

Diagnóstico ambiental da paisagem do município de Torrinha

Dayana Almeida, Eduarda Romanini, Ivan Luís Rovani, Mayra Cristina Prado de Moraes, Rômulo Theodoro Costa, Renato Castro.

Resumo

A configuração atual da paisagem é definida pelo desenvolvimento das atividades antrópicas em conjunto com os componentes bióticos e abióticos. Compreender o arranjo estrutural da paisagem é imprescindível para a determinação da configuração atual e previsão das tendências de alteração da paisagem. Dessa maneira, este trabalho teve como objetivo analisar as mudanças de uso e cobertura da terra e, por meio de indicadores ambientais da paisagem, a dinâmica espaço-temporal dos fragmentos de vegetação nativa entre os anos de 1990 e 2014 do município de Torrinha - SP. Para isso foi realizada a classificação do uso e cobertura da terra para os anos de 1990 e 2014, com base em imagens *Landsat 5* e *Landsat 8*, respectivamente. Posteriormente foi realizada a análise espacial e temporal da fragmentação da paisagem por meio das métricas de paisagem: Área, Forma, Conectividade, Distância do vizinho mais próximo e Área nuclear. No intervalo de análise houve aumento da vegetação nativa, associado a diminuição das áreas agrícolas. Os indicadores da paisagem mostraram que os fragmentos florestais maiores e mais conexos estão associados às Áreas de Preservação Permanente (*cuestas* e corpos d'água). As métricas evidenciam uma melhora no cenário da vegetação nativa. No entanto, deve-se atentar para a continuidade e manutenção do mesmo, sendo imprescindível o cumprimento da legislação vigente e adoção de novas políticas públicas.

Palavras-Chave: Planejamento ambiental, Indicadores ambientais da paisagem, SIG.

1. Introdução

O desenvolvimento da sociedade esteve sempre associado ao uso dos recursos naturais para a transformação do ambiente em prol do bem-estar humano. Em países que passaram pelo processo de colonização, como o Brasil, a utilização destes bens é marcada pelo intenso extrativismo, tornando o país durante séculos um provedor de recursos naturais para diversas categorias econômicas. Seguindo essa tendência, os

municípios do interior do Brasil passaram por diferentes processos de uso dos recursos naturais e ocupação do território ao longo dos séculos.

No Estado de São Paulo, o plantio de café compreendeu uma das atividades econômica que mais transformaram a paisagem paulista desde o início de sua ocupação. O ciclo do café teve seu apogeu no século XIX e iniciou seu declínio no início da década de 30. Em algumas regiões do sudoeste paulista o café perdurou até a década de 1960 quando começou a perder espaço para o plantio de laranja, cana-de-açúcar (aliada aos complexos agroindustriais sucro-alcooleiros), pastagem (destinadas ao sistema de pecuária extensiva) e mais recentemente à silvicultura (COSTA, 2005; IBGE, 2006).

O processo histórico-econômico de uso e cobertura da terra transformou a paisagem, levando-a a apresentar um alto grau de fragmentação das formações de vegetação nativa. Estudos relacionados à fragmentação da Mata Atlântica concluíram que a maioria dos remanescentes de vegetação nativa apresenta-se em pequenos fragmentos isolados (RANTA et al., 1998; METZGER, 2009). Durigan et al. (2007), avaliando o entorno de 81 fragmentos no Estado de São Paulo, apontaram que nas últimas décadas os usos antrópicos que mais interferiram nas áreas limítrofes destes fragmentos foram pastagens cultivadas, plantios de cana-de-açúcar, rodovias, silvicultura e culturas anuais. Tabarelli e Gascon (2005) complementam que essa dinâmica da evolução do uso da terra predominantemente antrópico (agrícola) é o fator preponderante para a fragmentação de habitats.

Outros autores (BROOKS et al., 2002; FAHRIG, 2003), analisando os aspectos relacionados aos remanescentes de vegetação nativa, consideram que a fragmentação e a perda de habitat ocasionadas pela expansão das atividades agrícolas são consideradas as maiores ameaças para biodiversidade.

O desenvolvimento dos diferentes sistemas de produção agropecuários associados aos componentes bióticos e abióticos modelam a configuração atual da paisagem. Dessa maneira, compreender o arranjo estrutural da paisagem ao longo dos anos, principalmente dos componentes naturais, é imprescindível para a determinação da configuração atual e previsão das tendências de alteração desta paisagem (RENETZEDER et al., 2010). Nesse sentido, análises por meio das métricas da paisagem são fundamentais para compreender a estrutura, função e dinâmica dos espaços heterogêneos, compostos por ecossistemas interativos (FORMAN; GODRON, 1986).

As informações geradas são subsídios para propostas de ações e estratégias visando a conservação e preservação dos ecossistemas, uma vez que a identificação das mudanças na paisagem poderá contribuir para o planejamento adequado do desenvolvimento agropecuário sustentável e para a elaboração de políticas públicas (LINDENMAYER et al., 2008; YORK et al., 2011).

Nesse sentido, o presente trabalho teve como objetivo analisar as mudanças de uso e cobertura da terra e, por meio de indicadores ambientais da paisagem, a dinâmica espaço-temporal dos fragmentos de vegetação nativa entre os anos de 1990 e 2014 do município de Torrinha - SP.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

O município de Torrinha localiza-se a Sudoeste do Estado de São Paulo, no fuso 22S, entre as coordenadas geográficas 22°21'46" a 22°31'37" de Latitude Sul e 48°02'23" a 48°17'23" de Longitude Oeste (Figura 1).

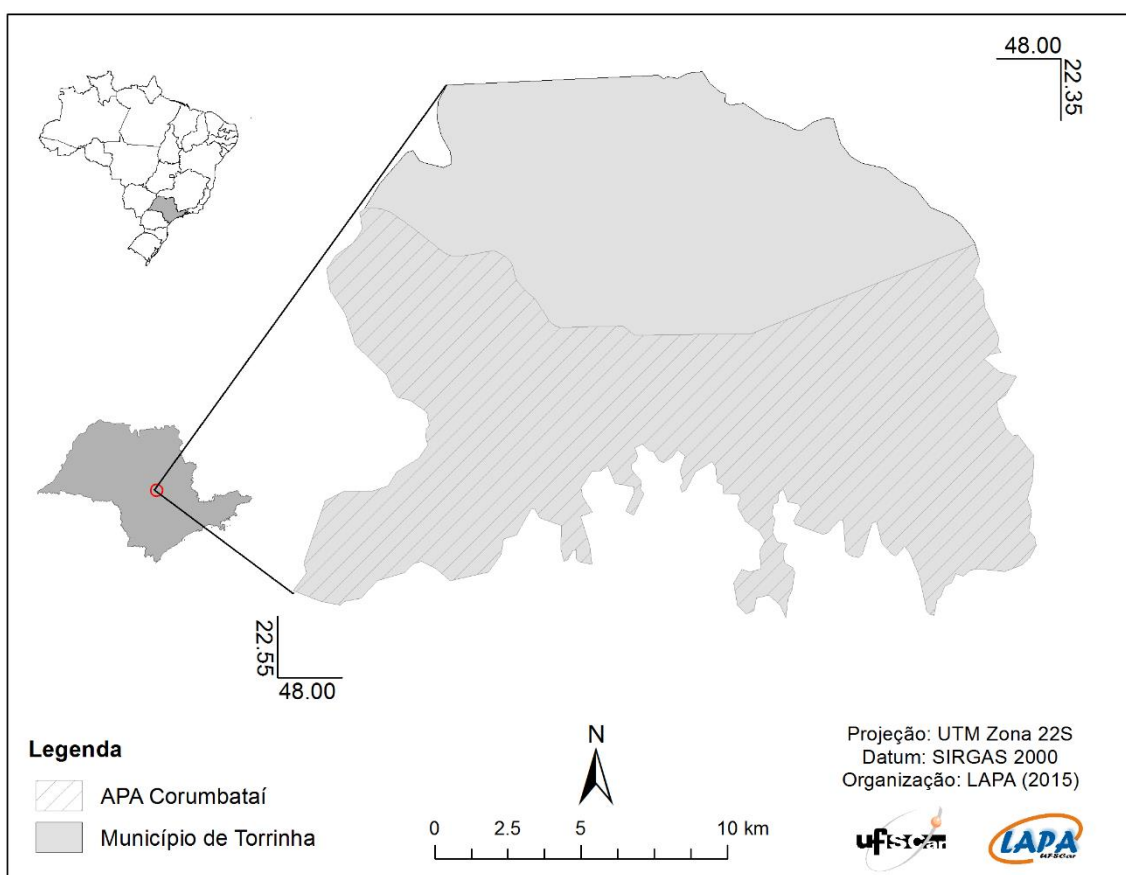


Figura 1. Localização do município de Torrinha e área de abrangência da APA Corumbataí.

Torrinha possui uma extensão de 311,90 km², com altitude que varia de 510 m a 890 m e cotas de declividade entre 0 e 75%. Sua população em 2014 foi estimada em 9.801 habitantes, com densidade demográfica de 29,59 hab/km² (IBGE, 2010). O clima da região é classificado como clima subtropical Cwa de *Köppen*, com média de 20,2 °C e precipitação média anual de 1482 mm (MIRANDA et al., 2015).

O município situa-se em uma Área de Proteção Ambiental - APA Corumbataí (perímetro Corumbataí da APA Corumbataí-Botucatu-Tejupá), criada em 1983 para proteger as *Cuestas* Basálticas e seus atributos ambientais e paisagísticos, os recursos hídricos superficiais e o Aquífero Guarani, além de remanescentes de vegetação nativa e patrimônio arqueológico (CORVALÁN, 2009; SÃO PAULO, 2015).

O território de Torrinha está inserido no compartimento do Planalto Ocidental Paulista, área que integra a unidade geotectônica da Bacia Sedimentar do Paraná, onde os processos tectônicos e erosivos sofridos por pacotes sedimentares e intrusões vulcânicas ocorridas no Terciário deram origem ao relevo do reverso da Província das *Cuestas* Arenito-Basálticas, principal zona geomorfológica do município. Esta se caracteriza pela elevada declividade e por corpos d'água encaixados em falhas geológicas, revelando paisagens de grande beleza cênica (GAVA, 2008; TORRINHA, 2015).

Estas áreas apresentam alto potencial erosivo, sendo impróprias para cultivos agrícolas intensivos. O solo é composto predominantemente Latossolos Vermelho-Amarelos, com relevo que varia de ondulado a forte ondulado e bem drenados (GIOMETTI, 1999).

A base econômica do município está centrada na agricultura, com o cultivo de cana-de-açúcar, café, laranja e milho, destacando-se também a silvicultura e pecuária, com a criação de bovinos, suínos e aves (IBGE 2006, GAVA, 2008; IBGE 2010). Devido aos seus atributos paisagísticos, que contemplam atrativos como cachoeiras e cavernas de arenito e basalto, a região possui elevado potencial turístico (CORVALÁN, 2009; TORRINHA, 2015).

