



Análise da paisagem urbana visando a implantação de corredor ecológico entre os dois maiores fragmentos florestais do município de Campinas (São Paulo, Brasil): a Mata de Santa Genebra e a Mata Ribeirão Cachoeira

Urban landscape planning aimed at implementing an ecological corridor among the two largest forest remnants in the municipality of Campinas Mata de Santa Genebra and Mata Ribeirão Cachoeira

Sabrina Kelly Batista Martins* ; Marcos Roberto Martines ; Rogério Hartung Toppa

Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, SP, Brasil.

E-mail: mmartines@ufscar.br (MM); toppa@ufscar.br (RT).

*Email para correspondência: sabrinakelbm@gmail.com

Recebido (Received): 26/09/2023

Aceito (Accepted): 16/11/2024

Resumo: As florestas do bioma Mata Atlântica estão cada vez mais raras devido a diversos fatores que levam à degradação das áreas florestais, como a expansão descontrolada das áreas urbanas, o aumento das atividades agrícolas e industriais, o corte ilegal de madeira, o tráfico de animais e a introdução de espécies exóticas. Uma estratégia eficaz para mitigar os efeitos da fragmentação é aumentar a conectividade da paisagem por meio de ações de recuperação, facilitando o fluxo de organismos entre os fragmentos remanescentes. Neste contexto, a presente pesquisa tem como objetivo realizar uma análise da paisagem para subsidiar a identificação do melhor trajeto para a implantação de um Corredor Ecológico que conecte os dois maiores fragmentos florestais do município de Campinas: a Mata de Santa Genebra e a Mata Ribeirão Cachoeira. A metodologia incluiu o mapeamento da cobertura e do uso da terra, a definição da *Puma concolor* (onça-parda), espécie ameaçada de extinção, como espécie-alvo, e a análise de métricas de conectividade e resistência da paisagem. Além disso, foram utilizados caminhos de menor custo para traçar o corredor. A proposta resultou na definição de um corredor com 100 metros de largura, abrangendo uma área de 248,86 hectares. A validação do corredor foi realizada por meio de armadilhas fotográficas instaladas em seis pontos estratégicos, onde foi registrada a *Puma concolor*, espécie alvo da pesquisa. Este corredor ecológico tem potencial para melhorar significativamente a conectividade da paisagem, permitindo a circulação de organismos entre áreas naturais fragmentadas e desempenhando um papel crucial na preservação da biodiversidade local, além de contribuir para o planejamento urbano de Campinas.

Palavras-chave: Corredores ecológicos; *Puma concolor*; Planejamento da paisagem.

Abstract: The forests of the Atlantic Forest biome are becoming increasingly rare due to various factors that lead to the degradation of forest areas, such as uncontrolled urban expansion, the intensification of agricultural and industrial activities, illegal logging, wildlife trafficking, and the introduction of exotic species. An effective strategy to mitigate the effects of fragmentation is to enhance landscape connectivity through restoration actions, facilitating the movement of organisms between remaining fragments. In this context, the present research aims to plan the landscape to support the implementation of an ecological corridor connecting the two largest forest fragments in the municipality of Campinas: the Mata de Santa Genebra and the Mata do Ribeirão Cachoeira. The methodology included land cover mapping, the definition of *Puma concolor* (cougar), a threatened species, as the target species, and the analysis of landscape connectivity and resistance metrics. In addition, least-cost paths were used to define the corridor. The proposal resulted in a corridor with a width of 100 meters, covering an area of 248.86 hectares. The corridor was validated through camera traps installed at six strategic points, where *Puma concolor*, the target species of this research, was recorded. This ecological corridor has the potential to significantly improve landscape connectivity, allowing the movement of organisms between fragmented natural areas and playing a crucial role in local biodiversity conservation, as well as contributing to the urban planning of Campinas.

Keywords: Ecological corridor, *Puma concolor*, Landscape planning.

1. Introdução

As florestas tropicais do bioma Mata Atlântica são cada vez mais raras devido a diversos fatores associados às ações antrópicas, como a expansão descontrolada das áreas urbanas, a intensificação das atividades agrícolas e industriais, o corte ilegal de madeira, o tráfico de animais e a introdução de espécies exóticas (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005; JOLY *et al.* 2014). Essas pressões não apenas comprometem a conservação da biodiversidade, mas também afetam os serviços ecossistêmicos, aumentando os riscos de extinção local e global de espécies e ecossistemas (SOULÉ, 1986; TURNER, 1996; ASSIS, 2019).

Atualmente, grande parte do bioma Mata Atlântica é composta por pequenos fragmentos de vegetação imersos em uma matriz de áreas degradadas, pastagens, agricultura, silvicultura e urbanização (JOLY *et al.* 2014). Segundo Mendonça e Anjos (2005), o processo de urbanização tem modificado não apenas a estrutura física dos habitats, mas também sua composição biótica, impactando a biodiversidade local. Neste cenário, o ambiente urbano é o produto da interação entre fatores ambientais, biológicos e socioeconômicos, com predominância das infraestruturas antrópicas sobre o ambiente físico, o que causa alterações significativas na qualidade de vida dos organismos que habitam essas áreas (LOMBARDO, 1990).

Neste contexto, o município de Campinas, no Estado de São Paulo, exemplifica essa problemática de transformações e impactos. De acordo com o Inventário Florestal do Estado de São Paulo (2020), restam apenas 11.435 ha de vegetação nativa no município (14,4% da área total). Dados do Plano Municipal do Verde de Campinas (CAMPINAS, 2016) destacam que 95% dos fragmentos de vegetação possuem áreas inferiores a 10 ha, correspondendo a 46% da cobertura florestal do município. Os fragmentos entre 10 e 20 ha correspondem a 3,8% da vegetação natural, enquanto apenas 1% é composta por fragmentos de 20 a 30 ha. Apenas dois fragmentos no município possuem áreas superiores a 200 hectares: a Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Mata de Santa Genebra, classificada como fragmento florestal urbano, e a Mata Ribeirão Cachoeira (CAMPINAS, 2016).

Esse processo de fragmentação e o isolamento das paisagens são consequências de diversos fatores, como o crescimento populacional, a construção de rodovias e a expansão das atividades econômicas nos setores agropecuário, industrial e de serviços, frequentemente realizadas sem um planejamento adequado (LEAL *et al.* 2019; PRATES *et al.* 2011). Uma das estratégias de mitigação dos efeitos da fragmentação, com a finalidade de promover a conservação dos processos ecológicos, é aumentar a conectividade da paisagem por meio da elaboração de corredores ecológicos e ações de recuperação para potencializar o fluxo de organismos entre as áreas naturais fragmentadas (TAMBOSI *et al.* 2013). Segundo Ricklefs (2011), os corredores ecológicos são faixas estreitas de habitat que facilitam o movimento das espécies entre os fragmentos florestais, aumentando o fluxo de genes e a diversidade genética nas populações.

Para Taylor *et al.* (1993), há dois tipos principais de conectividade: a conectividade estrutural, que descreve as relações físicas entre os fragmentos, e a conectividade funcional, que se refere às respostas comportamentais dos organismos em relação à paisagem, levando em consideração suas diferentes capacidades de dispersão (HERRMANN, 2008). Esses aspectos são fundamentais para a conservação, especialmente em áreas fragmentadas (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007).

Dentro desta perspectiva, o Plano Municipal do Verde de Campinas (CAMPINAS, 2016) visa promover a conectividade e manter o equilíbrio dinâmico dos ecossistemas, por meio de subprogramas para a implantação de corredores ecológicos e entre as áreas prioritárias para essas ações estão a ARIE Mata de Santa Genebra e a Mata Ribeirão Cachoeira. Assim, essa pesquisa tem como objetivo realizar uma análise da paisagem para subsidiar a identificação do melhor trajeto para a implantação de um Corredor Ecológico, conectando esses dois maiores fragmentos florestais do município de Campinas.

