

Variação da avifauna em pastagens e remanescentes florestais

Avifauna variation in pastures and forest remnants

Gisele Francioli Simioni^{1,8,*}, Abdon L. Schmitt Filho^{2,7,8*}, Fernando Joner³, Alfredo C. Fantini^{3,4,8}, Joshua Farley^{5,7,8} & Alexandre P. T. Moreira⁶

¹Doutoranda, Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, Universidade Federal de Santa Catarina PPGA/UFSC, Florianópolis, Brasil

²Prof., Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas PPGA/UFSC, Florianópolis, Brasil

³Prof., Depto. de Fitotecnia FIT/UFSC, Florianópolis, Brasil

⁴Prof., Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas PPGA/UFSC, Florianópolis, Brasil

⁵Prof. University of Vermont CDAE/UVM USA

⁶Depto de Ecologia e Zoologia ECO/UFSC, Florianópolis, Brasil

⁷Gund Institute for Environment GUND/UVM USA

⁸Lab. de Sistemas Silvopastoris e Restauração Ecológica LASSre/UFSC, Florianópolis, Brasil

(*E-mail: gisafranci@yahoo.com.br, abdonfilho@hotmail.com)

<https://doi.org/10.19084/rca.17601>

Recebido/received: 2019.04.03

Aceite/accepted: 2019.10.25

RESUMO

A manutenção do crescimento da produção agropecuária e redução dos impactos dessa produção sobre os recursos naturais tem se tornado um dos grandes desafios da humanidade. Esta pesquisa tem como objetivo caracterizar a variação da comunidade de aves entre áreas pastoris e em remanescentes florestais adjacentes avaliando o impacto desta mudança de uso na diversidade de espécies. Através deste estudo também será discutida a metodologia de monitoramento acústico passivo (MAP) para “avaliação rápida” da biodiversidade nas paisagens rurais do Bioma Mata Atlântica. Os dados foram coletados em dois habitats (Floresta e Pastagem) em quatro propriedades rurais no estado de Santa Catarina, Brasil. Gravadores foram instalados simultaneamente em dois pontos diferentes em cada habitat durante dois dias em cada um dos seis períodos experimentais, na primavera e verão 2016/17. Foram registradas 97 espécies de aves pertencentes a 44 famílias. No habitat floresta foram identificadas 77 espécies e na pastagem 48, com 28 espécies ocorrendo nos dois habitats. O número de espécies encontradas reflete as consequências da perda de habitat no Bioma Mata Atlântica. As avaliações com MAP foram inequívocas com relação ao impacto das atividades agropecuárias na biodiversidade de aves. Mesmo diante da ampla descaracterização da vegetação nos habitats, uma avifauna relativamente rica ainda pode ser observada na área de floresta.

Palavras-chave: Monitoramento acústico passivo, aves, ecossistemas naturais e agrícolas, biodiversidade.

ABSTRACT

Maintaining the growth of agricultural production and reducing the impacts of this production on natural resources has become one of the great challenges of humanity. This research aims to characterize the variation of the bird assembly between pastoral areas and adjacent forest remnants, evaluating the impact of this land use change on birds diversity. This study will also discuss the methodology of passive acoustic monitoring (MAP) for “rapid assessment” of biodiversity in the rural landscapes of the Atlantic Forest Biome. The data were collected in two habitats (Forest and Pasture) on four rural properties in the state of Santa Catarina, Brazil. Recorders were simultaneously installed within these two habitats at two different points for two days in each field visit, in spring and summer of 2016/17. There were 97 species of birds belonging to 44 families. In the forest habitat were found 77 species and in the 48 pasture, with 28 species in the two habitats. In this study it was verified that the number of species found reflects the consequences of habitat losses in the Atlantic Forest Biome. The MAP assessments were unequivocal in relation to the impact of farming activities on bird biodiversity. Even in the face of the widespread decharacterization of the natural vegetation, a rich avifauna can still be observed in the forest area.

Keywords: Acoustic passive monitoring, birds, natural and agricultural ecosystems, biodiversity.

INTRODUÇÃO

A manutenção do crescimento da produção agropecuária e redução dos impactos dessa produção sobre os recursos naturais é um dos grandes desafios atuais da humanidade (Sambuichi *et al.*, 2012; Schmitt Filho *et al.*, 2013). A maximização da produção estruturada na intensificação do uso de agrotóxicos, mecanização e irrigação foram responsáveis pelo grande apogeu da produção agrícola durante a Revolução Verde (FAO, 2011).

Contudo, essas ações vieram acompanhadas de um comprometimento dos recursos naturais, notadamente da degradação e perda de solo (Scremin e Kemerich, 2010), do aumento da população e resistência das agora consideradas pragas agrícolas (Londres, 2011), instabilidade climática (Gornall *et al.*, 2010), da deteriorização das paisagens (Pinto *et al.*, 2015), e de uma grande perda de biodiversidade (Tabarelli *et al.*, 2012). Esses fatores têm causado a perda e degradação de habitats com o conseqüente comprometimento da biodiversidade e da provisão dos serviços ecossistêmicos essenciais para a própria atividade agrícola (Groom e Vynne, 2006; Loyn *et al.*, 2007; Palm *et al.*, 2014).

A perda acelerada da biodiversidade durante o Antropoceno (Mace *et al.*, 2005) é preocupante dada o crescimento das evidências que relacionam essa perda com os processos, funções e serviços do ecossistema, inclusive os relacionados diretamente ao bem-estar da humanidade (Tilman *et al.*, 2014; Brose *et al.*, 2016; Naeem *et al.*, 2016). Durante o Antropoceno, a humanidade tem aumentado a taxa média de extinção de espécies entre 100 e 1000 vezes em relação a taxas típicas na história da Terra (Mace *et al.*, 2005).

Grandes supressões na biodiversidade alteram a área de atuação de espécies fitopatogênicas causadoras de prejuízos à agricultura, bem como a resposta das plantas aos patógenos (Ghini *et al.*, 2011). O monocultivo e o uso excessivo de agrotóxicos dificultam o estabelecimento e deslocamento da fauna, de polinizadores e dispersores de sementes nas áreas de lavoura e pastagem. Como resultado, ocorre o isolamento de populações da fauna e flora nos remanescentes de vegetação natural, com conseqüente homogeneização genética e extinção de espécies (Prevedello e Vieira, 2010; Fletcher *et al.*,

2018). O fenômeno, juntamente com outras perturbações antrópicas, leva à formação das chamadas “florestas vazias”, áreas de vegetação que perderam a sua biodiversidade, resultando em degradação e perda das suas funções ecológicas (Redford, 1992; Stokstad, 2014).

