

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS

RENOVÁVEIS – PPGPUR-Sorocaba

CCTS - CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Fabiana da Silva Soares

ESTRUTURA DA PAISAGEM AGRÍCOLA E RELEVO NO CONTEXTO DA

CONECTIVIDADE FLORESTAL

Sorocaba

2022

Fabiana da Silva Soares

ESTRUTURA DA PAISAGEM AGRÍCOLA E RELEVO NO CONTEXTO DA
CONECTIVIDADE FLORESTAL

AGRICULTURAL LANDSCAPE STRUCTURE AND RELIEF IN THE CONTEXT OF FOREST CONNECTIVITY

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Planejamento e Uso de Recursos
Renováveis para obtenção do título de Mestre em
Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.

Orientadora: Profa. Dra. Roberta Aversa Valente

Sorocaba

2022

Soares, Fabiana da Silva

ESTRUTURA DA PAISAGEM AGRÍCOLA E RELEVO, NO
CONTEXTO DA CONECTIVIDADE FLORESTAL / Fabiana
da Silva Soares -- 2022.
65f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São
Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba
Orientador (a): Roberta Aversa Valente
Banca Examinadora: Adriana Cavaliere Sais, Kaline de
Mello
Bibliografia

1. Conectividade funcional e estrutural. 2. Métricas de
Ecologia de Paisagem . 3. Relevo. I. Soares, Fabiana da
Silva. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática
(SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Centro de Ciências e Tecnologias Para a Sustentabilidade
Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis

Folha de Aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Fabiana da Silva Soares, realizada em 04/03/2022.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Roberta Aversa Valente Botezelli Tolini (UFSCar)

Profa. Dra. Adriana Cavalieri Sais (UFSCar)

Profa. Dra. Kaline de Mello (UNESP)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.

DEDICATÓRIA

A todos que estiveram
ao meu lado nesta jornada

Amo vocês

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente minha orientadora, Profa. Dra. Roberta Avena Valente, pela oportunidade de aprendizagem, pelo apoio, amizade, paciência e atenção.

Ao Milton meu coorientador e amigo, muito obrigada pelos ensinamentos e direcionamento quando me sentia perdida.

Ao meu namorado e melhor amigo Diego, que esteve ao meu lado com palavras de incentivo, apoio e força.

Minha família que sempre acreditou em mim, e fez de tudo para eu prosseguir.

Minhas irmãs que mesmo nem sabendo o que eu fazia no Mestrado me apoiaram e foram fundamentais para minha saúde mental.

A minha amiga Isis que me entendia perfeitamente nas crises de ansiedade e me apoiou em todos os minutos.

Aos meus colegas do Geoplan, pelas trocas de conhecimento, que apesar da falta de encontros presenciais, foram muito importantes nestes dois anos, em especial a Aline e Marina por todo apoio e ensinamentos.

A todos os professores do PPGPUR, que proporcionaram uma ampliação da minha visão sobre estudos científicos e contribuíram com meu crescimento como pesquisadora

A UFSCar pela oportunidade e aprendizagem.

EPÍGRAFE

“I am among those
who thinks that **science**
has great beauty”

Marie Curie

RESUMO

SOARES, Fabiana da Silva. Estrutura da Paisagem Agrícola e relevo no contexto da Conectividade Florestal. 2022. (Dissertação de Mestrado em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis) – Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba, 2022.

A fragmentação florestal em decorrência das atividades antrópicas como a urbanização e agricultura, impactam negativamente na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos, ameaçando a conectividade da paisagem, seja ela estrutural ou funcional. O entendimento da estrutura e conectividade da paisagem focando em seus fragmentos florestais sobre a influência do relevo é o objetivo deste estudo. Para tanto, combinou-se métricas de ecologia da paisagem, o índice de Probabilidade de Conectividade (através da Teoria de Grafos) com o relevo, através de Modelo Digital de Terreno (MDT), na sub-bacia do Rio Pirapora. A caracterização da estrutura, apresentou uma paisagem de matriz agrícola com alta cobertura vegetal, relevo predominantemente ondulado a forte ondulado, grandes fragmentos no montante e foz da sub-bacia, próximos entre si e com formas complexas. Ao inserir o elemento relevo, houve maiores diferenças nas métricas quanto a classe de declividade, houve predominante de relevo ondulado e forte ondulado, principalmente nas métricas relativas a área e distância do vizinho mais próximo. A conectividade funcional da paisagem, mostrou-se com grande probabilidade conectiva, seja na rede ecológica, ou em seu potencial espacial e o relevo impactou diretamente tornando mais custoso o fluxo e manutenção das espécies nos fragmentos. Neste contexto, é necessário explorar mais a combinação métricas de ecologia da paisagem, índices de conectividade, e o relevo, em diferenças escalas e métodos, para melhor entendimento da paisagem e seus fenômenos. Além de ações de conservação e preservação dos fragmentos florestais principalmente na matriz agrícola, ao longo de zonas ripárias e pequenos fragmentos (mais frágeis), ou seja, no planejamento territorial com foco na preservação florestal.

Palavras-chave: Conectividade funcional. Teoria de Grafos. Métricas de Ecologia de Paisagem. Modelo Digital de Terreno (MDT). Relevo.

ABSTRACT

SOARES, Fabiana S. Agricultural landscape structure, and relief in the context of Forest Connectivity. 2022. Dissertation (Master in planning and Use of Renewable Resources) - Universidade Federal de São Carlos, Campus Sorocaba, Sorocaba, 2022.

Forest fragmentation, as a result of anthropic activities such as urbanization and agriculture, negatively impacts biodiversity and ecosystem services, threatening the connectivity of the landscape, whether structural or functional. Understanding the landscape structure and connectivity by focusing on forest fragments under the influence of relief is the objective of this study. To this end, we combined landscape ecology metrics, the index of Connectivity Probability (through Graph Theory) with the relief, through Digital Terrain Model (DTM), in the sub-basin of the Pirapora River. The characterization of the structure presented a landscape of agricultural matrix with high vegetation cover, predominantly wavy to strongly wavy relief, large fragments in the upstream and mouth of the sub-basin, close together and with complex shapes. When inserting the relief element, there were more significant differences in the metrics when the slope class is undulating and strongly undulating, especially in the metrics related to area and distance from the nearest neighbor. The functional connectivity of the landscape showed a high probability of connectivity, either in the ecological network or in its spatial potential and the relief impacted directly, making it more costly for the flow and maintenance of species in the fragments. In this context, it is necessary to explore the combination of landscape ecology metrics, connectivity indices, and relief at different scales and methods to better understand the landscape and its phenomena. In addition to actions for conservation and preservation of forest fragments mainly in the agricultural matrix, along riparian zones and small fragments (more fragile), that is, in territorial planning with a focus on forest preservation.

Keywords: Functional connectivity. Graph Theory. Landscape Ecology Metrics. Digital Terrain Model (DEM). Relief.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	13
2.1. Processo de Fragmentação Florestal	13
2.2. Conectividade da Paisagem	14
2.3. Caracterização do relevo.....	15
3- MATERIAL E MÉTODO.....	18
3.1. Área de Estudo	18
3.2. Modelo Digital do Terreno	19
3.2.1. Comparação dos Modelos Digitais de Terreno	21
3.2.2. Declividade.....	22
3.3. Avaliação da Estrutura Florestal	23
3.3.1. Mapa de uso e cobertura do solo	23
3.3.2. Métricas de Paisagem	24
3.4. Conectividade Funcional.....	27
4- RESULTADOS	29
4.1. Modelo Digital do Terreno	30
4.2- Avaliação da Estrutura Florestal.....	34
4.2.1. Uso e Cobertura do Solo	34
4.2.2. Métricas de Ecologia da Paisagem	35
4.2.3. Métricas de Ecologia da Paisagem, considerando o relevo	40
4.3. Avaliação da Conectividade Funcional	45
5. DISCUSSÃO	48
6. CONCLUSÃO	53
REFERÊNCIAS.....	54

1. INTRODUÇÃO

As alterações na configuração do uso e cobertura do solo, em decorrência das atividades antrópicas como a agricultura e pecuária, acarretam a fragmentação florestal, a extinção dos habitats, configurando uma ameaça à conservação da biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos (BABÍ ALMENAR et al., 2019; GONZÁLEZ-GARCÍA et al., 2020; SANTOS et al., 2019; SUMIDA; VALENTE, 2019). As consequências da fragmentação na paisagem podem ser ressaltadas ou amenizadas por diversos fatores, como o nível de isolamento, o tamanho e a forma do fragmento, além do tipo de matriz que os circundam (TAUBERT et al., 2018).

Segundo Tambosi et al. (2015), as consequências da ausência ou redução das florestas nativas impactam diretamente os serviços ecossistêmicos (SEs), como a regulação da quantidade de água (VALENTE et al., 2021), o controle da erosão e aporte de sedimentos (ZHANG et al., 2019), além do sequestro de carbono através de atividade antrópicas (MOLIN et al., 2018), alterações na regulação climática (LEVINE et al., 2016), e principalmente perdas de biodiversidade como material genético (DIXO et al., 2009), impactando espécies de abelhas (ROSA; RAMALHO; ARIAS, 2016), pássaros (BEALE et al., 2013; DAYANANDA et al., 2017; GRAFIUS et al., 2017; MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008; ROBERTSON et al., 2018) entre outros.

Desta forma, é necessário reconhecer os elementos da paisagem e, ainda, como influenciam na sobrevivência ou extinção das espécies. Destacam-se o tamanho, a qualidade dos fragmentos florestais, a capacidade que os corredores tem para facilitar a dispersão, e a capacidade da matriz em gerar barreiras (D'ARROCHELLA, 2020; MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008). Quantificar as mudanças na paisagem é imperativo para compreender a variabilidade espacial e estrutural no uso do solo e seus efeitos ecológicos associados (TURNER, 1989), além de indicar o nível de fragilidade ambiental dos

remanescentes florestais frente aos efeitos de borda (DA SILVA; LONGO, 2020; DE MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016; FERREIRA et al., 2018), as mudanças ao longo do tempo, especialmente em resposta a diferentes tipos de distúrbios ou pressões de uso do solo (EVELIN et al., 2009; UUEMAA; MANDER; MARJA, 2013). Sendo assim o cálculo das métricas de ecologia da paisagem é especialmente importante em áreas com intensa pressão antrópica (DANTAS et al., 2017) como é o caso da Mata Atlântica, bioma altamente impactado e em constante risco de sofrer grandes perdas de espécies endêmicas (BANKS-LEITE et al., 2014).

É importante salientar que as métricas tradicionais percebem a paisagem como uma superfície bidimensional até o momento, os efeitos da topografia e fragmentação florestal nas redes de interação das espécies foram estudados apenas isoladamente (QUITIÁN et al., 2018). Sendo que o relevo impacta e interage diretamente com os solos florestais em florestas tropicais (GRIFFITHS; MADRITCH; SWANSON, 2009), com os serviços ecossistêmicos (METZGER et al., 2021), na dispersão de espécies (DICKSON et al., 2013; RIBEIRO et al., 2018), além da sua contribuição para priorização de áreas para restauração florestais (DE MELLO et al., 2018; SALAZAR et al., 2021; SHARP et al., 2019; SUMIDA; VALENTE, 2019; VALENTE et al., 2021). E assim, a inserção do relevo nas métricas de ecologia de paisagem é de grande necessidade para compreender a estrutura da paisagem (HOECHSTETTER et al., 2008; BUNYAN et al. 2015).

Intrinsicamente para a manutenção de um fragmento florestal a sua conectividade estrutural e funcional com outros deve ser explorada (MÜLLER; OLIVEIRA, 2020), pois expressa as limitações e facilidades de fluxos de espécies na paisagem (ALONSO-F. et al., 2017; UROY; MONY; ERNOULT, 2019), ou seja, é a chave para a persistência de populações em paisagens fragmentadas (HOFMAN et al., 2018; KORMANN et al., 2012).

Assim considerou-se a hipótese de que as variações de relevo podem influenciar nos resultados das métricas de ecologia da paisagem, em especial daquelas que consideram a

distância borda a borda entre remanescentes, além das métricas de área e forma, ou seja, métricas que permitem a caracterização e descrição quantitativa da estrutura das paisagens.

E neste contexto, o principal objetivo do estudo foi avaliar a estrutura de uma paisagem agrícola, focando em seus fragmentos florestais e, também, considerando a influência do atributo relevo sobre essas métricas. Os objetivos específicos foi a obtenção do Modelo Digital de Terreno (MDT), mais adequado para a área de estudo, provenientes de bancos de dados públicos, com diferentes escalas e resoluções espaciais; e a avaliação das conectividades estrutural e funcional dos remanescentes florestais da paisagem da sub-bacia.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Processo de Fragmentação Florestal

A Mata Atlântica é um dos mais importantes hotspots globais de biodiversidade (ATLÂNTICA; FALLIS, 2013) e vem sofrendo um dos intenso processos de fragmentação. Sua cobertura original foi reduzida em aproximadamente 89% devido à agricultura não planejada e à expansão urbana (ESSER; NEVES; JARENKOW, 2019).

O processo de fragmentação consiste na floresta natural continua é interrompida por barreiras naturais ou antrópicas, tendo como efeitos principais a perda de biodiversidade (DE MATOS et al., 2019; FAHRIG, 2003; SCUSSEL et al., 2020), mudanças na estrutura dos ambientes, redução do tamanho dos fragmentos florestais, alterações da composição de fauna e flora (RIBEIRO; MELLO; VALENTE, 2020) e principalmente impactos nos serviços ecossistêmicos (GRÊT-REGAMEY et al., 2017; TAMBOSI et al., 2015).

As consequências diretas desses processos são a redução em área dos habitats afetados, o aumento de sua área de borda e, também, de clareiras (DE MATOS, 2015), diminuindo seu tamanho ou aumentando seu número e/ou seu isolamento (FAHRIG, 2003), além de impactar

na conectividade e qualidade dos fragmentos, fatores importantes para a persistência das espécies (PARRON et al., 2019).

Não apenas o tamanho dos fragmentos influencia nessa persistência, fatores como o uso e cobertura do solo, rede hidrográfica, relevo, grau de preservação, altitude, efeito de borda (favorecendo ou prejudicando espécies) entre outros, sofrem diretamente os efeitos da fragmentação florestal, além de determinar as espécies e o número de indivíduos nos fragmentos (DE MATOS et al., 2019), sendo a fragmentação considerada uma grande ameaça a conectividade da paisagem (TARABON et al., 2020).

2.2. Conectividade da Paisagem

A conectividade florestal em nível de paisagem é definida como a capacidade da paisagem regular a biodiversidade em diversos níveis, facilitando os fluxos biológicos (DIXO et al., 2009; TAYLOR, PHILIP D., 1993; TAYLOR; FAHRIG; WITH, 2010), e influenciando na persistência da população, nas interações das espécies e nos serviços ecossistêmicos (METZGER et al., 2021; SHANTHALA DEVI et al., 2013).

De acordo com Uezu; Metzger; Vielliard, (2005), a conectividade pode ser diferenciada quando relacionada ao padrão da paisagem, sendo a conectividade estrutural, relacionada à estrutura física da paisagem, como o nível de isolamento entre fragmentos (ROBERTSON et al., 2018), presença de corredores (MACDONALD et al., 2021; ZHANG et al., 2019) e permeabilidade da matriz (NAKANO et al., 2018).

A conectividade estrutural utiliza-se da disposição espacial dos fragmentos, de elementos como topografia, hidrologia, usos do solo e a cobertura vegetal para compreender a conexão pelo ponto de vista da espécie ou de um grupo de espécies (ALONSO-F. et al., 2017; BARROS; MORO, 2015), sendo obtidos em ambiente dos Sistemas de Informação Geográficos (SIG).

A conectividade funcional, por sua vez, é definida pela extensão em que uma espécie individual de interesse pode se mover através de uma paisagem, considerando as respostas das espécies a tal estrutura (DE MATOS et al., 2019; DIXO et al., 2009; EHLERS SMITH; EHLERS SMITH; DOWNS, 2019).

Desta forma, a conectividade funcional tem utilizado diversas abordagens para sua modelagem, visando determinar a potencialidade dos elementos na paisagem (MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008; SHANTHALA DEVI et al., 2013). Dentre as abordagens que se tem na literatura estão a análise de custo-distância (BEDNÁŘ et al., 2020; ZHAO et al., 2019), teoria de circuito (GRAFIUS et al., 2017; PENG et al., 2018), modelos de simulação estocástica (ALLEN; PARROTT; KYLE, 2016; JARDIM et al., 2018) e modelos baseados na teoria dos grafos (FOLTÊTE et al., 2012; PRÉAU et al., 2020; TARABON et al., 2020; RIBEIRO; MELLO; VALENTE, 2020).