2. Materiais e métodos

Para atingir o objetivo proposto, foram seguidas as seguintes etapas: definição da área de estudo, definição da espécie-alvo, elaboração do Mapa de Cobertura e Uso da Terra (MCUT), análise dos fragmentos florestais com base nas métricas da paisagem e de conectividade, elaboração da matriz de resistência da paisagem, delimitação do corredor ecológico e validação do corredor.

2.1. Área de estudo

A área de estudo abrange 26.257,26 ha, e correspondem as sub-bacias dos rios Atibaia, Quilombo, Anhumas, Fazenda Monte D'Este, Ribeirão das Pedras, Tanquinho, Ribeirão Cachoeira, Três Pontes, Córrego da Onça e Boa Vista, todas localizadas no município de Campinas (CAMPINAS, 2021). Além dos

limites das sub-bacias foi definido um buffer de 500 metros nas margens do rio Atibaia, considerando a relevância das Áreas de Preservação Permanente (APP) para a conectividade da paisagem (LOUZADA *et al.* 2012). Nessa área, estão inseridos os dois maiores fragmentos florestais de Campinas: a ARIE Mata de Santa Genebra e a Mata Ribeirão Cachoeira. (**Figura 1**).

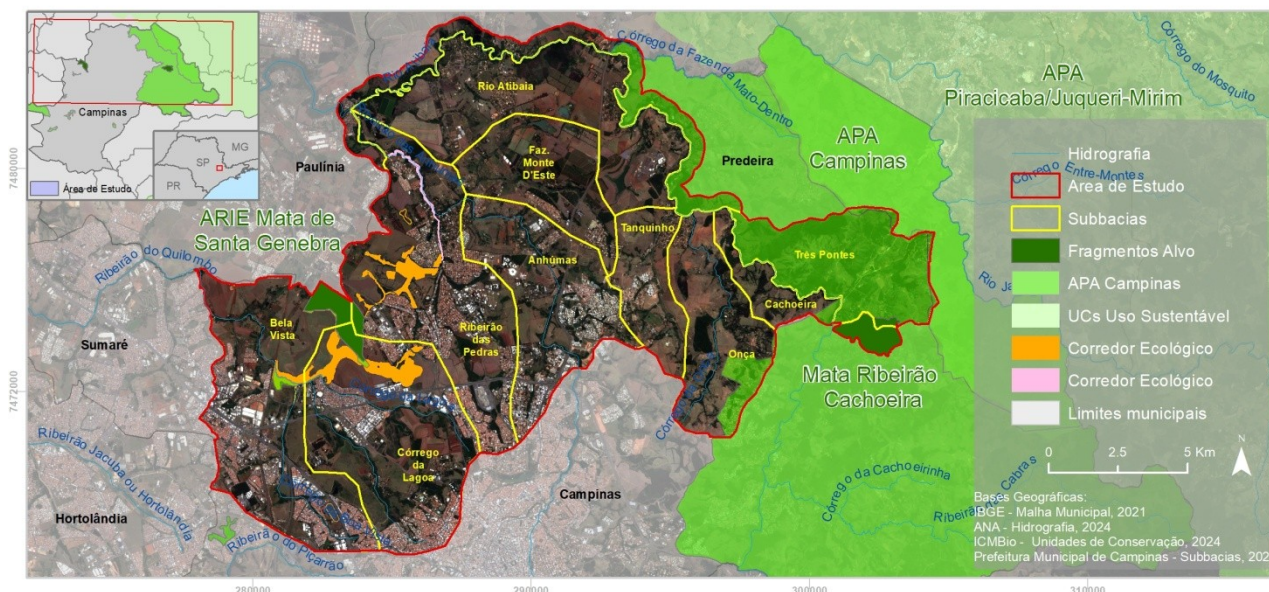


Figura 1: Áreas de interesse para o planejamento da conectividade. Os fragmentos alvo correspondem à Área de Relevante Interesse de Ecológico Mata de Santa Genebra e a Mata Ribeirão Cachoeira. Elaboração: Autores (2024).

A Mata Ribeirão Cachoeira é o segundo maior fragmento florestal de Campinas (233,7 ha) e está situada na Área de Proteção Ambiental de Campinas, abrigando nascentes, corpos d'água e espécies ameaçadas de extinção (CAMPINAS, 2016; CAMPINAS, 2018). O fragmento foi tombado pelo Conselho de Defesa do Patrimônio Cultural de Campinas (CONDEPACC), e sua conservação é de prioridade muito alta no Plano Municipal do Verde (CAMPINAS, 2016).

A ARIE Mata de Santa Genebra, criada pela Lei Municipal nº 5.118/1981 e reconhecida como unidade de conservação federal pelo Decreto nº 91.885/85, é um remanescente de Mata Atlântica que abriga mais de 660 espécies vegetais e 885 espécies animais (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1995). A Mata de Santa Genebra possui área de 251,77 ha, sendo 92% de floresta estacional semidecídua e os outros 8% em floresta paludosa (BRASIL, 2010). A gestão da área é realizada pela Fundação José Pedro de Oliveira (FJPO) e o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) (BRASIL, 2010).

2.2. Mapeamento da cobertura e uso da terra (MCUT)

O mapeamento foi realizado por meio de interpretação visual de imagens de satélite e vetorização de feições poligonais, analisando aspectos como tonalidade, cor, forma, tamanho, padrão e textura (MARCHETTI; GARCIA, 1989). Foi utilizado o mosaico de imagens de 2020 da plataforma Google Earth na escala de 1:5.000, com interpretação em 1:2.500. Isso permitiu observações detalhadas devido à escala adotada, sendo ideal para identificar objetos de pequeno porte (PANIZZA; FONSECA, 2011). Os dados de MCUT foram organizados em classes adaptadas do Manual Técnico de Uso da Terra do IBGE (2013), sendo posteriormente contabilizados em área e percentual.

2.3. Definição da espécie alvo

Para a definição da espécie alvo, foram consultados os Planos de Manejo da ARIE Mata de Santa Genebra e da APA Campinas (BRASIL, 2010; CAMPINAS, 2018), visando identificar as espécies presentes e verificar aquelas ameaçadas de extinção. A espécie escolhida foi a *Puma concolor* (onça-parda), da Ordem Carnívora e da Família Felidae, pois tem ampla distribuição no Brasil, ocorrendo em todos os biomas. Ela habita florestas úmidas e subtropicais, florestas temperadas, áreas montanhosas, pântanos e regiões áridas,

além de estar adaptada a ambientes abertos e áreas com algum grau de perturbação (BRASIL, 2018). No Estado de São Paulo a espécie encontra-se ameaçada de extinção na categoria Vulnerável (VU), de acordo com o Decreto Estadual nº 63.853/2018, tendo como principais ameaças a supressão e fragmentação de habitat devido à expansão agropecuária e urbana, à mineração, além da exploração de madeira, caça, queimadas e atropelamentos (BRASIL, 2018).

A onça-parda é uma espécie guarda-chuva, pois ela é de topo de cadeia demandando áreas extensas para sua sobrevivência (GHELIER-COSTA *et al.* 2018). Assim, a proposta de conectividade que irá atender às suas necessidades, também poderá atender outras espécies que habitam o mesmo ambiente. Como essa espécie apresenta alta capacidade de dispersão, mesmo em paisagens fragmentadas (MAGIOLI, 2013; LYRA-JORGE *et al.* 2010), o risco de atropelamento aumenta, e a proposição de um corredor de deslocamento para a espécie poderá dirimir esse risco, aumentando as chances de sobrevivência das populações locais.

2.3. Análise da paisagem

Para a definição da conectividade e das demais métricas da paisagem, foram selecionados todos os fragmentos florestais (*patches*) mapeados na fase de MCUT. As análises foram baseadas em três métricas: duas estruturais (área e área núcleo) e uma funcional (probabilidade de conectividade - dPC). De acordo com Lang e Blaschke (2009), a métrica de área é fundamental em estudos ecológicos, pois quantifica a composição da paisagem e são cruciais para entender a relação entre o tamanho dos *patches* e a biodiversidade. A métrica área núcleo refere-se a porção interna do *patch* afastada da borda, menos influenciada pelo fatores do efeito de borda, como luz, temperatura e vento, proporcionando um ambiente mais estável para espécies (FORMAN, 1986). Foi adotada a faixa de borda de 35 metros (PRIMACK; RODRIGUES, 2001; RODRIGUES, 1998).

