

Universidade Federal de Alfenas

Davi Ferri de Carvalho Dias

**A COLONIZAÇÃO DE ÁREAS REGENERADAS SOB A INFLUENCIA DE FATORES
DE MÚLTIPLAS ESCALAS**

**Alfenas/MG
2014**

Davi Ferri de Carvalho Dias

**A COLONIZAÇÃO DE ÁREAS REGENERADAS SOB A INFLUENCIA DE FATORES
DE MÚLTIPLAS ESCALAS**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas/UNIFAL-MG.

Orientador: Érica Hasui

Coorientador: Milton Cezar Ribeiro

**Alfenas/MG
2014**

Dias, Davi Ferri de Carvalho.

A colonização de áreas regeneradas sob a influência de fatores de múltiplas escalas / Davi Ferri de Carvalho Dias. - 2014.

60 f. -

Orientadora: Érica Hasui

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) -
Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, MG, 2014.

Bibliografia.

1. Aves. 2. Regeneração. I. Hasui, Érica. II. Título.

CDD: 577



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG
Programa de Pós-graduação – Ecologia e Tecnologia Ambiental

Rua Gabriel Monteiro da Silva, 700. Alfenas - MG CEP 37130-000
Fone: (35) 3299-1419 (Coordenação) / (35) 3299-1392 (Secretaria)
www.unifal-mg.edu.br/ppgecoambiental/



DAVI FERRI DE CARVALHO DIAS

“A COLONIZAÇÃO DE ÁREAS REGENERADAS SOB A INFLUÊNCIA DE FATORES DE MÚLTIPLAS ESCALAS”

A Banca examinadora, abaixo assinada, aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas. Área de Pesquisa: Meio Ambiente, Sociedade e Diversidade Biológica.

Aprovado em: 31/01/2014

Prof.^a Dr.^a Érica Hasui

Instituição: UNIFAL-MG

Assinatura: *Érica Hasui*

Prof. Dr. Wesley Rodrigues Silva

Instituição: UNICAMP

Assinatura: *Wesley R. Silva*

Prof. Dr. Flávio Nunes Ramos

Instituição: UNIFAL-MG

Assinatura: *Flávio Nunes Ramos*

Aos meus pais, meu irmão, à Juliana e a
toda minha família e amigos,
Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelo conforto no plano espiritual sem o qual esta caminhada teria sido penosa.

Agradeço à minha orientadora, Érica Hasui, e ao meu coorientador, Milton Cezar Ribeiro, pelo apoio incondicional, pelo conhecimento compartilhado e pela paciência.

Agradeço à secretaria e ao colegiado do Curso de Pós-Graduação em Ecologia e Tecnologia Ambiental por viabilizarem o andamento deste programa.

Agradeço à Universidade Federal de Alfenas e à Comissão de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela infraestrutura e pela concessão da bolsa de estudos.

Agradeço aos amigos, familiares, colegas de trabalho e companheiros de mestrado por suportarem minhas angústias, compartilharem de minhas dificuldades e alegrias e por me instruírem nos momentos que necessitei de orientação.

Agradeço aos amigos Ana Laura, Natália e Leonardo pelo empenho e dedicação nas amostragens de campo.

Agradeço especialmente à Juliana por ter lutado juntamente comigo contra os contratemplos intra e extra-acadêmicos que enfrentei durante o desenvolvimento deste mestrado.

RESUMO

A regeneração natural é um processo que vem ocorrendo em campos abandonados independentemente da intervenção antrópica e os fatores que agem sobre este processo podem se manifestar em diferentes escalas espaciais. A trajetória a ser “seguida” pela regeneração depende do legado do uso anterior da terra, das condições regionais e locais, assim como do contexto da paisagem na qual o sítio em processo de regeneração está inserido. Aspectos relativos à paisagem vêm ganhando destaque nas estratégias de restauração e conservação de ambientes naturais em função de sua importância para o entendimento dos fluxos biológicos e manutenção de populações em paisagens altamente fragmentadas. Contudo, a maioria dos trabalhos relativos à regeneração florestal e sua fauna se concentram na escala local e limitam-se na comparação entre as comunidades do sítio em processo de regeneração e florestas clímax. Com a intenção de identificar os fatores relativos a diferentes escalas que interferem na colonização faunística de áreas regeneradas o presente trabalho procurou responder a seguinte questão: a diversidade e a abundância de grupos funcionais de aves nas áreas em processo de regeneração são influenciadas por fatores que atuam em múltiplas escalas (local, da paisagem e regional)? Modelos de regressão linear generalizados foram gerados para testar os efeitos das variáveis referentes a cada uma das escalas sobre a diversidade e abundância dos grupos funcionais de aves. Foram obtidos modelos válidos para 3 dos 11 grupos funcionais amostrados. Dentre os modelos plausíveis, os que melhor previram a variação na abundância dos grupos funcionais foram constituídos por variáveis relativas à paisagem. Desta forma, parece prudente considerar aspectos da paisagem como a proporção de cobertura florestal e a presença de remanescentes florestais nas proximidades de áreas regenerantes para que a colonização e permanência da fauna sejam facilitadas.

Palavras Chave: Aves. Colonização. Grupo funcional. Regeneração natural. Restauração passiva. Recuperação da fauna. Resiliência.

ABSTRACT

Natural regeneration is a process that has been occurring in abandoned fields independently of human intervention and the factors that act on this process can manifest at different spatial scales. The trajectory to be "followed" by regeneration depends on the legacy of previous land use, regional and local conditions, as well as the landscape context in which the site in the regeneration process is inserted. Aspects of the landscape are gaining prominence in strategies for restoration and conservation of natural environments due to its importance for the understanding of biological flows and maintenance of populations in highly fragmented landscapes. However, most of the work about regrowth forest and fauna are focused on the local scale and are limited to the comparison between the communities of the site in regeneration process and climax forest. With the intention to identify factors related to different scales that interfere with faunal colonization of regenerated areas this study sought to answer the following question: diversity and abundance of functional groups of birds in areas of regeneration are influenced by factors that act on multiple scales (local, landscape and regional)? Generalized linear models were generated to test the effects of the variables related to each of the scales on the diversity and abundance of functional groups of birds. Good models were obtained for 3 of the 11 sampled functional groups. Among the plausible models, which best predicted the variation in abundance of functional groups were composed of variables related to landscape. Thus, it seems prudent to consider aspects of the landscape as the proportion of forest cover and the presence of forest remnants near regrowth areas for facilitate the colonization and persistence of fauna.

Keywords: Birds. Colonization. Functional group. Natural regeneration. Regrowth. Passive restoration. Fauna recovery. Resilience.

SUMÁRIO

| | | |
|--------------|--|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO GERAL | 10 |
| 1.1 | As Possíveis Trajetórias da Vegetação Após o Abandono da Terra | 11 |
| 1.2 | Fatores que Influenciam a Trajetória da Sucessão Vegetal | 12 |
| 1.2.1 | Fatores que Interferem na Trajetória da Sucessão em Nível Regional | 14 |
| 1.2.2 | Fatores que Interferem na Trajetória da Sucessão em Nível de Paisagem | 16 |
| 1.2.3 | Fatores que Interferem na Trajetória da Sucessão em Nível Local | 17 |
| 1.3 | Resposta da Fauna à Regeneração Natural | 18 |
| _____ | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 22 |
| 2 | FOREST TRANSITION: FACTORS IN MULTIPLE SCALES AFFECTING THE RESPONSE OF BIRDS TO NATURAL REGROWTH | 29 |
| _____ | ABSTRACT | 29 |
| 2.1 | Introduction | 30 |
| 2.2 | Methods | 33 |
| 2.2.1 | Fragment Selection | 33 |
| 2.2.2 | Local Variable | 34 |
| 2.2.3 | Landscape Variables | 34 |
| 2.2.4 | Regional Variable | 35 |
| 2.2.5 | Classification of Birds | 35 |
| 2.2.6 | Bird Survey | 36 |
| 2.2.7 | Data Analysis | 36 |
| 2.3 | Results | 38 |
| 2.4 | Discussion | 40 |
| 2.4.1 | Relationship Between Bird Functional Groups and Landscape Variables | 40 |
| 2.4.2 | Local and Regional Constraints | 41 |
| 2.4.3 | Implications for Conservation and Ecological Restoration | 43 |
| 2.5 | Conclusions | 44 |
| _____ | REFERENCES | 45 |
| _____ | ATTACHMENTS | 52 |

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os processos de alteração, perda e fragmentação de habitat naturais configuram-se como grandes ameaças à biodiversidade (FOLEY et al. 2005). A expansão antrópica do uso da terra atua como uma das causas principais destes processos (ANDREN, 1994; FOLEY et al. 2005). Contudo, a partir de meados do século XX a demanda pelo aumento da produtividade econômica desencadeou duas situações contrastantes: 1) a intensificação do uso da terra em regiões favoráveis à agricultura; 2) o abandono de campos de cultivo onde a agricultura foi considerada inviável economicamente (BOUMA et al. 1998). Enquanto que, por um lado, para expandir sua produção a humanidade avançou sobre habitat naturais levando-os à fragmentação, por outro, terras antes exploradas foram abandonadas em diversas localidades do globo gerando novas áreas de mata e, conseqüentemente, o restabelecimento de habitat florestais (CRAMER et al. 2008). O abandono destas áreas antes cultivadas resultou numa inversão da dinâmica do uso da terra conhecida como transição florestal onde áreas de floresta expandiram ao invés de diminuir. Sabe-se hoje que condições como o aumento da industrialização e urbanização, guerras, escassez de madeira, catástrofes ambientais e mudanças de políticas públicas também estão associados a esta inversão da dinâmica (BOWEN et al. 2007; Ver referências em LIRA et al. 2012).

Globalmente, a área estimada de terras onde houve transição florestal é pequena quando comparada com a área cultivada (1,47 milhões de Km² contra 17,92 milhões de Km², respectivamente) (RAMANKUTTY; FOLEY, 1999). Entretanto, a transição florestal é um fenômeno que está tomando proporções mundiais, sendo observada nas Américas do Norte e do Sul, Ásia, Europa e em menor escala na África e alguns países da Oceania, como Austrália e Nova Zelândia (Ver referências em SIRAMI et al. 2006; BOWEN et al. 2007; MICHAEL et al. 2011).

Embora exista um esforço científico relativamente significativo para entender os impactos e as mudanças causadas nos ambientes naturais em função das atividades antrópicas, pouca atenção vinha sendo dispensada sobre os ecossistemas que estão emergindo naturalmente após o abandono de terras cultivadas (LUGO; HELMER, 2004; SIRAMI et al. 2006). Hoje, observa-se um

aumento no número de estudos dedicados às áreas em processo de recuperação, principalmente trabalhos relativos à regeneração florestal (BRUDVIG, 2011). Contudo, a maioria das pesquisas ainda se concentra em uma escala restrita ao sítio em regeneração, sendo a questão raramente abordada sob a ótica do contexto de escalas mais amplas, como da paisagem, por exemplo (BRUDVIG, 2011).

1.1 As Possíveis Trajetórias da Vegetação Após o Abandono da Terra

Com a interrupção do uso da terra, inicia-se uma nova dinâmica natural, onde o campo abandonado passa por eventos de (re) colonização e o restabelecimento da vegetação se dá através da sucessão vegetal (MARTINS, 2007). Entretanto, a sucessão é condicionada por variados fatores e seu resultado final não é tão previsível quanto parece (HOLL, 2007). Desta forma, a nova dinâmica instaurada não necessariamente levará a vegetação a um estado semelhante ao que havia no passado (HOBBS; CRAMER, 2007).