A Teoria de Grafos utiliza-se de seu algoritmo matemático e transforma os fluxos biológicos e uma matriz, em gráficos espaciais (FOLTÊTE; GIRARDET; CLAUZEL, 2014; SAURA; RUBIO, 2010). Neste contexto, Salazar et al. (2021) utiliza a teoria dos grafos para quantificar a conectividade funcional e estrutural em uma matriz agrícola através de uma série temporal, Correa Ayram et al. (2016) analisou o potencial conectivo da paisagem combinando com fatores climáticos, na literatura encontramos estudos relacionados a conectividade em matriz urbanizada (MATOS et al., 2019; RIBEIRO; MELLO; VALENTE, 2020) e diversos estudos exploram a conectividade pela visão de uma espécie específica (BALBI et al., 2021; CLAUZEL et al., 2015; LI et al., 2018; ROCHAT et al., 2017).

2.3. Caracterização do relevo

É fundamental para a representação precisa do terreno global o levantamento geodésico, a precisão do mapeamento de elevação do terreno avançou muito nos últimos anos

como resultado dos avanços nas técnicas de sensoriamento remoto, e isso facilitou o progresso em diversas áreas através da topografia digital para diversos usos como modelagem de inundação (SAMPSON et al., 2016), erosão do solo e previsão de produção de sedimentos (HOSEN; ARMSTRONG; PALMER, 2018; ZANANDREA et al., 2020) e mapeamento de água por sensoriamento remoto (WESTGATE; DRISCOLL; LINDENMAYER, 2012).

A topografia digital é representada por modelos digitais de elevação (MDE), sendo eles construídos através da interpolação de pontos cotados ou curvas de nível e por modelos produzidos através de técnicas como fotogrametria digital de imagens áreas/orbitais, interferometria de radar ou altimetria a laser (GROHMANN, 2015). É importante salientar que representação da superfície topográfica, desconsiderando os objetos, estruturas e vegetação acima do terreno, é representada por Modelo Digital do Terreno (MDT) (ARAKI, 2005; HUNG et al. 2018), enquanto os Modelos Digitais de Elevação (MDE) podem representar tais estruturas (GUTH et al., 2021).

Segundo CRUZ; CAMPOS; TOREZAN, (2018) e DAYANANDA et al., (2017), as características topográficas estão fortemente associadas a estrutura do estrato herbáceo-arbustivo, aos processos locais que controlam a riqueza. diversidade de espécies, e a estruturação de comunidades vegetais. Consequentemente, a ausência ou alta fragmentação da vegetação nativa combinada com a topografia, faz com que as espécies percorram caminhos mais longos na busca de novos locais que correspondam às suas necessidades ambientais, normalmente em latitudes ou altitudes mais elevadas (BEALE et al., 2013).

Em matrizes agrícolas a preferência por uma topografia plana, com solos férteis e aspectos de luminosidade são fatores que impulsionam a fragmentação florestal (LIU E SLIK, 2014), e como efeito, a expansão agrícola produzirá maiores ameaças à biodiversidade nessas áreas preferidas (WARREN-THOMAS et al., 2015), ou seja, as áreas com encostas íngremes ou solos pobres são menos utilizadas e mais propensas a permanecer florestadas (FREITAS;

HAWBAKER; METZGER, 2010). Além da topografia se correlacionar com os regimes de inundação, conseqüentemente com os serviços ecossistêmicos como disponibilidade de água e nutrientes, além das possíveis perdas e erosão quando há a remoção da floresta em áreas mais acidentadas (BOMFIM et al., 2019).

Neste contexto, a declividade exerce influência onde os fragmentos florestais estão localizados na paisagem e impacta em seus respectivos tamanho e forma (DAYANANDA et al. 2017), na permeabilidade dos habitats (DICKSON et al., 2013), na dispersão de espécies animais e seus ciclos migratórios (GONZÁLEZ-PRIETO et al., 2017) e de sementes (MORGAN et al., 2017), interagindo diretamente na conectividade (KORMANN et al., 2012; REDDY et al., 2017; WANG, 2020).

Para Tambosi et al. (2015), não basta preconizar uma quantidade mínima de vegetação nativa para determinada área, é necessário haver cobertura vegetal em cada posição do relevo (topos de morro, nas encostas, áreas ripárias e nos intervalos), para que todos os serviços ecossistêmicos hídricos sejam devidamente prestados. E de acordo com Monmany et al. (2015), a estrutura 3D é conhecida por ser tão ou mais importante que a estrutura 2D na determinação dos padrões de biodiversidade da paisagem de muitos grupos de organismos.

Dessa forma, para melhorar a compreensão das funções e interações entre processos ecológicos específicos é necessário adicionar informações dos aspectos topográficos as métricas de paisagem, gerando assim indicadores ecológicos mais eficazes e precisos (CHEN; XU; DEVEREUX, 2014; DÍAZ-VARELA et al., 2011). Ou seja, a inserção da verdade terrestre com altitude, rugosidades do terreno e modelos 3D, provam ser uma extensão valiosa do conjunto existente de métricas, permitindo uma avaliação mais realista da estrutura espacial (HOECHSTETTER et al., 2008; KEDRON; ZHAO; FRAZIER, 2019).

Jenness (2004), evidencia as diferenças entre área com e sem a inserção do Modelo Digital de Elevação em uma paisagem e relata a melhora na acurácia, e outros estudos afirmam

que métricas espaciais 3D podem caracterizar padrões de paisagem em múltiplas escalas espaciais, capturando aspectos funcionais e estruturais que as métricas tradicionais não conseguem (JJUMBA; DRAGIĆEVIĆ, 2016; KEDRON; ZHAO; FRAZIER, 2019; LI; HODGES, 2021; WU et al., 2017).

3- MATERIAL E MÉTODO

3.1. Área de Estudo

A área de estudo (Figura 1) é a sub-bacia do rio Pirapora, que conta com área aproximada de 18.202 ha e localiza-se no município de Piedade, estado de São Paulo, pertencente à região Metropolitana de Sorocaba.

A sub-bacia do Rio Pirapora está inserida na bacia do rio Sarapuí, responsável pelo fornecimento de água em inúmeras cidades da região em que se encontra. O município, por sua vez, está inserido no Bioma Mata Atlântica, uma das áreas mais ricas em biodiversidade e mais ameaçadas do planeta (SOSMA, 2019).

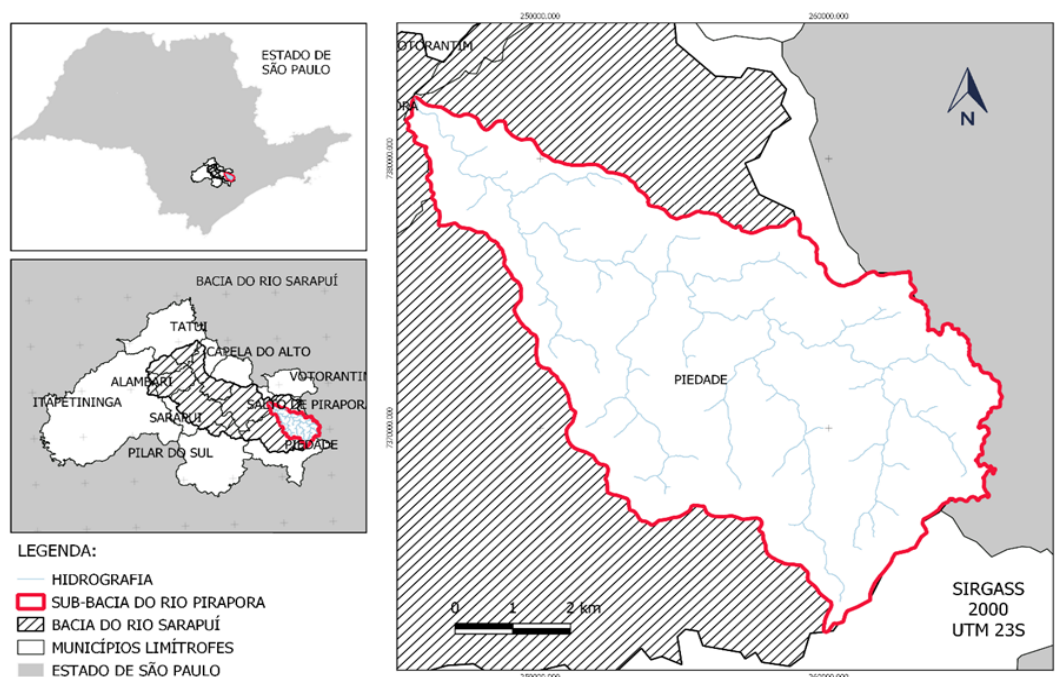


Figura 1: Localização da sub-bacia do rio Pirapora, na bacia do Rio Sarapuí, estado de São Paulo.

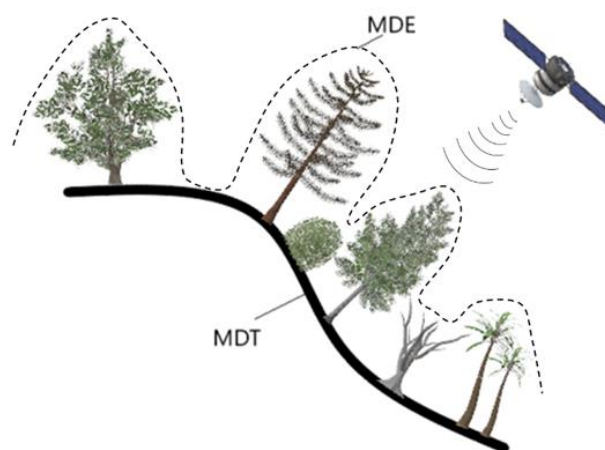
A formação florestal da área de estudo é a Floresta Ombrófila Densa, considerada área prioritária para conservação da biodiversidade pelo órgão ambiental brasileiro (MMA) e pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) (MMA 2017, BIOTA / FAPESP 2008).

No que diz respeito ao clima, a região tem influência do clima Cwa e tem precipitação média anual de 1354,7 mm; além disso, a temperatura média anual é de 27,5 ° C nos períodos mais quentes e de 13,5 ° C nos períodos mais frios (CEPAGRI, 2014).

3.2. Modelo Digital do Terreno

Primeiramente houve a avaliação de diferentes Modelos Digitais de Terreno (MDTs), disponíveis em bancos de dados públicos e gratuitos, os quais consistem na representação digital de elevações (ou alturas) em formatos de armazenamento de arquivos de imagem. Eles diferenciam-se dos MDE pois representam o real nível do terreno, por exemplo, sem o dossel das árvores ou edifícios, e sim o terreno abaixo (Figura 2) (GUTH et al., 2021).

Figura 2. Representação dos Modelos Digitais de Terreno (MDTs) e Modelos Digitais de Elevação (MDEs).



Os MDTs empregados neste estudo serão comparados entre si, e assim será escolhido o modelo mais adequado para representar o relevo para a área de estudo, servindo de subsídio para a geração de mapa de relevo e para métricas de ecologia da paisagem considerando o relevo.

Para tal, as bases de dados, características dos dados (Tabela1) e a descrição das etapas de cada modelo, são descritas abaixo:

1. Modelo proveniente de Cartas Topográficas:

Utilizou as cartas topográficas do Instituto Geográfico e Cartográfico (IGC), datadas de 1979, com escala de origem de 1:10.000 e curvas de nível de equidistância vertical de 5 metros, sendo utilizadas até hoje como referência para órgãos públicos. Totalizando 13 cartas topográficas para cobertura da área de estudo, elas foram georreferenciadas e projetadas para o datum SIRGAS 2000 e sistema de coordenada UTM 23S, foram digitalizadas as curvas de nível de 25 m em 25 m e pontos aleatórios de suas cotas. Posteriormente as curvas foram interpoladas pelo modelo Triangular Irregular Network (TIN), que consiste na criar uma superfície formada por triângulos a partir de pontos vizinhos mais próximos (MIRANDA et al., 2018), gerando assim um arquivo com valores de altimetria para toda a área de estudo e um arquivo com pontos cotados.

2. Modelo derivado da missão Shuttle Radar Topography Mission (SRTM):

Utilizou-se cena obtidas pela missão Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) realizada em conjunto pela agência espacial norte-americana National Aeronautics and Space Administration –(NASA), a National Geospatial-Intelligence Agency (NGA), o Departamento de Defesa dos Estados Unidos (DoD) e as agências espaciais alemã (Deustches Zentrum für Luft- und Raumfahrt - DLG) e italiana (Agenzia Spaziale Italiana - ASI), através

de interferometria de radar de abertura sintética (InSAR) (FARR, 2000; GROHMANN, 2008), com resolução espacial de 30 m.

A cena obtida foi recortada para a área da sub-bacia do Rio Pirapora, e reprojeta para o datum SIRGAS 2000 e sistema de coordenadas UTM 23S. Posteriormente, realizou-se correções de valores negativos e preenchimento de pixel sem dados (GROHMAN; KROENUNG; STREBECK, 2006).

3. Modelo proveniente do satélite ALOS (Advanced Land Observing Satellite):

Utilizou cena do do satélite ALOS do sensor PALSAR (Phased Array L-Band Synthetic Aperture Radar) lançado pela Japan Aerospace Exploration Agency (JAXA). Os dados fornecidos pelo ALOS PALSAR apresentam resolução espacial de 12,5 m, a cena foi recortada, corrigidas (MACÊDO; SURYA,2019) e reprojeta no datum SIRGAS 2000 e sistema de coordenada UTM 23S.

Tabela 1: Dados das imagens utilizadas para obtenção dos MDTs, da sub-bacia do Rio Pirapora.

Dados	Sistema de Imageamento	Resolução Espacial	Instituição/País
SRTM 01" v3	SAR C band	30 m	NASA/EUA
ALOS PALSAR	SAR L band	12,5 m	JAXA/Japão
Cartas Topográficas do IGC	Aerofotogrametria	1:10.000	IGC/Brasil

3.2.1. Comparação dos Modelos Digitais de Terreno

Para a comparação dos MDT para seleção do modelo mais adequado, foi gerada uma malha de pontos (n amostral), distribuídos de forma aleatória, como proposto por Eastman (2003), posteriormente foi inserido as informações extraídas dos modelos supracitados.

Realizou-se a análise de correlação linear simples entre os pares de imagens utilizando o coeficiente de correlação de Spearman (VALERIANO, 2004), com análise de variância em nível de 5% de probabilidade, implementada no R (R Development Core Team, 2013), através da função `cor.test`, conforme Ciampalini et al., (2012) e Carvalho Junior et al., (2014).

Posteriormente, analisou-se os erros dos modelos, sendo a diferença entre os valores de cota dos modelos e dos pontos cotados do IGC, as quais foram avaliadas em módulo (i.e. valor absoluto, sem sinal), através de análise estatística descritiva (LUANA; HOU; WANG, 2015). A resolução espacial foi analisada como fator final para a seleção do modelo mais adequado para a área de estudo.

3.2.2. Declividade

A partir do MDT considerado mais adequado, gerou-se o Mapa de Relevo com classes de declividade (em porcentagem) da sub-bacia do Rio Pirapora (Tabela2) (adaptada da EMBRAPA, 1999), para isso o MDT foi reclassificado para as classes de declividade e transformado em vetor para cálculo de áreas, em ambiente SIG.

Tabela 2. Classificação do relevo em classes de declividade (%) para a sub-bacia do Rio Pirapora.

Classificação*	Classe de declividade
Plano	< 3%
Suave ondulado	3-8%
Ondulado	8-20%
Forte ondulado	20-45%
Montanhoso	> 45%

*adaptado de EMBRAPA (1999).

3.3. Avaliação da Estrutura Florestal

Neste estudo, a primeira etapa para avaliar a estrutura florestal foi o entendimento e produção do mapa de uso e cobertura do solo, sendo importante para pesquisas e monitoramento ambiental em diferentes escalas (COULSTON et al., 2014). Posteriormente a espacialização e categorização da porção florestal da área de estudo através de métricas de ecologia da paisagem (CUSHMAN; MCGARIGAL, 2019), e a inserção do relevo na avaliação da estrutura florestal (JENNESS, 2004).