O dPC estima a importância dos fragmentos florestais para a conectividade, levando em conta o tamanho e a proximidade dos *patches*, e mede a probabilidade de conectividade (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007). Para este índice foi utilizado o limiar de dispersão de 5.000 m para a espécie *Puma concolor* (SANTOS, 2021). Assim, com base nestas métricas, foi elaborado um índice síntese por *patch*, o que possibilitou a identificação dos *patches* prioritários para a conectividade entre as Matas de Santa Genebra e Ribeirão Cachoeira. Nesse desenvolvimento foram atribuídos pesos às métricas calculadas: 0,45 para a área total do *patch*, 0,45 para a área núcleo e 0,10 para o dPC. A interpretação do índice é que, quanto mais próximo do valor 1, mais importante o *patch* para conectividade, sendo selecionados os *patches* mais relevantes para esse fim.

2.4. Matriz de resistência da paisagem e caminho de menor custo

A matriz de resistência é uma representação espacial que atribui diferentes valores de "custo" ao movimento de organismos através da paisagem, com base nas características dos habitats (MCRAE; KAVANAGH, 2011). Esses valores de resistência refletem a facilidade ou dificuldade que uma espécie pode ter em se mover por diferentes tipos de cobertura e uso da terra. Isso é apresentado na forma de uma matriz de resistência, onde cada célula (pixel) recebe os valores de "custo" atribuídos ao movimento (RAYFIELD *et al.* 2010). Como resultado, essa matriz representa as áreas com alta resistência, representando habitats que são difíceis de atravessar, e áreas com baixa resistência que facilitam o movimento.

Para a geração da matriz de resistência foram utilizadas as classes do MCUT, e os valores de resistência da paisagem atribuídos com base em uma consulta a especialistas, via formulário *online*, considerando as características da *Puma concolor*. Foram computadas as respostas de nove especialistas e definido como parâmetro a média como valores de resistência para cada classe do MCUT avaliada. Assim, esses valores subsidiaram a elaboração da matriz de resistência, sendo esse procedimento realizado com auxílio da aplicação *Linkage Mapper* (LM). Após a criação da matriz, o LM estima os caminhos de menor custo acumulado (*Least Cost Path* – LCPs), que correspondem às rotas que minimizam o custo total de deslocamento dentro da área de estudo, considerando os fatores de resistência. Esses caminhos são representados por linhas e conectam as áreas alvos definidas (KOEN, 2014). Nesta pesquisa, a partir das áreas de interesse Mata de Santa Genebra e Mata Ribeirão Cachoeira foram gerados LCPs entre os *patches* prioritários definidos.

2.5. Definição (trajeto) do corredor ecológico

O trajeto do corredor foi definido a partir dos LCPs que conectam os maiores *patches* de interesse da área de estudo, e que estavam preferencialmente interligados pela a APP e áreas de várzeas. Esse critério foi definido em função das seguintes normatizações: Áreas de Preservação Permanente conforme a Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012; Áreas de Preservação Permanente conforme definida na Resolução SVDS nº 01, de 11 de abril de 2022; Área de Preservação Permanente referente a Lei nº 2.094, de 18 de junho de 1997.

O segundo critério considerou os corredores instituídos no município de Campinas, pelas resoluções conjuntas FJPO/SVDS nº 01/2017 e nº 01/2019 (BIBLIOTECA JURÍDICA, 2024), conforme **Figura 1**. Estes corredores interligam a Mata de Santa Genebra aos Fragmentos da Fazenda Rio das Pedras e a Mata do Quilombo, denominados como Etapas 1 e 2 do corredor ecológico do Núcleo de Conectividade Santa Genebra. Considerando que as APPs do Ribeirão das Anhumas e Rio Atibaia, localizadas no Distrito de Barão Geraldo e Sousas, apresentaram baixos valores de resistência para a espécie *Puma concolor*, e ainda dão continuidade às Etapas 1 e 2 do Corredor Ecológico do Núcleo de Conectividade Santa Genebra, optou-se por essas rotas para a elaboração de proposta de corredor.

Assim, para a definição da área de cobertura do corredor ecológico foi definido um *buffer* de 50 metros para cada lado das LCPs selecionadas, totalizando 100 metros de largura. O *buffer* está de acordo com as normas legais que instituem a largura das APPs em conformidade com as Leis vigentes. Além disso, a largura definida está de acordo com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente, nº 09, de 24 de outubro de 1996, que define em seu artigo 3º, que a largura mínima dos corredores será de 100 metros.

2.6. Validação do corredor por meio da utilização de armadilhas fotográficas

Para validar o corredor proposto e verificar as espécies que utilizam a área definida, foram instaladas armadilhas fotográficas para o registro de imagens, sendo essa uma metodologia eficaz para o inventário de mamíferos de médio e grande porte em florestas neotropicais (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2007). Ao longo do trajeto do corredor e baseado no MCUT e nas métricas de conectividade, seis armadilhas foram posicionadas, presas a árvores ou suportes de ferro a aproximadamente 45 cm ou 1,50 m do solo, visando o melhor ângulo de captura. As câmeras permaneceram instaladas entre 25/10/2022 e 13/03/2023 (**Figura 2**), funcionando continuamente por 140 dias. A cada 30 dias, eram trocadas as pilhas e cartões de memória. Configuradas para capturar vídeos de 20 segundos, com intervalo de um segundo entre acionamentos em caso de movimento contínuo, os vídeos com animais foram salvos e catalogados. As informações registradas incluíram ordem, nome popular e científico, data, hora, condição climática e nome do arquivo, sendo compiladas em uma planilha eletrônica. Registros da mesma espécie, no mesmo ponto e em intervalo inferior a uma hora, foram considerados únicos (GÓMEZ *et al.* 2005; OLIVEIRA-SANTOS *et al.* 2008).



Figura 2: Armadilhas fotográficas instaladas na área do corredor proposto. Fonte: Autores (2024).

3. Resultados e discussões

As classes dominantes da cobertura e uso da terra da área de estudo (**Figura 3**) são as Pastagens (17,89%), área Urbana Adensada (16,25%) e os fragmentos florestais (14,52%), enquanto outras classes representativas incluem Pastagem Abandonada (9,64%), Cultura Temporária (9,61%) e Urbano não

adensado (8,46%) (**Tabela 1**). Portanto as áreas de estabelecimento do corredor se caracterizam com muita variabilidade de usos e forte presença de antropização.