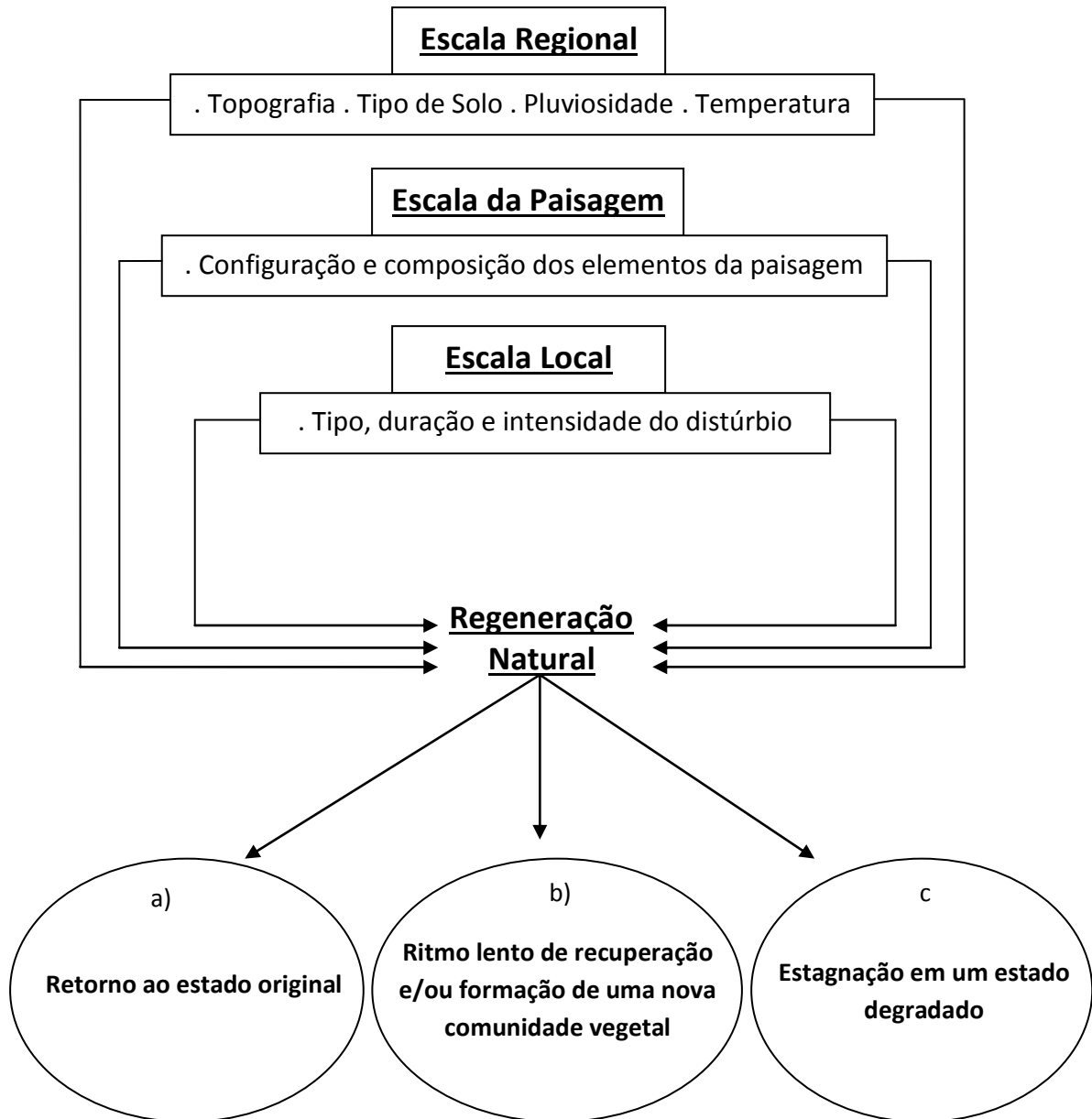
Após o abandono a vegetação pode seguir genericamente três trajetórias e resultar em: (1) uma comunidade vegetal semelhante a que existia anteriormente. Esta situação ocorre quando as mínimas condições físicas e ambientais da área são preservadas. (2) Por outro lado, se o legado deixado pelo uso anterior alterar substancialmente as condições locais, a sucessão vegetal ocorrerá de forma mais lenta em relação à primeira condição até atingir um estado semelhante ao original, ou ainda pode adotar uma trajetória alternativa e dar origem a uma comunidade totalmente nova. (3) Outra possibilidade é a estagnação do processo de sucessão em um estado degradado como consequência das profundas mudanças e condições impostas pelo uso da terra durante sua exploração (EWEL, 1999; SUDING et al. 2004; CRAMER et al. 2008).

1.2 Fatores que Influenciam a Trajetória da Sucessão Vegetal

A trajetória a ser seguida pela vegetação durante o processo de regeneração de um campo abandonado dependerá de um conjunto de fatores que se manifestam em diferentes escalas, desde a local (tipo e intensidade da perturbação sofrida no sítio) até escalas mais amplas, como a regional (clima e relevo) (SUDING; GROSS, 2006; HOLL, 2007) como pode ser visto no Fluxograma.

Além da escala, atributos do meio biótico e abiótico também interferem na trajetória da sucessão vegetal (CRAMER et al. 2008). Atributos abióticos estão relacionados basicamente às características físico-químicas do ambiente, tais como a química do solo e o fluxo de água. Já os atributos bióticos relacionam-se às interações ecológicas, como a dispersão de sementes e a competição por recursos (CRAMER et al. 2008). Holl (2007) agrupou os fatores que afetam a sucessão florestal de campos abandonados em três grandes categorias que refletem a ação destes fatores em diferentes escalas: gradientes abióticos (pluviosidade, temperatura e solo) que dizem respeito à escala regional; composição do mosaico de uso da terra no entorno, este relacionado aos aspectos da paisagem; e o tipo e a intensidade do uso passado da terra, o que remete à escala local.

Fluxograma - Os retângulos representam os fatores em suas respectivas escalas que agem sobre o processo de regeneração natural e as elipses representam as possíveis trajetórias que podem ser seguidas pela regeneração.



Fonte: adaptado de SUDING; GROSS, 2006; HOLL, 2007

1.2.1 Fatores que Interferem na Trajetória da Sucessão em Nível Regional

Partindo da escala mais ampla, a regional, tem-se que a topografia, o tipo de solo, o índice pluviométrico e a temperatura são fatores determinantes no estabelecimento da vegetação de uma dada região (HOLL, 2007; BRUDVIG, 2011). Estes fatores atuam antes mesmo das ações antrópicas, pois são eles que determinarão o tipo e a variedade da vegetação que suportará as específicas condições impostas pelo meio.

Dentre os fatores topográficos, a altitude do terreno está associada a uma série de alterações nas propriedades físicas do ambiente (ODUM, 2001). Com a elevação da altitude as condições tornam-se mais severas provocando aumento na intensidade dos ventos, diminuição da umidade do ar e do solo, queda da qualidade e profundidade do solo, rarefação do ar, aumento da incidência solar e, principalmente, variação da temperatura (PENDRY; PROCTOR, 1996; MARTINS, 2010). Estas condições reduzem a resiliência local ao limitarem ou dificultarem o estabelecimento e o desenvolvimento das plantas.

Com a elevação da altitude observa-se uma diminuição da profundidade do solo (com exceção dos planaltos), o que restringe a área de sustentação do vegetal permitindo, desta forma, apenas a presença de plantas especializadas a estas condições. Além disso, a diminuição da fertilidade do solo e a baixa capacidade de retenção de água em elevadas altitudes dificultam a colonização das espécies. Em elevadas altitudes há também maior variação da temperatura com períodos de frio mais intenso. Assim como a disponibilidade de água e o tipo de solo, a temperatura é considerada um fator limitador (ou regulador) quanto à distribuição das espécies, pois atua sobre aspectos eco-fisiológicos dos indivíduos (GUISAN; THUILLER, 2005).

Ainda dentro dos fatores topográficos temos a declividade e a orientação da vertente. A declividade pode criar situações severas para o estabelecimento da comunidade vegetal em função das consequências advindas do ângulo de inclinação do terreno e da extensão da rampa (VOLK; COGO, 2009). Terrenos íngremes tendem a reter menos água, possuir solos mais rasos (MENDES, 2006) e são fisicamente inadequados para o desenvolvimento de plantas de grande porte em função da força exercida pela gravidade. Por outro lado, pode haver exposição de

substratos oriundos de diferentes épocas geológicas com variadas propriedades físico-químicas podendo refletir na formação vegetal aumentando a diversidade local.

Já a orientação da vertente diz respeito à direção para qual a face do terreno está voltada. Dependendo da orientação o terreno receberá maior ou menor incidência de luz solar. No hemisfério norte, por exemplo, encostas voltadas para a face sul recebem a luz solar diretamente. Nestas encostas são observadas formas de vegetação essencialmente arbustivas e xerófilas em razão do poder de desidratação imposto pelo calor excessivo (RICKLEFS, 2010). Já na face voltada para o norte, a temperatura amena com a permanência da umidade propicia o estabelecimento de plantas essencialmente higrófilas (RICKLEFS, 2010).

Outro fator que age em escala regional é o tipo de solo. Variações nas concentrações de nutrientes, umidade e acidez determinam o tipo de vegetação que se estabelecerá no local. Muitas áreas tropicais são cobertas por argissolos e latossolos, os quais possuem baixos níveis de nutrientes e são mais ácidos (HOLL, 2007). Áreas com solos vulcânicos são férteis, embora apresentem baixa disponibilidade de fósforo (HOLL, 2007). Moran et al. (2000) e Zarin et al. (2001) notificaram que sobre amplas escalas espaciais diferenças na textura e fertilidade do solo exercem influência na recuperação da biomassa de fragmentos em regeneração. Os padrões de solo também podem afetar a distribuição de espécies. Herrera e Finegan (1997) encontraram que as diferentes abundâncias de duas espécies de árvores comuns, *Vochysia ferruginea* e *Cordia alliodora*, refletiu diferenças nas variações de acidez, declividade e magnésio do solo.

Por fim, a precipitação também é considerada um fator que atua a nível regional. Para ilustrar esta abordagem pode-se citar a relação entre as florestas tropicais e o índice pluviométrico. As florestas tropicais diminuem à medida que há uma queda no volume de chuvas que banham determinada região (HOLL, 2007). Diferentes condições de umidade selecionam vegetais até por suas estratégias de dispersão. Em um trabalho de revisão Vieira e Scariot (2006) reportaram que de 30% a 63% das espécies de florestas tropicais secas têm suas sementes dispersadas pelos ventos contra 16% em florestas úmidas, sendo nestas últimas a zoocoria a principal estratégia de dispersão. Neste caso, espécies de florestas secas podem ser menos limitadas quanto à dispersão de sementes em relação às espécies de florestas úmidas, entretanto, plântulas de florestas secas tendem a

sofrer um estresse hídrico quando comparadas às plântulas das florestas onde as chuvas são mais constantes (JANZEN, 2002; VIEIRA, SCARIOT, 2006).

1.2.2 Fatores que Interferem na Trajetória da Sucessão em Nível de Paisagem

Refinando um pouco mais a escala temos os fatores que influenciam na trajetória da sucessão vegetal no nível da paisagem. A composição do mosaico de uso da terra no entorno do campo abandonado como a presença de remanescentes florestais, complexos agroflorestais, cultivos rotativos, existência de pastagens ou agricultura intensiva interferem na recuperação de um campo abandonado (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; HOLL, 2002; CHAZDON 2003). A influência do contexto ocorre porque os fluxos biológicos e genéticos assim como os processos de colonização e dispersão são dependentes da estrutura e da configuração da paisagem (Ver referências em UEZU, 2005). A configuração de uma paisagem está relacionada à disposição espacial dos elementos que a compõem (entenda por elemento cada componente da paisagem como fragmentos florestais, corredores, culturas, corpos d'água). Já a estrutura refere-se basicamente à quantidade (montante, área total) de cada um destes elementos.

O enfoque sobre os aspectos da paisagem tem ganhado destaque nas pesquisas ecológicas pelo entendimento de que há uma dinâmica envolvida entre os elementos constituintes de uma paisagem, os quais sofrem e exercem influência uns sobre os outros (TURNER, 2005; FERRAZ et al. 2007). Desta forma, há implicações ecológicas diferenciadas para diferentes contextos, principalmente relacionadas à regeneração florestal.

Em determinadas regiões como na floresta Amazônica não é difícil se deparar com vastas áreas de mata nativa. Estas áreas fornecem todo o material biológico para as áreas adjacentes e, como naquele bioma ainda há conexão entre densas áreas, o processo é facilitado pela condição de mobilidade e dispersão das espécies. Ao contrário, em regiões intensamente exploradas, como o sudeste do Brasil, é comum encontrar fragmentos florestais inseridos em uma paisagem predominantemente agrícola. Esta situação gera muitas vezes o isolamento espacial dos fragmentos e dificulta a recolonização de campos abandonados devido a

distância de áreas fontes. Quanto mais isolado um fragmento, menores são as chances de haver fluxo biológico constante (HODGSON et al. 2011).

Vários trabalhos evidenciam a relação positiva entre a regeneração florestal e a existência de fragmentos florestais nas proximidades (RODRIGUES et al. 2004; ARAUJO et al. 2005). Pesquisas desenvolvidas em habitats de matas secundárias em processo de regeneração demonstraram que a chuva de sementes e o estabelecimento de plântulas, particularmente as de grande porte e de espécies dispersas por animais, declinam rapidamente com o aumento da distância de um fragmento florestal (HARVEY, 2000; ZIMMERMAN et al. 2000; MESQUITA et al. 2001).

Além da própria distância geográfica entre um sítio em processo de regeneração e uma área fonte ser um limitador da colonização, o tipo de uso da terra entre um e outro pode inviabilizar ou dificultar demasiadamente o fluxo da fauna (RICKETTS, 2001). Cada espécie possui uma habilidade e uma capacidade de deslocamento. A matriz (aqui tratada como não habitat) pode ser permeável para determinadas espécies e impermeável para outras. Se uma paisagem for dominada por uma matriz impermeável, dificilmente espécies vegetais zoocóricas colonizarão campos abandonados. A prévia seleção imposta pela matriz influenciará a composição da comunidade vegetal a ser estabelecida no sítio em processo de regeneração.

1.2.3 Fatores que Interferem na Trajetória da Sucessão em Nível Local

Circunstâncias como o tipo, a duração e a intensidade do distúrbio sobre o sítio em processo de regeneração se enquadram nos fatores que agem a nível local. O tipo de uso da terra pode comprometer condições básicas através da remoção do banco de plântulas e sementes, inserção de espécies exóticas invasoras, alteração das propriedades físico-químicas do solo e perda de seu horizonte **A** (AIDE et al. 1995; MYSTER, 2004). Numerosos estudos mostram que o tipo de agricultura praticado anteriormente ao abandono de um campo e a intensidade e a frequência do distúrbio provocado pela atividade são considerados como um dos principais

fatores que afetam tanto a taxa quanto a velocidade e a trajetória da sucessão vegetal (ZIMMERMAN et al. 2000).

Culturas estruturalmente semelhantes à vegetação nativa podem funcionar como espécies pioneiras, acelerando o processo de sucessão (HAGGAR et al. 1997). Além disso, estas culturas tendem a atrair uma fauna dispersora que desempenha importante papel na regeneração. No entanto, sua colaboração irá depender do grau de perturbação sofrido pelo ambiente e da proximidade de áreas-fontes. Áreas desmatadas recentemente, com perturbação moderada e próxima a alguma floresta intacta são consideradas como de bom potencial para regeneração (MARTINS, 2007).