3.3.1. Mapa de uso e cobertura do solo

Para o mapeamento do uso e cobertura do solo do ano de 2020 foram utilizadas imagens orbitais obtidas pelo sensor Multispectral Imager (MSI) do satélite Sentinel-2^a, com resolução espacial de 10 m (COPERNICUS, 2021). Adotou-se o método de digitalização em tela, considerando as classes de uso e cobertura do solo:

1. Agricultura: áreas ocupadas com culturas agrícolas anuais, horticultura e grãos.
2. Agricultura perene: áreas ocupadas com plantio comercial de fruticultura como citros, caqui, atemoia entre outras.
3. Floresta nativa: áreas ocupadas por formações florestais e em diferentes estágios de regeneração.
4. Floresta plantada: áreas com plantios comerciais de espécies de eucalipto e pinus.
5. Pastagem: áreas cobertas por gramíneas sem uso definido ou utilizadas pela pecuária.
6. Área Urbana: áreas de aglomerados urbanos e bairros rurais com presença de edificações.
7. Mineração: áreas onde ocorrem exploração de argila e calcário.

8. Malha Viária: áreas onde estradas e rodovias pavimentadas e não-pavimentadas estão presentes na área de estudo.

9. Rede de drenagem: áreas ocupadas por rio e lagos.

A verificação da exatidão da classificação foi realizada a partir de amostragem de pontos, alguns pontos foram checados em campo e outros através de imagens de satélite, de alta resolução espacial, disponíveis no software Google Earth Pro, em datas condizentes com a da imagem utilizada para a classificação. A amostragem foi a estratificada ao acaso, sendo o número de amostras determinado de acordo com a distribuição multinomial (CONGALTON e GREEN, 2019), a qual considera o número de classes e a proporção da classe da maior área na classificação, como indicado na equação 1.

$$N = B \Pi i \frac{1 - \Pi i}{b^2} \quad (\text{Equação 1})$$

Sendo, N = número de amostras; B = obtido através da tabela de distribuição qui-quadrado com um grau de liberdade de $1 - \alpha / k$; k = número de classes; $1 - \alpha$ = grau de confiança; Πi = proporção da classe com maior área no mapa; e b = máximo erro admissível.

Posteriormente, por meio de matrizes de confusão e do índice Kappa, sugerido por Cohen (1960) e Congalton (1991), foi determinada a acurácia do mapa.

3.3.2. Métricas de Paisagem

A partir dele do mapa de uso e cobertura do solo, extraiu-se os fragmentos de floresta nativa da área de estudo, para os quais calculou-se as métricas tradicionais de ecologia da

paisagem, desenvolvidas por McGarigal (2015) em ambiente SIG com a ferramenta V-late (2.0), apresentadas na Tabela 3.

Tabela3: Métricas de Ecologia da Paisagem utilizadas na caracterização da estrutura da sub-bacia do Rio Pirapora.

Sigla	Descrição	Breve Justificativa	Fórmula (unidade)
AREA	Área total de um fragmento.	Dá um indicativo das características gerais de um remanescente, além de ser a base para cálculo de outros índices (METZGER, 1999).	$AREA = a_{ij} \times \left(\frac{1}{10.000} \right)$ <p>(Equação 2)</p> <p>a_{ij} = area (m²) do fragmento ij Unidade: hectare (ha)</p>
SHAPE	Perímetro dividido pela raiz quadrada da área do fragmento, ajustado por uma constante. Valor igual ou próximo a um (1) representa formas mais circulares e valores maiores ou iguais a 3 correspondem a formas irregulares (GRISE, 2008).	Tem relação com sua diversidade e sustentabilidade e é tão importante quanto seu tamanho (METZGER, 1999).	$SHAPE = \frac{0,25 \times P_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$ <p>(Equação 3)</p> <p>p_{ij} = perímetro (m) do fragmento ij. a_{ij} = area (m²) do fragmento ij. Unidade: adimensional.</p>

ENN	Distância média do vizinho mais próximo.	A distância média do vizinho mais próximo é a média dessas distâncias para classes individuais no nível de classe e a distância média da classe vizinha mais próxima no nível de paisagem (MCGARIGAL et al., 2012).	$ENN = h_{ij}$ (Equação 4) h_{ij} = distância (m) do fragmento ij para o vizinho mais próximo do mesmo tipo (classe), com base na distância de ponta a ponta do fragmento, computada do centro da célula ao centro da célula. Unidade: metros (m)
------------	--	---	---

Fonte: Adaptado de Mcgarigal et al., (2012).

Para um melhor entendimento da estrutura dos fragmentos florestais, usando os três índices em nível de fragmento (AREA, SHAPE, ENN), os remanescentes foram agrupados em classes elaboradas (conforme descrito a seguir).

1. Métrica de área (AREA): a partir do cálculo da área de todos os remanescentes florestais, os fragmentos foram agrupados em cinco classes de tamanho (em hectare), sendo elas, menores que 1; entre 1 e 10; entre 10 e 50; entre 50 e 500; acima de 500.
2. Métrica de forma (SHAPE): a partir do cálculo do índice de forma de todos os remanescentes florestais, os fragmentos foram agrupados em cinco classes SHAPE (sem unidade), sendo elas, entre 1 e 2; entre 2 e 3; entre 3 e 4; entre 4 e 5 e acima de 5.
3. Métrica de proximidade (ENN): a partir do cálculo do índice de proximidade de todos os remanescentes florestais, os fragmentos foram agrupados em cinco classes ENN (metros), sendo elas, menor que 50; entre 50 e 100; entre 100 e 200; entre 200 e 300; acima de 300.

3.3.2.1 Métricas de Paisagem considerando o relevo

Para entender a influência do relevo na caracterização da estrutura da paisagem, as métricas foram calculadas pela ferramenta V-late 2.0, e posteriormente separou-se os atributos área e perímetro para a geração das métricas AREA e SHAPE considerando o relevo.

Além dos atributos coordenadas X e Y do ponto inicial e final da métrica ENN, para geração de uma linha entre os remanescentes. Em seguida, através da ferramenta “*add surface information*” e do MDT mais adequado (formatos GRID), “corrigiu-se” as geometrias, ou seja, foi inserido as informações extraídas de uma superfície, para determinar uma área, perímetro e distância com os valores altimetria e declividade (média, máxima e mínima) (LOUSADA; LAETA; FERNANDES, 2017).

Importante salientar que para geração da métrica Shape utilizou-se a área e perímetro 3D, mais uma constante para sua obtenção, foi realizada na calculadora de campo através da fórmula disponível na Tabela 3.

3.2.2.2. Comparação das métricas de ecologia da paisagem

Após a geração de todas as métricas com e sem relevo, comparou-se com o intuito de avaliar as diferenças e a influência do relevo entre as métricas, sua localização geográfica, tamanho, forma, distância e porção do relevo. Em relação a paisagem da sub-bacia do Rio Pirapora, as amostras foram submetidas ao Teste t com a hipótese inicial que elas não diferem entre si, ou seja, hipótese nula h_0 , e assim avaliar se são significativa estatisticamente as diferenças (JENNESS, 2004).

3.4. Conectividade Funcional

A avaliação da conectividade funcional foi gerada no software Graphab (versão 2.4), que utiliza a Teoria de Grafos para conduzir a análise (FOLTÊTE; CLAUZEL; VUIDEL, 2012) A Teoria dos Grafos considera o habitat ideal para espécies focais como nós, e links, para criar um vetor espacial representando uma paisagem e seus fluxos biológicos (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007).

Dessa forma, foram necessários os habitats (nós), ou seja, a classe floresta nativa e, os limites da área de estudo (sub-bacia do rio Pirapora). A avaliação não considerou a heterogeneidade da matriz (sendo interpretada em habitat e não-habitat) e apenas a capacidade de dispersão de uma espécie-focal foi considerada.

O índice de Probabilidade de Conectividade (PC), desenvolvido por Saura e Pascual-Hortal (2007) foi utilizado para quantificar a conectividade funcional de cada fragmento florestal na paisagem. O índice é calculado pela seguinte Equação 6.

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*}{A_L^2} \quad (\text{Equação 6})$$

Sendo:

p_{ij}^* : é o valor máximo do produto das probabilidades de todos os caminhos possíveis entre os nós i e j;

$a_i a_j$: são as áreas dos fragmentos i e j, respectivamente.

A_L : a área total florestal e áreas não florestais na paisagem (área total da paisagem);

A probabilidade p_{ij}^* é obtida pela transformação da distância d_{ij} entre os fragmentos i e j, por meio de uma função exponencial (Equação 7), sendo:

$$p_{ij}^* = e^{-\alpha d_{ij}} \quad (\text{Equação 7})$$

O cálculo da distância (d_{ij}) depende do conjunto de links (euclidiano ou valores de distância ponderados pelo MDT) e nesse caso foi considerado os valores obtidos pelos dois conjuntos euclidiano e do MDT selecionado.

De acordo com Hatfield; Orme; Banks-Leite (2018), após comparar valores de dispersão para algumas espécies de aves, mamíferos e insetos das espécies da Mata Atlântica, constatou-se que 50 % dessas espécies podem cruzar até 150m de clareiras abertas entre

manchas florestais. Sendo assim o valor do parâmetro α é uma constante que expressa a intensidade da diminuição da probabilidade de movimento (p) em função da distância (d), para essas avaliações foram utilizados $p = 0,5$ e $d = 150$.

Neste contexto, quando o MDT é importado ao Graphab e o parâmetro coef (c) é ajustado pela ponderação da inclinação (p). Para um dado pixel, o resultado valor de resistência (r_{final}) é calculado pela fórmula:

$$r_{final} = r * (1 + c.p) \quad \text{(Equação 8)}$$

com a inclinação $p = \frac{h}{l}$ razão entre a altura (h) e o comprimento (l).

$p = 0$ se a inclinação for plana, $p = 1$ para uma inclinação de 100% ($h = l$).

Quando $c = 1$ o valor da resistência é dobrado para uma inclinação de 100%.

Quando $c = 10$ o valor da resistência é dobrado para uma inclinação de 10%.

Com isso o MDT altera os custos da espécie percorrer o caminho e assim, a paisagem e os fluxos biológicos considerados resultaram em duas variáveis, os Nodes e os Edges, sendo respectivamente, os fragmentos mais conectados e os caminhos ativos que indicam alta frequência de dispersão de espécies. A métrica PC foi calculada entre 0 a 1 (SAURA; RUBIO, 2010) e o algoritmo Natural Breaks foi utilizado para classificar os valores resultantes no Sistema de Informações Geográficas (SIG).

4- RESULTADOS

Primeiramente avaliou-se o MDT, para seleção do modelo mais adequado para a área de estudo, para isso foram realizados testes estatísticos de correlação e estatística descritiva. Posteriormente, com o modelo selecionado foi extraído a declividade em classes e assim foi possível uma visão do relevo da sub-bacia do Rio Pirapora.

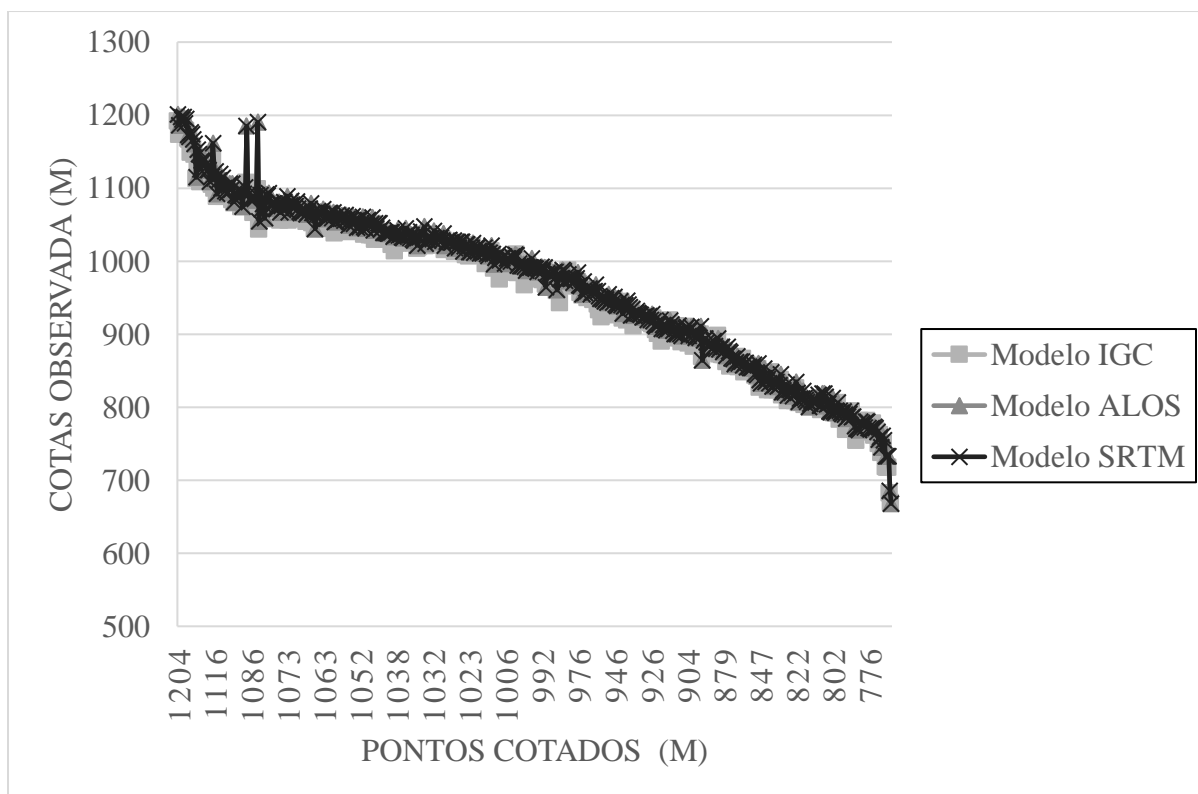
4.1. Modelo Digital do Terreno

Os MDTs quando analisada a correlação (Tabela 4 e Figura 2), os índices de correlação encontrados indicam a existência de forte correlação linear positiva entre os modelos avaliados e o modelo de referência (Figura 3), evidenciando que não há diferenças significativas entre eles. O Modelo IGC apresentou coeficiente de correlação ($\rho= 0,998$), enquanto o modelo ALOS e SRTM apresentaram coeficiente de correlação iguais ($\rho= 0,997$) para o Pontos Cotados e ($\rho= 0,998$) com o Modelo IGC, ou seja, a diferença entre os índices de correlação é insignificante.

Tabela 4. Correlação entre os modelos digitais de terreno (MDTs) da sub-bacia do Rio Pirapora (SP, Brasil).

	<i>Pontos Cotados</i>	<i>Modelo IGC</i>	<i>Modelo ALOS</i>	<i>Modelo SRTM</i>
Pontos Cotados	1,000			
Modelo IGC	0,998	1,000		
Modelo ALOS	0,997	0,998	1,000	
Modelo SRTM	0,997	0,998	1,000	1,000

Figura 3: Dispersão entre as cotas dos Modelo ALOS, Modelo SRTM e Modelo IGC, para sub-bacia do rio Pirapora (SP, Brasil).



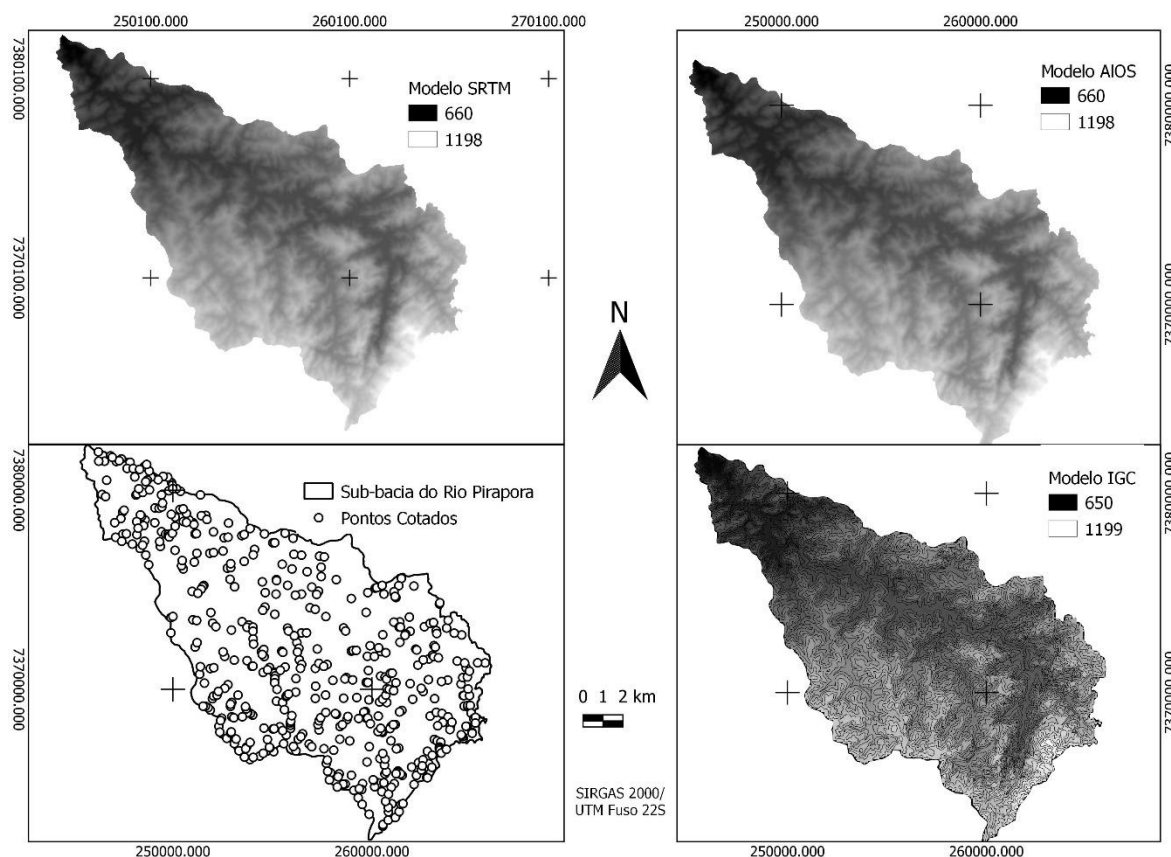
Em relação aos erros, ou seja, a diferença entre os modelos e os pontos cotados (Tabela 5), os modelos ALOS e SRTM apresentaram melhor desempenho de média, mediana e quartil e valor mínimo, enquanto o modelo IGC apresentou diferenças maiores. Ao considerar os erros e a correlação o Modelo IGC não foi selecionado, os modelos ALOS e SRTM apresentaram desempenhos iguais para a área de estudo em relação aos pontos cotados, no entanto a resolução espacial do modelo ALOS é de 12,5m e do SRTM é 30m, sendo esse o fator decisivo para a definição e utilização do modelo ALOS.

