**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Resposta da assembleia de aves ao planejamento da paisagem em
florestas plantadas**

Renata Siqueira Melo

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2017**

Renata Siqueira Melo
Engenheira Florestal

Resposta da assembleia de aves ao planejamento da paisagem em florestas plantadas
versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **SILVIO FROSINI DE BARROS FERRAZ**

Dissertação apresentada para a obtenção do título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Melo, Renata Siqueira

Resposta da assembleia de aves ao planejamento da paisagem em florestas plantadas / Renata Siqueira Melo. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2017.

96 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

1. Ecologia da paisagem 2. Planejamento florestal 3. Diversidade funcional de aves 4. Florestas plantadas I. Título

Aos meus amigos dedico.

AGRADECIMENTOS

Às energias superiores, ou Deus, pela luz que transmite e pela qual tento me orientar.

À todos que contribuíram de alguma forma para que essa dissertação fosse concluída. Tentarei citar nomes de pessoas e instituições que deixaram sua marca nos pouco mais de dois anos de mestrado.

Em especial aos meus pais, Aparecida e Edison, por todo o amor dedicado, esforços em ajudar no que era possível, pela conexão com a terra e por me apoiarem na decisão de prosseguir os estudos, também às minhas irmãs Priscilla e Patrícia e à minha avó Matilde.

Ao Prof. Silvio Frosini de Barroz Ferraz por ter aceitado me orientar e por sua confiança em meu trabalho, por ter compartilhado seu amplo conhecimento e pelas grandes ideias.

Ao Laboratório de Hidrologia florestal por ter me dado a estrutura necessária para o desenvolvimento do estudo e principalmente às pessoas que faz e fizeram parte dele por todas as conversas e por fornecerem contribuições valiosas durante todo o processo de desenvolvimento do mestrado. Assim, agradeço a Carla Chiles que foi estagiária deste estudo colaborando com a padronização dos dados, ao Ricardo Taniwaki e ao Gabriel Brejão pela colaboração com a análise dos dados e o cálculo do índice de diversidade funcional, ao Yuri Forte, Carolina Rodrigues e Lara Garcia por revisarem o texto, também a Carla Cassiano, Paulo Molin, Cássio Maia, Vanessa Sontag, Aline Fransozi, Luiz Salemi, Frederico Miranda, Clarissa Barreto e a todos os estagiários que passaram pelo laboratório nesse período.

À Prof. Katia M. P. M. de B. Ferraz pela colaboração na forma de análise dos dados de aves e a melhor forma de interpretação, por ter indicado procurar seus orientados do Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação de Fauna Silvestre; ao Eduardo Alexandrino por ter me orientado nesse meu tateio ao mundo dos ornitólogos quanto à padronização dos dados de aves e aos traços a serem usados na caracterização das espécies de aves, ao Marcelo Magioli pelas dicas para o cálculo dos índices de diversidade funcional e ao Alex Bovo pela ajuda com os traços das espécies de aves e também com o cálculo dos índices de diversidade funcional.

À Fibria por ter disponibilizado seu banco de dados com o qual foi elaborado esse estudo, à pesquisadora Ana Paula Correa do Carmo e ao coordenador Reginaldo Gonçalves Mafia por terem colaborado com a concepção da ideia do projeto e dado o apoio necessário ao desenvolvimento deste estudo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudo concedida, sem a qual não teria sido possível prosseguir com o desenvolvimento deste mestrado.

À todos os amigos que deram suas contribuições o meu muito obrigada!

EPÍGRAFE

Não há saber mais ou saber menos: há saberes diferentes.

Paulo Freire

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	10
1. INTRODUÇÃO.....	11
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.1. ECOLOGIA DA PAISAGEM	15
2.2. PLANEJAMENTO DA PAISAGEM.....	17
2.3. DIVERSIDADE FUNCIONAL	21
2.4. AVES COMO INDICADORES DO FUNCIONAMENTO DO ECOSISTEMA	25
3. METODOLOGIA.....	29
3.1. ÁREA DE ESTUDO	29
3.2. UNIDADES DE ESTUDO.....	29
3.3. AMOSTRAGEM DE AVES	32
3.4. TRAÇOS FUNCIONAIS DAS ESPÉCIES DE AVES	33
3.5. DIVERSIDADE FUNCIONAL DA ASSEMBLEIA DE AVES	35
3.6. ESTRUTURA DA PAISAGEM.....	37
3.7. ANÁLISE DOS DADOS	44
4. RESULTADOS	45
4.1. AVES	45
4.2. TRAÇOS FUNCIONAIS	45
4.3. DIVERSIDADE FUNCIONAL	48
4.4. ESTRUTURA DA PAISAGEM.....	50
4.5. RELAÇÃO ENTRE MÉTRICAS DA ESTRUTURA DA PAISAGEM E DIVERSIDADE FUNCIONAL DE AVES.....	51
4.6. RESPOSTA DA DIVERSIDADE FUNCIONAL DE AVES À ESTRUTURA DA PAISAGEM	54
5. DISCUSSÃO	57
6. CONCLUSÃO.....	67
REFERÊNCIAS	69
ANEXOS	81

RESUMO

Resposta da assembleia de aves ao planejamento da paisagem em florestas plantadas

Como ampliar a oferta de serviços ecossistêmicos em áreas de produção agrícola tem sido um debate bastante atual, já que as áreas protegidas parecem não serem suficientes para garantir, por exemplo, a conservação da biodiversidade. Dentre as comunidades biológicas afetadas pelas áreas de produção, estão as aves, as quais demonstram rápida resposta às mudanças na paisagem. Este estudo teve como objetivo compreender como o planejamento da paisagem em áreas de florestas plantadas de rápido crescimento pode influenciar a diversidade funcional da assembleia de aves. Para tanto, áreas com matriz composta por florestas plantadas de eucalipto no Estado do Espírito Santo e sul da Bahia, foram divididas em Unidades de Planejamento da Paisagem (UPP). Dados secundários de levantamentos de aves realizados durante os anos de 2005 a 2010 foram utilizados. As espécies de aves registradas foram caracterizadas por quatro traços funcionais, a guilda trófica, o extrato de forrageio, o habitat e a massa corporal média. A partir de então, foram calculadas três índices independentes para representar a diversidade funcional: riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv). Para a obtenção das métricas da paisagem, foi empregado o mapa de uso do solo referente ao ano de 2010, com base no qual calculou-se a diversidade de clones (IDCL) e de idades (IDID) para as áreas de florestas plantadas, e, para as áreas destinadas à conservação, a diversidade de tipologias vegetais (IDNAT), a proporção de áreas destinadas à conservação (IPANP), a densidade de borda (IDBRD), a proporção de área nuclear (IPAC), a proximidade da vegetação nativa (IPNAT) e o valor de importância ecológica (IVAN). Posteriormente, a estes dois grupos de variáveis, diversidade funcional e métricas da paisagem, foram aplicados a análise de correlação e regressão linear simples. Os levantamentos de aves registraram 218 espécies, as quais totalizaram 3455 indivíduos. Os insetívoros foram os indivíduos mais expressivos para a guilda trófica, para o traço estrato de forrageio, os indivíduos que utilizam exclusivamente o dossel foram os mais abundantes e o hábito de vida exclusivamente florestal predominou nas paisagens estudadas. Foi encontrada relação significativa entre os índices de diversidade funcional de aves e, ao menos, uma das métricas da paisagem. Assim, quanto maior o IPAC maior é a diversidade de funções desempenhadas pela assembleia de aves na paisagem (FRic). O IDNAT mostrou-se negativamente correlacionado com FEve, o que indica que uma maior diversidade de áreas destinadas à conservação proporciona uma variedade desproporcional entre funções e abundâncias na assembleia de aves. Ainda, as assembleias de aves são mais divergentes (FDiv), havendo menor competição por recursos, quando os fragmentos florestais estão mais próximos (IPNAT) e possuem maior importância ecológica (IVAN). Dentro desse contexto, os componentes da diversidade funcional da assembleia de aves são influenciados pela estrutura da paisagem com matriz composta por florestas plantadas de rápido crescimento, e, as ações que promovam a diversidade funcional de aves deve se dar na escala da paisagem, de forma que produção e conservação estejam presentes em uma mesma unidade de paisagem complexa.

Palavras-chave: Ecologia da paisagem; Planejamento florestal; Diversidade funcional de aves; Florestas plantadas

ABSTRACT

Response of the assembly of birds to the landscape planning in planted forests

How to expand the supply of ecosystem services in agricultural production areas has been a very current debate, as protected areas do not seem to be sufficient to ensure, for example, the conservation of biodiversity. Birds, for example, are one of biological communities affected by the production which respond rapidly to changes in the landscape. This study aimed to understand how landscape planning of fast growing planted forests can influence bird assembly functional diversity. Therefore, landscapes composed by eucalyptus plantations located at Espírito Santo and southern Bahia, were organized into Landscape Planning Units (UPP). Secondary data from bird surveys conducted from 2005 to 2010 were used. Bird species were characterized into four functional traits: trophic guild, forage extract, habitat and average body mass. Three independent metrics were then calculated to represent functional diversity: functional richness (FRic), functional evenness (FEve) and functional divergence (FDiv). In order to obtain landscape metrics it was used the 2010 land-use map. Based on this map, the diversity of clones (IDCL) and ages (IDID) of forest plantation were calculated, and, for conservation areas, diversity of vegetation typologies (IDNAT), proportion of areas intended for conservation (IPANP), edge density (IDBRD), proportion of nuclear area (IPAC), proximity to native vegetation (IPNAT) and ecological importance value (IVAN). Subsequently, correlation analysis and simple linear regression were applied to these two groups of variables (functional diversity and landscape metrics). Birds surveys registered 218 species and 3455 individuals. The insectivores were the most expressive individuals for the trophic guild. For the forage stratum trait, canopy individuals were the most abundant and forest habitat birds predominated at studied landscapes. A significant relationship was found between the rates of functional diversity of birds and at least one of the landscape metrics. Thus, IPAC was directly related to diversity of functions performed by the bird assembly in the landscape (FRic). IDNAT was negatively related to FEve, indicating that a greater diversity of conservation areas provides a disproportionate variety of functions and abundances in the bird assembly. Also, bird assemblages are more divergent (FDiv), having less competition for resources, when the forest fragments are structured connected (IPNAT) and have greater ecological importance (IVAN). In this context, components of bird assembly functional diversity are influenced by the landscape structure in matrix composed by fast-growing planted forests, and, actions that enhance birds functional diversity should be given at the landscape scale in order to keep production and conservation present in the same complex landscape unit.

Keywords: Landscape ecology; Forest planning; Bird diversity; Forest plantation

1. INTRODUÇÃO

A preocupação com a produção de madeira buscando conciliar os serviços ecossistêmicos resultou em diferentes estratégias de planejamento do uso do solo e, conseqüentemente, em paisagens com estruturas distintas (e.g.: ROMME; KNIGHT, 1982; TSCHARNTKE et al., 2005). Os padrões da paisagem formados pela colheita florestal, sua influência para a biodiversidade e para a qualidade da floresta nativa, por exemplo, têm sido uma preocupação do setor florestal há algum tempo e, assim, diferentes estratégias de manejo da paisagem têm sido propostas. Uma destas estratégias, por exemplo, visa o uso dos recursos florestais de forma que os fragmentos de vegetação nativa apresentem menor quantidade de borda, ou seja, fragmentos maiores e menos irregulares, para se evitar danos de eventos climáticos extremos (FRANKLIN; FORMAN, 1987).

Nas áreas de florestas plantadas com espécies de rápido crescimento em regiões tropicais, principalmente após a certificação florestal, tem-se buscado planejar talhões de produção com tamanhos variados, seguindo as conformações do terreno, e gerando mosaicos de idades e clones intermeados por manchas de vegetação nativa, de forma a diversificar os plantios e evitar a ocorrência e disseminação de pragas e doenças, mas, também, para que o consumo de recursos primários, dentre eles a água, seja realizado de forma reduzida e regulada (CARNUS et al., 2006; BROCKERHOFF et al., 2008; FONSECA et al., 2009; FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013).

Nos mosaicos de produção florestal, a vegetação nativa está localizada principalmente ao redor dos cursos d'água e em outras porções do terreno que apresentem impedimentos para a mecanização das atividades de silvicultura e, assim, por não haver a utilização dessas áreas, passam a desempenhar o papel da conservação da biodiversidade (LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005; BOWEN et al., 2007). Estes fragmentos de vegetação nativa ajudam no incremento da conectividade e na formação de paisagens complexas (PAQUETTE; MESSIER, 2010; AZHAR et al., 2013). A localização e estrutura dessas áreas na paisagem é um assunto que vêm sendo questionado, tanto objetivando o planejamento de quais áreas são mais adequadas para a conservação, quanto para a escolha dos locais que precisam ser restaurados (BANKS-LEITE et al., 2011; TAMBOSI et al., 2014), como é o caso do corredor central da Mata Atlântica (LEMES; LOYOLA, 2013).

A identificação destes locais é importante para orientar os tomadores de decisão dos locais com maior urgência de conservação, e, então, preservar os elementos que dela necessitem. Este é o caso dos grandes fragmentos da Mata Atlântica que ainda não estão sob

proteção, em regiões onde o uso do solo por ecossistemas agrícolas foi intensificado (RIBEIRO et al., 2009).

Há um consenso de que a quantidade de vegetação nativa e a condição em que os fragmentos se encontram afetam diretamente a comunidade biológica que dela dependem (e.g.: TURNER, 1996; UEZU; METZGER, 2011; MARTENSEN et al., 2012; RÖSCH et al., 2015). Dentre as comunidades biológicas afetadas estão as aves, as quais são utilizadas em levantamentos ecológicos por serem amplamente estudadas e demonstrarem rápida resposta às mudanças na paisagem (GARDNER et al., 2008). Estudos mostram como a assembleia de aves é sensível a variações da paisagem (e.g.: VILLARD; TRZCINSKI; MERRIAM, 1999; BOSCOLO; METZGER, 2011), como, por exemplo, a maior riqueza de aves ser encontrada em áreas de interior de fragmentos, onde o efeito de borda é amenizado (BANKS-LEITE; EWERS; METZGER, 2010).

Com o avanço das pesquisas dentro desta temática, passou-se a abordar não apenas a riqueza de espécies, mas também considerar as suas características, dentre elas, a guilda trófica e o estrato de forrageio, pois elas se comportam de forma diferente de acordo com o tamanho do fragmento e a proximidade entre eles (MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008; ALEXANDRINO et al., 2017). Recentemente, passou-se a utilizar a diversidade de funções desempenhada pelas aves (i.e.: diversidade funcional) de forma a entender com mais detalhes os efeitos da estrutura da paisagem nos traços dos elementos da biodiversidade sendo considerados (e.g.: DIAS et al., 2016; LEITÃO et al., 2016).

Com o uso da diversidade funcional, alguns questionamentos surgiram quanto a quais tipos de traços das espécies a serem usados, se categórico ou contínuo, por exemplo, e em que escala temporal e espacial (PETCHEY; GASTON, 2006; LAURETO; CIANCIARUSO; SAMIA, 2015; MAIRE et al., 2015). Entre os índices mais utilizados, pode-se citar o índice FD (*Functional Diversity*) de Petchey e Gaston (2002, 2006), porém ele não leva em consideração a abundância de espécies. Assim, outros índices foram desenvolvidos e grande destaque vem sendo dado aos três índices que compõem a diversidade funcional proposto por Villéger, Mason e Mouillot (2008), os quais são riqueza funcional, FRic; equitabilidade funcional, FEve; e divergência funcional, FDiv, índices ainda não estudados em áreas de florestas plantadas de eucalipto. A vantagem da aplicação desses índices reside na utilização de dados de abundância e de diversos traços das espécies, os traços funcionais podem estar em escalas de mensuração distintas, sem que os índices estejam relacionados entre si. Assim, tornou-se possível avaliar a diversidade funcional presente em

uma determinada paisagem de forma mais completa do que avaliando apenas a riqueza de espécies (FLYNN et al., 2009).

Portanto, a manutenção da diversidade funcional das comunidades biológicas em ecossistemas agrícolas ou de produção florestal, concomitantemente com o aumento da produtividade, traz a necessidade de estudos que elucidem formas de alcançar esses objetivos (TSCHARNTKE et al., 2005; BENNETT; RADFORD; HASLEM, 2006; BROCKERHOFF et al., 2008, 2013). O setor florestal, buscando obter certificações (e.g.: Forest Stewardship Council - FSC) para atender um mercado cada vez mais exigente, tem adotado estratégias de manejo que conciliem a produção florestal com a manutenção de áreas de conservação (PHALAN et al., 2011; LUSIANA; VAN NOORDWIJK; CADISCH, 2012).

Considerando ainda que as áreas de produção agropecuária cobrem extensos espaços, 38,5 % da área terrestre mundial (FAO, 2016), e corre-se o risco das áreas destinadas à conservação não serem capazes de, por si só, garantirem a conservação da biodiversidade, se faz necessário investigar e adotar técnicas que propiciem, também, a conservação da biodiversidade para além das áreas protegidas (DAILY, 2001; FISCHER; LINDENMAYER; MANNING, 2006).

Dentro desse contexto, este estudo teve como objetivo compreender como o planejamento da paisagem em áreas de florestas plantadas de rápido crescimento pode influenciar a diversidade funcional da assembleia de aves. Os objetivos específicos foram, (1) caracterizar a assembleia de aves presente em áreas de vegetação nativa inseridas nestas paisagens; (2) caracterizar a estrutura da paisagem do mosaico formado por florestas plantadas e áreas destinadas à conservação e (3) avaliar a relação entre a estrutura da paisagem e a diversidade funcional de aves.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Ecologia da paisagem

A Ecologia da Paisagem estuda o efeito dos padrões da paisagem nos processos ecológicos em diferentes aspectos (TURNER, 1989), incluindo os efeitos das atividades humanas. Tal ciência foi cunhada por Carl Troll em 1939 (BOSCOLO; FERREIRA; LOPES, 2016).

O termo paisagem dentro da Ecologia da Paisagem pode ser definido como uma “área espacialmente heterogênea em que há pelo menos um fator de interesse” (FORMAN, 1995). Porém, a paisagem pode ser definida a partir de um observador e de uma determinada escala de observação, de forma que aborde o contexto que irá influenciar o observador, o qual pode ser o homem ou outro componente da paisagem (METZGER, 2001). A paisagem possui a matrix, correspondente ao elemento presente em maior quantidade ou funcionalmente predominante; as manchas de habitat do organismo observador desta paisagem, geralmente em menor quantidade e isolados na paisagem; e corredores que ligam as manchas de habitat (FORMAN; GODRON, 1986). Esta é uma visão mancha-corredor-matriz, mas também pode haver a interpretação da paisagem de forma contínua, considerando graus de adequabilidade para a sobrevivência do organismo observador de interesse por meio dos modelos contínuos, e, também, o modelo em mosaicos onde os elementos são identificados e delimitados, podendo o habitat, por exemplo, ser composto por vegetação em diferentes estágios sucessionais, e não ser apenas denominado floresta (BOSCOLO; FERREIRA; LOPES, 2016).

A Ecologia da Paisagem possui duas vertentes, a geográfica e a ecológica. Numa abordagem em que a participação do homem como modificador da paisagem é integrada nas análises desenvolvidas, chama-se de abordagem geográfica, a paisagem pode passar a ter a extensão de alguns quilômetros. Quando, além da influência humana na paisagem, se está interessado em estudar a percepção e comportamento de um indivíduo de interesse ou comunidade frente a uma paisagem, por exemplo, buscando saber se há elementos da paisagem que possam ser usados como habitat ou ser mais ou menos favorável a presença de aves, esta abordagem é chamada de ecológica (FORMAN; GODRON, 1986) e é a abordagem mais utilizada ultimamente.

Como exemplo, adotando a abordagem ecológica da paisagem e uma assembleia de aves como o observador, a definição da paisagem a ser estudada ocorre considerando a possibilidade de ocupação dessas espécies, ou seja, o habitat de ocorrência, movimentos entre

habitat, dentre outros. Assim, limitações naturais como grandes rios, ou mesmo limitações antrópicas como rodovias podem ser adotados como critérios de separação de paisagens. Também é possível buscar entender a interação dos elementos da paisagem e os processos ecológicos, como, por exemplo, a ocorrência de aves e florestas nativas na paisagem (e.g.: BANKS-LEITE et al., 2011) ou, ainda, sua interação com a matriz agrícola (e.g.: GIL-TENA et al., 2015). Nestes casos, florestas nativas e áreas agrícolas devem estar presentes na paisagem que está sendo estudada.

Com a paisagem definida, se estuda os elementos que a compõem, analisando estrutura, função e dinâmica. Assim, a ecologia da paisagem trata da interação entre o padrão espacial dos elementos da paisagem e os processos ecológicos que ali se desenvolvem, além disso, é caracterizada por considerar grandes extensões de área, o que não era abordado em ecologia até então (TURNER; GARDNER; O'NEILL, 2001).

Como exemplo de estudos em Ecologia da Paisagem pode-se citar trabalhos que investigaram o efeito da estrutura da paisagem nos elementos bióticos e abióticos, consequências do manejo da paisagem heterogênea pelo ser humano (RISSER; KARR; FORMAN, 1984), e como ele interage com os espaços, qual a sua visão sobre esta paisagem (NAVEH; LIEBERMAN, 1990), dentre outros.

A abordagem ecológica tem se baseado na quantificação da estrutura da paisagem como forma de estudar suas relações, de forma a se construir métricas que expresse matematicamente a composição e configuração da paisagem, tanto de forma estrutural, como a quantidade de habitat disponível para uma determinada comunidade; quanto funcional, como a qualidade deste habitat, se há maior ou menor chance de ser utilizado pela comunidade como um todo ou de forma específica para cada espécie (BOSCOLO; FERREIRA; LOPES, 2016).

Para tanto, é necessário se valer de mapas de uso do solo com as categorias de interesse para a análise. Estes mapas podem ser elaborados em diversas escalas espaciais e temporais. A escala espacial dos mapas é definida em função dos processos a serem estudados, podendo-se obter maior detalhamento dos elementos que compõe a paisagem, como por exemplo, a classificação de diferentes estágios de desenvolvimento das áreas florestais ao invés de utilizar mapas binários de floresta e não floresta (e.g.: PARDINI et al., 2009). A escolha dos detalhes que se pretende analisar deve levar em consideração a espécie ou comunidade com que se está trabalhando, a escala de percepção das espécies, ou seja, se elas reconhecem os detalhes estudados e se eles são tidos como relevantes (LEVIN, 1992),

além de levar em consideração que o aumento do detalhamento faz com que o processamento dos dados demande mais esforço na execução e interpretação.

Com a ocupação humana, muitas das áreas de vegetação nativa foram destinadas à produção agrícola, silvícola ou pastoril, que podem ser ou não permeadas por vegetação nativa. Esta nova forma de organização do uso da terra faz com que haja a formação de mosaicos na paisagem. Um dos aspectos extensamente estudado no âmbito da ecologia de paisagens é o mosaico formado por diferentes usos do solo após ocorrer a fragmentação das áreas de vegetação nativa e, ainda, a influência da conformação destes mosaicos na biodiversidade (BENNETT; RADFORD; HASLEM, 2006).

Os mosaicos formados a partir da ação antrópica podem favorecer ou prejudicar a biodiversidade local e, tendo em vista que o uso do solo por atividades produtivas é necessária, estudos buscam propor planejamento e o manejo dessas áreas produtivas de forma a buscar um equilíbrio entre a produção e a conservação da biodiversidade ali presente (PHALAN et al., 2011).

2.2. Planejamento da paisagem

A estrutura da paisagem se refere ao mosaico de elementos que variam em tipos (composição), tamanho e localização, os quais são alterados por eventos naturais e pela intervenção humana. Como forma de apoio ao planejamento da paisagem, várias métricas de sua estrutura auxiliam na análise e comparação entre paisagens estudadas (MCGARIGAL; MARKS, 1995), de forma a tornar possível a obtenção de valores de referência, que embasam a melhoria do funcionamento dos processos ecológicos (FORMAN; GODRON, 1986).

