



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**



**O PAPEL DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS PARA A
CONECTIVIDADE EM PAISAGEM FRAGMENTADA
DO NORDESTE DO RIO GRANDE DO SUL**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

CLARISSA BRITZ HASSDENTEUFEL

**PORTO ALEGRE
2010**

O PAPEL DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS PARA A CONECTIVIDADE EM PAISAGEM FRAGMENTADA DO NORDESTE DO RIO GRANDE DO SUL

CLARISSA BRITZ HASSDENTEUFEL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Profa. Dra. Sandra Maria Hartz

Co-orientador: Prof. Dr. Andreas Kindel

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Alexandre Uezu- Instituto de Pesquisas Ecológicas

Profa. Dra. Sandra Cristina Müller – UFRGS

Prof. Dr. Leandro Duarte – UFRGS

Porto Alegre, maio de 2010

*“Para compor um tratado sobre passarinhos
É preciso por primeiro que haja um rio com árvores e palmeiras nas margens.
E dentro dos quintais das casas que haja pelo menos goiabeiras.
E que haja por perto brejos e iguarias de brejos.
É preciso que haja insetos para os passarinhos.
Insetos de pau sobretudo que são os mais palatáveis.
A presença da libélula seria uma boa.
O azul é muito importante na vida dos passarinhos
Porque os passarinhos precisam antes de belos ser eternos.
Eternos que nem uma fuga de Bach.”*

Manuel de Barros

AGRADECIMENTOS

Começo deixando aqui minha profunda consideração aos responsáveis pela inspiração para esse trabalho: os agricultores e agricultoras ecologistas da região do litoral norte do Rio Grande do Sul.

Graças a essas pessoas pude conhecer a realidade de agricultores que praticam uma outra forma de produção de alimentos. Esses agricultores intencionalmente estão protegendo a qualidade dos solos, da água, das pessoas que estão trabalhando a terra e também os consumidores de seus produtos. Esse foi o aprendizado mais importante desse trabalho: o exemplo daqueles que atuam pensando no bem estar de todos.

Coloco aqui também meu respeito pelo trabalho dos agricultores convencionais. Muitos deles já manejaram a banana sem o uso de agrotóxicos ou explicitaram seu interesse em fazê-lo, mas estão presos às exigências dos atravessadores, que querem bananas “bonitas”. Outro aprendizado muito valioso foi ver na prática que as escolhas que nós consumidores fazemos nos grandes centros urbanos afetam a qualidade de vida das pessoas que produzem nosso alimento.

Agradeço pela generosa acolhida que todos me deram em suas casas, fazendo com que a solidão das horas iniciais da manhã contando os passarinhos fossem compensadas por calorosas conversas, deliciosas refeições e um exemplo de vida e de trabalho que me marcou muito. Deixo aqui meu profundo agradecimento a esses agricultores e suas famílias: Ademar e Neusa, Ceci e Noemi, Toninho e Noêmia, Noemi e José, Aroldo e Jocelaine, Vilson e Ana, Rudimar e Marlene, Gildo e Vanilda, Lucas e Milaidi, João e Maria de Lourdes, Dirceu e Ênia, Bonina e Luísa, Dário e Zuma, Everaldo, Valdeci e Zelma, Jorge e Zenilda, Nadir e Giovana, Mauri e Regina, Lázaro e Giordana, Élson, Arlindo e Marlene, Jair e Ângela, Malaquias e Rose, Dirleu, Lurdes e Debrás, Mariza, Júlio e Luciane, Dirceu (minhoca), João e Santina e Celino.

Agradeço à D. Marlene pela companhia sempre divertida e carinhosa, e aquela comidinha com tempero todo especial.

Agradeço à equipe técnica da ONG Centro Ecológico, pela preciosa ajuda ao me apresentar o competente trabalho desenvolvido por eles, ceder dados em relação aos cultivos, intermediar o contato com os agricultores e me apresentarem os caminhos que levavam aos bananais.

Agradeço também à equipe técnica da ONG Curicaca, por todo o aprendizado em conservação e políticas públicas e especialmente pela oportunidade de participação no Projeto Microcorredores Ecológicos, berço da idéia desse trabalho.

Agradeço aos meus queridos e desprendidos acompanhantes de campo, que encararam comigo o surf nas encostas bananescas: Cláudia Sabrine Brandt, Ricardo Dalbem, Ana Stumpf Mitchell, Bruna Arbo Menezes, Daniel Rockenbach e Giuliano Brusco.

Agradeço especialmente ao Jan K.F. Mahler Jr. pelo incentivo e ajuda ao dar o gás final para as coletas em campo.

Deixo registrado aqui a importância da alta qualidade de ensino e do ótimo espaço de discussões que é o Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul para a realização desse trabalho. Agradeço pelos excelentes cursos ministrados e por todas as “conversas de corredor” com os colegas de PPG e professores. Elas enriqueceram muito e fizeram parte da construção desse trabalho.

Agradeço especialmente aos colegas da “Barra 08” do mestrado e aos colegas do laboratório de Ecologia de Populações e Comunidades pela companhia divertida e questionadora, pelas festinhas animadas e os estudos em grupo, gerando uma ótima combinação do que é útil e agradável.

Agradeço aos meus amigos “não-acadêmicos” e aos meus familiares por fazerem dos nossos momentos juntos ótimas oportunidades de risadas sinceras, colos confortáveis, músicas boas, danças performáticas, viagens lindas, conversas esclarecedoras... enfim! Tenham certeza de que nossos momentos juntos foram essenciais para garantir a integridade do meu ser, fazendo com que eu não me tornasse apenas a Clarissa mestranda nesses dois anos.

Agradeço por fim aos meus queridos orientadores Sandra Maria Hartz e Andreas Kindel, pelas conversas, pitacos, paciência, compreensão e ajuda especialmente na finalização desse trabalho.

RESUMO

O papel de sistemas agroflorestais para a conectividade em paisagem fragmentada do nordeste do Rio Grande do Sul.

Esse estudo teve como objetivo comparar duas formas de manejo de cultivos de banana em relação ao seu potencial de abrigar espécies florestais. Nós assumimos que o registro de espécies florestais utilizando um elemento da matriz mostra que a espécie não evita a matriz totalmente e pode ser capaz de cruzá-la, indicando a importância dessas estruturas para a manutenção de conectividade funcional entre as áreas de hábitat.

Foram amostrados 30 cultivos incluindo áreas sob manejo convencional e agroflorestal. Em cada unidade amostral foram realizadas transecções para acessar a proporção de aves florestais, generalistas e de áreas abertas. Variáveis descritoras da estrutura interna e da estrutura da paisagem do entorno dos cultivos foram consideradas para verificar se a avifauna responde à características intrínsecas dos cultivos ou ao contexto de paisagem em que os cultivos estão inseridos.

A proporção de espécies florestais foi maior em cultivos agroflorestais ($F_{28;0,001}=19,29$; $p<0,0004$), enquanto a proporção de generalistas não apresentou diferença significativa ($F_{28;0,001}=0,22$; $p<0,22$) e a de espécies de áreas abertas foi maior em cultivos convencionais ($F_{28;0,001}=8,92$; $p<0,006$).

Os dois conjuntos de variáveis considerados, isto é, a estrutura interna do cultivo e do entorno deste foram importantes para prever a proporção de espécies florestais. Embora tenhamos observado o efeito da paisagem na proporção de espécies florestais, salientamos aqui que sistemas convencionais, mesmo em contextos de paisagem similares à sistemas agroflorestais, não apresentaram a mesma proporção de espécies florestais. Esse resultado indica um diferencial de cultivos agroflorestais de banana para a ocorrência de espécies florestais.

Em nível de paisagem, a proporção de florestas e conseqüentemente a diminuição do isolamento entre manchas é o responsável pela presença potencial de espécies em fragmentos. No entanto, em nível de mancha, mesmo esta apresentando um contexto de paisagem favorável para que seja ocupada por espécies de áreas fonte, o mecanismo que influencia a presença das espécies é a elevada estrutura interna dos bananais.

Palavras – chave: agroflorestas; aves; conectividade; características de mancha; contexto de paisagem.

ABSTRACT

The role of agroforestry systems for connectivity in fragmented landscape of northeastern Rio Grande do Sul.

This study aimed to compare two management of banana crops in relation to its potential to host forest bird species. We assume that the record of forest bird species using a matrix element shows that the species does not entirely avoid this area and may be able to cross it, indicating the importance of these structures for the maintenance of functional connectivity between areas of habitat.

We sampled 30 areas including crops under conventional and agroforestry management. In each sampling unit we used transects to access the composition and abundance of bird species. Descriptive variables of the internal structure and the structure of the surrounding landscape of crops were considered to determine whether the bird responds to the intrinsic characteristics of the crops or the landscape context in which crops are inserted.

The proportion of forest species was higher in agroforestry crops ($F_{28, 0,001} = 19.29$, $p < 0.0004$), while the proportion of generalists showed no significant difference ($F_{28, 0,001} = 0.22$, $p < 0.22$) and species of open areas was greater in conventional crops ($F_{28, 0,001} = 8.92$, $p < 0.006$).

The two sets of variables considered, i.e. the internal structure of the crop and of surroundings, were important to predict the proportion of forest birds species. Although we observed the effect of landscape in the proportion of forest species, we note here that conventional systems, even in contexts similar to the landscape agroforestry systems, did not show the same proportion of forest species. This result indicates a upper value of agroforestry crops for the occurrence of forest bird species.

At landscape level, the proportion of forests and consequently the lower isolation between patches is responsible for the potential presence of species in fragments. However, at patch level, even it is presenting a landscape context favorable to be occupied by a species of source areas, the mechanism that influences the presence of the species is the high internal structure of the banana plantations.

