



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO PAULO
Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas
Campus Diadema



MARINA ISIDORO SILVA

**A QUANTIDADE DE MATA COMO PRINCIPAL INFLUÊNCIA EM BANDOS
MISTOS DE AVES DE MATA ATLÂNTICA FRAGMENTADA**

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas, Campus de Diadema, UNIFESP, para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Evolução.

DIADEMA - SP

2015



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO PAULO
Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas
Campus Diadema



MARINA ISIDORO SILVA
DANILO BOSCOLO
ÉRICA HASUI

**A QUANTIDADE DE MATA COMO PRINCIPAL INFLUÊNCIA EM BANDOS
MISTOS DE AVES DE MATA ATLÂNTICA FRAGMENTADA**

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas, Campus de Diadema, UNIFESP, para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Evolução.

DIADEMA – SP
2015

Aos meus pais, minha irmã, ao João Paulo
e a toda minha família e amigos.

“De tudo, ficaram três coisas: a certeza de que ele estava sempre começando, a certeza de que era preciso continuar e a certeza de que seria interrompido antes de terminar. Fazer da interrupção um caminho novo. Fazer da queda um passo de dança, do medo uma escada, do sono uma ponte, da procura um encontro.”

*Fernando Sabino,
O Encontro Marcado*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por me permitir vivenciar esta experiência, pela força concedida nos momentos difíceis e pelas pessoas maravilhosas que colocou em meu caminho, sem as quais essa caminhada teria sido impossível.

Agradeço a CAPES pela concessão da bolsa de mestrado. Ao LEEC e a FAPESP (2013/50421-1), na pessoa do Miltinho, pelo financiamento de todo trabalho de campo, sem o qual tudo teria sido muito mais difícil. Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução da Universidade Federal de São Paulo pela oportunidade de fazer parte desta instituição e viabilizar o andamento do curso.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Danilo Boscolo, por me aceitar como aluna, por toda orientação, atenção, ensinamentos, paciência, compreensão e apoio nestes dois anos. Por ser um exemplo de profissional e mostrar que competência e simplicidade combinam muito bem. À minha coorientadora, Prof. Dra. Érica Hasui, por fazer parte da minha formação acadêmica há tantos anos, pelas inúmeras ideias, por toda paciência e conhecimento compartilhado.

À Paola, meu anjo durante todo o mestrado. Obrigada por tudo! Pela imensa ajuda em campo, no Q-Gis e em tudo mais, pela hospedagem, conversas e conselhos. Serei eternamente grata. À Fabi, por me acolher tão carinhosamente em Ribeirão Preto.

Ao Prof. Dr. Marco Aurélio Pizo pela estadia no Sítio Moinho Velho durante os trabalhos de campo. Ao pessoal que me ajudou e me salvou nos campos, Paola, Eduardo, Renata, Natalia, Mariana, Marcio, Fernando, João Paulo e, especialmente ao Karl, pelos valiosos ensinamentos a respeito dos bandos mistos. À Ana Carla Aquino e ao Carlos Candia-Gallardo pela imensa ajuda na identificação das vocalizações das espécies.

Agradeço imensamente aos meus amados pais por todo amor, carinho e dedicação. Por permitirem que esta e outras conquistas fossem realizadas. Mãe, obrigada por me apoiar incondicionalmente, por estar sempre ao meu lado nos momentos bons e ruins. Pai, obrigada por se interessar, pelas conversas, por fazer de tudo para que as coisas pudessem acontecer. À minha irmã por ser a melhor que eu poderia ter, sempre alegre, atenciosa e prestativa. Ao João Paulo, meu amor, por partilhar as alegrias e tristezas destes dois anos, por estar sempre comigo, ser meu porto seguro, pelos conselhos, compreensão e paciência. Por acreditar em mim e me incentivar a ir cada vez mais longe. Aos meus amigos queridos de longa data, Blenda, João Marcos, João Paulo, Livia, Plinio, Rafaela, Rodrigo, Silvio, Thalita e Wesley, obrigada por todos esses anos de amizade, pelos momentos de descontração, apoio e incentivo.

SUMÁRIO

RESUMO	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUÇÃO	3
1.1 Fragmentação e redução de habitat	3
1.2 Heterogeneidade da paisagem e Matriz	4
1.3 Conectividade e permeabilidade	5
1.4 Mata Atlântica	6
1.5 Hipótese Quantidade de Mata	7
1.6 Aves	9
1.6.1 Bandos Mistos	9
2. OBJETIVOS	13
3. MÉTODOS	15
3.1 Área de estudo	15
3.1.1 Localização	15
3.1.2 Meio físico: relevo e clima	16
3.1.3 Aspectos biológicos	17
3.2 Seleção das paisagens	18
3.3 Amostragem da avifauna	19
3.4 Análise estatística	20
4. RESULTADOS	23
5. DISCUSSÃO	31
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	38

RESUMO

Os processos de fragmentação e perda de habitat são considerados as principais ameaças à biodiversidade. Os estudos dos efeitos destes processos sobre as espécies devem, também, incluir análises de paisagem e não somente análises locais como ocorre em muitos estudos. Dentre as diversas métricas de paisagem, a quantidade de habitat tem se destacado e, em muitos estudos, é considerada como a mais importante para persistência das espécies e dos processos ambientais. Assim, este estudo tem como objetivo testar os efeitos da quantidade de mata da paisagem sobre bandos mistos de aves de Mata Atlântica. Os bandos mistos são associações de duas ou mais espécies que interagem durante certo tempo, espaço e direção, sendo que, a sobrevivência de muitas espécies depende deste sistema. Alterações na quantidade de mata podem afetar os bandos mistos de forma negativa, com isso a hipótese do estudo é que em paisagens com maior quantidade de mata os bandos sejam mais frequentes, maiores e com mais diversidade de espécies. Selecionamos sete paisagens de modo a formar um gradiente de quantidade de mata. Além desta variável também testamos os efeitos do tamanho do fragmento focal, da distância (isolamento) dos fragmentos de mata e da diversidade (heterogeneidade) da paisagem sobre os bandos mistos. Para isto utilizamos o método dos Modelos Lineares Generalizados (do inglês, GLM) e posterior seleção do modelo mais parcimonioso pelo Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras. Este estudo evidenciou que a variável de quantidade de mata da paisagem é a que exerce os maiores efeitos sobre a frequência, tamanho e riqueza de espécies dos bandos mistos, sendo positiva a relação entre estas variáveis. Além da proporção de mata, a distância dos fragmentos de mata também influenciou positivamente a frequência de bandos. Em relação ao tamanho e riqueza dos bandos, foram selecionados modelos múltiplos, sendo que a proporção de mata esteve presente em todos eles. As outras variáveis tiveram uma fraca influência sobre esses parâmetros. Em conjunto com a proporção de mata nos modelos múltiplos, o tamanho do fragmento e a diversidade da paisagem influenciaram os bandos negativamente e a distância, positivamente. Estes resultados estão de acordo com a hipótese de quantidade de mata e reforçam a importância da utilização de métricas de paisagem em estudos ecológicos. A importância da quantidade de mata para os bandos mistos reflete como esta variável é fundamental para a conservação de várias espécies de aves, já que muitas delas dependem deste sistema e seu desaparecimento pode levar à extinção local destas espécies.

Palavras chave: Corredor Mantiqueira-Cantareira; Fragmentação; Hipótese da quantidade de habitat; Paisagem; Sistema social.

ABSTRACT

Forest fragmentation and habitat loss are considered the major threats to biodiversity. Studies of the effects of these processes on the species should also include landscape analysis rather than just local analysis as in many studies. Among the several landscape metrics, the habitat amount has been highlighted and, in many studies, is considered as the most important for species persistence and environmental processes. Therefore, this study aims to test the landscape forest amount effects in Atlantic Forest mixed-species bird flocks. Mixed flocks are associations of two or more species that interact for a time, space and direction and the survival of many species depends on this system. Changes in the forest amount could affect the mixed flocks negatively, thus the hypothesis of the study is that in landscapes with higher forest amount the flocks would be more frequent, larger and with more species diversity. We selected seven landscapes in order to form a gradient of forest amount. In addition to this variable we also tested the effects of the size of the focal fragment, the distance (isolation) of forest fragments and landscape diversity (heterogeneity) on the mixed flocks. For this, we use the method of Generalized Linear Models (GLM) and subsequent selection of the most parsimonious model by Akaike Information Criterion corrected for small samples. This study showed that the variable of landscape forest amount is the one that exerts the greatest effect on the frequency, size and species richness of mixed flocks, being positive the relationship between these variables. Beyond the forest proportion, the distance of the forest fragments also positively influenced the frequency of flocks. Regarding the flocks size and richness, multiple models have been selected, and the forest proportion was present in all of them. The other variables had a weak influence on these parameters. In combination with the forest proportion in multiple models, fragment size and landscape diversity influenced the flocks negatively and the distance, positively. These results are consistent with the habitat amount hypothesis and reinforce the importance of employing landscape metrics in ecological studies. The importance of forest amount for mixed flocks reflects how this variable is essential for the conservation of several bird species, as many of them depend on this system and its disappearance may lead to local extinction of these species.

Keywords: Connectivity; Fragmentation; Habitat amount hypothesis; Landscape; Social system.

1. INTRODUÇÃO

1.1 Fragmentação e redução de habitat

A fragmentação e redução de habitat são consideradas as maiores ameaças à biodiversidade global (WILCOX AND MURPHY, 1985; FAHRIG, 2003; FISCHER & LINDENMAYER, 2007) e têm causado alterações significativas em diversas paisagens. Estes processos têm como efeitos: 1) redução na quantidade de habitat; 2) aumento da quantidade de fragmentos florestais; 3) diminuição do tamanho dos fragmentos, e 4) aumento da distância entre os fragmentos (FAHRIG, 2003). Ou seja, estes processos modificam a paisagem, já que, áreas contínuas de habitat são reduzidas à pequenos fragmentos e a cobertura vegetal nativa é substituída por uma matriz de usos diferenciados do solo (WILCOVE et al. 1986). Geralmente, a matriz é considerada uma área inóspita (WIENS et al., 1997; RICKETS, 2001; FRANKLIN & LINDENMAYER, 2009) e pode levar à mudanças nas propriedades dos fragmentos remanescentes (VAN DEN BERG et al., 2001). A medida que a intensidade do uso do solo aumenta, devido às atividades agropecuárias e ao desenvolvimento urbano, por exemplo, maior é a modificação da paisagem. Essas modificações intensas levam a mudanças da estrutura, composição biótica e/ou do funcionamento do ecossistema dos fragmentos existentes (McINTYRE & HOBBS, 1999), afetando de maneira expressiva a biodiversidade.

Estudos comprovaram os efeitos nocivos destes processos em diversos grupos taxonômicos, como aves e mamíferos (ANDRÉN, 1994; RECHER, 1999), répteis (GIBBONS et al., 2000), anfíbios (STUART et al., 2004), invertebrados (DIDHAM et al., 1996) e plantas (HOBBS & YATES, 2003). Estes processos afetam negativamente a riqueza de espécies (STEFFAN-DEWENTER et al., 2002), a abundância e distribuição das populações (BEST, et al. 2001), a diversidade genética (GIBBS, 2001) e a taxa de crescimento populacional (BASCOMPTE et al., 2002). Além disso, a fragmentação e redução de habitat reduzem o comprimento da cadeia trófica (KOMONEN et al., 2000), altera as interações entre as espécies (TAYLOR & MERRIAM, 1995) e reduz o número de especialistas e espécies de grande tamanho corporal (GIBBS & STANTON, 2001). Também afeta negativamente o sucesso reprodutivo (KURKI et al. 2000), o sucesso de dispersão (BÉLISLE et al., 2001), a taxa de predação (BERGIN et al., 2000) e aspectos do comportamento animal que afetam a taxa de sucesso de forrageamento (MAHAN & YAHNER, 1999).

1.2 Heterogeneidade da paisagem e Matriz

A intensa exploração e a consequente modificação ambiental tem como resultado o aumento da heterogeneidade (diversidade) da paisagem. Com estes processos, a matriz, um elemento não nativo, tem um importante papel nestes ambientes modificados (RICKETTS, 2001; VANDERMEER & CARVAJAL, 2001; HAILA, 2002; KUPFER et al., 2006; LAURANCE, 2008). Ao contrário do que defende a teoria de biogeografia de ilhas, que considera a matriz uma área uniforme de não hábitat, inóspita e ecologicamente irrelevante (MCINTYRE & HOBBS, 1999; RODEWALD, 2003; MANNING et al., 2004; MURPHY & LOVETT-DOUST 2004; KUPFER et al., 2006), há cada vez mais estudos corroborando a ideia de que as características da matriz afetam as populações e comunidades de ambientes fragmentados (LAURANCE, 1991; ESTADES & TEMPLE, 1999; GASCON et al., 1999; RICKETTS, 2001; UMETSU & PARDINI, 2007; UEZU et al., 2008; UMETSU et al., 2008; FONSECA et al., 2009; PARDINI et al., 2009; VIEIRA et al., 2009).

Dependendo do tipo e da qualidade, a matriz pode ser uma alternativa ou segundo hábitat para muitas espécies (PERFECTO & VANDERMEER, 2002; HARVEY, et al. 2006; UMETSU & PARDINI, 2006), além disso, uma matriz de alta qualidade e similaridade com o fragmento pode controlar os efeitos de borda (HAYNES & CRONIN, 2006; HODGSON et al., 2007); de área de fragmentos pequenos (BROTTONS et al., 2003; WETHERED & LAWES 2003; HAYNES et al., 2007) e do isolamento (ABERG et al., 1995; COOK et al., 2002; BENDER & FAHRIG, 2005), já que ela pode ser uma fonte extra de recursos que são escassos em pequenos fragmentos. Matrizes permeáveis facilitam a dispersão dos indivíduos, permitindo a busca por alimento, parceiros sexuais, fuga de competição e predação, sendo fundamental para a sobrevivência das espécies em uma paisagem com fragmentos altamente isolados.

Entretanto, para espécies extremamente sensíveis e florestais, a matriz se torna impermeável, impossibilitando a dispersão dos indivíduos pela paisagem (GUSTAFSON & GARDNER, 1996; SCHOOLEY & WIENS, 2004), o que torna estas espécies altamente vulneráveis à fragmentação e perda de hábitat. A matriz também pode ser uma fonte de perturbações, diminuindo a riqueza, abundância, sucesso reprodutivo de espécies florestais e aumentando a predação de ninhos devido à presença de predadores em determinadas matrizes que oferecem recursos alimentares a eles (RODEWALD & YAHNER, 2001). Há estudos que sugerem que quanto maior a similaridade da matriz com a floresta, maior é sua qualidade em termos de ocorrência e dispersão de organismos (ABERG et al., 1995; RENJIFO, 2001; PERFECTO & VANDERMEER, 2002; ANDERSON et al., 2007). Entretanto, é necessário

considerar as diferenças na percepção da paisagem pelas espécies, a qual decorre da interação entre suas características fisiológicas com os diferentes tipos de ambientes que leva a diferenças interespecíficas no padrão de deslocamento e capacidade de utilização da paisagem (WIENS et al., 1993; BÉLISLE, 2005).

As matrizes de pasto e agricultura, juntas, ocupam cerca de 40% da superfície da Terra (FOLEY et al., 2005) e a manutenção de uma alta heterogeneidade nestas paisagens agrícolas pode ser importante na manutenção da biodiversidade (BENTON et al., 2003; PERSSON et al., 2010). Paisagens com uma composição mais heterogênea, ou seja, mais tipos de cobertura vegetal distribuídos de forma mais equitativa, irão abrigar uma variedade maior de espécies (FAHRIG & NUTTLE, 2005; FAHRIG et al., 2011). O aumento na heterogeneidade da paisagem beneficia aquelas espécies que necessitam de dois ou mais recursos que são encontrados em diferentes tipos de ambientes, já que diferentes tipos de ambientes oferecem diferentes tipos de recursos. Além disso, a configuração espacial de uma paisagem heterogênea permite que os indivíduos encontrem o recurso necessário mais eficientemente, pois a probabilidade que estes recursos estejam mais próximos é maior (DUNNING et al., 1992). Dessa forma, é importante criar políticas e orientações que assegurem a correta gestão e manejo destes ambientes a fim de permitir a sobrevivência e persistência da biodiversidade (FAHRIG et al., 2011).

1.3 Conectividade e permeabilidade

Diante deste cenário global de fragmentação e redução de hábitat, um dos fatores mais importantes para a persistência das espécies é a sua capacidade de deslocamento por estas paisagens modificadas. O aumento da capacidade das espécies de sobreviver e se deslocar por ambientes não nativos contribui, assim, para o aumento da permeabilidade da paisagem, minimizando os efeitos da fragmentação (PEARSON, 1993; JOKIMA-KI & HUHTA, 1996). A habilidade de se movimentar entre os fragmentos florestais depende de aspectos estruturais da paisagem, como isolamento e tamanho dos fragmentos e, também, de aspectos fisiológicos e comportamentais do indivíduo (GOODWIN & FAHRIG, 2002; BOSCOLO et al., 2008; AWADE, 2009). O resultado da interação entre paisagem e organismo é denominado conectividade funcional (GOODWIN, 2003), a qual pode ser definida como o grau em que a paisagem facilita ou impede o movimento dos organismos entre os fragmentos (TAYLOR et al., 1993). A conectividade funcional da paisagem é influenciada pelo isolamento e distância entre os fragmentos florestais (TURNER & RUSCHER, 1988; SAUNDERS et al., 1993), bem como pela maneira que os organismos percebem e respondem à paisagem em diferentes

escalas. Assim, a conectividade funcional vai variar dependendo da escala de interação entre o organismo e a paisagem (JOHNSON et al., 1992).