Entretanto, nem sempre se conhecem os meios pelos quais o funcionamento destes processos se dá. Para entendê-los, primeiramente busca-se saber qual é a dinâmica da paisagem por meio dos elementos que a formam e se analisa os principais fluxos presentes, para, então, verificar se a paisagem é capaz de manter a biodiversidade (PICKETT; CADENASSO, 1995).

A fragmentação das áreas de vegetação nativa é um dos principais processos que modificam a estrutura da paisagem, com alteração dos fluxos presentes pela diminuição da quantidade de habitat - de forma que os fragmentos são menores do que as áreas primárias - e, também, diminuindo a proximidade entre eles, aumentando a quantidade de ambiente sob influência do efeito de borda e diminuindo a área nuclear (sem o efeito de borda). Todos estes efeitos culminam no aumento do risco de extinção de espécies dos ecossistemas (FAHRIG,

2001; WATSON; WHITTAKER; DAWSON, 2004; KUPFER; MALANSON; FRANKLIN, 2006).

A estrutura dos elementos que compõe a paisagem pode ser determinante dos fluxos de organismos, matérias, energia, genes e outros (ROMME; KNIGHT, 1982), dessa forma, as consequências ecológicas provindas dos padrões que as práticas de uso do solo impõem na paisagem podem diferir drasticamente. O manejo da paisagem normalmente busca evitar fragmentação de áreas de vegetação nativa, manter corredores para o movimento de organismos entre fragmentos, reduzir as ações do vento e da erosão nas bordas dos fragmentos, sendo as bordas um dos fatores que determinam a ocorrência dos fluxos de organismos, materiais e energias (MURCIA, 1995; PICKETT; CADENASSO, 1995). Ainda, é necessário considerar a presença de zonas de amortecimento ao redor de áreas sensíveis, como as faixas de floresta ao redor de curso d'água (FISCHER; LINDENMAYER; MANNING, 2006); e preservar grandes fragmentos para a manutenção de espécies adaptadas ao interior de floresta (FRANKLIN; FORMAN, 1987).

No geral, habitat maiores são capazes de manter maior número de indivíduos, pois são capazes de ter áreas nucleares que se sobrepõe ao efeito de borda. O efeito de borda é predominante em fragmentos alongados, os quais não sustentam um grande número de espécies, mas podem ser utilizados como corredores que conectam fragmentos maiores e então promover os fluxos anteriormente citados (FORMAN; GODRON, 1986). Assim, é de interesse que se mantenha a conectividade já que a proximidade entre áreas de florestas nativas é um dos principais elementos para manter a diversidade de grupos importantes ao manejo e condições favoráveis à manutenção da biodiversidade, mesmo em áreas com manejo intensivo do solo. O que tornam as ações locais e ao nível da paisagem importantes (TSCHARNTKE et al., 2005).

Como exemplo, uma espécie de ave (*Picoides borealis*) foi utilizada como organismo chave para a orientação do manejo do uso do solo. Descobriu-se que a espécie em questão era influenciada principalmente pela característica local de presença de cavidades em árvores; e, secundariamente, pela estrutura da paisagem com a conectividade dos habitats utilizados para o forrageamento. A análise da paisagem ajudou a identificar locais onde a população da espécie estava estável e onde estava isolada, e orientou na conexão entre os centros de população por meio do aumento da conectividade (AZEVEDO et al., 2000).

Desenvolver modelos de ocupação que beneficiem todas as espécies presentes na área não é possível, assim, procura-se obter padrões que sejam eficientes em beneficiar a biodiversidade como um todo, o que pode ser alcançado pela manutenção de habitat naturais

nas áreas de produção (OLIVER, 1992). Contudo, não é apenas a estrutura das áreas de vegetação nativa que ditam sobre a biodiversidade, mas também como são manejadas as áreas de produção. As florestas plantadas para fins comerciais, por exemplo, podem servir como um habitat complementar para muitas espécies (eg.: FONSECA et al., 2009).

As florestas plantadas se apresentam como uma matriz da paisagem menos contrastante do que a agricultura, e podem colaborar com a conectividade de fragmentos florestais isolados e amenizar o efeito de borda de florestas nativas (CARNUS et al., 2006; BROCKERHOFF et al., 2008). O grau com que esses benefícios podem ocorrer é dependente tanto da intensidade de manejo dessas florestas, como pela colheita, além da diferença entre a espécie cultivada das espécies e estrutura da floresta nativa (BROCKERHOFF et al., 2008).

A certificação florestal promoveu o maior envolvimento das empresas com a conservação da biodiversidade, tornando-se um dos objetivos do manejo de florestas plantadas. Esta é a questão que vem sendo discutida e planejada em paisagens multifuncionais, com as iniciativas integradoras da paisagem, as quais possuem mais investimentos e geram mais resultados do que iniciativas com objetivos restringidos ao lucro. Isso porque as ações conservacionistas também procuram ter desenvolvimento econômico e bem estar humano (ESTRADA-CARMONA et al., 2014).

A presença de florestas nativas em paisagens multifuncionais é determinante para a ocorrência de espécies de hábito florestal na matriz da paisagem. Além disso, é preciso que a matriz seja estruturalmente complexa, pois, assim, a paisagem possui melhores meios para manter as funções agroecológicas (TSCHARNTKE et al., 2012), o que poderia ser alcançado com florestas plantadas em mosaico de idades e clones, e considerar a mistura de espécies dentro de um mesmo talhão, como os plantios de cacau sombreado que mantêm a diversidade de organismos especialistas semelhante a uma floresta secundária (PARDINI et al., 2009).

A matriz da paisagem pode não apenas facilitar o movimento, mas também prover recursos e habitat, o que ameniza o efeito da fragmentação (EWERS; DIDHAM, 2006). A discussão entre aliar produção e conservação ou não (*land sharing*, *land sparing*, respectivamente) (PHALAN et al., 2011), num contexto global, tende a combinar estes objetivos para aumentar as possibilidades de conservação da biodiversidade. Considerando que as áreas preservadas cobrem apenas 12 % do globo e as áreas agrícolas aproximadamente 40 % (FAO, 2016), e que este uso do solo se dá de maneira complexa, é necessário que a integração produção/conservação aconteça (TSCHARNTKE et al., 2005, 2012).

As práticas agrícolas foram, e em alguns locais continuam sendo, a principal causa da extinção por meio do desmatamento e fragmentação de populações nativas, simplificando

as paisagens naturalmente complexas. Com isso, se reduz a riqueza e as funções desempenhadas pelas espécies, afetando a provisão de serviços ecossistêmicos. Neste sentido, alertas são dados ao fato de que a presença de florestas em paisagens agrícolas colabora com a manutenção da diversidade funcional e, assim, efeitos positivos na provisão de serviços ecossistêmicos (FISCHER; LINDENMAYER; MANNING, 2006; PRESCOTT et al., 2016).

A perda da biodiversidade em áreas de produção diminui o controle biológico de pragas, diminui as taxas de polinização, e o manejo inadequado pode gerar degradação ambiental, com perda da resistência a espécies invasoras (ALTIERI, 1999; LETOURNEAU et al., 2011). Sistemas com maior diversidade de habitat e paisagens com estruturas complexas, alcançado pela conservação de áreas de vegetação nativa e diversificação da rotação das culturas, diminuem danos por pragas, herbivoria e mantêm mais inimigos naturais em abundância e riqueza (LETOURNEAU et al., 2011). No geral, os serviços de suporte (controle de pragas e polinização) à agricultura são dependentes da quantidade e estrutura das áreas não agrícolas, ou seja, das áreas que permeiam as áreas produtivas (CHAPLIN-KRAMER et al., 2011; THIES et al., 2011). Além disso, estas áreas de habitat conservado são as que funcionam como fontes de recolonização em ambientes perturbados, seja por eventos naturais ou erros no manejo (FOLKE; HOLLING; PERRINGS, 1996).

Contudo, conciliar uma área altamente produtiva com a conservação da biodiversidade não é tarefa simples. Mesmo que haja essa integração, ainda é necessária a preservação de áreas de vegetação nativa para a manutenção de espécies altamente sensíveis (TSCHARNTKE et al., 2012). Além disso, deve-se considerar que manter a diversidade de espécies não é sinônimo de locais mais resistentes e resilientes (PFISTERER; SCHMID, 2002), pois, quando ocorre uma perturbação toda a comunidade é afetada, o que pode ser explicado pela dinâmica da complementaridade de nicho (NAEEM, 2002). Entretanto o valor da biodiversidade é inerente frente à produção, e num cenário em que a agricultura precisa ser mais produtiva, estável e resiliente, de forma que não afete negativamente o ambiente, a intensificação ecológica pode ser uma estratégia adequada (BOMMARCO; KLEIJN; POTTS, 2013).

Paisagens complexas são capazes de aumentar a diversidade local e compensar por áreas que possuem o manejo intensivo, ou seja, não promover a simplificação das paisagens é importante principalmente para organismos que são altamente móveis, pois precisam que haja a conectividade entre os habitat (BENGTSSON et al., 2003). Porém, quando já se está em uma paisagem simplificada a alocação de porções de vegetação nativa torna-se prioridade para reduzir a distância das fontes de colonização, sabendo-se que paisagens simplificadas

ameaçam a estabilidade dos processos locais ao longo do tempo (BENGTSSON et al., 2003; POLASKY et al., 2008). Práticas de uso do solo menos intensivas promovem a diversidade de habitat (TSCHARNTKE et al., 2005).

Apesar das espécies dominantes controlarem os processos ecossistêmicos locais (LOREAU et al., 2001), a diversidade de espécies, ainda quando elas pertençam à um mesmo grupo funcional, torna-se importante, pois diferentes espécies podem atuar em escalas espaciais e temporais distintas, e, assim, permitem a reorganização da comunidade após distúrbios (ELMQVIST et al., 2003).

Em um ambiente em constante modificação, onde o papel de muitas espécies não é conhecido, nem a sua perda é percebida a curto prazo, a agricultura é considerada o maior veículo de mudança. A conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos como um todo se faz necessária por meio do desenvolvimento de sistemas com maior heterogeneidade que promovam conectividade de habitat em paisagens, aumentando a complexidade e ampliando a resiliência dos ecossistemas (TSCHARNTKE et al., 2005).

2.3. Diversidade funcional

A diversidade funcional pode ser definida como uma medida da variação de traços funcionais, os quais influenciam processos ao nível do ecossistema, como a produtividade, a resiliência e a resistência a invasão de pragas (PETCHEY; GASTON, 2006; CASANOVES; RIENZO; PLA, 2008). Essa definição pode sofrer variações de acordo com alguns autores, pois permanece um tema complexo e em evolução.

A diversidade funcional começou a ser usada de uma forma simples, por meio da separação das espécies em grupos com características similares, como a assembleia de aves de uma determinada paisagem agrupada em guildas tróficas (e.g.: UEZU; METZGER, 2011; BANKS-LEITE; EWERS; METZGER, 2013), o que se trata de uma medida categórica, envolvendo os grupos funcionais, os quais geram influências similares no ecossistema (TILMAN, 2001).

Considerando que essa separação em grupos funcionais pode ser feita de forma arbitrária, outras medidas foram sugeridas. Dentre elas, passou-se a calcular a matriz de distância entre os organismos analisados de acordo com os traços das espécies, assim, índices como a diversidade do atributo funcional, que faz a soma das distâncias entre pares de espécies, foi proposta (WALKER; KINZIG; LANGRIDGE, 1999). Entretanto, este tipo de índice traz características que não são adequadas para o cálculo de diversidade funcional,

como, por exemplo, quando se adiciona uma nova espécie na assembleia com traços idênticos ao de outra já existente, o valor da diversidade funcional pode aumentar; além disso, é necessário considerar que a distância entre o par de espécies no espaço de traços seja independente, caso contrário, ocorre uma inflação na medida de diversidade funcional (PETCHEY; GASTON, 2006).

Para resolver os problemas dos índices com base na distância entre pares de espécies propôs-se medir a distância entre os organismos após uma classificação hierárquica, o índice de diversidade funcional (FD – *Functional Diversity*) de Petchey e Gaston (2002), que não se altera caso uma espécie idêntica a uma já existente for adicionada. Entretanto deve-se considerar que é necessário tomar decisões que alteram a estimativa do índice dependendo do método adotado, como o tipo de agrupamento. Além disso, a inclusão da abundância de espécies não é possível, por isso este índice poderia ser chamado de riqueza funcional e não diversidade funcional (PETCHEY; GASTON, 2006).

A importância do cálculo contendo a abundância das espécies de uma assembleia que está sendo estudada vem do objetivo de obter a diversidade funcional e não apenas a riqueza. A mesma evolução de cálculo aconteceu com a diversidade de espécies, como os índices de Shannon e Simpson (SHANNON, 1948; SIMPSON, 1949), que consideram a abundância das espécies no cálculo. Isso porque uma assembleia é considerada mais diversa se diferentes traços estão presentes e representados por um número similar de indivíduos do que quando um desses traços tem uma grande quantidade de indivíduos e os outros são representados por uma pequena minoria (MOUILLOT et al., 2005). Seguindo nessa linha, surgiu a entropia quadrática (BOTTA-DUKÁT, 2005) proposta inicialmente por Rao (1982), a qual leva em consideração a abundância e é baseada na distância funcional média entre pares de espécies em um espaço multifuncional. Por conta da forma de cálculo, ocorre o problema de o índice poder diminuir com a inclusão de uma espécie com diferentes traços.

Frente às diversas limitações que os índices até então propostos apresentavam, percebeu-se que a estimativa da diversidade funcional por meio de apenas um índice não seria adequado. Assim, propôs-se que a diversidade funcional fosse composta por três componentes: riqueza, equitabilidade e divergência funcional; que devem ser independentes entre si (MASON et al., 2005). A riqueza funcional expressa o volume de funções desempenhadas por uma assembleia de espécies; a equitabilidade funcional representa o quão regular é a distribuição de abundâncias no espaço funcional; e a divergência funcional corresponde ao quão distante as espécies abundantes estão do centro de gravidade do espaço funcional (MOUCHET et al., 2010).

Contudo, estes índices foram inicialmente propostos para serem calculados com apenas um traço, e, então, Villéger, Mason e Mouillot (2008) propuseram estimar os três componentes da diversidade funcional de forma multivariada, assim, estes índices vêm sendo empregados nos estudos de diversidade funcional (e.g.: DING et al., 2013; BOYER; JETZ, 2014; SCHÜTZ; SCHULZE, 2015; LEITÃO et al., 2016; PRESCOTT et al., 2016).

Após a definição dos índices de diversidade funcional, outro fator que também deve ser decidido é a escolha dos traços, os quais irão depender do objetivo do estudo. Por exemplo, se o objetivo é verificar se uma determinada assembleia de organismos é capaz de sobreviver num certo local, traços que levam em consideração o uso dos recursos locais devem ser obtidos. Para aves é possível observar que os trabalhos utilizam traços semelhantes, considerando geralmente a massa corpórea, o principal componente da dieta ou a guilda trófica, o substrato e o habitat de forrageamento; no entanto, os traços podem ter classes e amplitude de abrangência que diferem entre si (PETCHEY et al., 2007; FLYNN et al., 2009; SITTERS et al., 2016). Também, deve ser considerado a disponibilidade de dados para as espécies que se está trabalhando.

Quando o trabalho utiliza índices que tem como base de cálculo os dendrogramas, é recomendado que a escolha dos traços se dê de forma hierárquica, escolhendo uma classificação mais abrangente a partir da qual vai se afinando para traços mais finos das espécies (PETCHEY; GASTON, 2006).

A quantidade de traços utilizados no cálculo de diversidade funcional deve conter-se naqueles considerados importantes funcionalmente. Além disso, deve-se levar em consideração que quanto maior for o número de traços e quanto mais categorias ele tiver (ou se for contínuo) maior será a singularidade funcional da espécie, e, de modo contrário, com o uso de menos traços e se esses possuírem poucas categorias, maior será a probabilidade de haver redundância funcional de espécies (PETCHEY; GASTON, 2006). É possível calcular a contribuição dos traços para a análise e, ainda, a correlação entre eles quando houver dúvida por parte do pesquisador de utilizar determinado traço ou não (PAVOINE et al., 2009). Contudo, a quantidade e quais traços escolher são dependentes da questão a que se quer responder e do conhecimento funcional das espécies.

O tipo de traço, se categórico ou contínuo, por exemplo, que é utilizado no cálculo de diversidade funcional também irá influenciar os resultados obtidos. A recomendação é que seja dada preferência para os traços contínuos frente aos categóricos, pois representam com mais segurança as diferenças entre as espécies. Quando se trabalha com diferentes tipos de

traços é possível padronizá-los independentemente, utilizando a distância adaptada de Gower (PAVOINE et al., 2009).

Como exemplo, o traço guilda trófica ou o principal componente da dieta das espécies de aves, comumente é utilizado na forma categórica, entretanto, muitas vezes as espécies de aves se alimentam de mais de um tipo de recurso, e esta categorização é uma forma de simplificar a natureza que é complexa em sua essência. Assim, alguns pesquisadores se preocuparam em adotar medidas que fossem mais próximas de uma variação contínua, e, por exemplo, transformaram dados categóricos em porcentagens de consumo (WILMAN et al., 2014). Este esforço demonstra que traços contínuos podem trazer informações mais fiéis da realidade, e eles podem ser agrupados de acordo com características próximas e com o grau de diferença que se pretende entre as espécies.

Da mesma forma, o espaço funcional construído com traços contínuos é mais fiel aos valores iniciais utilizados no cálculo, do que quando se usa traços categóricos (MAIRE et al., 2015). Entretanto, nem sempre há a disponibilidade de se obter traços contínuos para todas as funções que se quer representar.

Assim, há a necessidade de avaliar a qualidade do espaço funcional que se constrói, bem como determinar a quantidade de dimensões a ser utilizada no cálculo. A premissa é de que se trabalhe com o número de dimensões que maximize a representação dos traços funcionais originalmente utilizados, mas, que não seja excessivamente alto de forma que impossibilite o cálculo e dificulte a sua interpretação. Para tanto, é possível calcular o desvio quadrado médio do espaço funcional aos traços funcionais originais conforme proposto por Maire et al. (2015) e, assim, evitar o risco de trabalhar com estimativas enviesadas e assumir falsas conclusões ecológicas.

As funções desempenhadas pela biodiversidade podem ser avaliadas a partir do cálculo dos índices de diversidade funcional, as quais afetam o funcionamento e serviços do ecossistema (HOOPER et al., 2005; BALVANERA et al., 2006; DÍAZ et al., 2006). Uma das estratégias de cálculo é considerar a forma como as espécies obtêm os recursos e como se complementam, o que impacta no aumento da produção primária de plantas, por exemplo. Quanto melhor se dá essa complementaridade, maior será a diversidade funcional, ou seja, há uma relação positiva entre a diversidade funcional e o funcionamento do ecossistema (LOREAU, 1998; PETCHEY; GASTON, 2006).

Esta abordagem, por meio da diversidade funcional, considera que o papel desempenhado por cada espécie, por meio de seus traços, influencia no padrão de coexistência entre os indivíduos e assim nos processos ecossistêmicos (TILMAN, 2001). Eles podem, por

exemplo, competir pelos mesmos recursos localizados em estruturas similares no ambiente ou desempenhar funções que são complementares entre si (MACARTHUR; LEVINS, 1967). Além disso, as condições ambientais em que os organismos estão inseridos podem restringir ou favorecer a presença de maior diversidade de funções (ZOBEL, 1997). Vale ressaltar que estas interações atuam em escalas espaciais distintas, sendo que a interação entre espécies é mais intensa em escala local e a interação com os fatores ambientais em escala regional (CORNWELL; SCHWILK; ACKERLY, 2006).

Os índices de diversidade funcional (FRic, FEve e FDiv) (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008) abordam diferentes facetas das interações entre indivíduo-função-ambiente. Assim, a riqueza funcional expressa os princípios da limitação pela similaridade de funções, enquanto que a equitabilidade funcional detecta quando a influência dos nichos não é expressiva, pois é maximizada quando as espécies e abundâncias estão distribuídas regularmente pelo espaço funcional onde há interações de competição; já quando a divergência funcional apresenta altos valores, há um alto grau de diferenciação de nichos, as espécies mais abundantes competem fracamente entre si por não serem similares, estão distantes do centro de gravidade do espaço funcional (MOUCHET et al., 2010).

Como exemplo de comportamento do índice, foi demonstrada que a degradação do habitat afetou positivamente a riqueza funcional e negativamente a divergência (VILLÉGER et al., 2010). Ainda, variações dos índices frente a um gradiente ambiental foi abordado por Mason et al. (2008) demonstrando que a espacialização por nichos permite haver maior diversidade funcional.

É importante ressaltar que a intensificação do uso do solo nem sempre causa a perda da diversidade funcional e assim funções ecossistêmicas. Os processos que guiam a assembleia de organismos presentes em uma paisagem são dinâmicos e podem assumir diferentes comportamentos, dependente do tipo de distúrbio ocorrido e de acordo com as espécies capazes de recolonizar as áreas afetadas, por exemplo, uma alteração no uso do solo pode causar a remoção de filtros ambientais e novos traços funcionais surgem, ou, então, haver uma diminuição das espécies dominantes e maior uniformidade na presença de traços funcionais (MAYFIELD et al., 2010).

2.4. Aves como indicadores do funcionamento do ecossistema

As aves desempenham papel vital para o funcionamento do ecossistema. Dentre os processos que elas estão envolvidas podem-se citar espécies que desenvolveram a

especificidade de interação com determinadas plantas para executar o processo da polinização, a dispersão de sementes; grupos insetívoros são conhecidos por controlarem a população de pragas potenciais; controlam a presença de materiais mortos e outros (SEKERCIOGLU, 2006).

Associado à importância das aves no desenvolvimento das funções ecossistêmicas, outro fator que se leva a trabalhar com este grupo taxonômico é o fato de ter disponível na literatura diversos traços funcionais (DUNNING, 2007; WILMAN et al., 2014; HOYO et al., 2015). Além disso, as aves são capazes de responder ao nível da paisagem (e.g.: BOSCOLO; METZGER, 2009; GIL-TENA et al., 2015; DIAS et al., 2016).

Há um grande volume de estudos publicados descrevendo que a forma como os elementos que compõe o mosaico da paisagem estão dispostos influencia os organismos que nela vivem (e.g.: FONSECA et al., 2009; MAGIOLI et al., 2016), e isto não é diferente para as aves (e.g.: UEZU; BEYER; METZGER, 2008; BOSCOLO; METZGER, 2009, 2011; BANKS-LEITE; EWERS; METZGER, 2010; UEZU; METZGER, 2011; MARTENSEN et al., 2012).

A área de fragmentos florestais e sua borda são dois fatores que conhecidamente influenciam a composição das espécies de aves, sendo que o efeito de borda é superior ao do tamanho do fragmento (BANKS-LEITE; EWERS; METZGER, 2010). Entretanto, as influências da paisagem são dependentes da escala de análise, sendo recomendado que as análises sejam feitas em multiescala (BOSCOLO; METZGER, 2009).

Outro aspecto que influencia o padrão de presença das espécies é o grau de isolamento das manchas florestais em paisagens fragmentadas, sendo que a densidade de manchas e a conectividade, que reduzem o isolamento entre elas, são fatores que devem ser levados em consideração quando se deseja conservar aves (BOSCOLO et al., 2008).

Muitas das pesquisas investigando esta relação identificaram que os grupos funcionais de aves percebem a estrutura da paisagem de forma específica, com necessidade de separá-los. Esta percepção foi abordada na identificação de que as espécies de aves poderiam ser separadas em guildas tróficas para se entender os efeitos de distúrbios ambientais, sendo que algumas guildas percebem estas alterações em escala local (i.e.: insetívoros) e outras na escala do fragmento (i.e.: nectarívoros) (BANKS-LEITE; EWERS; METZGER, 2013).