No município de Torrinha situa-se a porção referente ao alto e médio curso do Ribeirão dos Pinheirinhos, uma área com reservatório natural de água, especialmente importante para fins de conservação de recursos hídricos (SANABRIA, 2009).

Fitogeograficamente, o município se encontra no domínio de Mata Atlântica e Cerrado *stricto sensu* (IBGE, 2012).

2.2. Procedimentos Metodológicos

2.2.1. Organização das informações espaciais e elaboração da série histórica da vegetação nativa

Utilizou-se para o estudo imagens do satélite Landsat 5 do ano de 1990 (resolução de 30 metros, órbita 200, ponto 75) e Landsat 8, ano de 2014 (resolução de 30 metros, órbita 220, ponto 76). As imagens juntamente com os demais dados vetoriais foram tratados e organizados em Datum SIRGAS 2000 e sistemas de coordenadas UTM, no programa ArcGIS 10.2.

2.2.2. Mapeamento de uso e cobertura da terra

Os mapas de uso e cobertura da terra dos anos de 1990 e 2014 foram confeccionados a partir da vetorização em tela por meio do programa ArcGIS 10.2, sendo definidas 09 classes de uso e cobertura da terra (Tabela 1), tomando como base as tipologias definidas pelo manual técnico de usos da terra (IBGE, 2013).

Tabela 1. Descrição das classes e uso e cobertura da terra do Município de Torrinha, SP. Baseado em: IBGE, 2013.

Classe	Descrição
Cultura temporária	Áreas de cultivo de <i>Saccharum officinarum</i> L. (cana-de-açúcar), <i>Glycine max</i> L. (soja); <i>Zea mays</i> (milho), <i>Solanum tuberosum</i> (batata)
Cultura permanente	Áreas de cultivo de <i>Citrus spp.</i> (citricultura) e <i>Coffea arabica</i> L. (café)
Corpo d'água	Rios de grande porte, lagos, lagoas e represas formadas naturalmente ou artificialmente.
Infraestruturas rurais e industriais	Área com pequenos cultivos agrícolas mistos, construções rurais e urbanas, instalações industriais.

Pastagem	Área com predomínio de vegetação herbácea (nativa ou exótica), utilizada para pecuária extensiva.
Silvicultura	Áreas de cultivo homogêneo de <i>Eucalyptus spp.</i> e <i>Pinus spp.</i>
Solo exposto	Áreas com solo em preparo para cultivo agrícola.
Urbano	Áreas com adensamento urbano, condomínios e residenciais.
Vegetação nativa	Área com predomínio de vegetação arbustiva/arbórea, com as formações vegetais de Floresta Estacional Semidecidual, Cerradão e Cerrado <i>stricto sensu</i> .

2.2.3. Análise do processo de fragmentação florestal

A classificação do uso e cobertura da terra foi a primeira etapa para o desenvolvimento da análise do processo de fragmentação florestal. Após essa fase de trabalho foi realizada a análise espacial correlacionada ao plano de informação “vegetação nativa” para os anos de 1990 e 2014, fundamentadas nos seguintes indicadores da paisagem:

- Área do Fragmento

Corresponde ao tamanho do fragmento em hectares, sendo possível detectar o percentual da paisagem ocupada por vegetação. A área do fragmento serve como base para o cálculo dos demais índices e para discutir as variações de riqueza das espécies, sendo assim considerado um dos parâmetros mais importantes em ecologia (MACARTHUR; WILSON, 1967; METZGER, 1999).

- Forma do fragmento

Os índices de forma refletem a configuração atual da paisagem. De acordo com Volotão (1998), o fator forma está intimamente relacionado ao efeito de borda, na medida em que fragmentos florestais mais próximos ao formato circular têm a razão borda-área minimizada e, portanto, apresentam o centro da área equidistante à borda. Por outro lado, fragmentos com formas mais recortadas e menor área apresentam valores maiores nesta métrica.

A forma dos fragmentos foi determinada por meio da métrica SHAPE, obtida pelo seguinte cálculo:

$$P/\sqrt{A}/c$$

Sendo que:

P = perímetro do fragmento

A = área de fragmento

c = constante

- Conectividade

A conectividade entre os fragmentos é determinada pela relação física entre elas (conectividade estrutural), como as distâncias entre as mesmas (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007). Para esse parâmetro foi utilizada a métrica PROX, determinado pela expressão:

$$\Sigma A / (\Sigma D)^2$$

Sendo que:

A = Área dos fragmentos dentro do buffer

D = Distância dos fragmentos dentro do buffer até o fragmento alvo

O cálculo da métrica foi realizado para a distância de 100 m, a qual corresponde ao raio de deslocamento de aves e pequenos mamíferos (BOSCOLO; METZGER, 2009; FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007).

- Distância do Vizinho mais próximo

Quantifica a distância entre fragmentos de mesma classe vegetacional. Corresponde a outra medida para proximidade, que é representada pelo cálculo da distância entre um fragmento ao fragmento mais próximo do mesmo (NNDist) (FORMAN; GODRON, 1986).

- Área Nuclear

É considerada a medida da qualidade de habitat indicando a parcela de área efetiva de um fragmento, após descontar a área com efeito de borda. Para a área nuclear do presente estudo considerou-se um efeito de borda de 30 metros (VIDOLIN et al., 2011). Foi calculada a soma das áreas nucleares florestais para os dois anos de estudo.

O processo de escolha das métricas a serem aplicadas na análise tomou como base a sua aplicação aos processos ecológicos, de modo que sua interpretação e sobreposição respondessem aos questionamentos levantados nesse estudo, principalmente com relação à sustentabilidade ecológica da paisagem.

As métricas estruturais da paisagem foram calculadas utilizando a extensão V-LATE 2.0 beta (*Vector-based Landscape Analysis Tools*) do programa ArcGis 10.2.

3.Resultados e Discussão

Dinâmica de uso e cobertura da terra

A análise espaço-temporal (1990 a 2014) do uso e cobertura da terra mostrou que as mudanças na paisagem do município de Torrinha estão relacionadas principalmente à uma diminuição em área ocupada pelos usos agropecuários (cultura temporária e pastagem) e pelo aumento em área ocupada por silvicultura, solo exposto e vegetação nativa (Figura 2). As percentagens de cada tipo de uso evidenciam que o município apresenta atividades fortemente voltadas para a agropecuária, sendo as classes mais representativas deste estudo. Áreas de pastagens apresentaram predominância para o ano de 1990, enquanto que, em 2014 a classe de uso solo exposto foi predominante (Tabela 2).

Da área total do município de Torrinha (31.190,00 ha) no ano de 1990, apenas 3.676,41 ha (12%) era constituído por cobertura florestal, enquanto que em 2014 essa parcela aumentou para 5.325,26 ha (17%), o que representa um incremento de 1.648,85 ha (5,28%) de vegetação nativa em relação ao total da área, durante o período deste estudo. Por meio da escala espaço-temporal, evidenciou-se que os fragmentos florestais de Torrinha apresentam relação direta com a presença de corpos de água, terrenos com maior declividade e inseridos em uma matriz agrícola predominante. O aumento das áreas de vegetação nativa é evidente em solos com menor aptidão para a produção agrícola e áreas com gradientes de declividades mais acentuadas (NAINGGOLAN et al., 2012). Por outro lado, a concentração e expansão, das atividades agrícolas estão relacionadas às áreas planas férteis e adequadas para o atual aporte tecnológico, e geralmente associadas à diminuição da população rural (AIDE; GRAU, 2004; IZQUIERDO; GRAU, 2009).

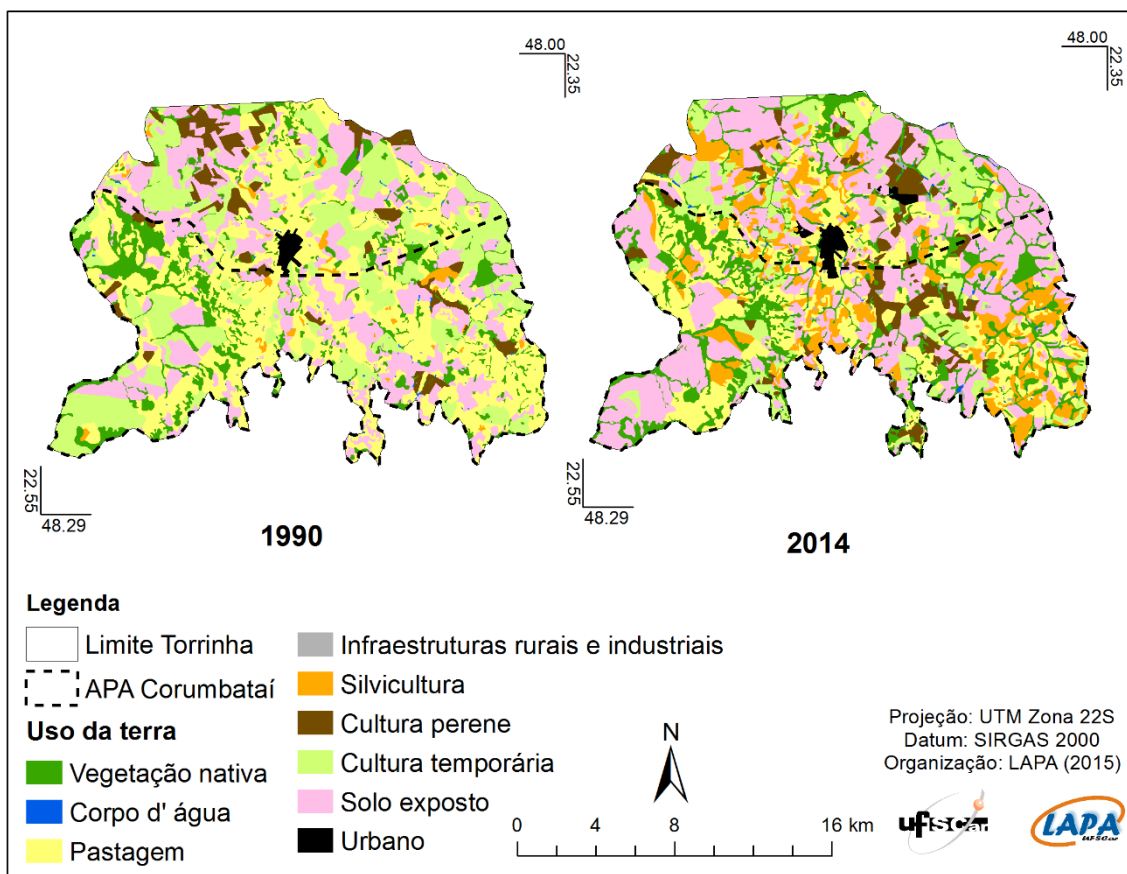


Figura 2. Distribuição espacial das classes de usos e cobertura da terra no município de Torrinhã-SP nos períodos de 1990 e 2014.