Tabela 5. Estatísticas descritivas para os erros, em módulo, obtidos para os modelos e correlação de Spearman, tendo como verdade terrestre os pontos cotados.

Modelo	Análise descritiva dos erros						Correlação de Spearman
	Mínimo	1° Quartil	Mediana	Média	3° Quartil	Máximo	
Modelo IGC	40,76	4,90	8,02	8,18	11,90	23,94	0,998
Modelo ALOS	38,23	2,77	1,51	0,40	4,31	106,44	0,997
Modelo SRTM	38,23	2,77	1,51	0,40	4,13	106,44	0,997

Figura 4. Modelos de Elevação do Terreno avaliados para a sub-bacia do Rio Pirapora-

SP.



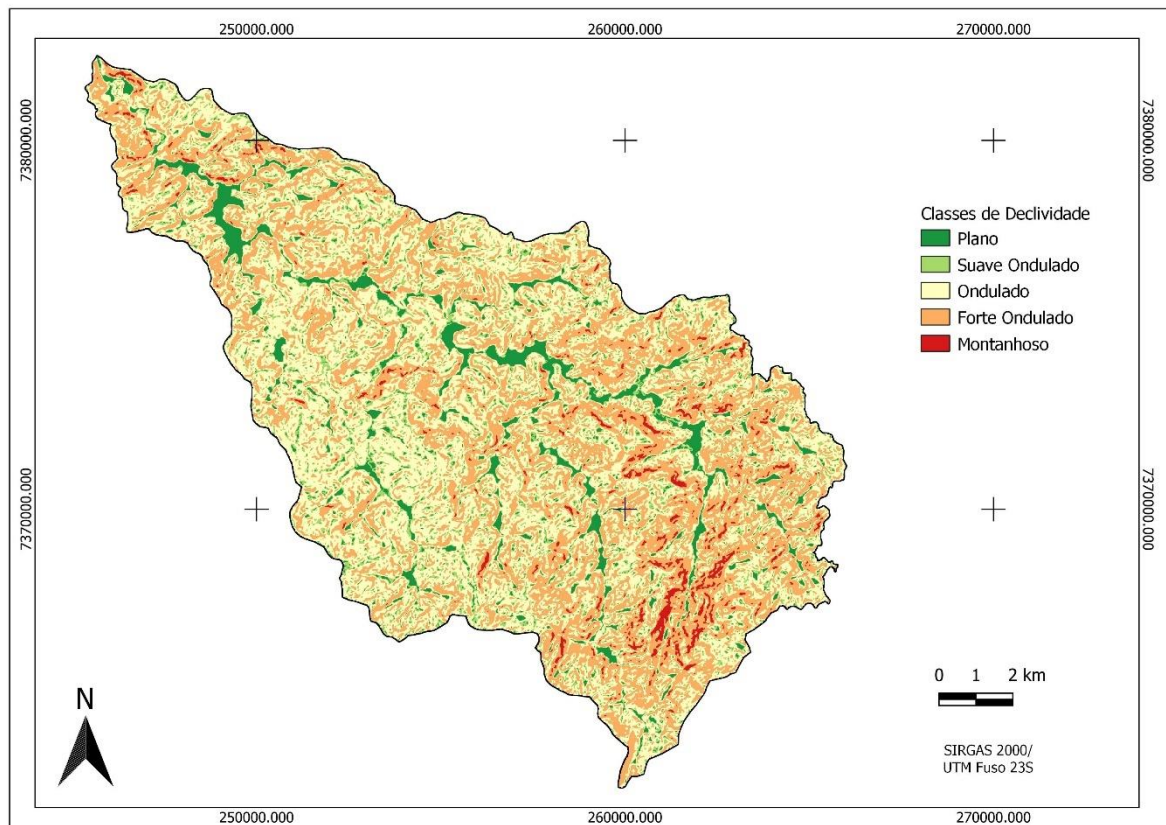
A partir do mapa de declividade do Modelo ALOS (Figura 8), pode-se afirmar que a sub-bacia tem predomínio de sua área com relevo ondulado e forte ondulado, sendo respectivamente 45,14% e 37,59% de ocupação de sua área total. As demais classes ocupam porções pequenas de área totalizando 17,26% da área, sendo a classe montanhoso (1,99%), plano (6,34%) e relevo suave ondulado (8,93%).

Tabela 6. Área (%) ocupada por classes de declividade na bacia do rio Sarapuí (SP, Brasil).

ID	Classificação*	Classe de declividade	% Área
1	Plano	< 3%	6,34
2	Suave ondulado	3-8%	8,93
3	Ondulado	8-20%	45,14
4	Forte ondulado	20-45%	37,59
5	Montanhoso	> 45%	1,99

*adaptado de Embrapa (1999).

Figura 5. Distribuição das classes de declividade na sub-bacia do Rio Pirapora.



4.2- Avaliação da Estrutura Florestal

Primeiramente, iniciou a análise da paisagem a partir do uso e cobertura do solo, extraindo informações essenciais para a avaliação da estrutura florestal, realizada através de métricas de ecologia da paisagem, e posteriormente da combinação relevo e métricas.

4.2.1. Uso e Cobertura do Solo

A sub-bacia do rio Pirapora é composta por diferentes classes de uso e cobertura do solo, tendo remanescentes de floresta nativa entre eles. Seu uso de maior representatividade é a vegetação nativa, ocupando 45,21% de sua área total. Como outros usos têm-se a agricultura (culturas agrícolas anuais, horticultura e grãos) com 23,13%, a pastagem com 20,28%, áreas urbanas com 5,42%, a floresta plantada com 4,09%, e, ainda, pequenas áreas ocupadas por agricultura perenes com 0,77% e mineração 0,03% (Figura 6). Totalizam cerca de 99% da área de estudo, a classe rede de drenagem que possui lagos, rios, córregos e reservatórios, representando 0,34% da área total e, ainda, as áreas ocupadas pela malha viária, que equivalem a 0,72%.

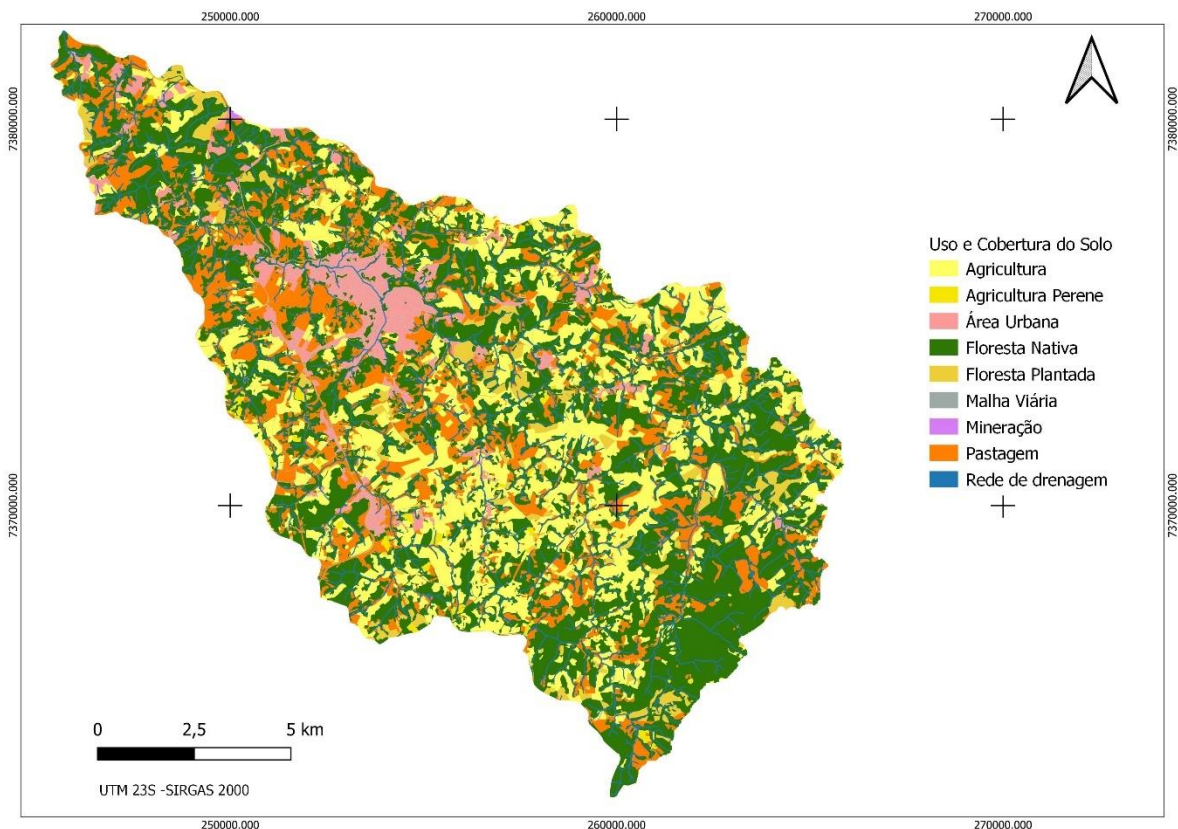


Figura 6. Uso e cobertura do solo da sub-bacia do rio Pirapora, SP.

4.2.2. Métricas de Ecologia da Paisagem

Foram identificados 291 fragmentos de floresta na paisagem, com tamanho médio de 27,41 ha e desvio padrão de 164,02. A análise da mediana demonstrou que mais de 50% dos fragmentos estão abaixo de 3,84 ha.

O cálculo das métricas evidenciou heterogeneidade dos fragmentos em termos de área e quantidade. A métrica AREA mostrou média de 27,41ha (desvio padrão = 164,02 e Coeficiente de variação = 598%), sendo decrescente em relação as classes. Os fragmentos menores, com área de até 10 ha, são quantitativamente significativos correspondendo a 70,79% da totalidade dos fragmentos existentes na paisagem, no entanto no percentual de área representa apenas 7,84% da paisagem, o que se pode observar na figura 3.

As demais classes de tamanho apresentaram-se inversamente proporcionais no quesito área total de ocupação na paisagem e número de fragmentos florestais, ou seja, a classe de tamanho contém um único fragmento que é maior de 500 ha corresponde a 0,34% do total da área de floresta nativa da sub-bacia.

Tabela 7: Classes de tamanhos dos fragmentos florestais, suas quantidades e proporções, além da média das métricas ENN e SHAPE na paisagem da sub-bacia do Rio Pirapora SP.

Classes de distribuição / área (ha)	Número de Fragmentos	Proporção de fragmentos florestais (%)	Área total (ha)	Área em porcentagem (%)	Área média (ha)	ENN média (m)	SHAPE média
>500	1	0,34	2.691,17	33,74	2.691,17	1,84	16,01
500-100	11	3,78	2.352,66	29,49	213,88	5,88	13,36
100-50	12	4,12	903,57	11,33	75,3	13,99	4,54
50-10	61	20,96	1.403,52	17,60	23,01	18,60	3,00
10-1	206	70,79	625,77	7,84	3,04	50,50	1,83
Total	291	100,00	7.976,69	100,00	27,41	4,73	2,11

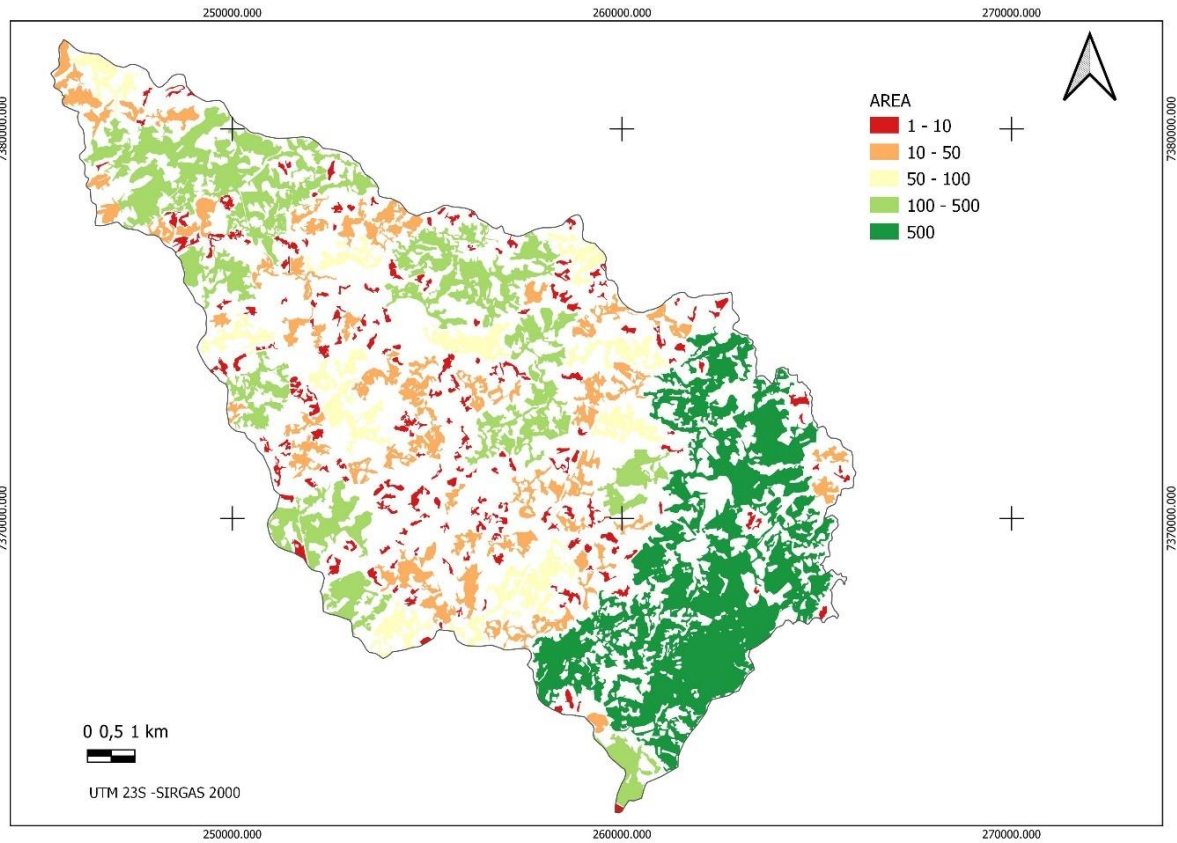


Figura 7: Distribuição dos remanescentes de floresta nativa, considerando classes de tamanho (AREA) na sub-bacia do Rio Pirapora.

Considera-se que a métrica SHAPE quando próxima a um (1) indica que o fragmento tem forma circular e quanto mais distante desse valor, mais complexa a forma do fragmento, mais de 60% dos remanescentes florestais da paisagem estudo têm valores de SHAPE entre 1 e 2, porém, representam 6% em área da classe florestal, ou 478 ha, aproximadamente, enquanto a classe com valores de SHAPE maior que 5 representa 54% da área, equivalente a 4.351 ha (Figura 8 e 9).