Quando estudado o efeito da área e da conectividade nas espécies de aves, identificou-se que elas poderiam ser separadas em grupos funcionais que respondem diferentemente frente aos efeitos estudados e de acordo com os estudos. Por exemplo, insetívoros terrestres, onívoros e frugívoros foram identificados como sendo afetados tanto

pela área quanto pela conectividade dos fragmentos florestais, enquanto que os insetívoros de sub-bosque e nectarívoros apenas pela conectividade (UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005; MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008). Entretanto, outro estudo identificou que insetívoros de sub-bosque são afetados pelo tamanho do fragmento, e as espécies generalistas pelo grau de isolamento entre eles (UEZU; METZGER, 2011). Nestes casos, o uso da diversidade funcional poderia ajudar a identificar os padrões com maior facilidade.

Apenas nos últimos anos estudos vêm diretamente usando os índices de diversidade funcional, que representam os diferentes componentes, e aplicando-os para assembleias de aves. Um estudo que trabalhou com a fragmentação do habitat por meio do tamanho e o isolamento das manchas de floresta, encontrou que a riqueza funcional (FRic) aumentou com o aumento da área das manchas e a equitabilidade funcional (FEve) diminuiu, pois a abundância de espécies não é distribuída uniformemente em grandes áreas, e a divergência funcional não demonstrou ter nenhuma relação, nem com a área e nem com o grau de isolamento das manchas (DING et al., 2013).

Alguns trabalhos também buscaram entender a influência das espécies raras ou ameaçadas de extinção na composição da diversidade funcional de aves e identificaram que quando as espécies raras são extintas há uma perda acima do esperado, acima de 28 %, quando comparado com uma extinção aleatória das espécies, para a riqueza funcional (LEITÃO et al., 2016). FRic diminui com o aumento da taxa de extinção local, porque este índice é relacionado com a riqueza de espécies. Além disso, como as espécies em extinção são raras na paisagem, a remoção delas da análise faz com que aumente FEve, ou seja, a abundância das espécies restantes na comunidade de aves se tornou mais uniforme. Ainda, pelo fato desse grupo de espécies ser geralmente de especialistas ecológicas, sua remoção tornou os valores de FDiv menores, por permanecer na comunidade principalmente as espécies generalistas, indicando uma diminuição da variação total das combinações dos traços funcionais exibidos pelas aves (BOYER; JETZ, 2014).

Este aprofundamento da análise da biodiversidade também foi feito para avaliar áreas produtivas. Em áreas com mosaico de pastagem, produção de óleo de palma e florestas nativas identificou-se que a riqueza funcional de aves é maior em áreas de floresta do que nas áreas agrícolas, e ele foi melhor expresso nas áreas de produção quando estas eram intermeadas por áreas de floresta (PRESCOTT et al., 2016). Isto sugere que o compartilhamento entre áreas de produção e conservação propicia a melhoria da riqueza funcional na paisagem. Prescott et al. (2016) não encontrou relações expressivas para os outros componentes que formam a diversidade funcional (i.e.: FEve e FDiv).

Contudo, não há trabalhos com diversidade funcional de aves em áreas com florestas plantadas de eucalipto, os trabalhos que fazem levantamentos de aves nessas áreas muitas vezes se limitam no cálculo da riqueza de espécies e identificação de espécies sensíveis à alterações no habitat (JACOBOSKI; MENDONÇA-LIMA; HARTZ, 2016). Entretanto esta abordagem frequentemente não representa a real condição da paisagem sendo estudada (ALEXANDRINO et al., 2016), assim, não é aproveitado o potencial de investigação quanto à presença de funções a ser desempenhada por essas espécies na paisagem e, consequentemente, a manutenção de funções ecossistêmicas.

3. METODOLOGIA

3.1. Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em áreas com matriz composta por florestas plantadas de eucalipto no centro-norte do Estado do Espírito Santo e sul da Bahia, em uma área de aproximadamente 346 mil hectares (FIBRIA, 2015).

A região de estudo apresenta clima tropical com uma temperatura média anual que varia entre 20 e 25 °C, sendo a média máxima em torno de 29 °C e a média mínima de 15 °C (ANTONGIOVANNI; COELHO, 2005). A precipitação média anual pode alcançar valores de 4.000 mm nas regiões mais úmidas próximas à costa e 1.000 mm nas áreas interioranas (CÂMARA, 2003).

Esta região era originalmente recoberta por Floresta Ombrófila Densa, além de algumas pequenas manchas de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e Formações Pioneiras com influência Marinha e Flúvio-Marinha (IBGE, 2004)

A Mata Atlântica é um dos biomas mais ameaçados e com maior grau de endemismo do mundo (MYERS et al., 2000), devido, principalmente, ao desmatamento ocorrido pelo processo de antropização, culminando no fato de que atualmente restam cerca de 12% de vegetação nativa (RIBEIRO et al., 2009). Atualmente, o Estado do Espírito Santo, por exemplo, tem o uso do solo predominantemente ocupado por pastagens, seguido pela cafeicultura, fruticultura, cana-de-açúcar, silvicultura, produção de cacau e pimenta do reino (PROJETO CORREDORES ECOLÓGICOS, 2006).

Na região de estudo, as florestas plantadas de eucalipto é a matriz da paisagem, por haver extensas porções de uso com esta cobertura e ele estar conectada na paisagem (FORMAN; GODRON, 1986). Portanto, utilizou-se apenas as paisagens com esta matriz sob posse de empresa Fibria, não trabalhando com uma continuidade espacial plena, pela disponibilidade dos dados de uso do solo e levantamentos da biodiversidade.

3.2. Unidades de Estudo

A área de estudo foi dividida em Unidades de Planejamento da Paisagem (UPP) de forma que pudesse representar os processos ecológicos existentes, além de considerar a possibilidade da empresa atuar no manejo dessas paisagens após recomendações feitas pelo estudo (CARMO; SARTORIO; GOMES, 2011). Além disso, as unidades apresentam

variações nas características de planejamento que são percebidas pelas métricas da paisagem selecionadas para representar o planejamento das mesmas. Para tanto, as UPPs foram definidas respeitando os seguintes critérios:

- Área total máxima: levando em consideração características da região como o tamanho das bacias hidrográficas, relevo, tamanho dos talhões. Foi utilizada uma área de 2.500 ha da matriz de florestas plantadas de eucalipto como referência para a separação das unidades;

- Continuidade espacial: para que não houvesse a limitação do movimento de organismos em uma mesma paisagem, barreiras físicas foram utilizadas para a divisão das UPPs, como rodovias e grandes rios. Assim, uma UPP é formada por fazendas contínuas ou próximas;

- Homogeneidade de fatores ambientais: que podem influenciar os processos percebidos pelos organismos nas UPPs. Foram levados em consideração como fatores de divisão das unidades as formações vegetais da Mata Atlântica delimitadas pela altitude que ocupam, planície, submontana e montana; formações geomorfológicas e a barreira fitogeográfica representada pelo rio Doce;

- Bacia hidrográfica: os limites das bacias hidrográficas também foram utilizados para auxiliar na divisão das unidades, pois são unidades integradoras de processos ecológicos. Apenas não foram utilizadas como critério inicial da separação das unidades, pois a empresa não possui capacidade de gestão de partes das áreas das microbacias. Dessa forma, adotaram-se bacias de nível 4 definidas pela Agência Nacional de Águas (ANA).

Sobrepondo estes critérios nas áreas sob posse da empresa, foram obtidas 103 UPPs com mosaicos de fragmentos e corredores de áreas destinadas à conservação, florestas plantadas de eucalipto e outros elementos como estradas. Destas, após definir os esforços amostrais mínimos para os levantamentos de aves (ver item 3.3), 14 foram selecionadas para o estudo (Figura 1), sendo seis na região de Aracruz, Espírito Santo (AR – 01, AR – 02, AR – 05, AR – 06, AR – 11 e AR – 12), o uso do solo destas UPPs podem ser observadas no Anexo A; quatro na região de São Mateus, Espírito Santo (SM – 07, SM – 08, SM – 27 e SM – 31), seus usos do solo são apresentados no Anexo B; e quatro na região do sul da Bahia (BA – 03, BA – 06, BA – 18 e BA – 33), exibidos no Anexo C.

Figura 1. Área de estudo dividida em Unidades de Planejamento da Paisagem (UPPs), com a localização das paisagens estudadas (UPPs Selecionadas) em áreas de matriz composta por florestas plantadas. (Fonte: Remanescentes de Mata Atlântica - SOS Mata Atlântica 2013/2014)

3.3. Amostragem de aves

Dados secundários de levantamentos feitos durante os anos de 2005 a 2010 foram utilizados. Consideraram-se os levantamentos realizados por meio dos métodos de captura por redes de neblina e observação por pontos fixos, ambos localizados nas áreas destinadas à conservação. As áreas amostradas foram: floresta em estágio inicial, estágio médio e estágio avançado, muçununga herbáceo-arbustiva, restinga herbáceo-arbustiva, restinga arbórea, brejo e várzea.

As redes de neblina foram utilizadas para as amostragens de aves de sub-bosque. Cada amostragem foi composta por 10 redes, sendo cinco com malha de 36 mm e 2,5 m de altura e as outras cinco com malha de 61 mm e 3,25 m de altura, formando uma linha de 134 metros de comprimento aberta ao nascer do dia e expostas até o meio do dia com visitação a cada hora para a coleta dos dados (FIBRIA, 2011). Como se trata de dados secundários, foi necessário padronizar o esforço de amostragem entre as UPPs para compará-las entre si. Foram eliminadas 25% das unidades que possuíam os menores esforços e adotou-se o padrão de 50 horas de esforço amostral por UPP, ou seja, UPPs que tivessem maiores esforços tiveram a quantidade em excesso eliminada de forma aleatória. Porém, quando possível, foram mantidos os levantamentos feitos no período seco e período úmido do ano, para tentar abranger as variações de presença de indivíduos que poderia haver ao longo do ano. Após a padronização, a média de esforço amostral foi de $52,71 \pm 3,53$ horas por unidade, o que totalizou 737,92 horas de rede de neblina em áreas destinadas à conservação.

As amostragens por pontos fixos foram feitas distantes ao menos 50 m das bordas dos fragmentos, e distantes 200 m entre si para evitar a sobreposição de unidades amostrais. As observações foram feitas meia hora após o nascer do sol, e até duas horas após este horário. Em cada ponto observou-se a presença de aves por 20 minutos e foram registradas as abundâncias por contato (FIBRIA, 2011). Da mesma forma que para a amostragem por redes de neblina, na amostragem por pontos de observação e escuta também foi necessário padronizar o esforço de amostragem entre as UPPs. Assim, foram eliminadas 25% das unidades que possuíam os menores esforços e adotou-se o esforço de 6 horas de observação e escuta por UPP como o esforço amostral. As UPPs que tinham maior quantidade de horas tiveram a quantidade em excesso eliminada de forma aleatória, apenas tentando manter amostragens feitas nos períodos secos e úmidos do ano. Após a padronização, a média de esforço amostral foi de $5,86 \pm 0,45$ horas por unidade, o que totalizou 82 horas de observação e escuta em áreas destinadas à conservação.

A nomenclatura utilizada para designar as espécies de aves foi a recomendada pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI et al., 2015). Com a junção destes dois tipos de levantamento foi obtido a riqueza de espécies, número de espécies em cada UPP, e a abundância, número de indivíduos amostrados em cada UPP.

3.4. Traços funcionais das espécies de aves

Quatro traços foram utilizados para descrever funcionalmente as espécies de aves registradas na área de estudo. Os traços abordam o uso do recurso consumido no que concerne ao aspecto alimentar quanto (1) a alimentação (guilda trófica), (2) a posição do estrato vertical que utilizam para forragear (extrato de forrageio), (3) ao tipo de habitat em que são encontradas e (4) o recurso energético de que dispõe (massa corporal média apresentada pela espécie) (Tabela 1).

Tabela 1. Lista dos traços utilizados para o cálculo dos índices de diversidade funcional de aves registradas em áreas com matriz de florestas plantadas no Espírito Santo e sul da Bahia

Tipo	Traço	Categorias ou variação	Escala	Fonte de dados
Alimentação	Guilda trófica	1. Carnívoro	Binária	abordagem de Alexandrino et al., 2017
		2. Detritívoro		
		3. Frugívoro		
		4. Granívoro		
		5. Insetívoro		
		6. Nectarívoro		
		7. Onívoro		
		8. Piscívoro		
	Estrato de forrageio	9. Aérea	Binária (multiescolha)	Parker III et al., 1996
		10. Aquática		
		11. Dossel		
		12. Estrato médio		
		13. Sub-bosque		
		14. Terrestre		
Ocorrência	Habitat	15. Aquática		
		16. Florestal		
		17. Não florestal		
Recurso	Massa representativa	18. 2.0 à 1638.8 g	Contínua	Dados próprios e revisão de literatura

Esses traços foram selecionados, pois tratam da função das espécies na comunidade, dos fluxos de energia envolvidos e da estrutura do ecossistema (PETERS, 1983), além disso, permitem a comparação com outros trabalhos que utilizaram atributos similares (e.g.: PETCHEY et al., 2007; DE COSTER; BANKS-LEITE; METZGER, 2015; LEITÃO et al., 2016).

Cada um dos quatro traços utilizados neste estudo é definido na sequência:

(1) Guilda trófica: definida a partir do item alimentar consumido preferencialmente pela espécie. Os itens alimentares foram separados em oito categorias: néctar, fruto, semente, material vegetal não reprodutivo, carniça, invertebrado, peixe e outros vertebrados. De acordo com o alimento preferencial, foi atribuída à espécie sua categoria trófica, podendo esta ser respectivamente: nectarívoro, frugívoro, granívoro, herbívoro, detritívoro, insetívoro, piscívoro e carnívoro. Caso a espécie consumisse mais do que quatro itens alimentares, a ela foi atribuída a categoria trófica dos onívoros. Para esta categorização foi utilizada a abordagem de Alexandrino et al. (2017).

(2) Estrato de forrageio: estrato vertical que a espécie se alimenta. Esta característica foi separada em seis categorias de acordo com a base de dados de Parker III et al. (1996), sendo elas: terrestre, que forrageiam no solo; sub-bosque; estrato médio; dossel; aérea, que forrageiam no estrato aéreo ou em pleno voo; e aquática, que forrageiam em ambientes aquáticos. Pelo fato de uma espécie poder forragear em mais de um estrato, este atributo foi tratado como uma variável categórica multiescolha, como em Alexandrino et al. (2017). Assim, uma espécie pode estar presente em mais de uma categoria, como, por exemplo, a espécie *Amazilia fimbriata* que forrageia desde o sub-bosque até o dossel.

(3) Habitat: trata-se do ambiente de ocorrência natural da espécie, foi dividido em três categorias: florestal, não florestal e aquático. Para realizar essa classificação foi utilizado o banco de dados de Parker III et al. (1996), o qual separa as espécies de acordo com o tipo de ambiente que utilizam em 15 habitat florestais, 14 habitat não florestais e 12 habitat aquáticos. Na classificação de Parker III et al. (1996), uma mesma espécie pode estar presente em diversos tipos de habitat. Então, este traço, assim como a anterior, também foi tratado como uma variável categórica multiescolha. Dessa maneira, uma mesma espécie pode ser categorizada como presente em um habitat florestal e não florestal, por exemplo (ver ALEXANDRINO et al., 2016, 2017).

(4) Massa representativa: a massa corporal média das espécies presentes na área de estudo também foi utilizada para a caracterização. Estes dados foram obtidos, quando disponíveis, a partir da pesagem de indivíduos capturados pelas amostragens realizadas em redes de neblina na área de estudo. Para as espécies que não apresentaram indivíduos capturados em nenhum dos levantamentos, complementaram-se os dados de massa corporal média a partir da revisão de literatura (DUNNING, 2007; MAGALHÃES et al., 2007; HOYO et al., 2015).

A lista das espécies com suas características correspondentes pode ser acessada no Anexo D.

3.5. Diversidade funcional da assembleia de aves

A partir das espécies com os traços funcionais e a abundância registrada nas UPPs selecionadas, foram calculadas três métricas independentes para representar quantitativamente a diversidade funcional: riqueza funcional (FRic - *Functional Richness*), equitabilidade funcional (FEve - *Functional Evenness*) e divergência funcional (FDiv - *Functional Divergence*). Estes índices, ao contrário de outros, permitem considerar no cálculo diversos traços e levam em consideração a abundância registrada das espécies em um determinado local (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008).

Para o cálculo desses índices (FRic, FEve e FDiv), padronizou-se os traços funcionais e as abundâncias das espécies. Com relação aos traços funcionais, inicialmente foi calculada a matriz de distância adaptada de Gower entre cada par de espécies, pois ela padroniza cada tipo de variável independentemente. Em seguida, construiu-se a matriz de distância global e, assim, a contribuição e correlação de cada traço foi calculada (PAVOINE et al., 2009). Com relação às abundâncias das espécies, foi feita a transformação pela série de Hellinger, a qual reduz a importância de espécies abundantes (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2011).

Após estas padronizações, foi realizada a análise de coordenadas principais (PCoA) e seus eixos utilizados para a construção do espaço multidimensional. Oito dimensões foram utilizadas, ou seja, os oito primeiros eixos da PCoA, que apresentam a melhor qualidade do espaço multidimensional baseado no menor desvio quadrado médio entre a distância funcional inicial e a distância dimensionada no espaço funcional entre pares de espécies (MAIRE et al., 2015). A qualidade dos espaços multidimensionais de 2 a 9 é apresentada no Anexo E e o esquema de padronização dos dados para o cálculo dos índices de diversidade funcional é apresentado na Figura 2.

Os oito eixos da PCoA foram utilizados para computar os três índices da diversidade funcional. O primeiro deles, FRic, representa o volume funcional ocupado pela assembleia de aves. Ele é construído por um volume de traços funcionais (*convex hull*) a partir dos pontos extremos dos eixos da PCoA (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). FRic foi padronizado e expresso como uma proporção do grupo de espécies. Este índice ficou contido entre 0 e 1, podendo-se dizer que quanto maior o valor, maior é o número de funções desempenhadas na assembleia.

Figura 2. Esquema de procedimentos aplicados para a padronização dos dados de levantamentos de aves em uma área de matriz de florestas plantadas de eucalipto para o cálculo dos índices de diversidade funcional. (Tr = traço funcional variando de 1 a (x); Sp = Espécie; PCoA = Análise de Coordenadas Principais; Dim = Dimensão da PCoA variando de 1 a (x); UP = Unidade da Paisagem variando de 1 a (x); FRic = Riqueza funcional; FEve = Equitabilidade funcional; FDiv = Divergência funcional)

O segundo índice calculado foi o FEve, o qual descreve a equitabilidade da distribuição da abundância em um espaço de traços funcionais. Ele foi calculado pela soma da mínima distância entre as espécies (MST – *minimum spanning tree*) no espaço funcional ponderado pela abundância. O índice FEve varia entre 0 e 1, sendo que diminui quando a abundância não é uniformemente distribuída entre as espécies e/ou quando a distância funcional entre os traços não é regular (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Pode ser interpretado como uma medida de quão similar as abundâncias e as funções estão na assembleia.

O terceiro e último índice calculado para compor a diversidade funcional foi o FDiv, ele está relacionado à divergência da distribuição da abundância no volume funcional ocupado pelas espécies. Este índice se baseia na distância das espécies a um ponto central (centro de gravidade) do volume funcional ponderado pela abundância. O índice varia entre 0 e 1, sendo que se aproxima de zero quando as espécies abundantes estão próximas do ponto central e aumenta quanto maior for a distância das espécies abundantes do ponto central (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Dessa forma, quanto maior for FDiv menor será a competição por recursos, pois há uma indicação de que houve um alto grau de diferenciação de nichos naquela assembleia (MASON et al., 2005).

As análises da diversidade funcional da assembleia de aves foram realizadas utilizando o *software* estatístico R 3.1.3 e os pacotes *ade4*, *vegan* e *FD* (R, 2015).

3.6. Estrutura da paisagem

O mapa de uso do solo utilizado para o cálculo das métricas da paisagem foi disponibilizado pela empresa atuante na área deste estudo. Ele é referente ao uso do solo do ano de 2010 e foi elaborado na escala de 1:10.000 por equipes de campo a partir de levantamentos topográficos. O uso do solo foi categorizado em cinco classes (florestas plantadas de eucalipto, áreas destinadas à conservação, hidrografia, estrada e outros) e 55 tipos de usos, os quais podem ser vistos no Anexo F.

As métricas foram obtidas para cada uma das 103 UPPs definidas pertencentes às três regionais (Aracruz, São Mateus e Sul da Bahia). Assim, para as áreas de florestas plantadas, foram calculadas a diversidade de clones (IDCL) e de idades (IDID); e, para as áreas de vegetação nativa, a diversidade de tipologias vegetais (IDNAT), a proporção de áreas destinadas à conservação na paisagem (IPANP), a densidade de borda (IDBRD), a proporção de área nuclear (IPAC), a proximidade da vegetação nativa (IPNAT) e a importância ecológica (IVAN) foram calculadas.

A diversidade de clones (IDCL) representa a variação espacial de clones presentes dentro de cada UPP, considerando que cada grupo clonal apresentam características distintas, como rugosidade do tronco, conformação da copa que pode facilitar ou não a ocorrência de sub-bosque e, assim, influenciar na riqueza de aves (JOHN; KABIGUMILA, 2011; MILLAN; DEVELEY; VERDADE, 2015). Esta métrica foi calculada com base no índice de diversidade de Simpson (SIMPSON, 1949). O IDCL é adimensional e foi obtido a partir da equação 1:

$$IDCL = 1 - \sum_{i=1}^n (Pcl_i^2) \quad (1)$$

onde: n = número de grupos clonais; Pcl_i = proporção ocupada pelo grupo de clones i.

A diversidade de idades (IDID) representa a variação de classes de idades das florestas plantadas dentro de cada UPP, sendo calculado com base no índice de diversidade de Simpson (SIMPSON, 1949). Cinco classes de idade das florestas plantadas foram utilizadas: $\leq 1,5$ anos; 1,5 a 3,0 anos; 3,0 a 4,5 anos; 4,5 a 6,0 anos e $> 6,0$ anos separadas de acordo com a fase de crescimento e cobertura do solo pela copa. O IDID é adimensional e foi obtido a partir da equação 2:

$$IDID = 1 - \sum_{i=1}^n (Pid_i^2) \quad (2)$$

onde: n = número de classes de idades; Pid_i = proporção ocupada pela classe de idades i.

A diversidade de áreas destinadas à conservação (IDNAT) representa a variação de tipologias de vegetação, considerando que há maior possibilidade de haver alta biodiversidade quando se tem uma maior variedade de ecossistemas presentes na paisagem (MCGARIGAL; MCCOMB, 1995). As tipologias presentes na área de estudo são afloramento rochoso, agricultura e florestas plantadas em preservação, sistema agroflorestal, pasto, pasto sujo, floresta em estágio avançado, médio e inicial, muçununga arbórea e herbácea/arbustiva, restinga arbórea e herbácea/arbustiva, brejo e várzea (Tabela 2). O IDNAT é adimensional e foi obtido com base no índice de diversidade de Simpson (SIMPSON, 1949), a partir da equação 3:

$$IDNAT = 1 - \sum_{i=1}^n (Pan_i^2) \quad (3)$$

onde: n = número de classes de áreas destinadas à conservação; Pan_i = proporção ocupada pela classe de área destinadas à conservação i.

A proporção de áreas destinadas à conservação (IPANP) foi obtida pela área ocupada pela vegetação nativa em relação à área total de uma UPP. O IPANP varia entre 0 e 1.