Estima-se que, no século XX, cerca de 75% da biodiversidade agrícola mundial tenha sido perdida, a maior parte nos últimos cinquenta anos (FAO, 2010). A pecuária e a intensificação do uso do solo estão entre as grandes responsáveis pela degradação da biodiversidade no planeta (Allan *et al.*, 2014, 2015). Entre os 35 ambientes mais importantes do mundo em riqueza biológica, 23 estão ameaçados pela pecuária (FAO, 2010).

A diversidade é essencial na paisagem agrícola, proporcionando polinizadores, controladores biológicos, decompositores de matéria orgânica, engenheiros do ecossistema (minhocas, formigas e cupins), cobertura vegetal, e dispersores de sementes (Power, 2010; Jouquet *et al.*, 2011; Letourneau *et al.*, 2011) que realizam diretamente todo o trabalho de manutenção dessa paisagem. Além desses benefícios da biodiversidade para as paisagens agrícolas, um dos principais motivos para incluí-la como um limite planetário é o seu papel no fornecimento de funções ecológicas que suportam os subsistemas biofísicos da Terra e, assim, fornecem a resiliência subjacente de outros limites planetários. Contudo, a ciência ainda carece de uma medida limite que capte, de modo agregado, o papel regulador da biodiversidade (Rockström *et al.*, 2009; Steffen *et al.*, 2015).

Dada as grandes perdas de biodiversidade é imprescindível o desenvolvimento de metodologias para expandir o monitoramento da biodiversidade global, gerando subsídios para compreender como estes processos vêm ocorrendo e propor formas para sua mitigação. O uso da bioacústica de forma passiva é uma das alternativas rápidas para levantamentos de dados sobre o comportamento natural das espécies e diante de perturbações ambientais. Esta se tornou uma ferramenta valiosíssima para a conservação (Vielliard, 2000; Sueur *et al.*, 2014), pois o monitoramento de animais silvestres é uma tarefa que requer grande volume de recursos materiais e tempo. Além disso, frequentemente o criptismo, a camuflagem e as reduzidas dimensões de

algumas espécies de animais dificultam um censo preciso através de captura ou registro visual. Em alternativa, as manifestações acústicas podem ser registradas de forma abrangente e precisa, mesmo sem a visualização dos indivíduos (Vielliard, 1990; Figueiredo, 2008).

A bioacústica consiste no estudo do comportamento da comunicação dos animais através dos sinais sonoros (Vielliard e Silva, 2006) ou, conforme o Conselho Internacional de Bioacústica é o estudo dos sons biológicos. A utilização de censos acústicos requer reduzido esforço para a coleta, identificação e interpretação dos eventos, reduzindo em muito os custos e o tempo dos estudos de monitoramento (Tubaro, 1999; Aide *et al.*, 2013).

A gravação *in situ* (busca ativa) e a gravação automatizada (busca passiva) são as modalidades de coleta de dados bioacústicos. Na primeira, há a presença direta do pesquisador em campo (Monticelli *et al.*, 2016), enquanto na segunda o gravador permanece em campo durante o tempo necessário para coleta de dados ou uma base fixa de monitoramento é instalada (Aide *et al.*, 2013; Ribeiro *et al.*, 2017). Neste trabalho, foram utilizadas gravações automatizadas por meio do monitoramento acústico passivo (MAP) para avaliar a variação de biodiversidade entre os remanescentes florestais e as áreas pastoris no Bioma Mata Atlântica.

Estudos vêm mostrando que a capacidade de avaliar rapidamente as mudanças no comportamento, tamanho da população e uso da paisagem, simultaneamente em grandes áreas geográficas, torna o MAP uma ferramenta viável e econômica para a conservação, para avaliação das estratégias de restauração e reabilitação de áreas degradadas (Sueur *et al.*, 2012; Schmeller *et al.*, 2017; Wrege *et al.*, 2017), monitoramento ambiental em áreas de mineração (Alvarez-Berrios *et al.*, 2016), exploração de gás natural (Deichmann *et al.*, 2017), e implantação de sistemas agroflorestais (Bobryk *et al.*, 2015).

Como a gravação automatizada é uma ferramenta recentemente desenvolvida, muitas pesquisas ainda estudam especificamente os ecossistemas naturais, negligenciando pesquisas em agroecossistemas (Aide *et al.*, 2013; Alvarez-Berrios *et al.*, 2016; Cerqueira e Aide, 2016; Deichmann *et al.*, 2017). As paisagens rurais apresentam grande relevância

ecológica, socioeconômica, histórica e cultural. Compreender a distribuição da biodiversidade nesse contexto é condição para avaliarmos os serviços ecossistêmicos e desserviços ambientais dos diferentes usos e ocupação do solo no contexto da ecologia das paisagens. Ampliar os esforços de levantamento, documentação e monitoramento da biodiversidade associada às paisagens é fundamental para avaliarmos a resiliência dos agroecossistemas e ecossistemas naturais associados (Joly *et al.*, 2011).

Esta pesquisa teve como objetivo a caracterização da variação da comunidade de aves entre áreas pastoris e em remanescentes florestais adjacentes, avaliando o impacto desta mudança de uso na diversidade de espécies. Também foi discutido a metodologia de monitoramento acústico passivo (MAP) para avaliação rápida da biodiversidade nas paisagens rurais do Bioma Mata Atlântica.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido em quatro propriedades rurais que trabalham com produção de leite a base de pasto localizadas no bioma Mata Atlântica, Sul do Estado de Santa Catarina, Brasil, (28° 02' 27" S, 49° 07' 44" O; 28° 04' 18" S e 48° 43' 50" O) (Figura 1). O clima da região é subtropical com verão quente (Cfa), com temperaturas médias anuais entre 14 e 20°C e precipitação anual total de 1.400 a 1.600 mm. A vegetação original era composta por

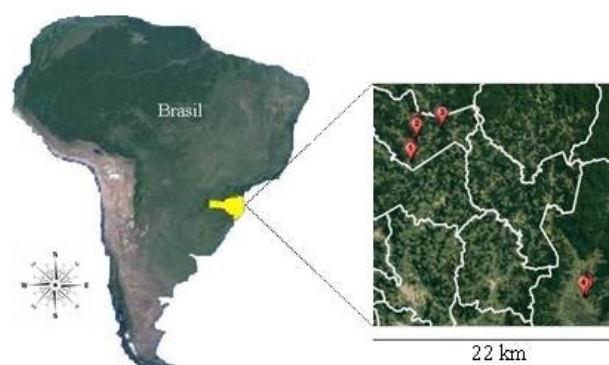


Figura 1 - Mapa de localização das propriedades rurais estudadas em Santa Catarina, Brasil. Propriedade 1; Propriedade 2; Propriedade 3; Propriedade 4.

Floresta Ombrófila Densa e por Floresta Ombrófila Mista. Hoje, florestas secundárias prevalecem na paisagem e os remanescentes de floresta primária existentes encontram-se principalmente junto a Serra Geral ou foram intensamente devastadas no processo de expansão da atividade agropecuária (IBGE, 2017).