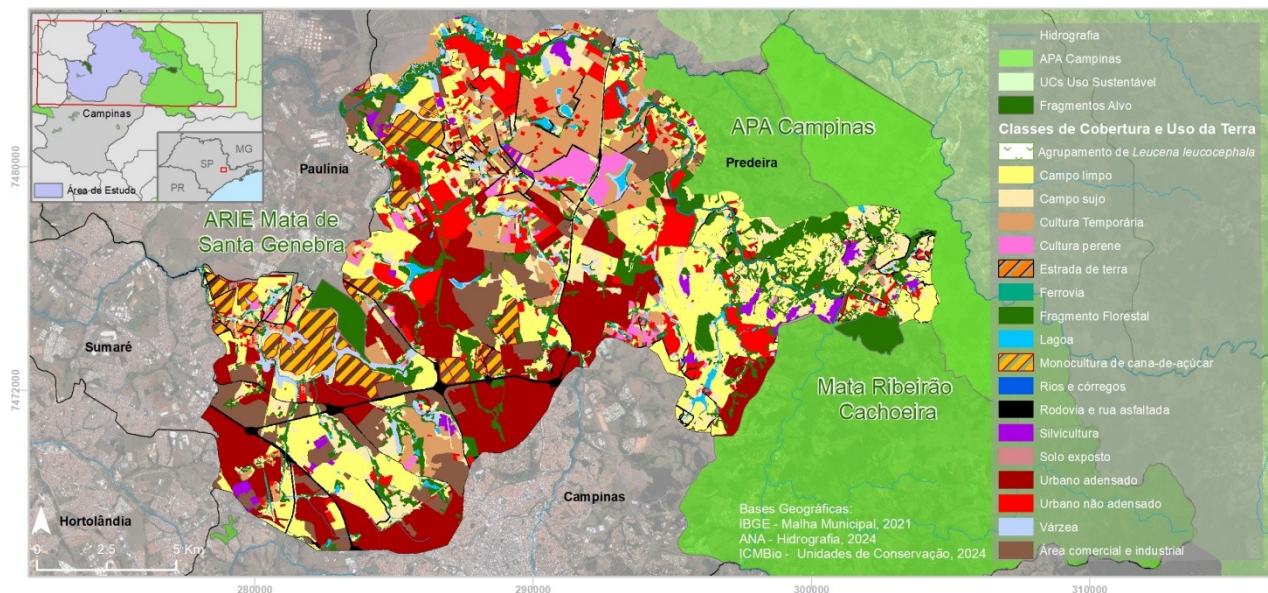


Figura 3: Classes de Cobertura e Uso da Terra da área de estudo, dados de 2020. Fonte: Autores (2024).

Tabela 1: Classes de Cobertura e Uso da Terra da área de estudo, para o ano de 2020.

CLASSE	Área (ha)	%
Agrupamento de <i>Leucena leucocephala</i>	54,54	0,21
Área comercial e industrial	2.097,85	7,99
Campo limpo	4.697,93	17,89
Campo sujo	2.531,58	9,64
Cultura perene	478,47	1,82
Cultura temporária	2.523,45	9,61
Estrada de terra	114,45	0,44
Ferrovia	27,35	0,10
Fragmento florestal	3.811,77	14,52
Lagoa	297,95	1,13
Monocultura de cana-de-açúcar	1.424,53	5,43
Rios e córregos	131,17	0,50
Rodovia e rua asfaltada	410,46	1,56
Silvicultura	385,88	1,47
Solo exposto	73,38	0,28
Urbano adensado	4.266,28	16,25
Urbano não adensado	2.222,64	8,46
Várzea	707,88	2,70
Total	26.257,56	100

Fonte: Autores (2024).

Com relação aos *patches* na área de estudo (**Tabela 2**), somam 915, ocupando 14,52% da área total e 33,33% da vegetação natural de Campinas, que possui 11.435 ha de cobertura vegetal (14,4% do território, segundo o Inventário Florestal de São Paulo, 2020). A maioria desses *patches* (87,54%) são pequenos, com até 5 ha, e três *patches* com mais de 100 ha. Esses resultados são semelhantes aos de Pirovani *et al.* (2014), que também encontraram predominância de pequenos *patches* em uma área representativa da Bacia do Rio Itapemirim, Espírito Santo. Os *patches* das classes de 11 a 50 ha (42 *patches*) representam 4,59% e 0,98% possuem de 51 a 100 ha (nove *patches*). Apenas um *patch* possui área entre as classes de tamanho de 101 a 200 ha, correspondendo a 0,11% e dois *patches* acima de 200 ha representando 0,22%. Esses resultados indicam que a área está altamente fragmentada em pequenos *patches*.

Tabela 2: Fragmentos por classe de tamanho em hectares e porcentagem, ano de 2020.

Classe (ha)	Número	%	hectares	%
0,0 - 5,0	801	87,54	1.091,95	28,64
5,1 - 10,0	60	6,56	492,95	12,93
10,1 - 50,0	42	4,59	932,18	24,46
50,1 - 100,0	9	0,98	697,77	18,31
100,1 - 200	1	0,11	115,02	3,02
> 200	2	0,22	481,9	12,64
Total	915	100	3.811,77	100

Fonte: Autores (2024).

Embora a área apresente um número significativo de *patches* pequenos, podem ser considerados importantes para o fluxo biológico, atuando como trampolins ecológicos entre *patches* maiores e aumentando a heterogeneidade da matriz (SOUZA *et al.* 2014; FORMAN; GODRON, 1986).

Com relação à área núcleo, dos 915 *patches*, 58,57% não possuem área núcleo e apenas dois tem áreas núcleo representativas, a Mata de Santa Genebra (216 ha) e a Mata Ribeirão Cachoeira (195 ha). Esses *patches* com grandes áreas núcleo desempenham um papel importante para a manutenção da biodiversidade e para garantir processos ecológicos em larga escala (ALMEIDA, 2008). Considerando a dispersão dos *patches* sem área núcleo e com área de até 50 ha (**Figura 4A**), observa-se que os *patches* com área núcleo mais significativos aparecem isolados entre os valores de 195 e 216 enquanto 36,72% têm até 1 ha, e apenas 0,11% possuem uma área núcleo de 55 ha.

Os dados indicam que o efeito de borda é predominante na área de estudo, já que a maioria dos *patches* possui pequenas áreas núcleo, o que aumenta sua vulnerabilidade ecológica. *Patches* com pequenas áreas núcleo são mais suscetíveis a influências externas e tendem a abrigar populações reduzidas de espécies (CALEGRI *et al.* 2010). Apesar disso, esses *patches* devem ser preservados e recuperados para melhorar a conectividade com *patches* maiores, promovendo a formação de corredores ecológicos e aumentando a funcionalidade da área, beneficiando diversas espécies (MARTENSEN, 2008).

Em relação aos dados de conectividade (dPC) (**Figura 4B**), observa-se que há uma baixa concentração de *patches* nos valores acima de 5. Os *patches* com menores valores de dPC aparecem mais concentrados abaixo de 1 e variando entre 0,0003 e 16,78, com média de 0,49 e mediana de 0,19. Assim, a maioria dos *patches* (91,70%) apresentou dPC abaixo de 1, enquanto 6,77% dos fragmentos tiveram valores entre 1 e 5, e apenas 1,53% registraram valores entre 5 e 16,58.

A alta quantidade de *patches* pequenos provavelmente contribuiu para os baixos valores de dPC, já que o cálculo envolve a combinação dos pares de nós e a área dos *patches* (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007). Os *patches* Mata de Santa Genebra e Mata Ribeirão Cachoeira apresentaram valores de dPC acima da média, mas ainda baixos, com 2,11 e 0,75, respectivamente. Os maiores índices de dPC (acima de 5) foram registrados em 14 fragmentos localizados nas áreas de preservação permanente do Rio Atibaia, Ribeirão Anhumas e Córrego do Guará, principalmente nos distritos de Barão Geraldo e Sousas. Esses *patches* são importantes para a conectividade da paisagem e têm potencial para a formação de corredores ecológicos.

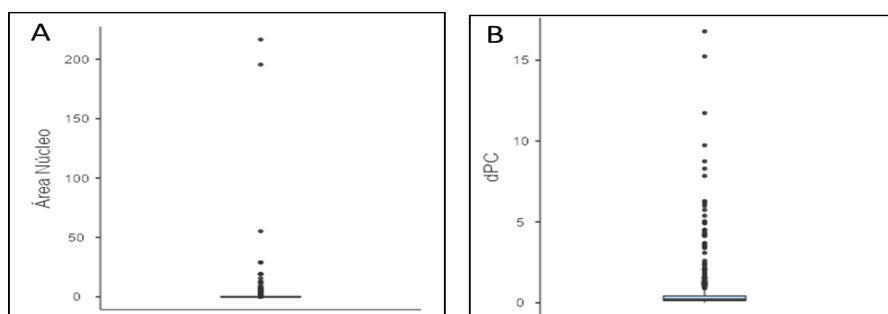


Figura 4: **A.** Área núcleo dos fragmentos florestais da área de estudo; **B.** - Índices de conectividade dPC da área de estudo. Fonte: Autores (2024).

