



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE**

**Diversidade funcional de aves em fragmentos florestais e plantações de
cacau de uma região de alta importância biológica da Mata Atlântica,
Brasil**

JOEDISON DOS SANTOS ROCHA

Ilhéus, BA
Abril de 2017

JOEDISON DOS SANTOS ROCHA

Diversidade funcional de aves em fragmentos florestais e plantações de cacau de uma região de alta importância biológica da Mata Atlântica, Brasil

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, da Universidade Estadual de Santa Cruz, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Orientadora: Prof^a Dr^a Sofia Campiolo

Coorientador: Prof^o Dr. Caio Graco Machado

Ilhéus, BA
Abril de 2017

R672

Rocha, Joedison dos Santos.

Diversidade funcional de aves em fragmentos florestais e plantações de cacau de uma região de alta importância biológica da Mata Atlântica, Brasil / Joedison dos Santos Rocha. – Ilhéus, BA: UESC, 2017.

82 f.

Orientadora: Sofia Campiolo.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e conservação da Biodiversidade.

Inclui referências e apêndice.

1. Biodiversidade – Conservação. 2. Paisagens fragmentadas. 3. Habitat (Ecologia) – Conservação. 4. Aves – Proteção. 5. Serviços ambientais. I. Título.

CDD 333.95

AGRADECIMENTOS

Essa dissertação foi possível graças ao apoio e as contribuições de muitas pessoas e instituições, as quais sou imensamente grato:

À Prof.^a Sofia Campiolo pela orientação, amizade e por toda confiança que me foi dada durante todo o processo do mestrado.

Ao Prof., amigo e coorientador Caio Graco Machado, pelas muitas contribuições dadas no projeto, bem como as reuniões sempre bem divertidas.

Ao Prof. Rudi Laps, que além da amizade e parceria, concedeu importantíssimos dados para o projeto dessa dissertação.

Aos membros titulares e suplentes da banca de defesa: Camila Cassano, Danilo Muniz, Maira Benchimol e Gustavo Carvalho pela disponibilidade para avaliar esse trabalho.

À UESC e o PPG em Ecologia e Conservação da Biodiversidade por todo suporte logístico e/ou acadêmico. Especialmente, agradeço também as secretárias do programa: Amábille e Iky (nossas “anjas”), pela competência, paciência, simpatia e, pelas inúmeras vezes que me lembrou dos prazos e outras obrigações (risos).

Aos professores do programa pelas disciplinas ministradas, amizades e por todo conhecimento compartilhado para minha formação como mestre. Especialmente, gostaria de agradecer: Gustavo Carvalho, Ana Schilling, Daniela Talora, Camila Cassano, Gastón Giné e Eliana Cazetta pelas dicas e as disciplinas que foram cruciais para o desenvolvimento do projeto.

Ao Pavel Dodonov (“sensei”) pela importantíssima disciplina de Monte Carlo, as valiosas dicas nas análises estatísticas, bem como pela iniciativa de criação dos grupos de estudo GOAU e GEEst. E também, pelas divertidas batalhas campais no *campus* da UESC (risos).

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida durante todo o tempo do mestrado, a qual foi indispensável para o término do curso.

Aos colegas e amigos de turma, sobretudo aqueles que se tornaram quase irmãos

desde o começo: Edie, Gabryelle e Marcos. Meus agradecimentos por tornar minha convivência aqui em Ilhéus mais divertida. E também pelos novos amigos que fiz a partir de vocês.

Aos demais amigos em Jequié e Maracás, que sempre me receberam bem durante minhas visitas, seja com conversas, um lugar para ficar ou simplesmente pelos votos de sucesso.

Aos moradores do bairro Salobrinho e especialmente à D. Cida e S. José pelo apoio e a “compreensão financeira” durante os meus primeiros meses no bairro.

Aos professores da UESB: Ivan Nascimento, Ricardo Jucá, Lílían Boccardo, Karine Carvalho, Marion Meyer, Maria Auxiliadora (Dôra), Maria Cecília Guerrazzi, Marluce Galvão e Mírian Almeida (esta sou grato por ter me apresentado a ecologia funcional) por todo apoio no difícil final da graduação, na inscrição e no começo do mestrado.

À minha família por sempre me incentivar, apoiar e acreditar nos meus sonhos, especialmente a minha mãe Dinorá, meu padrasto Cosme e meu pai Aloísio. Durante o curso, foram para mim um porto seguro em todos os momentos, sobretudo os mais difíceis. Estendo esses agradecimentos aos familiares da minha noiva, os quais hoje são também parte da minha família. A todos, muito obrigado por tudo.

Ao meu grande amor Roberta, por ser minha melhor amiga, namorada e noiva. Não tenho palavras para descrever sua importância para minha vida. Não teria chegado até aqui sem seu apoio. Eu te amo muito.

“Nature is not fragile... what is fragile are the ecosystems services on which humans depend”.

Simon Levin
(Fragile dominion: complexity and the commons. 1999)

RESUMO

Alteração de habitat por atividades agrícolas é uma das principais causas de perda de biodiversidade na Mata Atlântica. Isso evidencia a necessidade de considerar a cobertura florestal remanescente nos diferentes sistemas agrícolas. As agroflorestas de cacau destacam-se por poderem manter alta riqueza de árvores nativas para o sombreamento do cultivo. Esses agrossistemas tiveram importante papel na conservação da Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil. Nessa região, onde esses sistemas são conhecidos como cabruças, estudos apontaram impactos positivos na riqueza e abundância de espécies de aves. Mas, medidas taxonômicas de diversidade podem ser limitadas para avaliar o funcionamento ecossistêmico, e assim subestimar os impactos das práticas agrícolas. A diversidade funcional emerge como uma alternativa, ao associar as espécies diretamente com os processos ecossistêmicos; destaque para as aves por contribuírem em importantes processos como, polinização e dispersão de sementes. O presente estudo comparou diversidade funcional de aves em cabruças e florestas maduras em paisagens do sul da Bahia (Una, com maior cobertura florestal, e Ilhéus com presença preponderante de cabruças). Foram utilizados três índices de diversidade funcional para medir: riqueza funcional (FD–Functional Diversity), equitabilidade funcional (FEve–Functional Evenness) e divergência funcional (Entropia quadrática de Rao). Também foram calculados para cada índice, seus respectivos tamanhos de efeito padronizado (SES, a partir de modelos nulos), para assim remover o viés associado com a variação da riqueza das comunidades. Primeiramente, foi investigado se a diversidade funcional nas cabruças correlaciona com a riqueza de espécies, e se apresenta valores maiores ou menores em comparação com os fragmentos florestais (Capítulo I). As comparações consideram quatro grupos funcionais: aves com alta e baixa dependência florestal, e com contribuições na dispersão de sementes ou na remoção de invertebrados. Adicionalmente, com base nos SES, foi avaliado se filtros de habitat ou competição interespecífica estruturam as comunidades de aves das duas paisagens. Finalmente, testou-se a perda simulada de aves ameaçadas decresce diversidade funcional diferentemente de perdas ao acaso, em escala de paisagem (regional) e de sítio amostral (local) (Capítulo II). Observou-se que cabruças de Una mantêm riqueza e equitabilidade funcional similarmente as florestas quando considerando toda a comunidade ou as aves especialistas de florestas. Mas o agrossistema diminuiu a diversidade funcional de aves dispersoras e insetívoras, sendo que quando domina a paisagem, fortes efeitos de homogeneização funcional podem ocorrer nos fragmentos florestais. Competição interespecífica foi preponderante na estrutura das comunidades das cabruças. Apenas aves dispersoras foram estruturadas por filtros de habitat nas florestas, sugerindo que esse grupo sofre maior pressão competitiva no agrossistema. Por fim, perdas funcionais de aves ameaçadas não diferiram de perdas ao acaso em escala de paisagem, mas espécies especializadas no consumo de frutos ou invertebrados causaram perdas significativas para alguns sítios de cabruca e floresta em Una. Assim, cabruças reduzidas em paisagens com predomínio de florestas são relevantes para conservação de diversidade funcional, e aves ameaçadas podem ser úteis para traçar estratégias em pequenas escalas. Porém, diversidade funcional pode responder diferentemente da riqueza de espécies de grupos tróficos. Logo, estratégias de conservação devem considerar medidas contínuas de diversidade funcional, tendo em vista que ações baseadas só na riqueza total ou listas vermelhas de espécies ameaçadas são limitadas para avaliar o funcionamento ecossistêmico.

Palavras-chaves: filtros de habitat, fragmentação florestal, listas vermelhas, modelos nulos, perda de habitat, redundância funcional, serviços ecossistêmicos.

ABSTRACT

Habitat change by agricultural practices is one of the major causes of biodiversity loss in the Atlantic Forest. This evidences the necessity to consider the remaining forest cover in the different agricultural systems. Highlight for the cacao agroforestry because they can keep high native trees richness to shade the plantation. These agrosystems played an important role in the conservation of the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. In this region, where the system is known as cabruca, studies showed positive impacts on the richness and abundance of bird species. However, taxonomic diversity measures may be limited to assess ecosystem functioning, and therefore underestimate the impacts of agricultural practices. Functional diversity emerges as an alternative, because it associates the species directly with ecosystem processes; highlight for the birds by the contributions in important processes such as pollination and seed dispersal. In this study we compared the functional diversity of birds in cabruças and mature forests of two landscapes in the southern Bahia (Una, with higher forest cover, and Ilhéus, with major presence of cabruças). Three functional diversity indexes were used to measure: functional richness (FD-Functional Diversity), functional evenness (FEve-Functional Evenness), and functional divergence (Rao's quadratic entropy). We also calculated for each index its respective standardized effect sizes (SES, from null models) to remove any bias associated with the variation of community richness. First, we investigated if the functional diversity in the cabruças correlates with the species richness, and if it show higher or lower values in comparison with the forest fragments (Chapter I). The comparisons considered four functional groups: birds with high and low forest dependency, and those acting in the seed dispersion or invertebrate removal. In addition, we evaluated if either habitat filters or interspecific competition structure the bird communities in both habitat types based on SES. Finally, we tested if simulated losses of threatened birds decreasing functional diversity differently from random losses in landscape scale (regional) and sample site (local) (Chapter II). We observed that cabruças of Una keep functional richness and functional evenness similarly to forests when considering the whole community or forest specialist birds. But the agrosystem has decreased functional diversity of seed disperser birds and insectivorous, and when it dominates the landscape, strong effects of functional homogenization may occur in forest fragments. Interspecific competition was preponderant in the structure of cabruças communities. Only disperser birds were structured by habitat filters in the forests, suggesting that this group suffers greater competitive pressure in the agrosystem. Finally, functional losses of threatened birds did not differ from random losses on a landscape scale, but more specialized species in fruit or invertebrate consumption caused significant losses in some cabruca and forest sites of Una. Thus, reduced cabruças in landscapes with predominance of forests are relevant for the conservation of functional diversity, and threatened birds can be useful for planning strategies on small scales. However, functional diversity may respond differently to the species richness of trophic groups. Therefore, conservation strategies should consider continuous measures of functional diversity, since actions based only on the total richness or red lists of threatened species are limited to evaluate ecosystem functioning.

Key-words: ecosystem services, forest fragmentation, functional redundancy, habitat filtering, habitat loss, null models, red lists.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO GERAL.....	10
2 – OBJETIVOS E ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO.....	15
2.1 – Capítulo I.....	15
2.1.1 – Objetivos específicos.....	15
2.2 – Capítulo II	15
2.2.1 – Objetivos específicos.....	16
3 - CAPÍTULO I	17
Diversidade funcional de aves em agroflorestas e florestas nativas de duas paisagens da Mata Atlântica	17
Introdução	19
Material e Método	21
Resultados	28
Discussão.....	33
Acessibilidade de dados	37
Referências.....	37
4 - CAPÍTULO II	44
Perda de espécies ameaçadas e diversidade funcional de aves em duas paisagens agroflorestais da Mata Atlântica	44
Introdução	45
Material e Método	47
Resultados	52
Informações suplementares.....	63
Literatura citada	63
Material Suplementar (Apêndices).....	69
5 - CONCLUSÕES GERAIS.....	71
6 - REFERÊNCIAS GERAIS	72

1 - INTRODUÇÃO GERAL

As florestas tropicais abrigam uma das maiores biodiversidades do mundo. Contudo, mais da metade desses ecossistemas já foram perdidos ou alterados (BRANDON, 2014). Essa degradação representou as maiores contribuições para a crescente crise de perda de biodiversidade, a qual impacta diretamente uma série de funções e serviços ecossistêmicos em escala global (LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005; BRANDON, 2014). Hoje, a maioria das florestas tropicais se encontra fortemente alterada e ameaçada, sendo que o principal fator foi as atividades agrícolas a partir da década de 1980 (GIBBS et al., 2010).

Sistemas cultivados (plantações e pastagens em pelos menos 30% da paisagem) cobrem uma expressiva parte da superfície terrestre (cerca de um quarto; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT - MEA, 2005) onde converteram áreas florestais nos trópicos em paisagens fragmentadas com matrizes agrícolas (VANDERMEER e PERFECTO, 2007). Desta forma, ações de conservação devem considerar as influências das matrizes agrícolas, para assim garantir menor perda de diversidade em escalas regionais (MEA, 2005; VANDERMEER e PERFECTO, 2007). Em que, uma vez que o habitat já foi totalmente modificado, ações de restauração e recuperação podem ser extremamente custosas e inviáveis. Logo, é necessário avaliar as possibilidades de manejo dentro das paisagens alteradas, visando assim estabelecer um consenso entre a produção agrícola e a conservação da biota (LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005; VANDERMEER e PERFECTO, 2007).

De fato, habitats modificados por cultivos agrícolas podem ter ainda alto valor de conservação desde que ocorram maiores coberturas de habitats mais naturais no entorno e dentro dos sistemas (FAHRIG et al., 2011). Assim, sistemas que apresentam densidades arbóreas altamente reduzidas, como uma pastagem, decrescem a qualidade dos recursos e afeta negativamente a diversidade animal (HARVEY et al., 2006). Nesse contexto, as agroflorestas ganham destaque, especialmente as que mantêm sistemas sombreados pela floresta alterada, as quais podem ocorrer comunidades mais similares com as florestas adjacentes (BHAGWAT et al., 2008). No entanto, a manutenção de diversidade nesses ambientes está relacionada com a densidade de árvores que pode ser mantida para o sombreamento do cultivo (ALTIERI, 1999; REITSMA; PARRISH;

MCLARNEY, 2001; HARVEY et al., 2006; SCHROTH et al., 2011).

Dentre as diferentes formas de agroflorestas, as plantações sombreadas de cacau são comumente apontadas como de alto valor para conservação biológica (FRANZEN e MULDER, 2007; JOSE, 2009; SCHROTH et al., 2011). Em relação a outras formas de agricultura não sombreadas (a exemplo de pastagens e monoculturas), agroflorestas de cacau destacam-se devido à manutenção de altas riquezas de plantas arbóreas (SAMBUICHI, 2006), bem como de muitos grupos animais (PARDINI et al., 2009). Ainda, cacau possui uma grande importância comercial no mundo, principalmente na América Latina, oeste da África e na Indonésia, sendo que o Brasil é considerado um dos principais países produtores de cacau da América do Sul (FRANZEN e MULDER, 2007).

O centro da produção cacaueira no Brasil encontra-se no sul do estado da Bahia (ALGER e CALDAS, 1994). Nesta região, o principal sistema de plantio de cacau é conhecido como “cabruca”, formado pela remoção do sub-bosque e parte do dossel da floresta nativa para estabelecer a plantação sob o dossel remanescente (RICE e GREEBERG, 2000; SAMBUICHI, 2006). Essas plantações foram responsáveis por grande parte do processo de desmatamento da Mata Atlântica do sul da Bahia (ALGER e CALDAS, 1994; FRANZEN e MULDER, 2007). Por outro lado, as cabrucas dessa região também tiveram impactos positivos na conservação dos fragmentos florestais do sul da Bahia (SCHROTH et al., 2011). Tais ambientes propiciam maior conectividade entre os remanescentes florestais e menor perda de habitat (LANDAU, 2003; SCHROTH et al., 2011). Isso justifica o fato do sul da Bahia ser considerado uma área de alta importância biológica para conservação global, uma vez que ainda mantém um elevado número de espécies, incluindo espécies endêmicas e ameaçadas de extinção (ARAÚJO et al., 1998).

Alguns estudos realizados no sul da Bahia, com métricas tradicionais de estudos ecológicos de comunidades (*i.e.*: riqueza, abundância ou diversidade) em paisagens com elevada cobertura florestal remanescente, demonstraram que as cabrucas podem manter altos valores de riqueza de espécies, similares às florestas nativas (FARIA et al., 2006; FARIA et al., 2007; PARDINI et al., 2009; SCHROTH et al., 2011). De fato, a presença de cobertura vegetal adjacente foi também determinante para elevar a diversidade regional em outros estudos com cacauais (GREENBERG; BICHER; ANGÓN, 2000;

REITSMA; PARRISH; MCLARNEY, 2001; HARVEY e VILLALOBOS, 2007; CLOUGH et al., 2009)

No entanto, mesmo que as métricas tradicionais de diversidade ecológica apontem impactos positivos das cabruças para alguns *taxa*, a resposta ao ambiente alterado pode ser mais específica, ou seja, afetando certos grupos ou traços funcionais. Como exemplo, em áreas de cabruca estudadas no sul da Bahia foi registrado menor riqueza de aves de sub-bosque e maior riqueza de aves generalistas nas cabruças (FARIA et al., 2006). Similarmente, observou-se maior riqueza de samambaias herbáceas de solo nas cabruças, quando comparado entre fragmentos florestais da mesma região de estudo citada (FARIA et al., 2007).

Deste modo, surgem questionamentos sobre o quanto as métricas tradicionais (principalmente riqueza e índices derivados) conseguem avaliar a qualidade ambiental de um habitat. Isso se deve pelo fato que esta abordagem não agrega diferenças particulares das espécies e assim, pouco avalia o funcionamento ecossistêmico (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; SCHLEUTER et al., 2010). Logo, estudos com diversidade funcional emergem como uma alternativa ao considerar caracteres funcionais para explicar as relações das espécies com seus habitats (TILMAN, 2001; PETCHEY e GASTON, 2002; PETCHEY e GASTON, 2006).

A partir dos traços funcionais mensurados pode-se avaliar uma série de componentes e processos ecológicos da biodiversidade pouco elucidados pelas métricas tradicionais, como: capacidades de competição e funções ecossistêmicas, a exemplo de dispersão de sementes e polinização (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; LAURETO; CIANCIARUSO; SAMIA, 2015). Adicionalmente, as informações obtidas pelas classificações funcionais podem ajudar a entender os processos de estruturação das comunidades, tendo em vista que está relacionada aos filtros ambientais de habitat (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; DING et al., 2013). Com isso, diversidade funcional torna-se uma valiosa ferramenta para analisar efeitos de alteração de habitat e suas implicações sobre os serviços ecossistêmicos providos pela biota.

