, S. L. Socioeconomic drivers of forest loss and fragmentation: a comparison between different land use planning schemes and place implications. **Land Use Policy** v. 54, p. 58-68, 2016.

LOURENZANI, W. L., CALDAS, M. M. Land use change from the sugar cane expansion in the western region of São Paulo, Brazil. **Ciênc. Rural**, v. 44, n.11, p. 1980-1987, 2014.

LOUZADA, F. L. R. O; SANTOS, A. L.; SILVA, A. G. Delimitação de corredores ecológicos no ArcGis 9.3. 2010. Disponível em: <<http://www.mundogeomatica.com.br/DelimitacaoCorredoresEcologicosArcGIS93.htm>>. Acesso em: 22 de setembro de 2015.

LOVEJOY, T. E. et al. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M.E., Ed. **Conservation biology**. Sunderland: Sinauer Press, p.257-285, 1986.

MAGUIRRE, D. J. et al. Geographical Informations Systems: principals and aplications. Londres: Longman. **Resumos...** Londres, 1991.

MEJÍA, M.A.; BARRANTES, G. Experiencia de pago por servicios ambientales de la Junta Administradora de Agua Potable y Disposición de Excretas (JAPOE) de Jesús de Otoro, Intibucá, Honduras. In.: **Investing in Water for a Green EconomyTegucigalpa**: services, infrastructure, polices and management. PASOLAC. 2003.

MENDONÇA, F. A. **Geografia Física: ciência humana?**. 8. ed. Contexto, São Paulo. 2011.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília, 2012.

MILARÉ, E. Direito do Ambiente. São Paulo: Editora **Revista dos Tribunais**. 9ª ed., p. 916, 2014.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT - MEA. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Washington, D.C.: Island Press. **Resumos...** Washington, 2003.

MORAES, M. C. P, MELLO, K., TOPPA, R. H. Protected areas and agricultural expansion: biodiversity conservation versus economic growth in the Southeast of Brazil. **Journal of Environmental Management** v. 188, p. 73-84, 2017.

NATURE (editorial). Natural value: the economic downturn might be the best time to include ecosystem services in the real economy. **Nature**, v. 257, p. 764, 2009.

NOSS, R. F. Protecting natural areas in fragmented landscapes. **Natural Areas Journal**, v. 7, p. 2-13, 1987.

OBANDO ESPINOZA, M. Evolución de la experiencia de los PSA hídricos en Nicaragua: El caso de la micro cuenca Paso de los Caballos, Municipio de San Pedro del Norte, Chinandega. In.: **Investing in Water for a Green EconomyTegucigalpa**: services, infrastructure, policies and management. Serie Técnica No.2/2007. Tegucigalpa: PASOLAC. 2007.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de ecologia**. 2006.

OLIVEIRA, L. M. T.; SILVA, E.; BRITES, R. S.; SOUZA, A. L. Utilização de um SIG para diagnóstico ambiental de fragmentos ambientais, em nível de paisagem. **Anais...** IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Santos. p. 647-669, 1998.

OLIVEIRA, M. L. R.; SOARES, C. P. B.; SOUZA, A. L.; LEITE, H. G. Equações de volume de povoamento para fragmentos florestais naturais do município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v.29, n.2, p.213-225, 2005.

OLIVEIRA, P.S.; MOREIRA, A. A.; NERY, C. V. M.; MELO, A. A. M. Microcorredores ecológicos no entorno do Parque Estadual da Lapa Grande. **Caminhos de Geografia**, v. 16, n. 53, p.189-200, 2015.

PAGIOLA, S.; VON GLEHN, H. C.; TAFFARELLO, D. Experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil. **Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo**, 336 f., 2013.

PELUZIO, T. M. O.; SANTOS, A. R.; FIEDLER, N. C. Mapeamento de Áreas de Preservação Permanente no ArcGIS 9.3. 2010. Disponível em: <http://www.mundogeomatica.com.br/Livros/Livro_Mapeamento_APPS_ArcGIS93/Livro_Mapeamento_APPS_ArcGIS93.pdf>. Acesso em: 22 de setembro de 2015.

PEREIRA, V. H. C.; CESTARO, L. A. Corredores ecológicos no Brasil: avaliação sobre os principais critérios utilizados para definição de áreas potenciais. **Caminhos de Geografia** Uberlândia v. 17, n. 58, p. 16–33, 2016.