Um ambiente heterogêneo, consequência de diferentes composições de uso e ocupação do solo (DAVIES et al., 2001; LINDENMAYER & FRANKLIN, 2002), pode possuir distintos níveis de permeabilidade. Nominalmente, o grau de resistência aos movimentos dos indivíduos entre as manchas impostas pelos diferentes tipos de ambientes existentes em uma paisagem (PITHER & TAYLOR, 1998; JONSEN & TAYLOR, 2000; GOODWIN & FAHRIG, 2002). Assim como a conectividade funcional, o grau de permeabilidade de um determinado tipo de ambiente depende de sua estrutura e composição de espécies, bem como das características biológicas das espécies (RICKETTS, 2001; REVILLA et al., 2004; ANTONGIOVANNI & METZGER, 2005; BENDER & FAHRIG, 2005). Dessa forma, paisagens com predomínio de ambientes mais permeáveis terão uma alta conectividade, enquanto que a prevalência de ambientes com baixa permeabilidade ou impermeáveis tende a reduzir a conectividade da paisagem ainda que a distância entre os remanescentes seja mantida (GOODWIN & FAHRIG, 2002), isolando populações e, conseqüentemente, aumentando seu risco de extinção.

1.4 Mata Atlântica

A pressão antrópica tem levado à perda de grande parte da biodiversidade em todos os biomas mundiais. A Mata Atlântica, originalmente, era considerada uma das maiores florestas tropicais das Américas, cobrindo uma área de 150 milhões de hectares ao longo da costa brasileira (RIBEIRO et al., 2009). Este bioma possui uma das mais ricas biodiversidades da Terra (FONSECA, 1985) e sua fauna e flora representa 1-8% do total mundial de espécies (SILVA & CASTELETTI, 2003). Devido às altas taxas de diversidade e endemismo e, também, pelo alto grau de ameaça a sua conservação, a Mata Atlântica é considerada um dos trinta e quatro “hotspots” do planeta (CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, 2005). A redução da cobertura original da Mata Atlântica deu-se em função da expansão das atividades agropecuárias e das malhas urbanas, assim como pelo extrativismo (DEAN, 2002). Atualmente, existem apenas 11.7% de cobertura original (variação de 11.4 a 16.0%) composto, basicamente, por florestas secundárias e/ou pequenos fragmentos com menos de 50 ha (RIBEIRO et al., 2009), ameaçando diversas espécies de extinção, principalmente aquelas que necessitam de grandes áreas para sobreviver.

1.5 Hipótese Quantidade de Mata

Ao longo dos anos, baseado na teoria de biogeografia de ilhas (MacARTHUR & WILSON, 1967), diversos estudos foram conduzidos considerando o tamanho e o isolamento dos fragmentos como as variáveis mais importantes na determinação dos efeitos da fragmentação e redução de habitat na biodiversidade. Esta teoria considera que os fragmentos de hábitat estão separados por um ambiente inóspito de não hábitat (ADDICOTT et al, 1987). Além disso, considera-se que os fragmentos florestais delimitam as populações, no qual os indivíduos de cada espécie utilizam apenas um fragmento e cada fragmento possui uma população local (LEVINS, 1968), ignorando os efeitos do contexto da paisagem sobre as espécies. Entretanto, os fragmentos florestais não devem ser considerados como entidades ecológicas únicas e o tamanho e isolamento como as únicas variáveis que explicam a diversidade de espécies, eles devem ser consideradas como parte integrante da paisagem (ANDRÉN, 1994).

As variáveis de tamanho e isolamento dos fragmentos muitas vezes são utilizadas e interpretadas de maneira incorreta. Isto se torna bastante evidente em estudos que compararam a riqueza de espécies em fragmentos de habitat contínuos com fragmentos menores com área total igual ao fragmento maior (do inglês, single large or several small, SLOSS). Segundo o efeito de ilha, os fragmentos maiores deveriam abrigar uma maior riqueza de espécies em relação aos fragmentos menores. Entretanto estes estudos encontraram um padrão contrário, ou seja, conjuntos de fragmentos menores apresentaram maior riqueza de espécies em relação a fragmentos maiores de igual área total (McCOY & MUSHINSKY, 1994; SÆTERS DAL, 1994; BAZ & GARCIA-BOYERO, 1996; VIROLAINEN et al., 1998; OERTLI et al., 2002; TSCHARNTKE et al., 2002; HOYLE & HARBORNE, 2005; HOKKANEN et al., 2009; FATTORINI, 2010; HATTORI & SHIBUNO, 2010; GAVISH et al., 2011; MARTÍNEZ-SANZ et al., 2012). A razão deste padrão seria que vários fragmentos menores abrangem uma extensão maior de área, englobando a distribuição de mais espécies Tjørve (2010). Dessa forma, esses resultados mostram que a relação espécies- área existente em uma região é devida, principalmente, ao efeito da área amostral e não simplesmente aos efeitos do tamanho do fragmento. Em uma região contínua de habitat, o número de espécies presente em uma área amostral contínua de um determinado tamanho é, em média, igual ao número encontrado em duas ou mais áreas amostrais menores com o tamanho total igual à área amostral contínua. Assim, devido ao efeito da área amostral, com a perda de habitat, o número de espécies de um determinado tipo de habitat irá diminuir juntamente com a área total desse tipo de habitat na paisagem, independentemente dos tamanhos individuais dos

fragmentos remanescentes. Da mesma forma, o aumento do número de espécies de um determinado habitat irá aumentar de acordo com a quantidade deste habitat na paisagem, não pelo tamanho dos fragmentos e sim pelo efeito da área amostral. Assim, em planos conservacionistas com o objetivo de manter a riqueza de espécies, é preciso considerar a quantidade total de hábitat na paisagem e não apenas os tamanhos individuais dos fragmentos (FAHRIG, 2013).

Segundo a teoria de biogeografia de ilhas, a recolonização de uma ilha depende de uma área fonte primária de espécies (continente), que irá determinar as espécies presentes nas outras ilhas, sendo que ilhas mais distantes do continente apresentariam uma quantidade menor de espécies (MacARTHUR & WILSON, 1963). Entretanto, em uma paisagem fragmentada, a migração dos indivíduos ocorre entre os fragmentos de habitat e não por meio de uma área fonte primária de espécies. Assim, cada fragmento tem um potencial de migrantes e o isolamento de cada fragmento depende não apenas da distância entre eles, mas, principalmente, da área representada pelos fragmentos vizinhos, ou seja, da quantidade de habitat ao redor do fragmento focal (FAHRIG, 2013). Diversos estudos defendem que a quantidade de habitat é a variável que melhor prediz a taxa de migração e os processos ecológicos relacionados a ela (MOILANEN & NIEMINEN, 2002; BENDER et al., 2003; TISCHENDORF et al., 2003; PRUGH, 2009; RANIUS et al., 2010; MARTIN & FAHRIG, 2012). Um fragmento mais isolado apresentará uma riqueza de espécies reduzida em relação àqueles fragmentos menos isolados, pois será colonizado por menos indivíduos (PUTTKER et al., 2011). Isto ocorre pois a quantidade de espécies disponíveis para colonizá-lo será menor devido à menor quantidade de habitat e a distância que os indivíduos deverão percorrer será maior (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003). Dessa forma, a variável de isolamento é uma combinação de distância e, principalmente, da quantidade de hábitat na paisagem.

Com todos os questionamentos acerca da validade das variáveis comumente utilizadas, Fahrig (2013) propôs uma nova hipótese para explicar a riqueza de espécies, chamada de hipótese da quantidade de hábitat. Com esta hipótese, a autora substituiu as variáveis de tamanho e isolamento dos fragmentos e propõe que a riqueza de espécies seria determinada pela quantidade de habitat total da paisagem. Sendo assim, alterações na riqueza de espécies ficam condicionadas ao aumento ou à redução da quantidade de habitat da paisagem, independente do tamanho e quantidade dos fragmentos. As mudanças no tamanho do fragmento focal só serão importantes para a riqueza de espécies se este contribuir para a quantidade de habitat total da paisagem. Vários estudos (ROSENZWEIG, 1995; FAHRIG, 2003; EWERS & DIDHAM, 2006; SMITH et al., 2011) já demonstraram que os efeitos da

quantidade de habitat são fortes e consistentes em diferentes escalas, regiões, habitats e taxa, além disso ela é considerada a variável mais importante na determinação da distribuição das espécies em uma região (BETTS et al., 2006; SMITH et al., 2009; SMITH et al., 2011 e outros revisados em Fahrig, 2003). A hipótese da quantidade de habitat não menciona os efeitos da matriz na riqueza de espécies, entretanto, existem diversos estudos que atestam a importância da matriz sobre as espécies (RICKETTS, 2001; FAHRIG, 2002; KUPFER et al., 2006), embora os efeitos da quantidade de habitat sejam mais importantes (FAHRIG, 2013).

Portanto, se torna evidente a importância de se considerar a paisagem circundante ao fragmento na persistência e preservação das espécies (ANTONGIOVANNI & METZGER, 2005; UEZU et al. 2005, 2008; BOSCOLO et al., 2008; MARTENSEN et al., 2008;). Sendo que, dentre os diversos elementos da paisagem, a quantidade de habitat tem se destacado como um dos mais importantes para a sobrevivência e persistência das espécies (BAILEY et al., 2010; GARDEN et al., 2010; PARDINI et al., 2010; PUTTKER et al., 2011; SMITH et al., 2011; FLICK et al., 2012; MARTENSEN et al., 2012; RODRÍGUEZ-LOINAZ et al., 2012), já que, afeta diversos aspectos da vida dos indivíduos, como reprodução, mortalidade, dispersão, extinção local e interações entre as espécies (ADDICOTT et al., 1987).

1.6 Aves

Neste estudo, será utilizado o grupo taxonômico das aves. É um grupo diverso, de fácil estudo em campo e utilizado por muitos outros trabalhos (BEIER & NOSS, 1998; RODEWALD, 2003). As aves apresentam hábitos de vida variados (TEMPLE & WILCOX, 1986; BIERREGAARD JR. & LOVEJOY, 1989; LYNCH & SAUNDERS, 1991; ROLSTAD, 1991) e diversas funções ecológicas como dispersão de sementes e polinização (KREMEN, 2005; GARCÍA & MARTÍNEZ, 2012). Além disso, mais de 80% das espécies que estão ameaçadas de extinção são por consequências da fragmentação (HILTON-TAYLOR, 2000).

1.6.1 Bandos Mistos

Os bandos mistos são associações de duas ou mais espécies que interagem durante certo tempo, espaço e direção (MOYNIHAN, 1962). Eles são encontrados em ambientes terrestres ao redor de todo mundo e apresentam grande variação de tamanho, composição e relações de associação entre os membros do bando e (MOYNIHAN, 1962; TERBORGH, 1990; GREENBERG, 2000). É um comportamento comum e difundido em diversas famílias, habitats, continentes e em guildas de forrageamento. Duas hipóteses foram propostas para explicar o motivo de como as espécies se beneficiam da organização em bandos mistos. Estas

duas hipóteses não são mutuamente exclusivas e ainda há discussões acerca de sua importância (JULLIEN & CLOBERT, 2000).

Uma das hipóteses defende que os bandos mistos são formados para aumentar a capacidade de forrageamento dos membros do bando. Isso pode ocorrer devido a quantidade de indivíduos do bando que, ao se movimentarem, espantam insetos crípticos (MUNN & TERBORGH, 1979; POWELL, 1985); ao cleptoparasitismo (BROCKMAN & BARNARD 1979; MUNN, 1986; VICKERY & DEL BROCKE, 1994) ou por informações adquiridas através de membros mais experientes e situações bem sucedidas (RECHER & RECHER, 1969; SALT & WILLARD, 1971; KREBS et al., 1972; KREBS, 1973). Além disso, uma das causas mais citadas para o benefício do forrageamento em bandos é resultado do aumento da vigilância compartilhada pelos seus membros (WILEY, 1980; POWELL, 1985; ROBERTS, 1996; SASVÁRI & HEGYI, 1998; THIOLLAY, 1999; SRIDHAR et al., 2009).

Outra hipótese que procura explicar o agrupamento das espécies em bandos é que esta formação reduz as chances de predação. A presença de muitos indivíduos pode confundir o predador durante o ataque (NEILL & CULLEN, 1974) e permite que os predadores sejam detectados mais facilmente, devido aos chamados de alerta e à vigilância dos outros membros do grupo (HAMILTON, 1971; PULLIAM, 1973; ELGAR, 1989; TERBORGH, 1990; ROBERTS, 1996). Uma vantagem dos bandos interespecíficos em relação aos intraespecíficos é a presença de outras espécies com maior acuidade sensorial, que detectam predadores mais facilmente (HARRISON & WHITEHOUSE, 2011).

Apesar das vantagens evidentes do agrupamento em bandos mistos, existem desvantagens decorrentes deste comportamento. Os bandos são mais barulhentos do que indivíduos solitários, o que facilita a detecção pelos predadores. Os benefícios do agrupamento muitas vezes não são distribuídos de forma equivalente entre os membros, sendo que indivíduos subordinados e jovens podem ser forçados a ficar em uma posição periférica, tornando-os mais suscetíveis à predação (EKMAN & ASKENMO, 1984; EKMAN, 1987; SUHONEN, 1993; SUHONEN et al., 1993; KRAMS, 1996, 1998). Os custos de alimentação decorrem de cleptoparasitismo por outros membros do bando e competição (ALATALO, 1981; SCHOENER, 1983; MAURER, 1984). Entretanto, a prevalência dos bandos mistos indica que os benefícios ultrapassam os custos do agrupamento e que esse comportamento pode levar a um aumento de *fitness* e sobrevivência dos membros participantes em relação aos indivíduos solitários.

Dependendo da sua participação na coesão do bando (POWELL, 1985; HUTTO, 1994; RAGUSA-NETTO, 2002), as espécies podem ser classificadas em duas categorias, as

espécies nucleares e satélites. As espécies nucleares são responsáveis pela formação e manutenção do bando e sua perda tem consequências negativas para a sobrevivência das espécies dependentes dos bandos (DIAMOND, 1987; MALDONADO-COELHO & MARINI, 2003). Essas espécies têm alta ocorrência e permanência nos bandos (POWELL, 1979; HUTTO, 1994; ALVES & CAVALCANTI, 1996), movimentos conspícuos (POWELL, 1985; HUTTO, 1994), regularidades nos contatos (MOYNIHAN, 1962; AUSTIN & SMITH, 1972; GREIG-SMITH, 1978; POWELL, 1985), sensibilidade aguçada contra predadores (MUNN & TERBORGH, 1979; RAGUSA-NETTO, 2002), comportamento não agressivo (POWELL, 1985; HUTTO, 1994) e são seguidas por outras espécies mais do que seguem outras aves (MOYNIHAN, 1962; HUTTO, 1994). Já as espécies satélites tem baixa participação na coesão do bando e são aquelas que seguem outras espécies. Elas tendem a ser mais silenciosas (MUNN & TERBORGH, 1979; POWELL, 1985; HUTTO, 1994) e vulneráveis, explorando o alerta das espécies nucleares (SULLIVAN, 1984; RAGUSA-NETTO, 2002).

A sazonalidade climática afeta a disponibilidade de recursos e está relacionada com a reprodução das aves, tornando-se um dos fatores que afeta a ocorrência e a estrutura dos bandos mistos. Os bandos são mais frequentes e coesos na estação seca do ano, entre os meses de maio a setembro (MACHADO, 1999; MALDONADO-COELHO & MARINI, 2004). Este é um período de baixa disponibilidade de alimento e o agrupamento em bandos se torna uma estratégia vantajosa para aumentar a capacidade de forrageamento de seus membros (DEVELEY & PEREZ, 2000). Além disso, a formação dos bandos é mais favorável no período inter-reprodutivo das aves, no qual a territorialidade típica do período reprodutivo ainda não está muito pronunciada, o que favorece a formação dos bandos (POWELL, 1985). Já na estação úmida do ano, a disponibilidade de alimentos é alta e o forrageio individual é eficiente, o que diminui a frequência de bandos mistos (DEVELEY & PEREZ, 2000).

Além da sazonalidade climática, a fragmentação e redução de habitat também podem afetar diversos aspectos dos bandos mistos como tamanho, riqueza, número total de espécies e estabilidade do bando (MALDONADO-COELHO & MARINI, 2000, 2004; TELLERÍA et al., 2001). Comparados com extensões contínuas de habitat, os fragmentos menores possuem uma disponibilidade menor de recursos, assim, o tamanho dos bandos deverá se ajustar à disponibilidade limitada de recursos (PULLIAM & MILLIKAN 1982). Além disso, a fragmentação pode causar alterações na cadeia alimentar, na estrutura, composição e no microclima florestal. Estas mudanças podem afetar o comportamento das espécies nucleares e das outras espécies participantes dos bandos, afetando a estrutura do bando, o que pode levar

a não formação ou à formação de bandos menos coesos (MALDONADO-COELHO & MARINI, 2000). A participação em bandos mistos pode ser crucial para a sobrevivência de muitas espécies, já que a muitas delas passam a maior parte de sua vida em bandos (MUNN & TERBORGH, 1979; JULLIEN & THIOLLAY, 1998), assim, alterações na estrutura dos bandos podem exercer efeitos negativos ou, até mesmo, à extinção local destas espécies.

2. OBJETIVOS

Grande parte dos estudos realizados (por exemplo, GRUBB & DOHERTY, 1999; BAYNE & HOBSON, 2001; FAHRIG, 2001; RADFORD, 2005; MARTENSEN et al., 2008; BONIN et al., 2011; BOSCOLO & METZGER, 2011; DA SILVA et al., 2015) avaliam os efeitos da fragmentação nas espécies e como elas persistem em ambientes fragmentados. Entretanto, pouca importância é dedicada aos grupos sociais e os efeitos da fragmentação e perda de habitat sobre eles (TELLERÍA et al., 2001), apesar de estudos demonstrarem a necessidade de aliar a ecologia comportamental e a conservação (LIMA & ZOLLNER, 1996; SUTHERLAND, 1998; CARO, 1999; REED, 1999; TELLERÍA et al., 2001). Estudos comportamentais de indivíduos que vivem sob diferentes configurações da paisagem podem ajudar a entender como os animais enfrentam a fragmentação e outras mudanças ambientais. Grande parte dos estudos relacionados à bandos mistos desenvolvidos nos trópicos focaram na América Central (por exemplo, WILEY, 1971; BUSKIRK et al., 1972; POWELL, 1979; GREENBERG & GRADWOHL, 1985; HUTTO, 1987; ENGLISH, 1998) e na Amazônia (por exemplo, MUNN & TERBORGH, 1979; WILLEY, 1980; MUNN, 1985; DEVELEY & STOUFFER, 2001; MOKROSS et al., 2014), enquanto que os bandos de Mata Atlântica ainda permanecem pouco estudados (mas ver MACHADO, 1999; DEVELEY & PEREZ, 2000; MALDONADO-COELHO & MARINI, 2000, 2004). Assim, utilizamos os bandos mistos de aves de Mata Atlântica para testar a hipótese da quantidade de habitat, que, por ser bastante recente, ainda não foi amplamente testada. Além disso, estes estudos existentes não relacionam parâmetros dos bandos mistos com aspectos da paisagem. Maldonado-Coelho e Marini (2004) e Tellería (2001), testaram o efeito de diferentes tamanhos de fragmentos, mas não consideraram os efeitos da paisagem sobre os bandos mistos. Assim, são necessários estudos que abordem os efeitos de diferentes contextos da paisagem sobre os bandos mistos a fim de estabelecer quais são os aspectos das paisagens fragmentadas que possam favorecer a ocorrência e persistência dos bandos.

