



ANÁLISE TEMPORAL DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA E SUAS POSSÍVEIS IMPLICAÇÕES ECOLÓGICAS

Alexandre Ducatti¹

Eduardo Périco²

RESUMO

Paisagens fragmentadas funcionam como ilhas de vegetação florestal e sofrem alterações nas suas características ecológicas originais. O trabalho analisa as alterações nas áreas florestadas da Bacia Hidrográfica do rio Forqueta, RS, nos anos de 1989 e 2008. A metodologia está baseada na elaboração de mapas de uso e cobertura do solo para as áreas florestadas e análise de métricas da paisagem, nos dois anos. Os resultados mostraram a regeneração da floresta em 79,9% entre 1989 e 2008. Nesse processo de incremento florestal, ocorreu a diminuição do número de fragmentos florestais em 31,1% e um aumento de 120% nas áreas centrais dos fragmentos. Os fragmentos que contribuíram significativamente para esse aumento foram os que possuem área com menos de 1 ha e de 1 a 10 ha. Ocorreu redução na distância média entre os fragmentos, porém a distância ainda é alta (> 100 m) para o fluxo de determinadas espécies. O percentual da área total da paisagem composta pelo maior fragmento apresentou um aumento de 1326%. A reorganização das áreas florestadas na bacia está ocorrendo a partir de pequenos fragmentos, provavelmente devido à regeneração de áreas de lavoura ou de pastagem. Essas alterações podem favorecer espécies de interior de mata e o surgimento de corredores que aumentam a permeabilidade da matriz e favorecem o fluxo gênico entre as espécies.

Palavras-chave: Ecologia de Paisagem; Métricas de Paisagem; Rio Forqueta; RS.

ABSTRACT

Time analysis of a forest fragmentation in a river basin and its possible ecological implications. Fragmented landscapes function as forest vegetation islands and suffer changes in their original ecological characteristics. The changes in the forested areas of the Forqueta's river

¹ Ms. em Ambiente e Desenvolvimento, Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, RS, Brasil.

² PPG em Ambiente e Desenvolvimento, Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, RS, Brasil. E-mail para correspondência: perico@univates.br

basin, RS, were analyzed in 1989 and 2008. The methodology is based on land use and cover maps of the forested areas and analysis of landscape metrics, in both years. The results showed the forest regeneration in 79.9% between 1989 and 2008. In this process, the number of forest fragments was reduced in 31.1% with an increase of 120% in the core areas of the fragments. The fragments that have significantly contributed to this increase are those having area with less than 1 ha and those with areas between 1 and 10 ha. There was a reduction in the average distance between the fragments, but the distance is still high (> 100 m) for some species flow. The percentage of the landscape total area, covered by the largest fragment, increased in 1326%. The reorganization of forested areas in the basin is occurring from small fragments, probably due to the regeneration of cropland or pasture. These changes may favor forest core species and the establishing of corridors that increase the matrix permeability as so the gene flow.

Keywords: Landscape Ecology, Landscape Metrics; Forqueta River; RS.

INTRODUÇÃO

Paisagens são mosaicos heterogêneos formados por um conjunto de unidades que interagem entre si em uma determinada escala de observação e, devido a mudanças antrópicas ou naturais, são sujeitas a constantes alterações (Metzger, 2001). Parte dessas alterações leva a fragmentação de habitats, que pode ser entendida como um processo de transformação de uma matriz de vegetação natural em áreas menores, isoladas por ambientes diferentes (Saunders *et al.*, 1991). Nesse aspecto, a ecologia de paisagens consiste no estudo dos padrões de heterogeneidade espacial, na forma como eles afetam os processos ecológicos e, na importância dessas relações em termos de conservação biológica (Metzger, 2001). Os elementos da paisagem que influenciam diretamente a diversidade e o fluxo de espécies são os fragmentos, a matriz e os corredores.

Os fragmentos são superfícies não lineares, inseridos em uma matriz que difere em aparência do seu entorno, variando em tamanho, forma e grau de isolamento. A fragmentação resulta, geralmente, em remanescentes florestais imersos em matriz de agricultura, vegetação secundária, solo degradado ou área urbanizada (Kramer, 1997). Esse processo apresenta um caráter negativo, visto que altera as condições ambientais favoráveis às espécies, diminuindo a área de vida, favorecendo o endocruzamento e, conseqüentemente, a extinção de populações locais (Kramer *et al.*, 2008).

O processo de fragmentação leva a criação de uma borda de floresta que, diferente das zonas de ecotonia natural, são caracterizadas por um gradiente natural de limites entre dois habitats. A borda consiste em uma quebra abrupta da paisagem, separando um habitat do outro adjacente. A criação da borda pode levar a diversas conseqüências biológicas, a maioria delas resultado do ressecamento e das alterações microclimáticas na região da borda (Kapos, 1989). Estas mudanças

não são permanentes e evoluem com o tempo à medida que a borda se fecha devido ao crescimento da vegetação.

O tamanho e a forma de um fragmento estão intrinsecamente ligados à borda. Quanto menor o fragmento, ou mais alongado, mais forte são os efeitos de borda, pois diminui a razão interior/margem. Esta razão afeta diferentes aspectos que podem impor restrições à manutenção de populações de determinadas espécies na paisagem (Acosta *et al.*, 2002).