Pesquisas demonstraram que a recuperação de biomassa, densidade de caules, altura e riqueza de espécies vegetais atingem maiores taxas em um intervalo mais curto de tempo em sistemas de cultivos rotativos quando comparados com pastagens abandonadas (HOLL, 2007). Em muitos casos a composição de espécies em áreas com diferentes usos no passado são bem variáveis (PASCARELLA et al. 2000) sugerindo diferentes trajetórias sucessionais para diferentes tipos de uso da terra (HOLL, 2007). Aide et al. (1995) identificaram que pastagens que foram submetidas a usos intensos são primeiramente colonizadas por arbustos e arvoretas de famílias como Rubiaceae, Melastomataceae e Myrtaceae ao invés de espécies pioneiras que tipicamente colonizam áreas submetidas a distúrbios menos intensivos. Estas constatações evidenciam a influência que os fatores locais exercem sobre a trajetória e a seleção da comunidade vegetal em um processo de regeneração de um campo abandonado.

1.3 Resposta da Fauna à Regeneração Natural

A permanência de uma comunidade faunística em determinado habitat é ocasionada, dentre outros fatores, à oferta de recursos e às condições ambientais do habitat (KOZAKIEWICZ, 1995). Os animais dependem de locais para o forrageamento e nidificação, alimento e recursos básicos para a sobrevivência. Como a vegetação fornece várias das condições necessárias e propicia a oferta de recursos para a colonização e o estabelecimento da fauna, a comunidade faunística

de uma floresta regenerada é, por sua vez, o reflexo da trajetória seguida pela vegetação desde o início do processo de sucessão vegetal. Assim, o histórico de uso da terra, a idade da regeneração, o tamanho do fragmento e os aspectos da paisagem também condicionam direta ou indiretamente o estabelecimento da fauna em um fragmento regenerado (ver referências em BOWEN et al. 2007).

Em relação ao histórico de uso um estudo comparando terras submetidas a diferentes modos de preparo evidenciou uma diferença significativa em relação à biomassa de nematódeos do solo, sendo esta menor na terra que foi preparada de forma mecanizada (HODDA et al. 1997). Arnold et al. (1999) registraram aumento na abundância de espécies de hemípteros, mas uma taxa menor de riqueza de espécies de térmitas em regenerações advindas de uma área previamente utilizada para o cultivo quando comparada à regenerações originadas de solos não cultivados. Em trabalhos conduzidos na Amazônia com comunidades de aves e assembleias de formigas de solo foram encontrados resultados distintos para as respectivas assembleias de fauna em áreas regeneradas submetidas a diferentes históricos de uso (BORGES; STOUFFER, 1999; VASCONCELOS, 1999).

Outra variável que condiciona a comunidade faunística de determinado fragmento regenerado é a idade da regeneração. A idade é uma medida indireta da maturidade e do estágio sucessional da vegetação. A tendência comum na evolução de um processo de sucessão é o aumento da complexidade do habitat e uma aproximação estrutural e florística entre o fragmento em processo de regeneração e uma mata considerada madura. Há evidências concretas que suportam a ideia de que quanto mais semelhante for a estrutura e a composição de um fragmento com uma mata madura, maiores são as possibilidades de recuperação da fauna no fragmento, principalmente das espécies especialistas (LAURANCE, 1990; EVELYN; STILES, 2003; KANOWSKI et al. 2003).

Muitos estudos demonstram uma correlação positiva entre o tempo da regeneração e o aumento da riqueza e abundância da fauna. Floren e Linsenmair (2001) observaram que a riqueza de espécies, abundância e o número de espécies raras da comunidade de artrópodes aumentaram com a idade da regeneração. Em outro trabalho foi observado que a composição da comunidade de aves aumentou rapidamente nos primeiros 25 anos, mas não chegou à convergência com uma floresta madura até aproximadamente 100 anos de regeneração (RAMAN et al. 1998). Todos estes estudos apontam para o fato de que a fauna possui uma íntima

relação com a comunidade vegetal e uma maior biodiversidade faunística estaria relacionada a uma complexidade florística e estrutural da vegetação, que por sua vez também é reflexo do tempo.

Outra dimensão que precisa ser levada em consideração quando se deseja investigar a relação existente entre a regeneração e a assembleia da fauna relaciona-se ao contexto da paisagem onde o fragmento se insere. Variáveis como a quantidade de área do fragmento regenerado, sua localização espacial em relação aos demais fragmentos e a predominância do uso e ocupação do solo na paisagem têm implicações sobre a fauna. Bowen *et al.* (2007) relatam que espécies que foram extintas localmente em pequenos fragmentos (< 100 ha) após seu isolamento, somente recolonizaram estes fragmentos devido à capacidade das espécies de utilizarem regenerações adjacentes.

Laiolo (2005) encontrou que a proporção total de habitat de floresta madura e floresta regenerada presente na paisagem influenciou positivamente a diversidade de espécies de aves florestais e negativamente espécies não florestais. Ainda neste estudo foi observado uma preferência das espécies pelas áreas regeneradas quando comparadas com as terras abertas, mas a floresta madura é preferida quando comparada à floresta regenerada (LAIOLO, 2005). Apesar da preferência das aves florestais por mata madura, Laiolo (2005) sugere que a área regenerada na paisagem funcionalmente contribui para o total de área de habitat para as espécies florestais. Mesmo que as florestas regeneradas sejam qualitativamente inferiores às florestas clímax, sua ocorrência pode representar uma grande alternativa para a recuperação e conservação da biodiversidade faunística, principalmente em paisagens altamente fragmentadas. Em outro estudo Sirami *et al.* (2007) compararam a ocorrência de aves canoras com as mudanças na composição da paisagem onde eles perceberam que o aumento da vegetação lenhosa ao longo do tempo acarretou no aumento das espécies de aves florestais e houve um declínio das espécies granívoras cujo habitat preferencial eram as pradarias.

Entretanto, para que a fauna utilize a área em regeneração como fonte principal ou complementar de recursos, é necessário haver meios que viabilizem o acesso até estas áreas. Se o fragmento em regeneração se encontra isolado ou imerso em uma matriz impermeável, provavelmente este fragmento será subutilizado pela fauna. A distância entre os fragmentos florestais, ou o isolamento das manchas de habitat, frequentemente exercem uma influência negativa sobre a riqueza,

abundância e o sucesso reprodutivo das espécies (MCALPINE et al. 2006). Contudo, ao incrementar a paisagem com área de floresta, o processo de transição florestal gera, teoricamente, benefícios para a fauna ao atenuar os efeitos da fragmentação, aumentar a conectividade da paisagem e propiciar fontes alternativas de recursos. Quanto maior a quantidade de área de habitat, maior é a probabilidade de ocupação de fragmentos por espécies em paisagens fragmentadas (FAHRIG, 2003).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIDE, T. M.; et al. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v. 77, n. 1-3, p. 77-86, Set. 1995.

ANDREN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, n. 3, p. 355-366, Dez. 1994.

ARAUJO, F.S. et al. Florística da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, em Brás Pires, MG. **Rev. Árvore**, v. 29, n. 6, p. 983-992, fev. 2005.

ARNOLD, G.W. et al. Recovery of Shrubland Communities on Abandoned Farmland in Southwestern Australia: Soils, Plants, Birds and Arthropods. **Pacific Conservation Biology**. V.5 Issue 3. Jan. 1999.

BORGES, S. H.; STOUFFER, P. C. Bird communities in two types of anthropogenic successional vegetation in central Amazonia. **The Cooper Ornithological Society**, The Condor, v. 101, n. 3, p. 529 – 536, Ago. 1999.

BOUMA, J.; VARALLYAY, G.; BATJES, N. Principal land use changes anticipated in Europe. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 67, n. 2-3, p. 103-119, Fev.1998.

BOWEN, M. E.; et al. Regrowth forests on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna. **Biological Conservation**, v. 140, n. 3-4, p. 273-296, Dez. 2007.

BRUDVIG, L. A. The restoration of biodiversity: where has research been and where does it need to go? **American Journal of Botany**, v. 98, n. 3, p. 549-58, Mar. 2011.

CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 6, n. 1-2, p. 51-71, 2003.

CRAMER, V. A; HOBBS, R. J.; STANDISH, R. J. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 23, n. 2, p. 104-12, Fev. 2008.

EVELYN, M. J.; STILES, D. A. Roosting requirements of two frugivorous bats (*Sturnira lilium* and *Arbifeus intermedius*) in fragmented neotropical forest. **Biotrópica**, v. 35, n. 3, p. 405-418, set. 2003.

EWEL, J. Tropical succession: Manifold routes to maturity. **Biotropica**, v. 12, n. 2, p. 2-7, Jun.1980.

EWEL, J. Natural systems as models for the design of sustainable systems of land use. **Agroforestry Systems**, v. 45, n. 1-3, p. 1-21,1999.

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

FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. Foundations of restoration ecology. **Washington D.C: Island Press**, 2006.

FERRAZ, G. et al. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. **Science**, v. 315, n. 5809, p. 238-41, jan 2007.

FLOREN, A.; LINSÉNMAIR, K. E. The influence of anthropogenic disturbances on the structure of arboreal arthropod communities. **Plant Ecology**. v. 153. p. 153-167. 2001.

FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, Jul. 2005.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, n. 1-3, p. 185-206, Jul. 2001.

GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, v. 8, n. 9, p. 993-1009, Jun. 2005.

HAGGAR, J.; WIGHTMAN, K.; FISHER, R. The potential of plantations to foster woody regeneration within a deforested landscape in lowland Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1-2, p. 55-64, Dez. 1997.

HARVEY, C. E. A. H. Windbreaks enhance seed dispersal into agricultural landscapes in Monte Verde, Costa Rica. **Ecological Applications**, v. 10, n. 1, p. 155-173, Jan. 2000.

HERRERA, B.; FINEGAN, B. Substrate conditions, foliar nutrients and the distributions of two canopy tree species in a Costa Rican secondary rain forest. *Plant and Soil*, v. 191, n. 2, p. 259-26, Mar. 1997.

HOBBS, R. J.; CRAMER, V. A. Why old fields? Socioeconomic and ecological causes and consequences of land abandonment. In: CRAMER, V. A.; HOBBS, R. J. (Edit) **Old Fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland**. Washington: Island Press, 2007. cap. 01, p. 01-14.

SUDING, K. N.; GROSS, K. L. The dynamic nature of ecological systems: multiple states and restoration trajectories. In: FALK, D. A.; PALMER, M.A.; ZEDLER, J.B. (Edit) **Foundations of restoration ecology**. Washington: Island Press, 2006. cap. 09, p. 190-210.

HODDA, M. et al. The effects of clearing and subsequent land-use on abundance and biomass of soil nematodes in tropical forest. **Pedobiologia** 41, 279–294. 1997.

HODGSON, J. A. et al. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 1, p. 148-152, Feb 2011.

HOLL, K. D. Tropical moist forest restoration. In: PERROW, M.; DAVY, A. J. (Edit) **Handbook of Ecological Restoration**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002. cap. 23, p. 539-560.

HOLL, K. D. Old Field Vegetation Succession in the Neotropics. In: CRAMER, V. A.; HOBBS, R. J. (Edit) **Old Fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland**. Washington: Island Press, 2007. cap. 06, p. 93-119.

JANZEN, D. H. Tropical dry forest: Area de Conservacion Guancaste, northwestern Costa Rica. In: PERROW, M.; DAVY, A. J. (Edit) **Handbook of ecological restoration**. Cambridge: Cambridge University Pres, 2002. cap. 24, p. 561-583.

KANOWSKI, J. et al. Development of forest structure on cleared rainforest land in eastern Australia under different styles of reforestation. **Forest Ecology and Management**, v. 183, n. 1-3, p. 265-280, Set. 2003.

KOZAKIEWICZ, M. Resource tracking in space and time. In: HANSSON, L.; FAHRIG, L.; MERRIAM, G. (Edit) **Mosaic Landscapes and Ecological Processes**. London: Chapman & Hall, 1995. cap. 06, p. 136-149.

LAIOLO, P. Spatial and seasonal patterns of bird communities in italian agroecosystems. **Conservation Biology**, v. 19, n. 5, p. 1547–1556, nov. 2005.

LAURANCE, W. F.; URL, S. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation responses of five arboreal comparative. **American Society of Mammalogists**, v. 71, n. 4, p. 641-653, Nov. 1990.

LAWTON, J. H. et al. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. **Nature**, v. 391, p. 72-76, Jan. 1998.

LIRA, P. K. et al. Evaluating the legacy of landscape history: extinction debt and species credit in bird and small mammal assemblages in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, n. 6, p. 1325-1333, Dez. 2012.

LUGO, A. E.; HELMER, E. Emerging forests on abandoned land: Puerto Rico's new forests. **Forest Ecology and Management**, v. 190, n. 2-3, p. 145-161, Mar. 2004.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. 2 ed. Viçosa: Aprenda fácil, 2007.

MARTINS, S. C. **Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo**. 155f. Tese de Doutorado – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

MENDES, C.A.R. **Erosão superficial em encosta íngreme sob cultivo perene e com pousio no município de bom jardim – RJ**. 227f. Tese de Doutorado – Programa de pós-graduação em engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

MCALPINE, C. A. et al. The importance of forest area and configuration relative to local habitat factors for conserving forest mammals: A case study of koalas in Queensland, Australia. **Biological Conservation**, v. 132, n. 2, p. 153-165, 2006.

MESQUITA, R. C. G. et al. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, v. 89, n. 4, p. 528-537, 2001.

METZGER, J. P. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166-1177, 2009.

MICHAEL, D. R.; CUNNINGHAM, R. B.; LINDENMAYER, D. B. Regrowth and revegetation in temperate Australia presents a conservation challenge for reptile fauna in agricultural landscapes. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 407-415, Jan. 2011.