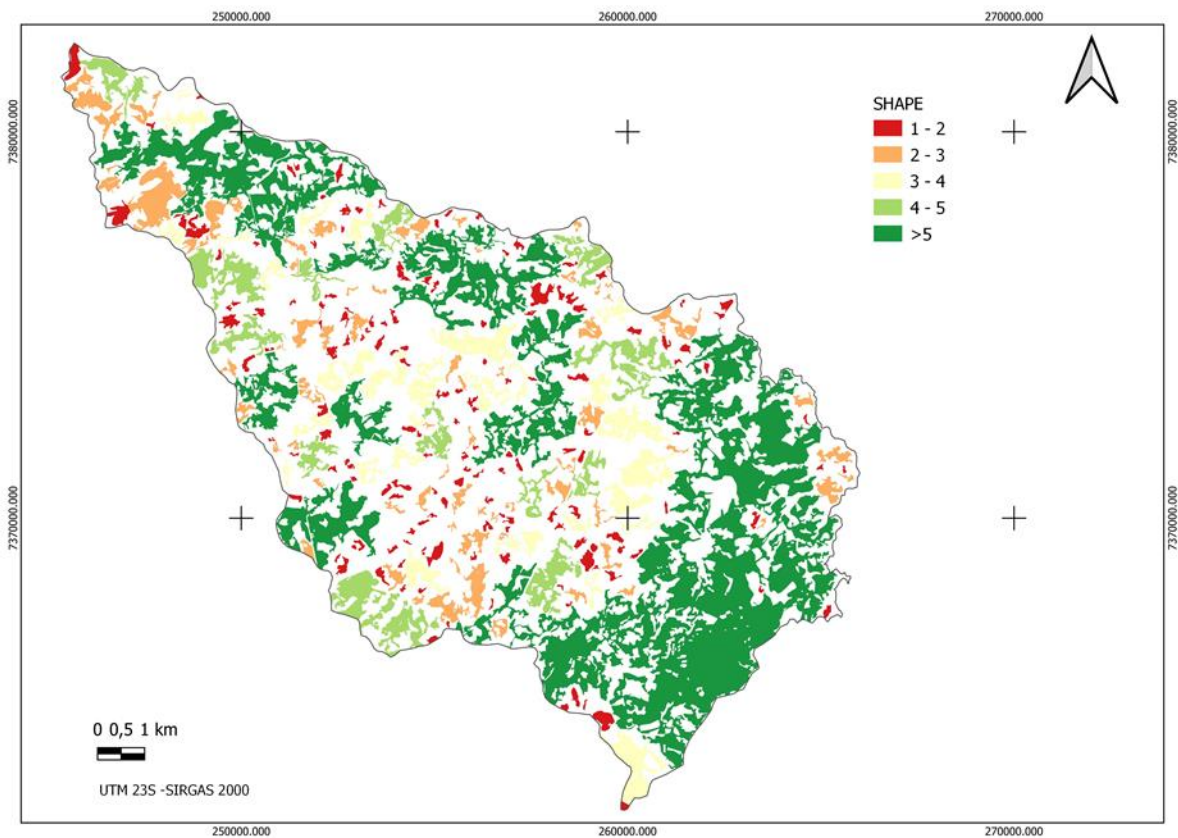


Figura 8 – Distribuição dos remanescentes de floresta nativa por classes de índice de forma (SHAPE).

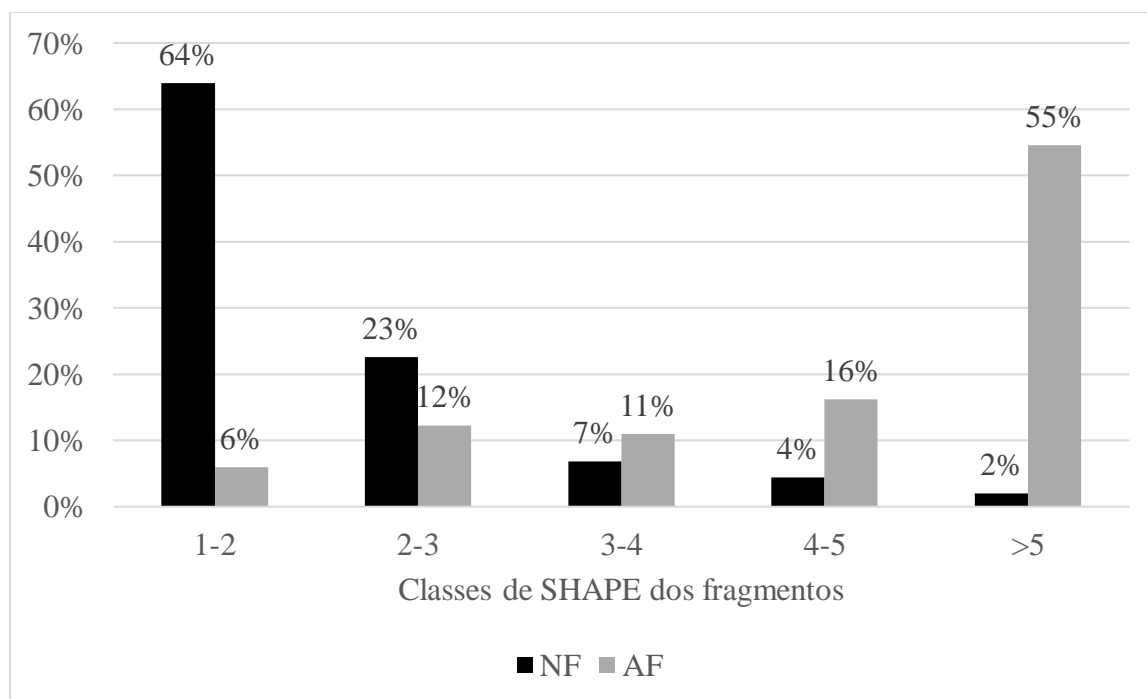


Figura 9 - Porcentagem da área (AF) e do número (NF) de remanescentes de floresta nativa por classe da métrica SHAPE para sub-bacia do Rio Pirapora, SP.

Avaliando a proximidade entre os remanescentes, observa-se que a maior parte dos fragmentos da paisagem (70% do total) possui pelo menos um remanescente com proximidade menor que 50 m de distância de outro (Figura 5) valor médio de proximidade foi de 40,739 m (desvio padrão = 45,27 m; coeficiente de variação = 111,13%) entre fragmentos florestais.

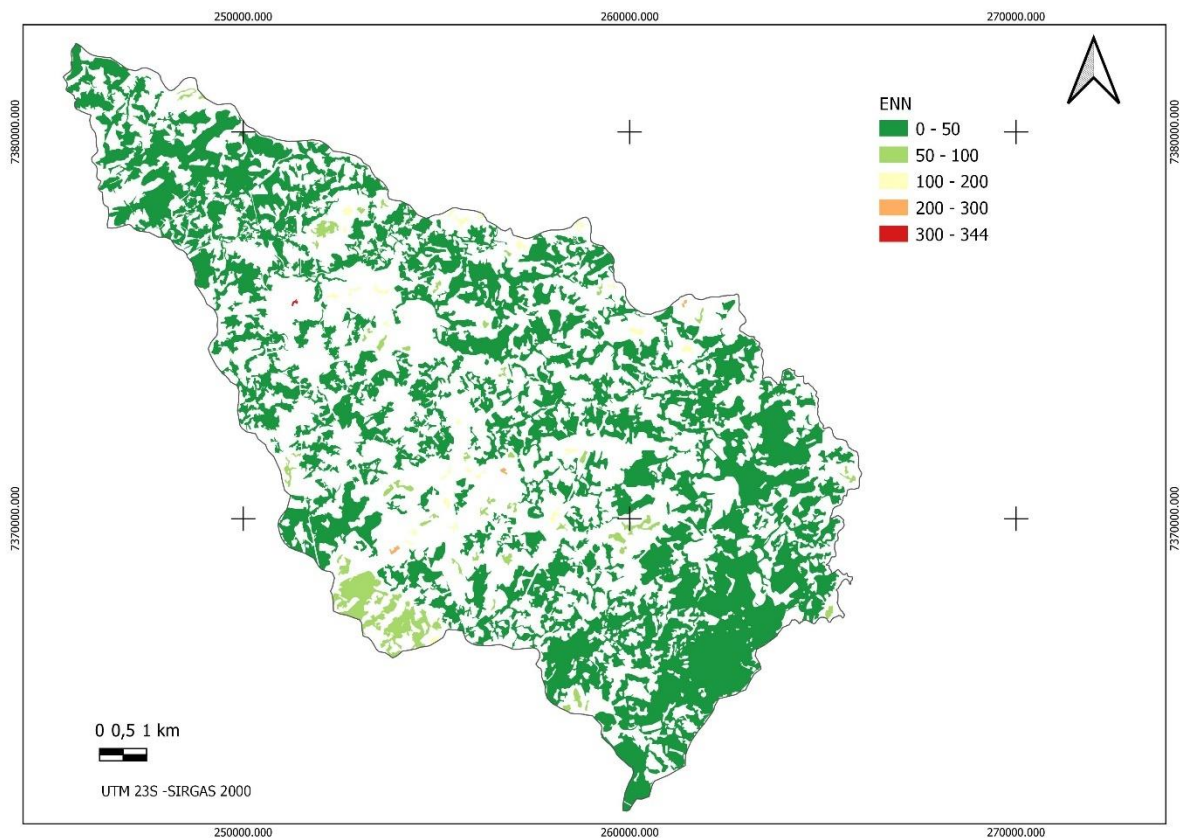
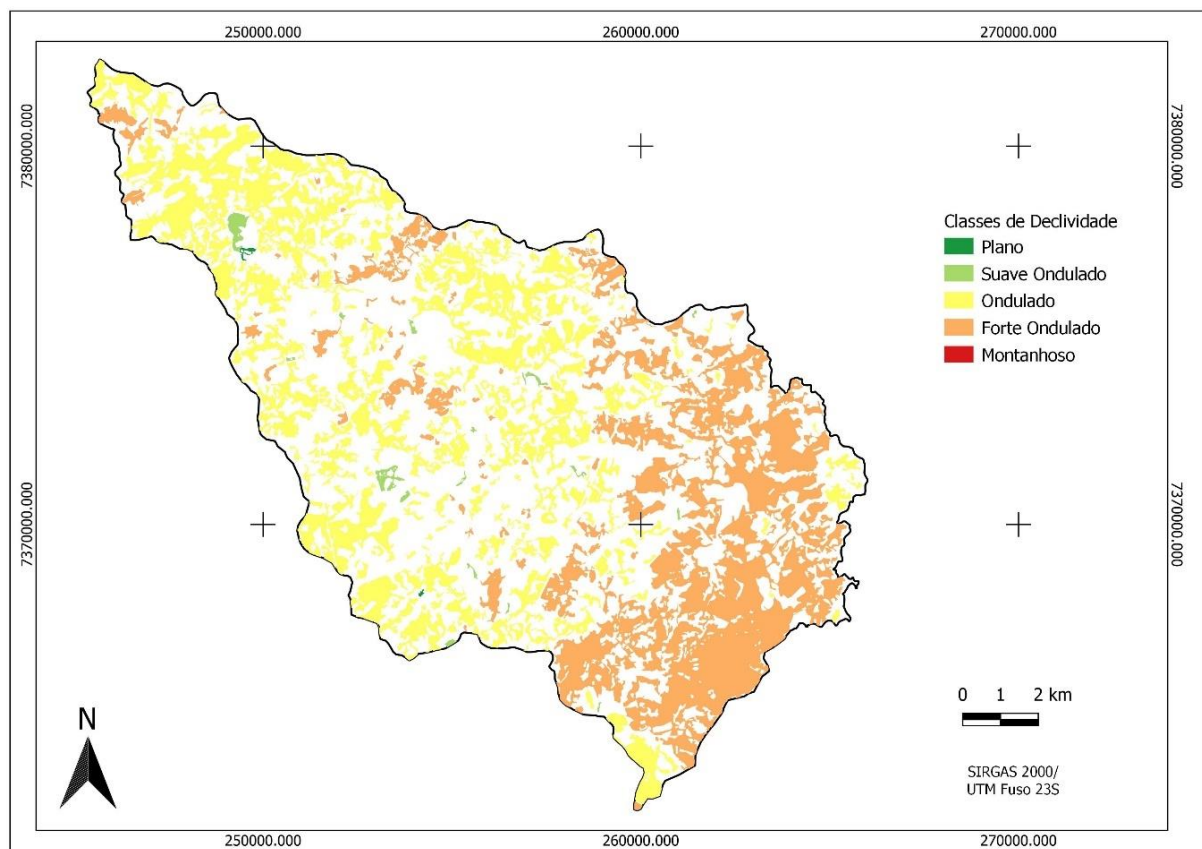


Figura 10 – Distribuição dos remanescentes de floresta nativa por classes de distância entre fragmentos (ENN).

4.2.3. Métricas de Ecologia da Paisagem, considerando o relevo

Caracterizando fragmentos florestais da sub-bacia do Rio Pirapora e as classes de declividade, pode-se afirmar há predominância da classe ondulado com 70%, enquanto 25% forte ondulado, e demais classes juntas totalizam 5% (Figura11).

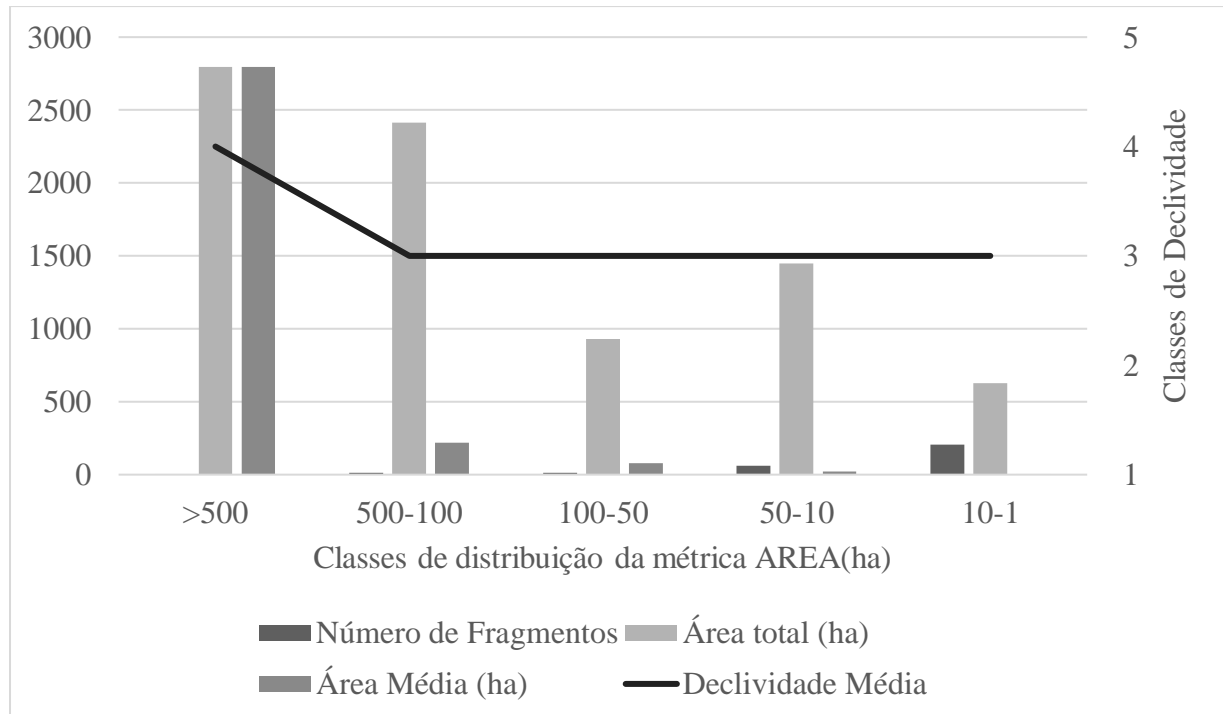
Figura 11. Classes de declividades dos fragmentos florestais na paisagem da sub-bacia do Rio Pirapora, SP.