Os efeitos de fragmentação do hábitat são controlados por dois processos principais: os efeitos internos nos fragmentos, ligados à formação da borda, e a influência externa da matriz na dinâmica do fragmento (Gascon *et al.*, 2001). Este segundo processo inclui interação da paisagem num nível mais amplo de configuração do habitat (fragmentos, matriz, conectividade) (Fahrig e Merriam, 1994).

A matriz é o elemento da paisagem mais conectado e extenso, ela circunda os fragmentos existentes e se caracteriza, pela sua composição, diferente dos fragmentos nela inseridos (Barros, 2006). A composição da matriz pode influenciar a distribuição da fauna e flora dentro e entre os fragmentos e, pode facilitar ou impedir o deslocamento de determinadas espécies (Tigas *et al.*, 2002, Šálek *et al.*, 2009). As taxas de ocupação e densidades elevadas nos fragmentos podem ser promovidas por uma matriz que favorece a conectividade e, alguns tipos de matrizes, podem inibir a emigração e fazer com que os organismos se agreguem perto da borda dos fragmentos (Haynes e Cronin, 2003).

Os corredores são estreitas faixas de vegetação natural ou antrópica que diferem estruturalmente da matriz. Segundo Harris (1984) a presença de corredores pode reduzir os efeitos da matriz, permitindo a mobilidade de animais entre os fragmentos e, inclusive, propiciando a dispersão de plantas através de sementes e frutos (Scarpato, 2008). A manutenção e a implantação de corredores, de vegetação nativa, são consideradas por Metzger (2000) como uma das formas de amenizar as perdas causadas pela fragmentação, favorecendo o fluxo gênico e servindo como refúgio para fauna.

Estudos de análise espacial, funcionamento de ecossistemas, sensoriamento remoto, geoprocessamento e sistemas de informação geográfica (SIG) contribuem muito para o desenvolvimento da ecologia de paisagem. Avanços no desenvolvimento de técnicas e conceitos em diferentes áreas do conhecimento propiciam à ecologia da paisagem uma abordagem prática, que a torna aplicável à definição de áreas e ações prioritárias para a conservação da diversidade biológica e para o manejo sustentável (Gonçalves, 2007). Vários estudos têm demonstrado o potencial da utilização de imagens de satélites em estudos de dinâmica da paisagem e suas aplicações em ecologia (Young e Boyle, 2000, Ponzoni *et al.*, 2002, Périco e Cemin, 2006; Awade e Metzger, 2008; Jesus *et al.*, 2010).

Para entender e realizar predições sobre paisagens naturais e antropizadas, além dos dados de sensoriamento remoto, é necessário à descrição quantitativa de sua composição e estrutura. Para esta finalidade foram desenvolvidos uma série de índices de ecologia de paisagem (Forman e Godron, 1986; Turner, 1990; Mcgarigal e Marks, 1995). Os índices, ou métricas de paisagem, podem ser quantificados para os fragmentos individuais, para a classe de fragmentos e para a paisagem com um todo. Esses parâmetros quantitativos podem auxiliar na identificação e na definição das melhores estratégias na escolha de áreas a serem protegidas ou recuperadas (Metzger, 2003).

O objetivo do presente trabalho foi o avaliar a fragmentação florestal na bacia hidrográfica do rio Forqueta, RS, utilizando métricas de paisagem, em um período de 19 anos, buscando verificar, com base na literatura, como esse processo pode refletir na fauna e flora.

MATERIAL E MÉTODOS

A sub-bacia hidrográfica do rio Forqueta está localizada na bacia hidrográfica Taquari-Antas, a nordeste do Rio Grande do Sul, entre as latitudes 29°30' e 28°49'S e as longitudes 52°00' e 52°45'W no nordeste do estado do Rio Grande do Sul somando 2.845.989 Km² de área (Figura 1). Essa sub-bacia abrange áreas de 22 municípios, em que se destacam, como polos econômicos, os municípios de Soledade e Lajeado.

A região caracteriza-se pela presença de pequenas propriedades rurais, com aproximadamente 14 ha. Dependendo do local da bacia, a forma de uso e ocupação do solo é diferente. Na porção ao norte, predomina uma matriz de campo e cultivo, principalmente soja. Mais ao centro e sul, a região é mais industrializada, predominando áreas urbanas e solo exposto (Rempel *et al.*, 2006).

As áreas de vegetação nativa são constituídas por fragmentos remanescentes de vegetação nativa original e pelos campos. Originalmente, a região era constituída por duas formações florestais: a Floresta Estacional Decidual e Floresta Ombrófila Mista-Mata de Araucária que, atualmente, encontram-se fragmentadas em diferentes estágios de sucessão ecológica. Grande parte da cobertura vegetal natural da bacia foi substituída por atividades agropastoris, de maneira que persistem áreas cobertas, porém não pela flora original estratificada, mas sim com um desbastamento acentuado e submata (Rempel, 2000).