Coleta de dados

Os dados foram coletados entre os meses de novembro e dezembro de 2016 e em janeiro, fevereiro, novembro e dezembro de 2017 totalizando seis períodos experimentais em quatro propriedades rurais distintas. Em cada propriedade, os habitats “floresta” e “pastagem” foram avaliados, simultaneamente, durante dois dias consecutivos em pontos amostrais diferentes e distantes 200 metros entre si. As gravações ocorreram no período da manhã das 05h às 09h nas quatro propriedades. As áreas de floresta e pastagem de cada propriedade estavam 300 metros distantes entre si para evitar sobreposição.

Para a coleta e registro dos dados utilizaram-se gravadores portáteis autônomos (telefones celulares) protegidos dentro de caixas impermeabilizadas (Grace Digital Eco Pod). Os gravadores foram acoplados a um conector externo ligado a um microfone (Monoprice - Model 600200). Cada gravador foi anexado, com cintas, a um tronco de árvore ou palanque de cerca de 1,5 m acima do solo, com o microfone apontado para baixo (Deichmann *et al.*, 2017).

Todos os gravadores foram programados para gravar em uma faixa de amostragem de áudio mono de 44,1 kHz durante 1 min em intervalos de 10 min (25 registros individuais por dia) em arquivos não compactados (formato wav) usando o aplicativo ARBIMON *touch* (Rede de monitoramento automatizado remoto de biodiversidade) para a plataforma Android (Sieve Analytics). Todos os dados foram armazenados na plataforma bioacústica ARBIMON II e podem ser ouvidos e visualizados sem custos (<https://arbimon.sieve-analytics.com/>).

Nas quatro propriedades rurais estudadas foi gravado um total de 2.400 minutos (25 min/dia x dois dias x seis períodos experimentais x quatro

propriedades x dois habitats). Para homogeneizar os dados obtidos, aleatoriamente, foram considerados 200 min de gravações em cada habitat por propriedade, somando 800 minutos de gravações por habitat. De acordo com Cerqueira *et al.* (2013), cada habitat é definido como um espaço hemisférico tridimensional com um raio de cerca de 50 m em torno do gravador.

A identificação de todos os fonótipos (sinais sonoros) foi feita auditivamente e/ou visualmente por meio do Audacity v.2.2.2 (software livre multiplataforma). O procedimento consiste em ouvir os sons gravados enquanto, simultaneamente, analisam-se espectrogramas criados com Audacity (transformação rápida de Fourier com tamanho de janela 1024 e janela Hanning); quando necessário, foram utilizados filtros para melhorar a análise auditiva das amostras (Mazzoni, 2017).

Esses fonótipos foram identificados através de comparações com os fonótipos presentes no Arquivo Bioacústico Catarinense, Xeno-Canto, WikiAves e com o auxílio de pesquisadores especializados (ornitólogos e bioacústicos), a nível de espécie. No caso de fonótipos não identificáveis a nível de espécie, foi utilizada a categoria taxonômica e os mesmos não foram contabilizados neste estudo. Os registros foram tabulados contendo informações sobre presença ou ausência de cada espécie e clareza do sinal.

Análise de dados

A presença de cada espécie em um referido habitat foi considerada apenas uma vez por dia em cada propriedade. Consequentemente, foi considerada somente a presença/ausência das espécies nos habitats de uma referida propriedade a cada dia. As espécies identificadas foram nomeadas de acordo com a lista de espécies do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO) (Piacentini *et al.*, 2015).

A riqueza de espécies nos habitats estudados foi aferida pelas curvas de rarefação e extrapolação dos números de Hill para os dados de incidência, utilizando os procedimentos e funções propostas por Chao *et al.* (2014), por meio do pacote “iNEXT” versão 2.0.15 (Hsieh *et al.*, 2016), no programa

R versão 3.4.4 (R Development Core Team, 2014). A partir dessa análise, que se baseia nos dados de incidência da comunidade, foi possível comparar os dados de diferentes comunidades no tempo e espaço, pois as amostras são padronizadas a um mesmo tamanho (Chao *et al.*, 2014). As curvas foram geradas com intervalos de confiança a 95% obtidos pelo método de bootstrap, o que facilita a comparação de diversas comunidades de amostras extrapoladas (Chao *et al.*, 2014).

RESULTADOS

Foram encontradas 97 espécies pertencentes a 44 famílias (Material Suplementar) nas 64 amostras nos habitats (Floresta e Pastagem) nas quatro propriedades rurais estudadas.

Quadro 1 - Lista das 28 espécies registradas nos dois ambientes estudados, frequência de ocorrência de cada espécie e seus respectivos locais de ocorrência (F- Floresta, B- Borda, AA - Área Aberta) conforme Sick (1997) e Sigrist (2006)

Nome Científico	Floresta	Pastagem	Local
<i>Aramides saracura</i>	4	5	F
<i>Attila rufus</i>	14	9	F-B
<i>Camptostoma obsoletum</i>	2	3	AA, F
<i>Celeus flavescens</i>	1	1	AA
<i>Crypturellus tataupa</i>	4	1	B-AA
<i>Crypturellus obsoletus</i>	5	6	F
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	3	2	F-B
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	7	4	B-AA
<i>Legatus leucophaius</i>	3	2	B
<i>Leptotila verreauxi</i>	11	1	F
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	3	2	F
<i>Patagioenas picazuro</i>	5	1	AA-B
<i>Pyrrhura frontalis</i>	5	7	AA-F
<i>Pytanguis sulphuratus</i>	1	18	AA
<i>Ramphastos dicolorus</i>	1	4	AA-F
<i>Ramphastos vitellinus</i>	4	4	AA-F
<i>Rupornis magnirostris</i>	1	1	AA
<i>Setophaga pitiaiyumi</i>	15	7	AA-F
<i>Sicalis flaveola</i>	1	18	AA
<i>Tangara cyanocephala</i>	2	3	F
<i>Tangara cyanoptera</i>	1	1	F
<i>Tapera naevia</i>	6	1	F
<i>Trogon rufus</i>	6	1	F
<i>Turdus rufiventris</i>	10	15	AA-F
<i>Tyrannus melancholicus</i>	2	17	AA
<i>Veniliornis spilogaster</i>	1	1	F
<i>Vireo chivi</i>	10	4	AA-F
<i>Zonotrichia capensis</i>	1	19	AA

No habitat floresta foram registradas 77 espécies e na pastagem 48, com 28 espécies ocorrendo em ambos os habitats. Dessa forma, na floresta encontramos 49 espécies não encontradas na pastagem. Já nas pastagens foram encontradas 20 espécies ausentes nos fragmentos florestais da Mata Atlântica Ombrófila Densa, cobertura original da região. Das 28 espécies registradas nos dois habitats, 11 são específicas de floresta. Seis espécies são somente de áreas abertas e 11 possuem ampla ocorrência, tanto em áreas abertas quanto florestas (Quadro 1). A curva de rarefação de espécies mostrou que, de fato, há diferença significativa entre a riqueza de espécies encontradas nos habitats pesquisados (Figura 2).