Portanto, o objetivo geral deste trabalho é determinar quais aspectos da paisagem influenciam a frequência, tamanho e riqueza de espécies nos bandos mistos de aves em regiões de Mata Atlântica fragmentada. Sendo os objetivos específicos: 1- Testar a influência da proporção de mata, do tamanho do fragmento, do isolamento das manchas de mata e da diversidade da paisagem sobre os bandos mistos e 2- Verificar se a frequência, tamanho e riqueza de espécies dos bandos mistos variam de acordo com a quantidade de mata na paisagem.

A hipótese do estudo é que dentre as variáveis testadas, a quantidade de mata é a que mais influencia os bandos mistos, visto que outros estudos (por exemplo SMITH et al., 2011; FAHRIG, 2013 e outros já citados acima) demonstraram que paisagens com maior quantidade de mata devem apresentar maior riqueza de espécies em relação à paisagens com menor quantidade de mata, devido, por exemplo, a maior quantidade de recursos e menor isolamento dos fragmentos de habitat. Assim, a hipótese do estudo prevê uma relação positiva entre a quantidade de mata e: i) quantidade de bandos mistos; ii) abundância de indivíduos que compõe os bandos mistos e iii) riqueza de espécies dos bandos mistos.

3. MÉTODOS

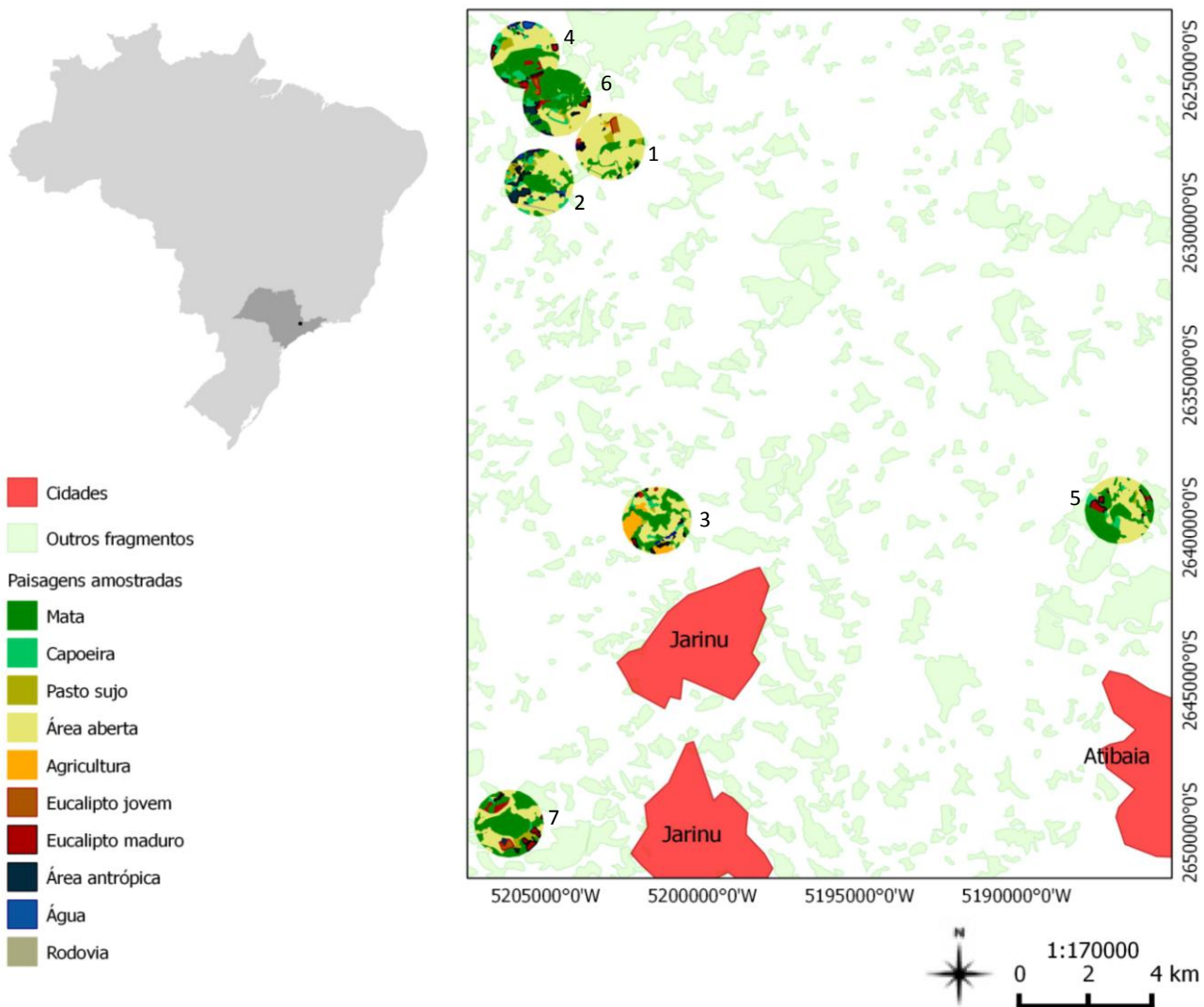
3.1 Área de estudo

3.1.1 Localização

A área de estudo, situa-se predominantemente sobre os maciços que compõe a Serra da Cantareira e os demais que se prolongam até a proximidade da Serra da Mantiqueira, como as serras de Piracaia, do Itaberaba, de Atibaia/Itapetinga, e da Pedra Branca/Barro Branco. Os municípios que abrangem a área são: Vargem, Bragança Paulista, Atibaia, Bom Jesus dos Perdões, Mairiporã, Guarulhos, Nazaré, Paulista, Santa Isabel, Arujá, Jacareí, Igaratá, Piracaia, Joanópolis, São José dos Campos, Caçapava, Taubaté, Tremembé, Monteiro Lobato, Santo Antônio do Pinhal, Pindamonhangaba, São Bento do Sapucaí, Guaratinguetá, Lorena, Potim, Roseira, Cruzeiro, Lavrinhas, Queluz, Cachoeira Paulista, Campos do Jordão.

A região entre as Serras da Cantareira e Mantiqueira compreende uma área considerada prioritária para a conservação da biodiversidade, reconhecida tanto em âmbito federal pelo Mapa de Áreas Prioritárias para a Conservação (Portaria MMA nº 09/2007), quanto em âmbito estadual, pelo Mapa de Áreas Prioritárias para Conectividade do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2010), que reconhece a área como um potencial corredor de ligação entre os fragmentos da região da Serra da Cantareira aos maciços florestais da Mantiqueira. Além disso, incluem-se as Unidades de Conservação de Proteção Integral: Parque Estadual da Cantareira, Parque Estadual do Juquery, Parque Estadual de Campos do Jordão e Parque Estadual dos Mananciais de Campos do Jordão. Incluem-se também as Unidades de Uso Sustentável: APA Federal da Bacia do Rio Paraíba do Sul, APA Federal da Serra da Mantiqueira, APA Estadual de Campos do Jordão, APA Estadual Piracicaba-Juqueri-Mirim, APA Estadual Sapucaí – Mirim, e ANT Estadual Serra de Atibaia ou Itapetinga (Pedra Grande).

Figura 1. Mapa da área de estudo com as sete paisagens amostradas classificadas de acordo com a classe vetorial. Paisagens numeradas em ordem crescente de acordo com a proporção de mata.



3.1.2 Meio físico: relevo e clima

A grande extensão e diversidade litológica, geomorfológica e climática traduzem-se em unidades complexas e bastante distintas em todas as características do meio biofísico. Do ponto de vista estrutural, segundo Ross e Moroz (1997), trata-se de duas unidades morfoestruturais: o Cinturão Orogênico do Atlântico e as Bacias Sedimentares Cenozoicas/Depressões Tectônicas. A área possui três tipos predominantes de solo. Os Argissolos Vermelho-amarelos de caráter alumínico apresentam maior predominância em toda a área, seguido pelos Latossolos Vermelho-Amarelos e, em locais isolados aparece os Cambissolos hálicos.

As características climáticas da região do corredor entre as serras da Serra da Cantareira e Mantiqueira estão associadas à sua localização no planalto, com amplitudes altitudinais de até 400m, à sistemas de relevo montanhoso e de exposição de vertentes. A pluviosidade média é superior a 1500 mm ao ano, sendo que a operação Mata Fogo para controle dos incêndios florestais todos os anos vão de maio a outubro, período menos chuvoso. A temperatura média é da Cantareira é de 18,2°C. No verão as temperaturas nos ambientes de mata raramente ultrapassam os 22°C influenciadas pela altitude, posição e pela vegetação, na outra ponta do corredor as temperaturas médias baixam para 13,2 segundo os planos de manejo de ambas UCs. Campos do Jordão registra até três meses durante o ano com média pluviométrica de 200 mm.

3.1.3 Aspectos biológicos

Nessa região a cobertura vegetal possui variações devido à altitude e umidade, sendo classificada como Floresta Ombrófila Densa Montana, Floresta Ombrófila Densa Montana de Mata Baixa e Floresta Ombrófila Densa Montana Aluvial (IBGE, 1992). Uma grande área da região da Cantareira é caracterizada por vegetação secundária, composta principalmente de várias espécies de melastomáceas e cecrópias (embaúbas). Na região do corredor até a Mantiqueira a variação da vegetação acompanha o aumento da altitude e diminuição da temperatura em regiões como Campos do Jordão.

Levantamentos realizados amostraram 223 espécies arbóreas sendo 217 espécies nativas, 28% do total de espécies arbóreas da floresta ombrófila densa no Estado de São Paulo. As famílias que apresentaram maior frequência na amostragem foram: Fabaceae, Myrtaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Rubiaceae, e Euphorbiaceae. Entre as espécies ameaçadas de extinção, na lista do Ministério do Meio Ambiente: estão as espécies *Euterpe edulis* e *Ocotea nectandrifolia*, ambas com registro histórico de predação intensiva (SÃO PAULO, 2010).

Em relação à fauna, segundo o Plano de Manejo do Parque Estadual da Cantareira (2009), estima-se que haja 388 espécies de vertebrados na região, dos quais 97 são mamíferos, 233 são aves, 28 são anfíbios, 20 são répteis e 10 são peixes. Para invertebrados, há registros de 478 espécies, das quais 91 espécies de abelhas, 303 espécies de aracnídeos, 62 espécies de formigas e 22 espécies de culicídeos. O total estimado de espécies da fauna é de 866 espécies. Em termos de riqueza de aves, a Mata Atlântica, com 1.020 espécies, ocupa o segundo lugar entre os biomas brasileiros, atrás apenas da Floresta Amazônica, que abriga perto de 1.300 espécies de aves conhecidas (PACHECO & BAUER, 2000). Para o Brasil, são estimadas

1.767 espécies. Setenta e três (31%) das espécies já registradas para o Parque Estadual da Cantareira são endêmicas à Mata Atlântica. As famílias com maior riqueza de espécies são Tyrannidae, com 39 espécies, seguida de Furnariidae e Thraupidae, com 16, Thamnophilidae, com 14, Accipitidae, com 12, Picidae, com 11 e Trochilidae, com 10 espécies. Em relação às aves, na região das Serra Itapetinga e Itaberaba, apesar de estudos apontarem um alto número de espécies de aves, o índice de similaridade entre as áreas amostradas é baixo, o que mostra a importância relativa que cada fragmento apresenta para o conjunto total da avifauna, pois várias espécies são exclusivas de cada região. Foram reconhecidas 52 espécies ameaçadas de plantas, 10 de mamíferos, 15 de aves e 3 de peixes, distribuídas em diversas categorias de ameaça.

3.2 Seleção das paisagens

Selecionamos sete paisagens para este estudo. A seleção ocorreu, principalmente, segundo o critério de quantidade de mata presente em cada uma delas dentro de um buffer de 1000m (BOSCOLO & METZGER, 2009) ao redor do ponto central do fragmento focal. A partir deste critério, foi possível selecionar paisagens de modo a formar um gradiente de quantidade de mata, que variou de 13.72 a 54.3% entre as paisagens amostradas (média= 32.12 e desvio padrão= 14.58). Além deste critério, outros também foram utilizados: 1) padronização no tamanho do fragmento focal a partir de 15 ha, para aumentar as chances de formação de bandos mistos (MALDONADO-COELHO & MARINI, 2004) e compatível com os fragmentos encontrados na área de estudo; 2) remanescentes similares na estrutura da vegetação e em estágio de regeneração médio ou avançado (SILVA et al., 2008) e 3) distância superior a 1,5 km entre os fragmentos focais amostrados para garantir independência espacial dos dados obtidos.

As paisagens foram selecionadas e classificadas por meio do programa QGis (Versão 2.0.1). Primeiramente foram gerados buffers de 1000 metros ao redor do ponto central de cada fragmento focal. Os ambientes existentes dentro de cada buffer foram classificados vetorialmente em classes de: mata, capoeira, pasto sujo, área aberta, agricultura, reflorestamento por eucalipto jovem e maduro, área antrópica (ex: instalação rural, urbana, industrial, mineração, entre outros), rodovia e corpo d'água. A partir desta classificação foi possível determinar a proporção de mata presente em cada paisagem e, assim, fazer a seleção daquelas que foram utilizadas no estudo. Além da métrica de proporção de mata na paisagem, utilizamos outras métricas a fim de testar a força e os efeitos da proporção de mata para os bandos mistos. São elas: 1-área de mancha, para calcular o tamanho do fragmento focal; 2-

distância euclidiana média ponderada pela área do vizinho mais próximo, para calcular o isolamento dos fragmentos de mata. Esta métrica calcula a proximidade entre manchas de mata com base na distância média ponderada pela área, ou seja, ela atribui um peso maior aos fragmentos de mata maiores. 3-o índice de diversidade de Shannon, para calcular a diversidade de classes em cada paisagem. Esta métrica é bastante comum em ecologia de comunidades e pode ser aplicado para paisagens, sendo mais sensível a tipos raros de manchas em relação à outros índices, como o de Simpson. (Tabela1). Calculamos as métricas de paisagem pelo complemento LECOS (JUNG, 2012) no QGIS e pelo programa Fragstats (Versão 4.1) (McGARIGAL et a., 2012).

Tabela 1. Métricas das sete paisagens de Mata Atlântica ombrófila densa localizadas no estado de São Paulo a noroeste da capital.

Paisagem	Proporção de mata	Tamanho do fragmento	Distância	Diversidade
1	13.72	17.72	30.51	0.95
2	18.67	34.85	70.63	1.45
3	25.05	28.31	31.53	1.42
4	30.56	51.86	29.01	1.47
5	36.53	22.06	77.83	1.13
6	46.00	19.20	24.69	1.46
7	54.30	87.32	27.23	1.26

Legenda: Proporção de mata = % de mata na paisagem; tamanho do fragmento = área do fragmento focal em hectare; distância = distância euclidiana média do vizinho mais próximo ponderada pela área (medida de isolamento); diversidade = índice de diversidade de Shannon.

3.3 Amostragem da avifauna

Coletamos os dados referentes aos bandos mistos na estação seca do ano, nos meses de agosto e setembro de 2014, período mais favorável à observação de bandos (MACHADO, 1999; DEVELEY & PEREZ, 2000; MALDONADO-COELHO & MARINI, 2004). Consideramos como bandos mistos aquelas associações de duas ou mais espécies movendo-se por, no mínimo, cinco minutos em uma mesma direção, excluindo-se aquelas estimuladas por algum recurso externo, como por exemplo, formigas de correição (STOTZ, 1993). Durante as observações coletamos os seguintes dados: 1- Frequência, calculada pela quantidade de bandos encontrados em cada paisagem; 2- Tamanho, calculado pelo número de indivíduos presente em cada bando e 3- Riqueza de espécies, calculada pela quantidade de espécies presente em cada bando. Dessa forma, a análise da frequência apresenta sete amostras, referentes às paisagens amostradas, enquanto que para tamanho e riqueza de espécies, são 32 amostras referentes a cada bando encontrado. Cada bando foi seguido a uma distância de 10-

20 metros (MOKROSS et al., 2014), sem um período determinado, até a sua desintegração. A fim de minimizar observações duplicadas, ao finalizar a observação de um bando, um novo transecto era realizado na direção oposta (MALDONADO-COELHO & MARINI, 2004). As observações dos bandos foram realizadas entre 6:30 h e 11:00 h e entre 14:00 h e 17:00 h. Cada paisagem foi amostrada quatro vezes, duas no período da manhã e duas no período da tarde.

3.4 Análise estatística

Para explicar a frequência, tamanho e riqueza dos bandos mistos geramos diversos modelos com as variáveis consideradas mais relevantes para este sistema. Os modelos foram pensados a partir de hipóteses pré-estabelecidas baseadas em conhecimentos obtidos em campo e na literatura. As variáveis explicativas selecionadas para os modelos foram: Proporção de mata na paisagem (PROP); tamanho do fragmento focal (AREA); distância média ponderada pela área do vizinho mais próximo entre as manchas de mata (ENN_AM) e diversidade de ambientes na paisagem (SHDI). Assim, geramos modelos concorrentes simples e múltiplos, com os quais foi possível testar o efeito de cada variável separadamente e o efeito da interação entre elas nos bandos mistos (Tabela 2). Como os fatores escolhidos possuem intervalos numéricos diferentes, optamos por fazer a centralização pela média, a partir do método de Spearman (FIELDING & HAWORTH, 1995), a fim de obter dados comparáveis.