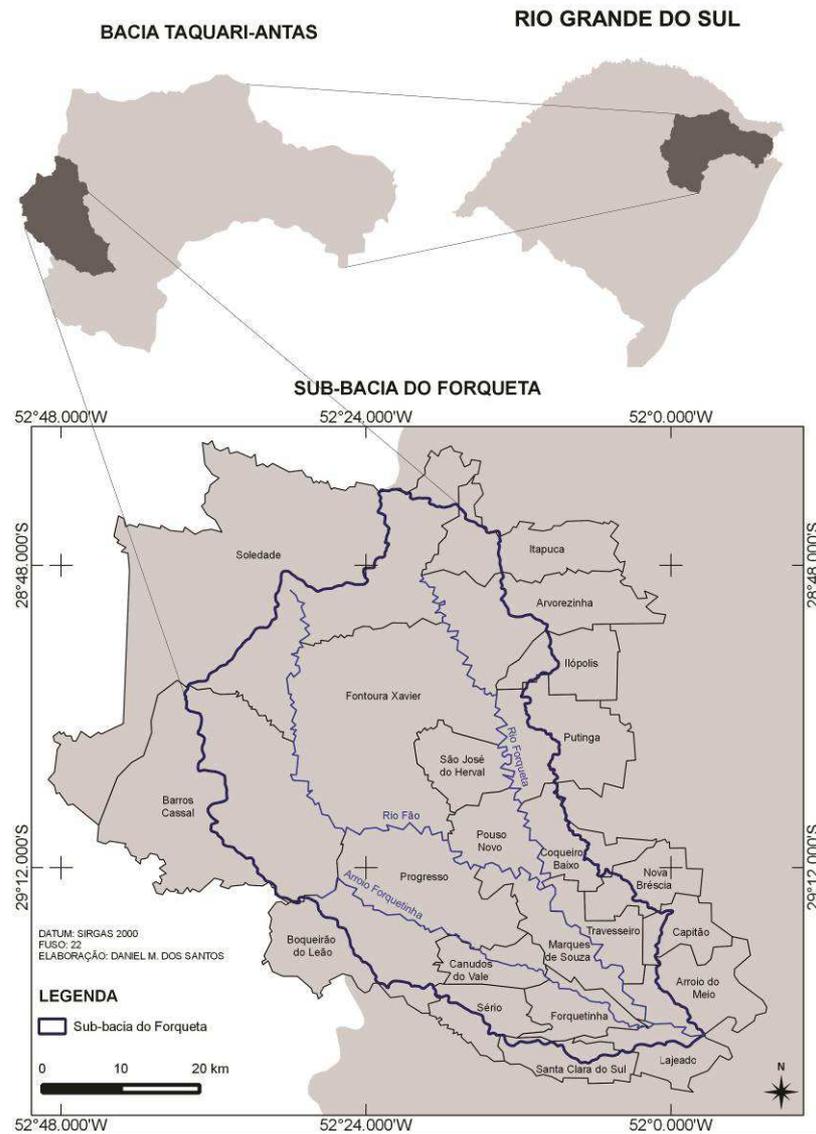


Figura 1. Localização da sub-bacia hidrográfica do rio Forqueta, RS. Elaborado por Daniel Martins dos Santos.

Quanto às características hídricas da região, os principais afluentes da sub-bacia são os rios Forqueta e Fão e o Arroio Forquetinha. A sub-bacia apresenta um sistema hídrico relativamente ramificado, com densidade de drenagem baixa, indicando a permeabilidade das rochas e, como o sistema hídrico apresenta uma forma alongada, diminui a probabilidade de enchentes, embora elas ocorram em pontos isolados (Périco *et al.*, 2012).

No Cenário de Cobertura e Uso da terra de 2008, conforme o mapa obtido por classificação digital supervisionada de uma imagem do satélite LANDSAT 5 (Figura 2) foram identificadas nove classes, que são representadas por: Floresta Industrial (sivicultura) (5,80%), Floresta Estacional Decidual (19,50%), Floresta Ombrófila Mista (18,34%), Vegetação Pioneira (27,50%), Vegetação Campestre (8,50%), Lavoura (9,80%), Solo Exposto (5,46%), Hidrografia (3,85%) e Área Urbana (0,39%). Para o trabalho foram consideradas apenas duas classes: Floresta (Estacional Decidual e Ombrófila Mista) e Uso antrópico (nas quais todas as demais classes foram agrupadas).