A densidade de borda de fragmentos (IDBRD) representa a quantidade de borda das áreas destinadas à conservação em relação a área total da UPP. Valores baixos para este índice podem indicar a presença de poucos ou grandes fragmentos e/ou com forma regular, enquanto que valores altos podem indicar a presença de muitos fragmentos pequenos e/ou

com formato irregular. Sendo a área de borda um fator importante para a degradação dos fragmentos florestais nativos, se faz importante sua avaliação, considerando que a presença de borda influencia no padrão de movimento da fauna (HANSBAUER et al., 2008). O IDBRD é expresso em m.ha⁻¹ e foi obtido com base na densidade de borda presente no software Fragstats (MCGARIGAL; MARKS, 1995), a partir da equação 4:

$$\text{IDBRD} = \frac{\sum_{j=1}^n \text{Per}_j}{A} * 10.000 \quad (4)$$

onde: n = número de fragmentos na UPP; Per_j = perímetro do fragmento j (em metros); A = área total da UPP (em m²).

A proporção de áreas nucleares (IPAC) representa a proporção de área interior em relação à área total de vegetação nativa. Consideram-se áreas nucleares aquelas distantes 50 m da borda do fragmento (MURCIA, 1995), isso porque algumas espécies de aves são dependentes destes ambientes (e.g.: BANKS-LEITE; EWERS; METZGER, 2010). O IPAC varia entre 0 e 1 e foi obtido pela equação 5:

$$\text{IPAC} = \frac{\sum_{j=1}^n \text{Anuc}_j}{\text{Anat}} \quad (5)$$

onde: n = número de fragmentos na UPP; Anuc_j = área nuclear da área destinada à conservação j (em m²); Anat = área total das áreas destinadas à conservação da UPP (em m²).

A proximidade entre áreas destinadas à conservação (IPNAT) reflete a chance de um indivíduo encontrar recurso dentro de um raio de procura, levando em consideração a distância e o tamanho das áreas de vegetação nativa. O cálculo foi realizado com raio de procura a partir do fragmento focal de 1.000 m, sendo baseado no índice proposto por Gustafson e Parker (1992) conforme equação 6:

$$\text{IPNAT} = \sum_{s=1}^n \frac{\text{An}_{ijs}}{\text{Dist}_{ij}^2} \quad (6)$$

onde: n = número de áreas destinadas à conservação isoladas na UPP; An_{ijs} = Área do polígono ijs encontrado em um raio de busca a partir do polígono ij; Dist_{ij} = distância mínima entre as áreas destinadas à conservação i e j.

O valor de conservação para áreas destinadas à conservação (IVAN) avalia o potencial de conservação da biodiversidade fornecendo maior peso para os tipos de áreas de vegetação nativa que estão em estágios de desenvolvimento mais avançados e/ou tiveram menos alteração antrópica, fatores que influenciam a assembleia de aves (e.g.:

ALEXANDRINO et al., 2017). Os pesos são apresentados na Tabela 2. O cálculo do IVAN é uma proporção ponderada pelo valor de conservação dos tipos de vegetação, assim, varia de 0 a 1, e foi realizado a partir da equação 7:

$$IVAN = \frac{\sum_{j=1}^n An_j * w_j}{Anat} \quad (7)$$

onde: n = número de fragmentos na UPP; An_j = área do fragmento j (em m²); w_j = valor (peso) de importância de conservação da categoria de área destinada à conservação do fragmento j; Anat = área total das áreas destinadas à conservação da UPP (em m²).

Tabela 2. Valor de conservação (peso) dos tipos de usos do solo pertencentes às classes de vegetação mapeadas em uma área de florestas plantadas

Tipos de uso do solo	Descrição	Peso
Afloramento Rochoso	Vegetação rupestre pouco desenvolvida que ocorre sob afloramentos rochosos	1.0
Estágio Avançado	Fisionomia arbórea com dossel fechado relativamente uniforme no porte, com altura média maior que 12 metros e com epífitas abundantes	1.0
Estágio Médio	Fisionomia arbórea em estágio intermediário de sucessão, com estrutura florestal de porte médio, altura das árvores variando entre 5 e 20 metros	0.8
Estágio Inicial	Fisionomia arbórea em estágio inicial de sucessão ou muito degradada, com altura menor do que 5 metros	0.6
Restinga Arbórea	Fisionomia arbórea encontrada nos ambientes de praias, cordões arenosos, dunas, depressões e transições para ambientes adjacentes, sobre solos arenosos;	1.0
Restinga Herbácea/Arbustiva	Fisionomia herbácea, arbustiva encontrada nos ambientes de praias, cordões arenosos, dunas, depressões e transições para ambientes adjacentes, sobre solos arenosos	1.0
Muçununga Arbórea	Vegetação arbórea, considerada endêmica da região, que ocorre em meio à Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, em solos arenosos e encharcados, que possuem uma camada de impedimento impermeável	1.0
Muçununga Herbácea/Arbustiva	Vegetação herbácea, arbustiva, considerada endêmica da região, que ocorre em meio à Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, em solos arenosos e encharcados, que possuem uma camada de impedimento impermeável	1.0
Várzea	Vegetação ocorrente nas planícies de inundação dos cursos d'água, com predominância do gênero <i>Panicum</i> .	1.0
Brejo	Vegetação associada a áreas úmidas	1.0
Sistema Agroflorestal	Parcelas de produção agrícola associada à floresta	0.7
Agricultura em Preservação	Áreas de Preservação Permanente (APP) que estão cobertas por agricultura, em processo de adequação ambiental	0.1
Floresta plantada em Preservação	Áreas de Preservação Permanente (APP) que estão cobertas por florestas plantadas, em processo de adequação ambiental	0.5
Pasto Sujo	Áreas de pastagem utilizada para a atividade pecuária com a presença de indivíduos herbáceo, arbustivo, podendo haver árvores isoladas e pequenas manchas arbóreas em estágio inicial	0.3
Pasto	Áreas de pastagem utilizada para a atividade pecuária sem a presença de indivíduos herbáceo, arbustivo	0.1

Todas as métricas foram calculadas por meio do *software* ArcGIS v. 10.3 conforme esquemas apresentados nas figuras 3 e 4.

Figura 3. Esquema de etapas para o cálculo das métricas da paisagem relacionadas às florestas plantadas de eucalipto. (IDCL = Índice de Diversidade de Clone; Pcl_i = proporção ocupada pelo grupo de clones i ; IDID = Índice de Diversidade de Idades; Pid_i = proporção ocupada pela classe de idades i)

Figura 4. Esquema de etapas para o cálculo das métricas da paisagem relacionadas às áreas destinadas à conservação. (IDNAT = Índice de Diversidade de Áreas destinadas à conservação; Pan_i = proporção ocupada pela classe de área destinada à conservação i ; IVAN = Índice de Valor de Importância das Áreas destinadas à conservação; An_j = área do fragmento j (em m²); w_j = valor (peso) de importância de conservação da categoria de área destinada à conservação do fragmento j ; $Anat$ = área total das áreas destinadas à conservação da UPP (em m²); IPANP = Índice de Proporção de Áreas destinadas à conservação na Paisagem; A = área total da Unidade de Planejamento da paisagem (em m²); IDBRD = Índice de Densidade de Borda; Per_j = perímetro do fragmento j (em metros); IPAC = Índice de Proporção de Área Nuclear; $Anuc_j$ = área nuclear da área destinada à conservação j (em m²); IPNAT = Índice de Proximidade entre Áreas destinadas à conservação, An_{ijs} = Área do polígono ijs encontrado em um raio de busca a partir do polígono ij ; $Dist_{ij}$ = distância mínima entre as áreas destinadas à conservação i e j)

3.7. Análise dos dados

Os valores de métricas de estrutura da paisagem obtidos para as UPPs selecionadas no estudo (n=14) foram comparados com os valores das UPPs restantes (n=89), de forma a verificar se aquelas foram suficientes para representar o padrão da estrutura da paisagem de toda a área de estudo, para tanto foi realizado o teste t para a comparação de médias.

Aos índices de diversidade funcional da assembleia de aves e às métricas de estrutura da paisagem foi aplicada a análise de correlação de Spearman, objetivando verificar o comportamento dos dados. Esta análise foi selecionada devido a não normalidade dos dados. De forma a verificar a distribuição destas mesmas variáveis de uma forma global, foi realizada a análise de componentes principais (PCA).

Para verificar se os índices de diversidade funcional são influenciados pelas métricas da estrutura da paisagem numa relação causal, modelos de regressões lineares foram aplicados a todas as duplas de variáveis dos dois grupos analisados, os quais são os índices de diversidade funcional de aves e as métricas de estrutura da paisagem. As relações significativas a um nível α : 0,05 foram apresentadas no estudo.

Estas análises foram realizadas no *software* estatístico PAST – *Paleontological Statistics* v. 3.12 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

4. RESULTADOS

4.1. Aves

Os levantamentos de aves registraram 218 espécies, as quais totalizaram 3455 indivíduos. As UPPs localizadas na região de São Mateus (SM, Tabela 3) foram as que apresentaram maior riqueza de espécies (média de 76 espécies por UPP) e maior abundância de aves (média de 317 indivíduos por UPP), enquanto que as UPPs localizadas na região de Aracruz (AR) apresentaram os menores valores (média de 57 espécies e 193 indivíduos por UPP), representando 75% da riqueza e 61% da abundância de indivíduos da região anterior.

Tabela 3. Riqueza de espécies e abundância de aves para cada Unidade de Planejamento da Paisagem (UPP) estudada e para as regionais (AR = Aracruz; BA = sul da Bahia; SM = São Mateus) em uma matriz de florestas plantadas de eucalipto

UPP	Riqueza	Abundância
AR - 01	65	251
AR - 02	68	194
AR - 05	55	186
AR - 06	73	209
AR - 11	34	139
AR - 12	49	177
AR	138	1156
BA - 03	77	280
BA - 06	75	202
BA - 18	61	260
BA - 33	69	290
BA	136	1032
SM - 07	43	175
SM - 08	70	287
SM - 27	102	469
SM - 31	88	336
SM	167	1267
Média Geral	66,4	246,8
Desvio Padrão	17,6	84,9

4.2. Traços funcionais

Algumas categorias dos traços funcionais obtiveram maior representatividade de espécies e abundâncias do que outras (Figura 5).

Figura 5. Distribuição da riqueza de espécies de aves e suas abundâncias nos traços categóricos estudados (A) guilda trófica, (B) estrato de forrageio e (C) habitat, e nas 17 categorias consideradas. Os traços () indicam que as espécies utilizam as duas categorias, e as setas (->) indicam que a espécie utiliza as duas categorias e também as intermediárias entre elas. (Guilda trófica: ins = insetívoro, oni = onívoro, fru = frugívoro, gra = granívoro, nec = nectarívoro, car = carnívoro, det = detritívoro, pis = piscívoro; Estrato de forrageio: t = terrestre, s = sub-bosque, m = estrato médio, d = dossel, ae = aéreo, ag = ambientes aquáticos; Habitat: f = florestal, nf = não florestal, a = aquático)

Os insetívoros foram os indivíduos mais expressivos para a guilda trófica (45%), seguido dos onívoros (23%) e frugívoros (19%) (Figura 5A). Para o traço estrato de forrageio, os indivíduos que utilizam exclusivamente o dossel foram os mais abundantes (40%), seguido dos que utilizam tanto o sub-bosque quanto o estrato médio (15%) e dos que utilizam tanto o estrato médio quanto o dossel (14%) (Figura 5B). O hábito de vida exclusivamente florestal predominou nas paisagens estudadas (71%), o que expressa o fato deste estudo ter sido desenvolvido em matriz florestal, seguido dos hábitos mistos que utilizam tanto o habitat florestal quanto o não florestal (18%) e os exclusivamente não florestais (9%) (Figura 5C).

A distribuição da riqueza de espécies de aves e suas abundâncias em cada categoria dos três traços categóricos estudados e para cada UPP são apresentados no Anexo G.

O traço contínuo, massa corporal representativa das espécies de aves, apresentou alta variação dos dados (Tabela 4), com o valor do desvio padrão sendo o dobro da média. As UPPs que se localizam na região de São Mateus (SM) foram as que apresentaram os maiores valores para a massa corporal, enquanto que as UPPs localizadas no sul da Bahia (BA) foram as que apresentaram os menores valores.

Tabela 4. Massa corporal representativa de aves para cada Unidade de Planejamento da Paisagem (UPP) e para as regionais (AR = Aracruz; BA = sul da Bahia; SM = São Mateus) em uma matriz de florestas plantadas de eucalipto

UPP	Massa corporal representativa (g)	
	Média	Desvio Padrão
AR - 01	162,5	243,3
AR - 02	133,7	234,1
AR - 05	89,3	127,6
AR - 06	131,0	297,2
AR - 11	79,3	109,2
AR - 12	52,0	73,3
AR	114,5	214,7
BA - 03	106,8	223,2
BA - 06	93,5	190,5
BA - 18	88,9	198,2
BA - 33	85,6	133,6
BA	94,2	189,2
SM - 07	90,0	144,0
SM - 08	121,6	283,8
SM - 27	98,7	177,8
SM - 31	150,3	316,3
SM	117,7	247,5
Geral	109,4	218,9

Estes traços funcionais, após terem sido transformados em matrizes de distância adaptada de Gower, não apresentaram correlação entre si e contribuíram de maneira similar para a matriz de distância global. A correlação da matriz de distância de cada traço funcional com a matriz de distância global foi de 0,59 para a guilda trófica, de 0,69 para o estrato de forrageio, de 0,61 para o habitat e de 0,32 para a massa corporal representativa.

4.3. Diversidade Funcional

Os valores para os índices de diversidade funcional (i.e.: FRic, FEve e FDiv) da assembleia de aves são apresentados na Tabela 5 e a relação entre eles e a riqueza de espécies são apresentadas na Tabela 6.

Tabela 5. Riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv) para cada uma das Unidades de Planejamento da Paisagem (UPPs) e para as regionais (AR = Aracruz; BA = sul da Bahia; SM = São Mateus) em uma matriz de florestas plantadas de eucalipto

	FRic	FEve	FDiv
AR - 01	0,74	0,44	0,89
AR - 02	3,04	0,64	0,92
AR - 05	0,61	0,54	0,90
AR - 06	1,18	0,53	0,90
AR - 11	0,17	0,56	0,90
AR - 12	0,42	0,62	0,90
AR	1,03	0,56	0,90
BA - 03	1,41	0,51	0,89
BA - 06	2,49	0,54	0,92
BA - 18	1,82	0,61	0,90
BA - 33	0,75	0,46	0,92
BA	1,62	0,53	0,91
SM - 07	0,30	0,51	0,91
SM - 08	0,53	0,44	0,91
SM - 27	1,95	0,47	0,90
SM - 31	2,98	0,60	0,90
SM	1,44	0,50	0,91
Média	1,31	0,53	0,90
Desvio Padrão	0,99	0,07	0,01

Tabela 6. Análise de correlação de Pearson entre os índices de diversidade funcional e riqueza de aves com matriz de florestas plantadas de eucalipto

	FRic	FEve	FDiv
FEve	0,41		
FDiv	0,20	0,00	
Riqueza	0,66 *	-0,26	-0,04

Nota: FRic = Riqueza Funcional, FEve = Equitabilidade Funcional, FDiv = Diversidade Funcional.

Valores de correlação seguidos pelos símbolos: * = são correlacionados ao nível de α : 0,05 de significância.

A divergência funcional (FDiv) não apresentou grande variação dos dados entre as UPPs, a equitabilidade funcional (FEve) variou fracamente e não mostrou nenhuma relação com os outros índices, o mesmo pode ser dito para FDiv. A riqueza funcional (FRic) apresentou uma variabilidade maior dos dados e esteve correlacionada positivamente com a riqueza (Tabelas 5 e 6).

Os maiores valores para FRic foram obtidos para as UPPs localizadas no sul da Bahia (BA), seguido de São Mateus (SM), regiões onde se apresenta mais de uma formação

vegetal (Figura 6). Para FEve e FDiv os maiores valores foram obtidos para as UPPs localizadas na região de Aracruz, onde as UPPs estão em locais com vegetação original de floresta ombrófila densa (Figura 6).

Figura 6. Localização das Unidades de Planejamento da Paisagem (UPP) selecionadas nas três regionais e as formações vegetais (Fonte: Formações vegetais - IBGE, 2016)

4.4. Estrutura da paisagem

Os valores das métricas para as UPPs selecionadas são apresentados na Tabela 7. A maioria das métricas varia entre 0 e 1, com exceção apenas para o IDBRD. Os valores médios demonstram que os maiores valores foram alcançados pelo IDCL e o IVAN e os menores pelo IPNAT e IPANP. As UPPs da regional do sul da Bahia (BA) foram as que apresentaram a maior proporção de áreas destinadas à conservação (IPANP) e a maior área nuclear (IPAC), enquanto que as UPPs da regional de São Mateus (SM) foram as que apresentaram maior valor de importância das áreas destinadas à conservação (IVAN).

Tabela 7. Métricas de estrutura da paisagem para as Unidades de Planejamento da Paisagem (UPPs) selecionadas para o estudo e a média para as regionais (AR = Aracruz; BA = sul da Bahia; SM = São Mateus) em uma matriz de florestas plantadas de eucalipto

UPP	IDCL	IDID	IDNAT	IPANP	IDBRD (m/ha)	IPAC	IPNAT	IVAN
AR - 01	0,86	0,67	0,74	0,41	69,47	0,43	0,15	0,58
AR - 02	0,72	0,49	0,32	0,78	42,39	0,81	0,72	0,98
AR - 05	0,89	0,55	0,68	0,22	72,43	0,26	0,28	0,79
AR - 06	0,86	0,60	0,57	0,27	88,57	0,16	0,69	0,75
AR - 11	0,85	0,51	0,47	0,23	91,57	0,08	0,26	0,70
AR - 12	0,86	0,67	0,52	0,31	42,99	0,48	0,21	0,88
AR	0,84	0,58	0,55	0,37	67,90	0,37	0,39	0,78
BA - 03	0,88	0,13	0,77	0,57	31,12	0,77	0,16	0,72
BA - 06	0,85	0,50	0,72	0,37	48,66	0,55	0,47	0,87
BA - 18	0,88	0,66	0,63	0,66	47,52	0,72	0,68	0,98
BA - 33	0,85	0,42	0,67	0,36	52,89	0,50	0,46	0,76
BA	0,87	0,43	0,70	0,49	45,05	0,64	0,44	0,83
SM - 07	0,82	0,61	0,72	0,21	56,28	0,26	0,35	0,81
SM - 08	0,87	0,57	0,75	0,24	55,28	0,32	0,26	0,87
SM - 27	0,87	0,52	0,40	0,60	44,78	0,73	0,21	0,94
SM - 31	0,76	0,08	0,38	0,36	41,72	0,49	0,19	0,69
SM	0,83	0,45	0,56	0,35	49,51	0,45	0,25	0,83
Média	0,84	0,50	0,60	0,40	56,12	0,47	0,36	0,81
Desvio Padrão	0,05	0,18	0,15	0,18	18,01	0,23	0,21	0,12

Nota: IDCL = Índice de Diversidade de Clones, IDID = Índice de Diversidade de Idades, IDNAT = Índice de Diversidade de Áreas destinadas à conservação, IPANP = Índice de Proporção de Áreas destinadas à conservação na Paisagem, IDBRD = Índice de Densidade de Borda, IPAC = Índice de Proporção de Área Nuclear, IPNAT = Índice de Proximidade entre Áreas destinadas à conservação, IVAN = Índice de Valor de Importância das Áreas destinadas à conservação.

A distribuição dos valores das métricas nas UPPs selecionadas para análise (UPPS) foi semelhante às UPPs restantes (UPPR), com exceção para a métrica IPAC que apresentou valores ligeiramente maiores nas UPPs selecionadas frente às restantes ($p < 0,05$) (Figura 7). O fato da maioria das UPPS não terem se diferenciado das UPPR demonstra que elas foram capazes de expressar a estrutura da paisagem existente por meio de suas métricas. Porém, tal expressão ficou comprometida para as métricas de planejamento das florestas plantadas de

eucalipto, IDCL e IDID, pois a amplitude dos dados representados pelas UPPS foi menor do que a amplitude dos dados das UPPRs.

Figura 7. Distribuição dos valores das métricas de estrutura da paisagem para as Unidades de Planejamento da Paisagem que foram Seleccionadas (UPPS; n=14) e as UPPs restantes (UPPR; n=89) em uma matriz de florestas plantadas de eucalipto. O asterisco (*) indica a diferença significativa ($p < 0,05$) entre UPPR e UPPS pelo teste t . (IDCL = Índice de Diversidade de Clones, IDID = Índice de Diversidade de Idades, IDNAT = Índice de Diversidade de Áreas destinadas à conservação, IPAC = Índice de Proporção de Área Nuclear, IPANP = Índice de Proporção de Áreas destinadas à conservação na Paisagem, IPNAT = Índice de Proximidade entre Áreas destinadas à conservação, IVAN = Índice de Valor de Importância das Áreas destinadas à conservação, IDBRD = Índice de Densidade de Borda)

4.5. Relação entre métricas da estrutura da paisagem e diversidade funcional de aves

A análise de correlação de Spearman (Tabela 8) mostra que houve correlação significativa entre os índices de diversidade funcional de aves e, ao menos, uma das métricas da paisagem.

Tabela 8. Análise de correlação de Spearman entre os índices de diversidade funcional de aves e as métricas de estrutura da paisagem com matriz de florestas plantadas de eucalipto

	FRic	FEve	FDiv	IDCL	IDID	IDNAT	IPANP	IDBRD	IPAC	IPNAT
FEve	0,244									
FDiv	0,103	0,125								
IDCL	-0,156	-0,270	-0,516							
IDID	-0,521	-0,020	-0,112	0,319						
IDNAT	-0,371	-0,662**	-0,218	0,442	0,200					
IPANP	0,763**	0,138	0,037	0,020	-0,213	-0,226				
IDBRD	-0,631*	-0,284	-0,103	0,095	0,415	0,200	-0,635*			
IPAC	0,767**	0,152	0,187	0,024	-0,407	-0,147	0,890***	-0,842***		
IPNAT	0,143	-0,196	0,648*	-0,240	-0,108	0,270	0,200	-0,007	0,319	
IVAN	0,226	0,323	0,547*	0,196	0,257	-0,231	0,349	-0,305	0,451	0,354

Nota: FRic = Riqueza Funcional, FEve = Equitabilidade Funcional, FDiv = Diversidade Funcional, IDCL = Índice de Diversidade de Clones, IDID = Índice de Diversidade de Idades, IDNAT = Índice de Diversidade de Áreas destinadas à conservação, IPANP = Índice de Proporção de Áreas destinadas à conservação na Paisagem, IDBRD = Índice de Densidade de Borda, IPAC = Índice de Proporção de Área Nuclear, IPNAT = Índice de Proximidade entre Áreas destinadas à conservação, IVAN = Índice de Valor de Importância das Áreas destinadas à conservação. Valores de correlação seguidos pelos símbolos: * = são correlacionados ao nível de α : 0,05 de significância, ** = correlacionados ao nível de α : 0,01, *** = correlacionados ao nível de α : 0,001.

Três métricas da paisagem foram redundantes (IPANP, IDBRD e IPAC) e, assim, para o prosseguimento das análises utilizou-se apenas uma delas, o IPAC, que apresentou a correlação mais forte dentre as três. Esta métrica indica que quanto maior a proporção de áreas nucleares nos fragmentos, maior é a diversidade de funções desempenhadas pela assembleia de aves na paisagem (FRic). O IDNAT mostrou-se negativamente correlacionado com a equitabilidade funcional (FEve), o que indica que uma maior diversidade de áreas destinadas à conservação proporciona uma variedade desproporcional entre funções e abundâncias na assembleia de aves. Ainda, as assembleias de aves são mais divergentes (FDiv; as espécies abundantes estão distantes do ponto central de gravidade no espaço funcional) quando os fragmentos florestais estão mais próximos (IPNAT) e possuem maior importância ecológica (IVAN).

As métricas relacionadas à matriz da paisagem, IDCL e IDID, demonstraram uma relação negativa com a diversidade funcional, porém ela não foi significativa. Dessa forma, a variação de idades e clones não influenciou a diversidade funcional de aves.

Para avaliar o comportamento das variáveis de uma forma global é apresentada a análise de componentes principais (PCA) na Figura 8. Na Tabela 9 pode-se observar a relação entre as variáveis dentro dos componentes principais.