Além disso, testamos a existência de autocorrelação espacial dos dados coletados. A autocorrelação espacial relaciona os valores das variáveis de interesse (por exemplo, riqueza e/ou abundância de espécies) com a sua distribuição espacial (FORTIN & DALE, 2005). Ou seja, valores da variável de interesse coletados em locais a certa distância entre eles são mais similares (autocorrelação positiva) ou menos similares (autocorrelação negativa) em relação aos valores encontrados em locais escolhidos ao acaso (LEGENDRE, 1993). Dessa forma, a presença de autocorrelação espacial pode levar à problemas de interpretação estatística, já que os dados não são independentes e, sim, pseudorreplicados (HURLBERT, 1984). Neste estudo utilizamos o teste de Mantel para verificação da presença de autocorrelação espacial.

Antes de iniciar as análises testamos a colinearidade entre as variáveis explicativas, utilizando uma matriz de correlação pelo método de Spearman, a fim de evitar a interferência nos resultados devido ao excesso de correlação entre as variáveis. As variáveis foram consideradas não correlacionadas quando o índice de correlação foi menor que 0.7 (BOSCOLO, 2007; BOSCOLO & METZGER, 2011). Para analisar o efeito dessas variáveis explicativas na frequência, tamanho e riqueza dos bandos mistos (variáveis dependentes),

utilizamos os Modelos Lineares Generalizados (do inglês, Generalized Linear Models, GLM) e o Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (do inglês, AICc). O AICc é menos tendencioso para diferenciar dois modelos candidatos em relação ao AIC. O melhor modelo é aquele que apresenta o menor valor de AICc. O valor de $\Delta AICc$ representa a diferença entre os modelos concorrentes, sendo que modelos com diferença de $\Delta AICc < 2$ são considerados modelos equivalentes. Já o valor de $wAICc$ mostra a força de cada modelo, assim, quanto maior o $wAICc$, mais plausível é o modelo. O k representa a quantidade de variáveis explicativas em cada modelo, sendo que os modelos são penalizados pelo dobro da quantidade de parâmetros, já que o critério de Akaike seleciona o modelo mais parcimonioso como o melhor. Todas as análises foram realizadas no programa R utilizando o pacote `bbmle` (versão 2.11.1).

Tabela 2: Tabela de modelos utilizados para explicar a frequência, tamanho e riqueza dos bandos mistos. Estes modelos foram submetidos ao Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc), a fim de selecionar o modelo mais parcimonioso e explicativo.

Modelos	Hipótese associada aos modelos
Proporção de mata	Quanto maior for a proporção de mata, maior será a riqueza, tamanho e frequência dos bandos mistos, pois significa maior disponibilidade de habitats e menor isolamento dos fragmentos.
Tamanho do fragmento	A medida que o tamanho do fragmento aumenta, maior será a oferta de recursos, o que permite uma maior frequência, tamanho e riqueza dos bandos.
Distância	Quanto maior for a distância entre os fragmentos, menor será a riqueza, tamanho e frequência dos bandos, pois dificulta o deslocamento das espécies florestais pela paisagem, prejudicando a sua persistência no ambiente fragmentado.
Diversidade	Quanto maior a diversidade da paisagem, maior será a riqueza, tamanho e frequência dos bandos, pois ambientes diversos oferecem diferentes recursos para as espécies.
Proporção + Tamanho	Quanto maior a proporção de mata e maior o tamanho do fragmento, maior será a riqueza, tamanho e frequência dos bandos mistos. Pois há uma grande disponibilidade de habitat e baixo isolamento.
Proporção + Distância	Quanto maior a proporção de mata e menor a distância, maior será a frequência, riqueza e tamanho dos bandos. A alta proporção de mata aliada a pequenas distâncias entre fragmentos oferece grande quantidade e qualidade de recursos e permite que as espécies que não apresentam grande capacidade de deslocamento se movimentem pela paisagem. Isto permite que a paisagem acomode uma grande riqueza de espécies e abundância de indivíduos.
Proporção + Diversidade	Quanto maior a proporção de mata e a diversidade da paisagem, maior será a riqueza, frequência e tamanho dos bandos, já que além da maior quantidade de habitat (maior disponibilidade de recursos), haverá maior variedade de ambientes e conseqüentemente mais recursos para aquelas espécies que

conseguem utiliza-lo.

Tamanho
+
Distância

Quanto maior o tamanho dos fragmentos e menor a distância entre eles, maior será a frequência, riqueza e tamanho dos bandos. Fragmentos grandes são capazes de abrigar uma maior riqueza e abundância de espécies e distâncias menores entre eles facilita o deslocamento dos indivíduos e evita o isolamento das populações.

Tamanho
+
Diversidade

Quanto maior o tamanho do fragmento e maior a diversidade, maior será a frequência, tamanho e riqueza dos bandos. Um ambiente heterogêneo ao redor de grandes fragmentos pode ser uma fonte extra de recursos para as espécies, o que pode facilitar a sua sobrevivência. Além disso, uma matriz de alta qualidade pode facilitar a movimentação dos indivíduos pela paisagem, permitindo a busca por recursos em diferentes locais.

Distância
+
Diversidade

Quanto maior a distância e maior a diversidade, menor será a frequência, tamanho e riqueza dos bandos, pois as espécies florestais geralmente não se deslocam a grandes distâncias e nem utilizam recursos de ambientes antropizados.

Proporção +
tamanho +
diversidade

Quanto maior a proporção de mata, o tamanho do fragmento e a diversidade da paisagem, maior será a frequência, riqueza e o tamanho dos bandos. Uma paisagem com alta proporção de fragmentos grandes e uma área circundante diversa oferece uma grande quantidade e qualidade de recursos para as espécies.

NULO

O padrão observado não se diferencia daquele gerado ao acaso.

4. RESULTADOS

Incidência de espécies:

Neste estudo foram encontradas 51 espécies de 15 famílias, distribuídos em 32 bandos mistos. Os passeriformes foram representados por 26 espécies e os não passeriformes, por seis espécies. As famílias mais representativas nos bandos foram Furnariidae (n = 11 espécies), Thraupidae (n = 6 espécies), Picidae (n = 5 espécies), Parulidae (n = 4 espécies), Rhynchocyclidae (n = 4 espécies), Tyrannidae (n = 4 espécies), Dendrocolaptidae (n = 3 espécies) e Vireonidae (n = 3 espécies) (Tabela 3).

Tabela 3. Lista de espécies encontradas nos bandos mistos, organizada seguindo a ordem alfabética das famílias. A frequência nos bandos indica quantas vezes a espécie foi avistada participando de bandos mistos.

Espécies	Família	Frequência nos bandos
<i>Malacoptila striata</i> (Spix, 1824)	Bucconidae	1
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)	Conopophagidae	3
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> (Vieillot, 1818)	Dendrocolaptidae	1
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i> (Cabanis & Heine, 1859)	Dendrocolaptidae	3
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	Dendrocolaptidae	8
<i>Chlorophonia cyanea</i> (Thunberg, 1822)	Fringillidae	1
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	Fringillidae	4
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	Furnariidae	1
<i>Heliobletus contaminatus</i> (Berlepsch, 1885)	Furnariidae	1
<i>Anabacerthia amaurotis</i> (Temminck, 1823)	Furnariidae	2
<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	Furnariidae	2
<i>Synallaxis spixi</i> (Sclater, 1856)	Furnariidae	2
<i>Anabazenops fuscus</i> (Vieillot, 1816)	Furnariidae	4
<i>Philydor rufum</i> (Vieillot, 1818)	Furnariidae	4
<i>Anabacerthia lichtensteini</i> (Cabanis & Heine, 1859)	Furnariidae	5
<i>Synallaxis frontalis</i> (Pelzeln, 1859)	Furnariidae	5
<i>Synallaxis ruficapilla</i> (Vieillot, 1819)	Furnariidae	8
<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)	Furnariidae	21
<i>Myiothlypis flaveola</i> (Baird, 1865)	Parulidae	1
<i>Setophaga pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	Parulidae	5
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	Parulidae	32
<i>Myiothlypis leucoblephara</i> (Vieillot, 1817)	Parulidae	32
<i>Campephilus melanoleucos</i> (Gmelin, 1788)	Picidae	3
<i>Picumnus cirratus</i> (Temminck, 1825)	Picidae	4
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	Picidae	5
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	Picidae	9
<i>Picumnus temminckii</i> (Lafresnaye, 1845)	Picidae	15
<i>Manacus manacus</i> (Linnaeus, 1766)	Pipridae	1
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	Pipridae	2
<i>Platyrinchus mystaceus</i> (Vieillot, 1818)	Platyrinchidae	1
<i>Myiornis auricularis</i> (Vieillot, 1818)	Rhynchocyclidae	2
<i>Phylloscartes eximius</i> (Temminck, 1822)	Rhynchocyclidae	6
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> (Tschudi, 1846)	Rhynchocyclidae	11
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	Rhynchocyclidae	14

<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	Thamnophilidae	5
<i>Thamnophilus caeruleus</i> (Vieillot, 1816)	Thamnophilidae	10
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	Thraupidae	1
<i>Lanio cucullatus</i> (Statius Muller, 1776)	Thraupidae	2
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	Thraupidae	3
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Thraupidae	4
<i>Lanio melanops</i> (Vieillot, 1818)	Thraupidae	11
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Thraupidae	14
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	Tyrannidae	1
<i>Legatus leucophaeus</i> (Vieillot, 1818)	Tyrannidae	1
<i>Myiarchus swainsoni</i> (Cabanis & Heine, 1859)	Tyrannidae	3
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	Tyrannidae	7
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	Vireonidae	4
<i>Vireo chivi</i> (Vieillot, 1817)	Vireonidae	6
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	Vireonidae	12
<i>Xenops minutus</i> (Sparman, 1788)	Xenopidae	2
<i>Xenops rutilans</i> (Temminck, 1821)	Xenopidae	7

As espécies *Basileuterus culicivorus* e *Myiothlypis leucoblephara* foram as únicas presentes em todos os bandos. Estas espécies foram primordiais para o encontro e identificação dos bandos em campo, pois suas vocalizações eram as mais frequentes e constantes. Em todos os bandos amostrados neste estudo estas duas espécies eram as responsáveis por agregar os outros indivíduos, visto que eram as primeiras a estarem presentes em um local e, posteriormente, as outras espécies se aproximavam. Além disso, elas sempre eram as últimas a deixar o bando, sendo as espécies com maior tempo de permanência nos bandos, o que caracteriza estas espécies como nucleares. As espécies *Automolus leucophthalmus* (n = 21 bandos), *Picumnus temminckii* (n = 15 bandos), *Tangara cayana* (n = 14), *Tolmomyias sulphurescens* (n = 14 bandos), *Cyclarhis gujanensis* (n = 12 bandos), *Lanio melanops* (n = 11 bandos), *Leptopogon amaurocephalus* (n = 11 bandos), *Thamnophilus caeruleus* (n = 10 bandos) e *Veniliornis spilogaster* (n = 9 bandos) também foram encontradas com bastante frequência nos bandos.

Correlação das variáveis:

As variáveis explicativas de proporção de mata da paisagem (PROP), tamanho do fragmento focal (AREA), distância Euclidiana ponderada do vizinho mais próximo entre as manchas de mata (ENN_AM), índice de diversidade de Shannon (SHDI) não apresentaram um índice de correlação maior que 0.7, o que permite a sua combinação nos modelos múltiplos. A variável de isolamento (ENN_AM) apresentou uma correlação negativa com as outras variáveis, evidenciando que seu aumento causa uma diminuição na proporção de mata e na área dos fragmentos. A correlação mais forte encontrada foi entre o isolamento

(ENN_AM) e a proporção de mata (PROP) ($r = -0.5$), o que mostra que, pelo menos em parte, essas duas variáveis estão relacionadas e influenciam os bandos mistos (Tabela 4).

Tabela 4. Matriz de correlação entre as variáveis utilizadas para explicar a frequência, tamanho e riqueza de espécies dos bandos mistos.

	Proporção de mata	Tamanho do fragmento	Distância	Diversidade
Proporção de mata	1	0.39	-0.5	0.21
Tamanho do fragmento	0.39	1	-0.11	0.39
Distância	-0.5	-0.11	1	-0.39
Diversidade	0.21	0.39	-0.39	1

Em relação à autocorrelação espacial, os valores da estatística r de Mantel e da significância do teste, mostraram que não há dependência espacial dos dados para nenhum parâmetro dos bandos, ou seja, não há ocorrência de autocorrelação espacial e os dados são independentes (Tabela 5).

Tabela 5. Autocorrelação espacial dos dados. Valores da estatística r de Mantel e da significância do teste. A estatística r de Mantel (que é padronizada) varia de -1 a +1. Quanto maior a correlação entre as matrizes de distância, maior é o valor de r .

	Frequência	Tamanho	Riqueza
Valor de r	0.134	0.079	0.047
Significância	0.215	0.063	0.109

Modelos:

Em todas as análises, a proporção de mata se mostrou como a variável que exerce maior influência na frequência, tamanho e riqueza dos bandos mistos (Tabelas 6, 7 e 8). Ela é a única variável presente em todos os melhores modelos selecionados pelo AICc. Além disso, a quantidade de mata é a variável com os maiores valores de W acumulado (Tabela 9), chegando a 100% para tamanho e riqueza dos bandos. Estes dados reforçam ainda mais a importância desta variável para os bandos mistos.

Em relação à frequência de bandos mistos por paisagem (Tabela 6), os melhores modelos foram aqueles compostos por apenas uma variável, de proporção de mata, seguido pelo de distância. Ambos modelos apresentam relação positiva (Figura 2) com a frequência de bandos mistos, indicando que quanto maior a proporção de mata e quanto maior a distância,

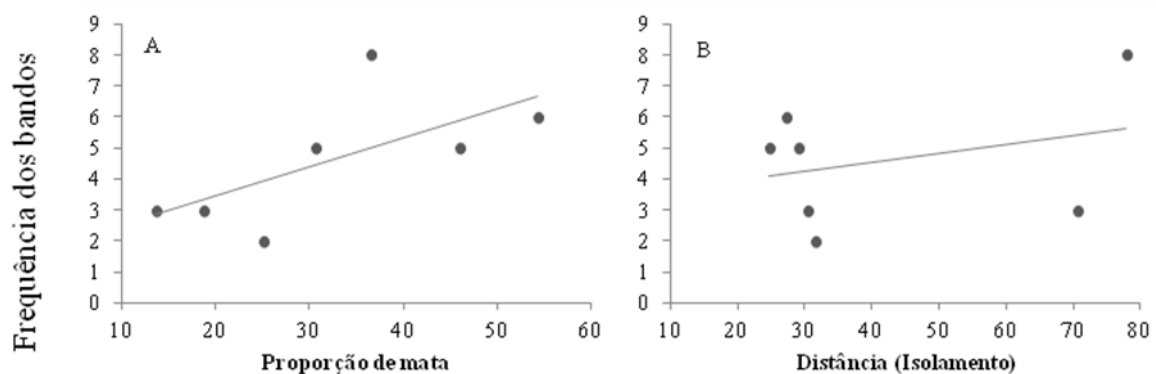
os bandos serão mais frequentes. Entretanto, ao analisar os valores de W acumulado (Tabela 9) fica evidente que a proporção de mata é a variável que mais influencia na frequência dos bandos, com 45% de explicação, enquanto que a distância explica apenas 19%.

Tabela 6. Resultado da seleção de modelos realizada a partir das variáveis que interferem na frequência dos bandos mistos. Os sinais (+) e (-) representam o sinal se a relação representada pelo modelo é positiva ou negativa.

Modelos	AICc	AICc Delta	W	K
PROP (+)	33.36	0	0.39	2
ENN_AM (+)	35.25	1.89	0.15	2
AREA (+)	35.48	2.12	0.14	2
SHDI (-)	35.59	2.23	0.13	2
NULO	35.71	2.35	0.12	2
PROP (+) + ENN_AM (+)	38.82	5.46	0.03	3
PROP (+) + SHDI (-)	39.71	6.35	0.02	3
PROP (+) + AREA (-)	40.19	6.83	0.01	3
AREA + ENN_AM	41.56	8.2	0.01	3
ENN_AM (+) + SHDI (-)	42.12	8.76	0	3
AREA (+) + SHDI (-)	42.15	8.79	0	3
PROP (+) + AREA (-) + SHDI (-)	53.52	20.16	0	4

Legenda: PROP = proporção de mata; AREA = tamanho do fragmento; ENN_AM = distância Euclidiana ponderada do vizinho mais próximo; SHDI = diversidade.

Figura 2. Modelos selecionados pelo Critério de Informação de Akaike para o parâmetro de frequência de bandos juntamente com a linha de tendência, que indica o tipo de relação existente entre as variáveis. As letras representam os modelos e estão organizados na ordem crescente do valor de AICc. A: Modelo de proporção de mata; B: Modelo de proporção de isolamento. Note que a proporção de mata possui uma inclinação mais acentuada, indicando uma relação mais forte com a variável dependente.



Os modelos múltiplos explicam o tamanho e riqueza dos bandos mistos. O modelo mais explicativo para o tamanho dos bandos segundo o AICc é aquele composto pela proporção de mata, tamanho do fragmento e diversidade da paisagem, seguido pela proporção de mata e tamanho do fragmento e, por fim, pela proporção de mata e distância (Tabela 7). O

resultado indica que a proporção de mata tem uma relação positiva (Figura 3) com o tamanho dos bandos em todos os modelos, ou seja, quanto maior a proporção de mata, maiores serão os bandos. O mesmo é encontrado para a variável de distância, enquanto que tamanho do fragmento e diversidade apresentam uma relação negativa, indicando que o aumento destas variáveis ocasionará uma queda do tamanho dos bandos. Na análise dos valores acumulados (W_i), torna-se evidente a importância da proporção de mata, pois esta variável atinge um valor de 100%, enquanto que o tamanho do fragmento alcança 79% e a diversidade 50%. É importante ressaltar que, embora o tamanho do fragmento pareça ser bastante importante, este valor pode ter sido alcançado devido à influência da proporção de mata, já que quando analisado isoladamente apresentou um valor de AICc bastante alto.