Na Mata Atlântica ainda é pouco investigado o efeito das cabruças (ou outros agrossistemas) sobre a diversidade funcional. Dos poucos estudos realizados, muitos focaram em comunidades vegetais (e.g: GIRÃO et al., 2007; MAGNAGO et al., 2014). Na Bahia há apenas alguns estudos com diferentes enfoques e/ou com o uso de medidas

categóricas ou baseadas em riqueza de grupos funcionais (e.g: FARIA et al., 2006; MORANTE-FILHO et al., 2015). Embora essas medidas categóricas de diversidade funcional possam revelar impactos ambientais, é bastante limitada, pois o critério para enquadrar cada espécie em um grupo (por exemplo, a partir da dieta) pode ser muito arbitrário, além de que as premissas de homogeneidade dentro dos grupos e heterogeneidade entre grupos, na maioria dos casos não acontecem (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009).

Assim, visando avaliar diversidade funcional em paisagens agrícolas do sul da Bahia, o presente estudo utilizou aqui as aves como grupo-indicador. Espécies desse táxon destacam-se por responder rapidamente às mudanças ambientais, além de participar de uma série de processos ecossistêmicos, como dispersão de sementes e predação de invertebrados (WHELAN; WENNY; MARQUIS, 2008). As aves têm importância direta sobre os serviços ecossistêmicos de áreas agrícolas, tais como: no controle de pragas, na ciclagem de nutrientes e na dispersão de sementes (SEKERCIOGLU, 2012; WHELAN; SEKERCIOGLU; WENNY, 2015), que podem ser investigados por meio dos traços funcionais (tendo os traços como um “proxy” para funções ecossistêmicas).

A diversidade funcional de aves em diferente tipos de paisagens agrícolas têm sido globalmente estudada (PHILPOTT et al., 2009; SEKERCIOGLU, 2012; EDWARDS et al., 2013; LINDENMAYER et al., 2015; LOPES et al., 2015), sendo que a maioria desses estudos faz menções e medidas tradicionais de diversidade em comparação aos índices funcionais. Essas comparações são utilizadas para avaliar se a diversidade funcional não está correlacionada com a riqueza da comunidade, isto é, se índices funcionais agregam informações diferentemente do esperado pela riqueza de espécies.

Estudos têm constatado maior poder explanatório da diversidade funcional em relação à riqueza de espécies para elucidar impactos de agrossistemas (e.g: FLYNN et al., 2009; LINDENMAYER et al., 2015). Embora seja possível que alguns índices funcionais correlacionem com a riqueza da comunidade (SCHLEUTER et al., 2010), na maioria dos casos ela não é suportada, pois depende de uma série de outros fatores como: redundância funcional, tipo de índice e traços utilizados (CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHNICK, 2011). Adicionalmente, intensificação dos usos

agrícolas na paisagem possui também notáveis impactos sobre a diversidade funcional (TSCHARNTKE et al., 2008).

Características da paisagem agrícola podem também explicar diferentes respostas dos índices de diversidade funcional. A composição e a configuração (ou estrutura) da paisagem são apontados como os dois principais fatores que alteram a diversidade funcional de aves em agrossistemas (TSCHARNTKE et al., 2008), sendo necessário entender as importâncias relativas destes fatores nos ambientes tropicais. Ainda, outra questão ainda pouco compreendida é como as extinções de espécies de aves afetam a diversidade funcional nos ambientes degradados, a exemplo da Mata Atlântica.

Perdas de traços específicos podem causar grandes perdas de diversidade funcional e assim alterar funções ecossistêmicas (PETCHEY e GASTON, 2002). Na Mata Atlântica foi reportado um exemplo disto; a extinção de espécies de aves com maior largura de bico afetou, evolutivamente, o tamanho das sementes de uma espécie-chave de planta, *Euterpe edulis*, causando efeitos negativos no processo de regeneração natural dessa espécie (GALETTI et al., 2013). Logo, diante da importância das aves para conservação da Mata Atlântica, um ecossistema altamente degradado e ameaçado, é relevante avaliar o efeito de perda de espécies ameaçadas sobre a diversidade funcional das paisagens alteradas. Com isso, melhor planejar ações de conservação, uma vez que no bioma ainda ocorrem cerca de 98 *taxa* ameaçados de extinção, de um total de 160 *taxa* avaliados no Brasil (SILVEIRA e STRAUBE, 2008).

2 – OBJETIVOS E ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação está organizada em dois capítulos, sendo que o Capítulo I segue as normas e o padrão da revista *Functional Ecology*, enquanto que segundo está formatado com as normas da *Conservation Biology*. Abaixo segue os objetivos de cada um deles, em que o primeiro objetivo específico do primeiro capítulo é comum para ambos.

2.1 – Capítulo I

Descreve os diferentes aspectos da diversidade funcional (DF) de forma comparativa entre florestas maduras e cabucas do sul da Bahia, bem como a influência da paisagem sobre os valores dos índices funcionais, considerando também diferentes respostas à dependência florestal e funções ecossistêmicas.

2.1.1 – Objetivos específicos

1. Compilar informações de traços funcionais, a partir da literatura, para todas as aves registradas nas paisagens estudadas, mensurar diversidade funcional de aves em cabucas e florestas do sul da Bahia com o uso de índices complementares;
2. Comparar cabucas e florestas quanto à diversidade funcional, considerando todas as espécies da comunidade, espécies com alta e baixa dependência florestal, bem como aves com contribuições na dispersão de sementes e remoção de invertebrados. Além de testar relação da riqueza com os índices funcionais.
3. Calcular o tamanho de efeito padronizado para cada índice funcional, a fim de verificar padrões de estruturação nas comunidades de aves;

2.2 – Capítulo II

Aborda o efeito da perda simulada de espécies de aves ameaçadas sobre a diversidade funcional de cabucas e florestas maduras do sul da Bahia em diferentes escalas de ameaça (local, nacional e global).

2.2.1 – Objetivos específicos

1. Simular perdas de aves ameaçadas em cabruças e florestas do sul da Bahia com diferentes índices funcionais, a fim de verificar se essas perdas diferem de perdas ao acaso. Considerando três diferentes escalas de listas vermelhas (local, nacional e global).

3 - CAPÍTULO I

Diversidade funcional de aves em agroflorestas e florestas nativas de duas paisagens da Mata Atlântica

Joedison dos S. Rocha*^a, Rudi Ricardo Laps^b, Caio Graco Machado^c e
Sofia Campiolo^a

^aPrograma de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade. Universidade Estadual de Santa Cruz, Rodovia Jorge Amado, s/n, Salobrinho, Ilhéus/BA, Brasil.

^bUniversidade Federal do Mato Grosso do Sul. Laboratório de Ecologia, Caixa-postal 549, Campo Grande/MS, Brasil.

^cUniversidade Estadual de Feira de Santana. Laboratório de Ornitologia - Sala 03, LABIO, Universidade Estadual de Feira de Santana. Avenida Transnordestina s/n, Novo Horizonte, Feira de Santana/BA, Brasil.

*Autor para correspondência: santos.joedison@gmail.com

Sumário

1. Agroflorestas de cacau desempenham importantes contribuições na conservação de riqueza de aves em paisagens tropicais degradadas, mas o efeito desses agrossistemas sobre a diversidade funcional é pouco conhecido.
2. Diversidade funcional agrega diferentes componentes da diversidade: riqueza funcional, equitabilidade funcional e divergência funcional. Assim, esta abordagem permite associar as composições das comunidades com o funcionamento ecossistêmico.
3. Neste estudo, nós comparamos a riqueza, equitabilidade e divergência funcional de aves entre agroflorestas de cacau (cabucas) e florestas maduras em duas paisagens do sul da Bahia (Brasil), considerando: toda a comunidade,

especialistas de floresta e generalistas, e aves que contribuem para dispersão de sementes (frugívoras/granívoras) ou remoção de invertebrados (insetívoras). Para remover viés da riqueza e avaliar processos que estruturam as comunidades, nós calculamos o tamanho de efeito padronizado para todos os índices (SES).

4. Nossos resultados mostraram que cabruças em uma paisagem com alta cobertura florestal mantêm riqueza e equitabilidade funcional similarmente as florestas quando toda a comunidade ou aves especialistas de florestas são consideradas. Mas, o agrossistema diminui a diversidade funcional de aves frugívoras/granívoras e insetívoras, sendo que quando domina a paisagem, fortes efeitos de homogeneização funcional podem ocorrer nos fragmentos florestais.
5. Comunidades de aves em cabruças foram estruturadas por interações bióticas locais, principalmente competição interespecífica. Isso pode ser um reflexo de menor diferenciação de recursos nesse ambiente. Aves dispersoras de sementes foram estruturadas por filtros de habitat nas florestas (para FEve e Rao), um padrão diferente do observado nas cabruças. Essa alteração na estrutura das comunidades desse grupo pode sugerir que seja o mais sensível ao agrossistema.
6. Informações de diversidade funcional utilizando métricas contínuas (invés de riqueza de grupos funcionais) são escassas e pouco avaliadas para as agroflorestas de cacau, o que pode subestimar os reais impactos desse agrossistema. Embora impactos positivos tenham sido observados para riqueza de espécies, a resposta da diversidade funcional pode ser mais específica e ter influência tanto em escala local quanto em escala de paisagem.

Palavras-chaves: dispersão de sementes, filtros de habitat, homogeneização funcional, perda de aves especialistas, perda de habitat, redundância funcional.

Introdução

Conversão do habitat florestal para estabelecimento de atividades agrícolas foi um dos principais fatores no processo de degradação de florestas tropicais, principalmente nas décadas de 1980 e 1990 (Gibbs *et al.* 2010). Atualmente os fragmentos remanescentes encontram-se inseridos em paisagens dominadas por diferentes usos agrícolas (Harvey *et al.* 2006; Vandermeer & Perfecto 2007). Desta forma, a conservação da biota desses remanescentes e paisagens depende da complexidade e composição das áreas cultivadas e, sobretudo, da densidade arbórea nativa mantida nos sistemas agrícolas (Harvey *et al.* 2006; Fahrig *et al.* 2011).

Entre os diferentes tipos de sistemas agrícolas, as agroflorestas ganham destaque para conservação biológica por serem ambientes com manejo menos intensivo, que podem abrigar expressiva riqueza de espécies e manter maior heterogeneidade de habitat na paisagem (Bhagwat *et al.* 2008). Plantações de cacau sombreadas por árvores nativas destacam-se como um tipo agrofloresta considerada de alta importância biológica em relação a outros tipos de cultivos (Schroth *et al.* 2011). Particularmente, essas agroflorestas foram amplamente estabelecidas na Mata Atlântica do sul da Bahia, onde se encontra a principal região cacauzeira do Brasil (Alger & Caldas 1994).

As agroflorestas de cacau tradicionais desta região ocorrem num sistema conhecido como cabucas, implementado pela supressão do sub-bosque da floresta nativa para estabelecer o cultivo sob o sombreamento do dossel raleado (Sambuichi 2006; Schroth *et al.* 2011). Estudos realizados nas cabucas dessa área revelam que esse ambiente pode manter alta riqueza de espécies de aves e morcegos (Faria *et al.* 2006, 2007; Pardini *et al.* 2009). No entanto, este sistema não mantém todos os especialistas de floresta, embora possa manter proporções de aves especialistas e generalistas maiores do que florestas secundárias em estágio inicial de regeneração (Pardini *et al.* 2009). Análises de riqueza de grupos funcionais têm mostrado que aves frugívoras e insetívoras de sub-bosque são menos frequentes em cabucas do que em florestas sul da Bahia (Faria *et al.* 2006). Além disso, a manutenção de diversidade de aves em cacauais depende da quantidade de floresta no entorno (Greenberg, Bichier & Argón 2000; Van Bael *et al.* 2007; Clough *et al.* 2009).

Riqueza e outras métricas taxonômicas podem subestimar os reais efeitos das alterações ambientais sobre a diversidade biológica e o funcionamento ecossistêmico

em áreas agrícolas (Flynn *et al.* 2009; Lindenmayer *et al.* 2015); principalmente por não avaliar as características funcionais de cada espécie (Cianciaruso, Silva & Batalha 2009). A diversidade funcional emerge como uma alternativa ao considerar atributos da biodiversidade que atuam diretamente no funcionamento do ecossistema (Tilman 2001; Laureto, Cianciaruso & Samia 2015).

Atualmente, os índices de diversidade funcional compreendem três aspectos distintos, mas complementares: riqueza funcional, equitabilidade funcional e divergência funcional (Mason *et al.* 2005; Mouchet *et al.* 2010). Alguns índices podem correlacionar com a riqueza da comunidade, mas esta relação depende do grau de redundância dos traços e da comunidade, bem como da escolha dos traços e a sensibilidade das métricas escolhidas (Cadotte, Carscadden & Mirotnick 2011). Ainda, índices funcionais podem ser ajustados com a aplicação de modelos nulos, removendo assim o viés associado com a variação da riqueza de espécies (Mason *et al.* 2013; Swenson 2014). Finalmente, esses índices ajustados podem também revelar processos que atuam na estruturação da comunidade a partir de traços conservados filogeneticamente (Webb *et al.* 2002; Gómez *et al.* 2010).

Dois importantes processos que atuam na estruturação de uma comunidade podem ser avaliados a partir de análises da diversidade funcional: 1) filtros ambientais e 2) exclusão competitiva (Webb *et al.* 2002; Mouillot *et al.* 2012). No primeiro, o ambiente determina (filtra) quais traços em escalas regionais podem persistir após uma colonização, de modo que espécies mais similares podem coexistir (Mouchet *et al.* 2010; Mouillot *et al.* 2012). Por outro lado, quando a comunidade é constituída majoritariamente por espécies menos similares, assume-se que a competição interespecífica atuou na estruturação da comunidade evitando que espécies muito similares coexistam localmente (Webb *et al.* 2002).

A abordagem funcional agrega informações para avaliar funções ecológicas preservadas e conseqüentemente, serviços ecossistêmicos mantidos nas agroflorestas. No presente estudo, comparamos os padrões de diversidade funcional de aves entre cabucas e florestas maduras do sul da Bahia. Utilizando listas de espécies de aves coletadas de forma padronizada em 10 cabucas e 16 fragmentos florestais, nós investigamos se, a) diversidade funcional correlaciona com a riqueza da comunidade, b) ocorre diferença entre os dois tipos de habitat ao considerar: todas as espécies

registradas, aves generalistas e especialistas de habitat; c) como as espécies que contribuem na dispersão de sementes e remoção de invertebrados respondem as alterações das cabruças; e por fim, d) quais os principais padrões de estruturação das comunidades de aves nos dois tipos de habitat. Para todas as perguntas acima, duas paisagens com distintas coberturas de cabruças foram avaliadas, sendo uma com maior ocorrência de florestas maduras e outra com predomínio do agrossistema.

Nós esperamos que a diversidade funcional, diferentemente da riqueza de espécies, apresente os maiores valores nos ambientes florestais, principalmente para aves especialistas de habitat, dispersoras de sementes (frugívoras) e predadoras de invertebrados (insetívoras). Ainda, domínio de cabruças na paisagem deve reduzir a diversidade funcional dos fragmentos florestais. Nossas hipóteses baseiam-se nos estudos anteriores no sul da Bahia, os quais tinham verificado uma menor riqueza de aves especialistas em cabruças (Pardini *et al.* 2009), bem como de frugívoros e insetívoros de sub-bosque (Faria *et al.* 2006). Além disso, é fato que as cabruças alteram drasticamente tanto o sub-bosque quanto o dossel e a depender da intensidade do manejo, micro-habitats podem também ser profundamente alterados (Rice & Greenberg 2000). Assim, é relevante avaliar a importância das plantações de cacau na conservação de diversidade funcional com medidas baseadas em traços funcionais, para dessa forma melhor avaliar a manutenção das funções ecossistêmicas.

Material e Método

Área de estudo e listas de espécies

Nós estudamos duas distintas paisagens do sul do Bahia, onde se localiza a principal região cacauzeira do Brasil. Essa área ainda abriga uma expressiva riqueza de espécies raras e ameaçadas, fato que a caracteriza como uma área de alta importância para conservação global da Mata Atlântica (Araujo *et al.* 1998). As agroflorestas de cacau dessa região, embora tenham sido responsáveis por parte do processo de degradação do bioma, também tiveram um importante papel na conservação dos remanescentes. Essas plantações apresentam variação na intensidade de manejo da densidade e composição de árvores para o sombreamento (Faria *et al.* 2006), ocorrendo majoritariamente os

sistemas tradicionais sombreados por árvores nativas (cabruças), invés de espécies exóticas, como *Erythrina* spp. (Fabaceae).

No presente estudo utilizamos listas de espécies de aves levantadas no sul da Bahia durante o Projeto RestaUna (entre 1998 e 2002), sendo 10 sítios amostrais em cabruças e 16 em fragmentos de floresta madura (Tabela 1, Faria *et al.* 2006, 2007; Pardini *et al.* 2009). A escolha dessas listas considerou o esforço amostral padronizado e por ser um dos poucos levantamentos realizados em agroflorestas de cacau da Bahia. Espécies exóticas de aves e listas em bordas de fragmentos não foram consideradas.

A primeira paisagem estudada localiza-se no município de Una, BA (ponto central: UTM 484973, 8325906), onde há a presença de um dos maiores fragmentos de floresta nativa da região, localizado na Reserva Biológica de Una. Esta paisagem é constituída por florestas maduras (49%), pastagens (27%), florestas secundárias em estágio inicial de regeneração (15%) e 6% de cabruças (Pardini *et al.* 2009). A segunda paisagem, localizada no município de Ilhéus, (ponto central: UTM 473698, 8373196), possuiu forte predomínio de agroflorestas de cacau (~82%) e poucos remanescentes florestais (4,8%), sendo esses variando de 1 a 300 ha (Faria *et al.* 2006).

Em ambas as paisagens, aves foram levantadas pelo método de pontos fixos (Tabela 1), o qual consistiu em pontos amostrais dispostos em transectos a uma distância de 200 m entre eles, sendo que cada um foi amostrado por 15 minutos. Aqui, nós consideramos para Una, os sítios amostrais no interior de grandes fragmentos de floresta madura (>1000 ha, n=6), floresta madura pequena (<100 ha, n=6) e cabruças (todas pequenas). Para Ilhéus, todas as cabruças foram grandes e todos os fragmentos florestais pequenos (exceto um, que apresentou área aproximada de 300 ha). Outras informações mais detalhadas sobre a área de estudo e as características do desenho amostral das listas das paisagens supracitadas estão disponíveis em Faria *et al.* (2006, 2007) e Pardini *et al.* (2009).

Tabela 1 – Características gerais do esforço amostral e riqueza de espécies das duas paisagens estudadas no sul da Bahia durante o Projeto RestaUna (1998-2002). Indicando a riqueza média (\pm desvio padrão – DP) dos subgrupos de aves considerados neste estudo para os fragmentos de floresta madura (F. madura) e cabruças (diferenças significativas em negrito e marginalmente significativas em itálico). “Geral” = todas as aves da comunidade, “Alta.dep.” = aves com alta dependência florestal (especialista de floresta), “Baixa dep.” = espécies com baixa dependência florestal (generalistas), “Frug./Gran” = espécies com contribuições na dispersão de sementes (frugívoras/granívoras) e “Inver” = espécies com contribuições na remoção de invertebrados (insetívoras). *Pontos fixos corresponde a pontos amostrais com distância mínima de 200 m entre eles ao longo de um transecto.