Keywords: agroforestry; birds; connectivity; patch characteristics; landscape context.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	iv
RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	vii
LISTA DE TABELAS.....	ix
LISTA DE FIGURAS.....	x
INTRODUÇÃO GERAL.....	1
INTRODUÇÃO.....	6
OBJETIVOS.....	8
MATERIAIS E MÉTODOS.....	8
Área de estudo.....	8
Delineamento amostral.....	11
Levantamento da avifauna.....	12
Levantamento dos atributos dos cultivos.....	12
Levantamento dos atributos de paisagem.....	13
Análise de dados.....	14
RESULTADOS.....	15
DISCUSSÃO.....	17
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	21
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	22

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resultados dos testes de mantel parcial. A notação da primeira coluna lê-se: “Semelhanças entre a proporção de espécies florestais (PSpF) e a estrutura interna do cultivo (Cult) removendo os efeitos da estrutura da paisagem do entorno (Pais).” As demais colunas indicam o valor da correlação matricial parcial (r_0) e a probabilidade de que o valor de r_0 gerados aleatoriamente seja maior ou igual ao r_0 observado. PSpG = Proporção de Espécies Generalistas, PSpAa = Proporção de Espécies de Áreas abertas.....17

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Localização da área de estudo. Os pontos em preto representam as unidades amostrais.....10
- Figura 2. Esquema da estrutura interna de um bananal agroflorestal. Os números representam os principais estratos, (1): estrato baixo (de 0 a 1m) composto por ervas, bromélias, orquídeas e outras ornamentais; (2)estrato arbustivo (1-5m) é ocupado pela banana, mamão e os elementos arbóreos que estão em regeneração ou em implantação; (3) O estrato intermediário (5-8m) é ocupada principalmente pelo palmito, e (4) O estrato superior (8-15m+) ocupado principalmente pelas espécies arbóreas de maior porte como embaúbas, sobragi e louro (Adaptado de Vivan, 2002).....11
- Figura 3 – Boxplots para os três parâmetros da comunidade avaliados: Proporção de espécies florestais, generalistas e de áreas abertas.....16

INTRODUÇÃO GERAL

A paisagem é definida como uma unidade heterogênea, composta por um complexo de unidades que interagem entre si, como unidades de vegetação ou de uso e ocupação do solo. A estrutura dessas unidades pode ser definida pela sua área, forma e disposição espacial, por exemplo, grau de proximidade e de fragmentação (Metzger, 1999).

A estrutura da paisagem e a interação entre as suas unidades interferem na dinâmica de populações uma vez que influenciam as possibilidades de deslocamento dos indivíduos na paisagem. Dunning (1992) argumenta que a composição e o arranjo espacial dos tipos de hábitat afetam processos ecológicos como a suplementação e complementação de hábitat, a dinâmica fonte-dreno e o efeito de vizinhança, influenciando a dinâmica de populações e a estrutura de comunidades. Além dos citados, processos intimamente relacionados com os anteriores como o fluxo gênico e de sementes são fundamentais para a manutenção da viabilidade de espécies tanto animais quanto vegetais na paisagem.

Entre os fatores que modificam a estrutura da paisagem, destacam-se a perda do hábitat e a fragmentação. O primeiro se caracteriza pela redução de uma área de hábitat principalmente através da conversão da cobertura do solo. Esse processo tem efeitos importantes sobre a biodiversidade, e o impacto pode ser agravado pela fragmentação dos remanescentes de hábitat, processo caracterizado pela divisão de uma unidade do ambiente em partes menores, isoladas entre si em proporções variáveis, por uma cobertura do solo diferente daquela existente antes da conversão (Wilcove *et al.*, 1986; Fahrig, 2003; Cerqueira *et al.*, 2003). A perda do hábitat e a fragmentação são as ameaças mais difundidas para a diversidade biológica e tem importantes conseqüências como o isolamento de pequenas populações aumentando suas taxas de extinção. Essa questão tem motivado os biólogos da conservação a discutir ações necessárias para aumentar o tamanho efetivo das populações locais (Rosenberg *et al.*, 1997).

Historicamente o estudo de paisagens fragmentadas é baseado em duas importantes teorias, a biogeografia de ilhas (MacArthur and Wilson, 1967) e a dinâmica de metapopulações (Hanski, 1991) que predizem o efeito da área e do isolamento de certa mancha de hábitat na riqueza de espécies e o papel da dinâmica entre taxas de extinção e colonização nas manchas de hábitat para a sobrevivência de populações.

Essas duas teorias consideram a paisagem como uma estrutura binária de “hábitat” e

“matriz”, ou seja, áreas de não-habitat envolvendo as manchas de habitat de interesse. No escopo dessas teorias, a matriz é vista como uniforme e o isolamento é medido apenas como a distância entre as manchas. Mais recentemente muitos estudos têm demonstrado que as manchas de habitat são circundadas por um mosaico complexo de diferentes habitats e uso humano com diferentes níveis de degradação (Wiens, 2007) que difere quanto à resistência ao movimento de indivíduos (Andrén, 1994). Dessa forma, as áreas de habitat podem estar mais ou menos efetivamente isoladas do que simplesmente a medida de distância poderia indicar (Fahrig and Merriam, 1985; Metzger, 1999; Ricketts, 2001; Kupfer *et al.*, 2004).

Taylor *et. al.* (1993) referem-se à capacidade da paisagem em facilitar os movimentos dos indivíduos entre manchas de habitat e populações como conectividade, Metzger (2003) trata essa propriedade como permeabilidade.

A manutenção de conectividade entre manchas de habitat se faz necessária devido à crescente expansão e intensificação do uso do solo pelas atividades humanas que isolam essas áreas, interferindo na dinâmica das populações em seu interior (Hansen, 2007). Em paisagens tropicais afetadas pela ação antrópica, ecossistemas como florestas raramente estão apenas fragmentados, mas também sujeitos à retirada de madeira, à caça, ao fogo e outras perturbações (Laurance e Vasconcelos, 2004). Essas mudanças ambientais simultâneas podem interagir sinergeticamente levando à grande impactos nas populações fragmentadas. A conservação das espécies depende do fluxo entre manchas pois esse permite a continuidade de processos como o deslocamento entre sítios de forrageamento e reprodução e a dispersão de organismos dos seus territórios natais. Esses movimentos podem ser críticos para facilitar o fluxo gênico entre populações que de outra forma estariam isoladas. A curto prazo a variabilidade genética pode ser essencial para mitigar os potenciais efeitos deletérios da depressão endogâmica e a longo prazo, permite que as espécies se adaptem e evoluam em relação à mudanças das condições ambientais (Crooks e Sanjayan, 2006).

Os efeitos do isolamento são especialmente preocupantes em unidades de conservação. Se desconsiderarmos os diversos problemas que estão relacionados com a gestão dessas áreas, verifica-se que a sua criação, embora fundamental, não tem sido suficiente para assegurar a conservação da biodiversidade, justamente pela falha dos órgãos gestores em planejar e

implementar ações de conservação em nível de paisagem. Embora as áreas protegidas sejam chave para a conservação da biodiversidade, o uso do solo é fundamental para a produção de alimento, fibras, e outros serviços essenciais para as necessidades humanas (DeFries (2007). Nesse contexto, em que o uso do solo isola as áreas protegidas de habitats similares é necessário identificar oportunidades de manejo que mantenham processos ecológicos em algum nível enquanto minimizem as restrições ao uso da terra.

Vários autores têm argumentado que a conectividade de uma paisagem depende não somente da distância entre as manchas de habitat, mas também da presença de corredores e trampolins ecológicos (*stepping stones*) de habitat entre os fragmentos e da resistência da matriz ao movimento dos indivíduos entre as manchas (Pither and Taylor, 1998; Baum *et al.*, 2004; Pardini *et al.*, 2005). Gascon (1999) ressalta que a importância de avaliar a matriz se deve ao fato desta ser mais ou menos permeável aos movimentos das espécies através da paisagem, atuando como um filtro seletivo. Uma vez que a matriz permite ou inibe em algum grau esses movimentos, ela exerce uma forte influência na dinâmica de comunidades entre os fragmentos e também no efeito de borda, contribuindo ou não para a conectividade na paisagem. Gustafson e Gardner (1996) demonstraram como a estrutura e a heterogeneidade da matriz podem afetar a transferência de organismos entre fragmentos florestais. Embora o tamanho da mancha e o isolamento relativo explicaram a maior parte da variabilidade no sucesso de dispersão, com manchas próximas e maiores tendo a maior troca de indivíduos, a estrutura da matriz circundante também alterou significativamente as transferências entre manchas.

Com relação a como a conectividade é verificada na paisagem, de maneira geral, uma maior complexidade estrutural da vegetação, ou seja, uma maior similaridade estrutural com o habitat original ou entre as manchas, é o fator responsável pela maior conectividade (Taylor *et al.*, 1993; Taylor, 2004; Gascon, 1999). Metzger (2006) argumenta que entre as estratégias voltadas à conservação de paisagens florestais seria interessante priorizar a manutenção na paisagem de áreas mais similares estruturalmente a esses ambientes, apoiando-se na premissa que essas áreas são capazes de manter uma parcela maior de diversidade que áreas homogêneas como monoculturas e dessa forma poderiam contribuir com um maior fluxo de organismos.

No entanto, Rosenberg (1997) e Uezu *et al.* (2005) alertam que a conectividade não

depende apenas de um padrão estrutural da paisagem (a presença e um corredor florestal entre duas manchas florestais, por exemplo), mas da habilidade dos organismos em utilizarem essas estruturas. Dessa forma, a conectividade funcional, que se refere justamente à utilização de certas estruturas na paisagem, aumentaria quando algumas mudanças na estrutura da paisagem (incluindo, mas não limitada a mudanças na conectividade estrutural) aumentam o grau de movimento ou fluxo de organismos através da paisagem. Esses argumentos ressaltam a importância de estudos que avaliem a funcionalidade de áreas com maior complexidade estrutural para o fluxo de organismos. De acordo com Renjifo (2001) e Uezu *et al.* (2008), o registro de espécies florestais utilizando elementos de conexão pode ser considerado uma evidência de conectividade, pois mostra que a espécie não evita a matriz totalmente e pode ser capaz de cruzá-la, indicando a importância dessas estruturas para a manutenção de conectividade funcional entre as áreas de hábitat.