Considerando o relevo, a área média dos fragmentos foi de 28,21 ha, com desvio padrão de 170,14 e coeficiente de variação de 603% (Tabela 5), ao distribuir as áreas em classes vemos a quantidade de fragmentos ser inversamente proporcional, sendo a classe de 10-1ha com 205

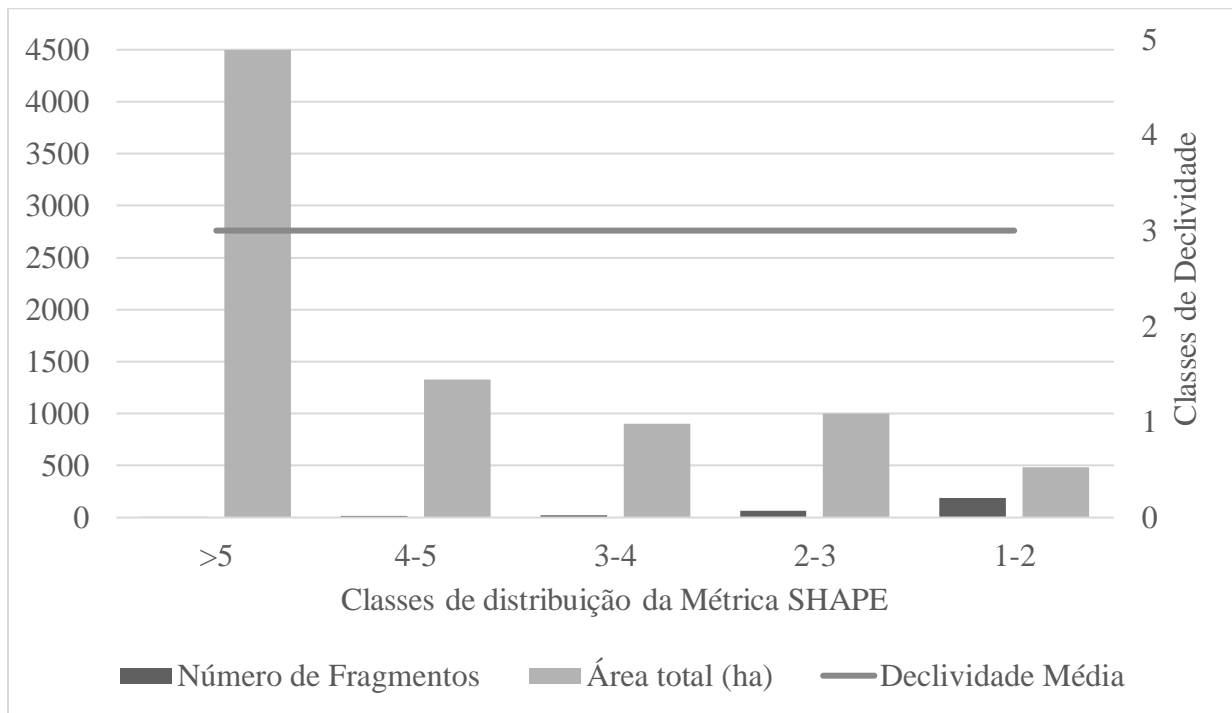
fragmentos e 7,63 % da área total, enquanto a classe maior que 500ha corresponde a 1 fragmento e tem 34,03% da área total, e declividade.

Figura 12. Área total, número de fragmentos e a declividade média por classes da métrica AREA, considerando o relevo na paisagem da sub-bacia do Rio Pirapora, SP.



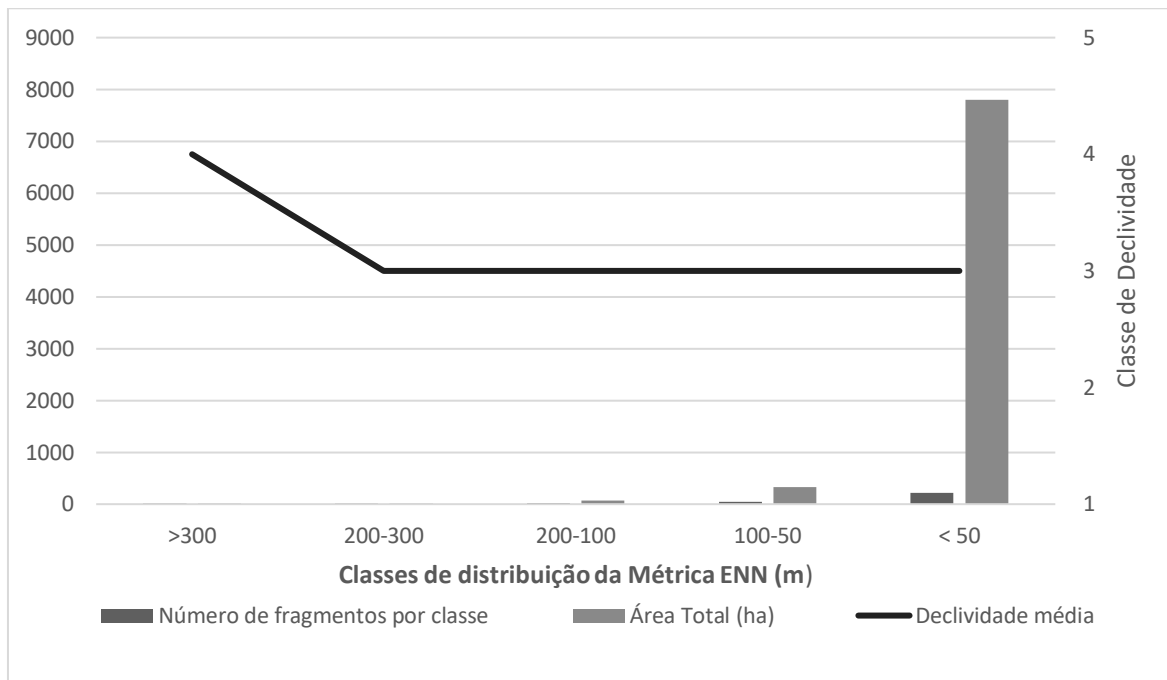
A métrica SHAPE considerando o relevo, a média dos fragmentos foi 2,10ha (desvio padrão= 1,28) e a mediana foi 1,70ha o que possibilita afirmar que pelo menos 50% dos fragmentos apresentam-se na classe 1-2, na paisagem o fragmento com maior SHAPE (14,09) e o menor (0,95) correspondem a maior e menor área respectivamente.

Figura 13. Área total, número de fragmentos e a declividade média por classes da métrica SHAPE, considerando o relevo na paisagem da sub-bacia do Rio Pirapora, SP.



Avaliando a proximidade entre os fragmentos (i.e. distância média do vizinho mais próximo) por meio da métrica ENN, observa-se que maioria encontra-se na classe ondulado (8-20% de declividade), sendo a distância máxima 351,22m dentro da matriz urbana, e a área total dos fragmentos encontra-se na classe menor que 50 metros.

Figura 14. Área total, número de fragmentos e a declividade média por classes da métrica ENN, considerando o relevo na paisagem da sub-bacia do Rio Pirapora, SP.



Ao comparar as métricas com e sem relevo, a métrica AREA apresentou maiores diferença de área nos maiores fragmentos, sendo a maior diferença 102,8ha no maior fragmento da paisagem, e os fragmentos acima de 115ha apresentaram diferenças maiores que 2ha (Figura 12), as diferenças entre os métodos apresentaram média de 0,80ha, um desvio padrão de 6,15 e coeficiente de variação 771%, quando aplicado o teste t nas amostras não foram significativos.

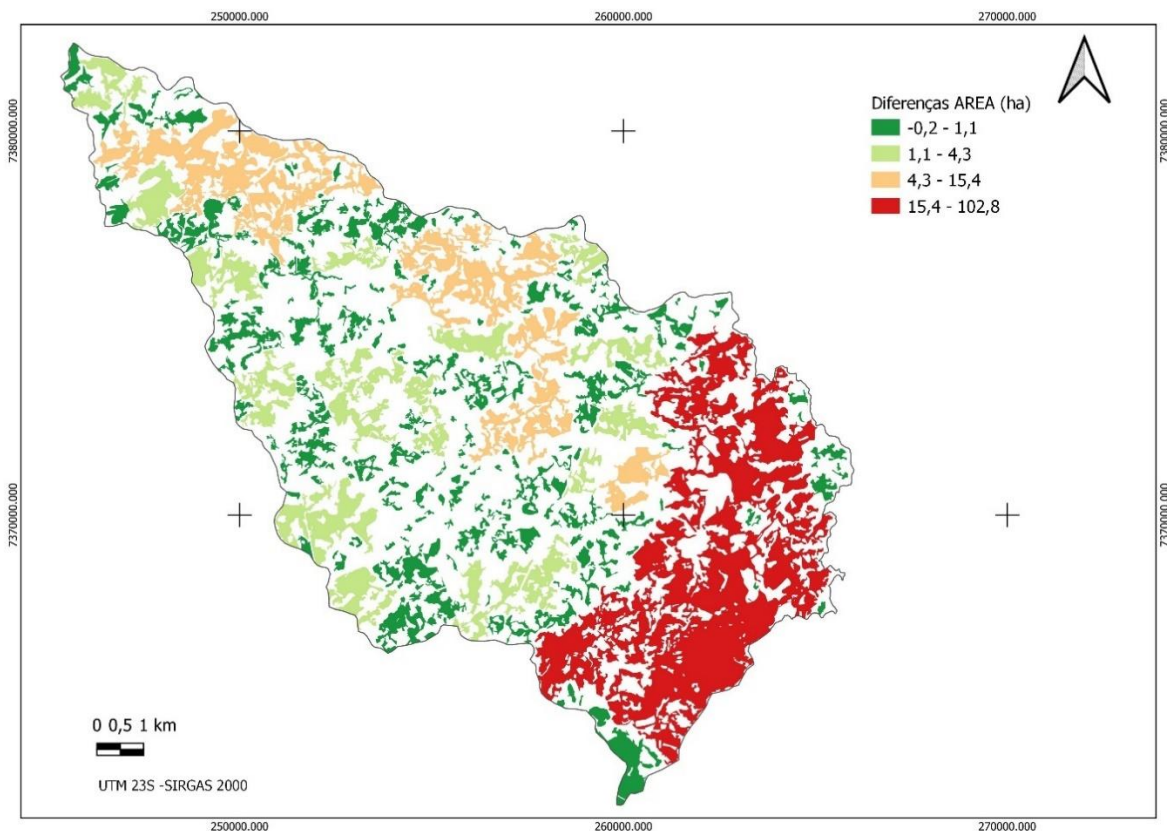


Figura 15: Distribuição espacial das diferenças de área entre o método tradicional e considerando o relevo na sub-bacia do Rio Pirapora, SP.

A métrica SHAPE não apresentou diferenças quanto a ausência ou presença de relevo, o que é compreensível já que usa uma constante e a razão entre área e perímetro. A métrica ENN considerando o relevo, quando comparada com a métrica tradicional apresentou diferença média 0,39m (desvio padrão=0,83m e coeficiente de variação=111,13%), sendo a maior diferença entre a distância do fragmento mais próximo de 7m, conseqüentemente referente a maior distância do vizinho mais próximo (343 m) (Figura16).

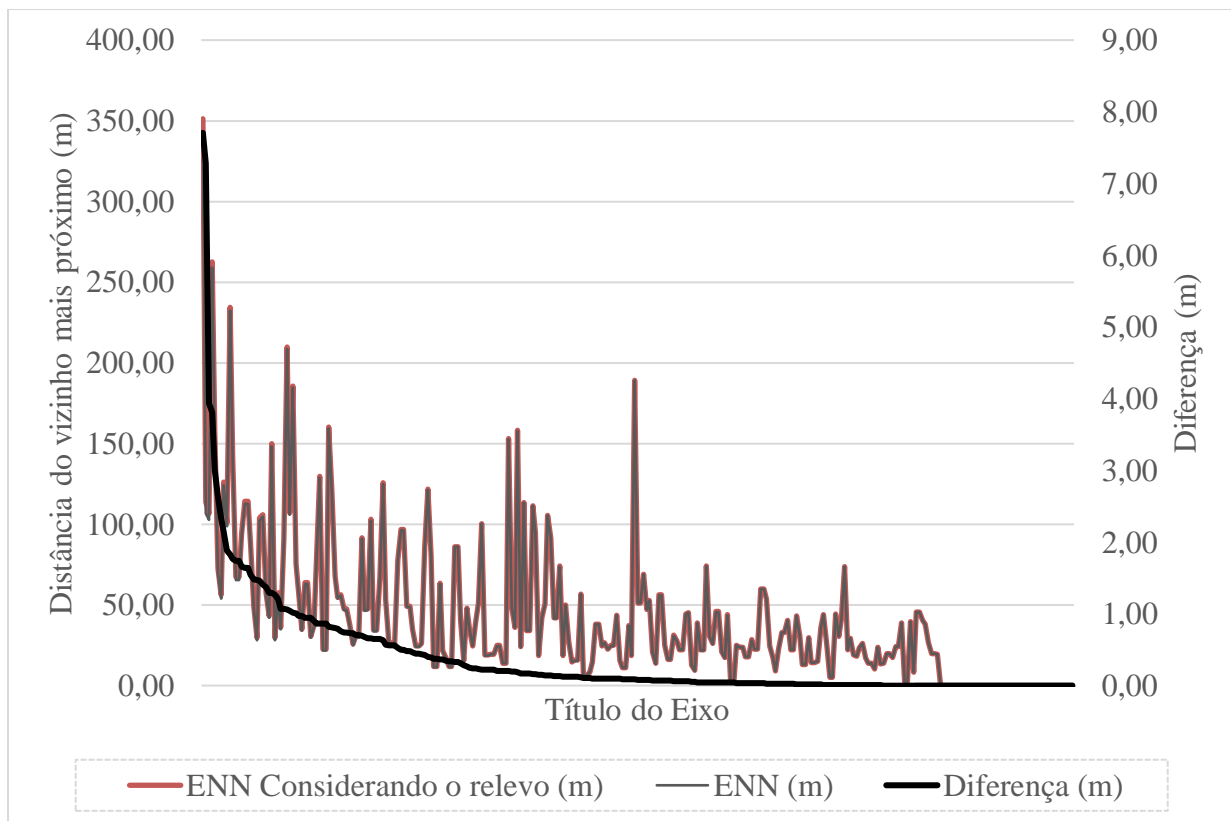


Figura 16: Diferenças entre o ENN através do método tradicional e considerando o relevo, na sub-bacia do Rio Pirapora, SP.

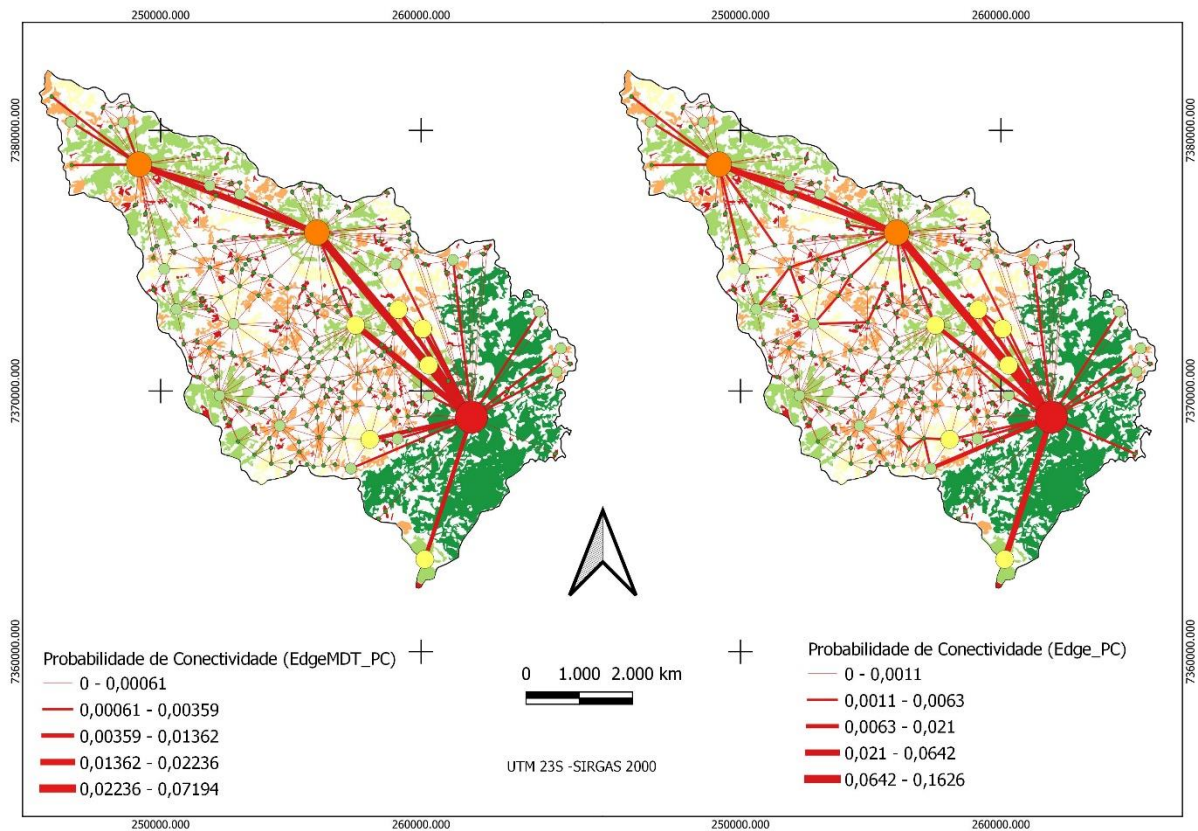
4.3. Avaliação da Conectividade Funcional

Através da Teoria de Grafos extraiu a conectividade funcional da área de estudo, ao analisar os Nodes da Probabilidade de conectividade (PC) da paisagem da sub-bacia do Rio Pirapora, observou-se os valores variando entre 0,759464 e 0,00001, esses valores são constante independente da adição dos valores do MDE, vale ressaltar que o fragmento que apresenta o maior valor de Node_PC é também o que tem a maior área da paisagem (Figura 17), representando 36% da área total dos fragmentos, enquanto os menores valores correspondem a 19% da área da paisagem, no entanto não é imperativo o quarto maior fragmento com área 212ha não apresenta grande valor para Node_PC.

ter valores mais altos. Diferente dos caminhos com MDT que apresentam a declividade como resistência.