Paisagem	Esforço amostral (pontos fixos)*	Grupos testados	Riqueza média (\pm DP)		P ¹
			F. madura	Cabruca	
Una 12 florestas 6 cabruças	90 h (n=360)	Geral	73,91 (5,85)	90,50 (7,86)	<0,001
		Alta dep.	22,16 (3,37)	15,00 (2,45)	0,002
		Baixa dep.	8,00 (2,72)	20,00 (2,78)	<0,001
		Frug./Gran	46,00 (4,49)	58,00 (7,78)	<0,001
		Inver	68,00 (5,01)	84,00 (6,84)	<0,001
Ihéus 4 florestas 4 cabruças	30 h (n=120)	Geral	32,75 (4,03)	37,25 (4,27)	0,176
		Alta dep.	9,00 (3,41)	4,00 (1,41)	<i>0,084</i>
		Baixa dep.	7,00 (1,00)	11,00 (2,62)	0,038
		Frug./Gran	19,00 (2,94)	26,00 (2,70)	0,038
		Inver	31,00 (3,00)	34,00 (5,16)	0,388

Traços funcionais

Nós consideramos 25 traços funcionais, sendo 24 categóricos com atributos binários e um contínuo (Tabela 2). Todos os traços utilizados são relacionados com forrageio, pois desta maneira mensura-se como as aves utilizam os recursos do ambiente (Whelan, Wenny & Marquis 2008). Adicionalmente, outros estudos com aves têm utilizado os mesmos traços aqui considerados, exceto o que se refere à participação em bandos mistos (Petchey *et al.* 2007; Flynn *et al.* 2009; Batalha, Cianciaruso & Motta-Junior 2010).

A matriz de traços para cada espécie foi compilada principalmente a partir de informações da literatura. Dados de massa corpórea foram compilados principalmente de Ramirez, Diniz-Filho & Hawkins (2008); itens alimentares, método de forrageio e período de forrageio foram determinados a partir de Del Hoyo *et al.* (1992-2006) e o sítio de forrageio de Stotz *et al.* (1996). Outras 78 referências foram também consultadas, sendo livros, sites, artigos publicados e dissertações, além de dados da coleção ornitológica do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Feira de Santana (MZFS). A classificação das aves em espécies que participam ou não de bandos mistos foi definida a partir de uma compilação de registros em estudos conduzidos na Mata Atlântica e através de uma consulta a um pesquisador experiente no assunto.

Índices de diversidade funcional

Após a compilação da matriz de traços, nós calculamos três diferentes índices de diversidade funcional: FD (Functional Diversity, Petchey & Gaston 2002, 2006), FEve (Functional Evenness; Villéger, Mason & Mouillot 2008) e Rao (Entropia quadrática de Rao, Rao 1982; Botta-Dukát 2005). Cada índice foi calculado considerando: todas as espécies de aves da comunidade (modelo geral), espécies com alta e baixa dependência florestal, e para as aves que contribuem com dispersão de sementes (frugívoras/granívoras) e remoção de invertebrados (principalmente insetívoras). Dependência florestal foi compilada do banco de dados da Birdlife International (2015), variando de alta, média, baixa ou sem dependência. Para os outros dois grupos relacionados com funções ecossistêmicas, consideramos todas as espécies que têm na dieta: 1) frutos e/ou sementes ou 2) invertebrados (similarmente a Luck, Carter & Smallbone 2013).

Tabela 2. Traços funcionais de aves utilizados a partir de informações da literatura. Todos os traços categóricos foram considerados como variáveis binárias (0 ou 1) para cada nível dos tipos de traços.

Tipo de traço	Traços	Tipo de variável
Quantidade de recurso	1) Massa corpórea média (g)	Contínua (variação: 2 - 2.172 g)
Itens alimentares	2) Invertebrados, 3) frutos, 4) sementes e grãos, 5) néctar, 6) flores, raízes e tubérculos, 7) vertebrados	Binária
Sítio de forrageio	8) Dossel, 9) sub-bosque, 10) vegetação baixa/rasteira; 11) solo; 12) água, 13) lama, 14) ar	Binária
Método de forrageio	15) Perseguir, 16) respigar, 17) Investir-pousar*, 18) bicar, 19) pastejar, 20) investir em carcaças**, 21) explorar, 22) hawking***	Binária
Período de forrageio	23) Diurno, 24) noturno	Binária
Participação em bando misto	25) Sim	Binária

Nota de tradução: *adaptada de “pouncing” e de ** “scavenging”, do inglês.

***Manobra sem uma tradução clara em português, mas consiste em atacar presas no ar, a partir de um poleiro ou durante um voo ativo, típico de alguns insetívoros, como as andorinhas.

A escolha dos índices levou em consideração os três aspectos da diversidade funcional indicados por Mouchet *et al.* (2010), isto é, riqueza funcional, equitabilidade funcional e divergência funcional. Todos os índices foram calculados no ambiente R versão 3.1.3 (R Core Team 2015), utilizando em todos os casos a distância de Gower, sendo essa a mais adequada quando a matriz de traços funcionais possui variáveis categóricas e contínuas (Podani & Schmera 2006).

FD consiste na soma do comprimento dos ramos de um dendrograma funcional a partir de uma matriz de distância dos traços por espécies. O valor final do índice foi obtido com um dendrograma criado com o algoritmo UPGMA, (função “treeheight”, pacote vegan - versão 2.2-1, Oksanen *et al.* 2015), que é considerado o mais robusto para classificações funcionais (Podani & Schmera 2006).

FEve mede a regularidade da distribuição da abundância entre espécies no espaço funcional ocupado (Villéger *et al.* 2008). Rao relaciona paralelamente a riqueza e a divergência funcional (Mouchet *et al.* 2010), sendo descrito como a soma das distâncias par-par entre espécies ponderadas pela abundância relativa (Botta-Dukát 2005). Mas, esta medida pode ser transformada num índice puro de divergência funcional através de uma comparação com valores esperados ao acaso (Manson *et al.* 2005). FEve e Rao foram calculados pela função dbFD (Pacote FD versão - 1.0-12, Laliberté *et al.* 2014), sendo que cada espécie foi ponderada por sua abundância relativa. Antes do cálculo de ambos os índices, a matriz de traços foi convertida numa matriz de distância de Gower, e a correção de Cailliez foi adotada para corrigir a matriz quando não possível representá-la num espaço euclidiano devido à métrica de distância utilizada (Cailliez 1983).

Utilizamos testes de correlação de Spearman para avaliar a correlação dos índices de diversidade funcional entre eles e com riqueza de espécies. Este teste teve o intuito de verificar se a diversidade funcional explana variação dos dados diferentemente da riqueza observada e as possíveis associações entre índices.

Tamanho de efeito padronizado e modelos nulos

Para que comparações de índices funcionais sejam feitas mais precisamente, é necessário remover o efeito da variação da riqueza das comunidades e assim permitir comparações mais robustas. Swenson (2014) recomenda avaliar se os valores dos índices de diversidade funcional são maiores ou menores do que esperado ao acaso, dada a riqueza da área de estudo. Assim, calculamos para os três índices funcionais (FD, FEve e Rao) seus respectivos “tamanho de efeito padronizado” (SES – *Standardized Effect Sizes*: sesFD, sesFEve e sesRao), adaptando o cálculo de Huidas-Neto, Barlow & Cianciaruso (2012) para diversidade filogenética como:

$$SES = \frac{\text{(Valor observado do índice - valor médio esperado)}}{\text{Desvio padrão da média esperada}}$$

Os valores esperados para cada área de estudo foram obtidos a partir de 1000 comunidades aleatórias geradas por procedimentos de Monte Carlo, utilizando o “pool” regional de espécies de cada paisagem (i.e: todas as espécies registradas na paisagem). Adicionalmente, para sesFEve e sesRao, utilizamos o algoritmo “independent swap” (Pacote picante - versão 1.6-2, Kembel et al., 2014) para randomizar a abundância e manter a riqueza e a frequência observada das espécies. Para esses índices, também testamos correlação com a riqueza e com os demais índices não ajustados, sendo que havendo correlação com os índices não ajustados, os SES foram selecionados para fazer as comparações entre os dois tipos de habitat.

Com os SES nós avaliamos os principais processos de estruturação funcional da comunidade, interpretando que os SES positivos significativos (i.e: >0) indicam que os valores observados dos índices funcionais são menores do que esperado ao acaso, ou seja, a comunidade possui espécies ecologicamente mais similares, em uma situação inversa, com a diversidade funcional maior do que esperado ao acaso, a comunidade é estruturada por espécies funcionalmente menos similares (Cianciaruso *et al.* 2009). Quando os SES são positivos, as comunidades sofrem filtros de habitat, o que indica que apenas as espécies com traços especificamente determinados pelo ambiente podem coexistir (Mouchet *et al.* 2010), contrariamente (SES negativos), espécies funcionalmente muito similares são impedidas de coexistirem devido as interações competitivas, as quais favorecem as diferenças entre espécies (Mouchet et al. 2010; Cianciaruso et al. 2009). Para testar se esses processos diferem do esperado ao acaso,

comparamos com um teste t para uma amostra ($\mu=0$) os valores de SES dos três índices para cada área de floresta e cabruca (considerando que valores iguais ou muito próximos de zero como “ao acaso”). Estas análises foram conduzidas também no ambiente R.

Análise de dados

Em todos os procedimentos citados anteriormente, comparamos os valores médios de riqueza e diversidade funcional entre os fragmentos florestais e cabucas, em ambas as paisagens. Algumas comparações foram realizadas com um teste t por permutações (1000 interações, pacote perm – versão 1.0-0.0, Fay 2010) em caso de violação de premissas. Finalmente, testamos se as diferenças ou similaridades nos valores de diversidade funcional entre sítios amostrais em cada paisagem ocorrem devido à autocorrelação espacial. Para essa análise utilizamos o índice I de Moran (Função Moran.I, pacote ape - versão 3.2, Duthiel & Paradis 2014), que não apresentou autocorrelação significativa para nenhum dos índices testados (todos $p > 0,09$).

Resultados

Correlações entre índices funcionais e a riqueza de espécies

Em ambas as paisagens, o índice FD (e também sesFD em Ilhéus) correlacionou fortemente com a riqueza da comunidade, tanto para as florestas quanto para as cabucas (de Una), enquanto que os demais não apresentaram correlações significativas (Tabela 3 e 4). Entre os índices em Una, houve associação significativa de FD com sesFD nas florestas. Em ambos os tipos de habitat (floresta e cabruca), Rao e sesRao apresentaram forte correlação, assim como FEve e sesFEve; Ilhéus mostrou associação somente entre Rao e sesRao em ambos os ambientes (Tabela 4). Assim, nós adotamos a partir deste ponto os índices ajustados com os tamanhos de efeito padronizado, tendo em vista que com apenas uma exceção (sesFD em Ilhéus), todos demais não correlacionam com a riqueza das comunidades. É desejável que um índice funcional avalie um ambiente sem influência direta da riqueza da comunidade.

Comparação dos índices funcionais entre cabruças e florestas

Em média, a diversidade funcional apresentou os maiores valores nos fragmentos florestais das duas paisagens (Fig. 1), quando considerando todas as espécies registradas na maioria das comparações. Entretanto, a riqueza funcional (medida pelo índice sesFD) não apresentou diferença significativa entre os dois ambientes em ambas as paisagens ($p > 0,10$). Equitabilidade funcional (sesFEve) foi maior nas florestas de Ilhéus e embora tenha ocorrido o mesmo nos fragmentos de Una, a diferença foi marginalmente significativa ($p = 0,075$). Valores gerais de divergência funcional (sesRao) foram significativamente maiores apenas nas florestas de Una.

Aves com alta dependência florestal nas duas paisagens não apresentaram evidências significativas de diferença entre os tipos de habitat nos três índices ($p > 0,40$; Fig. 1). Para espécies com baixa dependência florestal observamos apenas uma maior equitabilidade funcional (sesFEve) nas florestas de Una. Em relação aos dois grupos com contribuições em funções ecossistêmicas, aves frugívoras/granívoras tiveram maior diversidade funcional, para os três índices, apenas nas florestas maduras (Una, $p < 0,04$). Similarmente, aves predadoras de invertebrados mostraram o mesmo padrão para riqueza e divergência funcional ($p < 0,02$) da mesma paisagem. Em Ilhéus, não houve diferenças significativas para esses dois grupos de aves, embora uma média marginalmente significativa apontou maior equitabilidade funcional nos pequenos fragmentos florestais dessa paisagem ($p = 0,076$).

Tamanho de efeito padronizado e estruturação das comunidades

Nas duas paisagens, o padrão de dispersão funcional foi o mais comum, o qual indica que as comunidades são organizadas por espécies menos similares do que esperado ao acaso (Fig. 1). Em Una, cabruças e florestas apresentaram o mesmo padrão de dispersão funcional para o índice sesFD, enquanto que equitabilidade funcional (sesFEve) apresentou padrão significativo apenas para aves frugívoras/granívoras, destaque para esse grupo por apresentar o único padrão significativo de agregação funcional nas florestas dessa paisagem, o qual foi contrário ao das cabruças. Divergência funcional (sesRao) foi similar a equitabilidade funcional, mas insetívoras das cabruças tiveram um padrão significativo de dispersão funcional.

Tabela 3. Matriz de correlação de Spearman entre os índices de diversidade funcional e a riqueza de cada tipo de habitat da paisagem no município de Una, Bahia, Brasil. Em que, 1 = Florestas e 2= Cabruças.

	Riqueza		FD		sesFD		RaoQ		sesRao		FEve	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
FD	0,76***	0,82**										
sesFD	0,09	0,02	0,65**	0,42								
Rao	-0,20	-0,50	-0,38	-0,02	-0,21	0,47						
sesRao	-0,34	-0,54	-0,46	-0,14	-0,15	0,42	0,94***	0,97***				
FEve	-0,34	-0,02	-0,10	-0,42	-0,06	-0,71	0,10	-0,38	-0,01	-0,20		
sesFEve	-0,47	-0,14	-0,21	-0,48	-0,09	-0,37	0,26	-0,20	0,20	0,02	0,83***	0,88**

*** $p < 0,001$; ** $p < 0,05$ e * $p < 0,10$

Tabela 4. Matriz de correlação de Spearman entre os índices de diversidade funcional e a riqueza de cada tipo de habitat da paisagem de Ilhéus, Bahia, Brasil. Em que, 1 = Florestas e 2= Cabucas.

	Riqueza		FD		sesFD		Rao		sesRao		FEve	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
FD	1,00*	0,40										
sesFD	1,00*	-0,80	1,00*	0,20								
Rao	0,40	-0,73	0,40	0,31	0,40	0,94						
sesRao	0,40	-0,80	0,40	0,20	0,40	1,00	1,00*	0,94**				
FEve	0,80	0,00	0,80	-0,80	0,80	-0,40	0,80	-0,63	0,80	-0,40		
sesFEve	0,40	0,40	0,40	-0,40	0,40	-0,80	0,60	-0,63	0,60	-0,80	0,80	0,20

*** p<0,001; **p=<0,05 e * p<0,10

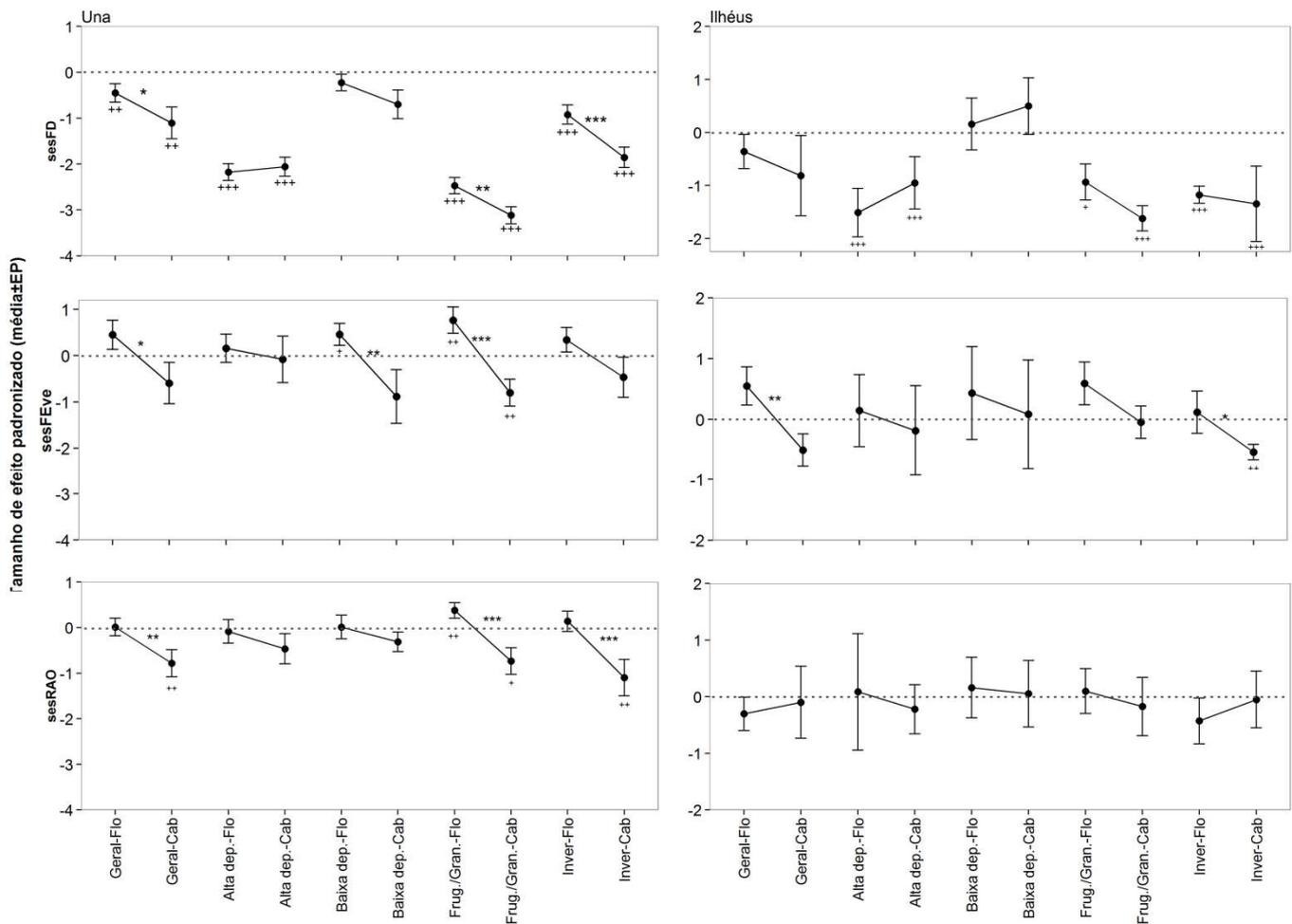


Fig. 1. Tamanho de efeito padronizado (SES) para os índices FD, FEve e Rao obtidos a partir de valores esperados gerados por 1000 modelos nulos, para cada comparação entre florestas (Flo) e cabruças (Cab) para as paisagens de Una e Ilhéus no sul da Bahia. ‘Geral’ considerou todas as espécies de cada sítio, ‘Alta dep’ = apenas aves com alta dependência florestal, ‘Baixa dep’ = aves com baixa dependência florestal, ‘Frug/Gran.’ = dispersoras de sementes (frugívoras e granívoras) e ‘Inver’ = espécies que contribuem com predação de invertebrados. Os valores negativos indicam que o valor observado dos índices é maior do que esperado ao acaso, ou seja, ocorre dispersão funcional, enquanto que SES positivo indicam agregação funcional (i.e: índices são menores do que esperado ao acaso). As barras indicam o erro padrão (EP), enquanto que (*), entre as barras, representam significâncias das comparações entre os dois tipos habitat (i.e: * $p < 0,10$; ** $p < 0,05$ e *** $p < 0,001$), e os sinais de (+) abaixo das barras indicam as significâncias das médias em relação a zero (i.e: + $p < 0,10$; ++ $p < 0,05$ e +++ $p < 0,001$), a partir de testes t para uma amostra.