As áreas de silvicultura apresentaram aumento exponencial durante o período de estudo. Em 1990 a classe totalizava apenas 1,11% da área total, sendo ampliada para 12,68% em 2014. Essa atividade está vinculada principalmente ao setor madeireiro e à indústria de papel e celulose, representando um dos setores mais expansivos dentre as atividades antrópicas agrícolas, principalmente pelo seu nível tecnológico (DALLA NORA; SANTOS, 2011).

Tabela 2. Classes de uso e cobertura da terra, áreas ocupadas e percentagens relativas para os períodos de 1990 e 2014 no município de Torrinhã/SP.

Usos e Cobertura da Terra	1990		2014	
	ha	%	ha	%
Cultura permanente	1.576,20	5,05	1.899,11	6,09
Cultura temporária	7.042,60	22,58	3.584,67	11,49

Corpo d'água	76,10	0,24	119,21	0,38
Infraestruturas rurais e industriais	34,25	0,11	169,75	0,54
Pastagem	10.544,07	33,81	5.955,67	19,09
Silvicultura	346,65	1,11	3.955,41	12,68
Solo exposto	7.704,77	24,70	9.816,80	31,47
Urbano	188,97	0,61	364,12	1,17
Vegetação nativa	3.676,41	11,79	5.325,26	17,07
Total	31.190,00	100	31.190,00	100

Durante o período de 1990 a 2014, as áreas de pastagem apresentaram redução de 4.588,04 ha (14.72% da área), estando atualmente restritas a pequenas propriedades localizadas em regiões de elevada declividade onde o desenvolvimento de sistemas agrícolas intensivos é inviabilizado. De acordo com Durigan et al. (2007), Camargo et al. (2008), Novo et al. (2010), Rudorff et al. (2010) e Wilkinson e Herrera (2010) a produção leiteira no Estado de São Paulo tem sido gradualmente abandonada, favorecendo a expansão do cultivo da cana-de-açúcar principalmente sobre áreas de pastagens. Esta recente tendência de substituição destas áreas vem ocorrendo especialmente no oeste do Estado, onde a fertilidade do solo, o clima e a topografia são adequadas ao desenvolvimento desta monocultura (DURIGAN et al. 2007; MANZATTO et al. 2009; SILVA et al. 2015). Uma vez que Torrinha está inserida em formações geológicas (Itaqueri e Botucatu) que se caracterizam pela alta permeabilidade (CORVALÁN, 2009), as atividades agropecuárias devem desenvolver práticas para prevenir a contaminação das águas subterrâneas.

A condição de consolidação do desenvolvimento da fronteira agrícola associada a uma estabilização na perda de recursos naturais (vegetação nativa) tende a uma reorganização na paisagem do município inserida em uma matriz predominantemente agrícola. Contudo, os elevados percentuais de usos agropecuários para o município de Torrinha, sendo 87,25% para o ano de 1990 e 80,84% para o ano de 2014 em relação ao total do município, comprovam a premissa que a área deste estudo está inserida em uma

matriz predominantemente agrícola. O predomínio de paisagens inseridas em matrizes agrícolas é um padrão verificado em outras regiões e municípios paulistas como os resultados de estudos encontrados por Chiarini et al. (1978); Sano et al. (2008); Corvalán (2009) e Aguirre (2011). Nesta condição, atividades vinculadas à produção de matérias primas para produção de energia renovável são os setores que melhor respondem a tendência de expansão destas atividades, atualmente potencializadas por políticas agrícolas nacionais (DALLA NORA; SANTOS, 2011).

Os resultados deste estudo demonstraram durante o período de 1990 a 2014, uma redução para as áreas de cultura temporária, composta pelos cultivos de soja, milho, batata e cana-de-açúcar. Porém, esta redução pode estar relacionada ao elevado percentual de uso da terra solo exposto verificado no ano de 2014. Desta forma, um grande percentual das áreas de solo exposto verificadas para este ano são áreas utilizadas para o desenvolvimento de culturas temporárias, em especial o cultivo da cana-de-açúcar. Esta condição, deve-se principalmente aos estímulos financeiros viabilizados pela política agrícola nacional e desenvolvidos em todo o Estado de São Paulo, em especial para a expansão do cultivo da cana-de-açúcar, a partir da implantação do Programa Nacional do Álcool – PROÁLCOOL, que contribuem para manutenção deste cenário (MELO; FONSECA 1981; LOPES 1996; CAMARGO et al. 2008). Em adição, a atual e crescente demanda internacional por biocombustíveis, o aumento da frota nacional de veículos bicompostível, a valorização do açúcar no mercado internacional e os atrativos econômicos e ambientais do cultivo da cana-de-açúcar como fonte de energia renovável para a mitigação das alterações climáticas por meio da substituição de combustíveis fósseis, continuam proporcionando o crescimento do cultivo desta monocultura (MACEDO, 2005; CERRI et al. 2007; RUDORFF et al. 2010).

O cenário observado neste estudo revela modificações sutis na paisagem do município de Torrinha, representadas por um aumento das áreas de vegetação nativa e redução nos usos agrícolas. Desta forma, em um longo período de tempo, a continuidade deste cenário de alterações poderá estabelecer uma melhor “condição ambiental” desta área, refletindo de forma positiva na integridade da paisagem. Assim, para a manutenção desta condição no contexto da globalização socioeconômica e das alterações do uso e cobertura da terra, torna-se essencial, a obtenção de um equilíbrio

entre o desenvolvimento da agricultura e a conservação da biodiversidade (GRAU et al. 2013).

Dinâmica espaço-temporal dos fragmentos de vegetação nativa

Atualmente, as formações florestais da Mata Atlântica e do Cerrado no Estado de São Paulo estão distribuídas em manchas na paisagem rodeadas por pastagens e agricultura (DURIGAN et al., 2007). A partir de 2000, houve um aumento de 2.82% de floresta e depois em 2010, um ganho considerável de 95.000 ha (KRONKA et al., 2005; INSTITUTO FLORESTAL, 2013).

O município de Torrinha está inserido dentro desse contexto de aumento da vegetação que ocorreu no Estado de São Paulo, sendo que no ano de 1990 possuía 3676,41 ha de vegetação nativa e em 2014, 5325,26 ha. O aumento da área florestada veio acompanhado de uma diminuição de 326 fragmentos florestais em 1990, para 276 fragmentos em 2014, o que mostra que a paisagem natural se encontra menos compartimentada no intervalo dos anos analisados (Tabela 3).

A métrica de paisagem em relação à área do fragmento (Figura 3) evidenciou que o padrão do tamanho dos fragmentos quando comparados os dois anos para cada intervalo do índice apresentou pouca variação. O ano de 2014 foi o que apresentou uma maior quantidade de fragmentos com até 1 ha, totalizando 37 fragmentos, já o ano de 1990 possuía 27 fragmentos com área até 1 ha. Destaca-se o intervalo de área com fragmentos entre 1 a 5 ha, com 169 fragmentos em 199 e 127 fragmentos em 2014. Porém, quando analisado o intervalo de área para fragmentos maiores do que 50 ha, são apenas 12 fragmentos do ano de 1990 e 13 fragmentos em 2014 nessa classe de área.

A análise dos resultados revela que 78% dos fragmentos em 1990 e 77% em 2014 do município de Torrinha eram menores do que 10 ha, demonstrando pouca variação em relação ao tamanho dos fragmentos para o período estudado, realidade essa evidenciada por outros estudos no interior do Estado de São Paulo (VALENTE; VETTORAZZI, 2005; MELLO et al., 2014; MORAES et al. 2015). Apesar de ter ocorrido aumento de áreas com vegetação natural, a situação do município é preocupante ao considerar essa alta porcentagem de fragmentos menores que 10 ha. Seguindo a classificação realizada na Mata Atlântica por Ribeiro et al. (2009), em que

fragmentos menores que 50 ha são considerados pequenos, apenas 4% em 1990 e 5% em 2014 são considerados fragmentos grandes.

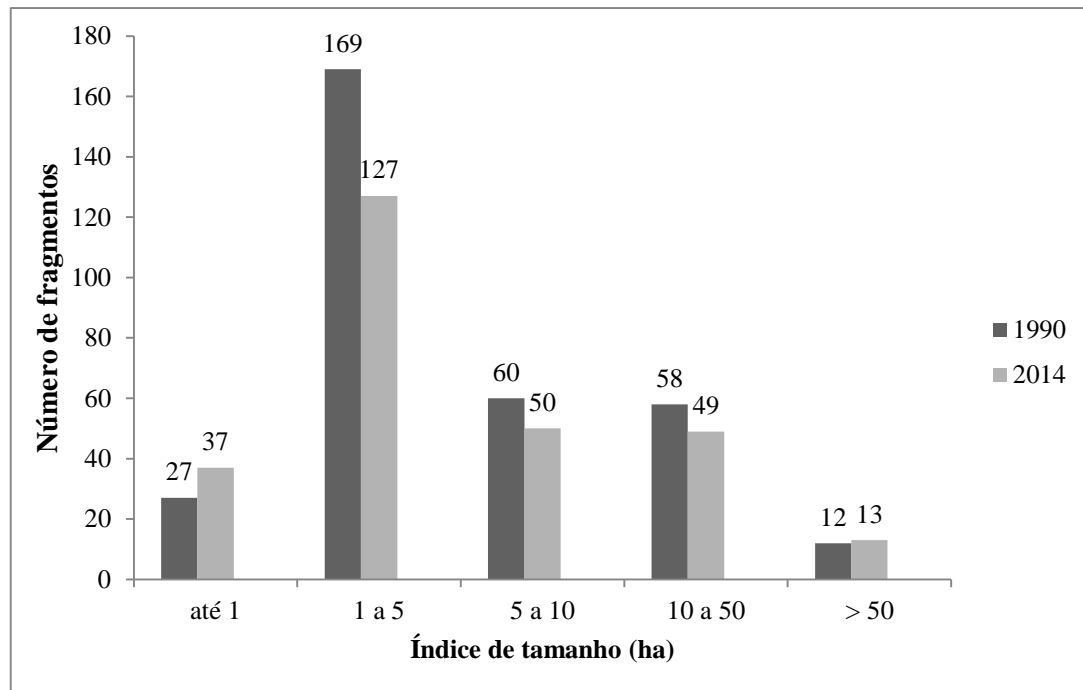


Figura 3. Número de fragmentos florestais por índice de tamanho dos anos de 1990 e 2014.

A partir da análise da distribuição espacial dos fragmentos florestais é possível concluir que os fragmentos com até 50 ha estão espacializados na paisagem como um todo, enquanto os fragmentos maiores estão associados às áreas protegidas por Lei (Áreas de Preservação Permanente - APP), como corpos d'água, e relevo escarpado (Figura 4).