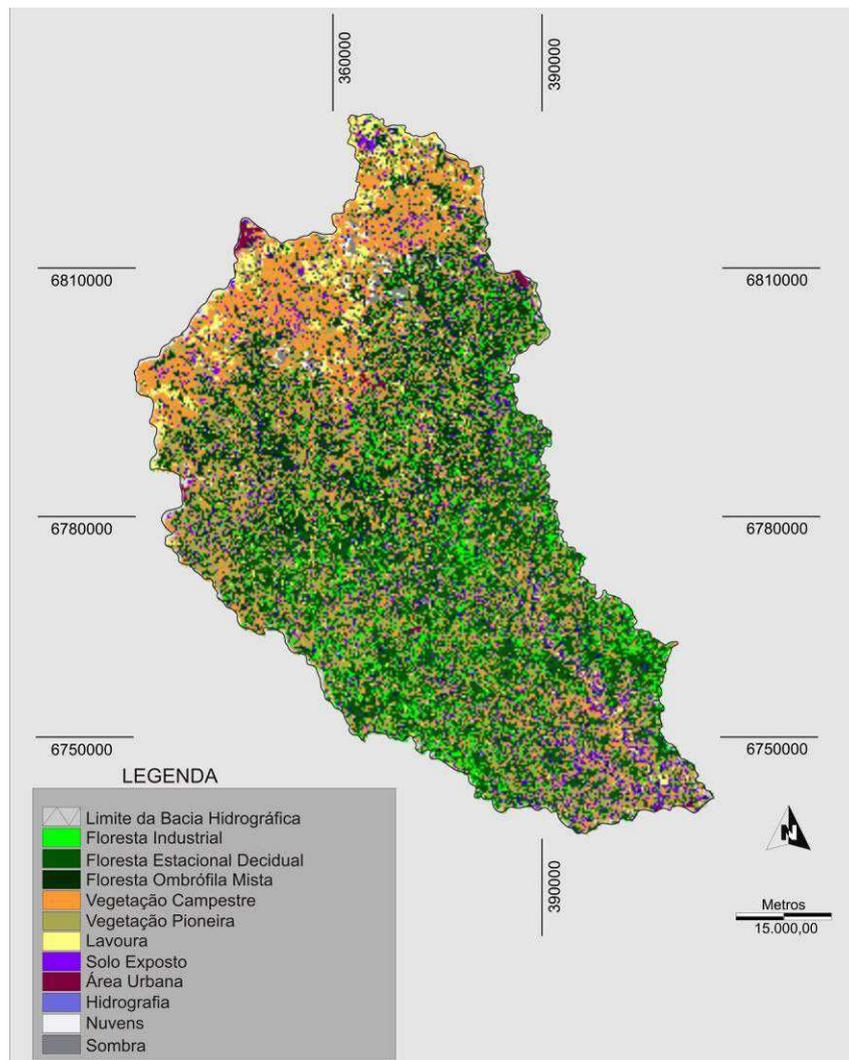


Figura 2. Cobertura e uso da terra, obtida pela classificação supervisionada, da bacia hidrográfica do rio Forqueta, RS.

A análise da fragmentação florestal da bacia hidrográfica do rio Forqueta foi realizada utilizando os cenários de uso e cobertura da terra dos anos de 1989 e de 2008. Os dados foram obtidos a partir de um conjunto de imagens do satélite TM Landsat 5, do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Foram utilizadas imagens de 20.09.1989 e 24.09.2008, órbita-ponto 222-080 e bandas 3,4 e 5. Foi realizada a correção radiométrica, normalização radiométrica, o georreferenciamento, o registro e o recorte no *software* ENVI 4.5. Os mapas de uso e cobertura da terra foram gerados no SIG IDRISI ANDES 15. As etapas de registro e recorte foram realizadas somente nas bandas 3,4 e 5.

Para o georreferenciamento foram utilizados 15 pontos de controle medidos nas cartas topográficas que cobrem toda a área de estudo, em escala 1:50.000, elaboradas pela Diretoria do Serviço Geográfico do Exército (DSG, 1980). O erro médio quadrático (RMS) do georreferenciamento foi controlado com valor inferior a 1 pixel, ou seja, inferior a 30 m². A distribuição dos pontos de controle foi realizada de modo que cada quadrante da área de estudo

recebesse, pelo menos, 20% do total de pontos. Por último, a disponibilidade do limite da bacia hidrográfica, gerado no SIG IDRISI ANDES, permitiu a criação de uma máscara para realizar o recorte das bandas georreferenciadas do conjunto de imagens.

As áreas florestadas da bacia hidrográfica do Rio Forqueta foram classificadas pelo método supervisionado da Máxima Verossimilhança Gaussiana. As imagens temáticas resultantes das áreas florestais, para cada ano analisado, foram validadas de forma heurística e pelo índice Kappa (0,8605). Para Landis e Koch (1977) um índice Kappa variando entre 0,81 e 1,0 é classificado como excelente. Como o enfoque foi a análise dos fragmentos florestais e a dinâmica dessas áreas, os demais usos da terra foram agrupados em uma única classe temática, representada pelas áreas de uso antrópico. Foram gerados os mapas temáticos do uso e cobertura da terra para o ano de 1989 e 2008. Para análise da fragmentação, a borda dos fragmentos ficou estabelecida em 30 m (Rodrigues, 1998; Périco e Cemin, 2006). Para o cálculo das métricas da classe e dos fragmentos, foi utilizado o programa Fragstat 3.3 (McGarigal e Marks, 1995). Foram avaliados os seguintes índices, para os dois anos: área da classe florestada e não florestada (ha), número de fragmentos, índice do maior fragmento (%), distância média entre os fragmentos (m), média da forma dos fragmentos (quanto mais próximo de 1, mais arredondado), densidade de fragmentos (número de fragmentos/100 ha), área média dos fragmentos (ha), total de área central dos fragmentos (ha) e média das áreas centrais dos fragmentos (ha). O Índice do maior fragmento indica o percentual da paisagem ocupada pelo maior fragmento. Para a Distância média entre os fragmentos e Forma dos fragmentos é indicado o desvio padrão (\pm DP).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise heurística dos mapas demonstra o aumento de áreas florestadas em praticamente toda a extensão da bacia entre os anos de 1989 e 2008, com exceções das regiões noroeste e sudeste, onde o incremento de floresta não é tão evidente (Figura 3). A maior concentração de machas florestais está na região central, onde se encontram também as maiores declividades.