Ambos seguem o caminho do maior fragmento para o segundo maior (que se encontra na foz da sub-bacia), e os demais fragmentos maiores de 10 ha contribuem para a conectividade da paisagem, resultando em uma rede ecológica que promove a ligação de diferentes áreas florestais.

Figura 18. Classes de Área (há) e Probabilidade de Conectividade (EdgeMDT_PC e Edge_PC), na paisagem da sub-bacia do Rio Pirapora, SP.



5. DISCUSSÃO

5.1. Modelo Digital de Terreno

As variáveis associadas ao relevo podem ser obtidas através de Modelos Digitais de Elevação (MDEs) (GROHMANN, 2008), ao comparar os Modelos digitais de terreno obtidos por diferentes base de dados (ALOS, SRTM e IGC) com pontos cotados, não obteve-se diferenças significativas entre os Modelos avaliados através de correlação, no entanto ao analisar os erros os Modelos ALOS e SRTM obteve-se menores diferenças, levando em consideração a resolução e a área de estudo o modelo selecionado foi o ALOS.

De Morisson Valeriano & de Fátima Rossetti (2012), utilizou teste de correlação para fazer comparação entre os produtos gerados a partir de dados SRTM e cartas topográficas, ele comenta que nos resultados recolhidos foi possível perceber que, à medida que a amplitude altimétrica aumenta, maior é a probabilidade de ocorre uma diferença nos dados topográficos gerados entre um modelo e outro. Além de Hernandez; Athayde; Athayde, (2018), afirmar que o método de interpolação TIN apresenta possíveis falhas e não interpola todos os dados disponíveis, o que justificaria que na análise de erros as cartas do IGC apresentarem maiores diferenças.

Os Modelos estudados tem particularidades, segundo Macêdo & Surya (2019) e Viel; Rosa; Mendes Junior (2020) questões do detalhamento produzido entre os produtos gerados pelos sensores ALOS e SRTM, indicando que é perceptível o processo de suavização que ocorre nos resultados provenientes do sensor SRTM, enquanto ao ser avaliado os dados oriundos do ALOS é possível verificar-se uma relação inversa. Além do Modelo gerado através das Cartas Topográfica do IGC tem aceitação de órgãos públicos como referência para licenciamentos e outorgas (REZENDE, 2015).

Assim, a comparação entre os MDTs na sub-bacia do Rio Pirapora, confirma que dependendo do nível de detalhamento do mapa pretendido e da resolução espacial do produto existente, é possível utilizar qualquer um dos produtos analisados na elaboração de mapas hidrológicos e de nascentes para os mais variados trabalhos (WECKMÜLLER; VICENS, 2011).

Posteriormente, com o MDT ALOS selecionado foi gerado Mapa com classes de relevo, intervalos de declividade propostas EMBRAPA (2006), a sub-bacia do Rio Pirapora apresenta relevo predominantemente ondulado com 45,14% de sua área, seguido pela classe forte ondulado com 37,59% e demais classes totalizam 17% entre suave ondulado, plano e montanhoso respectivamente do maior para menor incidência.

Neste sentido, Queiroz Junior et al., (2015) citam que classes mais declivosas, como a forte-ondulada e montanhosa tem mais influência na questão de fragilidade ambiental, no entanto, áreas com topografia mais plana, solos férteis e aspectos ensolarados tem maior ação antrópica (DAYANANDA et al., 2017), sendo a expansão agrícola, a maior ameaça à biodiversidade (WARREN-THOMAS; DOLMAN; EDWARDS, 2015), sendo vista na área de estudo a tendência da agricultura em áreas de relevo ondulado, suave ondulado e plano, e os maiores fragmentos (em relação a área) encontram-se em relevos forte ondulado e montanhoso na paisagem da sub-bacia do Rio Pirapora.

5.2. Estrutura da Paisagem e dos Fragmentos Florestais

A área de estudo, localizada no Município de Piedade estado de São Paulo, apresenta-se como uma paisagem florestal, 45,21% de floresta nativa. Tal proporção de vegetação nativa vem em decorrência de políticas públicas como o Zoneamento Municipal (Lei Municipal nº 4.717, de 04 de novembro de 2021) que institui as Zona de Conservação Ambiental e Zona de

Conservação de Manancial 01 e 02 (PIEDADE, 2021), as quais compreendem os maiores fragmentos florestais da área de estudo, além da sua proximidade com a Zona de Amortecimento do Parque Estadual do Jurupará. Neste contexto, o estudo tem como importância entender os processos da estrutura e conectividade desta paisagem, além de subsidiar o planejamento da conservação e preservação florestal, já que a alta cobertura de vegetação nativa representa grande importância para funções ecológicas e segurança de biodiversidade (BANKS-LEITE et al., 2014).

Tendo como principal atividade econômica a agropecuária que juntas somam 48,8% da paisagem, os sistemas de produção agricultura e pecuária foram os principais responsáveis pelo desmatamento do bioma Mata Atlântica (SILVA; BATISTELLA; MORAN, 2016) Além da tendenciosa escolha da agricultura por lugares planos e de solos férteis (DAYANANDA et al., 2017; LIU; YUNHONG; SLIK, 2014), isso pode ocorrer porque o terreno inclinado é mais difícil de limpar, e os benefícios obtidos com o desmatamento são menores ou os incentivos ao abandono de terrenos desmatados são maiores (SANDEL; SVENNING, 2013).

O tamanho da maioria dos fragmentos de floresta nativa da paisagem é menor que 10ha, totalizando 624,77ha da área total (7,84%), no entanto em quantidade representam 70% dos fragmentos, pequenos remanescentes são importantes pois funcionam como trampolim ecológico para animais migratórios (SAURA et al., 2017). Enquanto o maior fragmento com 2.691,17 ha corresponde a 33% da área total de floresta nativa. Esse perfil é observado em outros estudos realizados no bioma Mata Atlântica, que constatam que pequenos fragmentos ocupam poucas áreas, mas quantitativamente estão em grande número (BARROS; MORO, 2015; FERREIRA et al., 2018).

Os maiores fragmentos florestais, apresentaram maiores valores para a métrica SHAPE, isso considerando que o valor um (1) na métrica SHAPE indica que o fragmento tem forma circular e que, quanto maior esse valor, mais complexa será sua forma (MCGARIGAL, 2015),

pode-se dizer que os maiores fragmentos têm forma mais complexa do que os menores. E assim os grandes fragmentos tem grande capacidade de sustentar espécies ao longo do tempo, sendo mais estáveis (METZGER et al., 2009).

Outro fator relevante para garantir a conservação da biodiversidade, é a distância entre fragmentos (MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008), na paisagem da área de estudo tem-se a maior distância é 300m e encontra-se circundada por matriz urbana, enquanto 70% dos fragmentos florestais possuem pelo menos um remanescente com proximidade menor que 50 m circundam fragmentos maiores. Isso porque, a associação entre os fatores 'tamanho pequeno' e 'alta conectividade', como verificada também em outros estudos, pode indicar que recentemente um fragmento de maior área se fragmentou em fragmentos menores, porém próximos entre si, visto terem origem de um mesmo remanescente (DA SILVA; LONGO, 2020; DE JESUS et al., 2015).

De acordo com Diedrich (2016), os fatores geomorfológicos influenciam na ocorrência das florestas, considerando as transformações de fitofisionomias e outros efeitos como o de borda a borda. Sendo a declividade um fator geomorfológico, foi observado que a maioria dos fragmentos florestais correspondem a classe de declividade ondulado (aproximadamente 70%) e em área 53%. Além da influência indireta do relevo, devido ao fato do desmatamento ser menos intenso nas regiões mais altas (DA SILVA et al., 2008; DE MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

Para os fragmentos de floresta nativa obteve que o relevo influência nos valores com maior área e maior distância do vizinho mais próximo por exemplo quando a área é maior que 115ha e na métrica de ENN quando os fragmentos se encontram mais isolados (mais de 150 metros de distância), enquanto a métrica SHAPE não apresentou diferença.

As diferenças entre as métricas ficavam mais pronunciadas quando os fragmentos se encontram na classe forte ondulado. Jenness (2004) afirma que ao analisar métricas de ecologia

da paisagem 2D e 3D podem ter diferenças significativas decorrentes das ondulações do terreno em paisagens montanhosas.

Chen; Xu; Devereux (2014), preconiza que o padrão de paisagem vertical pode ser melhorado e informações mais precisas e detalhadas podem ser adquiridas usando o Lidar aerotransportado de alta resolução. Assim como, Bunyan et al.(2015) e Hoechstetter et al., (2008), em seus trabalhos ao promover a inclusão do fator topográfico em métricas, especialmente para área de habitat e isolamento ou fragmentação de habitat que são variáveis-chave em muitas análises centradas em espécies, o uso de algoritmos de correção para essas geometrias parece oferecer a possibilidade de melhores resultados isso pode valer especialmente para exames onde a área de habitat ou o isolamento desempenham um papel importante.

5.3. Conectividade Funcional

No que diz respeito, especificamente, ao entendimento da conectividade funcional na paisagem Saura e Rubio (2010) ressaltam o uso da abordagem da teoria dos grafos que transforma manchas da matriz e as distâncias entre elas em gráficos de nós e linhas.

Uma métrica importante para entender a conectividade funcional é a Probabilidade de Conectividade (PC), que fornece dados em linhas e nós, sendo os nós (Nodes) levam a área e seu potencial demográfico em consideração (FOLTÊTE; CLAUZEL; VUIDEL, 2012), e indicam os fragmentos com mais probabilidade de conexão, na paisagem da sub-bacia do Rio Pirapora é possível observar que o maior fragmento em área (2.691 ha) é também o maior PC, no entanto o quarto maior fragmento com área 212ha não segue o mesmo padrão, podemos afirmar que tal fragmento encontra-se numa porção da paisagem mais antropizada (agricultura

e pastagem) então seu potencial espacial impossibilita a acomodação de espécies com qualidade (CLAUZEL et al., 2015; FOLTÊTE et al., 2012).

Outro ponto importante é que a métrica PC fornece são as linhas (Edges) que indica o melhor fluxo para as espécies, utilizou-se de distância máxima 150 m, para dispersão de múltiplos animais como citado em Hatfield; Orme; Banks-Leite (2018), a paisagem apresentou caminhos mais fluidos sem a inserção de valores de resistência (MDT), ligando os maiores fragmentos ao longo da sub-bacia do Rio Pirapora. Segundo Saura; Rubio (2010), isso significa que fragmentos grandes podem servir como abrigo e local de reprodução, e ao mesmo tempo produzir ou receber fluxos de dispersão para outros fragmentos da paisagem.

6. CONCLUSÃO

O conjunto de metodologias utilizadas, como Teoria dos Grafos e a utilização de métricas da ecologia de paisagem e a variável relevo, possibilitaram a caracterização da estrutura e a conectividade os fragmentos florestais em uma paisagem agrícola.

Através dos Modelos Digitais de Terreno, foi possível ter uma visão da declividade, sendo que todas as bases de dados são gratuitas e no caso das Cartas topográficas do IGC são utilizadas como referência por órgãos públicos. Vale salientar que existem diferenças sutis, mas a escolha deve-se considerar o objetivo do estudo, a precisão desejada, bem como a escala de análise e de apresentação desses dados.

A inserção do relevo em métricas de ecologia da paisagem traz um detalhamento e precisão, principalmente em métricas como a área e a distância do vizinho mais próximo, evidenciando as diferenças e a necessidade de testar em outras escalas e outras métricas de ecologia da paisagem, principalmente em relevos ondulados, forte ondulados e montanhosos, já que as maiores diferenças ocorreram neles e assim capturar aspectos funcionais e estruturais que as métricas tradicionais não conseguem.

Através da Teoria dos Grafos por meio da Probabilidade de Conectividade, reconhece os fragmentos e seus fluxos de grande importância para a conectividade da paisagem, formando uma rede ecológica, oferecendo, além da disponibilidade de habitat, possíveis trampolins e subsídio para a permanência desses fragmentos.

A combinação dessas métricas dão a visão geral da sub-bacia do Rio Pirapora que apresenta alta cobertura florestal, fragmentos grandes na cabeceira e fragmentos menores intermeados por agricultura, além de uma alta conexão entre os fragmentos da paisagem, mostrando a necessidade de políticas públicas de preservação e conservação, e também sua efetividade, além de preconizar o monitoramento dos pequenos fragmentos (alvos mais fáceis), com fiscalização e restauração de zonas ripárias, além de ordenamento do uso e cobertura do solo principalmente em suas áreas agrícolas.

REFERÊNCIAS

ALONSO-F., A. M. et al. Evaluación de la conectividad estructural y funcional en el corredor de conservación Podocarpus-Yacuambi, Ecuador. **Caldasia**, v. 39, n. 1, p. 140–156, 2017.

ATLÂNTICA, F. S. M.; FALLIS, A. . Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica, 2013-2014. **Aqui tem mata?**, v. 53, n. 9, p. 1689–1699, 2013.

BABÍ ALMENAR, J. et al. Assessing habitat loss, fragmentation and ecological connectivity in Luxembourg to support spatial planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 189, n. May, p. 335–351, 2019.

BALBI, M. et al. Least-cost path analysis for urban greenways planning: A test with moths and birds across two habitats and two cities. **Journal of Applied Ecology**, v. 58, n. 3, p. 632–643, 7 mar. 2021.

BANKS-LEITE, C. et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, 2014.

BARROS, K.; MORO, R. Conectividade Estrutural Entre a Floresta Nacional De Piraí Do Sul E Seu Entorno, Paraná, Brasil. **Geoinf: Revista do Programa de Pós-Graduação em Geografia**, v. 7, n. 1, p. 210–233, 2015.

BEALE, C. M. et al. Protected area networks and savannah bird biodiversity in the face of climate change and land degradation. **Ecology Letters**, v. 16, n. 8, p. 1061–1068, 2013.

BOMFIM, B. et al. Interactive effects of land-use change and topography on asymbiotic nitrogen fixation in the Brazilian Atlantic Forest. **Biogeochemistry**, v. 142, n. 1, p. 137–153, 2019.

BUNYAN, M. et al. EFFECT OF TOPOGRAPHY ON THE DISTRIBUTION OF TROPICAL MONTANE FOREST FRAGMENTS: A PREDICTIVE MODELLING APPROACH. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 27, n. 1, p. 30–38, 2015.

CARVALHO JUNIOR, W. DE et al. Evaluation of statistical and geostatistical models of digital soil properties mapping in tropical mountain regions. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 3, p. 706–717, 2014.

CHEN, Z.; XU, B.; DEVEREUX, B. Urban landscape pattern analysis based on 3D landscape models. **Applied Geography**, v. 55, p. 82–91, 2014.

CIAMPALINI, R.; LAGACHERIE, P.; HAMROUNI, H. Documenting GlobalSoilMap.net grid cells from legacy measured soil profile and global available covariates in Northern Tunisia. **Digital Soil Assessments and Beyond - Proceedings of the Fifth Global Workshop on Digital Soil Mapping**, p. 439–444, 2012.

CLAUZEL, C. et al. Assessing the impact of road developments on connectivity across multiple scales: Application to Yunnan snub-nosed monkey conservation. **Biological Conservation**, v. 192, p. 207–217, 2015.

COHEN, J. A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. **Educational and Psychological Measurement**, v. 20, n. 1, p. 37–46, 1960.