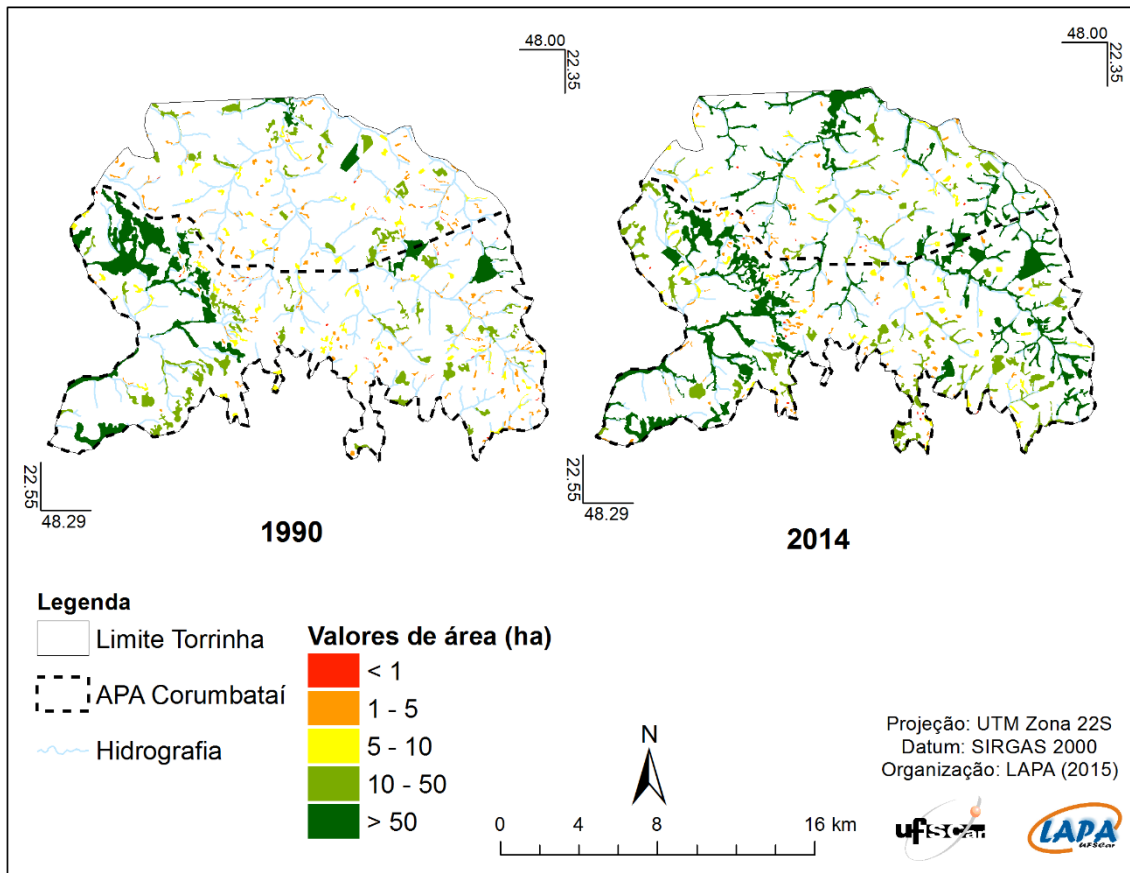


Figura 4. Área dos fragmentos florestais (ha) no município de Torrinhã para os anos analisados.

Fragmentos com área superior a 0,72 ha, podem assumir a função de “trampolins ecológicos” conectando os remanescentes (METZGER, 1997; MALINOWSKI et al., 2008).

Considerando conectividade entre os fragmentos, 62% das manchas florestais de 1990 e 55% de 2014 apresentaram conectividade igual a 0, ou seja, esses fragmentos se apresentam isolados dos demais (Figura 5).

Mesmo com a diminuição da conectividade com valor 0 do ano de 1990 para 2014, esse fato é preocupante, visto que espécies que residem nessas manchas estão sujeitas à perda de habitat e, conseqüentemente, à redução de indivíduos da população. Essa situação pode acarretar o desaparecimento ou diminuição do tamanho do fragmento até se reduzir a um habitat de borda (BENDER et al., 1998).

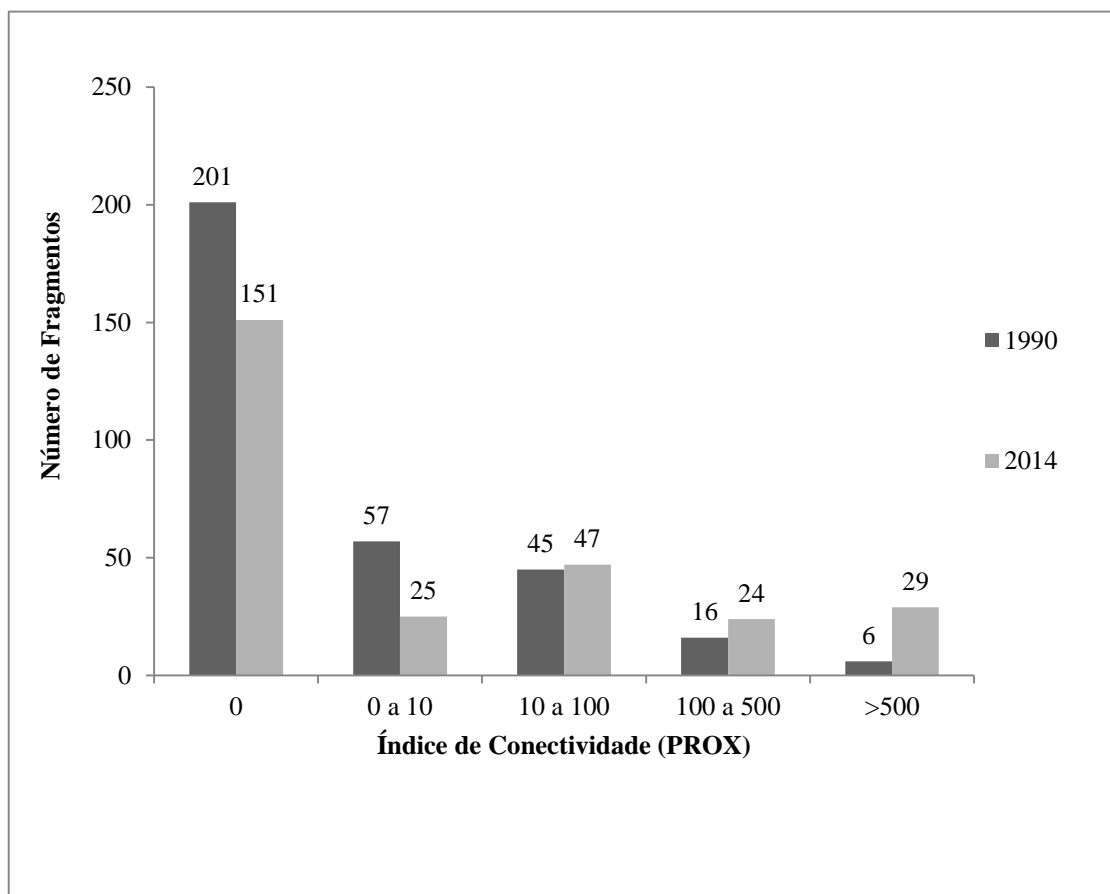


Figura 5. Número de fragmentos florestais por classes de índice de Conectividade (PROX) para os anos de 1990 e 2014.

Outra questão refere-se ao fato de que apenas 2% em 1990 e 11% em 2014 dos fragmentos de vegetação nativa apresentaram o índice de conectividade (PROX) acima de 500. Esses fragmentos estão localizados principalmente nas regiões de relevo escarpado e nas APPs (Figura 6). Além disso, a maior parte desses fragmentos estão na porção sul do município de Torrinhã, nas áreas de domínio da APA Corumbataí, o que indica uma provável influência dessa área protegida de uso sustentável em promover a conectividade dos fragmentos devido às práticas conservacionistas que devem ser tomadas.

Considerando que o município de Torrinhã enquadra-se em uma região de transição entre Cerrado e Mata Atlântica, é necessário atentar para a permanência da conexão entre os fragmentos, visto que essa cobertura de vegetação contribui para a proteção e integridade do solo, dos mananciais e para garantia dos processos ecossistêmicos. Como são pequenos e desconexos, esses fragmentos podem não suportar populações da flora e fauna, mas podem abrigar metapopulações e servir de

“corredores” e “trampolins ecológicos” atuando como suporte para áreas fontes (MOSCHINI, 2005; GHERARDI, 2007).

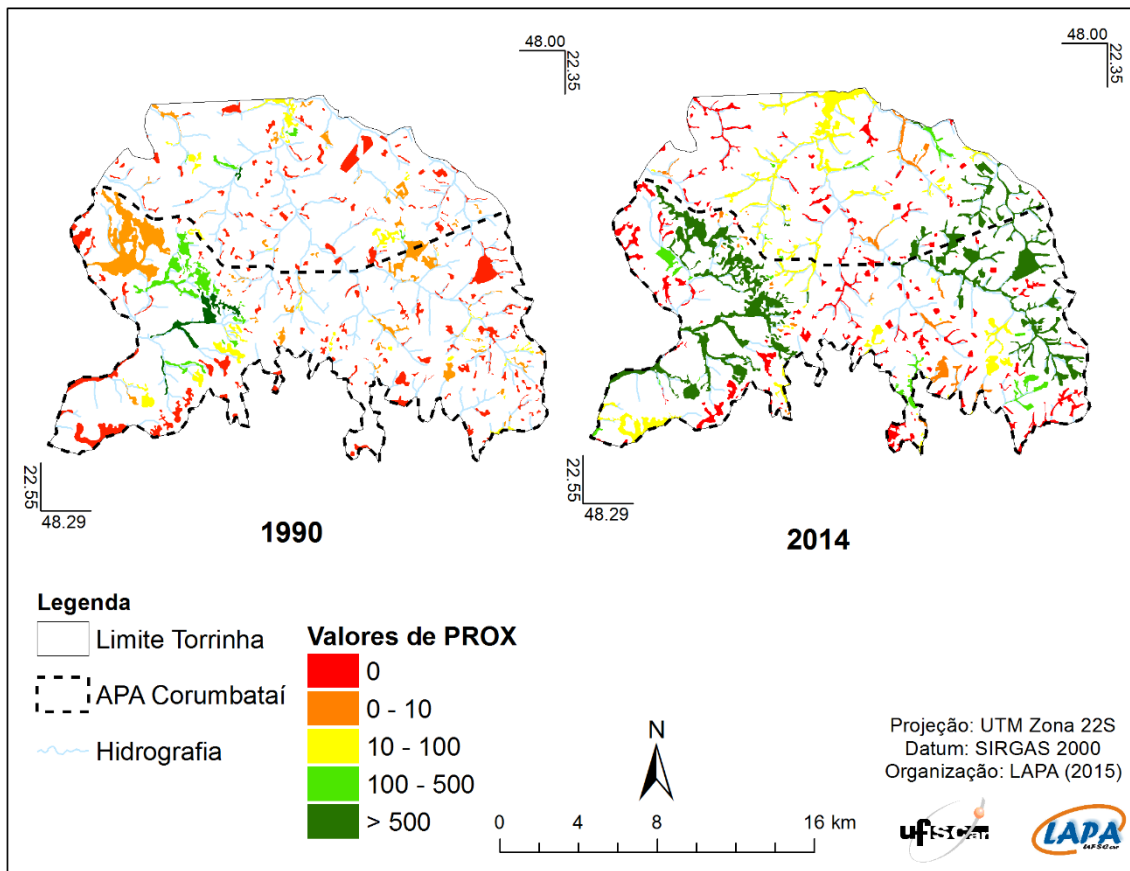


Figura 6. Conectividade entre os fragmentos florestais (m), segundo índice PROX, do município de Torrinhã para os anos analisados.