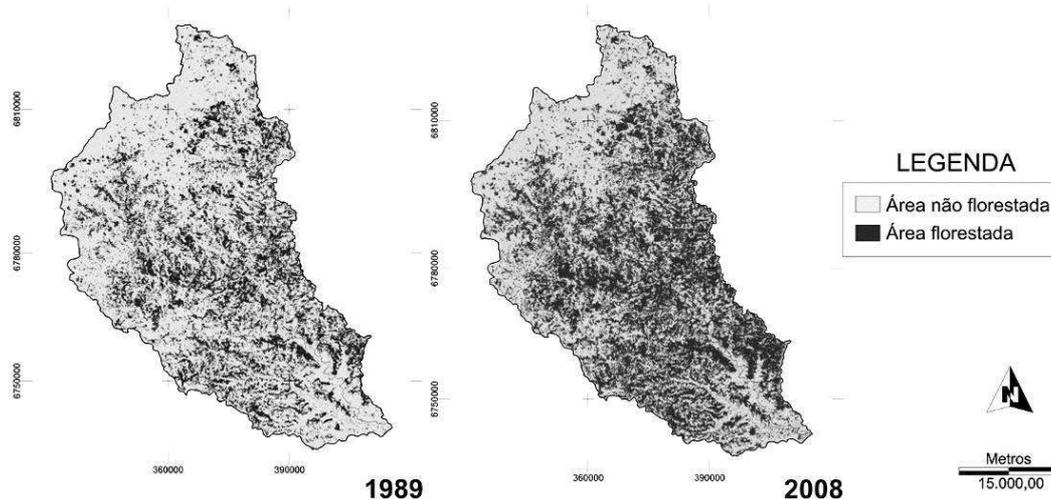


Figura 3. Áreas florestadas da bacia hidrográfica do rio Forqueta, RS nos anos de 1989 e 2008.

Os dados obtidos a partir do cálculo das áreas florestadas e não florestadas (Tabela 1) indicam um acréscimo de 79,9% sobre o total de área florestada de 1989 para 2008, apresentando um incremento médio de 6,7% de floresta por ano. As áreas não florestadas diminuíram 21,8% em 19 anos, representando um decréscimo de 1,2% ao ano. Não ocorreu um aumento maior na taxa de crescimento anual da floresta, provavelmente devido à indisponibilidade de potenciais áreas para regeneração florestal, tais como os centros urbanos e áreas agriculturáveis próximas a eles.

Tabela 1. Área total florestada e não florestada e percentual de variação, na bacia hidrográfica do Rio Forqueta, RS, nos anos de 1989 e 2008.

Classe	Área (ha)		Variação (%)
	1989	2008	
Florestada	60.896,61	109.597,86	79,9
Não Florestada	222.561,36	173.860,11	-21,8

Foi observado um decréscimo de 31,1% na quantidade de fragmentos de 1989 (n=10.779) para 2008 (n=7.432). Essa redução na fragmentação florestal é devida, principalmente, ao processo de fusão de fragmentos vizinhos que origina fragmentos maiores (Tabela 2).

Tabela 2. Métricas dos fragmentos de mata nos anos de 1989 e 2008 da bacia hidrográfica do rio Forqueta, RS.

Métrica	1989	2008
Número de Fragmentos	10.779	7.432
Índice do maior fragmento (%)	0,49	6,99
Distância média entre fragmentos (m) (\pm DP)	125,88 (87,21)	119,61 (76,03)
Média da Forma dos fragmentos (\pm DP)	1,36 (0,70)	1,31 (1,01)

O índice do maior fragmento quantifica o percentual da área total da paisagem composta pelo maior fragmento, que apresentou aumento, entre 1989 e 2008, de 1326%. A distância média entre os fragmentos mais próximos demonstrou declínio de 125,87 m em 1989 para 119,61 m em 2008. A redução da distância entre fragmentos vizinhos provavelmente está relacionada à fusão do grande número de fragmentos menores que se apresentavam em maior número (Tabela 3).

A métrica distância média entre fragmentos vizinhos possui importância na manutenção da biodiversidade, pois quanto menor a distância entre dois fragmentos, maior a taxa de recolonização pela imigração de indivíduos de outras populações e também maior a mobilidade de dispersores e polinizadores (Barros, 2006).

Segundo a Teoria da Biogeografia de Ilhas (MacArthur e Wilson, 1967), fragmentos mais próximos de áreas que podem fornecer espécies migrantes, apresentam maior diversidade. Ao contrário, segundo a teoria de Metapopulações, que se baseia na dinâmica de extinção/recolonização de populações locais, fragmentos pequenos e algumas vezes mais distantes de áreas fontes podem apresentar maior diversidade, dependendo da espécie estudada, do tamanho da área, da presença de bordas e da configuração geral da paisagem (Hansky *et al.*, 1996). Na região da bacia do rio Forqueta, as únicas áreas com tamanhos acima de 20 ha são os topos de morro, devido à dificuldade de acesso para agricultura e pecuária, bem como devido à proteção legal.

Apesar da redução de 1989 para 2008, o isolamento médio dos fragmentos é relativamente elevado (>100 m). Essa distância é pouco expressiva para alguns grupos de plantas que têm a dispersão feita por mamíferos de pequeno e médio porte. Porém, para grupos mais sensíveis, pode ser considerada uma distância limitante para a movimentação de algumas espécies. Awade e Metzger (2008) observaram que algumas espécies de aves de sub-bosque evitam cruzar áreas abertas com distâncias superiores a 40 metros. Segundo Janzen (1988) a distância de 180 metros entre os fragmentos pode ser considerada, em determinadas situações, o limite de dispersão de sementes pelo vento.

A composição da matriz também interfere nos processos de dispersão e, pequenas distâncias entre fragmentos, podem ser intransponíveis para a fauna ou a anemocoria. Ricketts (2001) verificou que a constituição da matriz interfere no fluxo de borboletas entre fragmentos de pradaria, influenciando significativamente no isolamento efetivo das manchas de habitat, tornando-as mais ou menos isoladas sem considerar a distância entre elas. Em trabalho realizado com borboletas, em fragmentos de floresta na região de Arvorezinha, ao norte da Bacia, (Périco *et al.*, 2005) observaram menor riqueza de espécies em fragmentos menores e não conectados por corredores.