PISSARRA, T.C.T.; MARCUSSI, A. B.; LEÃO, D. R.; GALBIATTI, J.A.; BORGES, M. J.; CAMPOS, S. Environmental adaptation of the source of the subbasin of Rico Stream, Monte Alto, SP, Brazil. **Revista Engenharia Agrícola**, v. 33, n.2, p. 303-311, 2013.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SERTÃOZINHO. Disponível em: <<http://www.sertaozinho.sp.gov.br/conteudo/historia-do-municipio#.WJCYSxsK00>>. Acesso em: 20 de janeiro de 2017.

RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA. 2003.

RODRIGUES, M. F.; PISSARRA, T. C. T.; COSTA, R. C. A.; CAMPOS, S. Compartimentalização da bacia hidrográfica do Córrego Rico para planejamento ambiental. In: Workshop internacional sobre planejamento e desenvolvimento sustentável em bacias hidrográficas. **Anais...** Presidente Prudente, São Paulo. p. 206-215, 2013.

RUSCHEL, R. S. **Serviços ecossistêmicos urbanos: fixação de carbono nas áreas de preservação permanente de Campinas – SP**. 2016. Tese (Mestrado em Sistema de Infraestrutura Urbana) – Pontifícia Universidade Católica de Campinas – PUC, 2016.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of Mathematical Psychology**, v. 15, n. 3, p. 234-281, 1977.

SANTOS, J. F. C.; MENDONÇA, B.A. F.; ARAÚJO, E. J. G.; DELGADO, R. C.; GLERIANI, J. M. Potential areas for the formation of ecological corridors between remnants of Atlantic Forest. **Revista Árvore**, Viçosa - MG, v. 40, n. 5, p. 803 – 813, 2016.

SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA, ESGOTO E MEIO AMBIENTE DE SERTÃOZINHO – SAEMAS. Disponível em: <http://www.saemas.com.br/>. Acesso em: 06 de julho de 2017.

SILVA, F. G., CARNEIRO, C. D. R. Geotecnologias como recurso didático no ensino de geografia: experiência com o Google Earth. **Caminhos de Geografia**. Uberlândia, v. 13, n. 41, p. 329-342, mar/ 2012.

SILVA, M. S. F., SOUZA, R. M. Padrões Espaciais de Fragmentação Florestal na Flona do Ibura, Sergipe. **Mercator** 13, 121-137, 2014.

SILVA, J. R. C.; ARAÚJO, C.S.; SOUZA, I. G.; FONTES, M. C. Estudo dos impactos ambientais em microbacia ocasionado pelas obras de construção do Conjunto João Paulo II na zona norte de Manaus – AM. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.10, n.01, p. 150-159, 2017.

SOUTHGATE, D.; WUNDER, S. Paying for watershed services in Latin America: A review of current initiatives. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 28(3-5), p.497-524, 2009.

STRASSBURG, B. B. N; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R. Moment of truth for the Cerrado hotspot. 1 (0099), **Nature Ecology & Evolution**, 2017. DOI: 10.1038/s41559-017-0099.

TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M. & DIAS, A. S. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia** 57(1): 47-60. 1997.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Recursos hídricos no século 21. **Oficina de Textos**, (no prelo), 2010.

TURNER, I.M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of evidence. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, p. 200-209, 1996.

UMEDA, C. Y. L.; SANTOS, T. H. L.; LASTORIA, G.; OLIVEIRA, A. P. G.; COUTINHO, H. L. C.; PARANHOS FILHO, A. C. Uso de sensoriamento remoto na identificação de corredores ecológicos: um estudo de caso da Bacia Hidrográfica do Rio Formoso, Bonito, MS. **Eng. Sanit Ambient**, v. 20, n. 4, out/dez, 2015.

VALLE JUNIOR, R. F.; SANTOS, E.C. DOS.; FERREIRA, A. F; CHAVES, L.H; ABDALA,V.L. Diagnóstico das Áreas de Preservação Permanente na microbacia hidrográfica do córrego Lanoso, Uberaba - MG, utilizando Sistema de Informação Geográfica – SIG. **Global Science and Technology**, v. 03, n. 03, p.40 – 49, 2010.

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

VOGT, P., FERRARI, J. R., LOOKINGBILL, T. R., GARDNER, R. H., OSTAPOWICZ, K. Mapping functional connectivity. **Ecol. Indic.** v.9, p. 64-71, 2009.

WUNDER, S. **Payments for environmental services: some nuts and bolts.** Center for International Forestry Research (CIFOR), Occasional Paper n. 42, 2005.

WUNDER, S.; ALBÁN, M.. Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p.685-698, 2008.

ZUDEIMA, P. A.; SAYER, J. A.; DIJKMAN, W. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. **Environmental Conservation**, v.23, n.3, p.290-297, 1996.