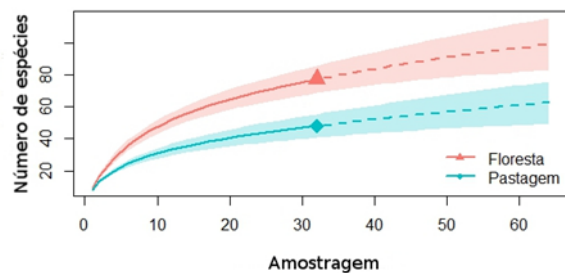


Figura 2 - Curvas de rarefação (linhas contínuas) e extrapolação (linhas tracejadas) com 95% de intervalo de confiança (área sombreada).

Nas propriedades 1, 2 e 3 os dados de riqueza foram similares. Já na propriedade 4 a riqueza de espécies foi igual nos dois habitats. Esta propriedade apresentou menor riqueza na floresta quando comparada com as outras propriedades (Figura 3).

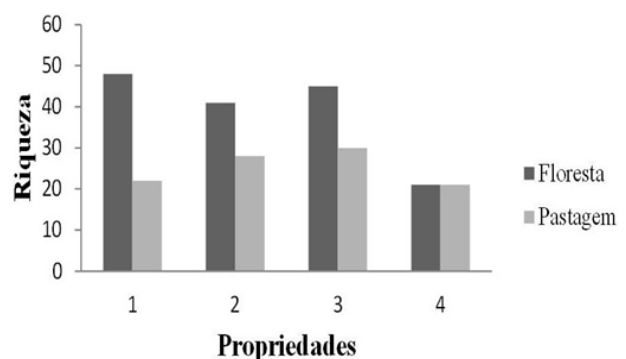


Figura 3 - Distribuição da riqueza de espécies encontradas em cada habitat dentro de cada propriedade rural durante as amostragens.

Entre as 10 espécies que tiveram maior frequência de ocorrência e que apareceram nos dois habitats *Attila rufus* e *Turdus rufiventris* se destacaram por serem consideradas de floresta. As outras principais espécies encontradas em cada habitat são consideradas como de ocorrência nos respectivos ambientes (Figura 4).

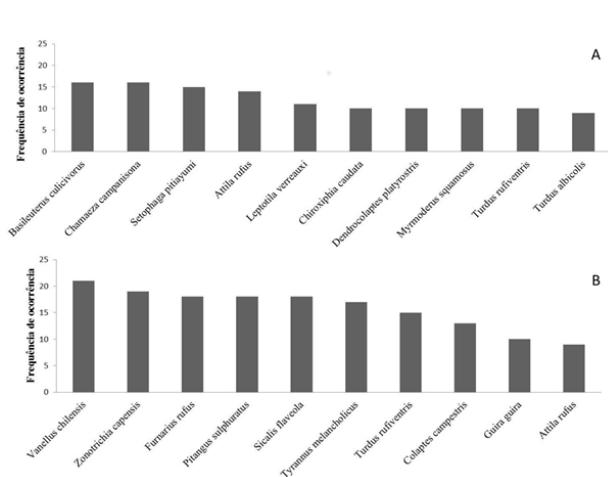


Figura 4 - Frequência das 10 espécies de aves que tiveram maior frequência de ocorrência em cada habitat. A) Floresta; B) Pastagem.

DISCUSSÃO

Impactos da fragmentação florestal na comunidade de aves

Neste estudo, constatou-se que o número de espécies encontradas reflete as consequências das perdas de habitats no Bioma Mata Atlântica, um dos hotspots de biodiversidade com mais espécies ameaçadas (ICMBio, 2016). Os habitats “floresta” são fragmentos pequenos, mas ainda resguardam condições e recursos para a conservação de muitas espécies quando comparados com agroecossistemas. Diante da diminuição e a substituição da floresta para usos diversos do solo, os fragmentos florestais despontam com importância magnificada, apesar das limitações e fragilidades. Eles servem como corredores ecológicos e *stepping stones* (pontos de ligação ou trampolins ecológicos). Esses remanescentes rodeados de áreas agrícolas são condição para viabilização do fluxo biológico entre manchas de habitats mais conservados (Metzger, 1999).

Nas pastagens, as espécies que apresentaram maior frequência são espécies generalistas e com pouca sensibilidade à fragmentação de habitats (Sick, 2001). Algumas poucas espécies de floresta também foram registradas nas áreas pastoris. A presença de tais espécies pode ser explicada pela necessidade de forrageamento nas áreas abertas devido a crescente fragmentação e restrição de habitats provocada pelo desmatamento e produção agropecuária.

Das dez principais espécies de aves que ocorreram nos dois habitats a única com maior porte é *Guirra guira*. Outras espécies de porte médio a grande em meios florestais não apareceram nesse recorte e mesmo assim tiveram uma baixa ocorrência dentro do levantamento. Esse fato reforça o impacto de não se ter uma grande diversidade de aves de porte médio a grande nas florestas, já que a extinção das grandes aves tem interferido na evolução de várias espécies florestais nativas (Galetti *et al.*, 2013).

A conservação florestal e as aves

A floresta é condição para manter os grandes dispersores de sementes (Vidal *et al.*, 2013). Os tucanos (*Ramphastos* spp.) são importantíssimos, além de dispersores eficientes estão entre as poucas aves que se alimentam de sementes grandes. Por exemplo, a ausência dos tucanos há mais de 50 anos, levou a palmeira *Euterpe edulis* produzir frutos menores, enquanto nas matas conservadas o tamanho do fruto era maior. Onde não existem tucanos ou outras aves com bicos grandes, a *E. edulis* é dispersada por aves menores, como sabiás (*Turdus* spp.). Os frutos maiores não cabem no bico do sabiá ficando embaixo da palmeira e não geram novas plantas. Apenas as sementes menores são dispersadas nestas condições (Galetti *et al.*, 2013). Várias outras espécies de árvores nativas passam pela mesma situação da *E. edulis*. Isso pode envolver a perda de funções essenciais dos ecossistemas comprometendo serviços ecossistêmicos essenciais para manutenção do próprio remanescente e das atividades agrícolas (Vidal *et al.*, 2014).

A baixa ocorrência de aves de porte médio e grande neste estudo, tais como *Ramphastos* sp., *Penelope superciliosus* e *P. obscura*, pode estar relacionada com o decréscimo na qualidade dos habitats decorrente

de atividades humanas nas circunvizinhanças dos fragmentos. As florestas estão tornando-se vazias devido à intensa fragmentação (Dirzo *et al.*, 2014), caça, extração madeireira (Stokstad, 2014; Periago *et al.*, 2015), e até a extração de produtos não-madeireiros (Redford, 1992).