Em Ilhéus, observamos processos de estruturação basicamente para a o índice sesFD (riqueza funcional) e em todos os casos o mesmo padrão de dispersão funcional ocorreu para os dois tipos de habitat (Fig. 1, coluna 2), principalmente para frugívoras/granívoras e insetívoras. Equitabilidade funcional (sesFEve) nessa paisagem respondeu apenas para as aves insetívoras das cabruças (dispersão funcional). Por fim, não observamos evidência de estruturação da divergência funcional (sesRao) em nenhuma das comparações, sendo essas muito próximas de zero (ao acaso).

Discussão

Nós observamos que cabruças não mantêm diversidade funcional maior do que uma floresta madura quando considerando grupos de aves que atuam diretamente em específicas funções ecossistêmicas, como dispersão de sementes e remoção de invertebrados. Essa resposta foi diferente do observado pela riqueza de espécies de cada grupo funcional testado, no entanto, o agrossistema pouco influenciou a diversidade funcional quando considerando: a) aves especialistas de floresta e b) toda a comunidade em pelo menos um componente (e.g: riqueza funcional). Isso corrobora em parte com nossas hipóteses, sugerindo que a resposta da diversidade funcional à alteração imposta pelas cabruças é mais específica, afetando nem todos os três componentes (e.g: equitabilidade funcional) e nem todos os grupos funcionais testados (e.g: aves com alta dependência florestal).

Cabruças de ambas as paisagens não aumentou a diversidade funcional de aves generalistas, uma vez que na maioria dos casos não houve diferenças entre os habitats. Isso difere do padrão observado com a riqueza para as mesmas áreas de Una no sul da Bahia em um estudo anterior (Pardini *et al.* 2009). Mas, as diferenças não significativas de riqueza de especialistas observada por esse estudo também ocorreu para nossos dados. Taxonomicamente foi observado que as composições das comunidades de aves das cabruças de Una são similares com as florestas mais próximas (Faria *et al.* 2006). Isso pode explicar porque a diversidade funcional de aves especialistas de floresta em Una não difere entre os tipos de habitat. Ainda, as cabruças dessa paisagem são pequenas (<100 ha) e podem manter aves especialistas (embora em menor número) juntamente com espécies mais generalistas (i.e: de bordas, áreas abertas; Faria *et al.* 2006; Laps 2006).

Por outro lado, a maior quantidade de habitat florestal de Una pode ser o principal fator na manutenção de diversidade tanto taxonômica quanto funcional, sendo que essa disponibilidade de habitat pode ter um efeito muito maior sobre as comunidades de aves, do que o esperado pela matriz (Smith, Fahrig & Francis 2011). Logo, a produção de cacau em pequenas escalas como agroflorestas mais sombreadas pode manter altos valores de riqueza e equitabilidade funcional, pois diminuem a perda de habitat e combinam tanto esforços conservacionistas quanto econômicos (Clough, Faust & Tscharrntke 2009). No entanto, nossos dados demonstram que mesmo pequenas, as cabruças podem alterar a estrutura das comunidades de aves que atuam em específicas funções ecossistêmicas.

Para Una e Ilhéus, valores negativos (significativos) de sesFD sugerem que as comunidades são estruturadas por dispersão funcional, o que pode indicar que as áreas podem sofrer forte efeito da competição interespecífica, dado que espécies funcionalmente muito similares não co-ocorrem devido exclusão competitiva (Cianciaruso *et al.* 2009). No entanto, aves com baixa dependência florestal não apresentaram padrão evidente de estruturação, o que pode sugerir processos aleatórios direcionam a estrutura de nicho do grupo (Webb *et al.* 2002; Hidasi-Neto *et al.* 2012). Por outro lado, a equitabilidade e a divergência funcional das aves dispersoras de Una foram às únicas comunidades que apresentaram efeito de agregação funcional, ou seja, filtros ambientais atuam selecionando um conjunto restrito de traços que podem persistir na paisagem (Webb *et al.* 2002; Gómez *et al.* 2010). Entretanto, a competição foi o processo preponderante nas cabruças, principalmente para riqueza funcional.

Competição é a principal interpretação para explicar padrões de dispersão funcional, principalmente em pequenas escalas (Gómez *et al.* 2010; Belmaker & Jetz 2013). Mas, facilitação e limitações de dispersão na paisagem são processos que podem também gerar dispersão funcional (Belmaker & Jetz 2013). Assim, padrões de estruturação de aves podem refletir um balanço entre características locais e da paisagem, tendo a maior mobilidade do táxon como um fator preponderante (Belmaker & Jetz 2013). Particularmente, um maior efeito da paisagem parece ocorrer para as aves dispersoras de Una, pois o táxon movimenta-se mais pela paisagem e é positivamente correlacionado com cobertura de dossel e tamanho dos fragmentos (Neuschulz, Brown & Farwig 2013). Esse grupo parece ser o mais sensível as cabruças, sendo que apresentou os maiores valores de diversidade funcional nas florestas para os três índices

testados, além de que as comunidades contidas nas cabruças tiveram suas estruturas alteradas, mudando do padrão de agregação (espécies mais similares) para o de dispersão funcional (limitação de similaridade mediada por competição ou outro processo de restrição).

Com os nossos dados é difícil afirmarmos qual processo de restrição tem maior força sobre as comunidades das cabruças de Una. Entretanto, levando em consideração a alteração do dossel, supressão do sub-bosque e a perda de muitos micro-habitats (e.g: plantas epífitas; Rice & Greenberg 2000), grupos mais específicos serão mais afetados, a exemplo de insetívoros de sub-bosque e frugívoros (Faria *et al.* 2006). Mas, aves que dependem mais do dossel podem ser menos afetadas. Logo, é improvável que nesses habitats haja incremento de aves com traços mais divergentes, o que caracterizaria um processo de facilitação (de acordo Belmaker & Jetz 2013), e como já discutido, a maior presença de florestas na paisagem influencia a composição das cabruças e assim, dificilmente afetaria a dispersão do grupo. A equitabilidade e divergência funcional observadas em Una suportam a ideia de estruturação por competição, pois índices que medem esses componentes (sesFEve e sesRao) também podem avaliar, respectivamente: a) o grau de utilização dos recursos, sendo que menores valores indicam que os recursos são menos explorados, e b) diferenciação de nicho, que quando maior, espera-se menor pressão competitiva (Mason *et al.* 2005).

No entanto, considerando a paisagem de Ilhéus, predomínio de cabruças pode fortemente reduzir as diferenças funcionais entre as espécies das florestas, de modo que as comunidades dos escassos fragmentos tornam-se altamente similares com as cabruças do entorno. Tal incremento de similaridade funcional pode gerar diferentes padrões de redundância. Em comunidades com pouca redundância, a diversidade funcional decresce proporcionalmente com a riqueza (em certos índices), enquanto que quando há muitas espécies redundantes, o declínio da riqueza pouco influencia a diversidade funcional (Flynn *et al.* 2009). Todavia, grupos alimentares específicos apresentam também diferentes padrões de redundância de traços, o que pode diferenciar suas respostas em paisagens agrícolas.

Aves frugívoras podem ser menos redundantes do que as insetívoras para a equitabilidade e divergência funcional (Luck *et al.* 2013), uma vez esse grupo depende mais da cobertura florestal; contrariamente as insetívoras e generalistas tendem a ser

mais sedentárias e assim mais dependentes do habitat local (Neuschulz *et al.* 2013). Logo, é esperado que uma forte alteração da paisagem estruture as aves insetívoras a partir das interações bióticas nos escassos fragmentos. No entanto, o que se torna preocupante é que em Ilhéus a maioria dos grupos não apresentou padrão de estruturação significativo. Além disso, a divergência funcional mostrou que as diferenciações de recursos entre cabruças e florestas são equivalentes. Nós sugerimos que ao longo do processo de conversão das florestas, espécies foram gradativamente perdidas e assim, as comunidades foram se tornando mais similares e redundantes.

Forte incremento de redundância pode ser uma consequência de um processo de homogeneização funcional, a qual se refere à perda de complementaridade de nicho ao longo do tempo, devido principalmente a substituição de especialistas por generalistas (Clavel, Julliard & Devictor 2011). Esse processo já é apontando com uma causa de perda de funcionalidade em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica (De Coster, Banks-Leite & Metzger 2015). Neste contexto, é provável que o processo de homogeneização possa estar ocorrendo mais fortemente nas florestas da paisagem de Ilhéus, onde a diversidade funcional em sua maioria não difere das cabruças. Além disso, para ambas as paisagens, as cabruças mantêm poucas aves com alta dependência florestal, o que pode ser uma forte evidência de exclusão de especialistas.

Considerações finais

As agroflorestas de cacau são notáveis habitats para conservação de aves, quando comparado com outros agrossistemas não sombreados (Schroth *et al.* 2011). De fato, as cabruças, em uma paisagem com predomínio de florestas, podem manter valores de diversidade funcional similares as florestas adjacentes quando considerando toda a comunidade e as aves especialistas de floresta. Por outro lado, aves que contribuem para dispersão de sementes e controle de invertebrados são afetadas negativamente pelo agrossistema e podem sofrer alterações da estrutura de suas comunidades.

Paisagens dominadas com cabruças podem sofrer fortes efeitos da homogeneização funcional e assim impactar os serviços ecossistêmicos providos pelas aves. Dentre os serviços realizados por elas, aves insetívoras reduzem o dano foliar em cacauzeiros (Cassano *et al.* 2016), enquanto as frugívoras conectam os diferentes habitat

da paisagem, além de serem os principais dispersores de sementes (Sekercioglu 2012). Logo, proprietários de fazendas devem ser informados dos benefícios para agricultura quando se mantêm cobertura florestal nas plantações. Ainda, estratégias que visem manter menores áreas de cacauais em paisagens naturais ou mesmo restauradas, podem ser efetivas para manutenção de funções e serviços ecossistêmicos.

Por fim, destacamos que estudos que visem avaliar diversidade devem considerar os diferentes componentes da diversidade funcional, além da riqueza de espécie. Mesmo um agrossistema considerado “amigável” para conservação de espécies, como as cabruças, pode afetar diferentes componentes da diversidade funcional. Deste modo, podem-se evitar conclusões incompletas a respeito do real impacto das atividades agrícolas, desde que as respostas das aves podem ser bem específicas e subestimadas nesses ambientes quando importantes grupos funcionais (como frugívoros e insetívoros) não são considerados.

Acessibilidade de dados

Principais fontes utilizadas para medir os índices funcionais estão citadas no texto, sendo que o principal banco de dados (Handbook of the Birds of the World) também pode ser acessado pelo site: www.hbw.com/species.

Referências

- Alger, K. & Caldas, M. (1994) The declining cocoa economy and the Atlantic forest of Southern Bahia, Brazil: conservation attitudes of cocoa planters. *Environmentalist*, **14**, 107–119.
- Batalha, M.A., Cianciaruso, M.V. & Motta-Junior, J.C. (2010) Consequences of simulated loss of open cerrado areas to bird functional diversity. *Natureza & Conservação*, **8**, 1–5.
- Belmaker, J. & Jetz, W. (2013) Spatial Scaling of Functional Structure in Bird and Mammal Assemblages. *The American Naturalist*, **181**, 000.
- Birdlife International (2015) Datazone. <http://www.birdlife.org/datazone>.

- Bhagwat, S.A., Willis, K.J., Birks, H.J.B. & Whittaker, R.J. (2008) Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution*, **23**, 261–267.
- Botta-Dukát, Z. (2005) Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, **16**, 533–540.
- Cadotte, M.W., Carscadden, K. & Mirotchnick, N. (2011) Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, **48**, 1079–1087.
- Cailliez, F. (1983) The analytical solution of the additive constant problem. *Psychometrika*, **48**, 305–310.
- Cassano, C.R., Silva, R.M., Mariano-neto, E., Schroth, G. & Faria, D. (2016) Bat and bird exclusion but not shade cover influence arthropod abundance and cocoa leaf consumption in agroforestry landscape in northeast Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **232**, 247–253.
- Cianciaruso, M.V., Silva, I.A. & Batalha, M.A. (2009) Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, **9**, 93–103.
- Clavel, J., Julliard, R. & Devictor, V. (2011) Worldwide decline of specialist species: Toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*, **9**, 222–228.
- Clough, Y., Faust, H. & Tscharntke, T. (2009) Cacao boom and bust: sustainability of agroforests, and opportunities for biodiversity conservation. *Conservation Letters*, **2**, 197–205.
- Clough, Y., Putra, D.D., Pitopang, R. & Tscharntke, T. (2009) Local and landscape factors determine functional bird diversity in Indonesian cacao agroforestry. *Biological Conservation*, **142**, 1032–1041.
- De Coster, G., Banks-Leite, C. & Metzger, J.P. (2015) Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **282**, 20142844.
- Del Hoyo, J., Elliot, A. & Sargatal, J. (1992–2002) *Handbook of the birds of the world*.

- Barcelona: Lynx. (Ostrich to ducks, vols. 1-7).
- Del Hoyo, J., Elliot, A. & Christie, D. (2003-2006) *Handbook of the birds of the world*.
Barcelona: Lynx. (Broadbills to tapaculos, vols. 8-11).
- Dutheil, J. & Paradis, E. (2014) Moran's I Autocorrelation Index. R Package ape -
Analyses of Phylogenetics and Evolution, Versão 3.2.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F.G., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C.,
Siriwardena, G.M. & Martin, J.L. (2011) Functional landscape heterogeneity and
animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, **14**, 101–112.
- Faria, D., Laps, R.R., Baumgarten, J. & Cetra, M. (2006) Bat and bird assemblages
from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the
Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, **15**, 587–
612.
- Faria, D., Paciencia, M.L.B., Dixo, M., Laps, R.R. & Baumgarten, J. (2007) Ferns,
frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two
contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and
Conservation*, **16**, 2335–2357.
- Fay, M. (2010) Package perm - Exact or Asymptotic permutation tests. Versão 1.0-0.0.
- Flynn, D.F.B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B.T., Lin, B.B.,
Simpson, N., Mayfield, M.M. & DeClerck, F. (2009) Loss of functional diversity
under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, **12**, 22–33.
- Gibbs, H.K., Ruesch, A.S., Achard, F., Clayton, M.K., Holmgren, P., Ramankutty, N. &
Foley, J.A. (2010) Tropical forests were the primary sources of new agricultural
land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*,
107, 16732–16737.
- Gómez, J.P., Bravo, G.A., Brumfield, R.T., Tello, J.G. & Cadena, C.D. (2010) A
phylogenetic approach to disentangling the role of competition and habitat filtering
in community assembly of Neotropical forest birds. *Journal of Animal Ecology*,
79, 1181–1192.
- Greenberg, R., Bichier, P. & Argón, A.C. (2000) The conservation value for birds of

- cacao plantations with diverse planted shade in Tabasco, Mexico. *Animal conservation*, **3**, 105–112.
- Harvey, C.A., Medina, A., Sanchez, D.M., Vilchez, S., Hernandez, B., Saenz, J.C., Maes, J.M., Casanoves, F. & Sinclair, F.L. (2006) Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications*, **16**, 1986–1999.
- Harvey, C.A. & Villalobos, J.A.G. (2007) Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodiversity and Conservation*, **16**, 2257–2292.
- Hidasi-Neto, J., Barlow, J. & Cianciaruso, M.V. (2012) Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. *Animal Conservation*, **15**, 407–415.
- Kembel, S.W., Ackerly, D. D., Blomberg, S.P., Cornwell, W.K., Cowan, P.D., Helmus, M.R., Morlon, H. & Webb, C.O. (2014) Package picante - R tools for integrating phylogenies and ecology. Versão 1.6-2.
- Laliberté, E., Legendre, P. & Shipley, B. (2014) *Package FD - Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology*. Versão 1.0-12.
- Laps, R.R. (2006) *Efeito Da Fragmentação E Alteração Do Hábitat Na Avifauna Da Região Da Reserva Biológica de Una, Bahia*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Laureto, L.M.O., Cianciaruso, M.V. & Samia, D.S.M. (2015) Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Natureza & Conservação*, **13**, 112–116.
- Lindenmayer, D., Blanchard, W., Tennant, P., Barton, P., Ikin, K., Mortelliti, A., Okada, S., Mason, C. & Michael, D. (2015) Richness is not all: how changes in avian functional diversity reflect major landscape modification caused by pine plantations. *Diversity and Distributions*, **21**, 836–847.
- Luck, G.W., Carter, A. & Smallbone, L. (2013) Changes in Bird Functional Diversity across Multiple Land Uses: Interpretations of Functional Redundancy Depend on

Functional Group Identity. *PLoS ONE*, **8**.

- Mason, N.W.H., De Bello, F., Mouillot, D., Pavoine, S. & Dray, S. (2013) A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science*, **24**, 794–806.
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G. & Wilson, J.B. (2005) Functional richness, functional and functional evenness divergence: the primary of functional components diversity. *Oikos*, **111**, 112–118.
- Morante-Filho, J.C., Faria, D., Mariano-Neto, E. & Rhodes, J. (2015) Birds in anthropogenic landscapes: The responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic forest. *PLoS ONE*, **10**, 1–18.
- Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H. & Mouillot, D. (2010) Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, **24**, 867–876.
- Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villéger, S., Mason, N.W.H. & Bellwood, D.R. (2012) A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, **28**, 167–177.
- Neuschulz, E.L., Brown, M. & Farwig, N. (2013) Frequent bird movements across a highly fragmented landscape: The role of species traits and forest matrix. *Animal Conservation*, **16**, 170–179.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H. & Wagner, H. (2015) *Package vegan: Community Ecology Package*. Version 2.2-1.
- Pardini, R., Faria, D., Accacio, G.M., Laps, R.R., Mariano-Neto, E., Paciencia, M.L.B., Dixo, M. & Baumgarten, J. (2009) 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*, **142**, 1178–1190.
- Petchey, O.L., Evans, K.L., Fishburn, I.S. & Gaston, K.J. (2007) Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal*

Ecology, **76**, 977–985.