MORAN, E. F. et al. Effects of soil fertility and land-use on forest succession in Amazônia. **Forest Ecology and Management**, v. 139, n. 1-3, p. 93-108, 2000.

MYSTER, R. W. Post-agricultural invasion, establishment, and growth of neotropical trees. **The Botanical Review**, v. 70, n. 4, p. 381-402, dez. 2004.

ODUM, E. P. **Fundamentos em ecologia**. 6. ed. São Paulo: Fundação Calouste Gulbenkian, 2001.

PASCARELLA, J. B. et al. Land-use history and forest regeneration in the cayey mountains, Puerto Rico. **Ecosystems**, v. 3, n. 3, p. 217-228, Out. 2000.

PENDRY, C. A.; PROCTOR, J. The causes of altitudinal zonation of rain forests on Bukit Belalong, Brunei. **Journal of Ecology**, v. 84, n. 3, p. 407-418, 1996.

RAMAN, T. R. S.; RAWAT, G. S.; JOHNSINGH, A. J. T. Recovery of tropical rainforest avifauna in relation to vegetation succession following shifting cultivation in Mizoram, northeast India. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, n. 2, p. 214-231, Abr. 1998.

RAMANKUTTY, N.; FOLEY, A. Estimating historical changes in global land cover: Croplands historical have converted areas. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 13, n. 4, p. 997-1027, Dez. 1999.

RICKLEFS, R. E. **Economia da Natureza**. 6. ed, Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010.

RICKETTS, T. H. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. **The American Naturalist**. v. 158, n. 1, p. 87-99. Jul, 2001.

RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; BARROS, L. C. Tropical rain forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 190, n. 2-3, p. 323-333, Mar. 2004.

SIRAMI, C.; BROTONS, L.; MARTIN, J.L. Vegetation and songbird response to land abandonment: from landscape to census plot. **Diversity and Distributions**, v. 13, n. 1, p. 42-52, Jan. 2007.

SUDING, K. N.; GROSS, K. L.; HOUSEMAN, G. R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. **Trends in ecology & evolution**, v. 19, n. 1, p. 46-53, Jan. 2004.

TURNER, M. G. Landscape ecology in north america: past, present, and future **Ecology**, v. 86, n. 8, p. 1967-1974, 2005.

UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, n. 4, p. 507-519, Jun. 2005.

VASCONCELOS, H. L. Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. **Biodiversity and Conservation**. V.8, p 409-420. Abr. 1999.

VIEIRA, D. L. M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 1, p. 11-20, Mar. 2006.

VOLK, L. B. S.; COGO, N. P. Velocidade da enxurrada, rugosidade superficial criada pelo preparo e tamanho de agregados em solo submetido a diferentes manejos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1459-1471, 2009.

ZARIN, D. J. et al. Potential biomass accumulation in amazonian regrowth forests. **Ecosystems**, v. 4, n. 7, p. 658-668, Abr. 2001.

ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; AIDE, T. M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 350-360, Dez. 2000.

2 FOREST TRANSITION: FACTORS IN MULTIPLE SCALES AFFECTING THE RESPONSE OF BIRDS TO NATURAL REGROWTH

ABSTRACT

Effective ecological restoration actions should be able to recover ecosystem processes that greatly influence community development in the long term. However, there is scarce information on what factors promote or accelerate fauna recovery, mainly at the landscape scale. We used a multiscale framework to evaluate how functional groups respond to natural regrowths of different ages and considering landscape attributes, in a highly fragmented region in the Atlantic Forest. Using bird functional groups sampled in 15 fragments regenerated, we built models and ranked them using a model selection approach to test the relative effect of multiscale variables on each group. We found that landscape attributes were more important in predicting functional groups than local or regional variables. However, the intensity and the effect of landscape attributes differ among generalist functional groups. The regrowth area had positive effect on small-sized canopy nectarivores of low dependence of forest, but negative on medium-sized understory granivores of low dependence of forest. The amount of forest around the regrowth influenced positively small-sized canopy nectarivores of low dependence of forest and small-sized understory birds of low dependence of forest. And the proportion of forest cover in the landscape had a positive influence on both small-sized understory birds of low dependence of forest and medium-sized understory granivores of low dependence of forest, but negative on small-sized canopy nectarivores of low dependence of forest. Our results suggested that even in highly fragmented landscapes functional groups can be recover with greater amount of forest in the landscape and of preference with forest remaining adjacent to areas in regeneration process. Our evidence underscore the importance of considering the issues at the landscape level to ensure both colonization of fauna and the restoration of the functions exercised by it.

Keywords: Functional group. Landscape. recovery of fauna. Regeneration. Passive restoration. Forest succession.

2.1 Introduction

Human activities have heavily impacted large areas of the planet. Approximately 35–40% of Earth's surface is used as pastures or cropping and modern agricultural practices accelerate processes, such as fragmentation, degradation, and habitat loss in many regions (RAMANKUTTY *et al.* 2008). These changes pose major threats to global biodiversity and are causing negative impacts, such as declining richness of habitat-specialist species, decreasing abundance and genetic diversity, causing local extinctions and loss of ecosystem functions (SYMSTAD *et al.* 1998; FAHRIG, 2003). Given the high rates of fragmentation and habitat loss caused by agricultural expansion globally, simply protecting remaining areas will not be sufficient to achieve the goals of conservation biology and some form of restoration is necessary (YOUNG, 2000; CROSSMAN; BRYAN, 2006). The increment of native forest in highly fragmented agricultural landscapes may benefit species, since even small patches can have significant conservation values (HARVEY *et al.* 2006). Regrowth forests can contribute to the recovery of the fauna and be an extra source of resources, nesting site, and may even be colonized by species from different functional groups. As a result, regrowth forest can contribute to the restoration of ecosystem functions (see references in DUNN, 2004 and BOWEN *et al.* 2007).

Despite high rates of deforestation and habitat loss recorded worldwide, studies show that there is an increment of vegetation in some places (BOUMA *et al.* 1998; LUGO; HELMER, 2004; CRAMER *et al.* 2008; MICHAEL *et al.* 2011). From the mid 20th century, the demand for increased economic productivity unleashed two contrasting situations: 1) the intensification of land use in regions favorable to agriculture; 2) the abandonment of areas where agriculture was less profitable (BOUMA *et al.* 1998). With land abandonment, forest regeneration began by setting the transition forest, where forested areas expanded. It is now known that regrowth forests (secondary forest) occupy a large area corresponding to approximately 1.47 million km² (RAMANKUTTY; FOLEY, 1999). Currently, regrowth forests are an unintended consequence of changing land use practices and socioeconomic conditions, and its recognition is increasing due to their role in species recovery in

highly fragmented landscapes (YOUNG, 2000; DUNN, 2004; WRIGHT; MULLER-LANDAU, 2006). Bowen et al. (2009) recognized the importance of regrowth forest for birds. Furthermore, they showed that both age and the amount of regrowth forest in the landscape might influence bird communities. That study demonstrated that the greater the amount of regrowth forests in the landscape, the greater the benefits for birds. Benefits also increased markedly with age of forest remnant, particularly after 30–60 years (BOWEN et al. 2009). However, there are still many gaps in our knowledge about the factors that influence the recovery of fauna in regrowth forests. In a review paper, Bowen *et al.* (2007) identified that the majority of studies focused on site-scale comparisons of fauna occurrence in regrowth and mature forests, and little is known about the value of regrowth forests for fauna across multiple-spatial scales.

Studies that address broader scales (e.g., landscape level) may contribute to the understanding of population colonization and persistence in regrowth areas. The presence of new forest areas change the structure and composition of the landscape, and potentially contribute to the recovery of the landscape by increasing habitat area, reducing fragmentation, and increasing matrix quality, and landscape connectivity (METZGER, 2003; BOWEN et al. 2007). Many papers acknowledge the influence of landscape composition and configuration on species diversity, abundance, and distribution (HANSKI et al. 2004; EWERS; DIDHAM, 2006; MARTENSEN et al. 2012). However, the knowledge about how species use regrowth forests and the assessment of their potential to facilitate species recovery are limited by the scarcity of studies considering the influence of spatial scales at which species respond to forest regeneration. Understanding these processes from a broader spatial scale is critical, once species persistence in highly fragmented, agricultural landscapes is often related to the amount of habitat and its spatial configuration, both at the patch and landscape scales (LINDENMAYER, 2000; MCALPINE et al. 2006). Thus, here we assessed whether factors at multiple scales influence the abundance of bird functional groups in regrowth fragments in the Brazilian Atlantic Forest.

Tropical forests such as the Atlantic Forest harbor more species than any other terrestrial biome (HANSBAUER et al. 2010). However, its ecological importance did not prevent its devastation. Approximately 88% of the original coverage of this biodiversity hotspot has been cleared for development activities and human occupation (RIBEIRO et al. 2009). The remaining vegetation is not evenly

distributed, with more protected areas in some regions (e.g., ecoregion of Serra do Mar) and other highly depleted (e.g., interior forests) - see Ribeiro et al. (2011). Restoring landscapes such as this is crucial to biodiversity recovery, reduction of local and global extinction, conservation of ecosystem services, and promotion of human wellbeing (CALMON et al. 2011). According to Rodrigues et al. (2009), one of the challenges of restoration in the Atlantic Forest is its cost. Thus, techniques that use natural regeneration processes may be a viable alternative for disseminating practices of ecological restoration, enabling the restoration of large areas. Studies show that there is a change in forest cover and land use in some regions in the Atlantic Forest, where new areas are cleared (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA AND INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2011), while others are abandoned, allowing forest regeneration (TEIXEIRA et al. 2009). The proportion of areas in regeneration has risen in recent years in landscapes with low to middle amount of forest cover, thereby increasing the importance of these areas for conservation (LIRA et al. 2012). However, few efforts have been made to understand which factors influence and the effects of regrowth areas in the Atlantic Forest.

In this paper, we address the following question: abundance and species richness of functional groups of birds in regrowth areas are conditioned by factors acting at multiple scales (local, landscape and regional)? To answer this question, we coupled generalized linear models with a model selection approach.

2.2 Methods

This study was carried out in 15 regrowth fragments in South and Southeast of Minas Gerais, southeastern Brazil (FIGURE 1 and TABLE 1). The climate is Cwa (subtropical humid climate with warm, humid summers, and mild to cool winters) according to Köppen (1948), with a mean annual temperature of 23°C., mean annual rainfall ranging from 1,400 to 1,700 mm and an annual average relative humidity of 70%.

The study area is in the transition between two rich forest domains: Atlantic Forest and Cerrado, and is highly fragmented. Forest cover has been drastically reduced to 4% in this region, to small and sparse fragments (97% of fragments are < 50ha, unpub. data), with different degrees of disturbance (e.g., selective logging, fire, and understory cleaning to cattle breeding; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA AND INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2011). The economy in the region is based on agriculture, mainly coffee, sugarcane, corn plantations, and pasture (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2006).

2.2.1 Fragment Selection

We selected natural regrowth areas using two Landsat 5 TM satellite images (resolution 30 m by 30 m) from May 1986 and May 2011, the period when is fall season. In each image, we used TM bands 3, 4, and 5 (visible, near, and mid-infrared) to provide best discrimination between forest and nonforest types. In order to avoid subjectivity of natural regrowth selection, we used a Principal Component Analysis (PCA) in a temporal manner. The results show that PC 1 is highly correlated with unchanged areas of images, while PC 2 and PC 3 are highly correlated with areas with major and sudden vegetation changes to natural regrowth, or reduction like forest fires (VILA; BARBOSA, 2010).

To check the areas identified in the PCA we performed a visual inspection using Google Earth satellite images from 2009, and confirmed the status of

fragments in the field by asking owners about land-use history. Thus, we selected 15 natural regrowth fragments were separated by 4 km to ensure data independence.

2.2.2 Local Variable

The local variable was the age of regrowth. The age of each fragment was calculated using the temporal variation in the biomass increment, through NDVI (Normalized Difference Vegetation Index). The NDVI is sensitive to photosynthetically active biomass and is correlated with primary productivity (CRAMER *et al.* 1999). Firstly, we calculated NDVI each five years, from 1986 to 2011, using Landsat images. Then, we measured temporal differences in biomass increment between NDVI images. We considered that remnant was at the beginning of regeneration if at least 50% of the pixels had biomass increment. Thus, regrowth age (years) represents the time since regeneration started and was divided into two age classes: young (from 15 to 20 years) and intermediate (from 20 to 30 years).

2.2.3 Landscape Variables

To calculate the landscape variables we built 1,500-m buffers around each natural regrowth fragments and classified the landscape by manually supervised vectorization, using Google Earth satellite images from 2009. We classified land cover into two classes: forest and non-forest. We analyzed forest spatial structure inside landscape that described regrowth size, connectivity, or amount of forest, which we expected to affect bird abundance.

Regrowth area (Reg) excludes forest area structurally connected to it. Total area (TotArea) includes both regrowth area and forest area structurally connected. Percentage of forest cover (PF), defined as the proportion of the landscape covered by forest, was calculated using the formula: $PF = (AF / AT) * 100$, where PF is the percentage of forest cover, AF is the sum of forest areas, and AT is the total area of

the landscape. We calculated connectivity using graph theory (Urban and Keitt 2000; Martensen et al. 2008), which takes into account matrix permeability. We considered three levels of connectivity following Crouzeilles *et al.* (2010): crossing gap of 50 m, 100 m, and 250 m through the matrix. We calculated forest area surrounding the regrowth remnant separated by these distance gaps.