Classicamente, os estudos sobre biodiversidade têm se concentrado em hábitats não perturbados, especialmente naqueles em que se acredita existir maior número de espécies. Recentemente, esta visão tem sido desafiada, pois dada a grande extensão de terras dedicadas para a agricultura, e ao fato de existirem inúmeras áreas sob manejo menos intensivo nas regiões tropicais e subtropicais, é imperativo que os biólogos conservacionistas compreendam o papel que esses agroecossistemas têm na manutenção da diversidade biológica e o efeito de diferentes práticas de manejo sobre esta (Perfecto and Snelling, 1995; Perfecto *et al.*, 1997).

Estudos em sistemas manejados, denominados “biogeografia de áreas rurais” (Daily *et al.* 2001), têm demonstrado que algumas formas de uso do solo, especialmente aquelas dedicadas à formas de manejo menos intensivo, são compatíveis com as necessidades de muitas espécies em ambientes como pastagens, plantações e reflorestamentos ressaltando o potencial que essas áreas têm para a conservação de espécies (Rosenzweig, 2003).

Dentro dessa gama de formas de uso de solo que abrigam parte da biota de um hábitat após a alteração da sua cobertura, trataremos especialmente sobre o manejo agroflorestal. O termo agrofloresta contempla muitas formas intermediárias de uso do solo, que tem em comum o fato de árvores ainda cobrirem uma proporção significativa da sua área, influenciando o microclima, ciclos de matéria e nutrientes e processos bióticos (Schroth *et*

al 2004). Muitos estudos demonstram a eficácia desses sistemas para a melhoria da qualidade do solo (Pattanayak e Mercer, 1998), da resistência à pragas (Klein, 2002) e da polinização das culturas (Klein, 2008), aumentando os rendimentos para os agricultores e se consolidando como uma alternativa viável de produção .

Em relação à diversidade de espécies, estudos mostrando uma maior diversidade de animais e plantas (Schroth and Harvey, 2007) em áreas de cacau agroflorestal (cabruças); de aves (Calvo and Blake, 1998; Petit and Petit, 2003) e bugios (Williams-Guillén et al., 2006) em café sombreado; de aves e morcegos em bananais agroflorestais (Harvey, 2007) e de formigas em plantações de coco (Delabie, 2007), quando comparados com áreas de cultivos sob manejo tradicional, indicam o elevado valor de conservação das agroflorestas. Esses estudos, entretanto, não controlam o efeito da paisagem do entorno dos cultivos. Faria *et al.* (2006) e Uezu *et al.* (2008) trabalharam respectivamente com cabruças e sistemas agroflorestais (SAF's) de café comparando paisagens distintas que continham diferentes proporções de áreas florestadas e encontraram que a riqueza de aves e morcegos em cabruças e de aves em café foi menor nas áreas menos florestadas. Esses trabalhos evidenciam a importância de avaliar a paisagem em que os agroecossistemas estão inseridos, uma vez que o entorno dessas áreas influencia a ocorrência de espécies no interior das mesmas (Stouffer and Bierregaard, 1995; Daily *et al.* 2001; Renjifo, 2001).

Apesar da importância da identificação das variáveis responsáveis pela ocorrência de espécies de habitats adjacentes em sistemas manejados, os requerimentos ecológicos das espécies que vivem em áreas rurais são desconhecidos (Sekercioglu, 2007). A identificação das potencialidades e limitações de sistemas manejados para o fluxo e a viabilidade populacional de organismos afetados pela fragmentação e redução do habitat são informações fundamentais para orientar ações de manejo que busquem aumentar o valor dessas áreas para a conservação de espécies e de processos na paisagem.

Nesse sentido, testamos a hipótese de que áreas como uma maior complexidade estrutural como sistemas agroflorestais, apresentariam uma maior proporção de espécies florestais, pressupondo que esse parâmetro reflete o potencial que esses sistemas teriam para a conectividade da paisagem.

INTRODUÇÃO

A paisagem é definida como uma unidade heterogênea, composta por um complexo de unidades que interagem entre si, como unidades de vegetação ou de uso e ocupação do solo. A estrutura dessas unidades pode ser definida pela sua área, forma e disposição espacial, por exemplo, grau de proximidade e de fragmentação (Metzger, 1999).

A perda do hábitat e a fragmentação são as ameaças mais difundidas para a diversidade biológica, pois modificam a estrutura da paisagem causando importantes conseqüências como o isolamento de pequenas populações aumentando suas taxas de extinção. Essa questão tem motivado os biólogos da conservação a discutir ações necessárias para aumentar o tamanho efetivo das populações locais (Rosenberg *et. al.*, 1997).

Historicamente o estudo de paisagens fragmentadas é baseado em duas importantes teorias, a biogeografia de ilhas (MacArthur and Wilson, 1967) e a dinâmica de metapopulações (Hanski, 1991) que predizem o efeito da área e do isolamento de certa mancha de hábitat na riqueza de espécies e o papel da dinâmica entre taxas de extinção e colonização nas manchas de hábitat para a sobrevivência de populações.

Essas duas teorias consideram a paisagem como uma estrutura binária de “hábitat” e “matriz”, ou seja, áreas de não-hábitat envolvendo as manchas de hábitat de interesse. No escopo dessas teorias, a matriz é vista como uniforme e o isolamento é medido apenas como a distância entre as manchas. No entanto, muitos estudos têm demonstrado que as manchas de hábitat são circundadas por um mosaico complexo de diferentes hábitats e uso humano com diferentes níveis de degradação (Wiens, 2007) que difere quanto à resistência ao movimento de indivíduos (Andrén, 1994). Dessa forma, as áreas de hábitat podem estar mais ou menos efetivamente isoladas do que simplesmente a medida de distância poderia indicar (Fahrig and Merriam, 1985; Metzger, 1999; Ricketts, 2001; Kupfer *et al.*, 2004). Taylor *et. al.* (1993) referem-se à capacidade da paisagem em facilitar os movimentos dos indivíduos entre manchas de hábitat e populações como conectividade.

A manutenção de níveis de conectividade é importante para a conservação de espécies permitindo a continuidade de processos como o deslocamento entre sítios de forrageamento e reprodução e a dispersão de organismos dos seus territórios natais. A curto prazo esses movimentos garantem a variabilidade genética mitigando potenciais efeitos deletérios da depressão endogâmica e a longo prazo, permite que as espécies se adaptem e evoluam em

relação à mudanças das condições ambientais (Crooks e Sanjayan, 2006).

Entre as estratégias voltadas à conservação de paisagens florestais seria interessante priorizar a manutenção na paisagem de áreas mais similares estruturalmente a esses ambientes, apoiando-se na premissa que essas áreas são capazes de manter uma parcela maior de diversidade que áreas homogêneas como monoculturas e poderiam contribuir com um maior fluxo de organismos (Metzger, 2006).

No entanto, a conectividade não depende apenas de um padrão estrutural da paisagem (a presença e um corredor florestal entre duas manchas florestais, por exemplo), mas da habilidade dos organismos em utilizarem essas estruturas (Rosenberg, 1997 e Uezu *et al.*, 2005). Dessa forma é interessante avaliar se manchas estruturalmente mais complexas promoveriam o fluxo de organismos.

Estudos em sistemas manejados, denominados “biogeografia de áreas rurais” (Daily *et al.* 2001), têm demonstrado que algumas formas de uso do solo, especialmente aquelas dedicadas à formas de manejo menos intensivo, são compatíveis com as necessidades de muitas espécies (Rosenzweig, 2003).

Além disso, muitos estudos têm demonstrado a eficácia de sistemas agroflorestais para a melhoria da qualidade do solo (Pattanayak e Mercer, 1998), da resistência à pragas (Klein, 2002) e da polinização das culturas (Klein, 2008), aumentando os rendimentos para os agricultores e se consolidando como uma alternativa viável de produção.

Em relação à diversidade de espécies, estudos mostrando uma maior diversidade de animais e plantas (Schroth and Harvey, 2007) em áreas de cacau agroflorestal (cabruças); de aves (Calvo and Blake, 1998; Petit and Petit, 2003) e bugios (Williams-Guillén *et al.*, 2006) em café sombreado; de aves e morcegos em bananais agroflorestais (Harvey, 2007) e de formigas em plantações de coco (Delabie, 2007), quando comparados com áreas de cultivos sob manejo tradicional, indicam o elevado valor de conservação das agroflorestas.

Esses estudos, entretanto, não controlam o efeito da paisagem do entorno dos cultivos. Faria *et al.* (2006) e Uezu *et al.* (2008) trabalharam respectivamente com cabruças e sistemas agroflorestais (SAF's) de café comparando paisagens distintas que continham diferentes proporções de áreas florestadas e encontraram que a riqueza de aves e morcegos em cabruças e de aves em café foi menor nas áreas menos florestadas. Esses trabalhos evidenciam a importância de avaliar a paisagem em que os agroecossistemas estão

inseridos, uma vez que o entorno dessas áreas influencia a ocorrência de espécies no interior das mesmas (Stouffer and Bierregaard, 1995; Daily *et al.* 2001; Renjifo, 2001).

A identificação das potencialidades e limitações de sistemas manejados para o fluxo e a viabilidade populacional de organismos afetados pela fragmentação e redução do hábitat são informações fundamentais para orientar ações de manejo que busquem aumentar o valor de sistemas manejados para a conservação.

Nesse sentido, testamos a hipótese de que áreas com uma maior complexidade estrutural como sistemas agroflorestais, apresentariam uma maior proporção de espécies florestais mesmo ao controlar o efeito da paisagem do entorno. Assumimos o pressuposto que o registro de espécies florestais utilizando esses cultivos pode ser considerado uma evidência de conectividade, pois mostra que a espécie não evita a matriz totalmente e pode ser capaz de cruzá-la (Renjifo, 2001 e Uezu *et al.*, 2008), indicando o potencial dessas estruturas para a manutenção de conectividade funcional.