Figura 8. Gráfico *biplot* para a análise de componentes principais da diversidade funcional da assembleia de aves e das métricas da paisagem em uma matriz de florestas plantadas de eucalipto. Os círculos preenchidos representam cada uma das 14 Unidades de Planejamento da Paisagem. O componente principal 1 (PC1) representou 43,2% da variação e o componente principal 2 (PC2) 16,3%, representando 59,5% da variação total. (FRic = Riqueza Funcional, FEve = Equitabilidade Funcional, FDiv = Diversidade Funcional, IDCL = Índice de Diversidade de Clones, IDID = Índice de Diversidade de Idades, IDNAT = Índice de Diversidade de Áreas destinadas à conservação, IPANP = Índice de Proporção de Áreas destinadas à conservação na Paisagem, IDBRD = Índice de Densidade de Borda, IPAC = Índice de Proporção de Área Nuclear, IPNAT = Índice de Proximidade entre Áreas destinadas à conservação, IVAN = Índice de Valor de Importância das Áreas destinadas à conservação)

Tabela 9. Relação das variáveis nos componentes principais (PC) plotados. Valores próximos dentro de um mesmo componente principal indicam correlação positiva, valores opostos indicam correlação negativa. Os valores maiores do que 0,35 foram destacados por serem os mais representativos dos componentes

	FRic	FEve	FDiv	IDCL	IDID	IDNAT	IPANP	IDBRD	IPAC	IPNAT	IVAN
PC 1	0,395	0,251	0,162	-0,309	-0,145	-0,272	0,369	-0,310	0,367	0,352	0,270
PC 2	-0,073	0,295	0,324	-0,313	0,348	-0,302	-0,243	0,413	-0,398	0,301	0,118

Nota: FRic = Riqueza Funcional, FEve = Equitabilidade Funcional, FDiv = Diversidade Funcional, IDCL = Índice de Diversidade de Clones, IDID = Índice de Diversidade de Idades, IDNAT = Índice de Diversidade de Áreas destinadas à conservação, IPANP = Índice de Proporção de Áreas destinadas à conservação na Paisagem, IDBRD = Índice de Densidade de Borda, IPAC = Índice de Proporção de Área Nuclear, IPNAT = Índice de Proximidade entre Áreas destinadas à conservação, IVAN = Índice de Valor de Importância das Áreas destinadas à conservação

Os três índices de diversidade funcional de aves (FRic, FEve e FDiv) são diferenciados pelo componente principal 1 no gráfico *biplot* (Figura 8) e apresentaram quatro variáveis que formam a maior expressão deste componente (Tabela 9).

Esta diferenciação faz com que nos quadrantes I e II da Figura 8, sejam encontradas as UPPs que apresentam os maiores valores de diversidade funcional de aves, e nos quadrantes III e IV, as que exibem os menores valores, sendo estas unidades as que teriam maior urgência de manejo quando objetivasse o aumento da diversidade funcional de aves.

Entretanto, deve-se considerar que os padrões ideais de representação da análise de componentes principais é acima de 75%, e nesta análise a representação foi de 59,5% da variação dos dados (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2011).

4.6. Resposta da diversidade funcional de aves à estrutura da paisagem

As relações lineares estatisticamente significativas ($p < 0,05$) entre as métricas da paisagem e os índices de diversidade funcional são apresentadas da Figura 9.

A riqueza funcional (FRic) tende a aumentar com o aumento das áreas nucleares (IPAC) das manchas de vegetação nativa presentes em uma paisagem (Figura 9A). Esta relação indica que aproximadamente 45% da variação de FRic é explicada pelo IPAC.

A diversidade de áreas destinadas à conservação (IDNAT) presente em uma paisagem provoca uma diminuição da equitabilidade funcional (FEve, $r^2 = 0,33$) (Figura 9B), de forma que as funções e o número de indivíduos que as desempenham não são uniformes. Por outro lado, como o índice de proximidade entre áreas destinadas à conservação (IPNAT) não apresentou normalidade, os dados foram transformados aplicando logaritmo base 10. Esta métrica apresentou a relação mais forte com um dos três índices que compõem a diversidade funcional (FDiv, $r^2 = 0,50$), indicando que quanto maiores e mais próximas são as áreas com vegetação nativa maior será a divergência funcional (Figura 9C).

Figura 9. Relações significativas entre diversidade funcional de aves e métricas da paisagem. (A) Relação entre FRic: riqueza funcional e IPAC: proporção de área nuclear, (B) relação entre FEve: equitabilidade funcional e IDNAT: diversidade de áreas destinadas à conservação, (C) relação entre FDiv: divergência funcional e log IPNAT: logaritmo na base 10 do índice de proximidade entre áreas destinadas à conservação. A linha de tendência (linhas contínuas), os limites de 95% de confiança (linhas tracejadas) e os coeficientes de determinação (r^2) são apresentados, todos com $p < 0,05$. Os círculos preenchidos representam cada uma das UPPs

5. DISCUSSÃO

- Caracterização da assembleia de aves

A riqueza de aves encontrada nas áreas destinadas à conservação permeadas pela matriz de florestas plantadas de eucalipto nas regiões de estudo (ver AR, SM e BA na Tabela 3) foram superiores à encontrada no complexo formado pela Reserva Biológica de Sooretama e Reserva Florestal de Linhares, localizadas no Estado do Espírito Santo (111 espécies) (MARSDEN; WHIFFIN; GALETTI, 2001), o que sugere que a riqueza de aves presente na área de estudo está conservada acima dos níveis de uma floresta nativa preservada, não levando em consideração particularidades do trabalho, como método e intensidade amostral. Quando observados os valores de riqueza encontrados para as unidades de planejamento da paisagem (UPPs), vê-se que algumas delas, individualmente, superaram os valores encontrados para o complexo das reservas enquanto outras não alcançaram valores encontrados para fragmentos florestais em paisagem com matriz agrícola nesta mesma região (59 espécies) (MARSDEN; WHIFFIN; GALETTI, 2001).

Em outro trabalho, realizado no norte do Paraná em região de Mata Atlântica, a riqueza de espécies foi superior a encontrada neste estudo (225 espécies), isso porque áreas restauradas foram identificadas como um fator que contribuiu para haver uma maior riqueza de espécies de aves do que apenas a presença de pequenos fragmentos de floresta nativa (SANTOS JUNIOR et al., 2016). A presença de áreas restauradas faz com que haja áreas em diferentes estágios de sucessão, característica esta que também está presente nas paisagens deste estudo. Assim, como a riqueza de aves é variável de acordo com as características dos locais estudados, há a necessidade de se avaliar também outros atributos da assembleia de aves, como, por exemplo, as guildas tróficas.

As guildas tróficas predominantes (insetívoros e onívoros, ver Figura 5) estiveram de acordo com outros trabalhos que levantaram a assembleia de aves em paisagens com matriz de florestas plantadas (TEJEDA-CRUZ; SUTHERLAND, 2004; VOLPATO; PRADO; DOS ANJOS, 2010; LOPES et al., 2015). Os insetívoros e os frugívoros, a primeira e terceira guilda trófica mais expressiva neste estudo respectivamente, foram identificadas na assembleia de aves tropicais como as que tendem a ter uma diminuição significativa após ocorrer um distúrbio, e as espécies granívoras aumentam significativamente. Entretanto, neste estudo, esta guilda ficou apenas em quarto lugar dentre as mais abundantes. Isto demonstra que cada guilda trófica se comporta diferentemente a mudanças do habitat, o que leva a uma mudança no funcionamento do ecossistema (GRAY et al., 2007).

Trabalhos em áreas com matriz de florestas plantadas também identificaram a presença de maior quantidade de espécies que forrageiam no dossel da floresta (TEJEDA-CRUZ; SUTHERLAND, 2004; COCKLE; LEONARD; BODRATI, 2005), corroborando com o resultado encontrado neste estudo. Quanto à predominância de espécies de hábito florestal constatado, alguns trabalhos claramente apresentam este padrão (e.g.: JOHN; KABIGUMILA, 2011), enquanto que em outros há esta tendência, embora ela não seja significativa (e.g.: ZURITA et al., 2006). Em outros trabalhos, no entanto, foi identificada a predominância de espécies generalistas (e.g.: VOLPATO; PRADO; DOS ANJOS, 2010).

A riqueza funcional da assembleia de aves, um dos componentes da diversidade funcional, foi maior nas regiões ao norte quando comparadas com as localizadas ao sul. Tal fato pode estar associado às áreas ao norte apresentarem mais de uma formação vegetal (ver Figura 6), ou ainda pela presença de maior área de vegetação nativa nas UPPs ali localizadas, o que favorece a maior riqueza funcional da assembleia de aves (PRESCOTT et al., 2016).

- Caracterização da estrutura da paisagem

Todas as UPPs analisadas possuem mais do que 20% de floresta (ver IPANP – Índice de Proporção de Áreas Destinadas à Conservação, na Tabela 7), isso se deve ao fato de que a empresa possui a certificação florestal, que é um instrumento de incentivo à conservação da vegetação nativa além do que é exigido por legislação (BRASIL, 2012), proporcionando uma condição diferenciada de proporção florestal em áreas com florestas plantadas. As áreas de estudo, as unidades de planejamento da paisagem selecionadas, apresentaram uma média de 40% de vegetação nativa, valor acima do encontrado para a extensa fragmentação da Mata Atlântica na região em que o estudo foi desenvolvido, onde a proporção de floresta fica entre 13,5 e 17,7% (RIBEIRO et al., 2009).

Para se manter as funções ecológicas de uma paisagem é necessário que haja uma cobertura florestal nativa superior à 30% (BANKS-LEITE et al., 2014), entretanto cinco das 14 UPPs analisadas não atingiram esse limiar de cobertura vegetal ideal. Dessa forma, esse valor pode ser referência para orientar a restauração de áreas com menores proporções de cobertura florestal nativa e, assim, promover a permanência de funções ecológicas.

Outro fator importante é a proximidade entre as manchas de vegetação nativa, em que o valor ideal varia de acordo com as particularidades de cada espécie (BOSCOLO; METZGER, 2011). Esta métrica reflete na conectividade entre as manchas de floresta nativa e no tamanho das áreas destinadas à conservação, expressando a chance de um indivíduo encontrar recursos na paisagem, valor que foi variável na área de estudo. Além disso, deve-se

considerar que a proximidade entre os habitat permite que os organismos utilizem diferentes manchas de vegetação, diminuindo a importância do tamanho do fragmento para alguns grupos de espécies (MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008).

Contudo, é importante ressaltar a contribuição da área nuclear das manchas de vegetação nativa presentes nas paisagens para a manutenção da biodiversidade de aves. Uma diferenciação de área nuclear foi constatada em fragmentos com área superior a 90 hectares, fragmentos menores que isso, os quais representam 99,8 % dos fragmentos na área de estudo, não diferenciam o efeito de borda das áreas de interior (BANKS-LEITE; EWERS; METZGER, 2010). A presença de áreas nucleares é primordial para a permanência das espécies sensíveis a distúrbios e a conectividade beneficia principalmente as espécies generalistas, por isso a presença dessas duas estruturas da paisagem se faz importante (HANSBAUER et al., 2008; BANKS-LEITE; EWERS; METZGER, 2010).

No que concerne à estrutura das áreas de produção, a diversidade de clones apresentou uma baixa variabilidade dos dados, não representando toda a amplitude existente na área de estudo. Além disso, no agrupamento por classes de clones, mais da metade deles não possuíam análise genética e foram mantidos em um mesmo grupo, podendo ter mascarado a influência dos tipos de clones na biodiversidade. Dessa forma, é necessário que estudos futuros possam avaliar a influência de diferentes clones na biodiversidade de pássaros. Isso porque alguns clones podem manter a copa mais fechada e outros menos, por exemplo, o que favoreceria a presença de sub-bosque nas áreas de florestas plantadas, um dos principais fatores em nível de talhão que aumentam a riqueza da assembleia de aves em florestas plantadas de eucaliptos por incluir mais um extrato vertical na floresta (JOHN; KABIGUMILA, 2011; MILLAN; DEVELEY; VERDADE, 2015).

O desenvolvimento e a aplicação de indicadores baseados na estrutura da paisagem são mais efetivos do que indicadores baseados em espécies para explicar os padrões de integridade das assembleias e fornecer informações para decisões em conservação (BANKS-LEITE et al., 2011), e podem ser aplicados para o manejo da paisagem com matriz de florestas plantadas de rápido crescimento.

- Relação entre diversidade funcional de aves e estrutura da paisagem

Os resultados demonstraram que a diversidade funcional de aves em uma matriz de floresta plantada de rápido crescimento é influenciada principalmente pela proporção de área nuclear dos fragmentos, a proximidade entre os mesmos e a diversidade de áreas destinadas à conservação presentes na paisagem.

O efeito de borda, frente ao tamanho do fragmento, é o principal agente da estrutura da paisagem que atua na composição da comunidade de aves, por limitar a existência de áreas de interior (BANKS-LEITE; EWERS; METZGER, 2010). Trabalhos mostram que maior riqueza de aves é encontrada em áreas nucleares, quando comparadas com áreas em que o efeito de borda é predominante (WATSON; WHITTAKER; DAWSON, 2004).

Neste estudo, o FRic – Riqueza funcional, um dos três componentes da diversidade funcional de aves, apresentou aumento com a presença de maiores proporções de área nuclear, uma das métricas da paisagem que está relacionada negativamente com a densidade de borda e positivamente com a proporção de áreas destinadas à conservação. Assim, fragmentos com maior quantidade de área nuclear são capazes de manter maior número de funções de uma assembleia de aves. Relação similar foi encontrada em plantios de óleo de palma em que a presença de floresta nativa previne a perda da diversidade funcional (PRESCOTT et al., 2016) e até mesmo o tamanho de áreas verdes em ambientes urbanos (SCHÜTZ; SCHULZE, 2015). Além disso, é uma das características que mais influencia a riqueza de espécies entre guildas, sendo que determinados traços das espécies podem ser mais ou menos influenciados pela proporção de área florestal nativa e intensificação da agricultura (BISHOP; MYERS, 2005; GUERRERO et al., 2011).

Em ambientes de manejo florestal intensivo, onde muitas vezes é possível decidir a localização das áreas de produção, podem-se cultivar porções concentradas da paisagem, pois, assim, é possível que a vegetação nativa tenha menor interferência das atividades de manejo da silvicultura, além da possibilidade de formação de áreas de conservação maiores e, consequentemente, com maior proporção de área nuclear (TITTLER et al., 2015).

Agregado ao fato de haver remanescentes florestais com maior proporção de área sem efeito de borda está a diversidade de tipos de áreas destinadas à conservação presentes em uma paisagem, que conhecidamente também promove a presença de maior riqueza de espécies de aves, podendo ser composta por diferentes traços (WILLSON, 1974; HUDSON; BOUWMAN, 2007; BURGESS; MARON, 2016).

A diversidade de áreas destinadas à conservação presente em uma paisagem foi identificada como influenciadora de um dos índices de diversidade funcional de aves estudado, o FEve – Equitabilidade funcional. Assim, a heterogeneidade de tipos de áreas destinadas à conservação fez com que houvesse uma diminuição da equitabilidade funcional, ou seja, há um aumento da heterogeneidade das abundâncias e da distância entre as funções presentes na assembleia de aves com a presença de maior diversidade de tipos de vegetação nativa.

Os tipos de vegetação nativa presentes em um determinado local são alterados com distúrbios antrópicos e o processo de manejo da paisagem, como o surgimento de pastagens em processo de regeneração e de áreas em diferentes estágios de desenvolvimento florestal, o que proporciona um aumento da riqueza de espécies de aves (FAIRBANKS, 2004; BENNETT; RADFORD; HASLEM, 2006). Porém, esta diversidade pode não estar distribuída de forma equilibrada para os vários traços que as espécies podem apresentar, além de ser fruto do processo de antropização e não representar fielmente a riqueza de espécies naturalmente encontrada para a região.

Contudo, a biodiversidade e a presença de variadas funções na comunidade biológica proporcionam a capacidade de resiliência (TSCHARNTKE et al., 2008), pois, a diversidade de características torna possível a comunidade biológica se reestruturar após eventos extremos, pressões externas ou de ações adotadas equivocadamente no manejo, mais facilmente do que outras comunidades com diversidade funcional baixa (FISCHER; LINDENMAYER; MANNING, 2006; JIGUET et al., 2007).

Para além da diversidade de funções, é necessário que elas estejam distribuídas de forma equilibrada, por isso é recomendado promover o aumento da equitabilidade funcional por meio do desenvolvimento das áreas destinadas à conservação em estágios iniciais de sucessão, o que contribuiria também com o aumento da divergência funcional (FDiv) já que com a evolução dos estágios sucessionais da vegetação nativa contribuiria para o aumento do valor de conservação das áreas destinadas à conservação (IVAN), o qual está positivamente relacionado com a divergência funcional. Um trabalho que analisou o efeito de eventos de fogo para a diversidade funcional de aves encontrou que a equitabilidade funcional é influenciada também em escala fina, pela variação estrutural nas formações vegetais presentes, aumentando assim a função ecossistêmica da paisagem (SITTERS et al., 2016).

Elementos que propiciem a formação de mosaicos, como árvores esparsas e pequenas manchas de floresta, são importantes para manter a diversidade funcional em paisagens silvícolas e agrícolas, pois, além de propiciarem uma heterogeneidade de recursos para a assembleia de aves, tornam as manchas de florestas nativas mais próximas entre si. Assim, a proximidade entre áreas destinadas à conservação e elementos que incrementem esta métrica são conhecidos por facilitarem o movimento de aves, aumentar sua abundância e a riqueza de espécies (ZURITA et al., 2006; HOLBECH, 2009; JOHN; KABIGUMILA, 2011; MARTIN et al., 2012; ALEXANDRINO, 2015).

Agregado a isto, neste estudo foi identificado ser também um fator importante para um dos índices que compõe a diversidade funcional, o FDiv – Divergência funcional. Desta

forma, quando os fragmentos são maiores e estão mais próximos entre si, propiciam a divergência de funções da assembleia de aves, não os limitando a traços específicos ou associados a um determinado local, por exemplo. A relevância de áreas funcionalmente conectadas torna-se importante fator em áreas de produção, onde se almeja propiciar a conservação da biodiversidade.

Os resultados encontrados suportam pesquisas prévias nesta área do conhecimento que associam a presença de aves com a proximidade entre áreas destinadas à conservação, enfatizando que a conectividade pode determinar a presença e a abundância de determinadas espécies (UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005; LAUBE; BREITBACH; BÖHNING-GAESE, 2008; BOSCOLO; METZGER, 2011).

A presença de áreas destinadas à conservação descontínuas é uma realidade em paisagens agrícolas devido ao processo de fragmentação, o que afeta diretamente a presença de aves associadas com florestas nativas (DEIKUMAH; MCALPINE; MARON, 2013), sendo que nestes ambientes pequenas manchas de floresta nativa e mesmo elementos seminaturais como árvores dispersas e cercas viva podem ser importantes para o aumento e a persistência da biodiversidade (MENDENHALL et al., 2011; MARTIN et al., 2012; HEIM et al., 2015). Além disso, a proximidade das áreas de produção com as áreas de vegetação nativa foi reconhecida como uma forma de propiciar a presença de maior riqueza de espécies de aves e aumento de espécies chaves que predam pragas (MAAS et al., 2015).

Estas evidências tornam clara a necessidade de haver a adoção de técnicas que propiciem a diminuição da distância entre os grandes fragmentos florestais e que aumentem o tamanho dos mesmos, como os trampolins ecológicos (*stepping stone*) que geram uma maior proximidade em paisagens agrícolas (UEZU; BEYER; METZGER, 2008) e são importantes na conservação da biodiversidade (RÖSCH et al., 2015). Ainda, se deve considerar a presença das florestas nativas ripárias; importantes elementos que contribuem para prover habitat e conectividade entre as áreas destinadas à conservação presentes na paisagem (ŞEKERCIOĞLU et al., 2015).

Neste contexto, aves com determinados traços podem ser mais afetadas do que outras, como as espécies de aves frugívoras e nectarívoras que diminuem sua riqueza quando se distanciam da floresta nativa, enquanto que as granívoras podem aumentar em riqueza (CLOUGH et al., 2009). Outro grupo de espécies de aves que é afetado pela falta de ambientes de vegetação nativa, são as insetívoras, sendo estas importantes para o controle de pragas em ambientes produtivos, assim, a presença de floresta nativa próxima dos cultivos

torna-se um importante fator para o manejo de paisagens em que se busca a conservação da biodiversidade (TSCHARNTKE et al., 2008).

Ainda, o aumento do valor de conservação das áreas destinadas à conservação (IVAN), como por meio da proteção de áreas para que possam evoluir nos estágios sucessionais, passar de um pasto sujo para uma floresta de estágio inicial e essa a um estágio secundário, por exemplo, permite que haja um aumento da divergência funcional (FDiv). Dessa forma, os traços abundantes ficam distanciados do centro de gravidade do espaço funcional, fazendo com que haja uma diferenciação de nichos e fraca competição entre as espécies abundantes, permitindo a permanência desses traços no ambiente (MOUCHET et al., 2010).

Quando há uma degradação do habitat, o que ocasiona uma diminuição do valor de conservação da paisagem, a divergência funcional tende a diminuir também para a comunidade de peixes (VILLÉGER et al., 2010). Para a comunidade de aves, foi encontrado que a divergência funcional aumenta quando há a presença de espécies especialistas (BOYER; JETZ, 2014), corroborando com o resultado encontrado da relação positiva entre diversidade funcional e valor de conservação das áreas destinadas à conservação, pois se sabe que as espécies especialistas de aves tem a preferência por ocorrerem em habitat conservado, ou seja, que possuem alto valor de conservação das áreas destinadas à conservação, frente a fragmentos degradados, os quais apresentam baixo valor para este índice (JIGUET et al., 2007; PARDINI et al., 2009).

Com os resultados encontrados neste estudo, foi confirmado que a presença de áreas destinadas à conservação e a qualidade destas áreas, representado pelos índices de proporção de área nuclear, diversidade de áreas destinadas à conservação, a proximidade entre estas áreas e o valor de conservação afeta diretamente a diversidade funcional da assembleia de aves presente em paisagem com matriz de florestas plantadas de rápido crescimento. Assim, não deve haver a separação de áreas destinadas apenas para produção e outras apenas para conservação, como é apresentado no conceito de *land sparing*, mas associar conservação e produção em uma mesma paisagem, e assim defender o conceito de *land sharing* (PHALAN et al., 2011).

As métricas da paisagem referentes às áreas de plantios florestais de eucalipto, diversidade de clones e de idades, foram as únicas que não apresentaram relação significativa com os índices de diversidade funcional. Como abordado na parte de caracterização da estrutura da paisagem, o fato de o índice de diversidade de clones nas unidades de planejamento da paisagem selecionadas não ter conseguido expressar toda a variação dos

dados e, também, da falta de caracterização genética de alguns clones, pode ter influenciado os resultados. Assim, estudos futuros que abordem esta questão devem ser desenvolvidos. Bem como testando diferentes classes de idades para verificar como se dá a distribuição dos dados, já que é possível que as classes utilizadas na categorização não tenha sido a ideal para expressar as variações nas áreas de estudo. Isso porque, quando se tem mosaicos formados por ações de fogo, diferentes culturas agrícolas e, possivelmente, por mosaicos de idades e clones de florestas plantadas de eucalipto, há uma influência na composição de espécies de fauna, a qual responde de acordo com os traços funcionais que apresentam (BENNETT; RADFORD; HASLEM, 2006; BURGESS; MARON, 2016).