CONGALTON, R. G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**, v. 37, n. 1, p. 35–46, 1991.

CORREA AYRAM, C. A. et al. Habitat connectivity in biodiversity conservation: A review of recent studies and applications. **Progress in Physical Geography**, v. 40, n. 1, p. 7–37, 2016.

COULSTON, J. W. et al. An analysis of forest land use, forest land cover and change at policy-relevant scales. **Forestry**, v. 87, n. 2, p. 267–276, 2014.

CUSHMAN, S. A.; MCGARIGAL, K. Metrics and Models for Quantifying Ecological Resilience at Landscape Scales. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 7, n. December, p. 1–21, 2019.

D'ARROCHELLA, M. L. G. Fragmentação florestal da Mata Atlântica: conectividade potencial via polinização por mariposas e modelagem atmosférica. **Geografia em Atos (Online)**, v. 3, n. 18, p. 101–116, 2020.

DA SILVA, A. L.; LONGO, R. M. Landscape ecology and environmental quality of forest remnants in atibaia river sub-basin covering the municipality of Campinas, SP. **Ciencia Florestal**, v. 30, n. 4, p. 1176–1191, 2020.

DA SILVA, W. G. et al. Relief influence on tree species richness in secondary forest fragments of Atlantic Forest, SE, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 2, p. 589–598, 2008.

DANTAS, M. D. S. et al. Diagnóstico da vegetação remanescente de Mata Atlântica e ecossistemas associados em espaços urbanos. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 2, n. 1, p. 87, 2017.

DAYANANDA, S. K. et al. Topography and soil type are critical to understanding how bird and herpetofaunal communities persist in forest fragments of tropical China. **Biological Conservation**, v. 215, n. January, p. 107–115, nov. 2017.

DE JESUS, E. N. et al. Estrutura dos fragmentos florestais da bacia hidrográfica do rio Poxim-SE, como subsídio à restauração ecológica. **Revista Arvore**, v. 39, n. 3, p. 467–474, 2015.

DE MATOS, T. P. V. AVALIAÇÃO DA CONECTIVIDADE DE REMANESCENTES DE VEGETAÇÃO NATIVA EM MATRIZ AGRÍCOLA, CONSIDERANDO OS ÍNDICES ECOLÓGICOS PARA AVES. **TESE Veridiana**, v. 151, p. 10–17, 2015.

DE MATOS, T. P. V. et al. Protected areas and forest fragmentation: sustainability index for prioritizing fragments for landscape restoration. **Geology, Ecology, and Landscapes**, v. 00, n. 00, p. 1–13, 2019.

DE MELLO, K. et al. Multicriteria evaluation for protected area definition aiming at water quality improvement. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 3, 2018.

DE MELLO, K.; TOPPA, R. H.; CARDOSO-LEITE, E. Priority areas for forest conservation in an urban landscape at the transition between Atlantic Forest and Cerrado. **Cerne**, v. 22, n. 3, p. 277–288, 2016.

DE MORISSON VALERIANO, M.; DE FÁTIMA ROSSETTI, D. Topodata: Brazilian full coverage refinement of SRTM data. **Applied Geography**, v. 32, n. 2, p. 300–309, 2012.

DICKSON, B. G. et al. Models of regional habitat quality and connectivity for pumas (*Puma concolor*) in the Southwestern United States. **PLoS ONE**, v. 8, n. 12, 2013.

DIEDRICH, V. L. ÁREAS POTENCIAIS À OCORRÊNCIA DE FLORESTA NATIVA POR MEIO DE DADOS GEOMORFOMÉTRICOS E HIDROGRÁFICOS , REGIÃO DOS CAMPOS DE CIMA DA SERRA – RS Potential Areas to Native Forest Occurrence Through the Geomorphometric Data and Hydrography , Campos de Cima da . p. 929–943, 2016.

DIXO, M. et al. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 8, p. 1560–1569, 2009.

EHLERS SMITH, D. A.; EHLERS SMITH, Y. C.; DOWNS, C. T. Promoting functional connectivity of anthropogenically-fragmented forest patches for multiple taxa across a critically endangered biome. **Landscape and Urban Planning**, v. 190, n. May, p. 103579,

2019.

ESSER, L. F.; NEVES, D. M.; JARENKOW, J. A. Habitat-specific impacts of climate change in the Mata Atlântica biodiversity hotspot. **Diversity and Distributions**, v. 25, n. 12, p. 1846–1856, 2 dez. 2019.

EVELIN, U. et al. Landscape Metrics and Indices: An Overview of Their Use in Landscape Research. **Living Reviews in Landscape Research**, v. 3, n. 1, p. 1–28, 2009.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 34, p. 487–515, 2003.

FARR, T. G. **The shuttle radar topography mission** IEEE Aerospace Conference Proceedings, 2000.

FERREIRA, I. J. M. et al. Spatial dimension landscape metrics of atlantic forest remnants in paraná state, Brazil. **Acta Scientiarum - Technology**, v. 40, p. 1–8, 2018.

FOLTÊTE, J. C. et al. Integrating graph-based connectivity metrics into species distribution models. **Landscape Ecology**, v. 27, n. 4, p. 557–569, 2012.

FOLTÊTE, J. C.; CLAUZEL, C.; VUIDEL, G. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. **Environmental Modelling and Software**, v. 38, p. 316–327, 2012.

FOLTÊTE, J. C.; GIRARDET, X.; CLAUZEL, C. A methodological framework for the use of landscape graphs in land-use planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 124, n. January, p. 140–150, 2014.

GONZÁLEZ-GARCÍA, A. et al. Quantifying spatial supply-demand mismatches in ecosystem services provides insights for land-use planning. **Land Use Policy**, v. 94, n. May 2018, p. 104493, 2020.

GRAFIUS, D. R. et al. A bird’s eye view: using circuit theory to study urban landscape connectivity for birds. **Landscape Ecology**, v. 32, n. 9, p. 1771–1787, 2017.

GRT-REGAMEY, A. et al. Integrating ecosystem services into spatial planning—A spatial

decision support tool. **Landscape and Urban Planning**, v. 165, p. 206–219, 2017.

GRIFFITHS, R. P.; MADRITCH, M. D.; SWANSON, A. K. The effects of topography on forest soil characteristics in the Oregon Cascade Mountains (USA): Implications for the effects of climate change on soil properties. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 1, p. 1–7, 2009.

GROHMAN, G.; KROENUNG, G.; STREBECK, J. Filling SRTM voids: The delta surface fill method. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 72, n. 3, p. 213–216, 2006.

GROHMANN, C. H. Aplicações dos modelos de elevação SRTM em geomorfologia. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 2, n. 2, p. 73–83, 2008.

GROHMANN, C. H. Análise Digital de Terreno: Aplicações em Geologia e Geomorfologia. **Concurso para obtenção do Título de Livre Docente junto ao Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo**, 2015.

GUTH, P. L. et al. Digital elevation models: Terminology and definitions. **Remote Sensing**, v. 13, n. 18, p. 1–19, 2021.

HATFIELD, J. H.; ORME, C. D. L.; BANKS-LEITE, C. Using functional connectivity to predict potential meta-population sizes in the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 215–220, 2018.

HERNANDEZ, P. G. L.; ATHAYDE, G. B.; ATHAYDE, C. DE V. M. Técnicas de espacialização de parâmetros hidrogeológicos: estudo de caso em aquíferos sedimentares no estado do paraná. p. 1–4, 2018.

HOECHSTETTER, S. et al. Effects of topography and surface roughness in analyses of landscape structure - A proposal to modify the existing set of landscape metrics. **Landscape Online**, v. 3, n. 1, p. 1–14, 2008.

HOSEN, J. D.; ARMSTRONG, A. W.; PALMER, M. A. Dissolved organic matter variations

in coastal plain wetland watersheds: The integrated role of hydrological connectivity, land use, and seasonality. **Hydrological Processes**, v. 32, n. 11, p. 1664–1681, 2018.

JENNESS, J. S. Determining surface area from DEM. **Wildlife Society Bulletin**, v. 32, n. 3, p. 829–839, 2004.

LEVINE, N. M. et al. Ecosystem heterogeneity determines the ecological resilience of the Amazon to climate change. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 113, n. 3, p. 793–797, 2016.

LI, J. et al. **Identifying potential refugia and corridors under climate change: A case study of endangered Sichuan golden monkey (*Rhinopithecus roxellana*) in Qinling Mountains, China****American Journal of Primatology**, 2018.

LIU, J.; YUNHONG, T.; SLIK, J. W. F. Topography related habitat associations of tree species traits, composition and diversity in a Chinese tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 330, p. 75–81, 2014.

LOUSADA, G.; LAETA, T.; FERNANDES, M. DO C. F. Análise de diferentes metodologias para o cálculo de área em superfície modelada. v. 91, n. 5, p. 4227–4234, 2017.

LUANA, S.; HOU, X.; WANG, Y. Assessing the Accuracy of SRTM Dem and Aster Gdem Datasets for the Coastal Zone of Shandong Province, Eastern China. **Polish Maritime Research**, v. 22, n. s1, p. 15–20, 2015.

MACÊDO, R. J. A. DE; SURYA, L. Comparação Entre Modelos Digitais De Elevação Dos Sensores Srtm E Alos Palsar Para Análise Digital De Terreno. **Revista Contexto Geográfico**, v. 3, n. 6, p. 47, 2019.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2184–2192, 2008.

MATOS, C. et al. Landscape connectivity and spatial prioritization in an urbanising world: A

network analysis approach for a threatened amphibian. **Biological Conservation**, v. 237, n. April, p. 238–247, 2019.

METZGER, J. P. et al. Considering landscape-level processes in ecosystem service assessments. **Science of The Total Environment**, v. 796, p. 149028, nov. 2021.

MIRANDA, G. et al. Análise de Qualidade de Amostragem e Interpolação na Geração de MDE. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 70, n. 1, p. 226–257, 31 mar. 2018.

MOLIN, P. G. et al. A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 6, p. 2767–2778, 3 nov. 2018.

MONMANY, A. C. et al. How are landscape complexity and vegetation structure related across an agricultural frontier in the subtropical Chaco, NW Argentina? **Journal of Arid Environments**, v. 123, p. 12–20, 2015.

PARRON, L. M. et al. Research on ecosystem services in Brazil: a systematic review. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 14, n. 3, p. 1, 6 maio 2019.

PIEDADE. Lei nº 4717, 04 de novembro de 2021. **Prefeitura Municipal de Piedade/SP**, p. 1–18, 2021.

QUEIROZ JUNIOR, V. et al. Uso de geotecnologias na caracterização da fragilidade ambiental da Bacia da UHE Foz do Rio Claro (GO). **Geofocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica**, v. 0, n. 15, p. 193–212, 2015.

QUITIÁN, M. et al. **Elevation-dependent effects of forest fragmentation on plant–bird interaction networks in the tropical Andes** *Ecography*, 2018.

REZENDE, F. S. DE. Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015, INPE. **Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasi**, n. 1, p. 6381–6388, 2015.

RIBEIRO, J. W. et al. Effects of agriculture and topography on tropical amphibian species and

communities. **Ecological Applications**, v. 28, n. 6, p. 1554–1564, 2018.

RIBEIRO, M. P.; MELLO, K. DE; VALENTE, R. A. Avaliação da estrutura da paisagem visando à conservação da biodiversidade em paisagem urbanizada. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 3, p. 819–834, 1 set. 2020.

ROBERTSON, E. P. et al. Isolating the roles of movement and reproduction on effective connectivity alters conservation priorities for an endangered bird. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 115, n. 34, p. 8591–8596, 2018.

ROCHAT, E. et al. Persistence of butterfly populations in fragmented habitats along urban density gradients: Motility helps. **Heredity**, v. 119, n. 5, p. 328–338, 2017.

ROSA, J. F.; RAMALHO, M.; ARIAS, M. C. Functional connectivity and genetic diversity of *Eulaema atleticana* (Apidae, Euglossina) in the Brazilian Atlantic Forest Corridor: assessment of gene flow. **Biotropica**, v. 48, n. 4, p. 509–517, 2016.

SALAZAR, A. A. et al. Restoration and conservation of priority areas of caatinga's semi-arid forest remnants can support connectivity within an agricultural landscape. **Land**, v. 10, n. 6, 2021.

SAMPSON, C. C. et al. Perspectives on open access high resolution digital elevation models to produce global flood hazard layers. **Frontiers in Earth Science**, v. 3, n. January, p. 1–6, 2016.

SANDEL, B.; SVENNING, J. C. Human impacts drive a global topographic signature in tree cover. **Nature Communications**, v. 4, 2013.

SANTOS, R. C. DOS et al. Conectividade Da Paisagem Em Matriz De Pecuária E Agricultura No Agricultura No Norte Do Estado De Mato Grosso. **Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, n. May, 2019.

SAURA, S. et al. Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they? **Ecological Indicators**, v. 76, p. 144–158, 2017.

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.

SAURA, S.; RUBIO, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography**, v. 33, n. 3, p. 523–537, 2010.

SCUSSEL, C. et al. **Fragmentação florestal em área de Mata Atlântica no Sul do Brasil: uma análise baseada em métricas da paisagem** *Geografia Ensino & Pesquisa*, 2020.

SHANTHALA DEVI, B. S. et al. Forest patch connectivity diagnostics and prioritization using graph theory. **Ecological Modelling**, v. 251, p. 279–287, 2013.

SHARP, A. C. et al. Tropical logging and deforestation impacts multiple scales of weevil beta-diversity. **Biological Conservation**, v. 234, n. March, p. 172–179, 2019.

SILVA, R. F. B. D.; BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Drivers of land change: Human-environment interactions and the Atlantic forest transition in the Paraíba Valley, Brazil. **Land Use Policy**, v. 58, p. 133–144, 2016.

SUMIDA, S. S.; VALENTE, R. DE O. A. Multicriterial evaluation in the definition of protected areas at the Piedade municipality, SP. **Revista Arvore**, v. 43, n. 3, p. 1–12, 2019.

TAMBOSI, L. R. et al. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos Avancados**, v. 29, n. 84, p. 151–162, 2015.

TARABON, S. et al. Integrating a landscape connectivity approach into mitigation hierarchy planning by anticipating urban dynamics. **Landscape and Urban Planning**, v. 202, n. May, p. 103871, 2020.

TAUBERT, F. et al. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, n. 7693, p. 519–522, 2018.

TAYLOR, PHILIP D., ET AL. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Wiley**

on behalf of Nordic Society *Oikos*, v. 68, n. 3, p. 571–573, 1993.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; WITH, K. A. Landscape connectivity: a return to the basics. *Connectivity Conservation*, p. 29–43, 2010.

TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual review of ecology and systematics*. Vol. 20, p. 171–197, 1989.

UUEMAA, E.; MANDER, Ü.; MARJA, R. Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. *Ecological Indicators*, v. 28, p. 100–106, 2013.

VALENTE, R. A. et al. A multicriteria evaluation approach to set forest restoration priorities based on water ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, v. 285, n. November 2020, 2021.

VALERIANO, M. Modelo digital de elevação com dados srtm disponíveis para a américa do sul. **15016334249**, p. 72, 2004.

VIEL, J. A.; ROSA, K. K. DA; MENDES JUNIOR, C. W. Avaliação da Acurácia Vertical dos Modelos Digitais de Elevação SRTM, ALOS World 3D e ASTER GDEM: Um Estudo de Caso no Vale dos Vinhedos, RS – Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 13, n. 5, p. 2255, 29 jul. 2020.

WARREN-THOMAS, E.; DOLMAN, P. M.; EDWARDS, D. P. Increasing Demand for Natural Rubber Necessitates a Robust Sustainability Initiative to Mitigate Impacts on Tropical Biodiversity. *Conservation Letters*, v. 8, n. 4, p. 230–241, jul. 2015.

WECKMÜLLER, R.; VICENS, R. S. Revista Brasileira de Geografia Física. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 06, p. 1275–1291, 2011.

WESTGATE, M. J.; DRISCOLL, D. A.; LINDENMAYER, D. B. Limited influence of stream networks on the terrestrial movements of three wetland-dependent frog species. *Biological Conservation*, v. 153, p. 169–176, 2012.

ZANANDREA, F. et al. Revista Brasileira de Geomorfologia NOTA TÉCNICA

CONECTIVIDADE DOS SEDIMENTOS : CONCEITOS , PRINCÍPIOS E APLICAÇÕES
SEDIMENT CONNECTIVITY : CONCEPTS ,. v. 2, p. 0–3, 2020.

ZHANG, Y. et al. Inhibiting effects of vegetation on the characteristics of runoff and sediment yield on riparian slope along the lower Yellow River. **Sustainability (Switzerland)**, v. 11, n. 13, 2019.