OBJETIVO

Esse estudo teve como objetivo verificar se sistemas agroflorestais de banana apresentam maior proporção de espécies florestais quando comparados com monoculturas de banana, verificando se essa maior proporção de espécies de aves florestais é resultado de uma maior complexidade interna dos cultivos, do contexto de paisagem em que ele está inserido ou resultam de uma interação entre esses fatores.

MÉTODOS

Área de Estudo

Localizada entre as províncias geomorfológicas denominadas Planície Costeira e o Planalto Meridional (Serra Geral) na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul, a área de estudo faz parte das bacias hidrográficas dos rios Cardoso e Mampituba, sendo esse o marco divisório do Rio Grande do Sul com o Estado de Santa Catarina (49°57'00"W e 29°20'00"S; Figura, 1). Na divisa entre esses dois Estados, a elevação varia abruptamente desde o nível do mar aos cerca de 1000m de altitude da Serra Geral, em uma área de cerca de 20km de extensão, formando um corredor geográfico. Essa área foi denominada “Porta de Torres” por Rambo (1950) uma vez que é a única área com características climáticas que

permite o ingresso de espécies tropicais e sub-tropicais vindas do norte e centro do Brasil, pela costa atlântica.

Os solos são predominantemente argilosos (podzólico), de origem basáltica. O relevo é fortemente ondulado, com boa drenagem e afloramentos de rochas em vários pontos. O clima é subtropical (Cfa), com precipitação média anual superior aos 1.200 mm; a temperatura média anual fica em torno de 19,5°C (Nimer, 1989).

A vegetação original é a Floresta Ombrófila Densa, que no Rio Grande do Sul ocorre desde o litoral norte, nas proximidades de Osório, até os altos da Serra Geral (Brasil, 1983). A paisagem, entretanto, foi amplamente transformada: a colonização açoriana de meados do século XVIII introduziu gado nas áreas de baixada, e cana-de-açúcar e mandioca nas encostas. Desde 1870 até o final do século XIX, a colonização alemã e, mais tarde, a italiana em menor escala, mantiveram a cana-de-açúcar e a mandioca, e o arroz irrigado avançou sobre os banhados nos anos 1950-1960. A bananicultura comercial foi introduzida nos anos 60. Ela ocupou os espaços da antiga floresta nas áreas de encosta, constituindo hoje a principal atividade econômica de minifúndios entre cinco e 25 hectares (Vivan, 2002) e o principal cultivo comercial da região.

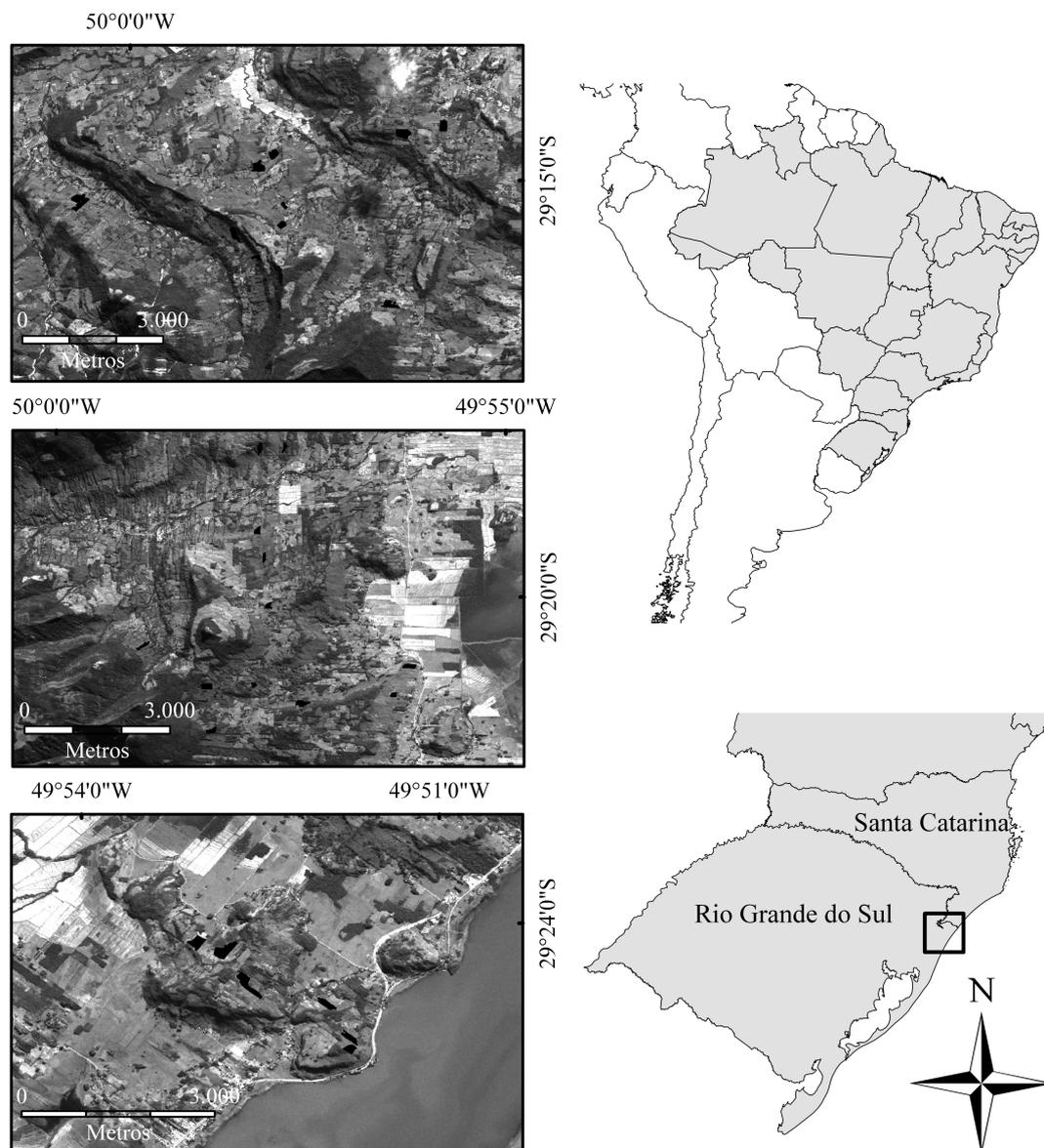


Figura 1 – Localização da área de estudo. Os polígonos em preto representam as unidades amostrais. Desde 1991, alguns produtores de banana da região adotam formas de manejo diferenciadas através do auxílio técnico da ONG Centro Ecológico. Nesses cultivos, não são empregados pesticidas e insumos químicos, e espécies vegetais nativas da Mata Atlântica são incorporadas às áreas de produção. O manejo é feito através do plantio e regeneração das espécies vegetais, formando áreas estruturalmente mais complexas que os bananais convencionais, caracterizados como monoculturas (Gonçalves, 2008). Os bananais agroflorestais são sistemas multiestratificados (Figura 2). Espécies arbóreas

pioneiras e secundárias presentes na regeneração, como a capororoquinha (*Myrsine ferruginea*), a aroeira vermelha (*Schinus terebinthifolius*), a farinha-seca (*Machaerium stipitatum*), canelas em geral (Lauraceae) e ingás (*Inga* spp.) são geralmente mantidas porque podem atuar como fertilizadoras, através de podas periódicas. Espécies secundárias tardias e terciárias com valor madeireiro, como o louro (*Cordia trichotoma*), o cedro (*Cedrela fissilis*), o sobragi (*Colubrina glandulosa*) e a licurana (*Hyeronima alchorneoides*) são mantidas ou deliberadamente plantadas em espaços regulares. Entre as palmeiras, o palmito (*Euterpe edulis*) é o mais utilizado, pois oferece a possibilidade de renda através da comercialização da polpa de seu fruto (Vivan, 2002).

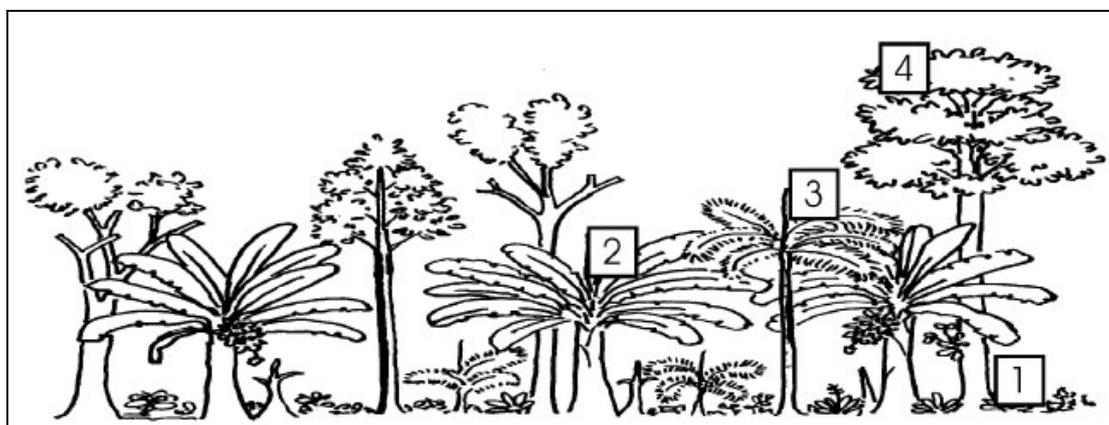


Figura 2 – Esquema da estrutura interna de um bananal agroflorestal. Os números representam os principais estratos, (1): estrato baixo (de 0 a 1m) composto por ervas, bromélias, orquídeas e outras ornamentais; (2) estrato arbustivo (1-5m) é ocupado pela banana, mamão e os elementos arbóreos que estão em regeneração ou em implantação; (3) O estrato intermediário (5-8m) é ocupada principalmente pelo palmito, e (4) O estrato superior (8-15m+) ocupado principalmente pelas espécies arbóreas de maior porte como embaúbas, sobragi e louro (Adaptado de Vivan, 2002).