- Recomendações ao manejo da paisagem com matriz de florestas plantadas com espécies de rápido crescimento visando potencializar a diversidade funcional de aves

Tendo em vista que a conservação da biodiversidade e, principalmente, a manutenção da diversidade funcional apenas em ambientes protegidos, como reservas ambientais e parques, não é suficiente, torna-se necessária a adoção de práticas em áreas de produção que contribuam para a minimização dos efeitos negativos de suas atividades (DAILY, 2001). Ainda que as regiões com florestas plantadas tenham uma condição diferenciada, com maior conservação das áreas de vegetação nativa frente à condição encontrada para a maior parte da Mata Atlântica (RIBEIRO et al., 2009), algumas práticas de manejo da paisagem podem ser adotadas para assegurar o alcance da sustentabilidade das áreas produtivas.

Neste sentido, seguem algumas das contribuições desta pesquisa.

Uma das características da estrutura da paisagem identificada por estar negativamente relacionada com a diversidade funcional é a heterogeneidade das áreas destinadas à conservação na paisagem (IDNAT), a qual, muitas vezes, não é livremente manejável, pois se trata de uma característica natural ou do histórico de atuação antrópica nessa paisagem. Além disso, tal métrica apresenta a tendência de diminuir com o passar do tempo, devido ao fato de que áreas de floresta nativa em estágios primários e secundários, por exemplo, irão alcançar o estágio de desenvolvimento avançado e assim contribuir para a homogeneização das áreas de vegetação nativa e aumentar o valor de conservação das mesmas (IVAN).

Assim, deve-se buscar que as áreas destinadas à conservação se assemelhem aos padrões naturais da região por meio na proteção das áreas destinadas à conservação, regeneração natural, restauração e/ou incremento das áreas, considerando que a

heterogeneidade da paisagem é particularmente importante em paisagens dominadas por monocultura intensiva (FISCHER; LINDENMAYER; MANNING, 2006).

A proteção das áreas destinadas à conservação pode ser alcançada mantendo zonas de amortecimento, como, por exemplo, faixas de floresta plantada que não é colhida para que as atividades silviculturais não afetem os fragmentos de vegetação nativa (MARGULES; PRESSEY, 2000; FISCHER; LINDENMAYER; MANNING, 2006; BROCKERHOFF et al., 2008). Para as áreas destinadas à conservação cobertas por pastos, podem-se manter cercas ao redor objetivando barrar a entrada de gado e permitir a regeneração natural, se assim for possível. Além de poder adotar estratégias que possam acelerar o recobrimento natural da área, sendo que as ações de planejamento das áreas a serem regeneradas ou restauradas devem ser tomadas ao nível da paisagem (LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005). Também se pode controlar a presença de espécies agressivas, excessivamente abundantes e invasivas, quando estas forem identificadas por gerarem efeitos negativos para a biodiversidade (ZAVALETA; HOBBS; MOONEY, 2001; FISCHER; LINDENMAYER; MANNING, 2006).

A partir disso, é possível atuar nos outros componentes que influenciam a diversidade funcional, sendo eles a proporção de área nuclear e a proximidade entre as áreas destinadas à conservação.

Objetivando aumentar a proporção de área nuclear, algumas estratégias são possíveis, como, por exemplo, concentrar esforços em metas para aumentar a quantidade de áreas destinadas à conservação por meio da regeneração natural de áreas que estejam em contato com fragmentos já existentes, porém que estejam muito recortados e ou alongados, características que diminuem a proporção de área nuclear, considerando que esta métrica é afetada pela forma do fragmento (MCGARIGAL; MARKS, 1995).

Outro fator que pode ser considerado é a eliminação de carreadores que margeiam áreas de vegetação nativa, destinando-os para o aumento das áreas de cultivo que podem atuar como uma barreira aos efeitos de borda ou aumento das áreas de preservação. Além de aumentar as áreas conservadas, a eliminação deste tipo de carreador iria diminuir os gastos com manutenção de estradas, limitar a influência de veículos que, pelo barulho, interferem na fauna potencialmente presente nestes fragmentos e dificultar o acesso de caçadores (KLEINSCHROTH et al., 2016).

Ainda, para colaborar com o aumento da área nuclear nos fragmentos de vegetação nativa, pode ser adotada a estratégia de formar uma zona de amortecimento ao redor dos fragmentos sensíveis às atividades de manejo, diminuindo os efeitos de borda (MURCIA, 1995). Dentro do grupo de fragmentos com esta característica, é relevante considerar as áreas

localizadas nas porções mais baixas do terreno, principalmente quando há a presença de cursos d'água, assim, com esta estratégia amenizaria a chegada de sólidos derivados da erosão e poluentes químicos (FISCHER; LINDENMAYER; MANNING, 2006).

O aumento da proximidade entre as áreas de vegetação nativa e as áreas produtivas pode ser alcançado restaurando e mantendo as áreas de preservação permanente ao redor dos cursos d'água que possuem a capacidade de formar de corredores (BENNETT, 2003), conforme previsto em legislação (BRASIL, 2012). A preferência dos corredores como estratégia de aumento da proximidade entre os fragmentos florestais se deve ao fato de que as espécies de aves florestais preferem estes componentes para ir de um habitat a outro, evitando passar por áreas abertas (GILLIES; ST. CLAIR, 2010).

Quando esta estratégia estiver sido alcançada, outra possibilidade em áreas com intensa produção florestal é identificar paisagens com baixos valores para a proximidade (IPNAT) e que possam ser implantados trampolins ecológicos (*stepping stone*) formados por um agrupamento de árvores, os quais são capazes de melhorar a permeabilidade da matriz da paisagem para espécies de hábito não-florestal, no entanto, espécies de hábito florestal também usam estas estruturas, preferencialmente quanto mais próximas dos fragmentos florestais (UEZU; BEYER; METZGER, 2008).

Ainda há a alternativa a ser considerada de haver árvores pontes, que apesar de não ser o recurso ideal para a manutenção da diversidade funcional, pode ser uma estratégia a médio/curto prazo para diminuir a distância entre as áreas destinadas à conservação, principalmente quando as florestas plantadas estão colhidas, e, assim, torna a atividade de atravessar a matriz da paisagem uma tarefa mais fácil para a assembleia de aves, colaborando para o aumento da sua diversidade (BOSCOLO et al., 2008; FISCHER; STOTT; LAW, 2010; MILLAN; DEVELEY; VERDADE, 2015). Entretanto é necessário ressaltar que o índice de proximidade entre as áreas destinadas à conservação não é afetada apenas pela proximidade entre estes elementos, mas, também, pelo tamanho dos mesmos (GUSTAFSON; PARKER, 1992). Dessa forma, também é necessário considerar o aumento das áreas destinadas à conservação em paisagens em que o índice de proximidade está baixo.

As recomendações de manejo aqui expostas são ações que precisam ser adotadas para que seja possível o futuro e permanência da atividade florestal no bioma Mata Atlântica que é um dos mais biodiversos do mundo (MYERS et al., 2000).

6. CONCLUSÃO

Os componentes da diversidade funcional da assembleia de aves são influenciados pela estrutura da paisagem com matriz composta por florestas plantadas de rápido crescimento.

Ações de manejo da paisagem, como o aumento da área nuclear dos fragmentos, melhoria da conectividade estrutural e outras ações que promovam o valor de conservação dos fragmentos podem aumentar a diversidade funcional de aves nestes ambientes.

O manejo da paisagem deve considerar a escala de intervenção, de forma que não haja a separação de unidades destinadas apenas para a produção e outras apenas para a conservação (*land sparing*), mas, que estes dois objetivos, produção e conservação, estejam presentes em uma mesma unidade de paisagem complexa (*land sharing*).

Nas condições estudadas, a composição de idades e material genético dos plantios não influenciou a diversidade funcional de aves. No entanto, são necessários estudos mais específicos que abordem a influência da composição das áreas produtivas em termos de espécie, clones e condição ecológica dos plantios sobre a diversidade funcional de aves.

REFERÊNCIAS

- ALEXANDRINO, E. R. **A paisagem antrópica sob avaliação: a avifauna em remanescentes florestais, matrizes agrícolas e as implicações para a conservação.** 2015. Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2015.
- ALEXANDRINO, E. R.; BUECHLEY, E. R.; KARR, J. R.; FERRAZ, K. M. P. M. de B.; FERRAZ, S. F. de B.; COUTO, H. T. Z. do; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H. Bird based Index of Biotic Integrity: assessing the ecological condition of Atlantic Forest patches in human-modified landscape. **Ecological Indicators**, v. 73, p. 662–675, 2017.
- ALEXANDRINO, E. R.; BUECHLEY, E. R.; PIRATELLI, A. J.; FERRAZ, K. M. P. M. de B.; MORAL, R. de A.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H.; SILVA, W. R.; COUTO, H. T. Z. do. Bird sensitivity to disturbance as an indicator of forest patch conditions: An issue in environmental assessments. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 369–381, 2016.
- ALTIERI, M. A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 74, n. 1–3, p. 19–31, 1999.
- ANTONGIOVANNI, L. L.; COELHO, A. L. N. **Panorama sobre a desertificação no estado do Espírito Santo**, 2005. . Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/sedr_desertif/_arquivos/panorama_espiritosanto.pdf>. Acesso em: 20 ago. 2015.
- AZEVEDO, J. C. M.; JACK, S. B.; COULSON, R. N.; WUNNEBURGER, D. F. Functional heterogeneity of forest landscapes and the distribution and abundance of the red-cockaded woodpecker. **Forest Ecology and Management**, v. 127, n. 1–3, p. 271–283, 2000.
- AZHAR, B.; LINDENMAYER, D. B.; WOOD, J.; FISCHER, J.; MANNING, A.; MCELHINNY, C.; ZAKARIA, M. The influence of agricultural system, stand structural complexity and landscape context on foraging birds in oil palm landscapes. **Ibis**, v. 155, n. 2, p. 297–312, 2013.
- BALVANERA, P.; PFISTERER, A. B.; BUCHMANN, N.; HE, J.-S.; NAKASHIZUKA, T.; RAFFAELLI, D.; SCHMID, B. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. **Ecology Letters**, v. 9, n. 10, p. 1146–1156, 2006.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; KAPOV, V.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 3, p. 706–714, 2011.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. **Oikos**, v. 119, n. 6, p. 918–926, 2010.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. The confounded effects of habitat disturbance at the local, patch and landscape scale on understorey birds of the Atlantic Forest: Implications for the development of landscape-based indicators. **Ecological Indicators**, v. 31, p. 82–88, 2013.
- BANKS-LEITE, C.; PARDINI, R.; TAMBOSI, L. R.; PEARSE, W. D.; BUENO, A. A.; BRUSCAGIN, R. T.; CONDEZ, T. H.; DIXO, M.; IGARI, A. T.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, 2014.

- BENGTSSON, J.; ANGELSTAM, P.; ELMQVIST, T.; EMANUELSSON, U.; FOLKE, C.; IHSE, M.; MOBERG, F.; NYSTRÖM, M. Reserves, resilience and dynamic landscapes. *Ambio*, v. 32, n. 6, p. 389–396, 2003.
- BENNETT, A. F. **Linkages in the landscape : the role of corridors and connectivity in wildlife conservation**. 2n. ed. Victoria, Australia: IUCN, 2003.
- BENNETT, A. F.; RADFORD, J. Q.; HASLEM, A. Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation*, v. 133, n. 2, p. 250–264, 2006.
- BISHOP, J.; MYERS, W. Associations between avian functional guild response and regional landscape properties for conservation planning. *Ecological Indicators*, v. 5, n. 1, p. 33–48, 2005.
- BOMMARCO, R.; KLEIJN, D.; POTTS, S. G. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 28, n. 4, p. 230–238, 2013.
- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical ecology with r**. New York, NY: Springer New York, 2011.
- BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M.; METZGER, J. P. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic forest, Brazil. *Biotropica*, v. 40, n. 3, p. 273–276, 2008.
- BOSCOLO, D.; FERREIRA, P. A.; LOPES, L. E. Da matriz à matiz: em busca de uma abordagem funcional na Ecologia de Paisagens. *Filosofia e História da Biologia*, v. 11, n. 2, p. 157–187, 2016.
- BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology*, v. 24, n. 7, p. 907–918, 2009.
- BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. *Ecography*, v. 34, n. 6, p. 1018–1029, 2011.
- BOTTA-DUKÁT, Z. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, v. 16, n. 5, p. 533–540, 2005.
- BOWEN, M. E.; MCALPINE, C. A.; HOUSE, A. P. N.; SMITH, G. C. 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, 2007.
- BOYER, A. G.; JETZ, W. Extinctions and the loss of ecological function in island bird communities. *Global Ecology and Biogeography*, v. 23, n. 6, p. 679–688, 2014.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012. *Diário Oficial*, p. 1–11, 2012.
- BROCKERHOFF, E. G.; JACTEL, H.; PARROTTA, J. A.; FERRAZ, S. F. B. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *Forest Ecology and Management*, v. 301, p. 43–50, 2013.
- BROCKERHOFF, E. G.; JACTEL, H.; PARROTTA, J. A.; QUINE, C. P.; SAYER, J. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation*, v. 17, n. 5, p. 925–951, 2008.

- BURGESS, E. E.; MARON, M. Does the response of bird assemblages to fire mosaic properties vary among spatial scales and foraging guilds? **Landscape Ecology**, v. 31, n. 3, p. 687–699, 2016.
- CÂMARA, I. de G. Brief history of conservation in the Atlantic Forest. In: GALINDO LEAL, C.; CÂMARA, I. DE G. (Ed.). **The Atlantic Forest of South America : biodiversity status, threats, and outlook**. Washington: Island Press, 2003. p. 31–42.
- CARMO, A. P. C. do; SARTORIO, R. C.; GOMES, A. do N. Uso de indicadores ecológicos da paisagem visando à conservação de biodiversidade: estudo de caso de uma empresa florestal. In: NETO, J. A. F.; EINLOFT, C. J.; GONÇALVES, R. L. (Ed.). **Desenvolvimento rural, sustentabilidade e ordenamento territorial**. Visconde do Rio Branco, MG: Suprema, 2011. p. 92 – 107.
- CARNUS, J.-M.; PARROTTA, J.; BROCKERHOFF, E.; ARBEZ, M.; JACTEL, H.; KREMER, A.; LAMB, D.; O'HARA, K.; WALTERS, B. Planted forests and biodiversity. **Journal of Forestry**, v. 104, n. 2, p. 65–77, 2006.
- CASANOVE, F.; RIENZO, J. A. Di; PLA, L. **User manual f-diversity: statistical software for the analysis of functional diversity**. 1a. ed. Buenos Aires: Elsevier, 2008.
- CHAPLIN-KRAMER, R.; O'ROURKE, M. E.; BLITZER, E. J.; KREMEN, C. A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. **Ecology Letters**, v. 14, n. 9, p. 922–932, 2011.
- CLOUGH, Y.; DWI PUTRA, D.; PITOPANG, R.; TSCHARNTKE, T. Local and landscape factors determine functional bird diversity in Indonesian cacao agroforestry. **Biological Conservation**, v. 142, n. 5, p. 1032–1041, 2009.
- COCKLE, K. L.; LEONARD, M. L.; BODRATI, A. A. Presence and abundance of birds in an Atlantic forest reserve and adjacent plantation of shade-grown yerba mate, in Paraguay. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, n. 13, p. 3265–3288, 2005.
- CORNWELL, W. K.; SCHWILK, D. W.; ACKERLY, D. D. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. **Ecology**, v. 87, n. 6, p. 1465–1471, 2006.
- DAILY, G. C. Ecological forecasts. **Nature**, v. 411, n. 6835, p. 245–245, 2001.
- DE COSTER, G.; BANKS-LEITE, C.; METZGER, J. P. Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 282, n. 1811, p. 20142844, 2015.
- DEIKUMAH, J. P.; MCALPINE, C. A.; MARON, M. Matrix intensification alters avian functional group composition in adjacent rainforest fragments. **PLoS ONE**, v. 8, n. 9, p. e74852, 2013.
- DIAS, D. F. C.; RIBEIRO, M. C.; FELBER, Y. T.; CINTRA, A. L. P.; DE SOUZA, N. S.; HASUI, É. Beauty before age: landscape factors influence bird functional diversity in naturally regenerating fragments, but regeneration age does not. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 2, p. 259–270, 2016.
- DÍAZ, S.; FARGIONE, J.; CHAPIN, F. S.; TILMAN, D. Biodiversity loss threatens human well-being. **PLoS Biology**, v. 4, n. 8, p. 1300–1305, 2006.
- DING, Z.; FEELEY, K. J.; WANG, Y.; PAKEMAN, R. J.; DING, P. Patterns of bird functional diversity on land-bridge island fragments. **Journal of Animal Ecology**, v. 82, n. 4, p. 781–790, 2013.

- DUNNING, J. **Crc handbook of avian body masses, second edition**. 2nd. ed. London: CRC Press, 2007.
- ELMQVIST, T.; FOLKE, C.; NYSTRÖM, M.; PETERSON, G.; BENGTSSON, J.; WALKER, B.; NORBERG, J. Response diversity, ecosystem change, and resilience. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 1, n. 9, p. 488–494, 2003.
- ESTRADA-CARMONA, N.; HART, A. K.; DECLERCK, F. A. J.; HARVEY, C. A.; MILDER, J. C. Integrated landscape management for agriculture, rural livelihoods, and ecosystem conservation: an assessment of experience from Latin America and the Caribbean. **Landscape and Urban Planning**, v. 129, p. 1–11, 2014.
- 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, 2006.
- FAHRIG, L. How much habitat is enough? **Biological Conservation**, v. 100, n. 1, p. 65–74, 2001.
- FAIRBANKS, D. H. . Regional land-use impacts affecting avian richness patterns in Southern Africa-insights from historical avian atlas data. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 101, n. 2–3, p. 269–288, 2004.
- FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **FAOSTAT - Land**. Disponível em: <<http://faostat.fao.org/beta/en/#data/EL>>. Acesso em: 1 nov. 2016.
- FERRAZ, S. F. B.; LIMA, W. de P.; RODRIGUES, C. B. Managing forest plantation landscapes for water conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 58–66, 2013.
- FIBRIA. **Padrão de coleta e armazenamento de dados de fauna e flora**. Aracruz, 2011. 37p.
- FIBRIA. **Resumo público do plano de manejo florestal: unidade aracruz**. 7^a ed. Aracruz: Fibria, 2015.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B.; MANNING, A. D. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 4, n. 2, p. 80–86, 2006.
- FISCHER, J.; STOTT, J.; LAW, B. S. The disproportionate value of scattered trees. **Biological Conservation**, v. 143, n. 6, p. 1564–1567, 2010.
- FLYNN, D. F. B.; GOGOL-PROKURAT, M.; NOGEIRE, T.; MOLINARI, N.; RICHERS, B. T.; LIN, B. B.; SIMPSON, N.; MAYFIELD, M. M.; DECLERCK, F. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology Letters**, v. 12, n. 1, p. 22–33, 2009.
- FOLKE, C.; HOLLING, C. S.; PERRINGS, C. Biological diversity, ecosystems, and the human scale. **Ecological Applications**, v. 6, n. 4, p. 1018–1024, 1996.
- FONSECA, C. R.; GANADE, G.; BALDISSERA, R.; BECKER, C. G.; BOELTER, C. R.; BRESCOVIT, A. D.; CAMPOS, L. M.; FLECK, T.; FONSECA, V. S.; HARTZ, S. M.; JONER, F.; KÄFFER, M. I.; LEAL-ZANCHET, A. M.; MARCELLI, M. P.; MESQUITA, A. S.; MONDIN, C. A.; PAZ, C. P.; PETRY, M. V.; PIOVENSAN, F. N.; PUTZKE, J.; STRANZ, A.; VERGARA, M.; VIEIRA, E. M. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1209–1219, 2009.

- FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. 1. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: Wiley, 1986.
- FRANKLIN, J. F.; FORMAN, R. T. T. Creating landscape patterns by cutting: biological consequences and principles. **Landscape Ecology**, v. 1, n. 1, p. 5–18, 1987.
- GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; ARAUJO, I. S.; ÁVILA-PIRES, T. C.; BONALDO, A. B.; COSTA, J. E.; ESPOSITO, M. C.; FERREIRA, L. V.; HAWES, J.; HERNANDEZ, M. I. M.; HOOGMOED, M. S.; LEITE, R. N.; LO-MAN-HUNG, N. F.; MALCOLM, J. R.; MARTINS, M. B.; MESTRE, L. A. M.; MIRANDA-SANTOS, R.; OVERAL, W. L.; PARRY, L.; PETERS, S. L.; RIBEIRO, M. A.; DA SILVA, M. N. F.; DA SILVA MOTTA, C.; PERES, C. A. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. **Ecology Letters**, v. 11, n. 2, p. 139–150, 2008.
- GIL-TENA, A.; DE CÁCERES, M.; ERNOULT, A.; BUTET, A.; BROTONS, L.; BUREL, F. Agricultural landscape composition as a driver of farmland bird diversity in Brittany (NW France). **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 205, p. 79–89, 2015.
- GILLIES, C. S.; ST. CLAIR, C. C. Functional responses in habitat selection by tropical birds moving through fragmented forest. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 1, p. 182–190, 2010.
- GRAY, M. A.; BALDAUF, S. L.; MAYHEW, P. J.; HILL, J. K. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. **Conservation Biology**, v. 21, n. 1, p. 133–141, 2007.
- GUERRERO, I.; MORALES, M. B.; OÑATE, J. J.; AAVIK, T.; BENGTSSON, J.; BERENDSE, F.; CLEMENT, L. W.; DENNIS, C.; EGGERS, S.; EMMERSON, M.; FISCHER, C.; FLOHRE, A.; GEIGER, F.; HAWRO, V.; INCHAUSTI, P.; KALAMEES, A.; KINKS, R.; LIIRA, J.; MELÉNDEZ, L.; PÄRT, T.; THIES, C.; TSCHARNTKE, T.; OLSZEWSKI, A.; WEISSER, W. W. Taxonomic and functional diversity of farmland bird communities across Europe: effects of biogeography and agricultural intensification. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 14, p. 3663–3681, 2011.
- GUSTAFSON, E. J.; PARKER, G. R. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. **Landscape Ecology**, v. 7, n. 2, p. 101–110, 1992.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST : Paleontological statistics software for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 1–9, 2001.
- HANSBAUER, M. M.; STORCH, I.; LEU, S.; NIETO-HOLGUIN, J.-P.; PIMENTEL, R. G.; KNAUER, F.; METZGER, J. P. W. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic rainforest. **Biological Conservation**, v. 141, n. 3, p. 782–791, 2008.
- HEIM, O.; TREITLER, J. T.; TSCHAPKA, M.; KNÖRNSCHILD, M.; JUNG, K. The importance of landscape elements for bat activity and species richness in agricultural areas. **PLOS ONE**, v. 10, n. 7, p. e0134443, 2015.
- HOLBECH, L. H. The conservation importance of luxuriant tree plantations for lower storey forest birds in south-west Ghana. **Bird Conservation International**, v. 19, n. 3, p. 287, 2009.