- Petchey, O.L. & Gaston, K. (2002) Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, **5**, 402–411.
- Petchey, O.L. & Gaston, K.J. (2006) Functional diversity: Back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, **9**, 741–758.
- Podani, J. & Schmera, D. (2006) On dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos*, **115**, 179–185.
- Ramirez, L., Diniz-Filho, J.A.F. & Hawkins, B.A. (2008) Partitioning phylogenetic and adaptive components of the geographical body-size pattern of New World birds. *Global Ecology and Biogeography*, **17**, 100–110.
- Rao, C.R. (1982) Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. *Theoretical Population Biology*, **21**, 24–43.
- R Core Team (2015) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.r-project.org>.
- Rice, R.A., Greenberg, R. (2000) Cacao Cultivation and the Conservation of Biological Diversity. *Ambio*, **29**, 167–173.
- Sambuichi, R.H.R. (2006) Estrutura e dinâmica do componente arbóreo em área de cabruca na região cacauceira do sul da Bahia, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, **20**, 943–954.
- Schroth, G., Faria, D., Araujo, M., Bede, L., Van Bael, S.A., Cassano, C.R., Oliveira, L.C. & Delabie, J.H.C. (2011) Conservation in tropical landscape mosaics: The case of the cacao landscape of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, **20**, 1635–1654.
- Sekercioglu, C.H. (2012) Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology*, **153**, 153–161.
- Smith, A.C., Fahrig, L., Francis, C.M. (2011) Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. *Ecography*, **34**, 103–116.

- Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker III, T.A., Moskovits, D.K. (1996) *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago, Chicago.
- Swenson, N.G. (2014) *Functional and Phylogenetic Ecology in R*. Springer Science, Business Media, New York.
- Tilman, D. (2001) Functional Diversity. *Encyclopedia of Biodiversity*, **3**, 109-121.
- Van Bael, S.A., Bichier, P., Ochoa, I. & Greenberg, R. (2007) Bird diversity in cacao farms and forest fragments of western Panama. *Biodiversity and Conservation*, **16**, 2245–2256.
- Vandermeer, J. & Perfecto, I. (2007) The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation Biology*, **21**, 274–277.
- Villéger, S., Mason, N.W.H. & Mouillot, D. (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, **89**, 2290–2301.
- Webb, C.O., Ackerly, D.D., McPeck, M. a. & Donoghue, M.J. (2002) Phylogenies and Community Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **33**, 475–505.
- Whelan, C.J., Wenny, D.G. & Marquis, R.J. (2008) Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, **1134**, 25–60.

4 - CAPÍTULO II

Perda de espécies ameaçadas e diversidade funcional de aves em duas paisagens agroflorestais da Mata Atlântica

Joedison dos S. Rocha^{*,a}, Rudi Ricardo Laps^b, Caio Graco Machado^c e Sofia Campiolo^a

^aPrograma de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade. Universidade Estadual de Santa Cruz, Rodovia Jorge Amado, s/n, Salobrinho, Ilhéus/BA, Brasil.

^bUniversidade Federal do Mato Grosso do Sul. Laboratório de Ecologia, Caixa-postal 549, Campo Grande/MS, Brasil.

^cUniversidade Estadual de Feira de Santana. Laboratório de Ornitologia - Sala 03, LABIO, Universidade Estadual de Feira de Santana. Avenida Transnordestina s/n, Novo Horizonte, Feira de Santana/BA, Brasil.

Resumo: *Listas vermelhas de espécies ameaçadas são ferramentas clássicas para subsidiar ações de conservação da biodiversidade. Contudo, essas listas podem contribuir pouco para manutenção da diversidade funcional. Em paisagens agrícolas, declínios na diversidade funcional dependem da redundância funcional das comunidades, bem como do grupo biológico avaliado e se espécies com traços mais especializados são perdidas. Assim, as aves destacam-se por contribuírem em importantes funções ecossistêmicas (e.g: dispersão de sementes) em áreas degradadas, sendo então um grupo-chave para avaliar perda de diversidade. Neste estudo, analisamos se perdas simuladas de aves ameaçadas de diferentes listas vermelhas (estadual, nacional e global) declinam a diversidade funcional diferentemente do esperado por extinções ao acaso em agroflorestas de cacau (cabruças) e florestas maduras da Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil. Nós utilizamos três índices funcionais (soma dos braços de um dendrograma funcional-FD; equitabilidade funcional e entropia quadrática de Rao) para comparar as extinções simuladas com 1000 perdas aleatórias do mesmo número de aves excluídas. As comparações consideram uma escala local (sítio amostral) e regional (paisagem) em uma paisagem com reduzida cobertura de cabruças (Una) e a outra com predomínio (Ilhéus). Nossos resultados mostraram que as extinções simuladas causaram as maiores perdas funcionais nas florestas de Una em dois dos índices utilizados, principalmente para aves da lista nacional e global. Mas, as contribuições funcionais de aves ameaçadas não deferiram do esperado ao acaso nos dois habitats das duas paisagens. Isso pode confirmar que listas vermelhas contribuem pouco para conservação de diversidade funcional em escala de paisagem. Contudo, aves ameaçadas mais especializadas em consumo de invertebrados e frutos, causaram perdas significativas em alguns sítios de cabruças de Una. Com isso, recomendamos que antes de determinar quais espécies ou áreas são prioritárias para conservação em larga escala, uma avaliação prévia da diversidade funcional é necessária; visando garantir um maior número de espécies e conseqüentemente mais funções e serviços ecossistêmicos.*

Palavras-chaves: frugívoras, funções ecossistêmicas, insetívoras, listas vermelhas, redundância funcional.

*email: santos.joedison@gmail.com

Introdução

Listas vermelhas são instrumentos clássicos para direcionar esforços de conservação da biodiversidade (Mace & Lande 1991). Dentre elas, destaca-se a lista global da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN), por apresentar critérios consistentes e padronizados (Rodrigues et al. 2006). A partir dos critérios dessa lista, podem-se criar outras em escalas nacionais e regionais, as quais podem ser utilizadas para avaliar áreas prioritárias de conservação (e.g. Wege & Goerck 2006). No entanto, estratégias derivadas unicamente dessas listas podem ser limitadas nas áreas que possuem poucas espécies ameaçadas (Keller & Bollmann 2004). Ainda, espécies em categorias de ameaça podem contribuir pouco para manutenção de diversidade funcional, uma vez que suas contribuições podem ser iguais ou menores do que outras espécies aleatórias da comunidade (Hidasi-Neto et al. 2013).

Diversidade funcional é apontada como uma característica importante para tomada de decisões de conservação, uma vez que associa a biodiversidade com o funcionamento dos ecossistemas (Cadotte et al. 2011). A perda de traços funcionais interfere nas funções ecossistêmicas providas pelas espécies, sendo que essas perdas podem não ser percebidas pela variação da riqueza da comunidade (Flynn et al. 2009; Cadotte et al. 2011). Porém, independente do status de ameaça, há um consenso que extinções direcionadas às espécies com traços específicos, como maior massa corpórea, acarretam expressivas perdas de funções e serviços ecossistêmicos (Petchey & Gaston 2002b; Larsen et al. 2005). Do mesmo modo, quando espécies que atuam em funções específicas como polinização e dispersão de sementes são extintas, ocorre grandes perdas de diversidade funcional maiores do que esperado ao acaso (Cianciaruso et al. 2013).

As perdas de diversidade funcional após extinções de espécies estão relacionadas com dois mecanismos: (1) perda de espécies funcionalmente únicas e/ou (2) perda de espécies agregadas em um grupo funcional (“clump”), isto é, com traços compartilhados (Petchey & Gaston 2002b; Cianciaruso et al. 2013). Em ambos os casos, perdas de funções ecossistêmicas dependem da composição da comunidade, sendo que agregações funcionais redundantes tendem a diminuir a importância da perda de espécies (Petchey & Gaston 2002a). O grau de redundância e a ordem na qual os traços são perdidos são determinantes nas perdas de diversidade funcional, sendo que quando

espécies funcionalmente únicas declinam inicialmente, ocorrem as maiores perdas (Flynn et al. 2009).

Espécies com maior especialização (e.g: alimentar ou de habitat), a exemplo das aves frugívoras e insetívoras da Mata Atlântica, são mais ameaçadas do que espécies de outros grupos tróficos do bioma (Ribon et al. 2003). Espécies insetívoras e frugívoras são fortemente afetadas pelas alterações de habitat, principalmente devido à perda de importantes micro-habitats e a redução da disponibilidade de recursos, respectivamente (Sodhi et al. 2004). Nesse contexto, destaque para as aves, as quais se esperam uma ampla perda de processos ecossistêmicos, especialmente polinização e dispersão de sementes quando esse grupo declina nos ambientes tropicais (Sekercioglu et al. 2004; Sodhi et al. 2004).

A Mata Atlântica destaca-se como um dos ecossistemas tropicais mais ameaçados do mundo, e ainda detém a maior parte das aves ameaçadas e endêmicas do Brasil, as quais são afetadas principalmente pela perda de habitat e fragmentação (Marini & Garcia 2005). A região sul do estado da Bahia destaca-se como uma área de alta importância biológica para a conservação dos remanescentes do bioma, bem como para riqueza de aves (Araujo et al. 1998; Bencke et al. 2006). As plantações de cacau sombreadas por árvores nativas (cabucas) estabelecidas nessa região são apontadas como um dos principais motivos para a manutenção de altas riquezas de espécies de aves (Faria et al. 2006; Laps 2006). Essas agroflorestas são consideradas agrossistemas de maior valor para conservação em relação a outros tipos de cultivos não sombreados (Schroth et al. 2011). Por manter cobertura arbórea para o sombreamento da plantação (Sambuichi 2006), esses sistemas retêm parte da estrutura, das condições ambientais e dos recursos presentes nas florestas da região e, conseqüentemente funcionam como habitat para parte das espécies nativas.

Visando agregar mais subsídios para conservação de paisagens agroflorestais da Mata Atlântica, nós avaliamos neste estudo (1) se as perdas de diversidade funcional após as extinções simuladas de aves ameaçadas em diferentes escalas (local e regional) diferem de perdas ao acaso em florestas maduras e cabucas de uma paisagem com alta proporção de florestas e outra com predomínio de cabucas; (2) se o tipo de lista vermelha (i.e: estadual, nacional e global) influencia as perdas funcionais, e (3) verificar se as aves ameaçadas possuem contribuições de diversidade funcional mais singular ou

redundante em cada paisagem. Deste modo, nós esperamos que as perdas de espécies afetem mais as cabruças, pois trata-se de um ambiente mais simplificado e homogêneo (Rice & Greenberg 2000), além de que as alterações de manejo do agrossistema afetam específicos grupos funcionais, como aves de sub-bosque e frugívoros (Faria et al. 2006).

Material e Método

Área de estudo e listas de espécies

Nós estudamos duas distintas paisagens do sul do Bahia, onde se localiza a principal região cacauera do Brasil (Alger & Caldas 1994). Essa área ainda abriga uma expressiva riqueza de espécies raras e ameaçadas (Tabela 1), fato que a caracteriza como uma região de alta importância para conservação global da Mata Atlântica (Araujo et al. 1998). As agroflorestas de cacau tiveram importante papel na conservação da biodiversidade do sul da Bahia, principalmente os sistemas tradicionais sombreados por árvores nativas (cabruças), invés de espécies exóticas, como *Erythrina* spp. (Fabaceae) (Faria et al. 2006). Cabruças dessa região apresentam expressiva riqueza de aves, sendo que cerca de 178 espécies já foram registradas para a região de Una (parte central do sul da Bahia). No presente estudo utilizamos listas de espécies de aves levantadas no sul da Bahia durante o Projeto RestaUna (entre 1998 e 2002), sendo 10 sítios amostrais em cabruças e 16 em fragmentos de floresta madura (Tabela 1; Faria *et al.* 2006, 2007; Pardini et al. 2009). A escolha dessas listas considerou o esforço amostral padronizado e por ser um dos poucos levantamentos realizados em agroflorestas de cacau da Bahia. Espécies exóticas e listas levantadas em bordas de fragmentos não foram consideradas.

A primeira paisagem estudada localiza-se no município de Una (ponto central: UTM 484973, 8325906), sendo essa composta majoritariamente de florestas maduras (49%), inclusive um dos maiores fragmentos de floresta nativa da região, localizado na Reserva Biológica de Una. Essa paisagem é constituída também por pastagens (27%), florestas secundárias em estágio inicial de regeneração (15%) e 6% de cabruças (Pardini et al. 2009). A segunda, localizada no município de Ilhéus, (ponto central: UTM 473698, 8373196), possuiu forte predomínio de agroflorestas de cacau (~82%) e poucos remanescentes florestais (4,8%), sendo esses variando de 1 a 300 ha (Faria et al. 2006).

Em ambas as paisagens, aves foram levantadas pelo método de pontos fixos (n=360 em 90 h em Una; n=120 em 30 h em Ilhéus), o qual consistiu em pontos amostrais dispostos em transectos a uma distância de 200 m entre eles, sendo que cada um foi amostrado por 15 minutos. Aqui, nós consideramos para Una, os sítios amostrais no interior de grandes fragmentos de floresta madura (>1000 ha, n=6), floresta madura pequena (<100 ha, n=6) e cabruças (n=6, todas pequenas). Para Ilhéus, todas as cabruças (n=4) foram grandes e todos os fragmentos florestais pequenos (n=4; exceto um, que apresentou área aproximada de 300 ha). Outras informações mais detalhadas sobre a área de estudo e as características do desenho amostral das listas das paisagens supracitadas estão disponíveis em Faria *et al.* (2006, 2007) e Pardini *et al.* (2009).

Traços funcionais

Nós consideramos 25 traços funcionais, sendo 24 categóricos com atributos binários e um contínuo (veja o Material Suplementar). Com exceção do traço “bando misto”, os traços aqui considerados são comumente utilizados em outros estudos com aves (Petchey *et al.* 2007; Flynn *et al.* 2009; Batalha *et al.* 2010). Todos os traços utilizados são relacionados com forrageio, pois desta maneira mensura-se como as aves utilizam os recursos do ambiente (Whelan *et al.* 2008). A matriz de traços foi compilada a partir de informações da literatura e da coleção zoológica da Universidade Estadual de Feira de Santana (MZFS). Para outras informações dessa compilação, veja a mesma seção “Traços funcionais” no Capítulo I desta dissertação.

Tabela 1. Riqueza geral (\pm desvio padrão) e número de aves ameaçadas nas florestas e cabruças por categoria e tipo de lista vermelha nas duas paisagens estudadas no sul da Bahia (Una e Ilhéus), durante o Projeto RestaUna (1998-2002). Em que, CR = criticamente ameaçada, EN = em perigo e VU = Vulnerável, de acordo com a lista estadual da Bahia (Machado et al. 2013), nacional (Brasil 2014) e global (IUCN 2014). E os valores entre parênteses nos status de ameaça (“N”) referem-se ao número total de sítios amostrais por tipo de habitat que tiveram registros de espécies ameaçadas.

Habitat	Paisagem	Riqueza	Estadual (N)		Nacional (N)			Global (N)	
			EN	VU	CR	EN	VU	EN	VU
Floresta	Una	73,91 (5,85)	4 (5)	5 (11)	1 (1)	2 (3)	10 (12)	2 (1)	8 (12)
	Ilhéus	32,75 (4,03)	0	1 (1)	0	0	4 (3)	0	3 (3)
Cabruca	Una	90,50 (7,86)	0	2 (3)	0	1 (2)	6 (6)	1 (1)	5 (6)
	Ilhéus	37,25 (4,27)	0	1 (1)	0	0	3 (2)	0	2 (2)

Índices de diversidade funcional

Após a compilação da matriz de traços, nós calculamos três diferentes índices de diversidade funcional para cada sítio amostral das duas paisagens: 1) FD (Functional Diversity, Petchey & Gaston 2002, 2006), que consiste soma do comprimento dos ramos de um dendrograma funcional a partir de uma matriz de distância dos traços por espécies. 2) FEve (Functional Evenness; Villéger et al. 2008), que mede a regularidade das abundâncias de espécies num espaço funcional multidimensional ocupado por elas; e 3) Rao (Entropia quadrática de Rao, Rao 1982; Botta-Dukát 2005), o qual considera paralelamente a riqueza e a divergência funcional (Mouchet et al. 2010), sendo descrito como a soma das distâncias par-par entre espécies pesadas pela abundância relativa (Botta-Dukát 2005). Os três índices medem diferentes aspectos da diversidade funcional: riqueza funcional, equitabilidade funcional e divergência funcional (Mouchet et al. 2010). Embora o índice Rao considere paralelamente a riqueza e a divergência funcional, pode ser um bom índice para revelar efeitos de estruturação de comunidades, pois é influenciado tanto pela riqueza quanto pela abundância da comunidade simultaneamente (Mouillot et al. 2013), logo, espera-se que o índice se altere quando o impacto abarque ambas as características acima, tendo em vista que os outros dois índices, um é mais influenciado pela abundância (i.e: FEve) e o outro apenas pela riqueza (FD).

FD foi obtido a partir de um dendrograma da matriz de distância com o algoritmo UPGMA, (função “treeheight”, pacote vegan - versão 2.2-1, Oksanen et al. 2015), este é considerado o mais robusto para classificações funcionais (Podani & Schmera 2006). FEve e Rao foram calculados a partir das matrizes de distância pela função dbFD (Pacote FD versão - 1.0-12, Laliberté et al. 2014), sendo que consideramos que os traços foram igualmente ponderados e que cada espécie foi ponderada por sua abundância relativa. A correção de Cailliez foi adotada para corrigir a matriz quando não possível representá-la num espaço euclidiano (Cailliez 1983). Todos os índices foram obtidos no ambiente R versão 3.1.3 (Core Team 2015), utilizando em todos os casos a distância de Gower, já que nossa matriz de traços possui variável categórica e contínua simultaneamente (Podani & Schmera 2006).

Simulações de extinções de aves ameaçadas

Para cada sítio de floresta madura e cabruca, nós excluimos: 1) todas as espécies ameaçadas de extinção, incluindo todas “Em Perigo” (EN) mais as “Vulnerável” (VU); 2) apenas as espécies VU e por fim, 3) apenas as EN. Para isso, seguimos as listas vermelhas de três escalas diferentes: estadual (Lista vermelha do estado da Bahia, Machado et al. 2014), nacional (Brasil 2014) e global (IUCN 2014). O status “Criticamente Ameaçada” (CR) não foi considerado por possuir apenas uma espécie em uma área amostrada. Após isso, recalculamos os três índices funcionais para cada comunidade, e obtivemos a diferença entre eles e os valores dos índices observados. Comparamos as perdas de diversidade funcional (em cabucas e florestas) após as simulações com valores médios gerados a partir de modelos nulos. Para cada lista vermelha, avaliamos se perdas funcionais de espécies ameaçadas diferem de perdas ao acaso.

Análise de dados

Nós comparamos as perdas de diversidade funcional com perdas aleatórias em cabucas e florestas, considerando duas diferentes escalas: local (separadamente para cada sítio amostral) e regional (média de todas as florestas e cabucas de cada paisagem). Para testar se perdas observadas de aves ameaçadas diferem (maior ou menor) de perdas ao acaso, nós geramos para cada sítio amostral, 1000 comunidades aleatórias (modelos nulos) por procedimentos de Monte Carlo, a partir do “pool” regional de espécies de cada paisagem (i.e: todas as espécies registradas). As simulações excluíram em cada interação, o mesmo número de espécies ameaçadas excluídas das comunidades de acordo com o tópico anterior. Adicionalmente, para FEve e Rao, nós utilizamos o algoritmo “independent swap” (Pacote picante - versão 1.6-2, Kembel et al. 2014) para também aleatorizar a abundância, mas mantendo a riqueza e a frequência observada das espécies.