Delineamento Amostral

A seleção das unidades amostrais foi estratificada para incorporar a variação entre as formas de manejo empregadas nos cultivos de banana da região. Foram selecionados 30 cultivos, 15 sob manejo convencional e 15 sob manejo agroflorestal. Esse procedimento foi realizado com o auxílio da equipe técnica do Centro Ecológico, que intermediou o acesso e a colaboração por parte dos produtores de banana.

Os cultivos estão distribuídos em 4 localidades, e dentro de todas as localidades foram selecionados um número similar de unidades amostrais sob manejo convencional e agroflorestal evitando que unidades amostrais com manejo similar estivessem agrupadas

em contextos de paisagem similares. Além disso, procuramos manter uma distância mínima de 300 metros entre as unidades amostrais, garantindo independência para o registro da avifauna. Essa precaução também assegura que espécies que utilizam cultivos com manejo agroflorestal não estariam em cultivos convencionais apenas por sua proximidade. Para evitar que a composição das espécies de aves diferisse entre as duas formas de manejo através de um efeito temporal da amostragem, intercalamos as duas formas de manejo ao longo do período de levantamento da avifauna.

Levantamento da avifauna

Em cada unidade amostral (o cultivo de banana) foram realizadas transecções de extensão relacionada à área de cada cultivo e largura de 20m. A contagem da avifauna foi realizada entre os meses de outubro a dezembro de 2008, iniciando cerca de 15 minutos após o amanhecer sendo encerradas ao totalizar 3h de amostragem. Ao terminar uma transecção, uma nova transecção era iniciada no sentido contrário e assim sucessivamente até a totalização do período de amostragem. Dessa forma, cultivos com diferentes dimensões tiveram um número diferente de repetições para a mesma transecção. Esse método tem por objetivo homogeneizar o esforço amostral (tempo) entre unidades com área distinta. MacNally (2002) descreve e utiliza essa técnica a fim de minimizar ruídos na detecção da avifauna causados por diferenças de esforço amostral, garantindo assim que diferenças na comunidade de aves entre unidades amostrais com áreas distintas possam ser atribuídas à características da unidade amostral e não da permanência de um maior período de tempo em unidades com maior área. A cada repetição do transecto ao longo do tempo eram adicionados ao total de registros (espécies e indivíduos) apenas aqueles inéditos na amostragem. Os cultivos foram amostrados 1 vez durante o período do estudo.

Levantamento dos atributos dos cultivos:

Para levantamento das variáveis descritoras da estrutura dos cultivos de banana, foi estabelecida uma parcela a cada hectare de cultivo. Em cada parcela de 100m² (10 x 10m) foram levantadas as seguintes variáveis:

- Densidade de espécies (Dens) – média do número de indivíduos pertencentes a espécies nativas cultivadas na área da parcela. Foram incluídos todos os indivíduos que apresentaram um DAP superior à 5 cm (unidade = número de indivíduos por m²).

A estratificação vertical da vegetação na área da parcela foi avaliada a partir de 4 pontos dispostos nos vértices e 1 no centro da parcela, onde uma vara de cinco metros de comprimento servia como mira para o estabelecimento de uma coluna vertical imaginária de 20 cm de diâmetro. Nesta coluna, a altura dos limites inferior e superior das faixas cobertas por folhagem foi registrada, gerando para cada ponto a extensão (em metros) preenchida por folhagem (Adaptado de Pardini et. al, 2005). A partir desses dados foram geradas as seguintes métricas:

- Estratificação vertical (Estr) – média da extensão das faixas ocupadas por vegetação nativa nos pontos (unidade = m).

Além dessas variáveis, foram realizadas fotografias digitais com lente hemisférica (modelo Nikon FC-E8) no centro da parcela a uma altura de 1m. As fotos foram analisadas no programa Gap Light Analyzer (Frazer et al., 1999) para obtenção de mais uma métrica:

- Índice de área foliar (Lai) – média dos índices de área foliar das parcelas de cada cultivo. Esse índice mede a unidade de área ocupada por folhas por unidade de área de superfície de solo.

- Área do cultivo (Área) – Para verificar o efeito da área dos cultivos na presença de espécies de aves florestais esse atributo foi obtido a partir dos pontos tomados nos limites dos cultivos, com auxílio de localizador GPS. Após o desenho dos polígonos a área em hectares foi obtida através do programa ArcGis 9.2.

Levantamento dos atributos da paisagem:

Um mosaico de imagens SPOT de 2008 foi utilizado para a caracterização do entorno dos cultivos. A partir dessa imagem, através da técnica de classificação supervisionada utilizando o algoritmo de máxima verossimilhança, foram obtidas 4 classes de cobertura de solo: floresta, vegetação secundária, cultivo de banana e área aberta. Essa última classe compreendia áreas de arroz, banhados, pastagens, campos e áreas urbanizadas, que não foram discriminadas uma vez que foram consideradas um impedimento de igual valor ao fluxo de aves florestais. A classificação da imagem foi realizada no programa ERDAS Imagine 9.1.

Através do programa ArcGis 9.2, foram gerados buffers de raio 100, 200, 300, 400 e 500m a partir do contorno do polígono do cultivo . Utilizou-se a versão 3.3 do programa Fragstats

(MacGarigal *et al.* 2002) para obter a métrica para a classe Floresta, uma vez que a presença de fragmentos florestais no entorno poderia induzir a presença de aves florestais nos cultivos, mascarando assim o papel da estrutura interna dos sistemas agroflorestais. Em cada buffer foi gerada a Proporção Florestal para caracterizar o entorno do cultivo:

Proporção Florestal (PF) = proporção da paisagem ocupada por floresta. Essa métrica foi obtida a partir da adaptação do índice Porcentagem da Paisagem (PLAND), gerado pelo programa Fragstats. Esse índice é calculado em relação à área total da paisagem, mas ao considerar a área total o programa inclui valores de background, que correspondem à pixels que não fazem parte da área do buffer. Como os recortes de entorno da imagem avaliados tem diferentes tamanhos, e conseqüentemente diferentes proporções de background, usei uma adaptação de uma métrica de classe gerada pelo Fragstats (CA), que se refere à área real do buffer ocupada por cada tipo de cobertura, sem valores de background. O cálculo realizado para gerar a métrica é:

$$PF = 100 \times (CA_f / (CA_f + CA_{vs} + CA_b + CA_{aa}))$$

Onde, PF é a Proporção Florestal na área do buffer, relativa à área real (sem valores de background);

CA_f é a área total ocupada para a classe “floresta”;

CA_{vs} é a área total ocupada para a classe “vegetação secundária”;

CA_b é a área total ocupada para a classe “banana”;

CA_{aa} é a área total ocupada para a classe “área aberta”.

Análise dos Dados

As espécies de aves registradas no levantamento, foram classificadas em três categorias quanto à sua capacidade de utilizar bordas e áreas abertas:

1. Aves florestais – predominam da beira da área florestal para o interior da mata, faz incursões ocasionalmente em ambientes marginais;
2. Aves generalistas – predominam na interface entre áreas abertas e as manchas florestais;
3. Aves de áreas abertas – predominam em áreas abertas embora ocasionalmente possam utilizar a borda ou a floresta. Essa classificação baseou-se nos trabalhos de Sick (1997) e Belton (1994). A partir dessa classificação foram gerados 3 variáveis dependentes, sendo elas a proporção de espécies florestais (PSpF), a proporção de espécies generalistas (PSpG)

e a proporção de espécies de áreas abertas (P_{SpAa}).

Uma vez que dados ecológicos freqüentemente apresentam correlação espacial, violando pressupostos analíticos e inflando o erro tipo I (Legendre, 1998), realizou-se uma análise de autocorrelação espacial para acessar a independência da proporção de espécies entre grupos de unidades amostrais em diferentes classes de distância, utilizando um correlograma de mantel e 10 classes de distância (de 1 a 23 km). Essa análise foi realizada no programa R, utilizando a função “mgram” do pacote “ecodist” (Goslee and Urban, 2007).

A fim de verificar se os tipos de manejo diferem em relação à proporção de espécies florestais, generalistas e de áreas abertas foram realizadas Análises de Variância.

Finalmente para avaliarmos a influência da estrutura interna dos cultivos e da estrutura da paisagem do entorno para os três diferentes grupos de aves que ocorrem nos bananais, realizamos testes de mantel parcial. Esses testes foram realizados no software Multiv, utilizando como medida de semelhança a distância euclidiana e 10000 permutações para os testes de aleatorização. Para essa análise, as variáveis descritoras da estrutura interna do cultivo (Densidade de espécies, Estrutura Vertical e o Índice de Área Foliar) foram agrupadas em uma mesma matriz chamada de Estrutura Interna do Cultivo. As variáveis de paisagem apresentaram alta correlação entre si, de forma que para a análise utilizou-se apenas a proporção de área coberta por florestas no buffer de 400m. Esse buffer foi escolhido, pois apresentou a maior correlação com os parâmetros da comunidade avaliados. Essa análise também foi realizada com a matriz de área dos cultivos por unidades amostrais, para verificar seu efeito na proporção de espécies florestais, generalistas e de áreas abertas.

RESULTADOS

Em um total de 90h de transecção, distribuídas em 30 unidades amostrais, foram registradas 68 espécies, representando 24 famílias. Destas, 61 espécies estiveram presentes nos cultivos sob manejo agroflorestal e 41 nos cultivos convencionais.

A espécie mais freqüente em cultivos agroflorestais, *Basileuterus culivorus* apresentou uma freqüência de ocorrência média (FO) de 0,26 e a menos freqüente, *Rhamphastos dicolorous*, 0,002. No manejo convencional a espécie mais freqüente foi *Zonotrichia capensis* (FO = 0,35) e a menos freqüente foi *Leptotila verreauxi* (FO = 0,003).

As unidades amostrais sob manejo agroflorestal tiveram em média 5,53 espécies (DP = 3,04) e 8,33 indivíduos (DP = 5,39) As unidades em manejo convencional tiveram em média 1,2 espécies (DP = 1,42) e 1,53 indivíduos (DP = 1,88) (Tabela 1, Apêndice).