A matriz agrícola de Torrinhã necessita ser levada em consideração quando se discute o deslocamento dessas espécies consideradas na análise, visto que em ambientes fragmentados alguns mamíferos utilizam-se dessa matriz para locomoção, alimentação e abrigo (MIRANDA; MIRANDA, 2004; MIRANDA; AVELLAR, 2008). Nota-se que é preciso conectar as manchas florestais dispersas na paisagem do município para contribuir para uma melhora no fluxo gênico de uma maior diversidade de grupos faunísticos e florísticos.

Essa necessidade é enfatizada quando analisada a métrica “distância ao vizinho mais próximo”, em que as classes de distância entre os fragmentos de 100 a 200, 200 a 500 e >500 metros somam-se em 1990, 62% e 55% em 2014 (Figura 7). Mesmo com a ligeira melhora da métrica no período estudado, essa distância dificultaria alguns animais de se deslocarem entre eles, principalmente aqueles levados em conta na análise PROX.

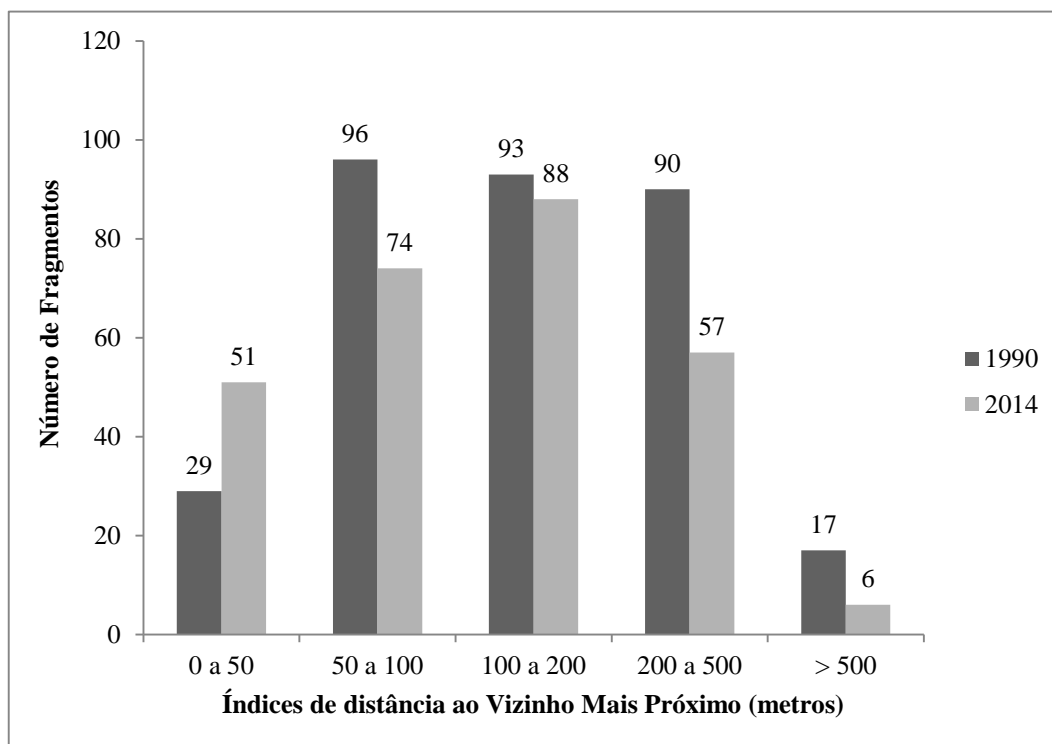


Figura 7. Número de fragmentos florestais por classes do índice de distância ao Vizinho mais Próximo (m) para os anos de 1990 e 2014.

Quando analisada a distribuição desses fragmentos na paisagem, nota-se que os fragmentos com valores de vizinho mais próximo, acima de 100 metros estão distribuídos por todo o município nos dois anos (Figura 8). Já os fragmentos com distância ao vizinho mais próximo menores que 100 metros são os mesmos encontrados com alta conectividade na métrica PROX, ou seja, são as manchas localizadas nas APP.

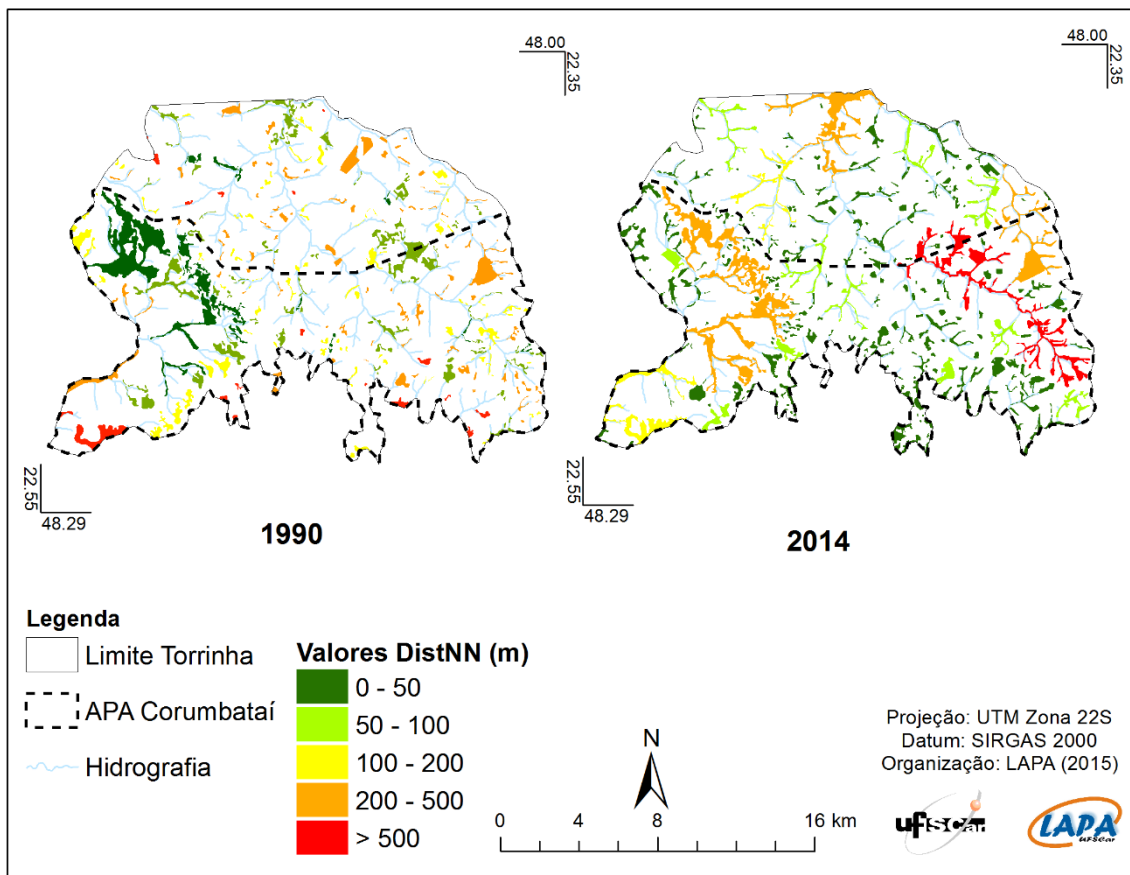


Figura 8. Distribuição dos fragmentos em relação ao índice de distância ao vizinho mais próximo para os anos analisados.

Os dados da métrica SHAPE revelaram que não existem fragmentos de vegetação nativa com índice menor ou igual a 01 para nenhum dos dois anos analisados (Figura 9), resultado também obtido por Moraes (2013) na zona de amortecimento do Parque Estadual de Porto Ferreira. O menor valor encontrado para os anos de 1990 e 2014 foi 1,03 e 1,04, respectivamente. Segundo Forman e Godron (1986), Forman (1995) e Grise (2008), os fragmentos com valores iguais a 01 se aproximam de um formato circular. Os resultados obtidos no presente estudo indicam que alguns fragmentos, apesar de não possuírem forma circular, chegam a um formato bastante próximo. Os mesmos autores indicam que valores próximos a um representam formas mais circulares, e a predominância de valores do índice no intervalo de 01 a 02, pode indicar que boa parte dos fragmentos de Torrinha (68,4% em 1990 e 70,65% em 2014) apresenta formato levemente circular.

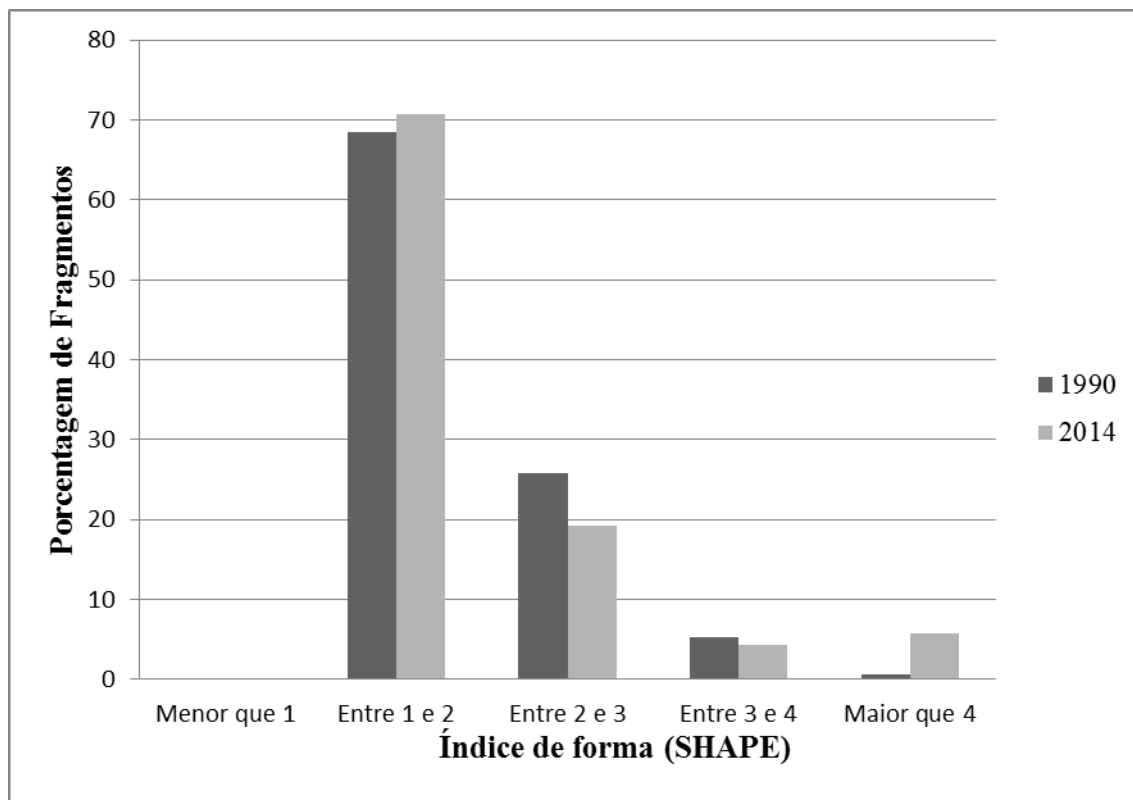


Figura 9. Porcentagem de fragmentos de área natural por classe de índice de forma (SHAPE) para os dois anos estudados (1990 e 2014).