2.2.4 Regional Variable

We also recorded the slope that could potentially explain diversity and abundance patterns at the regional scale. Slope was extracted from digital elevation model SRTM (Shuttle Radar Topography Mission).

2.2.5 Classification of Birds

We selected thirty-six bird species from unpublished survey data. We focus on these species due to variation in their habitat specialization, resource capture, body size, dependence on forested habitat, degree of specialization in micro-habitat, and food type (TABLE 2) (FITZPATRICK, 1980; TERBORGH et al. 1990; RIDGELY; TUDOR, 1994; THIOLLAY, 1994; STOTZ et al. 1996; SICK, 1997; HASUI, 2003). These traits influence species fitness through survival, growth, and reproduction, thus affects biodiversity and ecosystem functions as a whole (FLYNN et al. 2009).

The classification of functional groups was performed using General Classification and Regression Tree (CART). The method classifies and gathers samples in mutually exclusive groups to ensure homogeneity in each group at terminals nodes. The grouping of samples is based on one or more criteria (e.g., foraging habitat, class mass, forest dependence, and food type). All variables are taken into account and the binary division is based on the slightest deviation in the response of each explanatory variable. This process is repeated for each portion of

the data resulting from the previous division, continuing until the terminal nodes (JOEL et al. 1994; LAWRENCE; WRIGHT, 2001; FELIPE; SUAREZ, 2010).

This process produced 12 functional groups, mainly defined by dependence on forested habitat (FIGURE 2 and TABLE 2). Food type, degree of micro-habitat specialization, and body size were secondary predictors.

2.2.6 Bird Survey

We used point count with limited distance of 30-m fixed radius (DEVELEY, 2003; SUTHERLAND, 2006). We arranged three point-count locations randomly in the forest remnant, 100 m from the edge, and 100 m away from each other in each fragment. We performed point counts twice from July to September 2012. We recorded all individuals seen or heard during 10 minutes of observation at each point. We carried out all observations early in the morning between 06:00AM and 09:00AM.

Hummingbirds are difficult to identify using just the point count method, since that many species have similar songs and calls (LOSS; SILVA, 2005). In order to get more accurate estimation to this functional group, we used artificial flower feeders with nectar-like solutions five days before each sampling in each point-count location to attract them.

2.2.7 Data Analysis

We calculated Fisher's α -diversity for each fragment (FISHER et al. 1943; HAMMER et al. 2001). We chose this index since it is robust to sample size and has a good performance in tropical communities (TER STEEGE et al. 2000).

Previously to analysis, we checked the data for normality with Shapiro-Wilk test and collinearity using a correlation matrix with all explanatory variables. We excluded from further analysis all variables with Spearman's correlation coefficient $\leq |0.6|$ (BOWEN et al. 2009). In order to quantify the effect size and relative importance of each factor on diversity and abundance of bird species, we used

generalized linear models and Akaike Information Criterion corrected for small samples and its derived parameters in the R package 'bbmle' (BOLKER; R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012). AICc is less biased than AIC to differentiate two candidate models. The best model has the lowest AICc. ΔAICc calculates the difference between a candidate model and the best model. Models with $\Delta\text{AICc} < 2$ were chosen as the best ones. $w\text{AIC}$ measures the strength of evidence for each model, the larger the $w\text{AIC}$, the higher the plausibility of the model. β demonstrates whether the relationship between two variables is positive or negative (CAVANAUGH 1997; HASUI *et al.* 2012). Data is expressed in $\text{mean} \pm \text{SD}$.

2.3 Results

We recorded 11 functional groups in the 15 fragments. Functional groups showed variation in the frequency of occurrence and abundance among fragments (GRAPHIC 1 and TABLE 4). Functional groups richness ranged from 5 to 10 per fragment (7.9 ± 1.6). The 6 functional groups with the highest frequency of occurrences perform different ecological functions. This functional diversity was observed even in fragments with low occurrences of functional groups. For example, fragment number 2, which despite having only 5 functional groups, include representatives of the four diet types (frugivorous, nectarivores, insectivorous, and granivores), as well as species with two levels of forest dependency (low and high forest dependency).

The fragments sampled are embedded in landscapes with different contexts. The proportion of forest cover in the 1.5 Km-radius ranged from 9.1 % to 31.4 % ($18.8\% \pm 7.3$). The regrowth area ranged from 1.98 ha to 23.1 ha ($7.8 \text{ ha} \pm 5.3$) and 4.43ha to 148.89 ha ($61.1 \text{ ha} \pm 49.7$) for total area (TABLE 1).

We built models for all functional groups. However, we did not show results either for eight groups or α -diversity that had poor model fit. Functional groups responded differently to variables. The relationships between explanatory and response variables ranged from negative to positive (GRAPHIC 2 and TABLE 5). Good models were obtained for medium-sized understory granivores (FG05), small-sized canopy nectarivores (FG13), and small-sized understory birds (FG16). Species from these groups are less dependent of forest and are common in disturbed areas.

All plausible models (AICc value greater than the null model AICc) were composed only of landscape-level variables. The diversity and abundance of functional groups could not be explained by age (local variable) or the slope (regional variable).

The proportion of forest cover in the landscape (%Forest) was included in all best models. It influenced positively the abundance of both medium-sized understory granivorous and small-sized understory birds. The proportion of forest cover was included in the best model for these two groups, along with regrowth area (Reg) for medium-sized understory granivorous, and total area (TotArea) for small-sized understory birds.

Total area (TotArea) was included in the best models, along with other variables, for both small-sized canopy nectarivores and small-sized understory birds. This variable influenced positively the abundance of both groups.

Firstly, regrowth area (Reg) was included in all best models for the abundance of both medium-sized understory granivores and small-sized canopy nectarivores, influencing negatively the former group, but positively the latter group. However, this result could have been biased by a highly abundant small-sized canopy nectarivores, whose abundance was higher than predicted by the model. With the removal of that outlier, the influence of regrowth area on the abundance of canopy nectarivores becomes negative. Therefore, regrowth area influences negatively the abundance of the two functional groups above mentioned.

The fragment in which we recorded the highest abundance of small canopy nectarivores is the largest regrowth area and is highly heterogeneous. Part of its vegetation is at the top of a hill, the other part is in an intermediate portion, and the rest is in a wetland with springs, and herbaceous and shrubby plants. There were some large trees (*Cedrela fissilis*) in this fragment, exotic fruit trees, such as rangpur lemon (*Citrus* sp.), clearing, and signs of trails.

Functional connectivity 250 m (FCA250) was the only attribute on the landscape configuration included in the best models. It influenced negatively the abundance of small-sized canopy nectarivores and positively the abundance of small understory birds. These results are similar to those for the proportion of forest cover in the landscape (%Forest), likely because the sum of the fragment areas, up to 250 m distant from one another, represent almost all the fragments in our landscapes. Thus, the values of functional connectivity area 250 m are similar to values of proportion of forest cover in the landscape (Spearman correlation = 97%). Other higher functional connectivity (FCA100 and FCA50) were not included in the best models.

2.4 Discussion

Effective ecological restoration depends on environmental variables operating at multiple spatial scales. However, there are controversial evidences in the literature on what are the most relevant variables and, consequently the scale at which these variables work. Our results reinforce the influence of landscape context on functional groups. However, previous studies found either no effect of landscape attributes (SELWOOD *et al.* 2008), or that both local and regional variables are relevant (MITCHELL *et al.* 2006; BOWEN *et al.* 2009). We suggest that differences in the spatial extent of studies are responsible for these apparently contrasting results. The history and frequency of disturbance (natural or human-induced), land use types, and landscape heterogeneity may be more important in explaining fauna recovery at a fine-scale. However, on broad spatial scales, limiting or regulating factors (e.g., elevation, temperature, water and soil) usually emerge as primary predictors (HOLL *et al.* 2003). Thus, what is the appropriate spatial extent to identify these effects on fauna recovery? Because will often be impossible to predict the scale a priori, we recommend that multiscale framework should be used to evaluate species response.

2.4.1 Relationship Between Bird Functional Groups and Landscape Variables

The abundance of three bird functional groups in forest regrowths was favored by landscape attributes related to increment of forest area (regrowth area, total area, and proportion of forest cover). This relationship is linked with several population processes, such as mating, reproductive success, parasitism, and predation. These processes reduce abundances in small patches, which scaled up to species group, can also reduce functional group abundance. In addition, forest area imposes a maximum limit on population size, increasing the probability of local extinctions. Mechanisms that control population size can be divided into four categories: environmental stochasticity, demographic stochasticity, natural catastrophes, and reduced genetic diversity (EWERS; DIDHAM, 2006). All these mechanisms have potential to interact to each other and cause extinction vortices (LEIGH, 1981).

Our approach explains the abundance of functional groups restricted to a focal patch habitat. However, some species have large territories that contain more than one patch or habitat type. Moving between more than one patch or habitat type seems to be advantageous, since daily movements create an opportunity to utilize different resources in different habitat patches. Vitz and Rodewald (2006) observed birds typically from mature forests foraging on regrowth forests. This may be related to differentiated supply of resources between forests. Levey (1988) found that different forest types had distinct patterns of fruit availability, in which regrowth forests had larger amount of resources than mature forest throughout time. This feature may benefit some species, especially the generalists. In our study, all functional groups influenced by the amount habitat were generalist species. These are typical species that use multiple resources from different locations. Thus the regrowth fragments may represent an complementary source of resources.

2.4.2 Local and Regional Constraints

Regrowth age (local) and slope (regional variable) were not included in the best models to explain the abundance of functional groups. Age alone is expected to increase biodiversity through time by influencing species colonization. Bowen *et al.* (2009) found consistent empirical evidence for the influence of age on species richness and occurrence. They suggested that new plant species would colonize the area through time, increasing environmental complexity, providing more resources, and creating more and better conditions for further animal colonization. Thus, as vegetation changes as a consequence of succession, habitat quality also changes, benefiting some species (usually specialists) over others (generalists) (CUNNINGHAM; LINDENMAYER, 2005; MARTENSEN *et al.* 2012).

However, succession should not be seen as a linear and predictable relationship between time and animal and plant community assemblies. Factors such as the history and intensity of use, current disorders, and the surroundings can influence the trajectory of succession, making it unpredictable. These factors make succession occur at different rates among regenerating areas (RAVEN *et al.* 2001),

in which older regrowths not necessarily house a greater species richness and abundance than younger regrowths.

Another important aspect is dispersal ability of birds. The relationships between richness, abundance or occurrence of highly mobile organisms like birds and environmental variables in fragmented landscapes are more complex due to their dynamic occupation of habitat patches. Those species perform daily movements, seasonal migrations, and annual re-colonization of breeding sites (WELLS *et al.* 2011). This phenomenon is challenging because it can mask or hinder the interpretation of data. Furthermore, most of the species in this study were chosen based on previous surveys conducted in the region, and several of the species are tolerant to human disturbances. Probably, the species occurring in our study area are those that withstand disturbances and fragmentation, breaking the influence of regrowth age on species occurrence and abundance. Alternatively, regrowth age may have not explained the abundance of functional groups because all fragments were relatively young (less than 30 years of regeneration) and still do not sustain large and diverse plant populations. Bowen *et al.* (2009) found that generally regrowths younger than 30 years around focal fragments influenced weakly or moderately bird species, but the opposite was found for regrowth older than 30 years.

Similarly to age, slope also did not explain the abundance of functional groups. Topographic heterogeneity creates different conditions and creates several niches across the landscape (RICKLEFS, 2010; TOWNSEND *et al.* 2010). Mitchell *et al.* (2006) argued that habitat heterogeneity due to geographical and topographical variability at broad scales are probably more important determinants of bird richness than the diversity of ages and types of forests created by forest management at fine scales. The low contribution of topographic conditions must be due to the limited range of slopes in our study area (range = 7.9). Different vegetation patterns resulting from topographical variation are apparent only at broad scales. Thus, variations at fine scales may not influence birds significantly (BRUDVIG, 2011). Further, sampling units were not evenly distributed along a slope gradient, which may have influenced the effects of topography on functional group abundance.

2.4.3 Implications for Conservation and Ecological Restoration

Our results showed that landscape attributes influenced the abundance of three bird functional groups in regrowth fragments. Therefore, we recommend the inclusion of landscape attributes in studies analyzing how forest regeneration influence wildlife. However, we cannot ensure that our results be applied in other regions or landscapes. In practice, the generalization of a result obtained in only one place and for some functional groups should not made.

We emphasize that high resilience of landscapes of the study area. Even with low proportion of forest cover (~ 10-20%), regenerating fragments sustained various functions performed by birds. However, most regrowths are adjacent to old forest patches. This emphasizes the need for adjacent forested areas that can act as facilitators in seed dispersal and species movements.

Finally, our study shows that landscape attributes, such as the proportion of forest and proximity of fragments to regrowth influence the abundance of bird functional groups. We also found that several functions are being restored even in passive regrowth, regenerating fragments are being colonized or simply being used as a resource. Lastly, forest area in the landscape and surrounding focal fragments are especially important for the maintenance of species in landscapes with relatively small proportions of forest cover (below 30%).

2.5 Conclusions

The complex nature of the regeneration process involves multiple factors that not operate at the local level only. Our work suggests that landscape attributes may influence this process, especially in relation to colonization of functional groups of birds. Aspects of the landscape as the amount of forest and the existence of forest remnants near areas in process of regeneration appear to contribute to the abundance of birds.

The process of natural regeneration and restoration of ecosystem functions seems to be facilitated by the presence of mature forest remnants nearby. Thus, whether restoration actions are performed using the natural regeneration as technique, it is recommended that areas designated for this purpose must contain forest remnants.

Acknowledgments: We would like to thank the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) and Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL) for enabling us to perform this work. Diogo B. Provete reviewed the English language.