Uma espécie ameaçada para o Rio Grande do Sul, *Tangara cyanocephala*, classificada na categoria Em Perigo (Fontana *et. al*, 2003) foi registrada em um cultivo sob manejo alternativo.

Dentre as 26 espécies florestais registradas nesse estudo, 24 estiveram presentes em cultivos sob manejo agroflorestal e 10 no manejo convencional. O grupo generalistas apresentou um total de 34 espécies, sendo 30 em cultivos agroflorestais e 25 em cultivos convencionais. Oito espécies de área aberta foram registradas, sendo 7 em agroflorestas e 6 em cultivos convencionais.

O correlograma de Mantel mostrou não haver dependência espacial entre a proporção de espécies florestais e de áreas abertas nos cultivos amostrados para todas as classes de distância avaliadas. No entanto, esse teste mostrou haver uma estruturação espacial para a proporção de espécies generalistas.

As análises de variância mostraram haver diferença entre as formas de manejo para a proporção de espécies florestais ($F_{28;0,001}=19,29$; $p<0,0004$) e de área aberta ($F_{28;0,001}=8,92$; $p<0,006$). Não foi observada diferença para as espécies generalistas ($F_{28;0,001}=0,22$; $p<0,22$).

A figura 3 mostra os boxplots para cada uma das análises de variância realizadas.

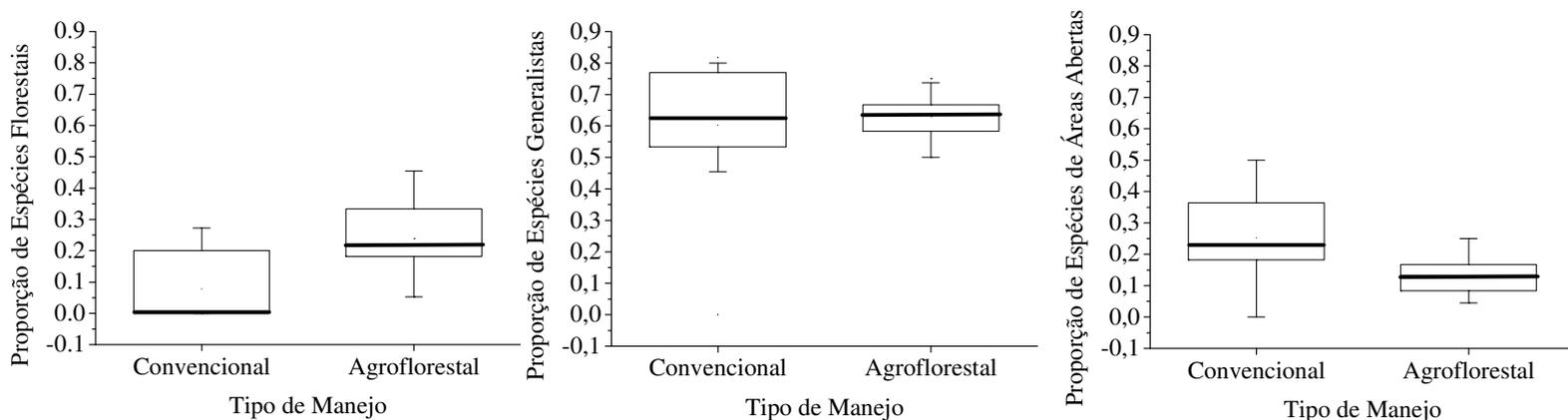


Figura 3 – Boxplots para os três parâmetros da comunidade avaliados: Proporção de espécies florestais, generalistas e de áreas abertas.

Os resultados gerados pelas análises de partição de variância (teste de Mantel Parcial) entre os conjuntos de variáveis descritoras da estrutura interna do cultivo e da paisagem do entorno mostrou haver uma influência desses dois conjuntos de variáveis apenas para a Proporção de Espécies Florestais. A estrutura interna dos cultivos contribuiu com 27% da variação total na proporção de espécies florestais ($p < 0,005$), e a estrutura da paisagem do entorno com 22% ($p < 0,007$). Essa análise mostrou não haver uma influência desses conjuntos de variáveis para a proporção de espécies generalistas e de áreas abertas (Tabela 1). Não foi verificado um efeito da área para a proporção de espécies em todas as categorias avaliadas.

Tabela 1 – Resultados dos testes de mantel parcial. A notação da primeira coluna lê-se: “Semelhanças entre a proporção de espécies florestais (P_{SpF}) e a estrutura interna do cultivo (Cult) removendo os efeitos da estrutura da paisagem do entorno (Pais).” As demais colunas indicam o valor da correlação matricial parcial (r_0) e a probabilidade de que o valor de r_0 gerados aleatoriamente seja maior ou igual ao r_0 observado. P_{SpG} = Proporção de Espécies Generalistas, P_{SpAa} = Proporção de Espécies de Áreas abertas.

Semelhanças entre	r_0	P
[P _{SpF} e Cult] - Pais	0,27	< 0,005
[P _{SpF} e Pais] - Cult	0,22	< 0,007
[P _{SpG} e Cult] - Pais	-0,10	> 0,270
[P _{SpG} e Pais] - Cult	-0,02	> 0,820
[P _{SpAa} e Cult] - Pais	0,04	> 0,690
[P _{SpAa} e Pais] - Cult	-0,03	> 0,710

DISCUSSÃO

Os grupos funcionais e os tipos de cultivo da banana

O padrão observado na distribuição dos grupos avaliados nesse trabalho condiz com a hipótese de que estruturas mais complexas na paisagem seriam capazes de manter maior proporção de espécies florestais quando comparados com manchas de monoculturas. Observamos que espécies caracterizadas por apresentarem diferentes formas de utilização de ambientes florestais ocuparam diferentemente as duas formas de cultivo da banana.

De maneira geral, as aves caracterizadas como florestais registradas nos cultivos são espécies insetívoros de troncos (*Dendrocolaptes platyrostris*, *Sittasomus griseicapillus* e *Veniliornis spilogaster*) e de áreas mais fechadas, frugívoros de maior porte como *Trogon*

surrucura e *Ramphastus dicolorous* e ainda espécies onívoras que exploram pouco bordas (*Schiffornis virescens*, *Turdus albicollis*) (Willis, 1979; Karr *et al.*, 1990; Develey, 2004 ; Parker III, 1996; Motta Júnior, 1990).

Embora Poletto *et al.*, (2004) demonstrem que algumas das espécies registradas nesse estudo, entre elas (*D. platyrostris*, *S. griseicapillus*), são mais tolerantes à fragmentação por serem resistentes a uma amplificação do efeito de borda e à descaracterização da vegetação primitiva, os autores também argumentam que mesmo essas espécies parecem ser incapazes de recolonizar continuamente fragmentos florestais bastante isolados. Martensen *et al.*, (2008) também relatam que o fator isolamento é determinante para a permanência de espécies que apresentam maior vulnerabilidade nos fragmentos avaliados na mata atlântica. A presença dessas espécies em sistemas manejados pode indicar o valor que essas áreas apresentam na paisagem para um dos maiores problemas enfrentados para a conservação de aves na mata atlântica.

A influência que manchas de cultivos agroflorestais exerceram para espécies florestais, presumivelmente mais seletivas quanto às possíveis áreas para sua dispersão, não foram observadas para espécies de hábitos mais generalistas e de áreas abertas.

O primeiro grupo foi representado por espécies caracterizadas na literatura como onívoros de borda e frugívoros de pequeno porte. Muitas das espécies em questão tem uma dieta com boa parte dos itens consumidos sendo proveniente de espécimes frutíferas. Esses animais são reconhecidos pela sua alta capacidade de exploração do ambiente e são capazes de utilizar elementos da matriz como cercas vivas e árvores isoladas em paisagens fragmentadas (Willis, 1979; Pizo, 2004). Dessa forma, não se esperaria que esses animais tivessem uma maior proporção em manchas com uma estrutura mais complexa como os sistemas agroflorestais. Além disso, possivelmente a presença de um recurso perene e de grande abundância como a banana seja suficiente para atrair animais generalistas para os bananais, não sendo necessário nenhum outro aspecto fisionômico para que eles ocorressem nas manchas estudadas.

A maior proporção de espécies de áreas abertas encontrada nos cultivos convencionais é o esperado para monoculturas que apresentam pouca estratificação vertical. Grande parte dos bananais convencionais avaliados nesse estudo são manejados utilizando herbicidas para retirar as plantas do estrato inferior do cultivo facilitando a colheita e o escoamento da

produção de banana, não apresentando portanto nenhum estrato além das copas das bananeiras.

O efeito da estrutura interna e da paisagem sobre as aves florestais

Os trabalhos que descrevem relações entre espécies de aves e estrutura de habitats manejados são escassos (Daily *et al.* 2001; Sekercioglu, 2007), especialmente aqueles considerando os efeitos da paisagem. No entanto, muito é conhecido para espécies que utilizam manchas de habitat em áreas fragmentadas pelas atividades humanas (Pardini *et al.*, 2005; Antongiovanni and Metzger, 2005; Uezu, 2005; DeVictor, 2006; Radford and Bennet, 2007; Haslem e Bennett, 2008). Esses trabalhos demonstram uma influência do habitat do entorno na ocorrência dos organismos na mancha avaliada.

Em um artigo de revisão verificando os estudos (n = 40) que utilizaram variáveis em escala de mancha e em escala de paisagem como preditores para a presença/ausência e abundância de várias espécies de vertebrados, Mazerolle (1999) relata que quando as duas escalas são consideradas, as variáveis de mancha foram os únicos preditores significativos em apenas 9 trabalhos (22,5%), sugerindo que a influência das características de paisagem é complementar àquela das variáveis de mancha.