As análises das métricas e de conectividade revelaram que os *patches* da área de estudo são predominantemente pequenos, com áreas núcleo reduzidas e baixos índices de conectividade. Esses resultados indicam que a cobertura florestal está altamente fragmentada e impactada por atividades antrópicas. De acordo com Tambosi *et al.* (2013), uma estratégia eficaz para mitigar esses efeitos é aumentar a conectividade da paisagem por meio de ações de restauração, promovendo a disponibilidade de recursos e o fluxo de organismos, além de manter os processos ecológicos.

O resultado da elaboração do índice de prioridade (área, área núcleo e dPC) é apresentado na **Figura 5**, quanto mais próximo de 1, maior a prioridade, assim, observa-se que os *patches* importantes para a conectividade são os dois fragmentos alvos da área de estudo, os fragmentos prioritários somam uma área de 1.534,63 ha, correspondendo a 42,88% dos *patches* da área de estudo.

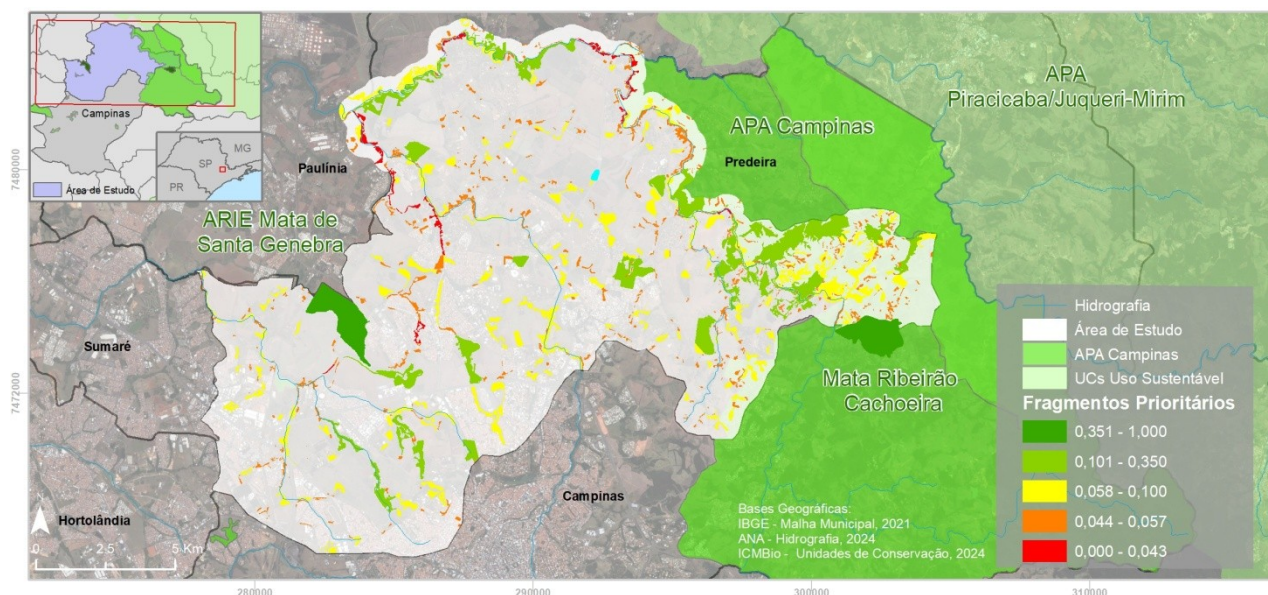


Figura 5: Fragmentos Florestais prioritários com base nos indicadores: área, área núcleo e conectividade dPC. Fonte: Autores (2024).

Os valores utilizados na matriz de resistência são apresentados na **Tabela 3**, corroborando com estes dados, Jales (2013) em um estudo realizado para modelagem de corredor ecológico por múltiplos caminhos, em paisagens heterogêneas e fragmentadas na região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais, também encontrou para a espécie onça-parda valores altos de resistência para a classe de uso urbano e valores mais baixos para as classes fragmento florestal, silvicultura, área agrícola e corpos d'água.

Tabela 3: Valores de resistência da paisagem.

Cobertura e Uso da Terra	Média
Fragmento florestal	1,33
Várzea	1,00
Pastagem	2,67
Pastagem abandonada	2,33
Monocultura de cana-de-açúcar	2,33
Cultura temporária	3,67
Cultura perene	3,00
Silvicultura	1,33
Lagoa e represa	3,67
Rios e córregos	2,33
Área comercial e industrial	7,00
Estrada de terra	1,67
Ferrovias	2,33
Rodovia e rua asfaltada	5,67
Solo exposto	4,67
Urbano adensado	7,33
Urbano não adensado	3,33
Agrupamento de <i>Leucaena leucocephala</i>	2,67

Fonte: Autores (2024).

A matriz de resistência ao movimento gerada é apresentada na **Figura 6**, com os valores mais baixos indicando menores resistências ao movimento da espécie onça-parda.

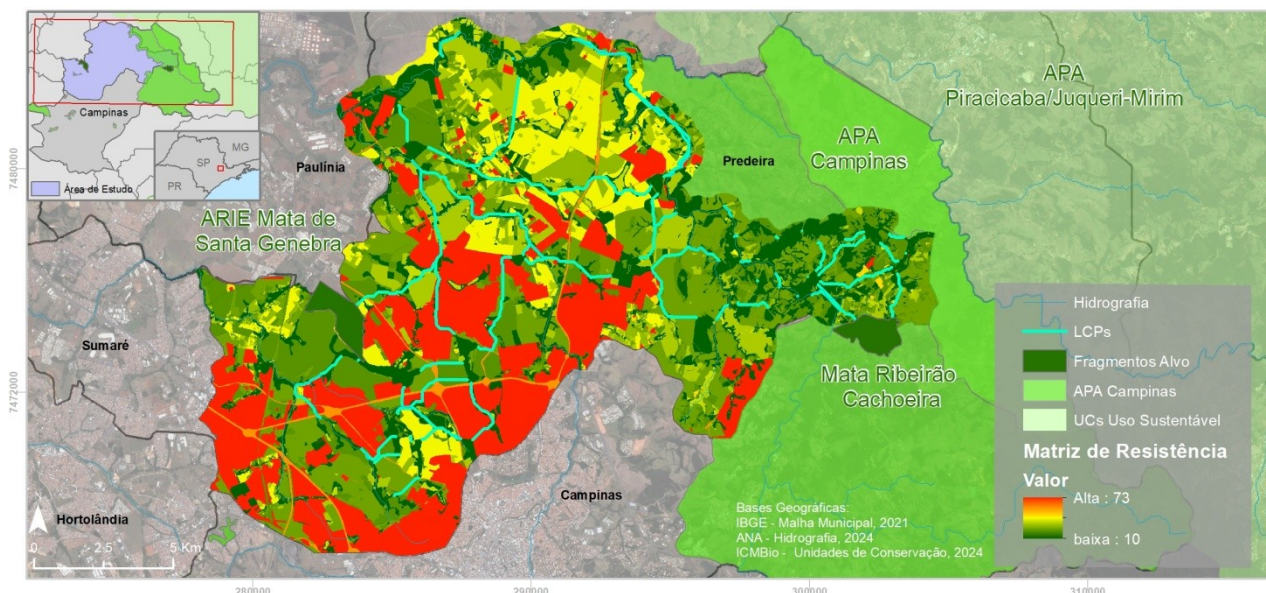


Figura 6: Matriz de Resistência com os caminhos de menor custo (LCPs). Fonte: Autores (2024).

Observa-se que a maioria das áreas em vermelho (maior resistência) encontra-se no Distrito de Barão Geraldo, próximo à região onde está localizada a Mata de Santa Genebra; essa região é onde se concentra a maior parte da área urbana, com rodovias, áreas industriais, institucionais, comerciais e residenciais. Segundo Moretti *et al.* (2008) a ocupação do espaço urbano de Barão Geraldo se utilizou de elementos estruturadores, tais como a Universidade Estadual de Campinas e o sistema viário com as Rodovias Dom Pedro I e a Professor Zeferino Vaz (Campinas-Paulínia) e a Estrada da Rhodia, responsáveis pela circulação regional e entre os bairros. A ocupação deste distrito obedeceu a uma dinâmica que preservou as áreas das grandes fazendas, destinadas ao uso agrícola, e parcelou as glebas isoladas, criando uma mancha urbana descontínua e desarticulada. Nessas fazendas os fragmentos florestais e as áreas de preservação permanente tiveram baixos valores de resistência, apresentando um potencial para formação de corredores ecológicos.