Ao analisar os dois anos separadamente, percebe-se que o percentual de fragmentos com índices entre 01 e 02 no ano de 2014 (70,65%) é maior que em 1990 (68,4%). Em paralelo, o ano de 1990 possui apenas 0,61% dos fragmentos com valores de índice de forma maiores que 04, indicando que são poucos os fragmentos irregulares. Dessa forma, o ano de 2014 possui maior porcentagem de fragmentos de vegetação natural com um formato mais próximo do circular em relação ao ano de 1990, mas também possui os fragmentos mais alongados e irregulares, sendo que o maior valor de índice deste ano é 11,04, enquanto o valor máximo para o ano de 1990 é 4,55.

Quando analisadas as médias, a situação dos dois anos encontra-se parecida, mas com pequena tendência dos fragmentos tornarem-se mais irregulares com o passar dos anos, sendo que a média para 1990 (1,80) é pouco menor que a encontrada em 2014 (1,96). A média do ano de 1990 se assemelha ao encontrado por Bezerra (2010) na sub-bacia do córrego horizonte (município de Alegre – ES), que encontrou uma média para o índice de forma igual a 1,82.

Calegari et al. (2010) também encontraram no município de Carandaí (MG) fragmentos florestais com formas simples, com leve tendência a se tornarem irregulares,

devido ao pequeno aumento de 0,078 na métrica SHAPE durante o período de 23 anos estudado. Por outro lado, Tonial (2003) encontrou para a região nordeste do Rio Grande do Sul fragmentos com formas mais complexas e com um aumento maior do índice (0,28) em apenas 15 anos. Para o entorno da RPPN Cafundó (ES), o índice de forma também aumentou (0,24) nos 37 anos estudados (PIROVANI et al., 2015), resultados que também evidenciam a tendência dos fragmentos florestais em se tornarem mais recortados e irregulares com o passar do tempo. Em Sergipe, na região da Flona de Ibura, o índice de forma mostrou que grande parte das manchas possui formatos mais alongados e recortados (SILVA; SOUZA, 2014). Resultados semelhantes foram encontrados para o Estado de São Paulo, no qual o índice também evidenciou fragmentos florestais com formas bastante irregulares (MORAES et al., 2015; MELLO et al., 2014, VIDOLIN et al., 2011).

A distribuição dos fragmentos da métrica SHAPE (Figura 10) revelou que para os dois anos os fragmentos com índice de forma (SHAPE) entre 01 e 02 são relativamente pequenos. No ano de 1990 pode-se perceber que os fragmentos nesta faixa do índice estão distribuídos por todo município de Torrinha, havendo clara predominância deles. Já no ano de 2014, os fragmentos com índice SHAPE de valor maior do que 04 estão em destaque por serem bastante extensos. Estes são fragmentos com formato recortado e associados geralmente às *cuestas* e corpos d'água. Situação similar foi observado por Moraes et al. (2015) e Greggio et al. (2009), sendo que em suas áreas de estudo, muitos dos fragmentos de vegetação natural estão presentes em APP, conectados por corredores de mata ciliar. A tendência de maiores fragmentos apresentarem formas mais alongadas e complexas e de os fragmentos menores possuírem formas mais arredondadas e regulares também foi encontrada para o município de Sorocaba (MELLO et al., 2014) e para a região da Flona de Ibura, Sergipe (SILVA; SOUZA, 2014).

Pode-se observar para o ano de 2014 que a maior concentração de fragmentos com índices entre 01 e 02 ocorre na área onde se situa a APA Corumbataí. Esta observação pode ter relação com o fato da área de APA ser legalmente protegida.

A interação entre a forma e o tamanho da mancha pode influenciar alguns processos ecológicos, sobretudo, o efeito de borda (PEREIRA et al., 2001), sendo este o principal aspecto em que a forma possui importante relação (VOLOTÃO, 1998). Fragmentos com formato circular são considerados melhores, pois reduz a relação

borda/área, cujo centro se encontra mais distante das bordas (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Por outro lado, os fragmentos com forma irregular estão mais susceptíveis ao efeito de borda (alta razão borda/área), principalmente aqueles de menor área, em função da sua maior interação com a matriz (VALENTE; VETTORAZZI, 2005; VIDOLIN et al., 2011), havendo mais área exposta a efeitos ambientais resultantes de ações antrópicas.

Sendo assim, o formato dos fragmentos define a composição das espécies em seu interior, pois formas isodiamétricas (círculo perfeito) tem uma relação maior de espécies de interior do que aquelas que tendem ao retângulo, que podem chegar a possuir apenas espécies de borda (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Porém, mesmo os fragmentos mais alongados possuem importância, podendo ser utilizados como corredores ecológicos, que garantem a conectividade entre os fragmentos de vegetação natural (SMANIOTTO, 2007).

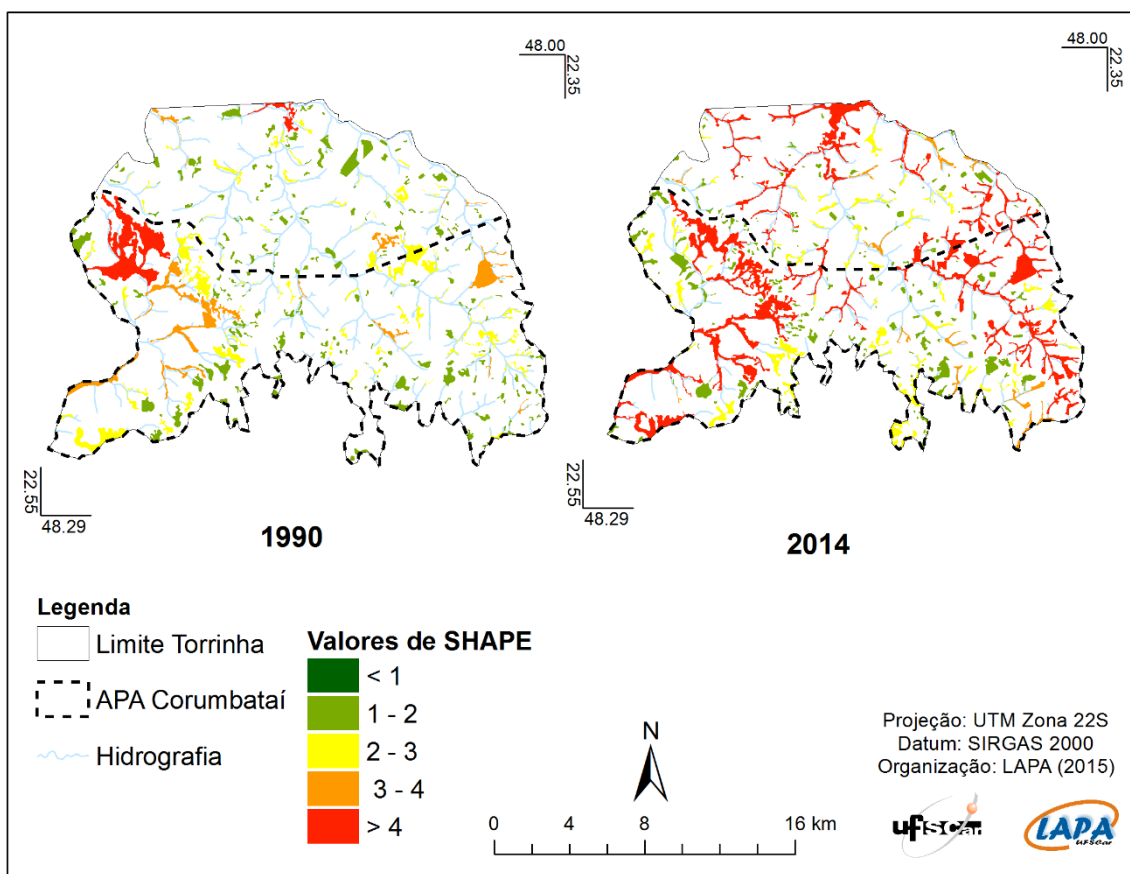


Figura 10. Localização espacial dos fragmentos de vegetação nativa de acordo com as classes de índice de forma (SHAPE) para os dois anos estudados (1990 e 2014).

Após a fragmentação, os remanescentes tornam-se frágeis à influência da matriz (MURCIA, 1995) e a borda do fragmento florestal é a área por onde se inicia a maior parte dos processos físicos e biológicos ligados à fragmentação (GREGGIO et al., 2009), sendo o microambiente dessa região diferente daquele no interior da floresta (GRISE; BIONDI, 2012). Dentre as principais modificações ambientais e biológicas que ocorrem em função do efeito de borda, pode-se destacar a maior incidência de luz, a maior amplitude da temperatura, a menor umidade e a menor riqueza de espécies e de interações ecológicas (MURCIA, 1995). Soma-se a estes fatores a facilitação do acesso do gado, outros animais domésticos, exóticos e caçadores nessas áreas (PEREIRA et al., 2001). Entre os impactos negativos desse processo, cita-se o aumento de plantas invasoras (GREGGIO et al., 2009), especialmente cipós invasores (LEWIN, 1984), o distúrbio do regime hidrológico das bacias hidrográficas, degradação dos recursos naturais e a deterioração da biodiversidade (VIANA, 1990).

Com o aumento da luminosidade na borda, há uma diferença na composição de espécies vegetais, favorecendo a dominância de espécies pioneiras nessa área (ROSA et al., 2015). A borda das florestas afeta a ocorrência de determinadas espécies animais, que tendem a evita-la devido às constantes alterações nas condições bióticas e abióticas (VIDOLIN et al., 2011). Por outro lado, espécies oportunistas podem obter benefícios dessas condições e aumentar sua densidade nessas áreas, passando a ser elemento de perturbação para a estrutura da comunidade (MURCIA, 1995).