Além dessa influência direta do entorno, Taylor (2006) verificou que o efeito de certo tipo de uso do solo no movimento dos indivíduos pode variar dependendo do tipo de paisagem em que esse uso do solo está inserido. Esse autor demonstrou que a movimentação dos organismos em áreas deflorestadas pode ocorrer facilmente se a paisagem apresenta grande quantidade de florestas, entretanto, quando as florestas são quase que totalmente removidas, o movimento em áreas abertas se torna improvável. Uezu *et al.*, (2008) sugere que a utilização de elementos de conexão (corredores, cultivos agroflorestais e *stepping stones*) deve ocorrer em condições intermediárias de permeabilidade da matriz, onde ela não é tão resistente ao fluxo de indivíduos a ponto de impedir que os organismos deixem a mancha de habitat e nem tão permeável a ponto de serem capazes de utilizar a matriz como um todo.

Embora tenhamos observado o efeito da paisagem na proporção de espécies florestais, salientamos aqui que sistemas convencionais, mesmo em contextos de paisagem similares à

sistemas agroflorestais, não apresentaram a mesma proporção de espécies florestais. Esse resultado indica um diferencial desses sistemas para a ocorrência de espécies florestais.

Em nível de paisagem, a proporção de florestas e conseqüentemente a diminuição do isolamento entre manchas é o responsável pela presença potencial de espécies em fragmentos. No entanto, em nível de mancha, mesmo esta apresentando um contexto de paisagem favorável para que seja ocupada por espécies de áreas fonte, o mecanismo que influencia a presença das espécies é a elevada estrutura interna dos bananais.

Thioly (1995) e Greenberg *et al.*, (1997) propuseram que o potencial de áreas de cultivos sombreados (café, seringais, etc...) para suportar uma alta diversidade e abundância de aves, pode ser atribuído a uma maior estratificação vertical e ao volume de folhagem no dossel.

Raman (2006), verificando o efeito da estrutura do hábitat e das áreas adjacentes na avifauna de plantações sombreadas e florestas, concluiu que as variáveis relacionadas com a vegetação, e entre essas a densidade de arbóreas, tiveram a maior influência na riqueza de espécies de aves florestais. Esses resultados são similares aos verificados em nosso estudo, uma vez que a estrutura interna dos cultivos de banana foi mensurada pela densidade de espécies nativas e a estratificação vertical dessas em parcelas nos cultivos de banana.

O papel das agroflorestas na dinâmica das populações de aves florestais

Embora não tenhamos avaliado a conectividade diretamente, isto é, através da movimentação dos indivíduos entre os diferentes tipos de cultivo e manchas florestais, assumimos o pressuposto de que a presença de uma espécie em certa mancha implica na capacidade que a espécie tem de utilizá-la (Uezu *et al.*, 2005). Se espécies florestais são capazes de acessar cultivos agroflorestais há um aumento da conectividade da paisagem ao aumentarem as chances de movimentação de indivíduos de populações relativamente isoladas (Haslem e Bennett, 2008). Villard and Taylor (1994) argumentam que uma elevada taxa de movimentação através da paisagem diminui a vulnerabilidade à extinção e aumenta a recolonização de manchas.

Uma discussão importante e relacionada com o pressuposto desse trabalho trata do papel que sistemas manejados desempenham para a dinâmica de populações. Alguns autores

relatam que estes poderiam funcionar como armadilhas ecológicas para as espécies que utilizam essas áreas (Kristan, 2003; Battin, 2004; Roberson e Hutto, 2007).

Gates (1978) descreve uma diminuição no número de ovos e um aumento na predação de jovens quando aves utilizam áreas de ecótono entre campo e floresta em áreas deflorestadas. Sekercioglu (2007) verificou que se a predação de ninhos e de jovens são altas o suficiente, algumas populações de aves florestais em áreas antropizadas podem não ser viáveis a longo prazo, sem a dispersão regular de indivíduos vindos de populações de habitats extensos. No entanto, se habitats alterados mantêm populações para uma ou mais dessas espécies, mesmo sob efeito de predação, eles podem ter um efeito benéfico ao permitir um fluxo constante de dispersores que colonizam nichos disponíveis em habitats florestais, aumentando o tamanho regional da população e conseqüentemente a estabilidade e a resiliência das populações em manchas de habitat contínuo. Foppen (2000) trabalhando com uma espécie de passeriforme que utiliza áreas alagadas com vegetação herbácea, verificou que manchas menores, com menor densidade de espécies que foram caracterizadas por ele como áreas drenos, foram importantes para a resiliência de populações em áreas fonte. Esse resultado indica que mesmo elementos pequenos da paisagem e aparentemente sem importância podem contribuir com a viabilidade de manchas maiores de maior qualidade.

Dessa forma o potencial que sistemas agroflorestais teriam para a conectividade independe do fato destas servirem como habitat ou armadilhas, mas sim de se caracterizarem como uma área na paisagem que permite em algum nível a movimentação de espécies.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Embora manchas de cultivos agroflorestais podem ser empobrecidas na riqueza de espécies florestais endêmicas ou especialistas, e distintos na composição devido ao seu manejo intensivo, essas manchas conservam biodiversidade ao contrário de paisagens abertas e oferecem maior potencial para os movimentos de espécies entre fragmentos de habitat (Bhagwat, 2008; Uezu *et al.*, 2008).

Se considerarmos a alta possibilidade de extinção de espécies que ocorrem em paisagens muito fragmentadas devido ao isolamento (Andrén, 1994), o estímulo a formas de uso do solo que possibilitem fluxos de espécies entre as manchas de habitat pode se caracterizar

como uma importante estratégia para a conservação em paisagens altamente fragmentadas por atividades agropecuárias.

Uma vez que sistemas agroflorestais são capazes de abrigar uma parcela maior da avifauna quando comparados com cultivos sob manejo convencional, é interessante avaliar se essas áreas são capazes de promover conectividade também para espécies ameaçadas e com maior dependência florestal que não foram registradas nesse estudo. Considerando que essas espécies teriam maior dificuldade para cruzar a matriz, poderíamos hipotetizar que elas utilizam agroflorestas, mas que esses eventos ocorrem com uma frequência muito baixa para que tenham sido registrados no curto período amostrado por esse estudo.

Além disso, os resultados gerados por esse estudo podem ser considerados conservadores uma vez que a amostragem foi realizada em um período de 2 meses, fazendo com que espécies que se movem regionalmente, especialmente os migrantes latitudinais da encosta da Serra Geral (Bencke e Kindel, 1999), não pudessem ser registradas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrén, H. (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. **Oikos**, 71: 355-366.
- Antongiovanni, M. and Metzger, J.P. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, 122: 441-451.
- Battin, J. 2004. When Good Animals Love Bad Habitats: Ecological Traps and the Conservation of Animal Populations. **Conservation Biology**, 18(6):1482-1491.
- Baum, K.A.; Haynes, K.J.; Dilleuth, F.P. and Cronin, J.T. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, 85: 2671-2676.
- Belton, W. 1994. **Aves do Rio Grande do Sul. Distribuição e Biologia**. Ed. UNISINOS, São Leopoldo, Brasil.
- Bencke, G.A. and Kindel, A. Bird counts along an altitudinal gradient of Atlantic forest in northeastern Rio Grande do Sul, Brazil. **Ararajuba**, 7(2): 91-107
- Bhagwat, S.A.; Willis, K.J.; Birks, H.J.; Whittaker, R.J. 2008. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? **Trends in ecology & evolution**, 23(5): 261-267.
- BRASIL. 1983. Ministério da Agricultura, Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, Departamento de Economia Florestal. **Inventário Florestal Nacional: Florestas Nativas do Rio Grande do Sul**. Brasília. 345 p.
- Calvo, L. and Blake, J. 1998. Bird diversity and abundance on two different shade coffee plantations in Guatemala. **Bird Conservation International**, 8:297-308.
- Cerqueira, R.; Brant, A.; Nascimento, M. T. & Pardini, R. 2003. Fragmentação: alguns conceitos. Pp. 23-40. *In*: D. M. Rambaldi & D. A. S. de Oliveira (orgs.), **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, DF.

- Crooks, K. and Sanjayan, M . 2006. Maintaining connections for natures. In: Crooks, K. and Sanjayan, M (eds). **Connectivity conservation**. Cambridge University Press, New York. p. 29-43
- Daily, G.C.; Ehrlich, P.R.; Sánchez-Azofeifa, G.A. 2001. Countryside Biogeography: Use of Human-Dominated Habitats By the Avifauna of Southern Costa Rica. **Ecological Applications**, 11(1):1-13.
- DeFries, R.; Hansen, A.; Turner, B.L.; Reid, R. and Lu, J. 2007. Land use change around protected areas: Management to balance human needs and ecological function. **Ecological Applications**, 17: 1031-1038.
- Devictor, V.; Jiguet, F. 2007. Community richness and stability in agricultural landscapes: The importance of surrounding habitats. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 120:179-184.
- Delabie, J.H.C.; Jahyny, B.; Nascimento, I.C.; Mariano, C.S.F.; Lacau, S.; Campiolo, S.; Philpott, S.M. and Leponce, M. 2007. Contribution of cocoa plantations to the conservation of native ants (Insecta: Hymenoptera: Formicidae) with a special emphasis on the Atlantic Forest fauna of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and conservation**, 16: 2359-2384.
- Develey, P.F. 2004. Efeitos da fragmentação e do estado de conservação da floresta da diversidade de aves de Mata Atlântica. **Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo**.
- Dunning, J.B., Danielson, B.J. and Pulliam, H.R., 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. **Oikos** 65: 169–175.
- Fahrig, L. and Merriam, G. 1985. Habitat Patch Connectivity and Population Survival. *Ecology*. Vol 66, no 6, pp 1762-1768.
- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, 34: 487-515.
- Faria, D.; Laps, R.R.; Baumgarten, J.; Cetra, M. 2006. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation** 15:587-612.
- Frazer, G.W., Canham, C.D. e Laertzman, K.P., 1999. **Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true colour fisheye photographs**. Simon Fraser University, Burnaby, B.C., and the Institute of Ecosystem Studies. Millbrook, NY.
- Gascon, C.; Lovejoy, T.E.; Bierregaard, R.O.J.; Malcolm, J.R.; Stouffer, P.C.; Vasconcelos, H.L.; Laurance, W.F.; Zimmerman, B.; Tocher, M. and Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, 91: 223-229.
- Gates, E.; Gysel, L.W. 2008. Avian Nest Dispersion and Fledging Success in Field-Forest Ecotones. **Ecology**, 59(5):871-883.
- Gonçalves, A.L. 2008. Ecological agriculture in the Torres region of Rio Grande do Sul, Brazil: Tradeoffs or synergies? **Doctor Dissertation, Philosophy, Cornell University**. 195 p.
- Goslee, S.C. and Urban, D.L. 2007. The ecodist package for dissimilarity-based analysis of ecological data. **Journal of Statistical Software** 22(7):1-19.
- Graham, C.H.; Blake, J.G. 2001. Influence of patch and landscape-level factors on bird assemblages in a fragmented tropical landscape. **Ecological Applications**.