As aves exercem importantes funções ecológicas como controle de insetos, dispersão de sementes e polinização, contribuindo assim para a manutenção do equilíbrio biológico local e manutenção das culturas agrícolas (Sekercioglu, 2012). A ausência dessas espécies pode comprometer a provisão de serviços ecossistêmicos, inclusive aqueles diretamente associados à atividade agropecuária.

A diferença na riqueza de espécies entre os dois habitats foi considerável e isso reforça o argumento de que esses fragmentos florestais são essenciais para conservar algumas espécies da região. A curva de rarefação de espécies mostrou que uma ampliação amostral deveria ser aplicada à floresta. Já na pastagem a ampliação amostral encontraria poucas espécies além daquelas observadas neste estudo. O resultado indica a grande perda de espécies de habitats florestais quando transformados em agroecossistemas desprovidos de componente arbóreo característico dos ecossistemas originais da região (Perfecto, 2003; Dietsch *et al.*, 2007).

Os impactos da perda de diversidade da avifauna nos remanescentes florestais sobre as cadeias tróficas, nos processos e serviços ecossistêmicos e, conseqüentemente, sobre os agroecossistemas necessitam ainda ser elucidados. O impacto da similaridade marcante de espécies exclusivas de ambientes pastoris nessas áreas originalmente cobertas pela Mata Atlântica Ombrófila Densa também carece de investigação. Tampouco é bem entendida a ecologia das aves de fragmentos bordados por pastagens e a resiliência dos próprios remanescentes florestais.

A relevância da metodologia utilizada

O MAP tem mostrado ser um meio que facilita o levantamento de dados tão urgentes para o entendimento de como as espécies estão se comportando em ambientes antropizados. Pesquisas que realizaram comparações entre o método acústico passivo e

metodologias tradicionais de coleta de dados sobre aves constataram que a forma passiva detecta um número maior de espécies (Celis-Murillo *et al.*, 2012; Wimmer *et al.*, 2013; Alquezar e Machado, 2015).

Na pesquisa de Wimmer *et al.* (2013), os autores concluíram que os dados acústicos detectaram uma riqueza de 75 a 80 espécies de aves em áreas de floresta aberta, *Eucalyptus* sp. e *Melaleuca quinquenervia*, borda da floresta e pastagem, enquanto os levantamentos tradicionais variaram de 34 a 49 espécies.

O uso de tecnologias avançadas nas pesquisas

Os equipamentos acústicos estão cada vez mais confiáveis simples e acessíveis economicamente. O monitoramento acústico passivo está se tornando uma prática cada vez mais comum para avaliação das paisagens acústicas e seus elementos em várias circunstâncias, especialmente na avaliação do impacto e restauração de ecossistemas (Bobryk *et al.*, 2015). As gravações permanentes “online” também são uma opção de levantamento de dados que criam possibilidades de pesquisa em diferentes flancos a custos exequíveis, inclusive para comparações temporais e contínuas (Sedláček *et al.*, 2015).

Além dos pontos levantados acima sobre o MAP, vale ressaltar o tempo investido em laboratório para o treinamento do especialista na identificação dos cantos das espécies gravadas. Um observador pouco habituado a identificar aves seria beneficiado por um trabalho mais longo em gabinete, enquanto um observador mais treinado ganharia esse tempo levantando os dados em campo. Então, para iniciantes na identificação das espécies e até mesmo, para pesquisadores experientes, o MAP quando agregado à softwares que facilitam a identificação automática das espécies é um avanço plausível nas pesquisas científicas, diante de grandes impactos ambientais e das mudanças globais que vêm ocorrendo.

Para estudos futuros recomenda-se usar softwares que façam a identificação automática das espécies. Alguns programas já são usados, eles permitem, além da análise de padrões encontrados, fazer a busca automática dos padrões individuais de cada

espécie e também avaliar em quais amostras não houve identificação (Aide *et al.*, 2013).

CONCLUSÃO

Mesmo diante da ampla descaracterização da vegetação natural nos dois habitats estudados, uma rica avifauna ainda pode ser observada na área de floresta, reafirmando assim a necessidade e importância de fragmentos de florestas naturais em propriedades rurais para manutenção da comunidade de aves através de locais de descanso, reprodução e alimentação. Sugerem-se mais estudos semelhantes a este para uma maior delimitação da influência de ambientes pastoris na avifauna em diferentes escalas.

O planejamento e manejo adequado das paisagens rurais também podem ser uma condição para recuperação destas populações de aves e dos serviços ecossistêmicos relacionados. Técnicas de avaliação rápida e eficiente possibilitam este planejamento e

gerenciamento viabilizando a restauração ecológica (Gasc *et al.*, 2015; Brown *et al.*, 2016).

As avaliações com MAP foram inequívocas com relação ao impacto das atividades agropecuárias na biodiversidade de aves. O método utilizado pode captar a realidade das paisagens estudadas e mostrar os impactos presentes no nível da paisagem ao apontar as espécies presentes nos habitats.

Com o uso dessa ferramenta muitos dados foram analisados gerando um banco de dados atual que pode subsidiar ações mitigadoras da perda da biodiversidade e restauração da paisagem rural. Nesta pesquisa foram analisadas apenas as espécies de aves, mas toda a paisagem acústica foi gravada compondo o banco de dados. Espécies de mamíferos, anuros, insetos, ruídos antrópicos (máquinas, automóveis, humanos), vento, chuva foram gravados e fazem parte da paisagem acústica do ambiente e exercem influência no comportamento das espécies presentes (Pijanowski *et al.*, 2011; Farina e James, 2016).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aide, T.M.; Corrada-Bravo, C.; Campos-Cerqueira, M.; Milan, C.; Vega, G. & Alvarez, R. (2013) - Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. *Peer J*, vol. 1, art. e103. <https://doi.org/10.7717/peerj.103>
- Allan, E.; Bossdorf, O.; Dormann, C.F.; Prati, D.; Gossner, M.M.; Tschardtke, T.; Blüthgen, N.; Bellach, M.; Birkhofer, K.; Boch, S.; Böhm, S.; Börschig, C.; Chatzinotas, A.; Christ, S.; Daniel, R.; Diekötter, T.; Fischer, C.; Friedl, T.; Glaser, K.; Hallmann, C.; Hodac, L.; Hölzel, N.; Jung, K.; Klein, A.M.; Klaus, V.H.; Kleinebecker, T.; Krauss, J.; Lange, M.; Morris, E.K.; Müller, J.; Nacke, H.; Pašalić, E.; Rillig, M.C.; Rothenwöhrer, C.; Schall, P.; Scherber, C.; Schulze, W.; Socher, S.A.; Steckel, J.; Steffan-Dewenter, I.; Türke, M.; Weiner, C.N.; Werner, M.; Westphal, C.; Wolters, V.; Wubet, T.; Gockel, S.; Gorke, M.; Hemp, A.; Renner, S.W.; Schöning, I.; Pfeiffer, S.; König-Ries, B.; Buscot, F.; Linsenmair, K.E.; Schulze, E.-D.; Weisser, W.W. & Fischer, M. (2014) - Interannual variation in land-use intensity enhances grassland multidiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, vol. 111, n. 1, p. 308–313. <https://doi.org/10.1073/pnas.1312213111>
- Allan, E.; Manning, P.; Alt, F.; Binkenstein, J.; Blaser, S.; Blüthgen, N.; Böhm, S.; Grassein, F.; Hölzel, N.; Klaus, V.H.; Kleinebecker, T.; Morris, E.K.; Oelmann, Y.; Prati, D.; Renner, S.C.; Rillig, M. C.; Schaefer, M.; Schloter, M.; Schmitt, B.; Schöning, I.; Schrupf, M.; Solly, E.; Sorkau, E.; Steckel, J.; Steffen-Dewenter, I.; Stempfhuber, B.; Tschapka, M.; Weiner, C.N.; Weisser, W.W.; Werner, M.; Westphal, C.; Wilcke, W. & Fischer, M. (2015) - Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. *Ecology Letters*, vol. 18, n. 8, p. 834–843. <https://doi.org/10.1111/ele.12469>
- Alquezar, R.D. & Machado, R.B. (2015) - Comparisons between autonomous acoustic recordings and avian point counts in open woodland savanna. *The Wilson Journal of Ornithology*, vol. 127, n. 4, p. 712–723. <https://doi.org/10.1676/14-104.1>