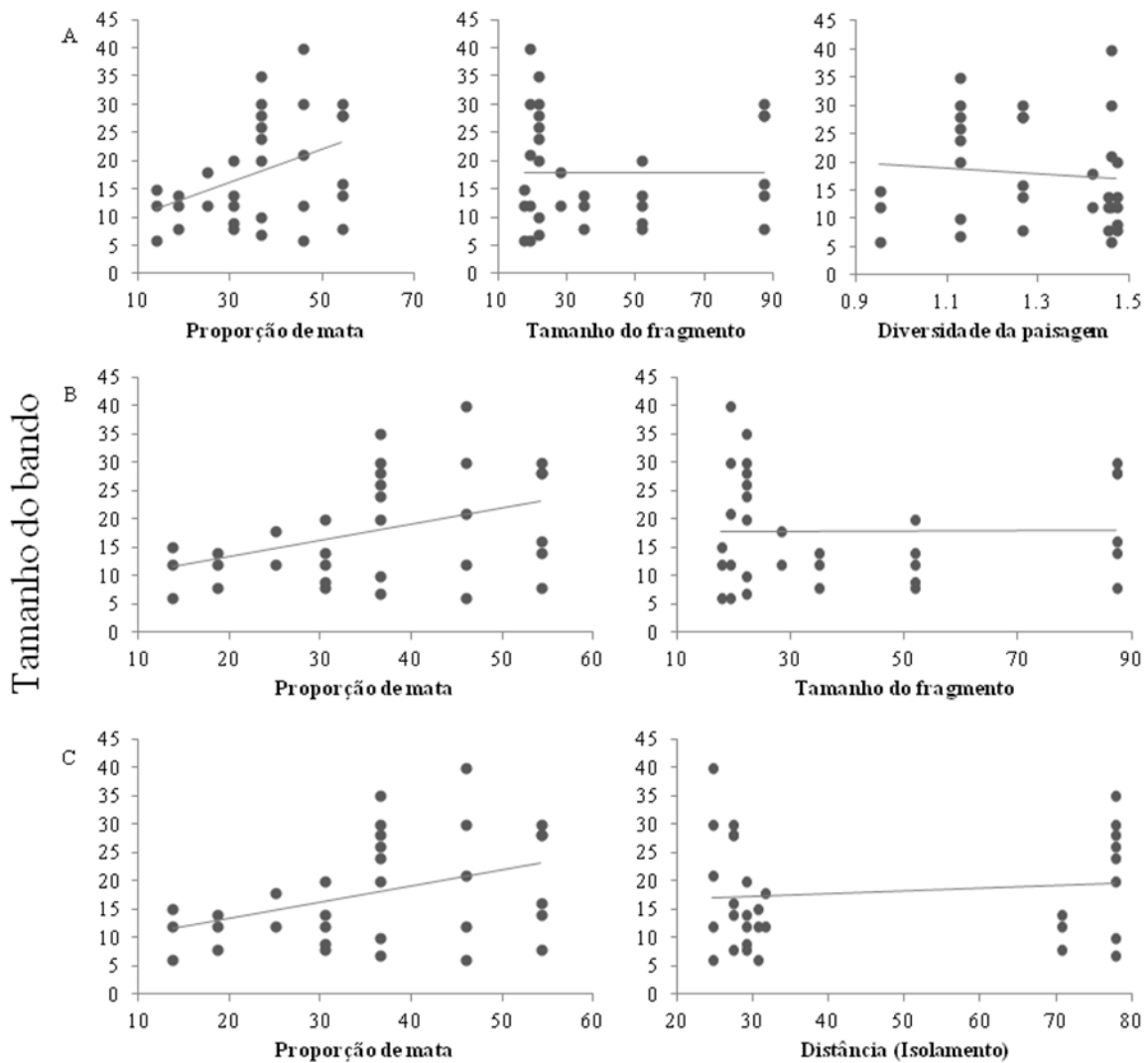
Tabela 7. Resultado da seleção de modelos realizada a partir das variáveis que interferem no tamanho dos bandos mistos. Os sinais (+) e (-) representam o sinal se a relação representada pelo modelo é positiva ou negativa.

Modelos	AICc	AICc Delta	W	K
PROP (+) + AREA (-) + SHDI (-)	265.81	0	0.49	4
PROP (+) + AREA (-)	266.8	0.98	0.3	3
PROP (+) + ENN_AM (+)	267.56	1.75	0.2	3
PROP (+) + SHDI (-)	273.85	8.03	0.01	3
PROP (+)	275.2	9.39	0	2
NULO	282.14	16.33	0	2
ENN_AM (+)	298.01	32.2	0	2
SHDI (+)	298.87	33.06	0	2
AREA (+) + ENN_AM (+)	299.89	34.07	0	3
ENN_AM (+) + SHDI (-)	300.03	34.22	0	3
AREA (-)	300.19	34.37	0	2
AREA (+) + SHDI (-)	301.24	35.42	0	3

Legenda: PROP = proporção de mata; AREA = tamanho do fragmento; ENN_AM = distância Euclidiana ponderada do vizinho mais próximo; SHDI = diversidade.

Figura 3. Modelos múltiplos mais parcimoniosos selecionados pelo Critério de Informação de Akaike para o parâmetro de tamanho dos bandos juntamente com a linha de tendência, que indica o tipo de relação existente entre as variáveis. As letras representam os modelos e estão organizados na ordem crescente do valor de AICc. A: Modelo de proporção de mata + tamanho do fragmento + diversidade; B: Modelo de proporção de mata + tamanho do fragmento; C: Modelo de proporção de mata + isolamento. Note que a proporção de mata é a única

variável presente em todos os modelos selecionados e, também, possui uma inclinação mais acentuada, indicando uma relação mais forte com a variável dependente.



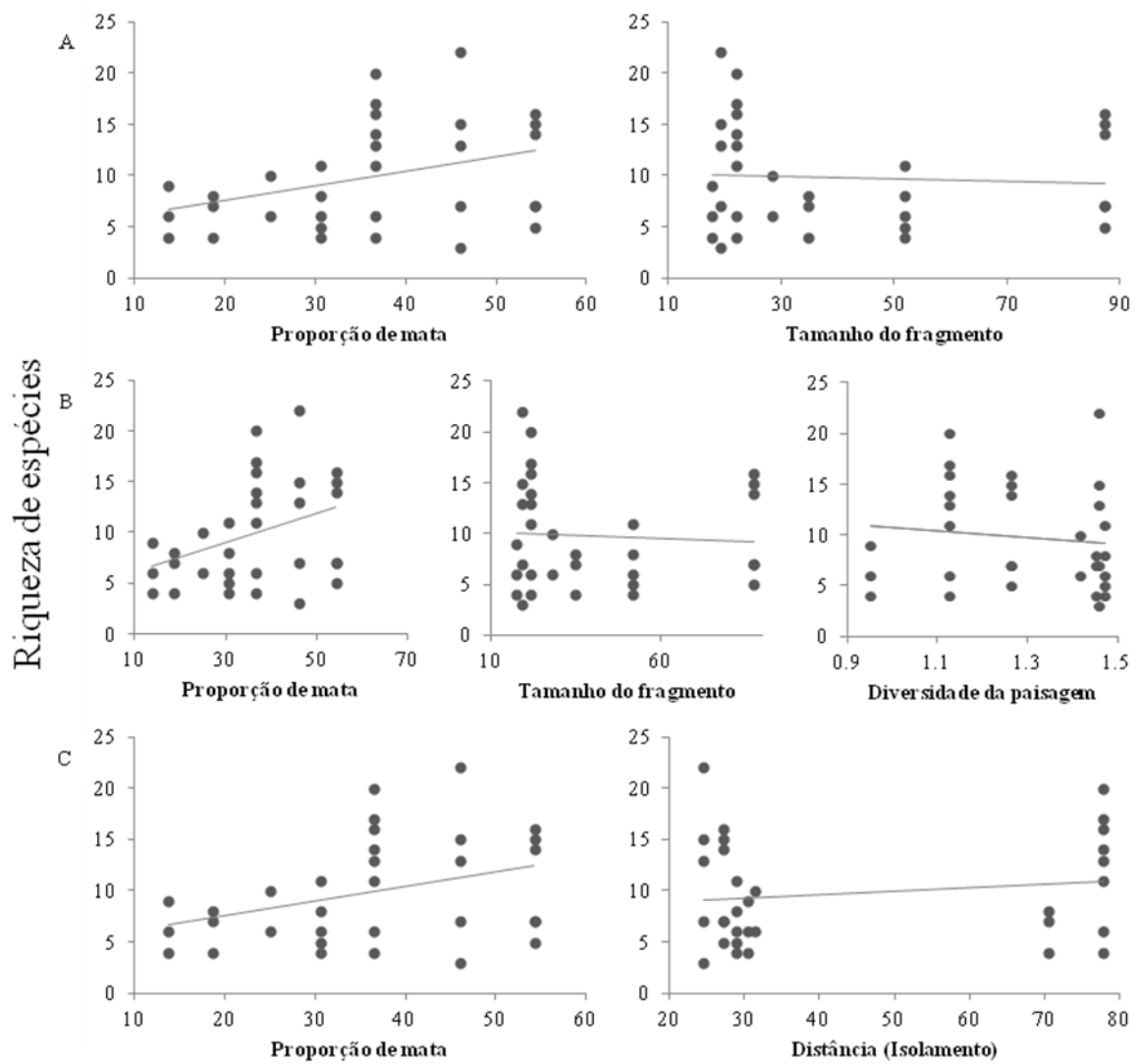
Em relação à riqueza de espécies, o padrão é semelhante àquele encontrado para o tamanho dos bandos (Tabela 8). Os melhores modelos foram aqueles com as variáveis de proporção de mata e tamanho do fragmento; proporção de mata, tamanho do fragmento e diversidade e proporção de mata e distância. Analisando os valores acumulados, a proporção de mata também apresenta um valor de W acumulado de 100%, seguido pelo tamanho do fragmento com 74% e pela diversidade com 38%. A mesma explicação utilizada para justificar o valor alto do tamanho do fragmento sobre o tamanho dos bandos pode ser utilizada para a riqueza de espécies, ou seja, a forte influência da proporção de mata eleva a importância das outras variáveis quando analisadas em conjunto.

Tabela 8. Resultado da seleção de modelos realizada a partir das variáveis que interferem na riqueza de espécies dos bandos mistos. Os sinais (+) e (-) representam o sinal se a relação representada pelo modelo é positiva ou negativa.

Modelos	AICc	AICc Delta	W	K
PROP (+) + AREA (-)	197.43	0	0.39	3
PROP (+) + AREA (-) + SHDI (-)	197.66	0.23	0.35	4
PROP (+) + ENN_AM (+)	198.66	1.23	0.21	3
PROP (+) + SHDI (-)	202.81	5.38	0.03	3
PROP (+)	202.96	5.53	0.02	2
NULO	206.39	8.95	0	2
ENN_AM (+)	211.81	14.38	0	2
SHDI (-)	212.85	15.41	0	2
AREA (-)	213.67	16.24	0	2
ENN_AM (+) + SHDI (-)	213.95	16.52	0	3
AREA (+) + ENN_AM (+)	214.25	16.82	0	3
AREA (+) + SHDI (-)	215.18	17.75	0	3

Legenda: PROP = proporção de mata; AREA = tamanho do fragmento; ENN_AM = distância Euclidiana ponderada do vizinho mais próximo; SHDI = diversidade.

Figura 4. Modelos múltiplos mais parcimoniosos selecionados pelo Critério de Informação de Akaike para o parâmetro de riqueza de espécies dos bandos juntamente com a linha de tendência, que indica o tipo de relação existente entre as variáveis. As letras representam os modelos e estão organizados na ordem crescente do valor de AICc. A: Modelo de proporção de mata + tamanho do fragmento; B: Modelo de proporção de mata + tamanho do fragmento + diversidade; C: Modelo de proporção de mata + isolamento. Note que a proporção de mata é a única variável presente em todos os modelos selecionados e, também, possui uma inclinação mais acentuada, indicando uma relação mais forte com a variável dependente.



Esses dados mostram que o contexto da paisagem tem uma influência muito maior sobre os bandos mistos em relação às variáveis de tamanho e isolamento do fragmento que são comumente adotadas, o que pode ser percebido pelos valores de W acumulado presentes na tabela 9.

Tabela 9. Valores de W acumulado (peso de evidência acumulado) em porcentagem para as variáveis utilizadas como fatores explicativos para a realização dos modelos avaliados pelo critério de Akaike corrigido (AICc).

Variáveis	W Acumulado (%)		
	Frequência	Tamanho	Riqueza
PROP	45	100	100
AREA	16	79	74
ENN_AM	19	20	21
SHDI	15	50	38

Legenda: PROP = proporção de mata; AREA = tamanho do fragmento; ENN_AM = distância Euclidiana média ponderada do vizinho mais próximo; SHDI = diversidade.

5. DISCUSSÃO

Espécies nucleares

Segundo Maldonado-Coelho e Marini (2000) uma espécie pode ser classificada como nuclear em um bando misto quando está presente em mais de 50% dos bandos observados e apresenta comportamentos específicos como vocalização frequente e chamados de alarme (MOYNIHAN, 1962). Assim, neste estudo, consideramos as espécies *Basileuterus culicivorus* e *Myiothlypis leucoblephara* como nucleares, pois, além de ocorrerem em 100% dos bandos observados, estas espécies apresentaram altas taxas de movimentação e vocalização. O papel de *Basileuterus culicivorus* como espécie nuclear de bando misto já é bastante conhecido, sendo documentado em diversos estudos (por exemplo, POWELL, 1979; MACHADO, 1991, 1999; MORAES E KRUL, 1995; MALDONADO-COELHO & MARINI, 2003; GHIZONI-JR & AZEVEDO, 2006; BRANDT, 2008). Entretanto, não há registros anteriores de *Myiothlypis leucoblephara* como espécie nuclear. Assim como *B. culicivorus*, *M. leucoblephara* é uma espécie bastante abundante e frequente em fragmentos florestais (VIELLIARD & SILVA, 1990; AUBIN et al., 2004; DONATELLI et al. 2004), o que pode ser uma das causas de, neste estudo, ter sido considerada como nuclear. Estas duas espécies possuem média sensibilidade a distúrbios ambientais (STOTZ et al., 1996) e pertencem à mesma família (Parulidae), embora apresentem diferenciação quanto ao comportamento de forrageio. *Basileuterus culicivorus* é mais generalista em relação à *M. leucoblephara*, ou seja, é capaz de forragear em diferentes estratos, o que leva à melhor adaptação e possibilidade de persistência em habitats que sofreram algum distúrbio. Já *M. leucoblephara* é dependente de sub-bosques florestais e pode chegar a desaparecer em ambientes altamente degradados (MENDONÇA-LIMA et al., 2004). Esta plasticidade de *B. culicivorus* pode ser bastante benéfica para os bandos mistos, pois pelo menos uma das espécies nucleares mostra certo grau de resistência às mudanças ambientais.

Outra espécie bastante registrada como espécie nuclear de bandos mistos é a *Habia rubica* (POWELL, 1985; DEVELEY, 1997; DEVELEY & PERES 2000; MALDONADO-COELHO E MARINI, 2003, 2004; CESTARI, 2007), embora esta espécie não tenha sido registrada neste estudo. Esta ausência de registro pode ser decorrente da sua alta sensibilidade a distúrbios ambientais (STOTZ et al., 1996). A espécie é documentada como nuclear de bandos mistos de sub-bosque (MALDONADO-COELHO E MARINI, 2004) e a fragmentação e degradação da paisagem e dos fragmentos remanescentes podem ter levado à inexistência e/ou à redução drástica da população de *Habia rubica* na região do presente

estudo. *B. culicivoros* e *H. rubica* possuem a mesma função ecológica, de nucleadores de bandos mistos. Nos estudos citados acima, ambas espécies estavam presentes, entretanto, aquela que apresentou maior frequência e comportamentos específicos foi considerada como espécie nuclear. A maior frequência de uma espécie em detrimento da outra pode ser devido às condições ambientais da região destes estudos, que favorece uma delas. A redundância de funções destas espécies é bastante benéfica para a manutenção dos bandos mistos, pois na ausência de uma espécie, a outra pode desempenhar o mesmo papel. Em relação ao nosso estudo, *B. culicivoros* é a espécie nucleadora dos bandos e, isso pode ser devido a sua menor exigência em relação à *H. rubica* que possui alta sensibilidade a distúrbios ambientais. Ou seja, mesmo com a ausência de *H. rubica*, não há perda de função e os bandos continuam sendo formados devido a presença de *B. culicivoros*.

Modelos

Os nossos resultados corroboram a hipótese inicial do estudo, que em paisagens com maior quantidade de mata os bandos mistos seriam mais frequentes, maiores e mais diversos em relação àqueles encontrados em paisagens com menor quantidade de mata. Esta variável foi a única presente em todos os modelos selecionados e a que apresentou os maiores valores de W acumulado, mostrando que possui um papel fundamental na persistência dos bandos mistos. Entretanto, as outras variáveis analisadas também afetaram, tanto de forma negativa como positiva, a frequência, tamanho e riqueza de espécies dos bandos mistos.