REFERENCES

BOLKER, B.; R DEVELOPMENT CORE TEAM. Tools for general maximum likelihood estimation. Version: 1.0.5.2., 2012.

BOUMA, J.; VARALLYAY, G.; BATJES, N. **Principal land use changes anticipated in Europe**. Agriculture, Ecosystems & Environment, v. 67, n. 2-3, p. 103-119, fev.1998.

BOWEN, M. E. et al. **Regrowth forests on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna**. Biological Conservation, v. 140, n. 3-4, p. 273-296, dez. 2007.

BOWEN, M. E. et al. **The age and amount of regrowth forest in fragmented brigalow landscapes are both important for woodland dependent birds**. Biological Conservation, v. 142, n. 12, p. 3051-3059, dez. 2009.

BRUDVIG, L. A. **The restoration of biodiversity: where has research been and where does it need to go?** American Journal of Botany, v. 98, n. 3, p. 549-58, mar. 2011.

CALMON, M. et al. **Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic forest of Brazil**. Restoration Ecology, v. 19, n. 2, p. 154–158, mar. 2011.

CAVANAUGH, J.E. **Unifying the derivations for the Akaike and corrected Akaike information criteria**. Statistics & Probability Letters, n. 33, n. 2, p. 201-208, abr. 1997.

CRAMER W. et al. **Comparing global models of terrestrial net primary productivity (NPP): overview and key results**. Global Change Biology, v. 5, n. 1, p. 1–15, abr. 1999.

CRAMER, V. A; HOBBS, R. J.; STANDISH, R. J. **What's new about old fields?** Land abandonment and ecosystem assembly. Trends in Ecology & Evolution, v. 23, n. 2, p. 104-112, fev. 2008.

CROSSMAN, N. D.; BRYAN, B. **Systematic landscape restoration using integer programming**. Biological Conservation, v. 128, n. 3, p. 369–383, mar. 2006.

CROUZEILLES, R.; LORINI, M. L.; GRELLE, C. E. V. **Deslocamento na Matriz para Espécies da Mata Atlântica e a Dificuldade da Construção de Perfis Ecológicos.** *Oecologia Australis*, v. 14, n. 4, p. 875–903, dez. 2010.

CUNNINGHAM, R. B.; LINDENMAYER, D. B. **Modeling count data of rare species:** some statistical issues. *Ecology*, v. 86; n. 5, p. 1135–1142, maio 2005.

DEVELEY, P. Métodos com estudos com aves. In: CULLEN, J. R.; RUDRAN, R.; VALLADARES, P. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre.** Paraná: Editora UFPR, p. 153 – 179, 2003.

DUNN, R. R. **Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration.** *Conservation Biology*, v. 18, n. 2, p. 302–309, abr. 2004.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. **Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation.** *Biological Reviews*, v. 81, n. 1, p. 117–142, fev. 2006.

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

FELIPE, T. R. A.; SÚAREZ, Y. R. **Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembléias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná.** *Biota Neotropica*, v. 10, n. 2, p. 143-151, jun. 2010.

FISHER, R. A.; CORBET, A. S.; WILLIAMS, C. B. **The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population.** *Journal of Animal Ecology*, v. 12, n. 1, p. 42-58, maio 1943.

FITZPATRICK, J. W. **Foraging behavior of Neotropical tyrant flycatchers.** *Condor*, v. 82, n. 1, p. 43–57, fev. 1980.

FLYNN, D. F. B. et al. **Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa.** *Ecology Letters*, n. 12, v. 1, p. 22-33, jan. 2009.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2008-2010.** São Paulo, p. 122, 2011.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. **PAST**: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, v. 4, n. 1, p. 1-9, maio 2001.

HANSBAUER, M. M. et al. **Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest**: black-and-white versus shades of gray. *Landscape Ecology*, São Paulo, v. 25, n. 3, p. 407-417, mar. 2010.

HANSKI, I. et al. **Variation in migration propensity among individuals maintained by landscape structure**. *Ecology Letters*, v. 7, n. 10, p. 958–966, out. 2004.

HARVEY, C. A. et al. **Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes**. *Ecological Applications*, v. 16, p. 1986 – 1999, out. 2006.

HASUI, E. **Influência da variação fisionômica da vegetação sobre a composição de aves na Mata Atlântica**. Dissertação (Ph.D. em Ecologia de Paisagem) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

HASUI, E. et al. **Non-sequential fruit tracking by birds along an altitudinal gradient**. *Acta Oecologia*, Alfenas, v. 45, p. 66-78, nov. 2012.

HOLL, K. D.; CRONE, E. E.; SCHULTZ, C. B. **Landscape restoration**: Moving from generalities to methodologies. *BioScience*, n. 53, v. 5, p. 491 – 502, maio 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção agrícola municipal 2006**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pam/2006/pam2006.pdf>. Acesso em 12 mar. 2013.

KÖEPPEN, W. P. **Climatologia, con un estudio de los climas de la tierra**. México: Fondo de Cultura Econômica., 1948.

LAWRENCE, R. L.; WRIGHT, A. **Rule-based classification systems using classification and regression tree (CART) analysis**. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, v. 67, n. 10, p. 1137-1142, out. 2001.

LEIGH, E. G. JR. **The average lifetime of a population in a varying environment**. *Journal of Theoretical Biology*, v. 90, n. 2, p. 213–239, maio 1981.

LEVEY, D. J. **Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants.** *Ecology*, v. 69, n.4, p. 1076-1089, ago. 1988.

LINDENMAYER, D. B. **Factors at multiple scales affecting distribution patterns and their implications for animal conservation:** Leadbeater's Possum as a case study. *Biodiversity and Conservation*, v. 9, n. 1, p. 15–35, jan. 2000.

LIRA, P. K. **Evaluating the legacy of landscape history:** extinction debt and species credit in bird and small mammal assemblages in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Applied Ecology*, v. 49, n.6, p. 1325-1333, dez. 2012.

LUGO, A. E.; HELMER, E. **Emerging forests on abandoned land:** Puerto Rico's new forests. *Forest Ecology and Management*, v. 190, n. 2-3, p. 145-161, set. 2004.

LOSS, A. C. C.; SILVA, A. G. **Comportamento de forrageio de aves nectarívoras de Santa Teresa – ES.** *Natureza on line*, v. 3, n. 2, p. 48-52, 2005.

MICHAELSEN, J. et I. **Regression Tree Analysis of satellite and terrain data to guide vegetation sampling and surveys.** *Journal of Vegetation Science*, v. 5, n. 5, p. 673-686, out. 1994.

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

MARTENSEN, A. C. et al. **Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance.** *Conservation Biology*, v. 26, n. 6, p. 1100-1111, dez. 2012.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? *In:* KAGEYAMA P. et al. (orgs.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** Fundação de Estudos e Pesquisa Agrícolas e Florestais - FEPAF, Botucatu, 2003, p. 49-76.

MICHAEL, D. R.; CUNNINGHAM, R. B.; LINDENMAYER, D. B. **Regrowth and revegetation in temperate Australia presents a conservation challenge for reptile fauna in agricultural landscapes.** *Biological Conservation*, v. 144, n. 1, p. 407-415, jan. 2011.

MITCHELL, M. S.; et al. **Relationships between avian richness and landscape structure at multiple scales using multiple landscapes**. *Forest Ecology and Management*, v. 221, n. 1-3, p. 155–169, jan. 2006.

RAMANKUTTY, N.; FOLEY, J. A. **Estimating historical changes in land-cover: North American croplands from 1850 to 1992**. *Global Ecology Biogeography*, v. 8, n. 5, p. 381–396, set. 1999.

RAMANKUTTY N. et al. **Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000**. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 22, n. 1, p. 1-19, mar. 2008.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. *Biologia Vegetal*, 6^a ed., Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2001.

RIBEIRO, M. C. et al. **The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed?** Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, jun. 2009.

RIBEIRO, M. C. et al. **The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot**. In: Zachos FE, Habel JC (eds) **Biodiversity Hotspots**. Berlin e Heidelberg: Springer-Verlag, 2011.

RICKLEFS, R. E. **Economia da Natureza**. 6^a ed, Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010.

RIDGELY, R. S.; TUDOR, G. **The birds of South America. Volume II: The suboscines passerines**. Oxford: Oxford Univ. Press, 1994.

RODRIGUES, R. R. et al. **On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest**. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, jun. 2009.

SELWOOD, K.; NALLY, R. M.; THOMSON, J. R. **Native bird breeding in a chronosequence of revegetated sites**. *Oecologia*, v. 159, n. 2, p. 435–446, mar. 2009.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira Editora, 1997.

STOTZ, D. F. **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1996.

SUTHERLAND, W. J. **Ecological Census Techniques**. University of East Anglia: Cambridge University Press, 2006.

SYMSTAD, A. J. et al. **Species loss and ecosystem functioning**: effects of species identity and community composition. *Oikos*, v. 81, n. 2, p. 389-397, 1998.

TEIXEIRA, A. M. G. et al. **Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region**: implications for conservation. *Forest Ecology and Management*, v. 257, n. 4, p. 1219–1230, fev. 2009.

TERBORGH J. et al. **Structure and organization of an Amazonian forest bird community**. *Ecological Monographs*, v. 60, n. 2, p. 213-23, jun. 1990.

TER STEEGE, H. et al. **An analysis of the floristic composition and diversity of Amazonian forests including those of the Guiana Shield**. *Journal of Tropical Ecology*, v. 16, n. 6, p. 801-828, 2000.

THIOLLAY, J. M. **Structure, density and rarity in an Amazonian rainforest bird community**. *Journal of Tropical Ecology*, v. 10, n. 4, p. 449–481, nov. 1994.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em Ecologia**. 3^a ed. Porto Alegre: Artmed, 2010.

URBAN, D.; KEITT, T. **Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective**. *Ecology*, v.82, n.5, p. 1205-1218, maio 2000.

VILA, G. S.; BARBOSA, P. **Post-fire vegetation regrowth detection in the Deiva Marina region (Liguria – Italy) using Landsat TM and ETM+ data**. *Ecological Modelling*, v. 221, n. 1, p. 75–84, jan. 2010.

VITZ, A. C.; RODEWALD, A. D. **Can regenerating clearcuts benefit mature-forest songbirds?** An examination of post-breeding ecology. *Biological Conservation*, v.127, n. 4, p. 477–486, fev. 2006.

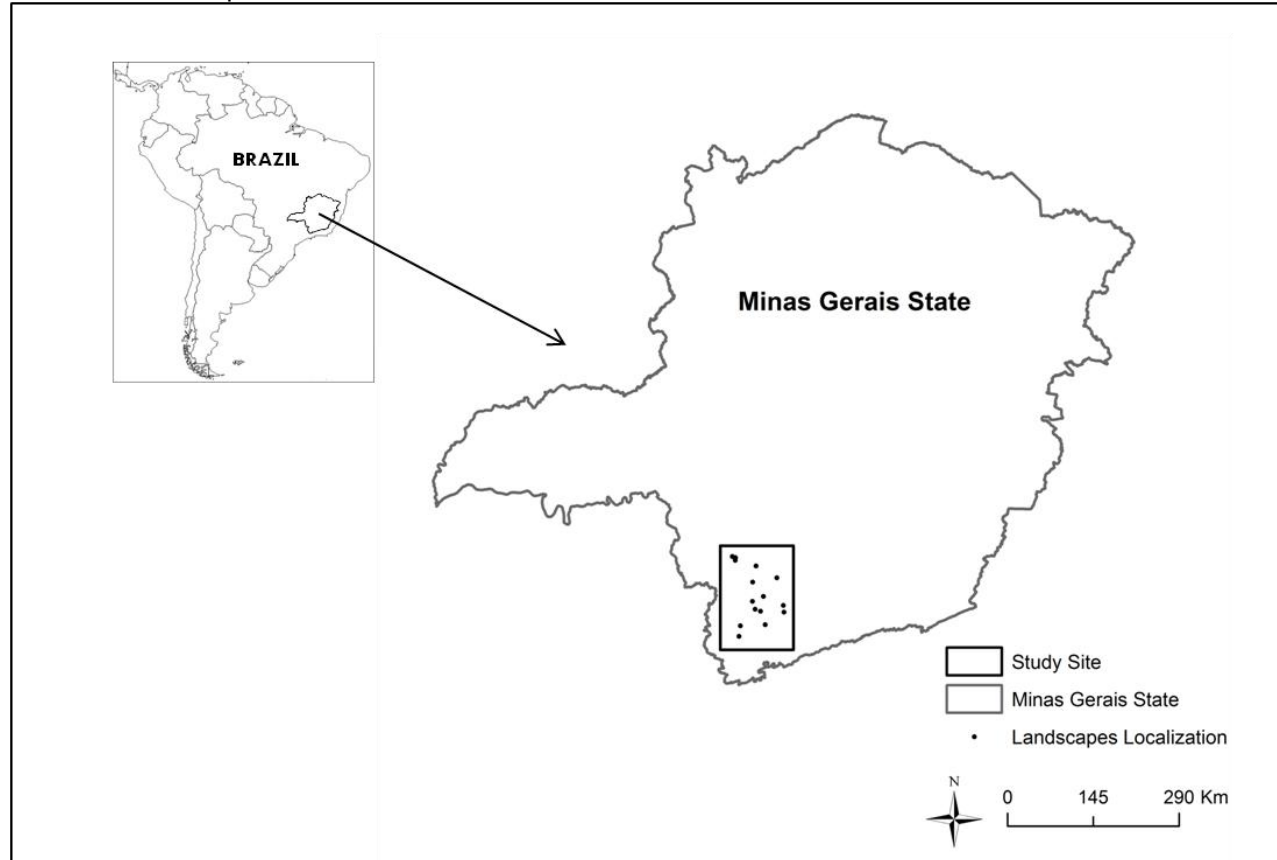
WELLS K. et al. **Local and landscape-scale forest attributes differ in their impact on bird assemblages across years in forest production landscapes.** *Basic and Applied Ecology*, v. 12, n. 2, p. 97–106, mar. 2011.