- HOOPER, D. U.; CHAPIN III, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; HAWTON, J. H.; LODGE, D. M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETÄLÄ, H.; SYMSTAD, A. J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D. A. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3–35, 2005.
- HOYO, J. del; ELLIOTT, A.; VICENS, J. S.; CHRISTIE, D. A. (ed.). **Handbook of the birds of the world alive**. Barcelona: Lynx Edicions, 2015.
- HUDSON, A.; BOUWMAN, H. Different land-use types affect bird communities in the Kalahari, South Africa. **African Journal of Ecology**, v. 45, n. 3, p. 423–430, 2007.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de vegetação do Brasil**, 2004.
- JACOBOSKI, L. I.; MENDONÇA-LIMA, A. de; HARTZ, S. M. Structure of bird communities in eucalyptus plantations: nestedness as a pattern of species distribution. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 3, p. 583–591, 2016.
- JIGUET, F.; GADOT, A.-S.; JULLIARD, R.; NEWSON, S. E.; COUVET, D. Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change. **Global Change Biology**, v. 13, n. 8, p. 1672–1684, 2007.
- JOHN, J. R. M. R. M.; KABIGUMILA, J. D. L. D. L. The use of bird species richness and abundance indices to assess the conservation value of exotic Eucalyptus plantations. **Ostrich**, v. 82, n. 1, p. 27–37, 2011.
- KLEINSCHROTH, F.; GOURLET-FLEURY, S.; SIST, P.; GOND, V.; HEALEY, J. R. Logging roads in tropical forests: Synthesis of literature written in French and English highlights environmental impact reduction through improved engineering. **Bois et Forêts des Tropiques**, v. 328, n. 2, p. 13–26, 2016.
- KUPFER, J. A.; MALANSON, G. P.; FRANKLIN, S. B. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, n. 1, p. 8–20, 2006.
- LAMB, D.; ERSKINE, P.; PARROTTA, J. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v. 310, n. 5754, p. 1628–1632, 2005.
- LAUBE, I.; BREITBACH, N.; BÖHNING-GAESE, K. Avian diversity in a Kenyan agroecosystem: effects of habitat structure and proximity to forest. **Journal of Ornithology**, v. 149, n. 2, p. 181–191, 2008.
- LAURETO, L. M. O.; CIANCIARUSO, M. V.; SAMIA, D. S. M. Functional diversity: an overview of its history and applicability. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 2, p. 112–116, 2015.
- LEITÃO, R. P.; ZUANON, J.; VILLÉGER, S.; WILLIAMS, S. E.; BARALOTO, C.; FORTUNEL, C.; MENDONÇA, F. P.; MOUILLOT, D. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 283, n. 1828, p. 20160084, 2016.
- LEMES, P.; LOYOLA, R. D. Accommodating Species Climate-Forced Dispersal and Uncertainties in Spatial Conservation Planning. **PLoS ONE**, v. 8, n. 1, p. e54323, 2013.

- LETOURNEAU, D. K.; ARMBRECHT, I.; RIVERA, B. S.; LERMA, J. M.; CARMONA, E. J.; DAZA, M. C.; ESCOBAR, S.; GALINDO, V.; GUTIÉRREZ, C.; LÓPEZ, S. D.; MEJÍA, J. L.; RANGEL, A. M. A.; RANGEL, J. H.; RIVERA, L.; SAAVEDRA, C. A.; TORRES, A. M.; TRUJILLO, A. R. Does plant diversity benefit agroecosystems? A synthetic review. **Ecological Applications**, v. 21, n. 1, p. 9–21, 2011.
- LEVIN, S. A. The problem of pattern and scale in ecology. **Ecology**, v. 73, n. 6, p. 1943–1967, 1992.
- LOPES, I. T.; GUSSONI, C. O. A.; DEMARCHI, L. O.; DE ALMEIDA, A.; PIZO, M. A. Diversity of understory birds in old stands of native and Eucalyptus plantations. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 5, p. 662–669, 2015.
- LOREAU, M. Biodiversity and ecosystem functioning: a mechanistic model. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 95, n. 10, p. 5632–5636, 1998.
- LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGTSSON, J.; GRIME, J. P.; HECTOR, A.; HOOPER, D. U.; HUSTON, M. A.; RAFFAELLI, D.; SCHMID, B.; TILMAN, D.; WARDLE, D. A. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. **Science**, v. 294, n. 5543, p. 804–808, 2001.
- LUSIANA, B.; VAN NOORDWIJK, M.; CADISCH, G. Land sparing or sharing? Exploring livestock fodder options in combination with land use zoning and consequences for livelihoods and net carbon stocks using the FALLOW model. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 159, p. 145–160, 2012.
- MAAS, B.; TSCHARNTKE, T.; SALEH, S.; DWI PUTRA, D.; CLOUGH, Y. Avian species identity drives predation success in tropical cacao agroforestry. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 3, p. 735–743, 2015.
- MACARTHUR, R.; LEVINS, R. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. **The American Naturalist**, v. 101, n. 921, p. 377–385, 1967.
- MAGALHÃES, V. S.; AZEVEDO JÚNIOR, S. M. de; LYRA-NEVES, R. M. de; TELINO-JÚNIOR, W. R.; SOUZA, D. P. de. Biologia de aves capturadas em um fragmento de Mata Atlântica, Igarassu, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 4, p. 950–964, 2007.
- MAGIOLI, M.; FERRAZ, K. M. P. M. de B.; SETZ, E. Z. F.; PERCEQUILLO, A. R.; RONDON, M. V. de S. S.; KUHNEN, V. V.; CANHOTO, M. C. da S.; DOS SANTOS, K. E. A.; KANDA, C. Z.; FREGONEZI, G. de L.; DO PRADO, H. A.; FERREIRA, M. K.; RIBEIRO, M. C.; VILLELA, P. M. S.; COUTINHO, L. L.; RODRIGUES, M. G. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **European Journal of Wildlife Research**, v. 62, n. 4, p. 431–446, 2016.
- MAIRE, E.; GRENOUILLET, G.; BROSSE, S.; VILLÉGER, S. How many dimensions are needed to accurately assess functional diversity? A pragmatic approach for assessing the quality of functional spaces. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 6, p. 728–740, 2015.
- MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 243–253, 2000.

- MARSDEN, S. J.; WHIFFIN, M.; GALETTI, M. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 10, n. 5, p. 737–751, 2001.
- 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, 2008.
- MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. 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, 2012.
- MARTIN, E. A.; VIANO, M.; RATSIMISSETRA, L.; LALOË, F.; CARRIÈRE, S. M. Maintenance of bird functional diversity in a traditional agroecosystem of Madagascar. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 149, p. 1–9, 2012.
- MASON, N. W. H.; IRZ, P.; LANOISELÉE, C.; MOUILLOT, D.; ARGILLIER, C. Evidence that niche specialization explains species–energy relationships in lake fish communities. **Journal of Animal Ecology**, v. 77, n. 2, p. 285–296, 2008.
- MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D.; LEE, W. G.; WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, n. 1, p. 112–118, 2005.
- MAYFIELD, M. M.; BONSER, S. P.; MORGAN, J. W.; AUBIN, I.; MCNAMARA, S.; VESK, P. A. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 4, p. 423–431, 2010.
- MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995.
- MCGARIGAL, K.; MCCOMB, W. C. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. **Ecological Monographs**, v. 65, n. 3, p. 235–260, 1995.
- MENDENHALL, C. D.; SEKERCIOGLU, C. H.; BRENES, F. O.; EHRLICH, P. R.; DAILY, G. C. Predictive model for sustaining biodiversity in tropical countryside. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 39, p. 16313–16316, 2011.
- METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1–2, p. 1–9, 2001.
- MILLAN, C. H.; DEVELEY, P. F.; VERDADE, L. M. Stand-level management practices increase occupancy by birds in exotic Eucalyptus plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 336, p. 174–182, 2015.
- MOUCHET, M. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 867–876, 2010.
- MOUILLOT, D.; MASON, W. H. N.; DUMAY, O.; WILSON, J. B. Functional regularity: a neglected aspect of functional diversity. **Oecologia**, v. 142, n. 3, p. 353–359, 2005.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58–62, 1995.

- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.
- NAEEM, S. Biodiversity: biodiversity equals instability? **Nature**, v. 416, n. 6876, p. 23–24, 2002.
- NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. S. **Landscape ecology: theory and application**. New York: Springer New York, 1990.
- OLIVER, C. D. A landscape approach: achieving and maintaining biodiversity and economic productivity. **Journal of Forestry**, v. 90, n. 9, p. 20–25, 1992.
- PAQUETTE, A.; MESSIER, C. The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 8, n. 1, p. 27–34, 2010.
- PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G. M.; LAPS, R. R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M. L. B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1178–1190, 2009.
- PARKER III, T. A.; DOUGLAS F. STOTZ; JOHN W. FITZPATRICK. Ecological and Distributional Databases. In: STOTZ, D. F.; JOHN W. FITZPATRICK; THEODORE A. PARKER III; MOSKOVITS, D. K. (Ed.). **Neotropical birds : ecology and conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1996. p. 111–410.
- PAVOINE, S.; VALLET, J.; DUFOUR, A.-B.; GACHET, S.; DANIEL, H. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. **Oikos**, v. 118, n. 3, p. 391–402, 2009.
- PETCHEY, O. L.; EVANS, K. L.; FISHBURN, I. S.; GASTON, K. J. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. **Journal of Animal Ecology**, v. 76, n. 5, p. 977–985, 2007.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, n. 3, p. 402–411, 2002.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 741–758, 2006.
- PETERS, R. H. **The ecological implications of body size**. 1^a ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1983.
- PFISTERER, A. B.; SCHMID, B. Diversity-dependent production can decrease the stability of ecosystem functioning. **Nature**, v. 416, n. 6876, p. 84–86, 2002.
- PHALAN, B.; ONIAL, M.; BALMFORD, A.; GREEN, R. E. Reconciling food production and biodiversity conservation: Land sharing and land sparing compared. **Science**, v. 333, n. 6047, p. 1289–1291, 2011.
- PIACENTINI, V. de Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C. E.; MAURÍCIO, G. N.; PACHECO, J. F.; BRAVO, G. A.; BRITO, G. R. R.; NAKA, L. N.; OLMOS, F.; POSSO, S.; SILVEIRA, L. F.; BETINI, G. S.; CARRANO, E.; FRANZ, I.; LEES, A. C.; LIMA, L. M.; PIOLI, D.; SCHUNCK, F.; AMARAL, F. R. do; BENCKE, G. A.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, L. F. A.; STRAUBE, F. C.; CESARI, E. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 23, n. 2, p. 91–298, 2015.

- PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L. Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. **Science**, v. 269, n. 5222, p. 331–334, 1995.
- POLASKY, S.; NELSON, E.; CAMM, J.; CSUTI, B.; FACKLER, P.; LONSDORF, E.; MONTGOMERY, C.; WHITE, D.; ARTHUR, J.; GARBER-YONTS, B.; HAIGHT, R.; KAGAN, J.; STARFIELD, A.; TOBALSKE, C. Where to put things? Spatial land management to sustain biodiversity and economic returns. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1505–1524, 2008.
- PRESCOTT, G. W.; GILROY, J. J.; HAUGAASEN, T.; MEDINA URIBE, C. A.; FOSTER, W. A.; EDWARDS, D. P. Reducing the impacts of Neotropical oil palm development on functional diversity. **Biological Conservation**, v. 197, p. 139–145, 2016.
- PROJETO CORREDORES ECOLÓGICOS. **Síntese do processo de definição e planejamento dos corredores prioritários no Espírito Santo**. Cariacica, 2006.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria. R Foundation for Statistical Computing, 2015. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/>>. Acesso em: 20 jul. 2015.
- RAO, R. C. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. **Theoretical Population Biology**, v. 21, p. 24–43, 1982.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.
- RISSER, P. G.; KARR, J. R.; FORMAN, R. T. T. Landscape ecology: direction and approaches. **Illinois Natural History Survey**, v. Special Pu, n. 2, p. 1–18, 1984.
- ROMME, W. H.; KNIGHT, D. H. Landscape diversity: The concept applied to Yellowstone Park. **BioScience**, v. 32, n. 8, p. 664–670, 1982.
- RÖSCH, V.; TSCHARNTKE, T.; SCHERBER, C.; BATÁRY, P. Biodiversity conservation across taxa and landscapes requires many small as well as single large habitat fragments. **Oecologia**, v. 179, n. 1, p. 209–222, 2015.
- SANTOS JUNIOR, P. C. A.; MARQUES, F. C.; LIMA, M. R.; DOS ANJOS, L. The importance of restoration areas to conserve bird species in a highly fragmented Atlantic forest landscape. **Natureza e Conservação**, v. 14, n. 1, p. 1–7, 2016.
- SCHÜTZ, C.; SCHULZE, C. H. Functional diversity of urban bird communities: effects of landscape composition, green space area and vegetation cover. **Ecology and Evolution**, v. 5, n. 22, p. 5230–5239, 2015.
- SEKERCIOĞLU, C. Increasing awareness of avian ecological function. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 21, n. 8, p. 464–471, 2006.
- ŞEKERCIOĞLU, Ç. H.; LOARIE, S. R.; OVIEDO-BRENES, F.; MENDENHALL, C. D.; DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R. Tropical countryside riparian corridors provide critical habitat and connectivity for seed-dispersing forest birds in a fragmented landscape. **Journal of Ornithology**, v. 156, n. S1, p. 343–353, 2015.
- SHANNON, C. E. A mathematical theory of communication. **The Bell System Technical Journal**, v. 27, p. 379–423, 1948.
- SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, n. 4148, p. 688–688, 1949.

- SITTERS, H.; DI STEFANO, J.; CHRISTIE, F.; SWAN, M.; YORK, A. Bird functional diversity decreases with time since disturbance: Does patchy prescribed fire enhance ecosystem function? **Ecological Applications**, v. 26, n. 1, p. 115–127, 2016.
- TAMBOSI, L. R.; MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169–177, 2014.
- TEJEDA-CRUZ, C.; SUTHERLAND, W. J. Bird responses to shade coffee production. **Animal Conservation**, v. 7, n. 2, p. 169–179, 2004.
- THIES, C.; HAENKE, S.; SCHERBER, C.; BENGTTSSON, J.; BOMMARCO, R.; CLEMENT, L. W.; CERYNGIER, P.; DENNIS, C.; EMMERSON, M.; GAGIC, V.; HAWRO, V.; LIIRA, J.; WEISSER, W. W.; WINQVIST, C.; TSCHARNTKE, T. The relationship between agricultural intensification and biological control: experimental tests across Europe. **Ecological Applications**, v. 21, n. 6, p. 2187–2196, 2011.
- TILMAN, D. Functional diversity. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 3, n. 1, p. 109–120, 2001.
- TITTLER, R.; FILOTAS, É.; KROESE, J.; MESSIER, C. Maximizing conservation and production with intensive forest management: It's all about location. **Environmental Management**, v. 56, n. 5, p. 1104–1117, 2015.
- TSCHARNTKE, T.; CLOUGH, Y.; WANGER, T. C.; JACKSON, L.; MOTZKE, I.; PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; WHITBREAD, A. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. **Biological Conservation**, v. 151, n. 1, p. 53–59, 2012.
- TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A. M.; KRUESS, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. **Ecology Letters**, v. 8, n. 8, p. 857–874, 2005.
- TSCHARNTKE, T.; SEKERCIOGLU, C. H.; DIETSCH, T. V.; SODHI, N. S.; HOEHN, P.; TYLIANAKIS, J. M. Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. **Ecology**, v. 89, n. 4, p. 944–951, 2008.
- TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain forest: A review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, n. 2, p. 200–209, 1996.
- TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 20, n. 1, p. 171–197, 1989.
- TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape ecology in theory and practice: pattern and process**. New York: Springer, 2001.
- UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 8, p. 1907–1922, 2008.
- UEZU, A.; METZGER, J. P. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 14, p. 3627–3643, 2011.
- 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, 2005.

- VILLARD, M.-A.; TRZCINSKI, M. K.; MERRIAM, G. Fragmentation effects on forest birds: Relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. **Conservation Biology**, v. 13, n. 4, p. 774–783, 1999.
- VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, 2008.
- VILLÉGER, S.; RAMOS MIRANDA, J.; FLORES HERNÁNDEZ, D.; MOUILLOT, D. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological applications**, v. 20, n. 6, p. 1512–1522, 2010.
- VOLPATO, G. H.; PRADO, V. M.; DOS ANJOS, L. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 7, p. 1156–1163, 2010.
- WALKER, B.; KINZIG, A.; LANGRIDGE, J. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. **Ecosystems**, v. 2, p. 95–113, 1999.
- WATSON, J. E. M.; WHITTAKER, R. J.; DAWSON, T. P. Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forests of southeastern Madagascar. **Biological Conservation**, v. 120, n. 3, p. 311–327, 2004.
- WILLSON, M. F. Avian community organization and habitat structure. **Ecology**, v. 55, n. 5, p. 1017–1029, 1974.
- WILMAN, H.; BELMAKER, J.; JENNIFER, S.; DE LA ROSA, C.; RIVADENEIRA, M. M.; JETZ, W. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. **Ecology**, v. 95, n. 7, p. 2027, 2014.
- ZAVALETA, E. S.; HOBBS, R. J.; MOONEY, H. A. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 16, n. 8, p. 454–459, 2001.
- ZOBEL, M. The relative role of species pools in determining plant species richness: An alternative explanation of species coexistence? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 12, n. 7, p. 266–269, 1997.
- ZURITA, G. A.; REY, N.; VARELA, D. M.; VILLAGRA, M.; BELLOCQ, M. I. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. **Forest Ecology and Management**, v. 235, n. 1–3, p. 164–173, 2006.

ANEXOS

ANEXO A – Uso do solo das seis Unidades de Planejamento da Paisagem (UPP) selecionadas da região de Aracruz, as quais (a) AR – 01, (b) AR – 02, (c) AR – 05, (d) AR – 06, (e) AR – 11, (f) AR – 12 (continua)

ANEXO A – Uso do solo das seis Unidades de Planejamento da Paisagem (UPP) selecionadas da região de Aracruz, as quais (a) AR – 01, (b) AR – 02, (c) AR – 05, (d) AR – 06, (e) AR – 11, (f) AR – 12 (conclusão)

ANEXO B – Uso do solo das quatro Unidades de Planejamento da Paisagem (UPP) selecionadas da região de São Mateus, as quais (a) SM – 07, (b) SM – 08, (c) SM – 27, (d) SM – 31

ANEXO C – Uso do solo das quatro Unidades de Planejamento da Paisagem (UPP) seleccionadas da região do sul da Bahia, as quais (a) BA – 03, (b) BA – 06, (c) BA – 18, (d) BA – 33

ANEXO D – Lista com os traços funcionais das 218 espécies de aves amostradas em áreas destinadas à conservação de matriz de florestas plantadas de eucalipto (as espécies estão em ordem alfabética)
(continua)

Espécie	Guilda tróf.	Est. forrageio	Habitat	Massa rep.
<i>Amazilia fimbriata</i>	nec	s_m_d	f	5,5
<i>Amazilia lactea</i>	nec	m_d	f	4,0
<i>Amazilia versicolor</i>	nec	s_m_d	f	4,0
<i>Amazona amazonica</i>	fru	d	f_nf	359,0
<i>Amazona farinosa</i>	fru	d	f	597,5
<i>Amazona rhodocorytha</i>	fru	d	f	475,0
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	oni	ag	a	420,0
<i>Ammodramus humeralis</i>	gra	t	nf	17,0
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	nec	m_d	f_nf	7,0
<i>Anthus lutescens</i>	ins	t	nf	14,0
<i>Aramides cajaneus</i>	ins	t	f_a	397,0
<i>Aratinga auricapillus</i>	fru	d	f	130,0
<i>Attila spadiceus</i>	oni	m_d	f	42,8
<i>Brotogeris tirica</i>	fru	d	f	63,0
<i>Buteo brachyurus</i>	car	d_ae	f	488,0
<i>Cacicus haemorrhous</i>	oni	m_d	f	59,0
<i>Campephilus robustus</i>	ins	m	f	221,0
<i>Camptostoma obsoletum</i>	oni	d	f_nf	7,0
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	ins	s_m	f	37,3
<i>Campylorhynchus turdinus</i>	ins	m_d	f	39,0
<i>Capsiempis flaveola</i>	ins	s_m	f	7,0
<i>Caracara plancus</i>	car	t	nf	1361,5
<i>Cariama cristata</i>	car	t	f_nf	1400,0
<i>Caryothraustes canadensis</i>	fru	d	f	41,0
<i>Cathartes burrovianus</i>	det	t_s_m_d_ae	nf_a	1373,0
<i>Celeus flavescens</i>	ins	m_d	f	141,0
<i>Ceratopipra rubrocapilla</i>	fru	s_m	f	14,0
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	ins	t_s	f_a	15,3
<i>Chaetura cinereiventris</i>	ins	ae	f	14,0
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	nec	s_m_d	f_nf	3,0
<i>Chlorostilbon notatus</i>	nec	s_m_d	f	4,0
<i>Claravis pretiosa</i>	fru	t_s_m	f	61,5
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	ins	s_m	f	14,0
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	ins	m_d	f	46,0
<i>Coereba flaveola</i>	nec	d	f_nf	9,5
<i>Colaptes campestris</i>	ins	t_s_m_d	nf	156,0
<i>Columbina minuta</i>	gra	t	nf	31,0
<i>Columbina squammata</i>	gra	t	nf	55,0
<i>Columbina talpacoti</i>	gra	t	nf	46,5
<i>Conirostrum speciosum</i>	ins	d	f	9,0
<i>Coragyps atratus</i>	det	t	f_nf	1638,8
<i>Crotophaga ani</i>	ins	t_s_m_d	nf	96,0
<i>Crotophaga major</i>	ins	t_s_m_d	f	150,5
<i>Crypturellus parvirostris</i>	oni	t	nf	179,0
<i>Crypturellus soui</i>	fru	t	f	219,0
<i>Crypturellus tataupa</i>	fru	t	nf	216,0
<i>Crypturellus variegatus</i>	fru	t	f	393,8
<i>Cyanerpes cyaneus</i>	oni	d	f	14,0
<i>Dacnis cayana</i>	oni	d	f	13,5
<i>Dendrocincla turdina</i>	ins	s_m	f	37,0
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	ins	m	f	62,0
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	oni	ag_t	a	733,5
<i>Dendrocygna viduata</i>	oni	ag_t	a	690,0
<i>Dixiphia pipra</i>	fru	s	f	13,0
<i>Donacobius atricapilla</i>	ins	s	a	35,9

ANEXO D – Lista com os traços funcionais das 218 espécies de aves amostradas em áreas destinadas à conservação de matriz de florestas plantadas de eucalipto (as espécies estão em ordem alfabética)
(continuação)

Espécie	Guildd tróf.	Est. forrageio	Habitat	Massa rep.
<i>Drymophila squamata</i>	ins	s	f	10,0
<i>Dryocopus lineatus</i>	ins	d	f	190,0
<i>Egretta thula</i>	pis	ag_t	a	371,0
<i>Elaenia flavogaster</i>	oni	d	f_nf	23,0
<i>Elanus leucurus</i>	car	d_ae	nf	346,0
<i>Emberizoides herbicola</i>	gra	s	nf	28,5
<i>Eupetomena macroura</i>	nec	s_m_d	f_nf	8,0
<i>Euphonia chlorotica</i>	oni	d	f	9,5
<i>Euphonia violacea</i>	oni	d	f	14,8
<i>Euphonia xanthogaster</i>	fru	s_m_d	f	12,0
<i>Eupsittula aurea</i>	gra	d	f	94,0
<i>Euscarthmus meloryphus</i>	ins	s	nf	7,0
<i>Falco femoralis</i>	car	t_s_m_d	nf	188,0
<i>Formicarius colma</i>	ins	t	f	50,0
<i>Formicivora grisea</i>	ins	s_m	f	11,5
<i>Forpus xanthopterygius</i>	oni	d	nf	25,0
<i>Furnarius leucopus</i>	ins	t	f_nf	32,0
<i>Furnarius rufus</i>	ins	t	nf	52,0
<i>Galbula ruficauda</i>	ins	m	f	25,0
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	ins	s	nf_a	13,0
<i>Geotrygon montana</i>	gra	t	f	127,0
<i>Geotrygon violacea</i>	fru	t	f	103,0
<i>Geranospiza caerulescens</i>	car	m_d	f	304,5
<i>Glaucidium brasilianum</i>	ins	d	f_nf	78,0
<i>Glaucis dornii</i>	nec	s	f	6,0
<i>Glaucis hirsutus</i>	nec	s	f	6,5
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	ins	s_m	f	14,5
<i>Gnorimopsar chopi</i>	oni	t_s_m_d	f_nf	72,5
<i>Guira guira</i>	ins	t	f_nf	132,5
<i>Habia rubica</i>	oni	s_m	f	36,0
<i>Hemithraupis flavicollis</i>	ins	d	f	15,8
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	car	d	f	637,8
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	ins	d	f	10,0
<i>Hydropsalis albicollis</i>	ins	t	f	64,0
<i>Hylocharis cyanus</i>	nec	s_m_d	f	3,5
<i>Hylocharis sapphirina</i>	nec	s_m_d	f	4,5
<i>Hylophilus thoracicus</i>	ins	d	f	13,0
<i>Icterus jamaicae</i>	oni	d	f	54,3
<i>Ictinia plumbea</i>	ins	d_ae	f	230,0
<i>Lanio cristatus</i>	ins	d	f	16,5
<i>Lanio pileatus</i>	gra	t_s	f_nf	15,5
<i>Laterallus viridis</i>	ins	t	nf	70,0
<i>Leptodon cayanensis</i>	car	d	f	584,0
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	ins	s_m	f	12,0
<i>Leptotila rufaxilla</i>	fru	t	f	155,0
<i>Leptotila verreauxi</i>	fru	t_s	f	151,0
<i>Malacoptila striata</i>	ins	s_m	f	43,0
<i>Manacus manacus</i>	oni	s	f	16,0
<i>Megarynchus pitangua</i>	oni	d	f	58,0
<i>Melanerpes flavifrons</i>	ins	d	f	58,0
<i>Micrastur semitorquatus</i>	car	m_d	f	708,0
<i>Milvago chimachima</i>	car	t_s_m_d	nf	300,0
<i>Mimus saturninus</i>	oni	t_s_m_d	nf	72,0
<i>Mionectes oleagineus</i>	fru	s_m_d	f	11,0
<i>Molothrus bonariensis</i>	oni	t	f_nf	41,5
<i>Myiarchus ferox</i>	ins	m_d	f	25,0