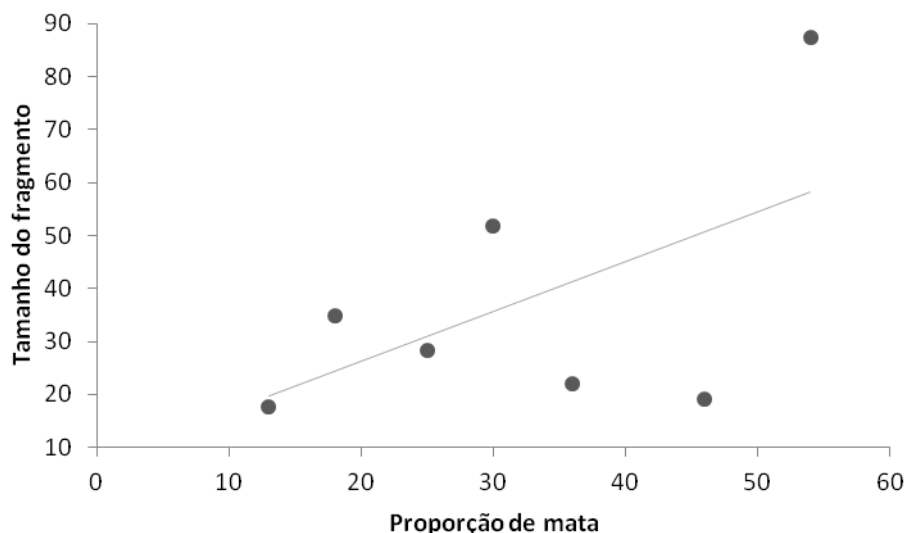
Uma destas variáveis é a de diversidade da paisagem. Esta variável apresentou um resultado diferente do esperado, pois sua relação com tamanho e riqueza de espécies dos bandos, embora pequena, foi negativa. Isto significa que em paisagens altamente diversas (heterogêneas) os bandos encontrados foram menores e menos diversos. Até certo ponto, a diversidade de ambientes em uma paisagem é benéfica para a biodiversidade, já que há um aumento na oferta de recursos para as espécies devido à complementação destes diversos ambientes (DUNNING et al., 1992). Entretanto, paisagens altamente diversas contêm muitos tipos diferentes de manchas de ambientes, reduzindo o tamanho de cada uma delas e intensificando os efeitos de borda. Dessa forma, os efeitos negativos da fragmentação irão se tornar mais evidentes que os benefícios da heterogeneidade, o que resulta em declínio da diversidade de diversos táxons, como por exemplo, o de aves. (DUELLI, 1997; TSCHARNTKE et al., 2005; FAHRIG, 2011). A partir desta observação, Fahrig (2011) propôs a hipótese da heterogeneidade intermediária, no qual paisagens com grau intermediário de heterogeneidade teriam mais efeitos positivos em relação àquelas com alto nível de

heterogeneidade. O presente estudo está em conformidade com esta hipótese, já que paisagens com nível médio de diversidade apresentaram bandos maiores e mais ricos em espécies (Figura 3), ao passo que as paisagens com maior diversidade desfavoreceram os bandos. Grande parte das espécies encontradas nos bandos são florestais, ou seja, não estarão presentes ou terão uma abundância muito reduzida em paisagens altamente antropizadas, o que pode justificar estes resultados. Flick et al. (2012) obteve resultados semelhantes, no qual paisagens com menos tipos de ambientes, ou seja, menos diversas, abrigaram uma maior abundância de borboletas. A diversidade da paisagem não esteve presente nos modelos selecionados para a frequência dos bandos. O mesmo ocorreu com a variável de tamanho do fragmento. Isto mostra que os bandos se formam independentemente de alguns aspectos da paisagem, desde que as espécies nucleares estejam presentes, já os parâmetros de tamanho e riqueza dos bandos são mais sensíveis à composição e configuração da paisagem.

Por outro lado, para o tamanho e riqueza de espécies dos bandos, o tamanho do fragmento apresentou uma pequena relação negativa. Este resultado está em desacordo com o encontrado por Maldonado-Coelho e Marini (2004) e Telleria (2001). Nestes estudos fragmentos menores abrigaram bandos menos diversos e com menor quantidade de indivíduos, enquanto que nós encontramos bandos maiores e mais diversos nos menores fragmentos. Nos referidos estudos, os ambientes ao redor do fragmento central não foram considerados, o que impossibilita inferências ao nível de paisagem. Neste estudo analisamos toda a composição de ambientes das paisagens amostradas, possibilitando uma interpretação mais precisa dos resultados. Nesta análise, encontramos que a correlação entre as variáveis de proporção de mata e tamanho do fragmento é baixa, o que significa que fragmentos pequenos estão inseridos em paisagens com alta proporção de mata (Figura 5). Assim, o tamanho reduzido do fragmento seria compensado pela quantidade de mata, ou seja, o que importa é a quantidade total de mata presente na paisagem e não os tamanhos individuais dos fragmentos. Este resultado está em conformidade com a hipótese da quantidade de habitat proposta por Fahrig (2013), pois mesmo com o aumento do tamanho do fragmento focal, os bandos maiores e mais diversos só foram encontrados em paisagens com maior quantidade de mata, independente do tamanho do fragmento focal. Além disso, ao analisar isoladamente a influência da variável de tamanho do fragmento sobre o tamanho e riqueza dos bandos, percebemos que ela possui pouco ou quase nenhum efeito sobre esses parâmetros. O tamanho do fragmento é uma das variáveis questionadas por Fahrig (2013) que defende que ela deve ser considerada como um componente da proporção de mata, ou seja, seu efeito sobre a

abundância e riqueza de espécies é devido à sua contribuição para a proporção de mata total da paisagem.

Figura 5. Relação entre as variáveis de proporção de mata e tamanho do fragmento nas paisagens amostradas. Note que algumas paisagens possuem alta quantidade de mata e o fragmento focal menor em relação à outras paisagens que apresentam fragmentos focais maiores e menos quantidade de mata.



O mesmo questionamento é direcionado para a variável de isolamento, pois os efeitos do isolamento do fragmento são devidos, predominantemente, à falta de habitat na paisagem e não às distâncias entre as manchas (FAHRIG, 2003, 2013). Neste estudo, a relação encontrada entre a variável de isolamento e os parâmetros de frequência, tamanho e riqueza de espécies dos bandos foi, ainda que pequena, positiva, ao contrário do esperado (BAILEY, 2010). Estes resultados mostram que um aumento na distância entre os fragmentos de mata favorece os bandos. Vários estudos já comprovaram os efeitos negativos do aumento do isolamento sobre a biodiversidade (VAN DORP & OPDAM, 1987; BEIER et al., 2002; PIESSENS et al., 2004; BAILEY et al., 2010; GALANES & THOMLINSON, 2011; SCHUEPP et al., 2011; UEZU & METZGER, 2011; OCKINGER et al., 2012). Entretanto, Bailey et al. (2010) demonstrou que esses efeitos são dependentes da escala e que podem ser positivos ou negativos. Neste mesmo estudo, os autores encontraram um efeito negativo do isolamento ao considerar métricas do fragmento, enquanto que em uma análise no nível de paisagem, os efeitos foram positivos. Como o presente estudo é analisado ao nível de paisagem, nossos resultados estão em conformidade com aqueles encontrados por Bailey et al. (2010). O aumento do isolamento entre os fragmentos de mata pode ser benéfico na diminuição da competição (ATKINSON &

SHORROCKS, 1981; COLLINS & BARRETT, 1997; WOLFF et al., 1997) ou predação (HASTINGS, 1977; HOVEL & LIPCIUS, 2001) entre as espécies.

O fato da frequência, tamanho e riqueza de espécies dos bandos serem favorecidos pelo aumento do isolamento pode significar que, em paisagens com fragmentos mais isolados, haja uma diminuição na quantidade de insetos (COLLINGE, 2000), alimento para grande parte das espécies encontradas nos bandos. Como uma das justificativas para a formação dos bandos é o aumento da eficiência do forrageio, então a baixa disponibilidade de recursos nestes locais pode favorecer a formação de bandos maiores e com participação de mais espécies. Esta variável apresentou uma correlação média com a proporção de mata (Tabela 4), o que ainda está de acordo com Fahrig (2003, 2013), a qual defende que medidas de isolamento são, na verdade, medidas de quantidade de habitat. Assim, o resultado deveria ser ao contrário daquele que realmente foi encontrado e estas paisagens com maior isolamento deveriam desfavorecer a formação dos bandos. No entanto, o favorecimento da frequência, tamanho e riqueza dos bandos em paisagens com maior isolamento pode ser devido a esta particularidade que eles apresentam, ou seja, sua formação visa o aumento da eficiência do forrageio, necessária em ambientes com falta de recursos. Dessa forma, podia-se esperar que encontrássemos bandos com mais frequência, maiores e mais diversos em paisagens com menos quantidade de mata, que possuem menos recursos e, no entanto, os resultados mostram um padrão totalmente oposto.

Paisagens com maior quantidade de mata dispõem de maior quantidade e qualidade de recursos (FAHRIG, 2013), principalmente para espécies florestais, encontradas com mais frequência nos bandos. Além disso, estas paisagens apresentam alta conectividade, permitindo que espécies com baixa capacidade de deslocamento se movimentem entre as manchas de habitat, já que as distâncias entre os fragmentos geralmente são menores. O deslocamento dos indivíduos pela paisagem permite a busca por alimentos, parceiros, fuga de competição intensa e, também, permite a interação entre populações, essencial para a persistência das espécies (OPDAM, 1991; FAHRIG & MERRIAM, 1994). Em contrapartida, paisagens com quantidade de mata reduzida possuem baixa quantidade de recursos e conectividade, prejudicando o deslocamento destas espécies de bando. Assim, estas espécies ficam restritas a um único fragmento, o que pode gerar intensa competição pelos recursos que já são escassos nestes locais, limitando a coexistência de um alto número de espécies e indivíduos. Os bandos mistos são um reflexo das espécies presentes na paisagem, ou seja, as espécies que os compõem são um subconjunto daquelas encontradas no mesmo ambiente (TELLERIA, 2001) e o tamanho do bando vai ser limitado pelo número de indivíduos em cada paisagem.

Além disso, parte das paisagens amostradas estão abaixo ou dentro do limiar de extinção, estimado em 20-30% de habitat na paisagem (FAHRIG, 2003), abaixo deste valor a população não é capaz de se manter e pode chegar à extinção. A ocorrência deste limiar é uma resposta à perda de habitat, ou seja, à quantidade de habitat que ainda permanece na paisagem. Sendo assim, era esperado que os bandos encontrados nestas paisagens fossem menores, menos diversos e frequentes ou até mesmo que não existissem devido à extinção local de suas espécies florestais. Embora a quantidade de mata não seja viável para a sobrevivência destas espécies, uma explicação possível para que elas ainda persistam é relacionada ao atraso na resposta às alterações ambientais (do inglês, time lag). No futuro, pode ser que estas espécies não estejam mais presentes nestas paisagens. A ausência da *Habia rubica*, uma conhecida espécie nuclear de bandos mistos de Mata Atlântica, pode ser devido ao limiar de extinção. Por se tratar de uma espécie com alta sensibilidade a distúrbios, ela já pode ter desaparecido da região. Dessa forma, os resultados deste estudo estão de acordo com o esperado, já que bandos menores, menos diversos e frequentes foram encontrados em paisagens com menor quantidade de mata.

Os efeitos das variáveis de diversidade, tamanho de fragmento e isolamento discutidos acima são pequenos, secundários e, provavelmente, só estiveram presentes nos modelos selecionados devido a sua associação com a quantidade de mata. Nossos resultados mostram que a quantidade de mata da paisagem governa a frequência, tamanho e riqueza de espécies dos bandos. Assim, em conformidade com o presente estudo, outros trabalhos (ROSENZWEIG, 1995; MOILANEN & NIEMINEN, 2002; BENDER et al., 2003; FAHRIG, 2003; TISCHENDORF et al., 2003; RADFORD et al., 2005; BETTS et al., 2006; EWERS & DIDHAM, 2006; PRUGH, 2009; SMITH et al., 2009; RANIUS et al., 2010; SMITH et al., 2011; MARTIN & FAHRIG, 2012 e outros revisados em FAHRIG, 2003) já comprovaram que diversos parâmetros da biodiversidade, como abundância, riqueza e probabilidade de extinção das espécies estão fortemente associados com a quantidade de habitat da paisagem quando se compara com outras métricas como por exemplo, tamanho e isolamento dos fragmentos).

Conclusão

Estes resultados mostram a importância de analisar as respostas dos diversos taxa às variáveis ambientais ao nível de paisagem (MAZEROLLE & VILLARD, 1999; RADFORD et al., 2005). Assim, considerando diferentes aspectos da paisagem, nossos resultados suportam a hipótese da quantidade de mata proposta por Fahrig (2013), já que se trata da variável principal nos modelos analisados, presente em todos os modelos selecionados. As

outras variáveis analisadas neste estudo também afetam, de forma negativa ou positiva, os bandos mistos, porém com uma intensidade muito reduzida. A fim de simplificar e direcionar de forma mais efetiva as ações de conservação é preciso identificar os processos dominantes que afetam a biodiversidade. A partir disso, podemos concluir que a persistência dos bandos mistos é condicionada a presença de fragmentos de mata na paisagem, sendo que o aumento da proporção destes fragmentos melhora a frequência, o tamanho e a riqueza de espécies dos bandos mistos e, conseqüentemente, contribui para a sobrevivência e persistência das espécies que participam deles.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABERG, J.; JANSSON, G.; SWENSON, J. E.; ANGELSTAM, P. 1995. **The effect of matrix on the occurrence of hazel groU (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments.** *Oecologia*, 103:265–269.
- ADDICOTT, J. F.; AHO, J. M.; ANTOLIN, M. F.; PADILLA, D. K.; RICHARDSON, J. S.; SOLUK, D. A. 1987. **Ecological neighbourhoods: scaling environmental patterns.** *Oikos*, 49:340-346.
- ALATALO, R. V. 1981. **Interspecific Competition in Tits *Parus* spp. and the Goldcrest *Regulus regulus*: Foraging Shifts in Multispecific Flocks.** *Oikos*, 37:335-344.
- ALVES, M. A. S.; CAVALCANTI, R. B. 1996. **Sentinel behavior, seasonality, and the structure of bird flocks in Brazilian savanna.** *Ornitologia Neotropical*, 7:43-51.
- ANDERSON, J.; ROWCLIFFLE, J. M.; COWLISHAW, G. 2007. **Does the matrix matter? A forest primate in a complex agricultural landscape.** *Biological Conservation*, 135:212–222.
- ANDRÉN, H. 1994. **Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review.** *Oikos*, 71:355–66.
- 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.
- ATKINSON, W. D.; SHORROCKS, B. 1981. **Competition on a divided and ephemeral resource: a simulation model.** *Journal of Animal Ecology*, 50:461–471.
- AUSTIN, G. T.; SMITH, E. L. 1972. **Winter Foraging Ecology of Mixed Insectivorous Bird Flocks in Oak Woodland in Southern Arizona.** *The Condor*, 74:17-24.
- AWADE, M. **Padrões de movimentação de uma espécie de ave em paisagens fragmentadas e seus efeitos para a conectividade funcional: uma abordagem hierárquica.** 2009. Dissertação (Mestrado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-11122009-135213/>>. Acesso em: 2013-05-14.
- BAILEY, D.; SCHMIDT-ENTLING, M. H.; EBERHART, P.; HERRMANN, J. D.; HOFER, G.; KORMANN, U.; HERZOG, F. 2010. **Effects of habitat amount and isolation on biodiversity in fragmented traditional orchards.** *Journal of Applied Ecology*, 47:1003–1013.

- BASCOMPTE, J.; POSSINGHAM, H.; ROUGHGARDEN, J. 2002. **Patchy populations in stochastic environments: critical number of patches for persistence.** *The American Naturalist*, 159:128–37.
- BAYNE, E. M.; HOBSON, K. A. 2001. **Movement patterns of adult male ovenbirds during the post-fledging period in fragmented and forested boreal landscapes.** *Condor*, 103:343–351.
- BAZ, A.; GARCIA-BOYERO, A. 1996. **The SLOSS dilemma: a butterfly case study.** *Biodiversity and Conservation*, 5:493–502.
- BEIER, P.; NOSS, R. F. 2008. **Do Habitat Corridors Provide Connectivity?.** *Conservation Biology*, 12:1241-1252.
- BEIER, P.; VAN DRIELEN, M.; KANKAM, B. O. 2002. **Avifaunal collapse in West African forest fragments.** *Conservation Biology*, 16:1097–1111.
- BÉLISLE, M. 2005. **Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology.** *Ecology*, 86:1988–1995.
- BÉLISLE, M.; DESROCHERS, A.; FORTIN, M-J. 2001. **Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment.** *Ecology*, 82:1893–904.
- BENDER, D. J.; FAHRIG, L. 2005. **Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation.** *Ecology*, 86:1023–1033.
- BENDER, D. J.; TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. 2003. **Using patchisolation metrics to predict animal movement in binary landscapes.** *Landscape Ecology*, 18:17–39.
- BENTON, T.; VICKERY, J.; WILSON, J. 2003. **Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?** *Trends in Ecology & Evolution*, 18:182–188.
- BERGIN, T. M.; BEST, L. B.; FREEMARK, K. E.; KOEHLER, K. J. 2000. **Effects of landscape structure on nest predation in roadsides of a Midwestern agroecosystem: a multiscale analysis.** *Landscape Ecology*, 15:131–43.
- BEST, L. B.; BERGIN, T. M.; FREEMARK, K. E. 2001. **Influence of landscape composition on bird use of rowcrop fields.** *The Journal of Wildlife Management*, 65:442–49.
- BETTS, M. G.; FORBES, G. J.; DIAMOND, A. W.; TAYLOR, P. D. 2006. **Independent effects of fragmentation on songbirds in a forest mosaic: an organism-based approach.** *Ecological Applications*, 16:1076-1089.
- BIERREGAARD, R. O. JR.; LOVEJOY, T. E. 1989. **Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities.** *Acta Amazônica*, 19:215–241.