Jacoboski et al. (2014) encontraram diferença significativa na composição das espécies de aves entre o interior e a borda, demonstrando que algumas das que possuem hábitos florestais podem ter sua ocorrência restrita para o interior do fragmento. As alterações decorrentes do efeito de borda podem beneficiar a ocorrência de espécies onívoras/generalistas (COLLES et al., 2009), que são ótimas dispersoras, com grande capacidade para invadir e colonizar habitats em distúrbios (DIAS et al., 2000). Esse processo provoca mudanças no equilíbrio ambiental, modificando as relações ecológicas, entre a fauna, flora e o meio abiótico (RIBEIRO; MARQUES, 2005).

As mudanças citadas anteriormente são mais pronunciadas na borda e tendem a diminuir em direção ao interior da floresta (GREGGIO, 2009). Sendo assim, áreas centrais maiores tendem a apresentar ecossistemas menos alterados (BEZERRA, 2010). A área central tem sido considerada uma medida muito mais forte de qualidade de habitats por especialistas do que a área total dos fragmentos, uma vez que apresenta

uma previsão do que realmente está sendo conservado (VOLOTÃO, 1998). O índice de área nuclear é considerado um bom indicativo da qualidade das manchas, pois demonstra o tamanho real do fragmento ao extrair as áreas de bordas, tornando-se importante por possibilitar a indicação do nível de proteção do interior do fragmento em relação aos efeitos de borda (GREGGIO et al., 2009). Desta forma, ainda que uma mancha possa ser grande o suficiente para ser habitada por uma espécie, ela pode não conter área central adequada suficiente para comportar tal espécie (PEREIRA et al., 2001).

Em nosso estudo, a área nuclear total para o ano de 1990 foi de 2119,28 ha (Tabela 3), o que corresponde à 57,64% do total de área de vegetação natural encontrada neste ano. Dessa forma, 42,36% da área dos fragmentos estão submetidas ao efeito de borda. Valor semelhante de porcentagem total de área central foi encontrado para as proximidades da Floresta Nacional do Ibura (SE) (53,35%) para o ano de 2003 (SILVA; SOUZA, 2014).

Tabela 3. Número total de fragmentos de vegetação natural, área total ocupada por eles, área nuclear total e área de borda total (considerando 30 metros de borda).

Ano	Número de fragmentos	Área total (ha)	Área nuclear total (ha)
1990	326	3676,41	2119,28
2014	276	5325,26	2801,54

No ano de 2014 houve diminuição da área total de fragmentos vegetais e, conseqüente, diminuição da área nuclear (2801,54 ha). Mesmo em valores relativos, houve ligeira diminuição da área nuclear, que passou a ser 52,60%, havendo aumento do total de área sujeita aos efeitos de borda (47,40%), indo de encontro com o esperado, em que as áreas nucleares estivessem reduzidas devido à fragmentação, e ocorrendo aumento da suscetibilidade dos fragmentos aos efeitos de borda (DALLA NORA; SANTOS, 2011). Essa redução foi observada no município de Carandaí (MG), no qual houve redução da porcentagem de área central de 33,8 para 30,2% durante o período de 1984 a 2007 (CALEGARI et al., 2010).

Herrmann et al. (2005) evidenciam a forte correlação entre os índices área central e forma dos fragmentos, sendo que ambos, juntamente com aspectos da paisagem circundante, podem influenciar inúmeros processos ecológicos importantes. Em nosso estudo, a diminuição da área nuclear pode estar associada ao grande número de fragmentos florestais com tamanho menor que 50 ha para o ano de 2014 (95%). Dessa forma, mesmo que o fragmento florestal tenha uma relação pequena entre borda e área (índice SHAPE reduzido e formato próximo ao circular), se ele for de tamanho bastante reduzido, a área nuclear pode ser até mesmo inexistente. Sendo assim, pensando na conservação das espécies que se encontram no interior do fragmento, um fragmento de maior área com formato irregular é melhor do que um fragmento de formato circular que seja menor, pois este poderia estar mais exposto ao efeito de borda (PIROVANI et al., 2015).

No entanto, a intensidade do efeito de borda varia no espaço e no tempo, além de ser influenciado por diversos fatores como a idade da área de borda e a matriz adjacente à ela (LAURANCE et al., 2011). Mesquita et al. (1999) mostraram que o efeito de borda foi mais aparente em fragmentos cuja matriz circundante era predominantemente pastagens do àqueles circundados por florestas secundárias em regeneração. Tal fato ocorre porque à medida que uma floresta secundária se desenvolve em áreas anteriormente desprovidas de vegetação arbórea, a borda torna-se menos permeável às mudanças microclimáticas, e a matriz do entorno torna-se menos hostil à movimentação da fauna (LAURANCE et al., 2011), o que indica que a regeneração natural é capaz de tamponar e diminuir o efeito de borda (MESQUITA et al., 1999; LAURANCE et al., 2011). Além disso, é possível que reflorestamentos comerciais (como pinus e eucalipto) possam também mitigar o efeito de borda, sendo necessários alguns cuidados em seu uso nesse sentido, como a manutenção de uma faixa de proteção de floresta plantada para se evitar o impacto causado pelas operações realizadas na área de plantio, bem como cuidados associados à potencialidade das espécies cultivadas tornarem-se espécies invasoras da área natural (ROSA et al., 2015).

Conclusões

A dinâmica do uso e cobertura da terra no município de Torrinha evidenciou que seu processo histórico esteve associado aos ciclos econômicos que predominaram ao longo dos anos. O aumento da vegetação nativa, associado a diminuição das áreas agrícolas, demonstra que há perspectivas de um cenário futuro no qual as funções ecossistêmicas estejam asseguradas.

Os indicadores da paisagem mostraram que os fragmentos florestais maiores e mais conexos estão associados às APP (*cuestas* e corpos d'água), sendo assim se apresentam em formas irregulares e recortadas. Apesar das métricas resultarem em uma melhora geral no cenário da vegetação nativa, muitos fragmentos permanecem com pequenas áreas nucleares além de estarem desconexos na paisagem, tendendo ao desaparecimento e não promovendo o deslocamento ideal das espécies de fauna e flora.

Considerando que o município de Torrinha possui formações geológicas peculiares, presença de importantes cursos d'água e ainda ter grande parte de seu território inserido dentro de uma APA, é imprescindível que se atente para o cumprimento da legislação vigente e adoção de novas políticas públicas pautadas em ações imediatas de conservação e restauração florestal, visando atingir o ideal da sustentabilidade ecológica local.

Referências Bibliográficas

AGUIRRE, F. Z. **Análise da dinâmica de ocupação e uso das terras e suas implicações no sistema morfohidrográfico da Bacia do Ribeirão Bonito-SP**. 2011. 52 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia), Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2011.

AIDE, T. M.; GRAU, H. R. Globalization, migration, and Latin American ecosystems. **Science**, v. 305, p. 1915-1916, 2004.

BENDER, D. J.; CONTRERAS, T. A.; FAHRIG, L. Habitat loss and population decline: a metaanalysis of patch size effect. **Ecology**, v. 79, p. 517-533, 1998.

BEZERRA, C. G. **Estudo da fragmentação florestal e ecologia da paisagem na sub-bacia do Córrego Horizonte, Alegre, ES**. 2010. 46 f. Monografia (Departamento de Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, 2010.

BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, Amsterdam, v. 24, p. 907-918, 2009.

BROOKS, T. M.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONESCA, G. A. B. da; RYLANDS, A. B.; KONSTANT, W. R.; FLICK, P.; PILFRAM, J.; OLFIELD, S.; MAGIN, G.; HILTON-TAYLOR, C. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conservation Biology**, v. 16: 909-923, 2002.

CALEGARI, 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. 5, p. 871-880, 2010.

CAMARGO, A. M. M. P.; CASER, D. V.; CAMARGO, F. P.; OLIVETTE, M. P. A.; SACHS, R. C. C.; TORQUATO S. A. Dinâmica e tendência da expansão da cana-de-açúcar sobre as demais atividades agropecuárias, estado de São Paulo, 2001-2006. **Informações Econômicas**, v. 38, n. 3, p. 47-66, 2008.

CERRI, C. E. P.; SPAROVEK, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, W. E.; JERRY, M.; MELILLO, J. M.; CERRI, C. C. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, v. 64, p. 83-99, 2007.

CHIARINI, J. V. BORGONOV, M.; AMARAL, A. Z.; COELHO, A. G. DE S.; OLIVEIRA, D. A. Uso do solo no estado de São Paulo em 1962. **Bragantia**, v. 37, n. 1, p. 43-54, 1978.

COLLES, A.; LIOW, L. H.; PRINZING, A. Are specialists at risk under environmental change? Neocological, paleoecological and phylogenetic approaches. **Ecology Letter**, v. 12, p. 849-863, 2009.

CORVALÁN, S. B. **Zoneamento ambiental da APA Corumbataí (SP) de acordo com critérios de vulnerabilidade ambiental**. 2009. 170 f. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente), Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2009.

COSTA, A. L. C. **Estudo da vulnerabilidade à erosão com a aplicação da Equação Universal de Perda do Solo na Alta Bacia Hidrográfica do Rio Jacaré Pepira, utilizando SIG/SPRING**. 2005. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2009.

DALLA NORA, E. L.; SANTOS, J. E. Dinâmica ambiental da zona de amortecimento de áreas naturais protegidas. **Ambiência**, v. 7, n. 2, p. 279-293, 2011.

DIAS, A.; LATRUBESSE, E.; GALINKIN, M. **Projeto corredor ecológico Bananal - Araguaia**. Brasília: MMA, 2000.

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, G. A. D. C. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. **Scientia agrícola**, v. 64, n. 4, p. 355-363, 2007.

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

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M.V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 11, p. 493-502, 2007.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York, USA: J. Wiley, 1986.

FORMAN, R.T.T. **Land mosaics: The ecology of landscapes and region**. New York: Cambridge Press, p. 632, 1995.

GAVA, L. D. **Inventário dos recursos paisagísticos do município de Torrinha, SP**. 2008. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia), Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2008.

GHERARDI, D. F. M. Modelos de metapopulação. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 3, n. 1, p. 56-63, 2007.

GIOMETTI, A. B. R. **As condições ambientais da Bacia do Ribeirão dos Pinheirinhos e sua inserção no município de Torrinha**. Torrinha: Prefeitura Municipal de Torrinha, 1999.

GRAU, H. R.; KUEMMERLE, T.; MACCHI, L. Beyond 'land sparing versus land sharing': environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. **Environmental Sustainability**, v. 5, p. 477-483, 2013.

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

GRISE, M. M. **A estrutura da paisagem do mosaico de unidades de conservação do litoral norte do Paraná**. 2008. 108 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, 2008.

GRISE, M. M.; BIONDI, D. Análise da estrutura da paisagem do Parque Nacional do Superagüi - PR e sua zona de amortecimento. **Ciência Florestal**, v. 22, n.1, p. 23-33. 2012.