- 11(6):1709-1721.
- Greenberg, R.; Bichier, P.; Angon, A.C. and Rietsma, R. 1997. Bird populations in shade and sun coffee plantations in central Guatemala. **Conservation Biology**, 11: 448–459.
- Gustafson, E.J. and Gardner, R.H.. 1996. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. **Ecology** 77: 94-107.
- Hansen, A. and DeFries, R. 2007. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. **Ecological Applications**, 17: 974-988.
- Hanski, I. 1991. Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. In: **Metapopulations Dynamics** (M.E. Gilpin & I. Hanski, eds), pp. 17-38. Academic Press, London.
- Harvey, C. 2007. Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. **Biodiversity and Conservation** 16:2257–2292.
- Haslem, A. and Bennett, A.F. 2008. Birds in agricultural mosaics : the influence of landscape pattern and countryside heterogeneity. **Ecological Applications**, 18(1):185-196.
- Karr, J.R.; Robinson, S.K.; Blake, J.G. and Bierregaard, R.O. 1990. Birds of four Neotropical forests. In: Gentry, A.H (ed.). **Four Neotropical rainforests**. Yale University Press. p 237-269.
- Klein, A; Steffan-Dewenter, I. and Tschardtke, T. 2002. Predator – prey ratios on cocoa along a land-use gradient in Indonesia. **Biodiversity and Conservation** 11:683-693.
- Klein, A.; Cunningham, S.A.; Bos, M.; Steffan-Dewenter, I. 2008. Advances in pollination ecology from tropical plantation crops. **Ecology**. 89(4):935-943.
- Kupfer, J.A.; Malanson, G.P. and Franklin, S.B. 2004. 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.
- Laurance, W.F. & Vasconcelos, H.L. 2004. Ecological effects of habitat fragmentation in the tropics. In: Schroth, G., Fonseca, G.A.B; Harvey, C.; Gascon, C.; Vasconcelos, H.L. and Izac, A.N (eds). **Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes**. Island Press, Washington, DC. p. 33–49.
- Legendre, Pierre & Louis Legendre. 1998. **Numerical ecology**. 2nd English edition. Elsevier Science BV, Amsterdam. xv + 853 pages.
- Lee, M.; Fahrig, L.; Freemark, K.; Currie, D.J. 2002. Importance of patch scale vs landscape scale on selected forest birds. **Oikos**, 96: 110-118.
- MacArthur, R.H. and Wilson, E.O. 1967. **The theory of island biogeography**. Princenton, Princenton Univ. Press Ed.
- Martensen, A.C.; Pimentel, R.G. and 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.
- Mazerolle, M.J.; Villard, M. 1999. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: A review. **Ecoscience** 6(1):117-124.
- McGarigal, K.; Cushman, S.A.; Neel, M.C. and Ene, E. 2002. **FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps**. University of Massachusetts, Amherst, Massachusetts.
- MacNally, R., Horrocks, G. 2002. Proportionate spatial sampling and equal-time sampling of mobile animals: A dilemma for inferring areal dependence. **Austral Ecology**. 27(4): 405-415.

- Metzger, J.P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: Análise Bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71: 445-462.
- Metzger, J.P. 2003. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: Cullen Jr., L., Rudran, R., Valladares-Padua, C. (eds.). **Métodos de estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. Ed. da UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, p.423-453.
- Metzger, J.P. 2006. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza e Conservação**, 4 (2): 11-23.
- Motta Júnior, J. C. 1990. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do Estado de São Paulo. **Ararajuba**, 1: 65-71.
- Nimer, E. 1989. **Climatologia do Brasil**. IBGE. Rio de Janeiro. 2ª ed. 422 p.
- Pardini, R., Souza, S.M., Braga-Neto, R., and Metzger, J.P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation** 124: 253-266.
- Parker III, T. A. 1996. Birds and Vegetation Distribution and Threat. In: D. F. Stotz, T. A. Parker III, J. N. Fitzpatrick, D. K. Moskovits. **Neotropical Birds: Ecology and Conservation**. Chicago University of Chicago Press.
- Pattanayak, S. and Mercer, D.E. 1998. Valuing soil conservation benefits of agroforestry: contour hedgerows in the Eastern Visayas, Philippines. **Agricultural Economics** 18 (1): 31-46.
- Perfecto, I. & Snelling, R. (1995). Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem: ants in coffee plantations. **Ecological Applications** 5: 1084-1097.
- Perfecto, I., Vandermeer, J., Hanson, P., Cartín, V. (1997). Arthropod biodiversity loss and the transformation of a tropical agro-ecosystem. **Biodiversity and Conservation** 6: 935±945.
- Petit, L.J. and Petit, D.R. 2003. Evaluating the Importance of Human-Modified Lands for Neotropical Bird Conservation. **Conservation Biology**, 17: 687–694.
- Pillar, V.D. 2007. **MULTIV; Multivariate Exploratory Analysis, Randomization Testing and Bootstrap Resampling; User's Guide v. 2.5**. Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre. Software and manual available at <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>.
- Pither, J. and Taylor, P.D. 1998. An experimental assessment of landscape connectivity. **Oikos**, 166-174.
- Pizo, M. A. 2004. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape in southeast Brazil. **Ornitologia Neotropical** 15 (supl.): 117-126.
- Poleto, F.; Anjos, L.; Lopes, E.V.; Volpato, G.H.; Serafini, P.P. & Favaro, F.L. 2004. Caracterização do microhabitat e vulnerabilidade de cinco espécies de arapaçus (Aves: Dendrocolaptidae) em um fragmento florestal do norte do estado do Paraná, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 12 (2):89-96.
- Radford, J.Q. and Bennett, A.F. 2007. The relative importance of landscape properties for woodland birds in agricultural environments. **Journal of Applied Ecology**, 44:737-747.
- Raman, T.R. 2006. Effects of habitat structure and adjacent habitats on birds in tropical rainforest fragments and shaded plantations in the Western Ghats, India. **Biodiversity and Conservation**, 15:1577-1607.
- Rambo, B. 1950. A porta de Torres. **Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues**

- 2:125-136.
- Renjifo, L.M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. **Ecological Applications** 11(1):14-31.
- Robertson, B.A.; Hutto, R.L. 2007. Is selectively harvested forest an ecological trap for olive-sided flycatchers ? **The Condor**, 109:109-121.
- Rosenberg, D.K.; Noon, B.R.; Meslow, E.C. 1997. Biological corridors: form, function and efficacy. **BioScience** 47: 677-687.
- Rosenzweig M. 2003 Reconciliation ecology and the future of species diversity. **Oryx**. 37(02):194–205.
- Ricketts, T.H. 2001. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. **The American Naturalist**, vol 158, n°1, pp 87-99.
- Schroth, G., Fonseca, G.A.B; Harvey, C.; Gascon, C.; Vasconcelos, H.L. and Izac, A.N. 2004. The role of agroforestry in biodiversity conservation in tropical landscape. In: Schroth, G., Fonseca, G.A.B; Harvey, C.; Gascon, C.; Vasconcelos, H.L. and Izac, A.N (eds). **Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes**. Island Press, Washington, DC. p. 33–49.
- Schroth, G. and Harvey, C.A. 2007. Biodiversity conservation in cocoa production landscapes: an overview. **Biodiversity and Conservation**, 16: 2237-2244.
- Sick, H. 1997. **Ornitologia Brasileira**. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Taylor P.D., Fahrig L., Henein K. and Merriam G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos** 68: 571–573.
- Taylor, P.D.; Fahrig, L.; With, K.A. 2006. Landscape connectivity: a return to the basics. In: Crooks, K. and Sanjayan, M (eds). **Connectivity conservation**. Cambridge University Press, New York. p. 29-43.
- Thiollay, J.M. 1995. The role of traditional agroforests in the conservation of rain forest bird diversity in Sumatra. **Conservation Biology**. 9: 335–353.
- Uezu, A., Metzger, J.P. e 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: 507-51
- 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.
- Villard, M.A. and Taylor P. D. 1994. Tolerance to habitat fragmentation influences the colonization of new habitat by forest birds. **Oecologia** 98: 393–401.
- Vivan, J.L. 2002. Bananicultura em Sistemas Agroflorestais no Litoral Norte do RS. **Agroecol. e Desenv. Rur. Sustent.** 3 (2):17-26.
- Wiens, J. 2007. The Dangers of Black-and-White Conservation. **Conservation Biology**, 21 (5): 1371 – 1372.
- Wilcove, D. S.; McLellan, C. H. & Dobson, A. P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. Pp. 237-256. In: M. E. Solé, (ed.). **Conservation Biology**. Sunderland, MA: Sinauer.
- Williams-Guillén, K., McCNN, C., Sánchez, J.C.M. e Koontz, F. 2006. Resource availability and habitat use by mantled howling monkeys in a Nicaraguan coffee plantation: can agroforests serve as core habitat for a forest mammal? **Animal Conservation**, 9:331-338.
- Willis, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos do Museu de Zoologia** 33:1-25.