WRIGHT, S. J.; MULLER-LANDAU, H. C. **The uncertain future of tropical forest species.** *Biotropica*, v. 38, n. 4, p. 443–445, abr. 2006.

YOUNG, T. P. **Restoration ecology and conservation biology.** *Biological Conservation*, v. 92, n. 1, p. 73–83, jan. 2000.

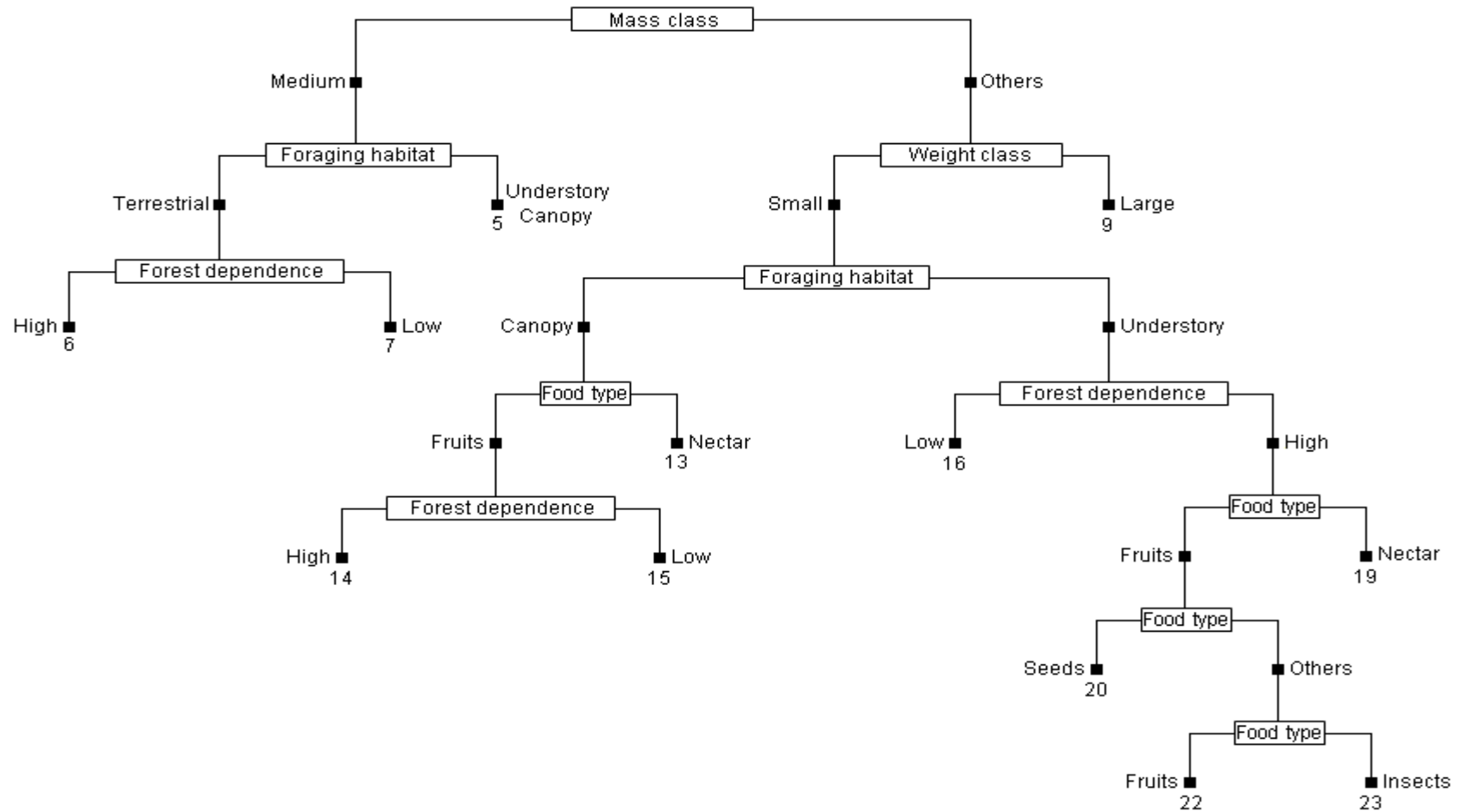
ATTACHMENTS

Figure 1 - Study area. The black rectangle represents the study area and the black circles represent the landscapes.



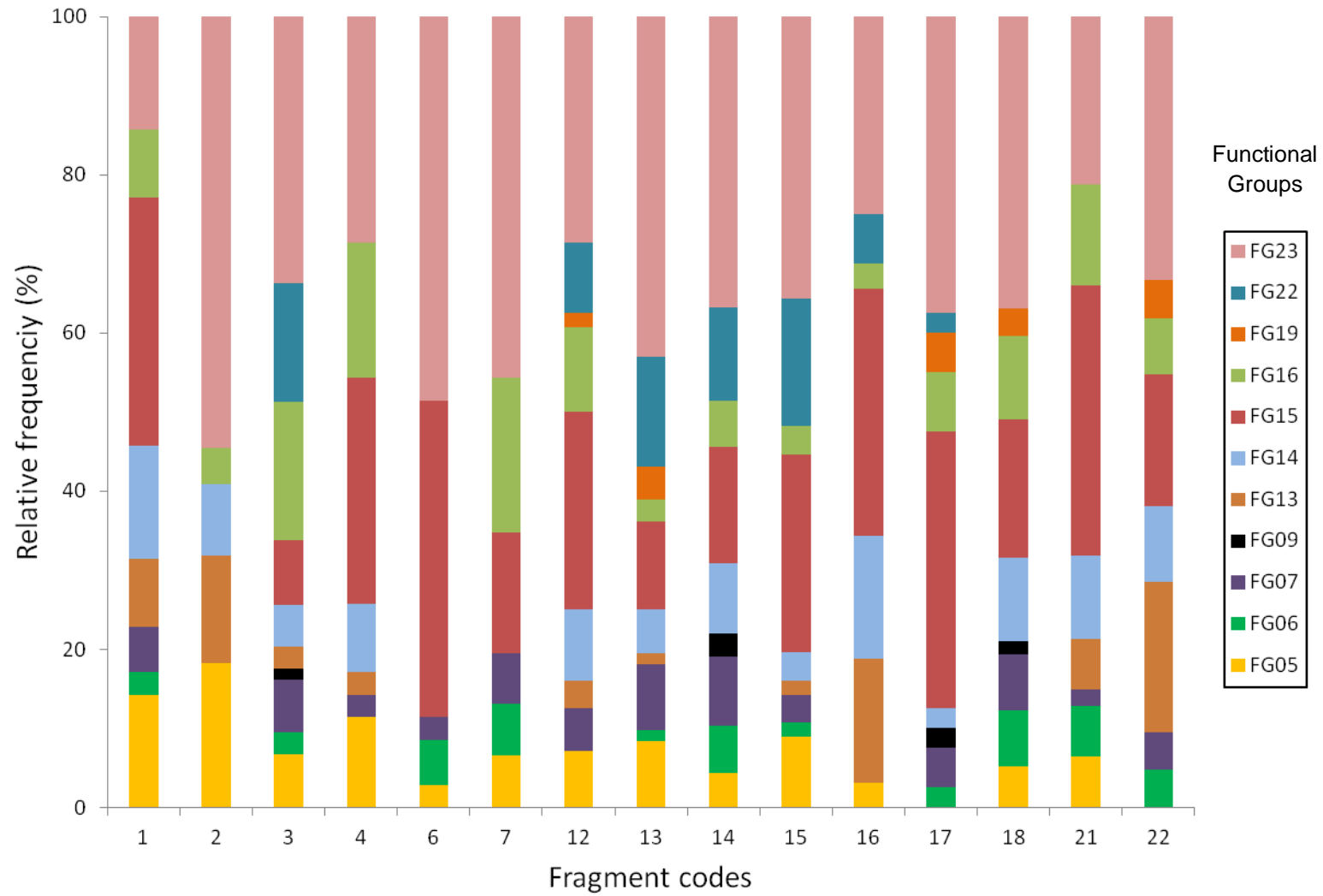
Source: by author

Figure 2 - Regression tree. Rectangles show the explanatory variables used for the classification of different portions of the data. Squares represent the "answers" for each variable. Terminal nodes are indicated by numbers and represent 12 functional groups resulting from the classification.



Source: by author

Graphic 1 - Relative frequency of functional groups by regrowth fragment.



Graphic 2 - Graphical representation showing the influence of explanatory variables on abundance of functional groups:

(a) influence of proportion of forest cover in the landscape and regrowth area on the abundance of understory granivores, medium-sized species and low dependence of forest

(b) influence of total area and functional connectivity on the abundance of canopy nectarivorous, small sized species and low dependence of forest

(c) influence of proportion of forest cover in the landscape and total area on the abundance of understory birds, small sized species and low dependence of forest

(d) influence of total area and functional connectivity on the abundance of understory birds, small sized species and low dependence of forest. The black circles with red numbers represent the regrowth fragments sampled.

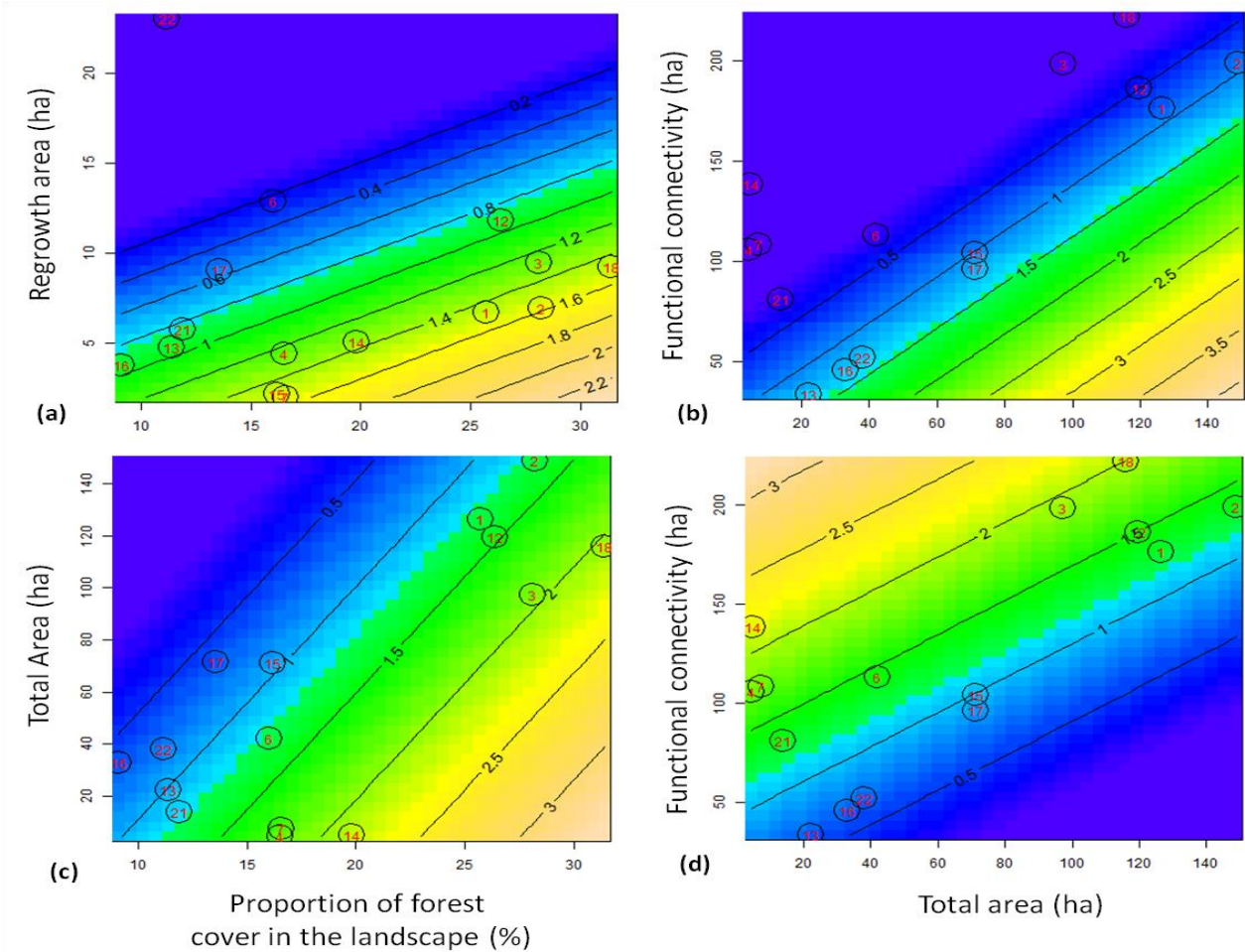


Table 1 - Landscape attributes - Brazil - 2014

| City | Regrowth Code | Regrowth Age (years) | Regrowth area (ha) | Total Area (ha) | Proportion of Forest Cover in the Landscape (ha) | Functional Connectivity/250m (ha) | Slope |
|--------------------|---------------|----------------------|--------------------|-----------------|--|-----------------------------------|-------|
| Carmo do Rio Claro | 1 | 25 | 6.71 | 126.45 | 25.7 | 176.5 | 8.34 |
| Carmo do Rio Claro | 2 | 25 | 6.92 | 148.89 | 28.2 | 199.2 | 1.53 |
| Carmo do Rio Claro | 3 | 25 | 9.45 | 97.32 | 28.1 | 198.2 | 1.49 |
| Campo do Meio | 4 | 25 | 4.42 | 4.42 | 16.5 | 105.5 | 1.47 |
| Alfenas | 6 | 30 | 12.87 | 42.02 | 16.0 | 113.1 | 2.17 |
| Santana da Vargem | 7 | 15 | 1.98 | 7.58 | 16.6 | 108.3 | 2.03 |
| Ipuiúna | 12 | 30 | 11.85 | 119.47 | 26.4 | 186.1 | 2.49 |
| Carvalhópolis | 13 | 25 | 4.77 | 22.26 | 11.4 | 33.2 | 2.37 |
| Carvalhópolis | 14 | 20 | 5.04 | 5.04 | 19.8 | 138.6 | 6.40 |
| Monsenhor Paulo | 15 | 30 | 2.19 | 71.11 | 16.2 | 104.0 | 4.43 |
| Campanha | 16 | 15 | 3.78 | 32.98 | 9.1 | 45.4 | 2.21 |
| Careaçu | 17 | 30 | 9.03 | 71.38 | 13.6 | 96.4 | 0.44 |
| Senador José Bento | 18 | 30 | 9.22 | 116.00 | 31.4 | 222.1 | 3.19 |
| Paraguaçu | 21 | 25 | 5.78 | 13.98 | 11.9 | 80.9 | 1.94 |
| Machado | 22 | 30 | 23.06 | 37.93 | 11.2 | 51.7 | 4.50 |

Table 2 - Bird species, family, diet, mass, mass bin, foraging height, degree of forest dependence, and terminal node.