A substituição de uma matriz pouco permeável (baixa similaridade com o habitat) por uma matriz mais permeável (alta similaridade) pode favorecer a manutenção de espécies, na medida em

que exista um fragmento maior onde as populações possam permanecer de forma estável e que pode funcionar como área doadora de espécies (Metzger, 2003).

Baum *et al.* (2004) verificaram que em uma matriz que apresenta baixa resistência (facilita altas taxas de dispersão entre fragmentos), tanto trampolins como corredores promoveram alta conectividade, aumentando o número de colonizações e relação aos fragmentos separados apenas pela matriz.

Antongiovanni e Metzger (2005) estudaram a influência da matriz sobre a ocorrência de sete espécies de aves insetívoras de sub-bosque em fragmentos florestais na Floresta Amazônica. Os resultados indicaram que as distâncias a partir da floresta contínua não influenciaram a frequência de ocorrências das espécies nas áreas de florestas secundárias. A área ao norte da bacia do rio Forqueta, apresenta uma matriz composta basicamente por campos utilizados para pecuária e por plantações de soja. Do centro ao sul, a matriz é altamente antropizada, caracterizada principalmente por áreas urbanas, agricultura e suinocultura. Os estudos que vêm sendo conduzidos com a riqueza de aves (Santos *et al.*, 2014) e libélulas (Hanauer *et al.*, 2014) em fragmentos de matas ciliares localizados em áreas preservadas e antropizadas, indicam que se as espécies de ambos os grupos são características do interior de floresta, elas ocorrem com menos frequência em matas antropizadas que preservadas, sendo que nesta última a matriz exerce menos influência.

A métrica, média do índice da forma dos fragmentos, foi praticamente mantida e, pelo índice obtido, indica uma forma semelhante a um retângulo alongado (Tabela 2). Quanto mais o fragmento estiver distante da forma padrão =1 (quadrado) mais irregular se torna e, portanto mais suscetível aos efeitos da borda, principalmente os menores fragmentos que possuem pequena área central (Périco e Cemin, 2006).

Tabela 3. Classes de tamanho, número e percentual dos fragmentos de mata nos anos de 1989 e 2008, na bacia hidrográfica do rio Forqueta, RS.

Área (ha)	1989		2008	
	Nº Fragmentos.	%	Nº Fragmentos.	%
< 1	6.718	62,32	4.559	61,34
1 10	3.240	30,06	2.365	31,82
10 20	354	3,28	228	3,07
20 30	133	1,23	93	1,25
30 40	68	0,63	49	0,66
40 50	52	0,48	23	0,31
> 50	214	1,99	115	1,55
TOTAL	10779	100,00	7432	100,00

A grande proporção de fragmentos concentrava-se com tamanho entre menor que 1 até 10 ha (92,38%) em 1989 e 93,16% em 2008. Ocorreu diminuição no número total de fragmentos na maioria das faixas de tamanho de fragmentos analisadas, no entanto as reduções significativas ($\chi^2 = 13,706$, $p < 0,0331$) encontram-se nos fragmentos compreendidos entre 1 | 10 ha e maiores que 50 ha. Entre 1989 e 2008 ocorreu uma redução de 31,1% no número total de fragmentos, mas não um aumento geral no tamanho dos mesmos. Com relação às classes de tamanho dos fragmentos, foi observado uma redução no percentual de fragmentos menores que 1 ha e, um baixo aumento percentual nas classes de tamanho de 1 | 10 ha, 20 | 30 ha e 30 | 40 ha. Considerando que o número total de fragmentos na bacia diminuiu, isso pode indicar que, em termos absolutos são os fragmentos menores que estão se unindo e mudando de classe (Tabela 3).

Conforme aumenta a área dos fragmentos esses se tornam mais raros e assim, representam uma fração menor da cobertura vegetal da bacia. Fragmentos maiores que 50 ha até maiores que 450 ha corresponderam a 1,99% e 1,54% da área total da bacia em 1989 e 2008, respectivamente, e são áreas de topos de morros, que apresentam impedimentos legais para desmatamento. Esses índices indicam a existência de poucas áreas que podem funcionar como fontes para a manutenção das populações estabelecidas em fragmentos menores.

Para Forman e Godron (1986) os fragmentos grandes são importantes para a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, enquanto que os pequenos fragmentos atuam como elementos de conectividade entre grandes áreas, favorecendo o fluxo de fauna e flora.

Pardini *et al.* (2005) verificaram a diversidade e abundância de pequenos mamíferos, em fragmentos pequenos (<5 ha) e médios (10-50 ha), e observou que são mais baixas quando comparadas aos grandes (>50 ha). Na paisagem da bacia, devido à representatividade, os fragmentos menores poderiam estar funcionando como pequenos refúgios para a fauna em trânsito entre os remanescentes maiores, quando a matriz permitisse.

Tabela 4. Valores de densidade e de área Média dos fragmentos da bacia hidrográfica do rio Forqueta, RS, nos anos de 1989 e 2008.