- Alvarez-Berrios, N.; Campos-Cerqueira, M.; Hernández-Serna, A.; Delgado, J.C.A.; Román-Dañobeytia, F. & Aide, T.M. (2016) - Impacts of small-scale gold mining on birds and anurans near the Tambopata Natural Reserve, Peru, assessed using passive acoustic monitoring. *Tropical Conservation Science*, vol. 9, n. 2, p. 832–851. <https://doi.org/10.1177%2F194008291600900216>
- Bobryk, C.W.; Rega-Brodsky, C.C.; Bardhan, S.; Farina, A.; He, H.S. & Jose, S. (2015) - A rapid soundscape analysis to quantify conservation benefits of temperate agroforestry systems using low-cost technology. *Agroforestry Systems*, vol. 90, n. 6, p. 997–1008. <https://doi.org/10.1007/s10457-015-9879-6>
- Brose, U.; Hillebrand, H. & Brose, U. (2016) - Biodiversity and ecosystem functioning in dynamic landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 371, n. 1694, p. 1–9. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0267>
- Brown, E.D.; Williams, B.K.; Hodges, K.E. & Gov, E. (2016) - Ecological integrity assessment as a metric of biodiversity: are we measuring what we say we are? *Biodiversity and Conservation*, vol. 25, n. 6, p. 1011–1035. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1111-0>
- Celis-Murillo, A.; Deppe, J.L. & Ward, M.P. (2012) - Effectiveness and utility of acoustic recordings for surveying tropical birds. *Journal of Field Ornithology*, vol. 83, n. 2, p. 166–179. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2012.00366.x>
- Cerqueira, M.C. & Aide, T.M. (2016) - Improving distribution data of threatened species by combining acoustic monitoring and occupancy modelling. *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 7, p. 1340–1348. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12599>
- Cerqueira, M.C.; Cohn-Haft, M.; Vargas, C.F.; Nader, C.E.; Andretti, C.B.; Costa, T.V.V.; Sberze1, M.; Hines, J.E. & Ferraz, G. (2013) - Rare or elusive? A test of expert knowledge about rarity of Amazon forest birds. *Diversity and Distributions*, vol. 19, n. 7, p. 710–721. <https://doi.org/10.1111/ddi.12033>
- Chao, A.; Gotelli, N.J.; Hsieh, T.C.; Sander, E.L.; Ma, K.H.; Colwell, R.K. & Ellison, A.M. (2014) - Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, vol. 84, n. 1, p. 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Deichmann, J.L.; Serna, A.H.; Delgado, J.A.; Cerqueira, M.C. & Aide, T.M. (2017) - Soundscape analysis and acoustic monitoring document impacts of natural gas exploration on biodiversity in a tropical forest. *Ecological Indicators*, vol. 74, p. 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.002>
- Dietsch, T.V.; Perfecto, I. & Greenberg, R. (2007) - Avian Foraging Behavior in Two Different Types of Coffee Agroecosystem in Chiapas, Mexico. *Biotropica*, vol. 39, n. 2, p. 232–240. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00248.x>
- Dirzo, R.; Dirzo, R.; Young, H.S.; Galetti, M. & Ceballos, G. (2014) - Defaunation in the Anthropocene. *Science*, vol. 345, n. 6195, p. 401–406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- FAO (2010) - *Global Forest Resources Assessment 2005. Progress Towards Sustainable Forest Management*. Forestry Paper, 350 p.
- FAO (2011) - *The state of food and agriculture - Women in agriculture, closing the gender gap for development*. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 160 p.
- Farina, A. & James, P. (2016) - The acoustic communities: Definition, description and ecological role. *BioSystems*, vol. 147, p. 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.biosystems.2016.05.011>
- Figueiredo, L.F. de A. (2008) - Identificação pela vocalização de quatro espécies de columbídeos brasileiros: juriti-papu, *Leptotila verreauxi*; gemedeira, *Leptotila rufaxilla*; juriti-vermelha, *Geotrygon violacea* e pariri, *Geotrygon montana*. *Atualidades Ornitológicas*, vol. 144, p. 37–41.
- Fletcher, R.J.; Didham, R.K.; Banks-Leite, C.; Barlow, J.; Ewers, R.M.; Rosindell, J.; Holt, R.D.; Gonzalez, A.; Pardini, R.; Damschen, E.I.; Melo, F.P.L.; Ries, L.; Prevedello, J.A.; Tschardtke, T.; Laurance, W.F.; Lovejoy, T. & Haddad, N.M. (2018) - Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biological Conservation*, vol. 226, p. 9–15. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2018.07.022>
- Galetti, M.; Guevara, R.; Côrtes, M.C.; Fadini, R.; Von Matter, S.; Leite, A.B.; Labecca, F.; Ribeiro, T.; Carvalho, C.S.; Collevatti, R.G.; Pires, M.M.; Guimarães, P.R.; Brancalion, P.H.; Ribeiro, M.C. & Jordano, P. (2013) - Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. *Science*, vol. 340, n. 6136, p. 1086–1090. <https://doi.org/10.1126/science.1233774>