(continues)

| Species | Family ¹ | Diet ² | Mass ³ (g) | Class of mass | Local foraging ⁴ | Forest dependence ⁵ | Terminal node |
|----------------------------------|---------------------|-------------------|-----------------------|---------------|-----------------------------|--------------------------------|---------------|
| <i>Amazilia fimbriata</i> | Trochilidae | Nectarivores | 4.08 | Small | Canopy | Low | 13 |
| <i>Amazilia lactea</i> | Trochilidae | Nectarivores | 4.60 | Small | Canopy | Low | 13 |
| <i>Amazilia versicolor</i> | Trochilidae | Nectarivores | 4.10 | Small | Canopy | Low | 13 |
| <i>Antilophia galeata</i> | Pipridae | Frugivorous | 21.80 | Small | Canopy | High | 14 |
| <i>Basileuterus culicivorus</i> | Parulidae | Insectivorous | 9.00 | Small | Understory | High | 23 |
| <i>Chiroxiphia caudata</i> | Pipridae | Frugivorous | 25.44 | Small | Understory | High | 22 |
| <i>Coereba flaveola</i> | Coerebidae | Nectarivores | 10.00 | Small | Canopy | Low | 13 |
| <i>Patagioenas cayennensis</i> | Columbidae | Granivorous | 239.88 | Medium | Understory | Low | 5 |
| <i>Conopophaga lineata</i> | Conopophagidae | Insectivorous | 20.28 | Small | Understory | High | 23 |
| <i>Crypturellus obsoletus</i> | Tinamidae | Granivorous | 1000.00 | Large | Terrestrial | High | 9 |
| <i>Crypturellus parvirostris</i> | Tinamidae | Granivorous | 212.00 | Medium | Terrestrial | Low | 7 |
| <i>Crypturellus tataupa</i> | Tinamidae | Granivorous | 264.00 | Medium | Terrestrial | Low | 7 |
| <i>Cyclarhis gujanensis</i> | Vireonidae | Frugivorous | 29.50 | Small | Canopy | Low | 15 |
| <i>Drymophilla ferruginea</i> | Formicariidae | Insectivorous | 12.50 | Small | Understory | High | 23 |
| <i>Dysithamnus mentalis</i> | Thamnophilidae | Insectivorous | 12.60 | Small | Understory | High | 23 |
| <i>Eupetomena macroura</i> | Trochilidae | Nectarivores | 8.70 | Small | Canopy | Low | 13 |
| <i>Euphonia chlorotica</i> | Fringillidae | Frugivorous | 8.00 | Small | Canopy | Low | 15 |
| <i>Geotrygon montana</i> | Columbidae | Granivorous | 115.08 | Medium | Terrestrial | High | 6 |
| <i>Habia rubica</i> | Cardinalidae | Frugivorous | 34.93 | Small | Understory | High | 22 |
| <i>Leptotila rufaxilla</i> | Columbidae | Granivorous | 157.03 | Medium | Terrestrial | High | 6 |
| <i>Leptotila verreauxi</i> | Columbidae | Granivorous | 162.66 | Medium | Terrestrial | Low | 7 |
| <i>Leucochloris albicollis</i> | Trochilidae | Nectarivores | 7.00 | Small | Canopy | Low | 13 |
| <i>Penelope obscura</i> | Cracidae | Frugivorous | 1217.50 | Large | Terrestrial | High | 9 |
| <i>Phaethornis eurynome</i> | Trochilidae | Nectarivores | 5.06 | Small | Understory | High | 19 |
| <i>Phaethornis pretrei</i> | Trochilidae | Nectarivores | 4.00 | Small | Understory | Low | 16 |
| <i>Platyrrinchus mystaceus</i> | - | Insectivorous | 9.24 | Small | Understory | High | 23 |
| <i>Pyriglena leucoptera</i> | Thamnophilidae | Insectivorous | 28.85 | Small | Understory | High | 23 |
| <i>Saltator fuliginosus</i> | Thraupidae | Frugivorous | 59.00 | Small | Canopy | High | 14 |

(conclusion)

| Species | Family ¹ | Diet ² | Mass ³ (g) | Class of mass | Local foraging ⁴ | Forest dependence ⁵ | Terminal node |
|----------------------------------|---------------------|-------------------|-----------------------|---------------|-----------------------------|--------------------------------|---------------|
| <i>Saltator similis</i> | Thraupidae | Frugivorous | 43.10 | Small | Canopy | High | 14 |
| <i>Sicalis flaveola</i> | Emberizidae | Granivorous | 19.70 | Small | Terrestrial | Low | 16 |
| <i>Sittasomus griseicapillus</i> | Dendrocolaptidae | Insectivorous | 12.30 | Small | Understory | High | 23 |
| <i>Sporophila frontalis</i> | Emberizidae | Granivorous | 19.70 | Small | Understory | High | 20 |
| <i>Synallaxis ruficapilla</i> | Furnariidae | Insectivorous | 12.00 | Small | Understory | High | 23 |
| <i>Synallaxis spixi</i> | Furnariidae | Insectivorous | 15.00 | Small | Understory | Low | 16 |
| <i>Tangara cayana</i> | Thraupidae | Frugivorous | 22.00 | Small | Canopy | Low | 15 |
| <i>Thalurania glaucopis</i> | Trochilidae | Nectarivores | 4.29 | Small | Understory | Low | 16 |

Sources: 1,2 - RIDGELY; TUDOR, 1994; 3 –HASUI, 2003; 4,5 – Adapted from STOTZ et al. 1996.

Notes: The range of variation of mass was defined from the mass distribution of the species in a histogram, in which individuals with mass lower than 100 g were classified as small, those greater than 101 g and less than 1,000 g were classified as medium, and individuals weighing more than 1,001 g were classified as large. Forest dependence was defined taking into account the habitat of each species, being defined as a low forest dependent those species that occur in open areas and high dependent species those that occur only in forested areas. Terminal nodes represent the functional group to which the species was assigned according to the regression tree.

Table 3 - Codes, assigned species, and description of functional groups - Brazil - 2014

| Code | Species | Description |
|-------------|--|---|
| FG05 | <i>Patagioenas cayennensis</i> | Medium-sized understory granivores and low dependence of forest. |
| FG06 | <i>Geotrygon Montana; Leptotila rufaxilla</i> | Medium-sized terrestrial granivores and high dependence of forest. |
| FG07 | <i>Crypturellus parvirostris; Crypturellus tataupa; Leptotila verreauxi</i> | Medium-sized terrestrial granivores and low dependence of forest. |
| FG09 | <i>Crypturellus obsoletus; Penelope obscura</i> | Large-sized terrestrial and high dependence of forest. |
| FG13 | <i>Amazilia fimbriata; Amazilia lacteal; Amazilia versicolor; Coereba flaveola; Eupetomena macroura; Leucochloris albicollis</i> | Small-sized canopy nectarivores and low dependence of forest. |
| FG14 | <i>Antilophia galeata; Saltator fuliginosus; Saltator similis</i> | Small-sized canopy frugivorous and high dependence of forest. |
| FG15 | <i>Cyclarhis gujanensis; Euphonia chlorotica; Tangara cayana</i> | Small-sized canopy frugivorous and low dependence of forest. |
| FG16 | <i>Phaethornis pretrei; Sicalis flaveola; Synallaxis spixi; Thalurania glaucopis</i> | Small-sized understory birds and low dependence of forest. |
| FG19 | <i>Phaethornis eurynome</i> | Small-sized understory nectarivores and low dependence of forest. |
| FG22 | <i>Chiroxiphia caudate; Habia rubica</i> | Small-sized understory frugivorous and high dependence of forest. |
| FG23 | <i>Basileuterus culicivorus; Conopophaga lineate; Drymophilla ferruginea; Dysithamnus mentalis ; Platyrinchus mystaceus; Pyriglena leucoptera; Sittasomus griseicapillus; Synallaxis ruficapilla</i> | Small-sized understory insectivorous and high dependence of forest. |

Table 4 - Abundance of each functional group by regrowth fragment. Codes represent each functional group as described in Table 3 - Brazil - 2014

| Regrowth | FG05 | FG06 | FG07 | FG09 | FG13 | FG14 | FG15 | FG16 | FG19 | FG22 | FG23 |
|-----------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| 1 | 5 | 1 | 2 | 0 | 3 | 5 | 11 | 3 | 0 | 0 | 5 |
| 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 12 |
| 3 | 5 | 2 | 5 | 1 | 2 | 4 | 6 | 13 | 0 | 11 | 25 |
| 4 | 4 | 0 | 1 | 0 | 1 | 3 | 10 | 6 | 0 | 0 | 10 |
| 6 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 14 | 0 | 0 | 0 | 17 |
| 7 | 3 | 3 | 3 | 0 | 0 | 0 | 7 | 9 | 0 | 0 | 21 |
| 12 | 4 | 0 | 3 | 0 | 2 | 5 | 14 | 6 | 1 | 5 | 16 |
| 13 | 6 | 1 | 6 | 0 | 1 | 4 | 8 | 2 | 3 | 10 | 31 |
| 14 | 3 | 4 | 6 | 2 | 0 | 6 | 10 | 4 | 0 | 8 | 25 |
| 15 | 5 | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 14 | 2 | 0 | 9 | 20 |
| 16 | 1 | 0 | 0 | 0 | 5 | 5 | 10 | 1 | 0 | 2 | 8 |
| 17 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 1 | 14 | 3 | 2 | 1 | 15 |
| 18 | 3 | 4 | 4 | 1 | 0 | 6 | 10 | 6 | 2 | 0 | 21 |
| 21 | 3 | 3 | 1 | 0 | 3 | 5 | 16 | 6 | 0 | 0 | 10 |
| 22 | 0 | 2 | 2 | 0 | 8 | 4 | 7 | 3 | 2 | 0 | 14 |

Table 5 - Best models ($AICc \leq 2$) for the relationship between independent variables and abundance of functional groups of bird species in natural regrowths in the Atlantic Forest - Brazil - 2014

| Terminal knot | Functional Group | Species | Models | β_1, β_2 | AICc | ΔAIC | w |
|---------------|---|---|-----------------|--------------------|-------|--------------|------|
| 5 | Medium-sized understory granivores and low dependence of forest | <i>Patagioenas cayennensis</i> | Reg+%Forest | -0.116, 0.053 | 61.84 | 0.00 | 0.26 |
| | | | Null | | 64.93 | 3.09 | 0.06 |
| 13 | Small-sized canopy nectarivores and low dependence of forest. | <i>Amazilia versicolor</i> <i>Coereba flaveola</i> | Reg | 0.083 | 62.09 | 0.00 | 0.28 |
| | | | TotArea+FCA250 | 0.022, -0.019 | 64.14 | 0.05 | 0.28 |
| | | | TotArea+%Forest | 0.020, -0.150 | 63.89 | 1.80 | 0.12 |
| | | | Reg+FCA250 | 0.070, -0.004 | 64.02 | 1.93 | 0.11 |
| | | | Reg+%Forest | 0.073, -0.034 | 64.41 | 2.32 | 0.09 |
| | | | Null | | 67.07 | 4.98 | 0.02 |
| 16 | Small-sized understory birds and low dependence of forest. | <i>Phaethornis pretrei</i> <i>Sicalis flaveola</i> <i>Synallaxis spixi</i> <i>Thalurania glaucopis</i> | TotArea+%Forest | 0.012, 0.109 | 78.13 | 0.00 | 0.47 |
| | | | TotArea+FCA250 | 0.011, 0.012 | 78.59 | 0.46 | 0.37 |
| | | | FCA250 | 0.005 | 83.24 | 5.11 | 0.04 |
| | | | %Forest | 0.039 | 83.51 | 5.37 | 0.03 |
| | | | Null | | 85.6 | 7.46 | 0.01 |

Notes: In models column abbreviations represent: “Reg” is the regrowth area; “TotArea” is the regrowth area plus the area of remnant structurally connected to the regrowth; “%Forest” is the proportion of forest cover in the landscape; “FCA250” is the functional connectivity with 250m; and “Null” is the null model.