Após isso, comparamos a distribuição dos 1000 valores nulos de diversidade funcional (de cada índice considerado) com os valores observados após a exclusão de aves ameaçadas de cada sítio, visando avaliar se essas perdas locais diferem do esperado ao acaso. Para avaliar perdas regionais, um valor médio de todos os modelos nulos foi

calculado para os três índices funcionais em cada comunidade, considerando os três tipos de listas vermelhas. Assim, o valor médio obtido com os modelos nulos foi comparado com os valores médios de diversidade funcional resultantes da exclusão das aves ameaçadas. Em todas as comparações utilizamos um teste t por permutações (1000 interações, pacote perm – versão 1.0-0.0, Fay 2010). Por fim, nós também avaliamos se as perdas de todas as aves ameaçadas (EN+VU) diferem nas duas paisagens em relação aos tipos de habitats (florestas e cabruças) e listas vermelhas.

Finalmente, analisamos as composições funcionais das cabruças e florestas das áreas de estudo, com ênfase nas espécies ameaçadas. Nós utilizamos uma análise de agrupamento com a distância de Gower e o algoritmo UPGMA. O intuito desta análise foi verificar os padrões de agregações funcionais (grupos funcionais redundantes) e a participação das aves ameaçadas nesses agrupamentos.

Resultados

Do total de 203 espécies de aves para a paisagem de Una, nós observamos 21 espécies de aves em alguma categoria de ameaça, sendo 12 com ocorrência exclusiva nas florestas e uma nas cabruças (veja Material suplementar). Em Ilhéus, ocorreram oito espécies VU (status de ameaça não diferiu entre as listas vermelhas), sendo cinco exclusivamente nas florestas e duas nas cabruças. Fragmentos florestais de ambas as paisagens mantiveram o maior número de aves ameaçadas, sendo que ocorreu maior número de espécies na categoria VU nas três listas (Tabela 1). No entanto, cabruças de Ilhéus apresentaram números de aves ameaçadas muito similares com as florestas (Tabela 1). Lista nacional e a global tiveram mais aves ameaçadas em Una (3 a 7 e 2 a 5, respectivamente); sendo que a composição dessas listas nas cabruças foram muito similares em número e status de ameaça das espécies (i.e: 2 a 4).

Extinção simulada de aves ameaçadas

Declínio de aves ameaçadas reduziu fracamente os valores de diversidade funcional das comunidades em cada paisagem, sendo que as maiores perdas são de cerca de 4,50% em média. Comparando os dois tipos de habitat de Una, florestas

sofreram os maiores decréscimos de riqueza e divergência funcional quando todas as aves ameaçadas na lista nacional e global foram excluídas (todos os $p < 0,020$, Tabela 2). Não foram observadas diferenças entre os dois tipos de habitat para a lista estadual. Por outro lado, cabruças tiveram as maiores perdas de equitabilidade funcional ($p < 0,010$), exceto para a lista estadual, a qual a diferença foi marginalmente significativa ($p = 0,06$; Tabela 3). Perdas de espécies ameaçadas em Ilhéus não apresentaram diferenças significativas entre os tipos de habitat nas três listas vermelhas ($p > 0,208$; Tabela 3). Entretanto, para todas as simulações em cada lista vermelha e índice, nas duas paisagens, perdas de aves ameaçadas não diferiram de perdas ao acaso. Porém, a exclusão de todas as aves ameaçadas e somente as VU da lista global de Una, apresentaram perdas marginalmente maiores do que esperado ao acaso nas cabruças (índice FD: $p = 0,082$ e $0,080$; respectivamente).

Por outro lado, analisando as perdas por sítio (local, Tabela 4), nós observamos que para os índices FD e Rao, independente do status de ameaça, perdas de aves da lista estadual não difere de perdas ao acaso para todas as comunidades de ambas as paisagens. Por outro lado, a exclusão de quatro espécies ameaçadas da lista nacional e global (uma EN mais três VU e quatro VU, respectivamente) de uma cabruca de Una declinou mais de 5% de diversidade funcional (FD) maior do que esperado ao acaso. Também na lista nacional, outra área de cabruca declinou cerca de 2,5% de riqueza funcional (FD) com a exclusão de uma ave EN. Por fim, o índice FEve apresentou aumentos com exclusão de aves ameaçadas para uma floresta de Una (sendo 2,25% com a perda de uma VU da lista estadual e 2,77-3,85% com a exclusão de quatro e três VU na lista nacional e global, repetitivamente) e um discreto decréscimo em outra floresta ($< 1\%$) com a perda de seis e quatro espécies nas listas nacional e global, respectivamente. Mas, esse índice foi o que revelou a maior perda local, sendo que a exclusão de apenas uma ave VU da lista estadual declinou maior do que esperado ao acaso mais de 12% de equitabilidade funcional de uma cabruca de Una.

Tabela 2. Valores médios de perdas de diversidade funcional (% , \pm erro padrão) após as simulações de extinção de espécies de aves ameaçadas na paisagem de Una no sul da Bahia, de acordo aos três índices funcionais considerados e três diferentes tipos de lista vermelha. As simulações excluíram todas as espécies ameaçadas presentes em cada comunidade (T), ou apenas as “Em Perigo” (EN) ou Vulnerável (VU). Todos os status de ameaça seguem as listas vermelhas: estadual (Machado et al. 2014), nacional (Brasil 2014) e global (IUCN 2014). Os valores de p referem-se às comparações (teste t por permutações com valores mais significativos em negrito) das perdas observadas após a exclusão de todas as espécies ameaçadas entre florestas e cabruças. *Apenas uma comunidade apresentou espécies EN na lista global.

Índice	Habitat	Estadual			Nacional			Global		
		T	EN	VU	T	EN	VU	T	EN*	VU
FD	Floresta	1,472 (0,460)	0,117 (0,721)	1,435 (0,226)	4,404 (0,332)	0,540 (0,402)	4,225 (0,294)	4,277 (0,440)	1,160 (-)	4,484 (0,431)
	Cabruca	1,493 (0,649)	-	1,493 (0,649)	2,797 (0,736)	1,853 (0,645)	2,234 (0,629)	3,179 (0,806)	0,799 (-)	3,053 (0,803)
	P	0,146			0,014			0,016		
FEve	Floresta	1,463 (0,682)	3,150 (1,025)	1,361 (0,600)	0,683 (0,719)	2,500 (0,852)	0,671 (0,718)	0,711 (0,692)	0,730 (-)	0,616 (0,686)
	Cabruca	4,512 (3,837)	-	4,511 (3,838)	4,497 (2,725)	0,760 (0,135)	4,507 (2,724)	4,526 (2,787)	0,681 (-)	4,542 (2,798)
	P	0,06			0,004			0,004		
Rao	Floresta	<0,000	1,156 (0,316)	1,646 (0,411)	1,586 (0,618)	1,628 (0,088)	1,692 (0,582)	2,109 (0,459)	1,417 (-)	2,106 (0,458)
	Cabruca	<0,000	-	0,040 (0,023)	0,335 (0,625)	1,204 (0,311)	0,352 (0,627)	0,321 (0,630)	1,109 (-)	0,349 (0,631)
	P	0,400			0,008			0,016		

Tabela 3. Valores médios de perdas (% , \pm erro padrão) de diversidade funcional após as simulações de extinção de espécies de aves ameaçadas na paisagem de Ilhéus no sul da Bahia, de acordo aos três índices funcionais considerados e diferentes tipos de lista vermelha. As simulações consideraram todas as espécies ameaçadas presentes em cada comunidade, sendo que todas apresentaram o status “Vulnerável” (T/VU) nas três listas vermelhas: estadual (Machado et al. 2014), nacional (Brasil 2014) e global (IUCN 2014). (-) Para a lista estadual, aves ameaçadas ocorreram apenas em um sítio de floresta e um de cabruca. Os valores de p referem-se às comparações (teste t por permutações) das perdas observadas após a exclusão de todas as espécies ameaçadas entre florestas e cabrucas.

Índice	Habitat	Estadual	Nacional	Global
		T/VU	T/VU	T/VU
FD	Floresta	4,313	4,281	4,153
		(-)	(1,772)	(2,877)
	Cabruca	1,318	4,030	3,338
		(-)	(0,099)	(0,593)
	P	0,632	0,632	0,826
FEve	Floresta	1,846	1,057	1,358
		(-)	(1,331)	(0,967)
	Cabruca	0,685	0,305	0,216
		(-)	(0,750)	(0,835)
	P	0,208	0,408	0,408
Rao	Floresta	2,621	0,540	1,740
		(-)	(1,068)	(1,125)
	Cabruca	0,132	0,286	0,743
		(-)	(0,496)	(0,039)
	P	1,00	0,984	1,00

Tabela 4. Espécies de aves ameaçadas cujas extinções simuladas acarretaram perdas de diversidade funcional diferentes do esperado ao acaso para os sítios amostrais ($p \leq 0,048$, a partir da comparação de 1000 perdas aleatórias*) na paisagem de Una no sul da Bahia (F.Ma – floresta madura e Cab – cabruca), nas diferentes escalas de listas vermelhas, L=local (Machado et al. 2014), N = nacional (Brasil 2014) e G = global (IUCN 2014). Ainda, são apresentadas as principais funções ecossistêmicas desempenhadas pelas espécies e o número de sítios (n) onde houve perdas significativas.

Nome científico	Perdas de diversidade funcional*		Funções ecossistêmicas
	F.Ma (n=2)	Cab (n=4)	
<i>Herpsilochmus pileatus</i>	N, G	N, G	Controle de invertebrados
<i>Amadonastur lacernulatus</i>	-	N, G	Controle de vertebrados e invertebrados
<i>Lipaugus vociferans</i>	L	-	Controle de invertebrados e dispersão de sementes
<i>Monasa morphoeus</i>	-	N	Controle de vertebrados e invertebrados
<i>Myrmotherula urosticta</i>	N, G	N, G	Controle de invertebrados
<i>Nyctibius leucopterus</i>	N	-	Controle de invertebrados
<i>Myiothlypis rivularis</i>	-	L	Controle de invertebrados
<i>Procnias nudicollis</i>	G	-	Dispersão de sementes
<i>Pulsatrix perspicillata</i>	N	-	Controle de invertebrados e vertebrados
<i>Pyrrhura cruentata</i>	N, G	-	Predação e dispersão de sementes
<i>Ramphastos vitellinus</i>	G	G	Controle de invertebrados e dispersão e/ou predação de sementes
<i>Thamnomanes caesius</i>	N	-	Controle de invertebrados
<i>Xipholena atropurpurea</i>	-	N, G	Dispersão de sementes

Composição e similaridades funcionais

Considerando uma altura arbitrária de 0,10 para dividir o dendrograma em grupos, ocorreu o mesmo número de agrupamentos (“clump”) entre os dois tipos de habitat na paisagem de Una (i.e: 38, Fig. 1). Adicionalmente, o número de espécies por grupos não diferiu significativamente (χ^2 por permutações = 115,8; $p = 0,276$). Dentre as espécies ameaçadas de Una, a maioria compôs grupos de pelo menos quatro espécies (12,1 espécies em média, com amplitude de 37), com exceção de duas espécies (*Myrmotherula urosticta* e *Pulsatrix perspicillata*) que compuseram um grupo com uma e duas espécies, respectivamente, sendo então as aves ameaçadas com as contribuições funcionais mais singulares. Aves ameaçadas das cabruças compuseram em média grupos maiores (i.e: 14,3 espécies, amplitude de 38), com destaque para *Amadonastur lacernulatus*, que foi a espécie mais singular, uma vez que não agrupou com nenhuma outra.

Na paisagem de Ilhéus, o número de grupos formados após o corte dos dendrogramas foi muito similar com Una, embora com composições distintas (24 nas cabruças e 27 grupos nas florestas, Fig. 2). Não ocorreu também diferença no número de espécie por grupos ($\chi^2 = 36,18$; $p = 0,373$). Nos pequenos fragmentos florestais desta paisagem ocorreram mais agregações funcionais e menor similaridade entre grupos. Grupos nas florestas onde ocorreram espécies ameaçadas tiveram em média 7,16 espécies (com amplitude de 19 espécies), novamente, destaque para *Myrmotherula urosticta* por ser a ave com contribuições funcionais mais singulares. Nas cabruças ocorreram grupos com mais espécies (i.e: 10,6 espécies, amplitude de 24), embora tenham ocorrido poucas aves ameaçadas.

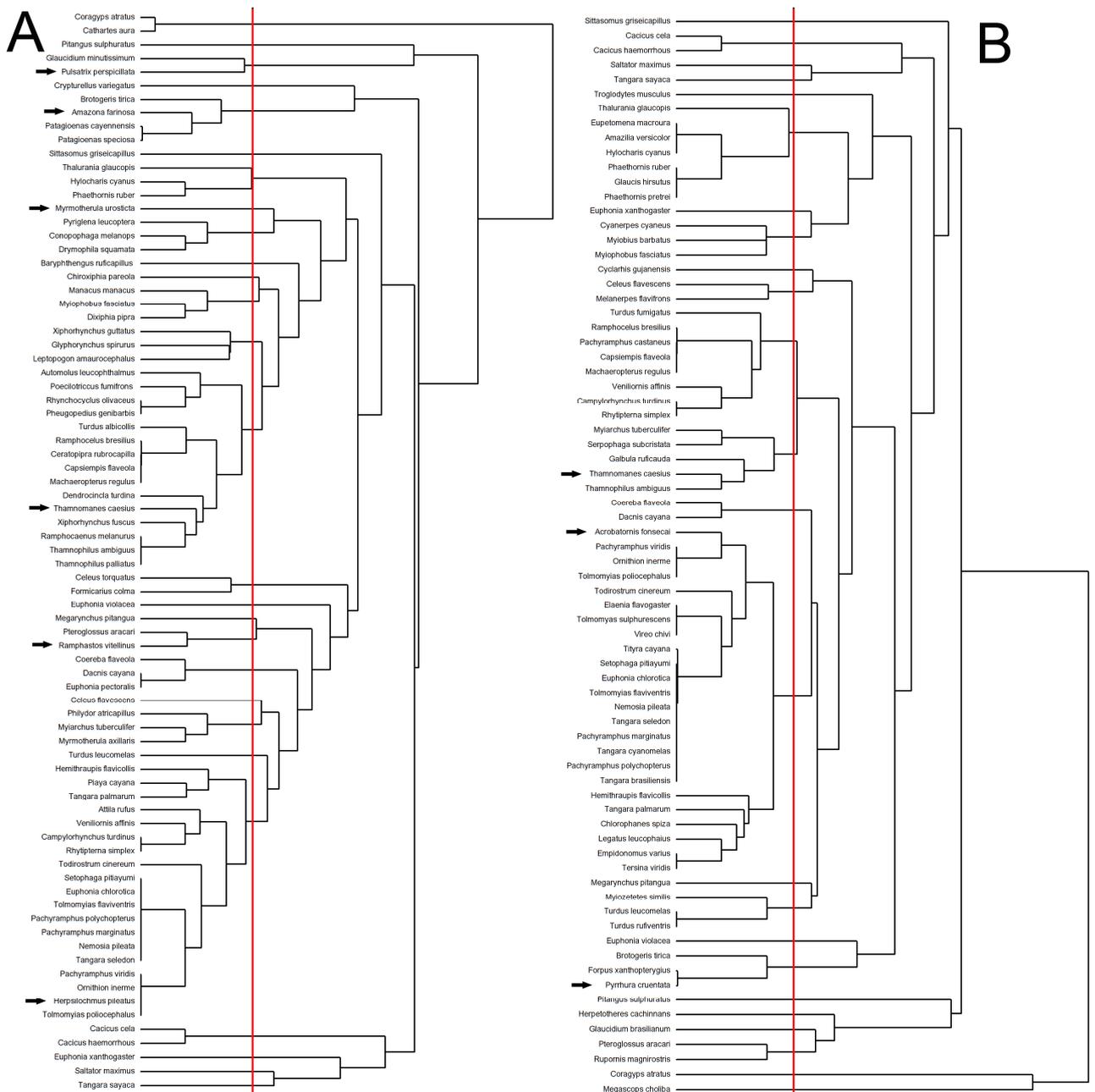


Figura 2. Classificação hierárquica das aves da paisagem de Ilhéus (A: florestas maduras e B: cabruças) a partir dos traços funcionais (distância de Gower) e o algoritmo UPGMA. A linha vermelha representa uma distância arbitrária e 0,10 para analisar os grupos formados. Setas indicam a posição das espécies ameaçadas observadas na paisagem.

Discussão

Perdas funcionais de aves ameaçadas dependem do tipo de lista vermelha considerada e dos índices utilizados. Entretanto, o tipo de lista não mostrou uma relação clara com as perdas nas cabruças. Fragmentos florestais tenderam a sofrer as maiores perdas de riqueza e divergência funcional quando aves ameaçadas globalmente foram extintas. No entanto, equitabilidade funcional foi o componente mais sensível nas cabruças, sendo que independente da lista, a extinção de aves ameaçadas declina diversidade funcional em taxas maiores do que nas florestas. Isso corrobora parcialmente a nossa hipótese, uma vez que esperávamos maior declínio de diversidade funcional nas cabruças. No entanto, todas as perdas simuladas em escala de paisagem não diferiram de extinções aleatórias, o que pode dar suporte a ideia que aves ameaçadas possuem contribuições funcionais redundantes (Hidasi-Neto et al. 2013).

A maioria das espécies ameaçadas registradas em Una compôs grupos com 12 espécies em média. Deste modo, é esperado que extinções possam ter pouco efeito quando muitas agregações funcionais redundantes ocorrem (“clump”, Petchey & Gaston 2002b). Logo, redução da riqueza de espécies tem um efeito altamente variável na diversidade funcional, sendo fortemente dependente da composição das comunidades e dos processos que as estruturam (Hooper et al. 2005). No entanto, perdas de espécies podem afetar algumas propriedades do ecossistema diferentemente, de modo que os efeitos podem ser discretos em grandes escalas e variar pelo tipo e as condições do habitat (Hooper et al. 2005).

Um estudo com aves da Mata Atlântica e do Cerrado apontou que listas vermelhas não agregam diversidade funcional maior do que esperado ao acaso em qualquer escala de listas vermelhas (Hidasi-Neto et al. 2013). Esse estudo foi generalizado, pois não considerou efeitos de diferentes tipos de habitat e de diferentes tipos de índices funcionais. Mas de modo geral, nossos dados corroboram com esses autores que listas vermelhas são limitadas para conservar altos valores de diversidade funcional, sobretudo em escala de paisagem. De fato, a manutenção de funções e serviços ecossistêmicos depende da conservação de um grande número de espécies da comunidade (Hooper et al. 2005; Petchey & Gaston 2012b).