Ano	Densidade de Fragmentos (n°/100 ha)	Área Média dos Fragmentos (ha) (\pm DP)
1989	3,78	5,65 (33,88)
2008	2,61	14,75 (354,56)

No período considerado ocorreu um aumento na área média dos fragmentos e diminuição na densidade (Tabela 4), indicando que unidades menores fusionaram-se originando áreas florestais de maior tamanho (Figura 4).

por penetrar nas áreas centrais dos fragmentos, deslocando as espécies especialistas (Saunders *et al.*, 1991; Murcia, 1995; Primack e Rodrigues, 2001). Na região da bacia do rio Forqueta, Renner *et al.* (2013) verificaram uma clara variação sazonal na composição de Odonata em áreas preservadas e antropizadas. Espécies generalistas ocorrem em todas as estações do ano (com exceção do inverno) e ocupam habitats dos dois tipos, enquanto espécies especialistas, consideradas aquelas que ocupam mais de duas e menos de 40% das localidades amostradas, ocorrem principalmente na primavera e verão.

Entre 1989 e 2008, a quantidade de fragmentos sem área central diminuiu 37,5%. As faixas de tamanho de fragmentos que demonstraram aumentos significativos de área central ($\chi^2 = 59,32$; $p < 0,0001$) foram aquelas com menos de 1 ha e de 1 | 10 ha, o que indica que os pequenos fragmentos são os principais responsáveis pela dinâmica florestal na bacia hidrográfica (Tabela 6).

Tabela 6. Relação da quantidade de fragmentos por classe de tamanho da área central, na bacia hidrográfica do rio Forqueta, RS.

Área Central (ha)	1989		2008	
	nº fragmentos	%	nº fragmentos	%
0	5814	53,94	3631	48,86
< de 1	2973	27,58	2375	31,96
1 a 10	1496	13,88	1109	14,92
10 a 20	189	1,75	142	1,91
20 a 30	95	0,88	51	0,69
30 a 40	41	0,38	26	0,35
40 a 50	30	0,28	14	0,19
> 50	141	1,31	84	1,13
Total	10779	100	7432	100

A redução de fragmentos sem área central é um indicativo de aumento da qualidade ambiental, e ocorre principalmente pelo abandono de áreas de agricultura e êxodo rural. Em todos os 22 municípios, entre 1985 e 2009, ocorreram um decréscimo da população rural e aumento na população urbana (Fee, 2010). Porém, o percentual de fragmentos com área central acima de 20 ha, praticamente não se alterou no período estudado. Isso indica que a dinâmica dos fragmentos está ocorrendo principalmente pela união de pequenos fragmentos.

CONCLUSÕES

A bacia hidrográfica do rio Forqueta está sofrendo um processo de alteração da paisagem, que ocorre principalmente devido à fusão de pequenos fragmentos, com consequente redução do número e ampliação de suas áreas centrais. Tais alterações, associadas ao abandono de áreas de

agricultura, levou ao aumento das áreas florestadas em 79,9%, no período de 19 anos. Essa reorganização da paisagem, devido às implicações ecológicas resultantes, aponta em direção à melhoria da qualidade ambiental, pois levam ao aumento do fluxo gênico devido a um aumento na permeabilidade da matriz, ampliação da área de vida para espécies que ocupam áreas centrais e, possibilidade de que fragmentos maiores possam funcionar como repositório populacional de espécies para os fragmentos menores.

Porém, considerando a alta fragmentação ainda existente na bacia e, baseando-se nos pressupostos da biologia da conservação, a paisagem, como se apresenta atualmente, favorece espécies que apresentam a dinâmica populacional baseada em processos de extinção/colonização, conforme a teoria de metapopulações.

Embora a utilização de técnicas de sensoriamento remoto e métricas de paisagem forneçam um indicativo de melhoria da qualidade ambiental na região, faltam estudos de campo, como dinâmica de populações e trabalhos que envolvam análises de taxocenoses que possam corroborar essa melhoria. Estudos de ecologia em campo são mais demorados e trabalhosos, mas fornecem informações básicas sobre a distribuição, manutenção e variabilidade de populações.

REFERÊNCIAS

- ACOSTA, F. C. et al. 2002. Complex edge effect fields as additive processes in patches of ecological systems. **Ecological Modelling**, **149**:273–283.
- ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J. P. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, **122**:441-451.
- AWADE, M.; METZGER, J. P. 2008. Importance of functional connectivity to evaluate the effect of habitat fragmentation for three Atlantic Rainforest birds. **Austral Ecology**, **33**:863-871.
- BARROS, F. A. 2006. **Efeito de borda em fragmentos de Floresta Montana, Nova Friburgo – RJ**. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) - Universidade Federal Fluminense, 100p.
- BAUM, K. A. et al. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, **85**(10):2671-2676.
- DAMSCHEIN, E. I. et al. 2006. Corridors increase plant species richness at large scales. **Science**, **313**:1284-1286.
- DSG, Diretoria do Serviço Geográfico do Exército Brasileiro. 1980. **Cartas Topográficas**. Folhas: SH.22-V-D-I-4 de Marques de Souza, SH.22-V-D-I-3 de Sério, SH.22-V-D-I-2 de Nova Bréscia, SH.22-V-D-II-3 de Lajeado, SH.22-V-C-III-2 de Barros Cassal, SH.22-V-B-IV-1 de Nicolau

Vergueiro, SH.22-V-B-IV-3 de Soledade-E, SH.22-V-B-IV-4 de Arvorezinha, SH.22-V-D-I-1 de Progresso, SH.22-V-B-IV-2. Porto Alegre: DSG. Escala: 1: 50.000.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. 1994. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, 8:50-59.

FEE, Fundação de Economia e Estatística. 2009. Disponível em: <http://www.fee.tche.br/sitefee/pt/content/resumo/pg_coredes>. Acesso em: 9 jun. 2013.