Já o trecho da APA Campinas localizado na região da Mata Ribeirão Cachoeira e as áreas de preservação permanente do Rio Atibaia apresentaram valores mais baixos de resistência. Nesses trechos ainda predominam o uso rural, com grandes fazendas, como a Fazenda Espírito Santo, Fazenda Santana D'oziris e Fazenda Santo Antônio das Mangueiras, que ainda possuem fragmentos florestais com grande importância no contexto da paisagem, podendo ser considerados como principais fontes de recursos e material genético para fragmentos menores (CAMPINAS, 2018).

Com base na Matriz de Resistência foram gerados 56 LCPs para a espécie *Puma concolor*, com variação de tamanho de 19 a 9.750 metros, conectando os *patches* prioritários. Os pequenos *patches* se mostraram importantes para a conexão da área, uma vez que alguns LCPs cruzaram esses fragmentos, que podem ser utilizados como fonte de recursos para a onça-parda (MAGIOLI, 2013).

A definição do trajeto do corredor ecológico a partir dos critérios definidos é apresentada na **Figura 7**, que corresponde a uma área de 248,86 ha, (0,96% da área de estudo). Considerando a área dos *patches* prioritários que estão conectados por este corredor, observa-se um total de 1.783,49 ha, correspondendo a 6,85% da área de estudo.

Foram identificadas ao longo da área do corredor 16 classes de cobertura e uso da terra (**Tabela 4**), sendo a classe de *patches* a mais representativa com 124,05 ha, correspondendo a 49,85% da área, seguida de rios e córregos com 27,74 ha (11,15%) e de urbano não adensado com 20,79 ha (8,35%). As classes menos representativas foram solo exposto com 0,12 ha (0,05%), seguido de silvicultura com 0,82 ha (0,33%) e estrada de terra com 0,84 ha (0,34%).

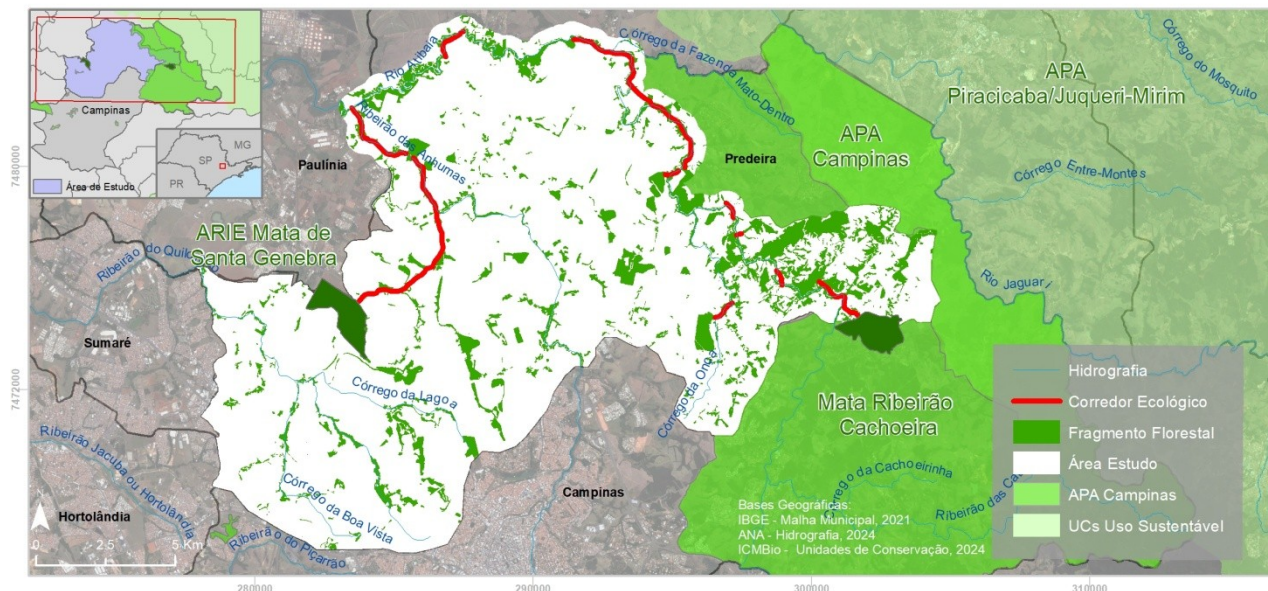


Figura 7: Proposta de corredor ecológico na área de estudo entre a Área de Relevante Interesse Ecológico Mata de Santa Genebra e Mata Ribeirão Cachoeira. Fonte: Autores (2024).

Tabela 4: Classes de cobertura e uso da terra da área do corredor proposto.

Classe de Cobertura e Uso da Terra	hectares	%
Agrupamento de <i>Leucena leucocephala</i>	3,34	1,34
Área comercial e industrial	6,73	2,70
Pastagem	13,46	5,41
Pastagem abandonada	18,83	7,57
Cultura temporária	3,92	1,57
Estrada de terra	0,84	0,34
Fragmento florestal	124,05	49,85
Lagoa	6,90	2,77
Monocultura de cana-de-açúcar	6,12	2,46
Rios e córregos	27,74	11,15
Rodovia e rua asfaltada	1,87	0,75
Silvicultura	0,82	0,33
Solo exposto	0,12	0,05
Urbano adensado	3,87	1,55
Urbano não adensado	20,79	8,35
Várzea	9,47	3,81
Total	248,86	100

Fonte: Autores (2024).

Com base nos dados da **Tabela 4** foi possível determinar que este corredor possui cerca de 67,57% (168,17 ha) da área com classes de cobertura e uso da terra naturais: *patches*, rios e córregos e várzea. Assim, pode-se considerar que essas áreas podem estar auxiliando na preservação da biodiversidade do ecossistema local, na movimentação de organismos, e na conectividade entre os *patches*. Além disso, existe a possibilidade de recuperar cerca de 46 ha (18,73) de APP do corredor, ocupados pelas classes de usos Agrupamento de *Leucena leucocephala*, Pastagem, Pastagem abandonada, Cultura temporária, Monocultura de cana-de-açúcar, Silvicultura e Solo exposto, cumprindo a legislação vigente e melhorando as condições ambientais da área. Entretanto, o território do corredor está em sua maioria sob o domínio privado, o que pode dificultar a gestão por parte do poder público sobre essas áreas e *patches*. Segundo Junior e Castro (2010), os corredores por não serem unidades territoriais político-administrativas, exige do poder público políticas indutoras para sua multiplicação e viabilização de seus objetivos de conservação.

No município de Campinas existem incentivos para proprietários rurais protegerem e recuperarem áreas, como é o caso do Programa de Pagamento por Serviços Ambientais, que visa promover o desenvolvimento sustentável e fomentar a manutenção e a ampliação da oferta de serviços e produtos ecossistêmicos, por meio de incentivo monetário ou não às iniciativas individuais ou coletivas (CAMPINAS, 2015). Além desse projeto, o município tem o Banco de Áreas Verdes (BAV), que é um conjunto de espaços especialmente

protegidos no Município, com o objetivo de consolidar as áreas verdes, captando, qualificando e disponibilizando tais áreas para recuperação ambiental, conforme os termos da Lei Complementar nº 213, de 22 de maio de 2019. Neste caso, o proprietário que se inscrever no BAV poderá ter desconto no Imposto Predial e Territorial Urbano (IPTU) que pode variar de 15 a 100% do valor do IPTU. Encaixam-se neste conceito, os macrocorredores ecológicos, eixos verdes, parques, vias verdes, unidades de conservação, áreas de preservação e proteção permanente, áreas de reserva legal e os remanescentes de vegetação nativa (BAV, 2023).