ANEXO D – Lista com os traços funcionais das 218 espécies de aves amostradas em áreas destinadas à conservação de matriz de florestas plantadas de eucalipto (as espécies estão em ordem alfabética)
(continuação)

Espécie	Guilda tróf.	Est. forrageio	Habitat	Massa rep.
<i>Myiarchus swainsoni</i>	ins	m_d	f	23,0
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	ins	m_d	f	19,0
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	ins	m_d	f_nf	27,5
<i>Myiobius barbatu</i>	ins	s_m	f	11,0
<i>Myiopagis caniceps</i>	ins	d	f	11,0
<i>Myiophobus fasciatus</i>	ins	s	nf	10,0
<i>Myiornis auricularis</i>	ins	m_d	f	5,0
<i>Myiozetetes similis</i>	oni	m_d	f	30,0
<i>Myrmotherula axillaris</i>	ins	s_m	f	8,5
<i>Nemosia pileata</i>	oni	d	f	16,3
<i>Ortalis araucuan</i>	fru	s_m_d	f	153,0
<i>Pachyrhamphus marginatus</i>	ins	d	f	20,0
<i>Pachyrhamphus polychopterus</i>	ins	d	f	21,0
<i>Pachyrhamphus viridis</i>	ins	d	f	20,5
<i>Pardirallus nigricans</i>	oni	t	a	217,0
<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	ins	t	a	232,0
<i>Patagioenas cayennensis</i>	fru	d	f	260,5
<i>Patagioenas picazuro</i>	fru	d	f_nf	340,5
<i>Patagioenas speciosa</i>	fru	d	f	285,0
<i>Penelope supercilialis</i>	fru	t	f	895,0
<i>Phacellodomus rufifrons</i>	ins	s_m_d	f_nf	21,5
<i>Phaethornis idaliae</i>	nec	s	f	2,5
<i>Phaethornis pretrei</i>	nec	s	f	5,0
<i>Phaethornis ruber</i>	nec	s	f	2,0
<i>Pheugopedius genibarbis</i>	ins	s	f	21,0
<i>Phleocryptes melanops</i>	ins	s	a	11,0
<i>Piaya cayana</i>	ins	d	nf	102,8
<i>Piculus flavigula</i>	ins	d	f	55,0
<i>Picumnus cirratus</i>	ins	m_d	f	12,0
<i>Pilherodius pileatus</i>	car	ag_t	a	570,0
<i>Pionus maximiliani</i>	fru	d	f	250,0
<i>Pionus menstruus</i>	gra	d	f	251,0
<i>Pitangus sulphuratus</i>	oni	t_s_m_d	f_nf	63,3
<i>Polytmus guainumbi</i>	nec	s	nf	5,0
<i>Porzana albicollis</i>	oni	t	nf_a	93,5
<i>Primolius maracana</i>	fru	d	f	256,0
<i>Procnias nudicollis</i>	fru	d	f	174,0
<i>Progne tapera</i>	ins	ae	nf_a	32,5
<i>Psarocolius decumanus</i>	fru	d	f	148,5
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	fru	d	f	159,0
<i>Pteroglossus aracari</i>	fru	d	f	220,0
<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	car	d	f	594,0
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	ins	ae	nf	10,0
<i>Pyriglena leucoptera</i>	ins	s	f	29,0
<i>Pyrrhura cruentata</i>	gra	d	f	97,0
<i>Pyrrhura leucotis</i>	gra	d	f	54,0
<i>Ramphastos vitellinus</i>	oni	d	f	315,0
<i>Ramphocaenus melanurus</i>	ins	s_m	f	10,0
<i>Ramphocelus bresilius</i>	fru	s_m	f	30,0
<i>Rhynchocyclus olivaceus</i>	ins	m	f	24,0
<i>Rhynchotus rufescens</i>	oni	t	nf	742,0
<i>Rhytipterna simplex</i>	ins	m_d	f	31,0
<i>Rupornis magnirostris</i>	car	d	f	269,5
<i>Saltator maximus</i>	ins	m_d	f	43,0
<i>Schiffornis turdina</i>	ins	s	f	39,0
<i>Schistochlamys melanopis</i>	fru	s_m_d	f_nf	36,0

ANEXO D – Lista com os traços funcionais das 218 espécies de aves amostradas em áreas destinadas à conservação de matriz de florestas plantadas de eucalipto (as espécies estão em ordem alfabética) (conclusão)

Espécie	Guilda tróf.	Est. forrageio	Habitat	Massa rep.
<i>Setophaga pitaiayumi</i>	ins	d	f	7,5
<i>Sicalis flaveola</i>	gra	t	nf	18,0
<i>Sicalis luteola</i>	gra	t	nf	12,0
<i>Sirystes sibilator</i>	ins	d	f	26,3
<i>Sporophila bouvreuil</i>	gra	s	nf	8,0
<i>Sporophila caerulescens</i>	gra	s	nf	10,0
<i>Sporophila leucoptera</i>	gra	s	nf	13,5
<i>Sporophila nigricollis</i>	gra	s	nf	10,0
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	ins	ae	nf_a	16,0
<i>Sturnella supercilialis</i>	ins	t_s	nf_a	44,0
<i>Synallaxis albescens</i>	ins	s	nf	11,8
<i>Synallaxis frontalis</i>	ins	s	f	13,0
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	ins	ae	nf	18,0
<i>Tachyphonus coronatus</i>	oni	m_d	f	26,0
<i>Tangara brasiliensis</i>	fru	d	f	25,5
<i>Tangara cayana</i>	oni	m_d	f_nf	20,0
<i>Tangara palmarum</i>	fru	d	f	42,5
<i>Tangara sayaca</i>	oni	d	f_nf	40,0
<i>Tangara seledon</i>	fru	d	f	17,0
<i>Tapera naevia</i>	ins	t_s	nf	52,0
<i>Taraba major</i>	ins	s	f_nf	55,0
<i>Tersina viridis</i>	oni	d	f	36,0
<i>Thalurania glaucopis</i>	nec	s_m	f	4,5
<i>Thamnophilus ambiguus</i>	ins	s_m	f	21,5
<i>Thamnophilus palliatus</i>	ins	s_m	f_nf	25,0
<i>Tinamus solitarius</i>	oni	t	f	1390,5
<i>Tityra cayana</i>	fru	d	f	68,1
<i>Tityra inquisitor</i>	fru	d	f	44,0
<i>Todirostrum cinereum</i>	ins	s_m_d	f	6,5
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	ins	d	f	12,0
<i>Tolmomyias poliocephalus</i>	ins	d	f	11,5
<i>Touit surdus</i>	fru	d	f	62,5
<i>Troglodytes musculus</i>	ins	t_s	nf	12,0
<i>Trogon viridis</i>	fru	d	f	94,0
<i>Turdus amaurochalinus</i>	oni	t_s_m_d	f	60,0
<i>Turdus flavipes</i>	oni	m_d	f	60,0
<i>Turdus fumigatus</i>	ins	t_s_m	f	76,0
<i>Turdus leucomelas</i>	oni	t_s_m_d	f	67,0
<i>Turdus rufiventris</i>	oni	t_s_m_d	f	72,0
<i>Tyrannus melancholicus</i>	ins	d	f_nf	40,0
<i>Vanellus chilensis</i>	oni	t	nf_a	293,5
<i>Veniliornis affinis</i>	ins	d	f	37,5
<i>Vireo chivi</i>	oni	d	f	14,0
<i>Volatinia jacarina</i>	gra	t_s	nf	10,0
<i>Xenops minutus</i>	ins	s_m	f	9,5
<i>Xenops rutilans</i>	ins	d	f	12,5
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	ins	s_m	f	22,0
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	ins	s_m_d	f	60,0
<i>Xolmis velatus</i>	ins	t_s	nf	42,0
<i>Zenaida auriculata</i>	gra	t_s_m	nf	116,0
<i>Zonotrichia capensis</i>	gra	t_s	f_nf	21,0

Nota:

Guilda tróf. = Guilda trófica: car = carnívoro, det = detritívoro, fru = frugívoro, gra = granívoro, ins = insetívoro, nec = nectarívoro, oni = onívoro, pis = piscívoro. Est. forrageio = Estrato de forrageio: ag = ambientes aquáticos, t = terrestre, s = sub-bosque, m = estrato médio, d = dossel, ae = aéreo. Habitat: f = florestal, nf = não florestal, a = aquática. Massa rep. = Massa corporal representativa.

ANEXO E – Qualidade do espaço funcional representado pelo desvio padrão médio (mSD) em oito espaços multidimensionais, variando de duas à nove dimensões. O espaço funcional foi calculado para 218 espécies de aves descritas por quatro traços funcionais (uma binária, duas binárias multiescolha e uma contínua). Cada ponto representa um par de espécies

ANEXO F – Lista com os 55 tipos de uso do solo mapeados separados em cinco classes em uma área de matriz de florestas plantadas de eucalipto

Classes de uso	Uso do solo	Classes de uso	Uso do solo
Florestas plantadas de eucalipto	Aguardando Rebrotar	Estrada	Aceiro Externo
	Aguardando Reforma		Aceiro Interno
	Área Danificada		Estrada Secundária
	Jardim Clonal	Outros	Aeródromo
	Pesquisa		Aguardando Licenciamento
	Floresta plantada avançada		Aguardando Plantio
	Floresta plantada comercialmente		Área de Terceiros
	Floresta plantada destinada a RL		Área Especial
	Pomar de Semente		Aterro
	Áreas destinadas à conservação		Barragem
Áreas destinadas à conservação	Afloramento Rochoso		Chácara
	Agricultura em Preservação		Comodato
	Brejo		Cultura Agrícola
	Estágio Avançado		Depósito de Madeira
	Estágio Inicial		Edificação
	Estágio Médio		Empréstimo
	Muçununga Arbórea		Erosão
	Muçununga Herbácea/Arbustiva		Gasoduto
	Pasto		Pasto (área de pastagem)
	Pasto Sujo		Poço Petrobras
Hidrografia	Floresta plantada em Preservação		Projetos Comunitários
	Restinga Arbórea		Rede Elétrica
	Restinga Herbácea/Arbustiva		Serraria
	Sistema Agroflorestal		Solo Exposto
	Várzea		Talude
	Alagado		Torre Incêndio
	Canal		Viveiro de Mudanças
	Lago		
	Lago Artificial		
	Rio		

ANEXO G – Lista com a riqueza das espécies e abundância dos indivíduos de aves para os três traços categóricos estudados e para cada Unidade de Planejamento da Paisagem (UPP) em matriz de florestas plantadas de eucalipto

(continua)

UPP	Traços	Riqueza	Abundância	Proporção de indivíduos (%)	
AR - 01	Guilda tróf.	car	5	9	0,04
		fru	17	93	0,37
		gra	2	4	0,02
		ins	26	92	0,37
		nec	3	11	0,04
		oni	11	41	0,16
		pis	1	1	0,00
	Est. forrageio	ae	1	5	0,02
		ag_t	3	6	0,02
		d	40	169	0,67
		d_ae	2	2	0,01
		m	1	1	0,00
		m_d	7	28	0,11
		s	3	6	0,02
		s_m	2	20	0,08
		t	4	8	0,03
		t_s_m_d	2	6	0,02
	Habitat	a	3	6	0,02
		f	49	199	0,79
		f_nf	10	40	0,16
		nf	3	6	0,02
AR - 02	Guilda tróf.	car	4	4	0,02
		fru	11	32	0,16
		gra	10	31	0,16
		ins	26	80	0,41
		nec	4	9	0,05
		oni	13	38	0,20
	Est. forrageio	ae	2	2	0,01
		ag	1	1	0,01
		d	21	53	0,27
		m_d	8	18	0,09
		s	9	29	0,15
		s_m	5	32	0,16
		s_m_d	1	1	0,01
		t	12	33	0,17
		t_s	4	12	0,06
		t_s_m	1	1	0,01
		t_s_m_d	4	12	0,06
	Habitat	a	3	3	0,02
		f	38	111	0,57
		f_a	1	3	0,02
		f_nf	8	25	0,13
		nf	13	39	0,20
nf_a		5	13	0,07	
AR - 05	Guilda tróf.	car	3	5	0,03
		fru	7	39	0,21
		gra	5	6	0,03
		ins	24	90	0,48
		nec	4	14	0,08
		oni	12	32	0,17
	Est. forrageio	ae	1	1	0,01
		d	20	68	0,37
		m	1	1	0,01
		m_d	12	36	0,19
	s	4	18	0,10	

ANEXO G – Lista com a riqueza das espécies e abundância dos indivíduos de aves para os quatro traços categóricos estudados e para cada Unidade de Planejamento da Paisagem (UPP) em matriz de florestas plantadas de eucalipto

(continuação)

UPP	Traços	Riqueza	Abundância	Proporção de indivíduos (%)		
AR - 05	Est. forrageio	s_m	5	33	0,18	
		s_m_d	2	3	0,02	
		t	3	11	0,06	
		t_s	2	3	0,02	
		t_s_m_d	5	12	0,06	
	Habitat	f	39	143	0,77	
		f_nf	10	33	0,18	
		nf	6	10	0,05	
AR - 06	Guilda tróf.	car	5	8	0,04	
		det	1	2	0,01	
		fru	9	16	0,08	
		gra	6	6	0,03	
		ins	29	99	0,47	
		nec	6	11	0,05	
		oni	17	67	0,32	
		Est. forrageio	d	29	85	0,41
	m		1	3	0,01	
	m_d		10	37	0,18	
	s		5	15	0,07	
	s_m		6	20	0,10	
	s_m_d		4	11	0,05	
	t		8	11	0,05	
	t_s		5	6	0,03	
	t_s_m_d		5	21	0,10	
	Habitat	f	47	142	0,68	
AR - 06	Habitat	f_nf	18	56	0,27	
		nf	8	11	0,05	
AR - 11	Guilda tróf.	car	2	2	0,01	
		fru	5	27	0,19	
		gra	1	1	0,01	
		ins	12	54	0,39	
		nec	2	6	0,04	
		oni	12	49	0,35	
		Est. forrageio	d	17	54	0,39
			m_d	5	26	0,19
	s		3	19	0,14	
	s_m		2	12	0,09	
	t		2	11	0,08	
	t_s		2	12	0,09	
	t_s_m_d		3	5	0,04	
	Habitat		f	25	119	0,86
			f_nf	6	13	0,09
		nf	3	7	0,05	
	AR - 12	Guilda tróf.	car	1	2	0,01
			fru	3	5	0,03
gra			5	12	0,07	
ins			22	92	0,52	
nec			5	13	0,07	
oni			13	53	0,30	
Est. forrageio		d	20	60	0,34	
		m_d	8	29	0,16	
		s	5	29	0,16	
		s_m	4	29	0,16	
		s_m_d	3	6	0,03	
		t	2	6	0,03	

ANEXO G – Lista com a riqueza das espécies e abundância dos indivíduos de aves para os quatro traços categóricos estudados e para cada Unidade de Planejamento da Paisagem (UPP) em matriz de florestas plantadas de eucalipto

(continuação)

UPP	Traços	Riqueza	Abundância	Proporção de indivíduos (%)		
AR - 12	Est. forrageio	t_s	4	10	0,06	
		t_s_m_d	3	8	0,05	
	Habitat	f	32	116	0,66	
		f_nf	12	48	0,27	
		nf	5	13	0,07	
BA - 03	Guilda tróf.	car	3	4	0,01	
		det	1	1	0,00	
		fru	15	53	0,19	
		gra	3	10	0,04	
		ins	37	163	0,58	
		nec	6	8	0,03	
		oni	12	41	0,15	
		Est. forrageio	ae	3	7	0,03
			d	26	93	0,33
	m		3	5	0,02	
	m_d		10	29	0,10	
	s		8	47	0,17	
	s_m		9	55	0,20	
	s_m_d		4	5	0,02	
	t		6	20	0,07	
	t_s		4	10	0,04	
	t_s_m	1	2	0,01		
	t_s_m_d	3	7	0,03		
	Habitat	f	53	208	0,74	
		f_nf	14	51	0,18	
		nf	8	19	0,07	
		nf_a	2	2	0,01	
BA - 06		Guilda tróf.	car	3	4	0,02
	fru		12	31	0,15	
	gra		5	14	0,07	
	ins		33	91	0,45	
	nec		5	13	0,06	
	oni		17	49	0,24	
	Est. forrageio	d	27	78	0,39	
		m	1	1	0,00	
		m_d	9	17	0,08	
		s	7	17	0,08	
		s_m	10	35	0,17	
		s_m_d	6	12	0,06	
	Habitat	t	9	21	0,10	
t_s		2	6	0,03		
t_s_m_d		4	15	0,07		
a		1	1	0,00		
f		49	129	0,64		
f_nf		12	40	0,20		
nf		11	28	0,14		
BA - 18	Guilda tróf.	nf_a	2	4	0,02	
		car	4	9	0,03	
		fru	9	28	0,11	
		gra	7	27	0,10	
BA - 18	Guilda tróf.	ins	22	84	0,32	
		nec	3	14	0,05	
		oni	16	98	0,38	
	Est. forrageio	d	21	110	0,42	
m		1	2	0,01		

ANEXO G – Lista com a riqueza das espécies e abundância dos indivíduos de aves para os quatro traços categóricos estudados e para cada Unidade de Planejamento da Paisagem (UPP) em matriz de florestas plantadas de eucalipto

(continuação)

UPP	Traços		Riqueza	Abundância	Proporção de indivíduos (%)		
BA - 18	Est. forrageio	m_d	9	32	0,12		
		s	5	26	0,10		
		s_m	8	28	0,11		
		s_m_d	3	12	0,05		
		t	6	19	0,07		
		t_s	4	14	0,05		
		t_s_m_d	4	17	0,07		
	Habitat	f	34	163	0,63		
		f_nf	14	59	0,23		
		nf	11	32	0,12		
		nf_a	2	6	0,02		
		BA - 33	Guilda tróf.	car	3	7	0,02
				fru	13	60	0,21
gra	4			12	0,04		
ins	26			115	0,40		
nec	6			18	0,06		
oni	17			78	0,27		
BA - 33	Est. forrageio	d	29	119	0,41		
		m	1	2	0,01		
		m_d	10	42	0,14		
		s	4	22	0,08		
		s_m	12	61	0,21		
		s_m_d	3	5	0,02		
		t	6	15	0,05		
	Habitat	t_s	1	8	0,03		
		t_s_m_d	3	16	0,06		
		f	54	234	0,81		
		f_a	1	1	0,00		
		f_nf	11	45	0,16		
		nf	3	10	0,03		
SM - 07	Guilda tróf.	car	3	7	0,04		
		fru	8	38	0,22		
		gra	1	2	0,01		
		ins	15	78	0,45		
		nec	3	14	0,08		
		oni	13	36	0,21		
	Est. forrageio	ae	1	1	0,01		
		d	25	77	0,44		
		m_d	3	20	0,11		
		s	4	26	0,15		
		s_m	5	29	0,17		
		t	1	3	0,02		
		t_s	1	9	0,05		
Habitat	t_s_m	1	1	0,01			
	t_s_m_d	2	9	0,05			
	f	31	136	0,78			
	f_nf	8	27	0,15			
	nf	3	11	0,06			
	nf_a	1	1	0,01			
SM - 08	Guilda tróf.	car	3	8	0,03		
		det	1	1	0,00		
		fru	13	57	0,20		
		gra	1	7	0,02		
		ins	30	131	0,46		
		nec	3	9	0,03		

ANEXO G – Lista com a riqueza das espécies e abundância dos indivíduos de aves para os quatro traços categóricos estudados e para cada Unidade de Planejamento da Paisagem (UPP) em matriz de florestas plantadas de eucalipto

(continuação)

UPP	Traços	Riqueza	Abundância	Proporção de indivíduos (%)		
SM - 08	Guilda tróf. Est. forrageio	oni	19	74	0,26	
		d	34	145	0,51	
		m	1	1	0,00	
		m_d	11	41	0,14	
		s	5	21	0,07	
		s_m	9	55	0,19	
		s_m_d	1	1	0,00	
		t	4	6	0,02	
		t_s	1	1	0,00	
		t_s_m_d	4	16	0,06	
	Habitat	f	57	242	0,84	
		f_nf	10	40	0,14	
		nf	3	5	0,02	
SM - 27	Guilda tróf.	car	3	9	0,02	
		fru	19	134	0,29	
		gra	6	15	0,03	
		ins	48	237	0,51	
		nec	6	9	0,02	
		oni	20	65	0,14	
	Est. forrageio	ae	2	7	0,01	
		d	41	192	0,41	
		m	2	6	0,01	
		m_d	13	91	0,19	
		s	6	35	0,07	
		s_m	14	84	0,18	
		s_m_d	6	9	0,02	
		t	9	26	0,06	
		t_s	3	4	0,01	
		t_s_m	1	1	0,00	
		t_s_m_d	5	14	0,03	
		Habitat	f	80	377	0,80
	f_nf		12	77	0,16	
	nf		7	11	0,02	
	nf_a		3	4	0,01	
	SM - 31	Guilda tróf.	car	6	9	0,03
det			2	4	0,01	
fru			7	29	0,09	
gra			12	60	0,18	
ins			36	144	0,43	
nec			5	12	0,04	
Est. forrageio		oni	20	78	0,23	
		ae	4	9	0,03	
		ag	1	2	0,01	
		ag_t	1	2	0,01	
		d	19	82	0,24	
		d_ae	1	2	0,01	
		m_d	7	21	0,06	
		s	14	47	0,14	
		s_m	4	22	0,07	
		s_m_d	4	14	0,04	
		t	16	49	0,15	
		t_s	7	37	0,11	
Est. forrageio		t_s_m_d	9	46	0,14	
		t_s_m_d_ae	1	3	0,01	
		Habitat	a	3	5	0,01

ANEXO G – Lista com a riqueza das espécies e abundância dos indivíduos de aves para os quatro traços categóricos estudados e para cada Unidade de Planejamento da Paisagem (UPP) em matriz de florestas plantadas de eucalipto

(conclusão)

UPP	Traços	Riqueza	Abundância	Proporção de indivíduos (%)	
SM - 31	Habitat	f	29	131	0,39
		f_nf	18	80	0,24
		nf	31	105	0,31
		nf_a	7	15	0,04

Nota:

Guilda tróf. = Guilda trófica: car = carnívoro, det = detritívoro, fru = frugívoro, gra = granívoro, ins = insetívoro, nec = nectarívoro, oni = onívoro, pis = piscívoro. Est. forrageio = Estrato de forrageio: ag = ambientes aquáticos, t = terrestre, s = sub-bosque, m = estrato médio, d = dossel, ae = aéreo. Habitat: a = aquática, f = florestal, nf = não florestal.