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

GASCON, C.; LAURENCE, W. F.; LOVEJOY, T. E. 2001. Fragmentação florestal e biodiversidade na Amazônia Central. In: Garay, I.; Dias, B. (Orgs.). **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**. Rio de Janeiro: Vozes, p. 174-189.

GONÇALVES, M. G. 2007. **Ecologia da paisagem e geoprocessamento: o exemplo da bacia hidrográfica do rio Guandú – RJ**. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) - Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 77p.

HANAUER, G.; RENNER, S.; PÉRICO, E. 2014. Inventariamento preliminar da fauna de libélulas (Odonata) em quatro municípios do Vale do Taquari/RS. **Destques Acadêmicos**, 6(3):36-45.

HANSKY, I.; MOILANEN, A.; GYLLENBERG, M. 1996. Minimum viable metapopulation size. **American Naturalist**, 147(4):527-541.

HARRIS, L. D. 1984. **The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity**. Chicago: Chicago University Press, 229p.

HAYNES K. J.; CRONIN J. T. 2003. Matrix composition affects the spatial ecology of a prairie planthopper. **Ecology**, 84(11):2856-2866.

JANZEN, D. H. 1988. Management of habitat fragments in a tropical dry forest: Growth. **Annals Missouri Botany Gardens**, 75:105-116.

JESUS, S. C. de; EPIPHANIO, J. C. N. 2010. Sensoriamento remoto multissensores para a avaliação temporal da expansão agrícola municipal. **Bragantia**, 69(4):945-956.

KAPOS, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, 5:173-185.

KRAMER, E. A. 1997. Measuring landscape changes in remnant tropical dry forests. In: Laurance, W. F.; Bierregaard, R. O. (Orgs.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, p. 386-389.

- KRAMER, A. T. et al. 2008. The Paradox of Forest Fragmentation Genetics. **Conservation Biology**, **22**(4):878-885.
- LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, **33**(1):159-174.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. 1967. **The theory of island biogeography**. New Jersey: Princeton University Press, 203p.
- MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. 1995. Disponível em: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/downloads/fragstats_downloads.html>. Acesso em: 9 dez. 2008.
- METZGER, J. P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, **10**(4):1147-1161.
- _____. 2001. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, **1**(12). Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?thematic-review+BN00701122001>>. Acesso em: 9 jul. 2010.
- METZGER, J. P. 2003. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: Kageyama, P. Y. et al. (Orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, p. 46-76.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, **10**(2):58-62.
- PARDINI, R. et al. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, **124**:253-266.
- PÉRICO, E. et al. 2005. Efeitos da fragmentação de habitats sobre comunidades animais: utilização de sistemas de informação geográfica e de métricas de paisagem para seleção de áreas adequadas a testes. In: XII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2005, Goiânia. p. 2339-2346.
- PÉRICO, E.; CEMIN, G. 2006. Caracterização do município de Arvorezinha, RS, com ênfase na dinâmica dos fragmentos florestais, por meio de sistemas de informações geográficas (SIGs). **Scientia Forestalis**, **70**:09-21.
- PÉRICO, E.; CEMIN, G.; MOHR, L. R. S. 2012. Fisiografia da Bacia Hidrográfica do Rio Forqueta, RS, sul do Brasil. **Scientia Plena**, **8**(9):1-9.

PONZONI, F. J.; GALVAO, L. S.; EPIPHANIO, J. C. N. 2002. Spatial resolution influence on the identification of land cover classes in the Amazon environment. **Anais Academia Brasileira de Ciências**, **74**(4):717-725.

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

REMPEL, C. 2000. **Aplicação do sensoriamento remoto para determinação da evolução da mata nativa da Bacia Hidrográfica do Rio Forqueta – RS, entre 1985 e 1995**. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto), Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS, 85p.

REMPEL, C.; ECKHART, R. R.; PÉRICO, E. 2006. Zoneamento econômico-ambiental do Vale do Taquari. Lajeado: Univates, 38p.

RENNER, S.; PÉRICO, E.; SHÀLEN, G. 2013. Dragonflies (Odonata) in Subtropical Atlantic Forest fragments in Rio Grande do Sul, Brazil: seasonal diversity and composition. **Scientia Plena**, **9**(1):1-8.

RICKETTS, T. H. 2001. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. **The American Naturalist**, **158**(1):87-99.

RODRIGUES, E. 1998. **Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil**. Tese (Doutorado em Organismic and Evolutionary Biology), Harvard University, Cambridge, 192p.

ŠÁLEK, M. et al. Corridor vs. hayfield matrix use by mammalian predators in an agricultural Landscape. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, **134**:8-13.

SANTOS, D. M. et al. 2014. Diversidade da avifauna em áreas de mata ciliar no Rio Grande do Sul, Brasil. In: III CONGRESO URUGUAYO DE ZOOLOGÍA, 2014, Montevideo. p. 94.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, **5**:18-32.

SCARPATO, P. M. 2008. **Caracterização ambiental da bacia hidrográfica do rio São Bento com base nos conceitos da ecologia de paisagem**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - PPG em Ciências Ambientais, Universidade do Extremo Sul Catarinense, 61p.

TIGAS, L. A.; VanVUREN, D. H.; SAUVAJOT, R. M. 2002. Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. **Biological Conservation**, **108**:299-306.

TURNER, M. G. 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. **Landscape Ecology**, **4**(1):21-30.

YOUNG, A. G.; BOYLE, T. J. 2000. **Forest fragmentation. Forest conservation genetics: principles and practice.** Melbourne: CSIRO Publishing, 366p.