- BOSCOLO, D. 2007. **Influência da estrutura da paisagem sobre a persistência de três espécies de aves em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica**. Tese (Doutorado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, University of São Paulo, São Paulo, 2007. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-13022008-180423/>>.
- BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M.; METZGER, J. P. 2008. **Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil**. *Biotropica*, 40:273-276.
- BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. 2009. **Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales?**. *Landscape Ecology*, 24:907-918.
- BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. 2011. **Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes**. *Ecography*, 34:1018-1029.
- BRANDT, C. S. 2008. **Ecologia de bandos mistos de aves em uma paisagem de floresta atlântica no sul do Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil, 53pp.
- BROCKMANN, H. J.; BARNARD, C. J. 1979. **Kleptoparasitism in birds**. *Animal Behaviour* 27:487-514.
- BROTONS, L.; MONKKONEN, M.; MARTIN, J. L. 2003. **Are fragments islands? Landscape context and density-area relationships in Boreal Forest birds**. *The American Naturalist*, 162:343-357.
- BUSKIRK, W. H.; POWELL, G. V. N.; WITTENBERGER, J. F.; BUSKIRK, R. E.; POWELL, T. U. **Interspecific Bird Flocks in Tropical Highland Panama**. *The Auk*, 89:612-624.
- CARO, T. 1999. **The behaviour-conservation interface**. *Trends in Ecology & Evolution*, 14:366-369.
- CESTARI, C. 2007. **A atração de aves em resposta ao playback de *Habia rubica*: implicações complementares sobre o papel da espécie para coesão de bandos mistos na Estação Ecológica Juréia-Itatins-SP**. *Atualidades Ornitológicas*, 136:1-3.
- COLLINGE, S. K. 2000. **Effects of grassland fragmentation on insect species loss, colonization, and movement patterns**. *Ecology*, 81:2211-2226.
- COLLINS, R. J.; BARRETT, G. W. 1997. **Effects of habitat fragmentation on meadow vole (*Microtus pennsylvanicus*) population dynamics in experiment landscape patches**. *Landscape Ecology*, 12:63-76.
- CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL. 2005. **Hotspots**. Disponível em

<<http://www.conservation.org.br>>. Acesso em: jan. 2013.

COOK, W. M.; LANE, K. T.; FOSTER, B. L.; HOLT, R. D. 2002. Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters*, 5:619–623.

DAVIES, K.F., GASCON, C., MARGULES, C.R. **Habitat fragmentation: consequences, management, and future research priorities**. 2001. *In*: Soule, M.E., Orians, G.H. (Eds.), *Conservation Biology: Research Priorities for the Next Decade*. Island Press, Washington, pp. 81–97.

DEAN, W. 2002. **A ferro e fogo: a historia e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras.

DEVELEY, P. F. 1997. **Ecologia de bandos mistos de aves da Mata Atlântica na Estação Ecológica Juréia-Itatins, São Paulo, Brasil**. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia Geral.

DEVELEY, P. F.; PERES, C. A. 2000. **Resource seasonality and the structure of mixed-species bird flocks in coastal Atlantic forest of southeastern Brazil**. *Journal of Tropical Ecology*, 16:33–53.

DEVELEY, P. F.; STOUFFER, P. C. 2001. **Effects of Roads on Movements by Understory Birds in Mixed-Species Flocks in Central Amazonian Brazil**. *Conservation Biology*, 15:1416–1422.

DIAMOND, J. 1987. **Flocks of Brown and Black New Guinean Bird: A Bicolored Mixed-species Foraging Association**. *Emu*, 87:201–211.

DIDHAM, R. K.; GHAZOUL, J.; STORK, N. E.; DAVIS, A. J. 1996. **Insects in fragmented forests: a functional approach**. *Trends in Ecology & Evolution*, 11:255–260.

DUELLI, P. 1997. **Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales**. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 62:81–91.

DUNNING, J.; DANIELSON, B.; PULLIAM, H. 1992. **Ecological processes that affect populations in complex landscapes**. *Oikos*, 65:169–175.

EKMAN, J. 1987. **Exposure and time use in willow tit flocks: the cost of subordination**. *Animal Behaviour*, 35:445–452.

EKMAN, J. B.; ASKENMO, C. E. H. 1984. **Social rank and habitat use in willow tit groups**. *Animal Behaviour*, 32:508–514.

ELGAR, M. A. 1989. **Predator vigilance and group size in mammals and birds: a critical review of the empirical evidence**. *Biological Reviews*, 64:13–33.

ENGLISH, P. H. 1998. **Ecology of mixed-species understory flocks in Amazonian Ecuador**. Ph.D. Dissertation. Austin, TX: University of Texas.

- ESTADES, C. F.; TEMPLE, S. A. 1999. **Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations.** *Ecological Applications*, 9:573–585.
- EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. 2006. **Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation.** *Biological Reviews*, 81:117-142.
- FAHRIG, L. 2002. **Effects of fragmentation on the extinction threshold: a synthesis.** *Ecological Applications*, 12:346-353.
- FAHRIG, L. 2003. **Effects of habitat fragmentation on biodiversity.** *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34:487–515.
- FAHRIG, L. 2013. **Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis.** *Journal of Biogeography*, 40:1649–1663.
- FAHRIG, L.; BAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F.; CRIST, T.; FULLER, R.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G.; MARTIN, J. 2011. **Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes.** *Ecology Letters*, 14, 101–112.
- FAHRIG, L.; NUTTLE, W. 2005. **Population Ecology in Spatially Heterogeneous Environments. Issues and Perspectives in Landscape Ecology.** Springer-Verlag, New York, pp. 95–118.
- FATTORINI, S. 2010. **The use of cumulative area curves in biological conservation: a cautionary note.** *Acta Oecologica*, 36:255–258.
- FIELDING, A. H.; HAWORTH, P. F. 1995. **Testing the generality of bird-habitat models.** *Conservation Biology*, 9:1466-1481.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. 2007. **Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis.** *Global Ecology and Biogeography*, 16:265–280.
- FLICK, T.; FEAGAN, S.; FAHRIG, L. 2012. **Effects of landscape structure on butterfly species richness and abundance in agricultural landscapes in eastern Ontario, Canada.** *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 156:123–133.
- FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE1, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, H. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. 2005. **Global consequences of land use.** *Science*, 309:570–574.
- FONSECA, G. A. B. 1985. **The vanishing Brazilian Atlantic forest.** *Biological Conservation*, 34:17-34.

- FONSECA, C. R.; GANADE, G.; BALDISSERA, R.; BECKER, C. G.; BOELTER, C. R.; BRESCOVIT, A. D.; CAMPOS, L. M.; FLECK, T.; FONSECA, V. S.; HARTZ, S. M.; JONER, F.; KÄFFER, M. I.; LEAL-ZANCHET, A. M.; MARCELLI, M. P.; MESQUITA, A. S.; MONDIN, C. A.; PAZ, C. P.; PETRY, M. V.; PIOVEZAN, F. N.; PUTZKE, J.; STRANZ, A.; VERGARA, M.; VIEIRA, E. M. 2009. **Towards an ecologically sustainable forestry in the Atlantic Forest.** *Biological Conservation*, 142:1144–1154.
- FORTIN, M-J.; DALE, M. R. T. 2005. **Spatial Analysis - A Guide for Ecologists.** Cambridge University Press, New York.
- FRANKLIN, J. F.; LINDENMAYER, D. B. 2009. **Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity.** *PNAS*, 106:349–350.
- GALANES, I. T.; THOMLINSON, J. R. 2011. **Soil millipede diversity in tropical forest patches and its relation to landscape structure in northeastern Puerto Rico.** *Biodiversity Conservation*, 20:2967–2980.
- GARCÍA, D.; MARTÍNEZ, D. 2012. **Species richness matters for the quality of ecosystem services: a test using seed dispersal by frugivorous birds.** *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 279.
- GARDEN, J. G.; MCALPINE, C. A.; POSSINGHAM, H. P. 2010. **Multi-scaled habitat considerations for conserving urban biodiversity: native reptiles and small mammals in Brisbane, Australia.** *Landscape Ecology*, 25:1013–1028.
- GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD JR., R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. 1999. **Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants.** *Biological Conservation*, 91:223–229.
- GAVISH, Y.; ZIV, Y.; ROSENZWEIG, M. L. 2011. **Decoupling fragmentation from habitat loss for spiders in patchy agricultural landscapes.** *Conservation Biology*, 26:150–159.
- GHIZONI-JR., I. R.; AZEVEDO, M. A. G. 2006. **Composição de bandos mistos de aves florestais de sub-bosque em áreas de encosta e planície da Floresta Atlântica de Santa Catarina, sul do Brasil.** *Biotemas*, 19:47-53.
- GIBBONS, J. W.; SCOTT, D. E.; RYAN, T. J.; BUHLMANN, K. A.; TUBERVILLE, T. D.; METTS, B. S.; GREENE, J. L.; MILLS, T.; LEIDEN, Y.; POPPY, S.; WINNE, C. T. 2000. **The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians.** *BioScience*, 50:653-666.
- GIBBS, J. P. 2001. **Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations.** *Biological Conservation*, 100:15–20.

- GIBBS, J. P.; STANTON, E. J. 2001. **Habitat fragmentation and arthropod community change: carrion beetles, phoretic mites, and flies.** *Ecological Applications*, 11:79–85.
- GOODWIN, B. J. 2003. **Is landscape connectivity a dependent or independent variable?** *Landscape Ecology*, 18:687–699.
- GOODWIN, B. J.; FAHRIG, L. 2002. **How does landscape structure influence landscape connectivity?** *Oikos*, 99:552–570.
- GREENBERG, R. 2000. **Birds of many feathers: the formation and structure of mixed species flocks of forest birds.** In: *On the Move: How and Why Animals Travel in Groups* (Ed. by S. Boinski & P. A. Gerber), pp. 521–558. Chicago: University of Chicago Press.
- GREENBERG, R.; GRADWOHL, J. 1985. **A comparative study of the social behavior of antwrens on Barro Colorado Island, Panama.** In: Buckley PA, Foster MS, Morton ES (eds) *Neotropical Ornithology. Ornithological Monographs*, pp 845–855.
- GREIG-SMITH, P. W. 1978. **The formation, structure and function of mixed-species insectivorous bird flocks in west african savanna woodland.** *Ibis*, 120:284–297.
- GRUBB JR, T. C.; DOHERTY JR, P. F. 1999. **On the home-range gap-crossing.** *Auk*, 116:618–628.
- GUSTAFSON, E. J.; GARDNER, R. H. 1996. **The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization.** *Ecology*, 77:94–107.
- HAILA, Y. 2002. **A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology.** *Ecological Applications*, 12:321–333.
- HAMILTON, W. D. 1971. **Geometry of the selfish herd.** *Journal of Theoretical Biology*, 31:295–311.
- HARRISON, N. M.; WHITEHOUSE, M. J. 2011. **Mixed-species flocks: an example of niche construction?.** *Animal Behaviour*, 81:675–682.
- HARVEY, C. A.; MEDINA, A.; SÁNCHEZ, D. M.; VÍLCHEZ, S.; HERNÁNDEZ, B.; SAENZ, J. C.; MAES, J. M.; CASANOVES, F.; SINCLAIR, F. L. 2006. **Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes.** *Ecological Applications*, 16:1986–1999.
- HASTINGS, A. 1977. **Spatial heterogeneity and the stability of predator-prey systems.** *Theoretical Population Biology*, 12:37–48.
- HATTORI, A.; SHIBUNO, T. 2010. **The effect of patch reef size on fish species richness in a shallow coral reef shore zone where territorial herbivores are abundant.** *Ecological Research*, 25:457–468.

- HAYNES, K. J.; CRONIN, J. T. 2006. **Interpatch movement and edge effects: the role of behavioral responses to the landscape matrix.** *Oikos*, 113:43–54.
- HAYNES, K. J.; DIEKOTTER, T.; CRIST, T. O. 2007. **Resource complementation and the response of an insect herbivore to habitat area and fragmentation.** *Oecologia*, 153:511–520.
- HILTON-TAYLOR, C. 2000. **2000 IUCN Red List of threatened species.** World Conservation Union, Gland, Switzerland. Available from <http://www.redlist.org>
- HOBBS, R. J.; YATES, C. J. 2003. **TURNER REVIEW No. 7. Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: generalising the idiosyncratic.** *Australian Journal of Botany*, 51:471-488.
- HODGSON, P.; FRENCH, K.; MAJOR, R. E. 2007. **Avian movement across abrupt ecological edges: differential responses to housing density in an urban matrix.** *Landscape and Urban Planning*, 79:266–272.
- HOKKANEN, P. J.; KOUKI, J.; KOMONEN, J. 2009. **Nestedness, SLOSS and conservation networks of boreal herb-rich forests.** *Applied Vegetation Science*, 12:295–303.
- HOVEL, K. A.; LIPCIUS, R. N. 2001. **Habitat fragmentation in a seagrass landscape: patch size and complexity control blue crab survival.** *Ecology*, 82:1814–1829.
- HOYLE, M.; HARBORNE, A. R. 2005. **Mixed effects of habitat fragmentation on species richness and community structure in a microarthropod microecosystem.** *Ecological Entomology*, 30:684–691.
- HURLBERT, S. H. 1984. **Pseudoreplication and the design of ecological field experiments.** *Ecological Monographs*, 54:187–211.
- HUTTO, R. L. 1987. **A Description of Mixed-Species Insectivorous Bird Flocks in Western Mexico.** *The Condor*, 89:282-292.
- HUTTO, R. L. 1994. **The composition and social organization of mixed-species flocks in a tropical deciduous forest in western Mexico.** *Condor*, 96:105–118.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. 1992. **Manual técnico da vegetação brasileira.** Rio de Janeiro, 92 p.
- INSTITUTO FLORESTAL. 2009. **Plano de Manejo do Parque Estadual da Cantareira.** São Paulo: Instituto Florestal/Fundação Florestal/SMA.
- JOHNSON, A. R.; WEINS, J. A.; MILNE, B. T.; CRIST, T. O. 1992. **Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes.** *Landscape Ecology*, 7:63-75.

- JOKIMA-KI, J., HUHTA, E. 1996. **Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach.** *Ornis Fennica*, 73:97–113.
- JONSEN, I. D.; TAYLOR, P. D. 2003. **Fine-scale movement behaviors of calopterygid damselflies are influenced by landscape structure: an experimental manipulation.** *Oikos*, 88:553-562.
- JULLIEN, M.; CLOBERT, J. 2000. **The survival value of flocking in neotropical birds: reality or fiction?** *Ecology*, 81:3416–3430.
- JULLIEN, M.; THIOLLAY, J. M. 1998. **Multi-species territoriality and dynamic of neotropical forest understory bird flocks.** *Journal of Animal Ecology*, 67:227–252.
- JUNG, M. 2012. **LecoS - A QGIS plugin to conduct landscape ecology statistics.** <http://plugins.qgis.org/plugins/LecoS>.
- KOMONEN, A.; PENTTILAE, R.; LINDGREN, M.; HANSKI, I. 2000. **Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus.** *Oikos*, 90:119–26.
- KRAMS I. A. 1996. **Predation risk and shifts of foraging sites in mixed willow and crested tit flocks.** *Journal of Avian Biology*, 27:153–156.
- KRAMS I. 1998. **Dominance-specific vigilance in the great tit.** *Journal of Avian Biology*, 29:55–60.
- KREBS, J. R. 1973. **Social learning and the adaptative significance of mixed-species flocks of chickadees (*Parus spp.*).** *Canadian Journal of Zoology*, 51:1275–1288.
- KREBS, J. R.; MCROBERTS, M. H.; CULLEN, J. M. 1972. **Flocking and feeding in the Great Tit *Parus major*. An experimental study.** *Ibis*, 113:59–72.
- KREMEN, C. 2005. **Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?.** *Ecology Letters*, 8:468-479.
- KUPFER, J. A.; MALANSON, G. P.; FRANKLIN, S. B. 2006. **Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects.** *Global Ecology and Biogeography*, 15:8-20.
- KURKI, S.; NIKULA, A.; HELLE, P.; LINDEN, H. 2000. **Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests.** *Ecology*, 81:1985–97.
- LAURANCE, W. F. 1991. **Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rainforest mammals.** *Conservation Biology*, 5:79–89.
- LAURANCE, W. F. 2008. **Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory.** *Biological Conservation*, 141:1731-1744.

- LEGENDRE, P. 1993. **Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm?** *Ecology*, 74:1659–73.
- LEVINS, R. 1968. **Evolution in Changing Environments**. Princeton University Press. Princeton, NJ.
- LIMA, S. L.; ZOLLNER, P. A. 1996. **Towards a behavioral ecology of ecological landscapes**. *Trends in Ecology & Evolution*, 11:131–135.
- LINDENMAYER, D. B.; FRANKLIN, J. F. 2002. **Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach**. Island Press.
- LYNCH, J. F.; SAUNDERS, D. A. 1991. **Responses of bird species to habitat fragmentation in the wheatbelt of Western Australia: interiors, edges and corridors**. In D.A. Saunders, R.J. Hobbs (Eds.), *Nature Conservation*, 2. The role of corridors, Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton (1991), pp. 143–158.
- MacARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. 1963. **An equilibrium theory of insular zoogeography**. *Evolution*, 17:373–387.
- MacARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. 1967. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- MACHADO, C. G. 1991, **Estrutura, composição e dinâmica de bandos mistos de aves na Mata Atlântica do alto da Serra de Paranapiacaba, SP**. Dissertação de Mestrado, Inst. Biol. da Univ. Est. Campinas, Campinas, SP, Brasil.
- MACHADO, C. G., 1999. **A composição dos bandos mistos de aves na Mata Atlântica da Serra da Paranapiacaba, no sudeste brasileiro**. *Revista Brasileira de Biologia*, 59:75–85.
- MAHAN, C. G.; YAHNER, R. H. 1999. **Effects of forest fragmentation on behaviour patterns in the eastern chipmunk (*Tamias striatus*)**. *Canadian Journal of Zoology*, 77:1991–97.
- MALDONADO-COELHO, M.; MARINI, M. A. 2000. **Effects of forest fragment size and successional stage on mixed-species bird flocks in southeastern Brazil**. *Condor*, 102:585–594.
- MALDONADO-COELHO, M.; MARINI, M. A. 2003. **Composição de bandos mistos de aves em fragmentos de mata atlântica no sudeste do Brasil**. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 43:31–54.
- MALDONADO-COELHO, M.; MARINI, M. A. 2004. **Mixed-species bird flocks from Brazilian Atlantic forest: the effects of forest fragmentation and seasonality on their size, richness and stability**. *Biological Conservation*, 116:19–26.