HERRMANN, B. C.; RODRIGUES, E.; LIMA, A.. A paisagem como condicionadora de bordas de fragmentos florestais. **Floresta**, v. 35, n. 1, p. 13-22, 2005.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2013. **Manual Técnico de uso da terra**.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2006. **Pecuária 2004-2012 e Lavoura Temporária 2004-2012**. Cidades. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>. Acesso em: 20 jul. 2015.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário 2006**. Rio de Janeiro, 2006. 146 p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. **Censo Demográfico 2010**. Cidades. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>. Acesso em: 23 jul. 2015.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Segunda edição. Rio de Janeiro.

INSTITUTO FLORESTAL. Sistema de informações florestais do Estado de São Paulo, 2013. Disponível em: <<http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp/>>. Acesso em: 10 de jul. 2015.

IZQUIERDO, A. E.; GRAU, H. R. Agriculture adjustment, land-use transition and protected areas in Northwestern Argentina. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 858-865, 2009.

JACOBOSKI, L. I.; OLIVEIRA, T. A.; HARTZ, S. M.; BIANCHI, V. Comparação da riqueza e composição de aves no interior e na borda em um fragmento de Floresta Estacional Decidual. **Revista Biociências**, v. 20, n. 2, p. 40-51, 2014.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; KANASHIRO, M. M.; YWANE, M. S. S.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L. M. P. R.; GUILLAUMON, J. R.; BAITELLO, J. B.; BORGIO, S. C.; MANETTI, L. A.; BARRADAS, A. M. F.; FUKUDA, J. C.; SHIDA, C. N.; MONTEIRO, C. H. B.; PONTINHA, A. A. S.; ANDRADE, G. G.; BARBOSA, O.; SOARES, A. P. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; Instituto Florestal; Imprensa Oficial, 200p, 2005.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; LUIZÃO, R. C. C.; LAURANCE, S. G.; PIMM, S.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P. C.; WILLIAMSON, G. B.; BENITEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H. L.; VAN HOUTAN, K.; ZARTMAN, C. E.; BOYLE, S. A.; DIDHAM, R. K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T. E. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56-67, 2011.

LEWIN, R. Parks: how big is big enough? **Science**, v. 225, p. 611-612, 1984.

LINDENMAYER, D. et al. 2008. A checklist for ecological management of landscape for conservation. **Ecology Letters** 11, 78–91.

LOPES, L. A. Vinte anos de proálcool: avaliações e perspectivas. **Economia & Empresa**, v. 3, n. 2, p. 49-57, 1996.

MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MACEDO, I. C. Emissões de GEE do setor de açúcar e etanol no Brasil: valores atuais e esperados. In: MACEDO, I. C. (Org.) **A Energia da cana-de-açúcar: doze estudos sobre a agroindústria da cana-de-açúcar no Brasil e a sua sustentabilidade**. 2. ed. São Paulo: Berlendis & Vertecchia/ÚNICA. p.101-104, 2005.

MALINOWSKI, R.; OLIVEIRA, C. H.; ZANIN, E. M.; ROVANI, I. L.; SLAVIERO, L. B.; GALIANO, D. Perda e Fragmentação de Habitats em Paisagens Rural e Urbana da Bacia Hidrográfica do Rio Tigre (RS). **Perspectiva**, v. 32, n. 117, p. 181-190, 2008.

MANZATTO, C.; ASSAD, E.; BACCA, J.; ZARONI, M.; PEREIRA, S. **Zoneamento agroecológico da cana-de-açúcar**. 55 f. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009.

- MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. Forest Service General Technical Report PNW 351m, 1995.
- MELLO, K. PETRI, L.; LEITE, E. C.; TOPPA, R. H. Cenários ambientais para o ordenamento territorial de áreas de preservação permanente no município de Sorocaba, SP. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 309-317, 2014.
- MELO, F. H. de; FONSECA, E. G. da. **Proálcool, energia e transportes**. 163 f. São Paulo: FIPE/Pioneira, 1981.
- MESQUITA, R. C. G.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, W. F. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 91, p. 129-134, 1999.
- METZGER, J. P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of south-east Brazil. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 37, p. 29-35, 1997.
- METZGER, J.P. Estrutura da Paisagem e Fragmentação: Análise Bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, São Paulo, v. 71, p. 445-462, 1999.
- METZGER, J.P et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation** v. 142, p. 1166–1177, 2009.
- MIRANDA, J. R.; AVELLAR, L. M. Sistemas agrícolas sustentáveis e biodiversidade faunística: o caso da cana orgânica em manejo agroecológico. **InterfaceEHS**, São Paulo, v. 3, p. 1-13, 2008.
- MIRANDA, J. R.; MIRANDA, E. E. **Sistemas de produção orgânica de cana-de-açúcar**: monitoramento qualificado de biodiversidade. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2004. 6 p. (Comunicado Técnico, 13).
- MIRANDA, M. J.; PINTO, H. S.; JÚNIOR, J. Z.; FAGUNDES, R. M.; FONSECHI, D. B.; CALVE, L.; PELLEGRINO, G. Q. 2015. **Clima dos Municípios Paulistas: A Classificação Climática de Köppen para o Estado de São Paulo**. Campinas, SP: Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura, (CEPAGRI), Unicamp. Disponível em: <<http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>> Acesso em: 11 jul. 2015.

MORAES, M. C. P. **Dinâmica da paisagem da Zona de Amortecimento do Parque Estadual de Porto Ferreira como subsídio para a revisão do plano de manejo.** 2013. 81 f. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade na Gestão Ambiental) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba. 2013.

MORAES, M. C. P.; MELLO, K.; TOPPA, R. H. Análise da paisagem de uma zona de amortecimento como subsídio para o planejamento e gestão de unidades de conservação. **Revista Árvore**, v. 39, n. 1, p. 1-8, 2015.

MOSCHINI, L. E. **Diagnóstico e riscos ambientais relacionados à fragmentação de áreas naturais e semi-naturais da paisagem:** estudo de caso, município de Araraquara, SP. 2005. 88 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2005.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

NAINGGOLAN, D.; DE VENTE, J.; BOIX-FAYOS. C.; TERMANSEN, M.; HUBACEK, K.; REED, M. S. Afforestation, agricultural abandonment and intensification: Competing trajectories in semi-arid Mediterranean agro-ecosystems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 159, p. 90-104, 2012.

NOVO, A. L.; JANSEN, K.; SLINGERLAND, M.; GILLER, K. Biofuel, dairy production and beef in Brazil: Competing claims on land use in São Paulo State. **Journal of Peasant Studies**, v. 37, p. 769-792, 2010.

PEREIRA, J. L. G.; BATISTA, G. T.; THALÊS, M. C.; ROBERTS, D. A.; VENTURIERI, A. Métricas da paisagem na caracterização da evolução da ocupação da Amazônia. **Geografia**, v. 26, n.1, p. 59-90, 2001.

PIROVANI, D. B. SILVA, A. G.; SANTOS, A. R. Análise da paisagem e mudanças no uso da terra no entorno da RPPN Cafundó, ES. **Cerne**, v. 21, n. 1, p. 27-35, 2015.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação.** Londrina: E. Rodrigues. 328 f, 2001.

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELA, J.; JOENSUU, E. SIITONEN, M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation** v. 7, p. 385–403, 1998.

RENETZEDER, C.; STEFAN, S.; PETERSEIL, J.; PRINZ, M. A.; MÜCHER, S ; WRBKA, T. Can we measure ecological sustainability? Landscape pattern as an indicator for naturalness and land use intensity at regional, national and European level. **Ecological Indicators**. v.10, p. 39-48, Janeiro 2010.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.. MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Barking, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RIBEIRO, S.; MARQUES, J. C. B. Características da paisagem e sua relação com ocorrência de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940; Primates, Atelidae) em fragmentos florestais no vale do Taquari, RS. **Natureza & Conservação**, v. 3, n .2, p. 65-78, 2005.

ROSA, A. D.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; GUIDINI, A. L.; SPIAZZI, F. R.; NEGRINI, M.; ANSOLIN, R. D.; BENTO, M. A.; GONÇALVES, D. A.; FERREIRA, T. S. Diversidade e guildas de regeneração de espécies arbóreas na borda de uma floresta nativa em contato com plantio de pinus. **Floresta**, v. 45, n. 2, p. 273-280, 2015.

RUDORFF, B. F. T.; AGUIAR, D. A.; SILVA, W. F.; SUGAWARA, L. M.; ADAMI, M.; MOREIRA, M. A. Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo state (Brazil) using Landsat data. **Remote Sensing**, v. 2, n. 4, p. 1057-1076, 2010.

SANABRIA, J. M. **Diagnóstico dos riscos e impactos ambientais da suinocultura no Ribeirão dos Pinheirinhos, município de Torrinha, (SP)**. 2009. 58 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental), Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2009.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 1, p. 153-156, 2008.

SÃO PAULO. Sistema Ambiental Paulista. 2015. **APA Corumbataí-Botucatu-Tejupá -Perímetro Corumbataí: sobre a APA**. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/apa-corumbatai-botucatu-tejupa-perimetrocolumbatai/sobre-a-apa/>>. Acesso em: 15 jul. 2015.

SILVA, J. P.; ROMANI, L. A. S.; GONCALVES, R. R. V.; LOPES-ASSAD, M. L. R. C. Monitoramento da dinâmica de uso da terra utilizando imagens de satélite de baixa resolução espacial. **In: XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 2015, João Pessoa-PB. INPE, p. 5149-5156, 2015.

SILVA, M. S. F.; SOUZA, R. M. Padrões espaciais de fragmentação florestal na FLONA do Ibura – Sergipe. **Mercator**, v. 13, n. 3, p. 121-137, 2014.

SMANIOTTO, M. **Análise ambiental de Bacias Hidrográficas com base na fragmentação da paisagem: município de Getúlio Vargas (RS)**. 2007. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2007.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lessons from Fragmentation Research: Improving Management and Policy Guidelines for Biodiversity Conservation. **Conservation Biology**, v. 19 (3), p. 734–739, 2005.

TONIAL, T. M. **Dinâmica da paisagem da região nordeste do Estado do Rio Grande do Sul**. 2003. 311 f.. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2003.

TORRINHA. 2015. **Conheça Torrinha**. Torrinha, SP: Prefeitura Municipal. Disponível em: < <http://www.torrinha.sp.gov.br/capa.asp?idpagina=341> >. Acesso em: 18 jul. 2015.

VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí. **Scientia Florestalis**, n. 62, p. 114-119, 2005.

VIANA, V. M. Biologia e manejo de fragmentos florestais naturais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6, 1990, Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão: SBS/SBEF, p.113-118, 1990.

VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com Araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, p. 515-525, 2011.

VOLOTÃO, C. F. S. **Trabalho de análise espacial - métricas do Fragstats**. 1998. 45 f. Trabalho de análise espacial do curso de mestrado do INPE - São José dos Campos. 1998.

WILKINSON, J.; HERRERA, S. Biofuels in Brazil: Debates and impacts. **Journal of Peasant Studies**, v. 37, p. 749-768, 2010.