- Gasc, A.; Pavoine, S.; Lellouch, L.; Grandcolas, P. & Sueur, J. (2015) - Acoustic indices for biodiversity assessments: Analyses of bias based on simulated bird assemblages and recommendations for field surveys. *Biological Conservation*, vol. 191, p. 306–312. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.018>
- Ghini, R.; Bettioli, W. & Hamada, E. (2011) - Diseases in tropical and plantation crops as affected by climate changes: current knowledge and perspectives. *Plant Pathology*, vol. 60, n. 1, p. 122–132. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2010.02403.x>
- Gornall, J.; Betts, R.; Burke, E.; Clark, R.; Camp, J.; Willett, K. & Wiltshire, A. (2010) - Implications of climate change for agricultural productivity in the early twenty-first century. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 365, p. 2973–2989. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0158>
- Groom, M.J. & Vynne, C.H. (2006) - Habitat degradation and loss. In: Groom, M.J.; Meffe, G.K. & Carroll, C.R. (Eds.) - *Principles of Conservation Biology*. Sunderland, p. 173–212.
- Hsieh, T.C.; Ma, K.H. & Chao, A. (2016) - iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 7, n. 12, p. 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- ICMBio (2016) - *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. I. C. M. de C. da Biodiversidade, Ed. Brasília, 76 p.
- IBGE (2017) - *Dados revisados online*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasil. [cit. 2018.11.7]. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/santa-rosa-de-lima/panorama>.
- Joly, C.A.; Haddad, C.F.B.; Verdade, L.M.; Oliveira, M.C. de; Bolzani, V. da S. & Berlinck, R.G.S. (2011) - Diagnóstico da pesquisa em biodiversidade no Brasil. *Revista USP*, vol. 89, p. 114–133.
- Jouquet, P.; Traoré, S.; Choosai, C.; Hartmann, C.; Bignell, D. & Schrader, S. (2011) - Influence of termites on ecosystem functioning. Ecosystem services provided by termites. *European Journal of Soil Biology*, vol. 47, n. 4, p. 215–222. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.05.005>
- Letourneau, D.K.; Armbrrecht, I.; Rivera, B.S.; Lerma, J.M.; Carmona, E.J.; Daza, M.C.; Escobar, S.; Galindo, V.; Gutiérrez, C.; López, S.D.; Mejía, J.L.; Rangel, A.M.A.; Rangel, J.H.; Rivera, L.; Saavedra, C.A.; Torres, A.M. & Trujillo, A.R. (2011) - Does plant diversity benefit agroecosystems? A synthetic review. *Ecological Applications*, vol. 21, n. 1, p. 9–21. <https://doi.org/10.1890/09-2026.1>
- Londres, F. (2011) - *Agrotóxicos no Brasil - um guia para ação em defesa da vida*. Rio de Janeiro: AS-PTA – Assessoria e Serviços a Projetos em Agricultura Alternativa 190 p.
- Loyn, R.H.; McNabb, E.G.; Macak, P. & Noble, P. (2007) - Eucalypt plantations as habitat for birds on previously cleared farmland in south-eastern Australia. *Biological Conservation*, vol. 137, n. 4, p. 533–548. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.03.012>
- Mace, G.; Masundire, H.; Lead, J.B.; Ricketts, T.; Brooks, T.; Hoffmann, M.; Stuart, S.; Balmford, A.; Purvis, A.; Reyers, B.; Wang, J.; Revenga, C.; Kennedy, E.; Naeem, S.; Alkemade, R.; Allnutt, T.; Bakarr, M.; Bond, W.; Chanson, J.; Cox, N.; Fonseca, G.; Hilton-Taylor, C.; Loucks, C.; Rodrigues, A.; Sechrest, W.; Stattersfield, A.; Janse, V.R.B.; Whiteman, C.; Abell, R.; Cokeliss, Z.; Lamoreux, J.; Pereira, H.M.; Thönell, J.; Williams, P.; Ceballos, G.; Lavorel, S.; Orians, G. & Pacala, S. (2005) - Biodiversity. In: *Current State and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group. Ecosystems and human well-being*. Island Press. Washington, DC, p. 79–115.
- Mazzoni, D. (2017) - *Audacity (R): Free Audio Editor and Recorder*. Version 2.3.0. [cit. 2017-01-27]. <https://www.audacityteam.org/>.
- Metzger, J.P. (1999) - Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, vol. 71, n. 3, p. 445–463.
- Monticelli, P.; Paula, B.C.; Balieiro, F. & Faria, R.R.A. (2016) - *Um relato atual da prática da bioacústica de mamíferos terrestres no Brasil*. p. 90–95.
- Naeem, S.; Chazdon, R.; Duffy, J.E.; Prager, C. & Worm, B. (2016) - Biodiversity and human well-being: an essential link for sustainable development. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 283, n. 1844. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.2091>
- Palm, C.; Blanco-Canqui, H.; Declerck, F.; Gatere, L. & Grace, P. (2014) - Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 187, p. 87–105. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.010>