Notavelmente, esforços de conservação para manter populações viáveis de espécies ameaçadas são relevantes e importantes, mas podem pouco contribuir para manter processos ecossistêmicos, uma vez que em alguns casos, muitas dessas espécies podem já ter sido ecologicamente extintas (Valiente-Banuet et al. 2015). Logo, outras abordagens que também visem à conservação de habitat juntamente com funções ecossistêmicas devem ser pensadas para escalas maiores. Por exemplo, determinar potenciais espécies-bandeira (ameaçadas ou não) com base em suas contribuições para funções e serviços ecossistêmicos, considerando as necessidades do habitat alvo (Bower-Jones & Entwistle 2002). Um estudo em três países europeus exemplifica essa ideia, quando a ocorrência de uma espécie comum e carismática, o cuco (*Cuculus canorus*), correlacionava positivamente com altos valores de riqueza e equitabilidade funcional (Morelli et al. 2017). Mas, para ricas e diversas comunidades tropicais, escolha de uma única espécie bioindicadora é altamente inviável. Contudo, aves que atuam em específicas funções ecossistêmicas, como dispersão de sementes e polinização podem ser alvos prioritários de conservação, uma vez que seus declínios podem acarretam perdas de diversidade funcional maior do que esperado ao acaso (Cianciaruso et al. 2013).

Por outro lado, contribuições de espécies ameaçadas podem ser percebidas apenas em pequenas escalas. Nós observamos que ocorreram perdas maiores do que esperado ao acaso, quando extinções simuladas excluíram espécies em alguns sítios de cabruca de Una, onde apenas uma espécie declinou mais de 12% de equitabilidade funcional. Em fato, em todos os três índices houve perdas não aleatórias por sítio amostral do agrossistema, enquanto que isso só ocorreu para equitabilidade funcional nos sítios de florestas. Porém, esse índice (FEve) também apresentou um aumento de diversidade funcional após as simulações, que pode ser explicado por uma provável diminuição de dominância sobre algum traço após as extinções simuladas (Schleuter et al. 2010).

Em Una, os efeitos das extinções simuladas em pequena escala parecem ser um reflexo da perda de espécies com maiores especializações alimentares, as quais afetam todos os três componentes da diversidade funcional. Aves ameaçadas que acarretaram perdas significativas são, em sua maioria, especializadas no consumo de insetos e/ou frutos (veja Tabela 4). É esperado que quando especialistas declinam inicialmente, a

diversidade funcional reduz independentemente da riqueza da comunidade, mesmo que poucas espécies tenham sido perdidas (Flynn et al. 2009).

Em ambas as paisagens, aves ameaçadas que atuam na remoção de invertebrados foram as mais frequentes. Essas aves desempenham importantes serviços ecossistêmicos nas paisagens agrícolas, atuando no controle de pragas e assim reduzindo o dano foliar e o uso de pesticidas (Sekercioglu et al. 2004). Diferentemente das espécies frugívoras, são mais dependentes dos habitats locais, pois tendem a serem mais sedentárias (Neuschulz et al. 2013). Aves ameaçadas desses dois importantes grupos funcionais, sobretudo as insetívoras, podem ser relevantes para traçar estratégias de manejo e conservação de diversidade funcional em agroflorestas de cacau reduzidas, como na paisagem de Una.

Na paisagem de Ilhéus, que é dominada por cabruças, perdas funcionais de espécies ameaçadas não diferenciaram de perdas aleatórias independentemente das escalas de listas vermelhas e habitats, bem como entre os tipos de habitat. Nesse caso, isso pode ser devido a uma alta redundância das comunidades, sendo que quando isso ocorre, declínios de espécies pouco influenciam a diversidade funcional (Flynn et al. 2009). Esse forte incremento de redundância pode estar relacionado com um processo de homogeneização funcional em escala local, causado pela substituição de especialistas por generalistas (Clavel et al. 2011). Com isso, à medida que espécies mais especializadas são perdidas, a complementaridade funcional reduz drasticamente, de tal forma que diversidade funcional pode ser insensível as alterações (Clavel et al. 2011).

Assim, nós concluímos que ações baseadas apenas em listas vermelhas de espécies em escalas maiores, são de fato limitadas para conservação de diversidade funcional, como foi apontando por Hidasi-Neto et al. (2013). Nós também demonstramos que a perda de aves ameaçadas que atuam diretamente na dispersão de sementes e remoção de invertebrados podem ter efeitos localmente significativos para alguns sítios de cabruca. Se essas espécies garantirem a conservação de grandes áreas, podem contribuir para manutenção de habitat e diversidade funcional em paisagens agrícolas. Porém, quando o agrossistema domina a paisagem, um processo de homogeneização funcional pode ocorrer e reduzir a importância da perda de espécies sobre a diversidade funcional tanto em escala local quanto regional.

Diversidade funcional em escala regional depende fortemente dos traços contidos nas comunidades, sendo que às respostas as perdas de espécies variam pelo tipo de habitat e pelos componentes da diversidade funcional avaliados (i.e: diferentes índices). Assim, áreas prioritárias de conservação devem ser escolhidas a partir de uma análise de diversidade funcional e não apenas com base em ocorrência de espécies ameaçadas. Alternativamente, um estudo sugeriu que os esforços conservacionistas devem ser concentrados em aves endêmicas e em áreas com maior cobertura de traços funcionais (Romans 2014). Isso reforça nossa ideia de uma avaliação prévia da diversidade funcional de uma área (e com isso as funções ecossistêmicas) para melhor escolher os alvos de prioridade de conservação em um bioma intensamente degradado, como a Mata Atlântica.

Informações suplementares

Detalhes dos traços funcionais utilizados neste estudo (Apêndice S1) e outras informações das espécies ameaçadas de extinção registradas nesse estudo (Apêndices S2), estão disponíveis nos apêndices finais deste capítulo.

Literatura citada

- Alger K, Caldas M. 1994. The declining cocoa economy and the Atlantic forest of Southern Bahia, Brazil: conservation attitudes of cocoa planters. *Environmentalist* **14**:107–119.
- Araujo M, Alger K, Rocha R, Mesquita CAB. 1998. A Mata Atlântica do sul da Bahia: situação atual, ações e perspectivas. Reserva da Biosfera da Mata Atlântica – MAB – UNESCO. Caderno **8**:1–36.
- Batalha MA, Cianciaruso MV, Motta-Junior JC. 2010. Consequences of simulated loss of open cerrado areas to bird functional diversity. *Natureza & Conservação* **8**:1–5.
- Fay M. 2010. Package perm - Exact or Asymptotic permutation tests. Versão 1.0-0.0. 2010.
- Bencke GA, Maurício GN, Develey PF, Goerck JM (editors). 2006. Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil. Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica. SAVE Brasil, São Paulo.

- Botta-Dukát Z. 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* **16**:533–540. Available from <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x>.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. 2014. Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014. Diário Oficial da União, Nº 245, Brasília.
- Cadotte MW, Carscadden K, Mirotnick N. 2011. Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology* **48**:1079–1087.
- Cailliez F. 1983. The analytical solution of the additive Constant problem. *Psychometrika* **48**:305-310.
- Cienciaruso M V, Batalha MA, Petchey OL. 2013. High Loss of Plant Phylogenetic and Functional Diversity Due to Simulated Extinctions of Pollinators and Seed Dispersers in a Tropical Savanna. *Natureza & Conservação* **11**:36–42.
- Clavel J, Julliard R, Devictor V. 2011. Worldwide decline of specialist species: Toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment* **9**:222–228.
- Del Hoyo J, Elliot A, Christie D. 2003-2006. Handbook of the birds of the world. Barcelona: Lynx. (Broadbills to tapaculos, vols. 8-11).
- Del Hoyo J, Elliot A, Sargatal J. 1992-2002. Handbook of the birds of the world. Barcelona: Lynx. (Ostrich to ducks, vols. 1-7).
- Faria D, Laps RR, Baumgarten J, Cetra M. 2006. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* **15**:587–612.
- Faria D, Paciencia MLB, Dixo M, Laps RR, Baumgarten J. 2007. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and Conservation* **16**:2335–2357.
- Flynn DFB, Gogol-Prokurat M, Nogeire T, Molinari N, Richers BT, Lin BB, Simpson N, Mayfield MM, DeClerck F. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* **12**:22–33.
- Hidasi-Neto J, Loyola RD, Cianciaruso MV. 2013. Conservation Actions Based on Red

Lists Do Not Capture the Functional and Phylogenetic Diversity of Birds in Brazil. PLoS ONE **8**:e73431.

IUCN. IUCN Red List of Threatened Species. version 2014.2. Disponível em www.iucnredlist.org (acessado em agosto de 2014).

Keller V, Bollmann K. 2004. From Red Lists to Species of Conservation Concern. *Conservation Biology* **18**:1636–1644.

Kembel SW, Ackerly DD, Blomberg SP, Cornwell WK, Cowan PD, Helmus MR, Morlon H, Webb CO. 2014. Package picante - R tools for integrating phylogenies and ecology. Versão 1.6-2.

Laliberté E, Legendre P, Shipley B. 2014. Package FD - Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology. Versão 1.0-12.

Laps RR. 2006. Efeito da fragmentação e alteração do hábitat na avifauna da região da Reserva Biológica de Una, Bahia. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Romans AVL. 2014. The macroecological distribution of avian functional diversity: environment, extinction risk and protected area coverage. PhD. Thesis. University of East Anglia, UK.

Larsen TH, William NM, Kremen C. 2005. Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. *Ecology Letters* **8**:538–547.

Mace GM, Lande R. 1991. Assessing Extinction Threats : Toward a Reevaluation of IUCN Threatened Species Categories. *Conservation Biology* **5**:148–157.

Machado CG, Borges O, Laps RR, Franchin AG. 2014. Riqueza, composição e a avaliação do estado de conservação das espécies de aves do estado da Bahia. Resumos do XXI Congresso Brasileiro de Ornitologia, Rio de Janeiro, Brasil.

Marini MA, Garcia FI. 2005. Bird Conservation in Brazil. *Conservation Biology* **19**:665–671.

Mason NWH, De Bello F, Mouillot D, Pavoine S, Dray S. 2013. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science* **24**:794–806.

- Mason NWH, Mouillot D, Lee WG, Wilson JB. 2005. Functional richness, functional and functional evenness divergence: the primary of functional components diversity. *Oikos* **111**:112–118.
- Mouchet MA, Villéger S, Mason NWH, Mouillot D. 2010. Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* **24**:867–876.
- Mouillot D, Grahan NAJ, Villéger S, Mason NWH, Bellwood DR. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution* **28**:167-177.
- Neuschulz EL, Brown M, Farwig N. 2013. Frequent bird movements across a highly fragmented landscape: The role of species traits and forest matrix. *Animal Conservation* **16**:170–179.
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Wagner H. 2015. Package vegan: Community Ecology Package. Version 2.2-1.
- Pardini R, Faria D, Accacio GM, Laps RR, Mariano-Neto E, Paciencia MLB, Dixo M, Baumgarten J. 2009. 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* **142**:1178–1190.
- Petchey OL, Evans KL, Fishburn IS, Gaston KJ. 2007. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology* **76**:977–985.
- Petchey OL, Gaston K. 2002a. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* **5**:402–411.
- Petchey OL, Gaston KJ. 2002b. Extinction and the loss of functional diversity Extinction and the loss of functional diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences B* **269**:1721–1727.
- Petchey OL, Gaston KJ. 2006. Functional diversity: Back to basics and looking forward.
- Podani J, Schmera D. 2006. On dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos* **115**:179–185.

- R Core Team. 2015. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Available from <http://www.r-project.org> (downloaded March 2015).
- Ramirez L, Diniz-Filho JAF, Hawkins BA. 2008. Partitioning phylogenetic and adaptive components of the geographical body-size pattern of New World birds. *Global Ecology and Biogeography* **17**:100–110.
- Rao, CR. 1982. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. *Theoretical Population Biology* **21**: 24-43.
- Ribon R, Simon JE, Mattos GT. 2003. Bird extinction in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology* **17**:1827–1839.
- Rice RA, Greenberg R. 2000. Cacao Cultivation and the Conservation of Biological Diversity. *Ambio* **29**:167-173.
- Rodrigues ASL, Pilgrim JD, Lamoreux JF, Hoffmann M, Brooks TM. 2006. The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **21**:71–76.
- Sambuichi RHR. 2006. Estrutura e dinâmica do componente arbóreo em área de cabruca na região cacauceira do sul da Bahia, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* **20**:943–954.
- Schleuter D, Daufresne M, Massol F, Argillier C. 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs* **80**:469–484.
- Schroth G, Faria D, Araujo M, Bede L, Van Bael SA, Cassano CR, Oliveira LC, Delabie JHC. 2011. Conservation in tropical landscape mosaics: The case of the cacao landscape of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* **20**: 1635-1654.
- Sekercioglu CH, Daily GC, Ehrlich PR. 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **101**:18042–18047.
- Sodhi NS, Liow LH, Bazzaz FA. 2004. Avian Extinctions from Tropical and Subtropical Forest. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **35**: 323-345.
- Stotz DF, Fitzpatrick JW, Parker III TA, Moskovits DK. 1996. Neotropical birds: ecology and conservation. University of Chicago, Chicago.
- Valiente-Banuet A et al. 2015. Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology* **29**:299–307.

- Bowen-Jones E, Entwistle A. 2002. Identifying appropriate flagship species: the importance of culture and local contexts. *Oryx* **36**: 189-195.
- Morelli F, Møller AP, Nelson E, Benedetti Y, Tichit M, Símová P, Jerzak L, Moretti M, Tryjanowski P. 2017. Cuckoo as indicator of high functional diversity of bird communities: A new paradigm for biodiversity surrogacy. *Ecological Indicators* **72**: 565–573.
- Hooper DU et al. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* **75**:3-35.
- Villéger S, Mason NWH, Mouillot D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* **89**:2290–2301.
- Wege D, Goerck JM. 2006. Áreas Importantes para a Conservação das Aves. Pages 17-24 in Bencke GA, Maurício GN, Develey PF, Goerck JM, editors. Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil. Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica. SAVE Brasil, São Paulo.
- Whelan CJ, Wenny DG, Marquis RJ. 2008. Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences* **1134**:25–60.

Material Suplementar (Apêndices)

Apêndice S1. Traços funcionais de aves utilizados neste estudo a partir de informações da literatura. Todos os traços categóricos foram considerados como variáveis binárias (0 ou 1) para cada nível dos tipos de traços.

Tipo de traço	Traços	Tipo de variável
Quantidade de recurso	1) Massa corpórea média (g)	Contínua (variação: 2 - 2.172 g)
Itens alimentares	2) Invertebrados, 3) frutos, 4) sementes e grãos, 5) néctar, 6) flores, raízes e tubérculos, 7) vertebrados	Binária
Sítio de forrageio	8) Dossel, 9) sub-bosque, 10) vegetação baixa/rasteira; 11) solo; 12) água, 13) lama, 14) ar	Binária
Método de forrageio	15) Perseguir, 16) respigar, 17) Investir-pousar*, 18) bicar, 19) pastejar, 20) investir em carcaças**, 21) explorar, 22) hawking***	Binária
Período de forrageio	23) Diurno, 24) noturno	Binária
Participação em bando misto	25) Sim	Binária

Nota de tradução: *adaptada de “pouncing” e de ** “scavenging”, do inglês.

***Manobra sem uma tradução clara em português, mas consiste em atacar presas no ar, a partir de um poleiro ou durante um voo ativo, típico de alguns insetívoros, como as andorinhas.

Apêndice S2. Total de espécies de aves ameaçadas da paisagem de Una e Ilhéus, no sul da Bahia. Os status de ameaça seguem: a lista vermelha do estado da Bahia (Machado et al. 2014), nacional (Brasil 2014) e global (IUCN 2015), sendo VU=Vulnerável, EN=Em Perigo, CR=Criticamente Ameaçada e NT=Quase Ameaçada. F.Ma=floresta madura e Cab=cabruca. A dieta foi compilada a partir de Del Hoyo et al. (1992-2006) e outras informações da literatura, sendo: In – invertebrados, Ve – vertebrados, Fr – frutos, Se – sementes e Fl – flores.

Nome científico	Dieta	Status de ameaça			Una (Nº de áreas)		Ilhéus (Nº de áreas)	
		Local	Nacional	Global	F.Ma	Cab	F.Ma	Cab
<i>Acroatornis fonsecai</i>	In	-	VU	VU	1	-	-	2
<i>Amadonastur lacernulatus</i>	In/Ve	-	VU	VU	-	4	-	-
<i>Amazona farinosa</i>	Fr/Se/Fl	VU	-	NT	-	-	1	-
<i>Amazona rhodocorytha</i>	Fr/Se	VU	VU	EN	1	-	-	-
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	In	-	EN	-	2	-	-	-
<i>Carpornis melanocephala</i>	Fr	-	VU	VU	4	-	-	-
<i>Herpsilochmus pileatus</i>	In	-	VU	VU	12	5	3	-
<i>Lipaugus vociferans</i>	In/Fr	VU	-	-	10	-	-	-
<i>Monasa morphoeus</i>	Inv/Ver	-	EN	-	1	2	-	-
<i>Myiothlypis rivularis</i>	In	VU	-	-	3	3	-	-
<i>Myrmotherula urosticta</i>	In	-	VU	VU	12	2	1	-
<i>Nyctibius leucopterus</i>	In	EN	CR	-	1	-	-	-
<i>Procnias nudicollis</i>	Fr	VU	-	VU	3	-	-	-
<i>Pulsatrix perspicillata</i>	In/Ve	-	VU	-	6	-	1	-
<i>Pyrrhura cruentata</i>	Fr	VU	VU	VU	3	2	-	1
<i>Ramphastos vitellinus</i>	In/Fr/Ve	-	-	VU	8	5	2	-
<i>Sclerurus caudacutus</i>	In	EN	-	-	3	-	-	-
<i>Sclerurus macconnelli</i>	In	EN	-	-	2	-	-	-
<i>Thamnomanes caesius</i>	In	-	VU	-	12	1	1	1
<i>Tinamus solitarius</i>	In/Fr	EN	-	NT	1	-	-	-
<i>Touit surdus</i>	Fr	-	VU	VU	2	-	-	-
<i>Xipholena atropurpurea</i>	In/Fr/Fl	-	VU	EN	1	1	-	-
TOTAL		11	15	14	20	10	6	3

5 - CONCLUSÕES GERAIS

Com o término deste estudo, conclui-se que a diversidade funcional, (1) pode responder aos impactos oriundos de atividades agrícolas diferentemente da riqueza de espécies, (2) destaca-se como uma ferramenta útil e importante para avaliar distúrbios, sendo complementar às medidas taxonômicas de diversidade, e 3) quando associada com as clássicas políticas de manutenção de espécies, a exemplo das listas vermelhas, pode tornar mais efetiva as ações de conservação, manejo e restauração.