Estes projetos de incentivos podem ser priorizados pelo poder público na área proposta de corredor, visando à recuperação dos 46 ha apontados neste estudo. É importante ressaltar que além das áreas propostas para a recuperação, existem aquelas com maior conflito de uso e barreiras para a sua implantação, como é o caso das classes de uso Área comercial e industrial, Rodovia e rua asfaltada, Urbano adensado, Urbano não adensado e Estrada de terra, que compromete uma área de 34,09 ha, compreendendo 13,70% da área do corredor. Usos Urbanos são menos favoráveis para integrarem corredores ecológicos (LOUZADA *et al.* 2012) e podem ser muito onerosos para o poder público desapropriar, o que pode dificultar a sua implantação (OLIVEIRA, 2022).

Em relação a validação da proposta do corredor por meio do registro da passagem da fauna em pontos estratégicos do corredor proposto (**Figura 8**), foram obtidas 171 fotos, sendo identificadas 18 espécies, pertencentes a 15 famílias e 12 ordens. As espécies com maior número de registros fotográficos foram as *Hydrochoerus hydrochaeris* (capivara) com 35, seguida de *Felis catus* (gato-doméstico) com 31, *Didelphis albiventris* (gambá-de-orelha-branca) com 21, *Mesembrinibis cayennensis* (coró-coró) com 20 e *Salvator merianae* (teiú) com 14 registros (**Tabela 5**). O destaque é para a espécie *Puma concolor*, espécie alvo deste estudo, que obteve 1 registro, no ponto denominado como Village 2, sendo a única espécie ameaçada de extinção registrada no estudo, conforme Decreto nº 63.853/2018, que declara as espécies da fauna silvestre no Estado de São Paulo regionalmente extintas e ameaçadas de extinção.

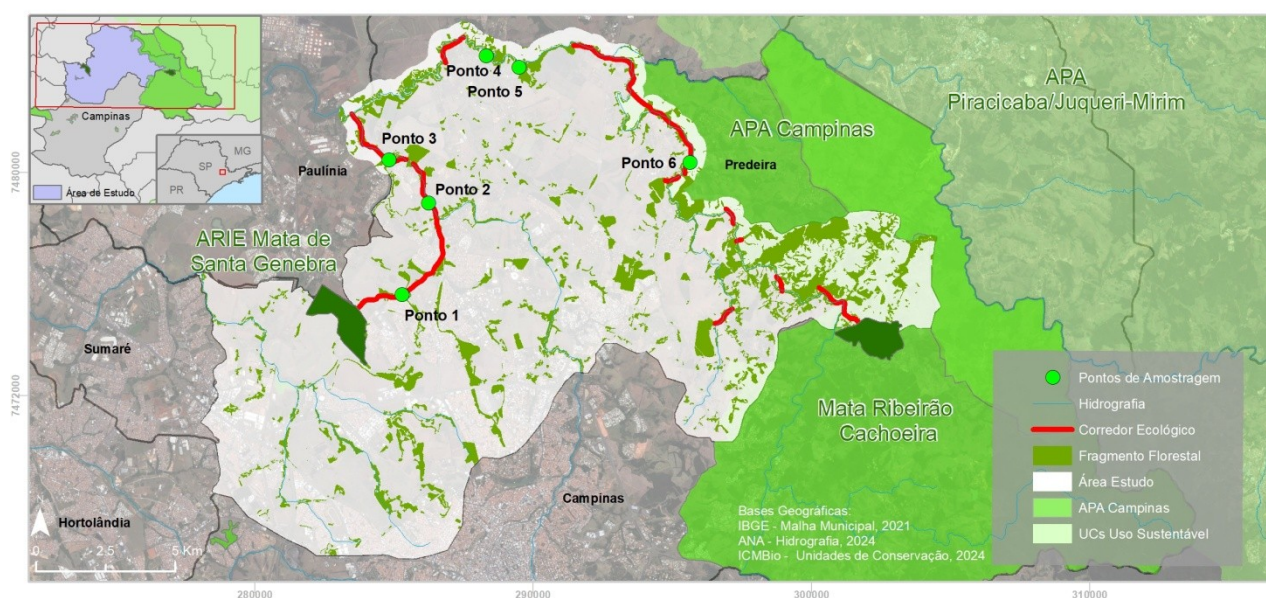


Figura 8: Pontos de amostragem com as armadilhas fotográficas. Fonte: Autores (2024).

Tabela 5: Lista de espécies de fauna registradas pelas câmeras *trap*. Ponto (Pt) 1: Domasa-Sanasa; Pt2: Pesqueiro; Pt 3: Village 1 (V1); Pt 4: Village 2 (V2); Pt 5: Anhumas_Rhodia e Pt 6: Clube dos Ferroviários. *espécie ameaçada de extinção – vulnerável

Ordem	Família	Espécie	Nome popular	Pt 1	Pt 2	Pt 3	Pt 4	Pt 5	Pt 6	Total
Rodentia	Caviidae	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	capivara	0	2	1	9	9	14	35
Carnivora	Felidae	<i>Felis catus</i>	gato-doméstico	12	2	17	0	0	0	31
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis albiventris</i>	gambá-de-orelha-branca	11	0	9	1	0	0	21
Pelecaniformes	Threskiornithidae	<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	coró-coró	1	2	0	2	15	0	20
Squamata	Teiidae	<i>Salvator merianae</i>	teiú	1	0	3	0	10	0	14
Gruiformes	Rallidae	<i>Aramides cajaneus</i>	saracura-três-potes	0	0	6	0	4	0	10
Carnivora	Canidae	<i>Canis lupus familiaris</i>	cão-doméstico	0	1	7	1	0	0	9
Artiodactyla	Suidae	<i>Sus scrofa domesticus</i>	porco	0	9	0	0	0	0	9
Artiodactyla	Bovidae	<i>Bos taurus</i>	boi	0	0	1	8	0	0	9
Columbiformes	Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i>	juriti-pupu	0	2	0	0	3	0	5
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Caluromys philander</i>	cuíca-lanosa	1	0	0	0	0	0	1
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Troglodytes musculus</i>	corruíra	0	1	0	0	0	0	1
Rodentia	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	paca	0	0	1	0	0	0	1
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus rufiventris</i>	sabiá-laranjeira	0	0	1	0	0	0	1
Galliformes	Cracidae	<i>Penelope obscura</i>	jacuguaçu	0	0	1	0	0	0	1
Carnivora	Felidae	<i>Puma concolor</i> *	onça-parda	0	0	0	1	0	0	1
Anseriformes	Anatidae	<i>Cairina moschata</i>	pato-do-mato	0	0	0	0	1	0	1
Columbiformes	Columbidae	<i>Columba livia</i>	pomba	0	0	0	0	1	0	1
Total				26	19	47	22	43	14	171

Fonte: Autores (2024).

4. Conclusões

Essa pesquisa apresentou uma proposição de um corredor ecológico entre a Mata de Santa Genebra e a Mata Ribeirão Cachoeira, interligando os dois maiores fragmentos florestais do Município de Campinas, com a utilização de métricas de conectividade, que foi validado por meio do monitoramento do traçado com as câmeras fotográficas, inclusive registrando a espécie alvo *Puma concolor*. É fundamental que este corredor seja regulamentado para garantir a sua implantação no âmbito dos municípios. Além disso, devem ser realizados estudos mais aprofundados sobre a fauna e a flora local e suas inter-relações dentro do corredor, para verificar a sua funcionalidade e efetividade de corredor de biodiversidade e para a realização de adequações e melhorias necessárias.

Notas

Este artigo faz parte da dissertação de mestrado da primeira autora.

Referências

ASSIS, LAÍS SANTOS DE. **Trajetória de regeneração em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual degradado submetido ao corte de trepadeiras e a plantios de restauração ecológica**. 2019. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2019. doi:10.11606/D.11.2019.tde-16082019-143200.