- MANNING, A. D.; LINDENMAYER, D. B.; NIX, H. A. 2004. **Continua and Umwelt: novel perspectives on viewing landscapes**. *Oikos*, 104:621–628.
- MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. 2008. **Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation**. *Biological Conservation*, 141:2184-2192.
- MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. 2012. **Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance**. *Conservation Biology*, 26:1100–1111.
- MARTIN, A. E.; FAHRIG, L. 2012. **Measuring and selecting scales of effect for landscape predictors in species–habitat models**. *Ecological Applications*, 22:2277–2292.
- MARTÍNEZ, A. E.; GOMEZ, J. P. 2013. **Are Mixed-Species Bird Flocks Stable through Two Decades?**. *The American Naturalist*, 181:E53-E59.
- MARTÍNEZ-SANZ, C.; CENZANO, C. S. S.; FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M.; GARCÍA-CRIADO, F. 2012. **Relative contribution of small mountain ponds to regional richness of littoral macroinvertebrates and the implications for conservation**. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22:155– 164.
- MAURER, B. A. 1984. **Interference and Exploitation in Bird Communities**. *The Wilson Bulletin*, 96:380-395.
- MAZEROLLE, M. J.; VILLARD, M-A. 1999. **Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: A review**. *Écoscience*, 6:117-124.
- McCOY, E. D.; MUSHINSKY, H. R. 1994. **Effects of fragmentation on the richness of vertebrates in the Florida scrub habitat**. *Ecology*, 75:446–447.
- McINTYRE, S.; HOBBS, R. 1999. **A Framework for Conceptualizing Human Effects on Landscapes and Its Relevance to Management and Research Models**. *Conservation Biology*, 13:1282-1292.
- McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. 2012. **FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps**. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- MENDONÇA-LIMA, A.; HARTZ, S. M.; KINDEL, A. 2004. **Foraging behavior of the white-browed (*Basileuterus leucoblepharus*) and the golden-crowned (*B. culicivorus*) warblers in a semideciduous forest in southern Brazil**. *Ornitologia Neotropical*, 15: 5–15.
- MOILANEN, A.; NIEMINEN, M. 2002. **Simple connectivity measures in spatial ecology**. *Ecology*, 83:1131–1145.

- MOKROSS, K.; RYDER, T. B.; CÔRTEZ, M. C.; WOLFE, J. D.; STOUFFER, P. C. 2014. **Decay of interspecific avian flock networks along a disturbance gradient in Amazonia.** *Proceedings of the Royal Society B*, 281:20132599.
- MORAES, V. dos S.; KRUL, R. 1995. **Composição e finalidade de agrupamentos heteroespecíficos de aves em ambientes naturais do Paraná e Santa Catarina.** *Biotemas*, 8:63-73.
- MOYNIHAN, M. 1962. **The organization and probable evolution of some mixed species flocks of Neotropical birds.** *Smithsonian Miscellaneous Collection*, 143:11-40.
- MUNN, C. A. 1985. **Permanent canopy and understory flocks in Amazonia: species composition and population density.** *In*: Buckley PA, Foster MS, Morton ES, Ridgely RS, Buckley FG (eds) *Neotropical ornithology*. *Ornith Monogr* 36:683-712.
- MUNN, C. A. 1986. **Birds that cry wolf.** *Nature* 319:143-145.
- MUNN, C. A.; TERBORGH, J. 1979. **Multi-species territoriality in neotropical foraging flocks.** *Condor*, 81:338-347.
- MURPHY, H. T.; LOVETT-DOUST, J. 2004. **Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter?** *Oikos*, 105:3-14.
- NEILL, S. R. ST. J.; CULLEN, J. M. 1974. **Experiments on whether schooling by their prey affects the hunting behavior of cephalopods and fish predators.** *Journal of Zoology (London)*, 172:549-569.
- OCKINGER, E.; LINDBORG, R.; SJODIN, N. E.; BOMMARCO, R. 2012. **Landscape matrix modifies richness of plants and insects in grassland fragments.** *Ecography*, 35:259-267.
- OERTLI, B.; JOYE, D. A.; CASTELLA, E.; JUGE, R.; CAMBIN, D.; LACHAVANNE, J.-B. 2002. **Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity.** *Biological Conservation*, 104:59-70.
- PACHECO, J. F.; BAUER, C. 2000. **Biogeografia e conservação da avifauna na Mata Atlântica e Campos Sulinos – construção e nível atual do conhecimento.** http://conservation.org.br/ma/rfinais/rt_aves.htm
- PARDINI, R.; BUENO, A. A.; GARDNER, T. A.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. 2010. **Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes.** *Plos One* 5: e13666.
- PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G. M.; LAPS, R. R.; MARIANO, E.; PACIENCIA, M. L. B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. 2009. **The challenge of maintaining Atlantic forest**

biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation* 142, 1178–1190.

PEARSON, S.M., 1993. **The spatial extent and relative influence of landscape-level factors on wintering birds populations.** *Landscape Ecology*, 8:3–18.

PERFECTO I.; VANDERMEER J. 2002. **Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico.** *Conservation Biology*, 16:174–182.

PERSSON, A.; OLSSON, O.; RUNDLOF, M.; SMITH, H. 2010. **Land use intensity and landscape complexity – analysis of landscape characteristics in an agricultural region in Southern Sweden.** *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 136, 169–176.

PIESSENS, K.; HONNAY, O.; NACKAERTS, K.; HERMY, M. 2004. **Plant species richness and composition of heathland relics in north-western Belgium: evidence for a rescue-effect?** *Journal of Biogeography*, 31:1683–1692.

PITHER, J.; TAYLOR, P.D. 1998. **An Experimental Assessment of Landscape Connectivity.** *Oikos*, 83:166-174.

POWELL, G. V. N. 1979. **Structure and dynamics of interspecific flocks in a Neotropical mid-elevation forest.** *Auk*, 96:375-390.

POWELL, G. V. N. 1985. **Sociobiology and adaptative significance of interspecific foraging flocks in the neotropics.** Pages 713–732 in P. A. Buckley, M. S. Foster, E. S. Morton, R. S. Ridgely, and F. G. Buckley, editors. *Neotropical ornithology*. Ornithological Monographs 36.

PRUGH, L. R. 2009. **An evaluation of patch connectivity measures.** *Ecological Applications*, 19:1300–1310.

PULLIAM, H. R. 1973. **On the advantages of flocking.** *Journal of Theoretical Biology*, 38:419–422.

PULLIAM, H. R.; MILLIKAN, G. C. 1982. **Social organization in the non-reproductive season.** In: *Avian Biology*, Vol. VI (Ed. By D. S. Farmer, J. R. King & K. C. Parkes), pp. 169-197. New York: Academic Press.

PUTTKER, T.; BUENO, A. A.; DOS SANTOS DE BARROS C.; SOMMER, S.; PARDINI, R. 2011. **Immigration Rates in Fragmented Landscapes – Empirical Evidence for the Importance of Habitat Amount for Species Persistence.** *PLoS ONE* 6: e27963.

RAGUSA-NETTO, J. 2002. **Vigilance towards raptors by nuclear species in bird mixed flocks in a Brazilian savannah.** *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 37:219–226.

- RANIUS, T.; JOHANSSON, V.; FAHRIG, L. 2010. **A comparison of patch connectivity measures using data on invertebrates in hollow oaks.** *Ecography*, 33:1–8.
- RECHER, H. 1999. **The state of Australia's avifauna: a personal opinion and prediction for the new millennium.** *Australian Zoologist*, 31:11–27.
- RECHER, H. F.; RECHER, J. A. 1969. **Comparative foraging efficiency of adult and immature Little Blue Herons (*Florida caerulea*).** *Animal Behaviour*, 17:320–322.
- REED, J. M. 1999. **The role of behavior in recent avian extinctions and endangerments.** *Conservation Biology*, 13:232–241.
- RENJIFO, L. M. 2001. **Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species.** *Ecological Applications*, 11:14–31.
- REVILLA, E.; WIEGAND, T.; PALOMARES, F.; FERRERAS, P.; DELIBES, M. 2004. **Effects of matrix heterogeneity on animal dispersal: from individual behavior to metapopulation-level parameters.** *American Naturalist*, 164:130–153.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. 2009. **The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation.** *Biological Conservation*, 142:1141–1153.
- RICKETTS, T. H. 2001. **The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes.** *American Naturalist*, 158:87–99.
- ROBERTS, G. 1996. **Why individual vigilance declines as group size increases.** *Animal Behaviour*, 51:1077–1086.
- RODEWALD, A. D. 2003. **The importance of land uses within the landscape matrix.** *Wildlife Society Bulletin*, 31:586–592.
- RODEWALD, A. D.; YAHNER, R. H. 2001. **Avian nesting success in forested landscapes: influence of landscape composition, stand and nest-patch microhabitat, and biotic interactions.** *The Auk*, 118:1018–1028.
- RODRÍGUEZ-LOINAZ, G.; AMEZAGA, I.; ONAINDIA, M. 2012. **Does forest fragmentation affect the same way all growthforms?** *Journal of Environmental Management*, 94:125–131.
- ROLSTAD, J. 1991. **Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence.** *Biological Journal of the Linnean Society*, 42:149–163.
- ROSENZWEIG, M. L. 1995. **Species diversity in space and time.** Cambridge Univ. Press.
- ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. 1997. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo – escala 1:500.000, FFLCH_USP_IPT_FAPESP, São Paulo.**

- SÆTERSDAL, M. 1994. **Rarity and species/area relationships of vascular plants in deciduous woods, western Norway – applications to nature reserve selection.** *Ecography*, 17:23–38.
- SALT, G. W.; WILLARD, D. E. 1971. **The hunting behavior and success of Forster's tern.** *Ecology* 52:989–998.
- SÃO PAULO (Estado). 2010. Secretaria do Meio Ambiente. **Plano de Manejo do Parque Estadual da Cantareira.** São Paulo: Fundação Florestal, 586 p.
- SASVÁRI, L.; HEGYI, Z. 1998. **How mixed-species foraging flocks develop in response to benefits from observational learning.** *Animal Behaviour*, 55:1461–1469.
- SAUNDERS, D.A.; HOOBBS, R. J; MARGULES, C.R. 1991. **Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review.** *Conservation Biology*, 50:18-29.
- SCHOENER, T. W. 1983. **Field experiments on interspecific competition.** *American Naturalist*, 122-240-285.
- SCHOOLEY, R. L.; WIENS, J. A. 2004. **Movements of cactus bugs: patch transfers, matrix resistance, and edge permeability.** *Landscape Ecology*, 19:801–810.
- SCHUEPP, C.; HERRMANN, J. D.; HERZOG, F.; SCHMIDT-ENTLING, M. H. 2011. **Differential effects of habitat isolation and landscape composition on wasps, bees, and their enemies.** *Oecologia*, 165:713–721.
- SILVA, J. M. C; CASTELETI, C. H. M. 2003. **Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil.** Pages 43–59 in C. Galindo-Leal and I. de G. Câmara, editors. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook.* Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, Washington, D.C.
- SILVA, W. G.; METZGER, J. P.; BERNACCI, L. C.; CATHARINO, E. L. M.; DURIGAN, G.; SIMÕES, S. 2008. **Relief influence on tree species richness in secondary forest fragments of Atlantic Forest, SE, Brazil.** *Acta Botanica Brasiliensis*, 22:589-598.
- SMITH, A. C.; FAHRIG, L.; FRANCIS, C. M. 2011. **Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds.** *Ecography*, 34:103–113.
- SMITH, A. C.; KOPER, N.; FRANCIS, C. H.; FAHRIG, L. 2009. **Confronting collinearity: comparing methods for disentangling the effects of habitat loss and fragmentation.** *Landscape Ecology*. 24:1271-1285.
- SRIDHAR, H.; BEAUCHAMP, G.; SHANKER, K. 2009. **Why do birds participate in mixed-species foraging flocks? A large-scale synthesis.** *Animal Behaviour*, 78:337–347.

- STEFFAN-DEWENTER, I.; MUNZENBERG, U.; BURGER, C.; THIES, C.; TSCHARNTKE, T. 2002. **Scale dependent effects of landscape context on three pollinator guilds**. *Ecology* 83:1421–32.
- STOTZ, D. F. 1993. **Geographic variation in species composition of mixed species flocks in lowland humid forests in Brazil**. *Papéis Avulsos Zoologia*, 38:61–75.
- STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W.; PARKER III, T. A.; MOSKOVITS, D. K. 1996. **Neotropical birds: ecology and conservation**. University of Chicago Press, Chicago.
- STUART, S. N.; CHANSON, J. S.; COX, N. A.; YOUNG, B. E.; RODRIGUES, A. S. L.; FISCHMAN, D. L.; WALLER, R. W. 2004. **Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide**. *Science*, 306: 1783-1786.
- SUHONEN, J. 1993. **Predation Risk Influences the Use of Foraging Sites by Tits**. *Ecology*, 74:1197-1203.
- SUHONEN, J.; HALONEN, M.; MAPPE, T. 1993. **Predation- risk and organization of the Parus guild**. *Oikos*, 66:94-100.
- SULLIVAN, K. A. 1984. **The advantages of social foraging in downy woodpeckers**. *Animal Behaviour*, 32:16–22.
- SUTHERLAND, W. J. 1998. **The importance of behavioural studies in conservation biology**. *Animal behavior*, 56:801-809.
- TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. 1993. **Connectivity is a vital element of landscape structure**. *Oikos*, 68:571-573.
- TAYLOR, P. D.; MERRIAM, G. 1995. **Habitat fragmentation and parasitism of a forest damselfly**. *Landscape Ecology*, 11:181–89.
- TELLERÍA, J. L.; VIRGÓS, E.; CARBONELL, R.; PÉREZ-TRIS, J.; SANTOS, T. 2001. **Behavioural responses to changing landscapes: flock structure and anti-predator strategies of tits wintering in fragmented forests**. *Oikos*, 95:253–264.
- TEMPLE, S. A.; WILCOX, B. A. 1986. **Predicting effects of habitat patchiness and fragmentation**. In: *Wildlife 2000: Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*. pp. 261–262. Edited by J. Verner, M.L. Morrison, and C.J. Ralph. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin.
- TERBORGH, J. 1990. **Mixed flocks and polyspecific associations: costs and benefits of mixed groups to birds and monkeys**. *American Journal of Primatology*, 21:87–100.
- THIOLLAY, J-M. 1999. **Frequency of Mixed Species Flocking in Tropical Forest Birds and Correlates of Predation Risk: An Intertropical Comparison**. *Journal of Avian Biology*, 30:282-294.

- TISCHENDORF, L.; BENDER, D. J.; FAHRIG, L. 2003. **Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers.** *Landscape Ecology*, 18:41–50.
- TJØRVE, E. 2010. **How to resolve the SLOSS debate: lessons from species–diversity models.** *Journal of Theoretical Biology*, 264:604–612.
- TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A. M.; KRUESS, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C. 2005. **Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity: ecosystem service management.** *Ecology Letters*, 8:857–874.
- TSCHARNTKE, T.; STEFFAN-DEWENTER, I.; KRUESS, A.; THIES, C. 2002. **Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes.** *Ecological Applications*, 12:354–363.
- TURNER, M. G.; RUSCHER, C. L. 1988. **Changes in landscape patterns in Georgia, USA.** *Landscape Ecology*, 1:241–251.
- UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. 2008. **Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region?** *Biodiversity and Conservation*, 17:1907–1922.
- UEZU, A.; METZGER, J. P. 2011. **Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics.** *Biodiversity Conservation*, 20:3627–3643.
- UMETSU, F.; METZGER, J. P.; PARDINI, R. 2008. **Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals.** *Ecography*, 31:359–370.
- UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. 2005. **Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species.** *Biological Conservation*, 123:507–519.
- UMETSU, F.; PARDINI, R. 2006. **Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats— evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape.** *Landscape Ecology*, 22:517–530.
- VAN DEN BERG, L. J. L.; BULLOCK, J. M.; CLARKE, R. T.; LANGSTON, R. H. W.; ROSE, R. J. 2001. **Territory selection by the Dartford warbler (*Sylvia undata*) in Dorset, England: the role of vegetation type, habitat fragmentation and population size.** *Biological Conservation*, 101:217–28.
- VANDERMEER, J.; CARVAJAL, R. 2001. **Metapopulation Dynamics and the Quality of the Matrix.** *The American Naturalist*, 3:211–220.

- VAN DORP, D.; OPDAM, P. F. M. 1987. **Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities.** *Landscape Ecology*, 1:59–73.
- VICKERY, J. A.; DEL BROOKE, M. 1994. **The kleptoparasitic interactions between Great Frigatebirds and Masked Boobies on Henderson Island, South Pacific.** *Condor* 96:331–340.
- VIEIRA, M. V.; OLIFIERS, N.; DELCIELLOS, A. C.; ANTUNES, V. Z.; BERNARDO, L. R.; GRELLE, C. E. V.; CERQUEIRA, R. 2009. **Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants.** *Biological Conservation* 142, 1191–1200.
- VIROLAINEN, K. M.; SUOMI, T.; SUHONEN, J.; KUITUNEN, M. 1998. **Conservation of vascular plants in single large and several small mires: species richness, rarity and taxonomic diversity.** *Journal of Applied Ecology*, 35:700–707.
- WETHERED, R.; LAWES, M. J. 2003. **Matrix effects on bird assemblages in fragmented Afromontane forests in South Africa.** *Biological Conservation*, 114:327–340.
- WIENS, J. A.; SCHOOLEY, R. L.; WEEKS, R. D. JR. 1997. **Patchy landscapes and animal movements: do beetles percolate?** *Oikos*, 78:257–264.
- WIENS, J.A., STENSETH, N.C., VAN HORNE, B. & IMS, R.A. 1993. **Ecological mechanisms and landscape ecology.** *Oikos*, 66:369–380.
- WILCOVE, D. S; MCLELLAN, C. H; DOBSON, A. P. 1986. **Habitat fragmentation in the temperate zone.** In *Conservation Biology*, ed. ME Soul'e, pp. 237–56. Sunderland, MA: Sinauer.
- WILCOX, B.A., MURPHY, D.D. 1985. **Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction.** *American Naturalist*, 125:879–887.
- WILEY, R. H. 1971. **Cooperative Roles in Mixed Flocks of Antwrens (Formicariidae).** *The Auk*, 88:881–892.
- WILEY, R. H. 1980. **Multispecies antbird societies in lowland forests of Surinam and Ecuador: stable membership and foraging differences.** *Journal of Zoology (London)*, 191:127–145.
- WOLFF, J. O.; SCHAUBER, E. M.; EDGE, W. D. 1997. **Effects of habitat loss and fragmentation on the behavior and demography of graytailed voles.** *Conservation Biology*, 11:945–956.