- Perfecto, I. (2003) - Conservation biology and agroecology: De un pájaro las dos alas. *Endangered Species Update*, vol. 20, n. 4–5, p. 133.
- Periago, M.E.; Chillo, V. & Ojeda, R.A. (2015) - Loss of mammalian species from the South American Gran Chaco: empty savanna syndrome? *Mammal Review*, vol 45, n. 1, p. 41–53. <https://doi.org/10.1111/mam.12031>
- Piacentini, V. de Q.; Aleixo, A.; Agne, C.E.; Maurício, G.N.; Pacheco, J.F.; Bravo, G.A.; Brito, G.R.R.; Naka, L.N.; Olmos, F.; Posso, S.; Silveira, L.F.; Betini, G.S.; Carrano, E.; Franz, I.; Lees, A.C.; Lima, L.M.; Pioli, D.; Schunck, F.; Amaral, F.R. do; Bencke, G.A.; Cohn-Haft, M.; Figueiredo, L.F.; Straube, F.C. & Cesari, E. (2015) - Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. *Revista Brasileira de Ornitologia*, vol. 23, n. 2, p. 91–298.
- Pijanowski, B.C.; Farina, A.; Gage, S.H.; Dumyahn, S.L. & Krause, B.L. (2011) - What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. *Landscape Ecology*, vol 26, n. 9, p. 1213–1232. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9600-8>
- Pinto, N.G.M.; Conte, B.P. & Coronel, D.A. (2015) - A Degradação Ambiental Agropecuária de Santa Catarina. *Revista Espacios*, vol. 36, n. 24, p. 17.
- Power, A.G. (2010) - Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 365, n. 1554, p. 2959–2971. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>
- Prevedello, J.A. & Vieira, M.V. (2010) - Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation*, vol. 19, n. 5, p. 1205–1223. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9750-z>
- R Development Core Team (2014) - *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Redford, K.H. (1992) - The Empty Forest. *BioScience*, vol. 42, n. 6, p. 412–422.
- Ribeiro, J.W.; Sugai, L.S.M. & Campos-Cerqueira, M. (2017) - Passive acoustic monitoring as a complementary strategy to assess biodiversity in the Brazilian Amazonia. *Biodiversity and Conservation*, vol. 26, n. 12, p. 2999–3012. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1390-0>
- Rockström, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, Å.; Chapin, III, F. S.; Lambin, E.; Lenton, T. M.; Scheffer, M.; Folke, C.; Schellnhuber, H.; Nykvist, B.; De Wit, C.A.; Hughes, T.; van der Leeuw, S.; Rodhe, H.; Sörlin, S.; Snyder, P.K.; Costanza, R.; Svedin, U.; Falkenmark, M.; Karlberg, L.; Corell, R.W.; Fabry, V.J.; Hansen, J.; Walker, B.; Liverman, D.; Richardson, K.; Crutzen, P. & Foley, J. (2009) - Planetary Boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, vol. 33, n. 2, p. 81–87.
- Sambuichi, R.H.R.; Oliveira, M.Â.C.; Silva, A.P.M. da & Luedemann, G. (2012) - *A sustentabilidade ambiental da agropecuária brasileira: Impactos, políticas públicas e desafios*. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada.
- Schmeller, D.S.; Böhm, M.; Arvanitidis, C.; Barber-Meyer, S.; Brummitt, N.; Chandler, M.; Chatzinikolaou, E.; Costello, M.J.; Ding, H.; García-Moreno, J.; Gill, M.; Haase, P.; Jones, M.; Juillard, R.; Magnusson, W.E.; Martin, C.S.; McGeoch, M.; Mihoub, J.B.; Pettorelli, N.; Proença, V.; Peng, C.; Regan, E.; Schmedel, U.; Simaika, J.P.; Weatherdon, L.; Waterman, C.; Xu, H. & Belnap, J. (2017) - Building capacity in biodiversity monitoring at the global scale. *Biodiversity and Conservation*, vol. 26, n. 12, p. 2765–2790. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1388-7>
- Schmitt Filho, A.L.; Farley, J.; Alvez, J.; Alarcon, G.G. & Rebollar, P.M. (2013) - Integrating agroecology with payments for ecosystem services in Santa Catarina's Atlantic forest. In Muradian, R. L. (Ed.) - *Governing the Provision of Ecosystem Services. Studies in Ecological Economics* (Vol. 4). Dordrecht: Springer Nature. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5176-7_17
- Scremin, A.P. & Kemerich, P.D. da C. (2010) - Impactos ambientais em propriedade rural de atividade mista. *Disciplinarum Scientia*, vol. 11, n. 1, p. 126–148.
- Sedláček, O.; Vokurková, J.; Ferenc, M.; Djomo, E.N.; Albrecht, T. & Hořák, D. (2015) - A comparison of point counts with a new acoustic sampling method: a case study of a bird community from the montane forests of Mount Cameroon. *Ostrich - Journal of African Ornithology*, vol. 86, n. 3, p. 213–220. <https://doi.org/10.2989/0306525.2015.1049669>
- Sekercioglu, C.H. (2012) - Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology*, vol. 153, sup. 1, p. 153–161. <https://doi.org/10.1007/s10336-012-0869-4>

- Sick, H. (1997) - *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. Sick, H. (2001) - *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- Sigrist, T. (2006) - *Aves Brasileiras: uma visão artística*. Valinos, Editora Avis Brasilis, 672p.
- Steffen, W.; Richardson, K.; Rockström, J.; Cornell, S.E.; Fetzer, L.; Bennett, E.M.; Biggs, R.; Carpenter, S.R.; De Vries, W.; De Wit, C.A.; Folke, C.; Gerten, D.; Heinke, J.; Mace, G.M.; Persson, L.M.; Ramanathan, V.; Reyers, B. & Sörlin, S. (2015) - Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, vol. 347, n. 6223, p. 736–747. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Stokstad, E. (2014) - The empty forest. *Science*, vol. 345, n. 6195, p. 396–399. <https://doi.org/10.1126/science.345.6195.396>
- Sueur, J.; Farina, A.; Gasc, A.; Pieretti, N. & Pavoine, S. (2014) - Acoustic indices for biodiversity assessment and landscape investigation. *Acta Acustica United with Acustica*, vol. 100, n. 4, p. 772–781. <https://doi.org/10.3813/AAA.918757>
- Sueur, J.; Gasc, A.; Grandcolas, P. & Pavoine, S. (2012) - Global estimation of animal diversity using automatic acoustic sensors. In: Le Galliard, J.F. & Guarini, J.M. (Eds.) - *Sensors for ecology: towards integrated knowledge of ecosystems*. CNRS Phonothèque, Paris, p. 99–119.
- Tabarelli, M.; Aguiar, A.V.; Ribeiro, M.C. & Metzger, J.P. (2012) - A conversão da floresta Atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. *Interciencia*, vol. 37, n. 2.
- Tilman, D.; Isbell, F. & Cowles, J.M. (2014) - Biodiversity and Ecosystem Functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 45, p. 471–493. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091917>
- Tubaro, P.L. (1999) - Bioacústica aplicada a la sistemática, conservación y manejo de poblaciones naturales de aves. *Etología*, vol. 7, p. 19–32.
- Vidal, M.M.; Hasui, E.; Pizo, M.A.; Tamashiro, J.Y.; Silva, W.R. & Guimarães, P.R. (2014) - Frugivores at higher risk of extinction are the key elements of a mutualistic network. *Ecology*, vol. 95, n. 12, p. 3440–3447. <https://doi.org/10.1890/13-1584.1>
- Vidal, M.M.; Pires, M.M. & Guimarães, P.R. (2013). Large vertebrates as the missing components of seed-dispersal networks. *Biological Conservation*, vol. 163, p. 42–48. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2013.03.025>
- Vielliard, J.M.E. (1990) - Estudo bioacústico das aves do Brasil: o gênero *Scytalopus*. *Revista Brasileira de Ornitologia - Brazilian Journal of Ornithology*, vol. 1, n. 1, p. 15.
- Vielliard, J.M.E. (2000) - Bird community as an indicator of biodiversity: Results from quantitative surveys in Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, vol. 72, n. 3, p. 323–330. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652000000300006>
- Vielliard, J. & Silva, M.L. da (2006) - A Bioacústica como ferramenta de pesquisa em Comportamento animal. In: UFPA (Ed.) - *Estudos do Comportamento II*. Belém, Brasil, p. 141–156.
- Wimmer, J.; Towsey, M.; Planitz, B.; Williamson, I. & Roe, P. (2013) - Analysing environmental acoustic data through collaboration and automation. *Future Generation Computer Systems*, vol. 29, n. 2, p. 560–568. <https://doi.org/10.1016/j.future.2012.03.004>
- Wrege, P.H.; Rowland, E.D.; Keen, S. & Shiu, Y. (2017) - Acoustic monitoring for conservation in tropical forests: examples from forest elephants. *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 8, n. 10, p. 1292–1301. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12730>