ALMEIDA, C.G.D. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Ponta Grossa, 2008.

BIBLIOTECA JURÍDICA. **Prefeitura Municipal de Campinas**, 2024. Disponível em: <<https://bibliotecajuridica.campinas.sp.gov.br/index/visualizaratualizada/id/90875>>.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano de manejo ARIE Mata de Santa Genebra**. Campinas: 2010.

- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II – Mamíferos**. 1. ed. Brasília, DF: ICMBio/MMA, 7 v., il., 2018.
- CALEGRI, L.; MARTINS, S. V.; GLERIANI, J. M.; SILVA, E.; BUSATO, L. C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, v. 34, n. 4, p. 871-880, 2010.
- CAMPINAS. **O Programa de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) do Município de Campinas**. 2015. Disponível em: <https://portal.campinas.sp.gov.br/secretaria/verde-meio-ambiente-e-desenvolvimento-sustentavel/pagina/pagamento-por-servicos-ambientais-psa>>.
- CAMPINAS. **Plano Municipal do Verde de Campinas**. 2016. Disponível em: http://www.campinas.sp.gov.br/governo/meio-ambiente/plano_municipal_verde.php>.
- CAMPINAS. **Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental de Campinas**. Tomo I, Caracterização, Diagnóstico dos Meios Físico e Biótico. Campinas/SP, 2018.
- CAMPINAS. **Metadados**. 2021. Disponível em: <https://informacao-didc.campinas.sp.gov.br/metadados.php>.
- FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade Funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Revista Oecologista Brasiliensis** 2007.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. 1. ed. New York: Wiley & Sons, 1986.
- GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005.
- GHELIER-COSTA, Carla *et al.* **Ecologia trófica de onça-parda (Puma concolor) em paisagem agrícola**. Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, v. 11, n. 1, p. 203-225, 2018. Tradução. Disponível em: <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2018v11n1p203-225>.
- GÓMEZ, H.; WALLACE, R. B.; AYALA, G.; TEJADA, R. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, p. 91-95, 2005.
- HERRMANN, G. **Manejo de paisagem em grande escala: estudo de caso no Corredor Ecológico da Mantiqueira, MG**. 2008. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico de Uso da Terra**. 2013. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.
- JALES, L. F. **Modelagem espacial de corredores ecológicos em paisagens naturalmente heterogêneas**. 2013. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.
- JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: Ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, p. 459-473, 2014.
- JUNIOR, J. A.; CASTRO, S. S. Corredores de biodiversidade como meios de conservação ecossistêmica em larga escala no Brasil: uma discussão introdutória ao tema. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 15, p. 40-51, mar. 2010.
- KOEN, E. L.; BOWMAN, J.; SILVER, A.; WALPOLE, A. A. Landscape connectivity for wildlife: development and validation of multispecies linkage maps. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 7, p. 626-633, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12197>.
- LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG**. Tradução de Hermann Kux. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

- LEAL, F. A.; ALMEIDA, M. V. S.; LEAL, G. S. A.; SANTOS FILHO, F. F. Modelagem de corredores ecológicos para conexão entre duas florestas nacionais em Rondônia. **Pesquisas Agrárias e Ambientais, Nativa**, v. 7, n. 2, p. 204-212, mar./abr. 2019.
- LOMBARDO, M. A. Vegetação e clima. **Anais**. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE ARBORIZAÇÃO URBANA, Curitiba, 1990.
- LOUZADA, F. L. R. O.; SANTOS, A. R. D.; SILVA, A. G. D.; OLIVEIRA, O. M. D.; GARCIA, G. O.; SOARES, V. P.; PELUZIO, J. B. Proposta de corredores ecológicos para interligação de parques estaduais utilizando geotecnologia, Espírito Santo (ES)-Brasil. **Revista Geográfica Venezolana**, v. 53, n. 2, p. 239-254, 2012.
- LYRA-JORGE, M. C.; RIBEIRO, M. C.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L. R.; PIVELLO, V. R. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna. **European Journal of Wildlife Research**, v. 56, n. 4, p. 615-624, 2010.
- MAGIOLI, M. **Conservação de mamíferos de médio-grande porte em paisagem agrícola: estrutura de assembleias, ecologia trófica e diversidade funcional**. 2013. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2013.
- MARCHETTI, D. A. B.; GARCIA, G. J. **Princípios de fotogrametria e fotointerpretação**. São Paulo: Nobel, 1989.
- MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, p. 2184-2192, 2008.
- McRae, B.H. & Kavanagh, D.M. 2011. Linkage Mapper Connectivity Analysis Software. **The Nature Conservancy**, Seattle WA. Available at: <http://www.circuitscape.org/linkagemapper>.
- MENDONÇA, L. B.; ANJOS, L. Beija-flores (Aves, Trochilidae) e seus recursos florais em uma área urbana do Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 1, p. 51-59, 2005.
- MORELLATO, P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Orgs). **Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana – Reserva de Santa Genebra**. Campinas: Editora da Unicamp, 1995.
- MORETTI, A. I. P.; TAKEMOTO, M. M. S.; GONÇALVES, G. R.; MAGALHÃES, J. R. **Geotecnologias aplicadas ao estudo da dinâmica territorial de Barão Geraldo (Campinas, Brasil)**. Observatório Geográfico da América Latina, 2008. Disponível em: <<http://observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal12/Nuevastecnologias/Sig/37.pdf>>.
- OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R.; TORTATO, M. A.; GRAIPEL, M. E. Activity pattern of Atlantic Forest small arboreal mammals as revealed by camera traps. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, p. 563-567, 2008.
- OLIVEIRA, R. A. O. **Proposta metodológica para estimar o custo em SIG da criação de corredores ecológicos**. 2022. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Sorocaba, 2022.
- PANIZZA, A. C.; FONSECA, F. P. Técnicas de interpretação visual de imagens. **GEOUSP: espaço e tempo**, 2011.
- PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. R.; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 271-281, 2014.
- PRATES, R. C.; BACHA, C. J. C. Os processos de desenvolvimento e desmatamento da Amazônia. **Economia e Sociedade**, v. 20, n. 3, p. 601-636, 2011.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina, 2001.

RAYFIELD, B.; FORTIN, M. J.; FALL, A. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. **Landscape Ecology**, v. 25, n. 4, p. 519-532, 2010.

RODRIGUES, E. **Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil**. 1998. Tese (Doutorado) – Harvard University, 1998.

RICKLEFS, ROBERT ERIC. **A Economia da Natureza**. Tradução Cecília Bueno, Pedro P. de Lima e Silva. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2011. 546p. Tradução de The economy of nature.

SANTOS, R. H. **A utilização de métodos de conectividade da paisagem para prever a alocação de medidas mitigatórias aos atropelamentos de fauna**. 2021. Dissertação (Mestrado Profissional em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais, Bambuí, 2021.

SÃO PAULO. **Inventário Florestal do Estado de São Paulo**. Instituto Florestal. 2020. Disponível em: <<https://smastr16.blob.core.windows.net/home/2020/07/inventarioflorestal2020.pdf>>.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, n. 2-3, p. 91-103, 2007.

SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation Biology: The science of scarcity and diversity**. Sinauer Associates, 1986.

SOUZA, J. R.; REIS, L. N. G.; PEDROSA, A. S. Caracterização e susceptibilidade ecológica dos fragmentos florestais nas bacias do Ribeirão Douradinho e Ribeirão Estiva - Minas Gerais. **Revista Caminhos de Geografia Uberlândia**, v. 15, n. 51, p. 85-94, 2014.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 3, p. 647-656, 2007.

TAMBOSI, L.; MARTENSEN, A.; RIBEIRO, M.; METZGER, J. **Identificação de áreas para o aumento da conectividade dos remanescentes e unidades de conservação da Mata Atlântica**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2013.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, p. 571-573, 1993.

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



Este artigo é distribuído nos termos e condições do *Creative Commons Attributions/Atribuição- NãoComercial-CompartilhaIgual* (CC BY-NC-SA).