Como foi demonstrado aqui, mesmo um agrossistema considerado “amigável”, como as agroflorestas de cacau, e com importâncias comprovadas na conservação de espécies, pode não mantêm diversidade funcional como uma floresta. No entanto, deve-se destacar que em comparação com outros sistemas agrícolas não sombreados, as cabruças são de fato os agrossistemas com maior importância biológica para as aves. A paisagem de Una demonstrou que a riqueza de aves foi relativamente alta se comparada com as florestas mais próximas, mas o mesmo não ocorre na paisagem de Ilhéus, onde as cabruças dominam. Paisagens florestadas com cabruças pequenas, como em Una, possuem valor de conservação de funções ecossistêmicas por atuarem na conectividade da paisagem e assim no fluxo de indivíduos entre manchas de floresta.

Notavelmente, a aplicação da abordagem funcional torna-se importante para evitar conclusões equivocadas ou incompletas sobre o quanto de diversidade uma área realmente mantém, uma vez que a riqueza pode não ser um bom indicador (“proxy”) de funções ecossistêmicas. De fato, diversidade funcional não invalida as medidas taxonômicas e as clássicas políticas de conservação de espécies ameaçadas. Ambas as visões possuem importâncias ecológicas e políticas, respectivamente, que somadas ampliam e torna mais efetiva as ações da manutenção da biodiversidade.

6 - REFERÊNCIAS GERAIS

ALGER, K., CALDAS, M. The Declining Cocoa Economy and the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil: Conservation Attitudes of Cocoa Planters. *The Environmentalist*, v.14, n- 2, p. 107-119, 1994.

ALTIERI, M.A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.74, p.19–31, 1999.

ARAÚJO, M., ROCHA, R., ALGER, K., MESQUITA, C.A.B. *A Mata Atlântica do sul da Bahia: situação atual, ações e perspectivas*. São Paulo: Instituto Florestal do estado de São Paulo, 1998. 20 p. (Série Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, caderno nº 8).

BATALHA, M.A., CIANCIARUSO, M.V., MOTTA-JUNIOR, J.C. Consequences of simulated loss of open cerrado areas to bird functional diversity. *Natureza & Conservação*, v.8, p.1–5, 2010.

BELMAKER, J., JETZ, W. Spatial Scaling of Functional Structure in Bird and Mammal Assemblages. *The American Naturalist*, v.181, p.000, 2013.

BENCKE, G.A., MAURÍCIO, G.N., DEVELEY, P.F, GOERCK, J.M. (Orgs.). *Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil. Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica*. São Paulo: SAVE Brasil, 2006.

BHAGWAT, S.A., WILLIS, K.J., BIRKS, H.J.B., WHITTAKER, R.J. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution*, v.23, p. 261–267, 2008.

BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2015. Datazone. Disponível em <<http://www.birdlife.org/datazone>> acesso em abr. de 2016.

BOTTA-DUKÁT, Z. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, v.16, p.533–540, 2005.

BOWEN-JONES, E., ENTWISTLE, A. Identifying appropriate flagship species: the importance of culture and local contexts. *Oryx* v.36, p.189-195, 2002.

BRANDON, K. Ecosystem Services from Tropical Forests: Review of Current Science. CGD Working Paper 380. Washington, DC: Center for Global Development, 2014. Disponível em <<http://www.cgdev.org/publication/ecosystem-services-tropical-forests-review-currentscience-working-paper-380>> acessado em mar. de 2015.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. 2014. *Portaria no 444, de 17 de dezembro de 2014*. Diário Oficial da União, No 245, Brasília.

CADOTTE, M.W., CARSCADDEN, K., MIROTCHEV, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, v.48, p. 1079–1087, 2011.

CAILLIEZ, F. The analytical solution of the additive constant problem. *Psychometrika*, v.48, p.305-310, 1983.

CASSANO, C.R., SILVA, R.M., MARIANO-NETO, E., SCHROTH, G., FARIA, D. Bat and bird exclusion but not shade cover influence arthropod abundance and cocoa leaf consumption in agroforestry landscape in northeast Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.232, p.247–253, 2016.

CIANCIARUSO, M.V., BATALHA, M.A., PETCHEY, O.L. High Loss of Plant Phylogenetic and Functional Diversity Due to Simulated Extinctions of Pollinators and Seed Dispersers in a Tropical Savanna. *Natureza & Conservação*, v.11, p.36–42, 2013.

CIANCIARUSO, M.V., SILVA, I.A., BATALHA, M.A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, v.9, n-3, p.93-103, 2009.

CLAVEL, J., JULLIARD, R., DEVICTOR, V. Worldwide decline of specialist species: Toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*, v.9, p.222–228, 2011.

CLOUGH, Y., FAUST, H., TSCHARNTKE, T. Cacao boom and bust: sustainability of agroforests, and opportunities for biodiversity conservation. *Conservation Letters*, v.2, p.197-205, 2009.

CLOUGH, Y., PUTRA, D.D., PITOPANG, R., TSCHARNTKE, T. Local and landscape factors determine functional bird diversity in Indonesian cacao agroforestry. *Biological Conservation*, v.142, p.1032–1041, 2009.

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, p.20142844, 2015.

DEL HOYO, J., ELLIOT, A. & CHRISTIE, D. *Handbook of the birds of the world*. Barcelona: Lynx, 2003-2006. (Broadbills to tapaculos, vols. 8-11).

DEL HOYO, J., ELLIOT, A., SARGATAL, J. *Handbook of the birds of the world*. Barcelona: Lynx, 1992-2002. (Ostrich to ducks, vols. 1-7).

DING, Z., FEELY, 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, p.781-790, 2013.

DUTHEIL, J., Paradis, E. *Moran's I Autocorrelation Index*. R Package ape -Analyses of Phylogenetics and Evolution, Versão 3.2, 2014.

EDWARDS, F.A., EDWARDS, D.P., HAMER, K.C., DAVIES, R.G. Impacts of logging and conversion of rainforest to oil palm on the functional diversity of birds in Sundaland. *Ibis*, p.155, 313–326, 2013.

FAHRIG, L., BAUDRY, J., BROTONS, L., BUREL, F.G., CRIST, T.O., FULLER, R.J., SIRAMI, C., SIRIWARDENA, G.M., MARTIN, J.L. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, v.14, p.101–112, 2011.

FARIA, D., LAPS, R.R., BAUMGARTEN, J., CETRA, M. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodivers.Conserv.*, v.15, p.587–612, 2006.

FARIA, D., PACIENCIA, M.L.B., DIXO, M., LAPS, R.R., BAUMGARTEN, J. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodivers.Conserv.*, v.16, p.2335–2357, 2007.

FAY, M. *Package perm - Exact or Asymptotic permutation tests*. Versão 1.0-0.0, 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, p.22–33, 2009.

FRANZEN, M., MULDER, M.B. Ecological, economic and social perspectives on cocoa production worldwide. *Biodivers. Conserv.* v.16, p.3835–3849, 2007.

GALETTI, M. PIZO, M.A., MORELLATO, L. P. C. Diversity of functional traits of fleshy fruits in a species-rich Atlantic rain forest. *Biota Neotropica*, v.11, n-1, p.181-193, 2011.

GALETTI, M., et al. Functional Extinction of Birds Drives Rapid Evolutionary Changes in Seed Size. *Science*, v.340, p.1086-1090, 2013.

GIBBS, H.K., RUESCH, A.S., ACHARD, F., CLAYTON, M.K., HOLMGREN, P., RAMANKUTTY, N., FOLEY, J.A. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v.107, p.16732–16737, 2010.

GIRÃO, L.C., LOPES, A.V., TABARELLI, M., BRUNA, E.M. Changes in Tree Reproductive Traits Reduce Functional Diversity in a Fragmented Atlantic Forest Landscape. *Plos One*, v.2, n-9, p.1-12, 2007.

GÓMEZ, J.P., BRAVO, G.A., BRUMFIELD, R.T., TELLO, J.G., CADENA, C.D. A phylogenetic approach to disentangling the role of competition and habitat filtering in community assembly of Neotropical forest birds. *Journal of Animal Ecology*, v.79, p.1181–1192, 2010.

GREEBERG, R., BICHER, P., ANGÓN, A.C. The conservation value for birds of cacao plantations with diverse planted shade in Tabasco, Mexico. *Animal Conservation* v.3, p.105–112, 2000.

HARVEY, C.A., MEDINA, A., SANCHEZ, D.M., VILCHEZ, S., HERNANDEZ, B., SAENZ, J.C., MAES, J.M., CASANOVES, F., SINCLAIR, F.L. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological*

Applications, v.16, p.1986–1999, 2006.

HARVEY, C.A., VILLALOBOS, J.A.G. Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodivers.Conserv.*, v.16, p.2257–2292, 2007.

HIDASI-NETO, J., BARLOW, J., CIANCIARUSO, M.V. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: The role of forest structure. *Animal Conservation*, v.15, p.407–415, 2012.

HIDASI-NETO, J., LOYOLA, R.D., CIANCIARUSO, M.V. Conservation Actions Based on Red Lists Do Not Capture the Functional and Phylogenetic Diversity of Birds in Brazil. *PLoS ONE*, v.8, p.e73431, 2013.

HOOPER, D.U., et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* v.75, p.3-35, 2005.

IUCN. IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2014.2. Disponível em <www.iucnredlist.org> (acessado em ago 2014).

JOSE, S. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforest System*, v.76, p.1-10, 2009.

KELLER, V., BOLLMANN, K. From Red Lists to Species of Conservation Concern. *Conservation Biology*, v.18, p.1636–1644, 2004.

KEMBEL, S.W., ACKERLY, D. D., BLOMBERG, S.P., CORNWELL, W.K., COWAN, P.D., HELMUS, M.R., MORLON, H., WEBB, C.O. *Package picante - R tools for integrating phylogenies and ecology*. Versão 1.6-2, 2014.

LALIBERTÉ, E., LEGENDRE, P., SHIPLEY, B. *Package FD - Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology*. Versão 1.0-12, 2014.

LAMB, D., ERSKINE, P.D., PARROTA, J.A. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. *Science*, v.310, p.1628-1632, 2014.

LANDAU, E.C. Padrões de ocupação espacial da paisagem na Mata Atlântica do sudeste da Bahia, Brasil. In: Instituto de Estudos Sócio-Ambientais do Sul da Bahia;

Conservation International do Brasil. *Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia*, 2003. 15 p.

LAPS, R.R. *Efeito Da Fragmentação E Alteração Do Hábitat Na Avifauna Da Região Da Reserva Biológica de Una, Bahia*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

LARSEN, T.H., WILLIAM, N.M., KREMEN, C. Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. *Ecology Letters*, v.8, p.538–547, 2005.

LAURETO, L.M.O., CIANCIARUSO, M.V., SAMIA, D.S.M. Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Natureza & Conservação*, v.13, p.112-116, 2015.

LINDENMAYER, D., BLANCHARD, W., TENNANT, P., BARTON, P., IKIN, K., MORTELLITI, A., OKADA, S., CRANE, M., MICHAEL, D. Richness is not all: how changes in avian functional diversity reflect major landscape modification caused by pine plantations. *Diversity and Distributions*, v.21, p.836–847, 2015.

LOPES, I.T., GUSSONI, C.O.A., DEMARCHI, L.O., ALMEIDA, A. de., 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.

LUCK, G.W., CARTER, A., SMALLBONE, L. Changes in Bird Functional Diversity across Multiple Land Uses: Interpretations of Functional Redundancy Depend on Functional Group Identity. *PLoS ONE*, v.8, 2013.

MACE, G.M., LANDE, R. Assessing Extinction Threats : Toward a Reevaluation of IUCN Threatened Species Categories. *Conservation Biology*, v.5, p.148–157, 1991.

MACHADO, C.G., BORGES, O., LAPS, R.R., FRANCHIN, A.G. Riqueza, composição e a avaliação do estado de conservação das espécies de aves do estado da Bahia. Resumos do XXI Congresso Brasileiro de Ornitologia, Rio de Janeiro, Brasil, 2014.

MAGNAGO, L.F.S., EDWARDS, D.P., EDWARDS, F.A., MAGRACH, A., MARTINS, S.V., LAURANCE, W.F. Functional attributes change but functional

richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of Ecology*, v.102, p.475–485, 2014.

MARINI, M.A., GARCIA, F.I. Bird Conservation in Brazil. *Conservation Biology*, v.19, p.665–671, 2005.

MASON, N.W.H., De BELLO, F., MOUILLOT, D., PAVOINE, S., DRAY, S. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science*, v.24, p.794–806, 2013.

MASON, N.W.H., MOUILLOT, D., LEE, W.G., WILSON, J.B. Functional richness, functional and functional evenness divergence: the primary of functional components diversity. *Oikos*, v.111, p.112–118, 2005.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT-MEA. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. Washington, DC: World Resources Institute, 2005. 100 p.

MORANTE-FILHO, J.C., FARIA, D., MARIANO-NETO, E., RHODES, J. Birds in Anthropogenic Landscapes: The Responses of Ecological Groups to Forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. *Plos One*, v.10, n-6, p.e0128923, 2015.

MORELLI, F., MØLLER, A.P., NELSON, E., BENEDETTI, Y., TICHIT, M., SÍMOVÁ, P., JERZAK, L., MORETTI, M., TRYJANOWSKI, P. 2017. Cuckoo as indicator of high functional diversity of bird communities: A new paradigm for biodiversity surrogacy. *Ecological Indicators* v.72, p.565–573, 2017.

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, p.867–876, 2010.

MOUILLOT, D., GRAHAN, N.A.J., VILLÉGER, S., MASON, N.W.H., BELLWOOD, D.R. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution* v.28, p.167-177, 2013.

NEUSCHULZ, E.L., BROWN, M., FARWIG, N. Frequent bird movements across a highly fragmented landscape: The role of species traits and forest matrix. *Animal Conservation*, v.16, p.170–179, 2013.

OKSANEN, J., et al. *Package vegan: Community Ecology Package*. Version 2.2-1,

2015.

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, p.1178–1190, 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, p.977–985, 2007.

PETCHEY, O.L., GASTON, K.J. Extinction and the loss of functional diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences B*, v.269, p.1721–1727, 2002.

PETCHEY, O.L., GASTON, K.J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, v.5, p.402–411, 2002b.

PETCHEY, O.L., GASTON, K.J. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, v.9, p.741–758, 2006.

PHILPOTT, S.M., SOONG, O., LOWENSTEIN, J.H., PULIDO, A.L., LOPEZ, D.T., FLYNN, D.F.B., DECLERCK, F. Functional richness and ecosystem services: bird predation on arthropods in tropical agroecosystems. *Ecological Applications*, v.19, n-7, p.1858–1867, 2009.

PODANI, J., SCHMERA, D. On dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos*, v.115, p.179–185, 2006.

R CORE TEAM. 2015. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Disponível em <www.r-project.org> (acessado em março de 2015).

RAMIREZ, L., DINIZ-FILHO, J.A.F., HAWKINS, B.A. Partitioning phylogenetic and adaptive components of the geographical body-size pattern of New World birds. *Global Ecology and Biogeography*, v.17, p.100–110, 2008.

RAO, C.R. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. *Theoretical*

Population Biology, v.21, p.24-43, 1982.

REITSMA, R., PARRISH, J.D., MCLARNEY, W. The role of cacao plantations in maintaining forest avian diversity in southeastern Costa Rica. *Agroforestry Systems*, v.53, p.185–193, 2001.

RIBON, R., SIMON, J.E., MATTOS, G.T. Bird extinction in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology*, v.17, p.1827–1839, 2003.

RICE, R.A., GREENBERG, R. Cacao Cultivation and the Conservation of Biological Diversity. *Ambio*, v.29, n-3, p.167-173, 2000.

RODRIGUES, A.S.L, PILGRIM, J.D., LAMOREUX, J.F., HOFFMANN, M., BROOKS, T.M. The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, v.21, p.71–76, 2006.

ROMANS, A.V.L. The macroecological distribution of avian functional diversity: environment, extinction risk and protected area coverage. PhD. Thesis. University of East Anglia, UK, 2014.

SAMBUICHI, R.H.R. Estrutura e dinâmica do componente arbóreo em área de cabruca na região cacauceira do sul da Bahia, Brasil. *Acta bot. bras.* v.20, n-4, p.943-954, 2006.

SCHLEUTER, D., DAUFRESNE, M., MASSOL, F., ARGILLIER, C. A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*, v.80, n-3, p.469–484, 2010.

SCHROTH, G., FARIA, D., ARAUJO, M., BEDE, L., VAN BAEL, S.A., CASSANO, C.R., OLIVEIRA, L.C., DELABIE, J.H.C. Conservation in tropical landscape mosaics: the case of the cacao landscape of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, v.20, p.1635–1654, 2011.

SEKERCIOGLU, C.H. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *J. Ornithol.*, v.153 (Suplemento 1), p.S153–S161, 2012.

SEKERCIOGLU, C.H., DAILY, G.C., EHRLICH, P.R. Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v.101, p.18042–18047, 2004.

SILVEIRA, L.F., STRAUBE, F.C. Aves Ameaçadas de Extinção no Brasil. In: MACHADO, A.B.M., DRUMMOND, G.M., PAGLIA, A.P. (Eds.). *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. Vol. 2. Brasília: MMA; Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2008. 301 p.

SMITH, A.C., FAHRIG, L., FRANCIS, C.M. Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. *Ecography*, v.34, p.103-116, 2011.

SODHI, N.S., Liow, L.H., Bazzaz, F.A. Avian Extinctions from Tropical and Subtropical Forest. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* v.35, p. 323-345, 2004.

STOTZ, D.F., FITZPATRICK, J.W., PARKER III, T.A., MOSKOVITS, D.K. *Neotropical birds: ecology and conservation*. Chicago: University of Chicago, 1996.

SWENSON, N.G. *Functional and Phylogenetic Ecology in R*. New York: Springer Science, Business Media, 2014.

TILMAN, D. Functional Diversity. *Encyclopedia of Biodiversity*, v.3, p.109-121, 2001.

TILMAN, D., KNOPS, J., WEDIN, D., REICH, P., RITCHIE, M., SIEMANN, E. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. *Science*, v.277, 1300-1302, 1997.

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.

VALIENTE-BANUET, A. et al. Beyond species loss : the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*, v.29, p.299–307, 2015.

VAN BAEL, S.A., BICHER, P., OCHOA, I., GREENBERG, R. Bird diversity in cacao farms and forest fragments of western Panama. *Biodiversity and Conservation*, v.16, p.2245–2256, 2007.

VANDERMEER, J., PERFECTO, I. The Agricultural Matrix and a Future Paradigm for Conservation. *Conservation Biology*, v. 21, n-1, p. 274–277, 2007.

VILLÉGER, S., MASON, N.W.H., MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, v.89, p. 2290–2301, 2008.

WEBB, C.O., ACKERLY, D.D., McPEEK, M. A., DONOGHUE, M.J. Phylogenies and Community Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v.33, p.475–505, 2002.

WEGE, D., GOERCK, J.M. Áreas Importantes para a Conservação das Aves. In Bencke G.A., Maurício, G.N., Develey, P.F., Goerck, J.M., (orgs.). *Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil. Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica*. São Paulo: SAVE Brasil, 2006.

WHELAN, C.J., SEKERCIOGLU, C.H., WENNY, D.G. Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *J.Ornithol.*, v.156 (Suplemento1), p.S227–S238, 2015.

WHELAN, C.J., WENNY, D.G., MARQUIS, R.J. Ecosystem Services Provided by Birds. *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, v.1134, p 25–60, 2008.