UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

JONATHAN RAMOS RIBEIRIO

DENSIDADE POPULACIONAL E ÍNDICES ACÚSTICOS: EFEITOS DO MANEJO FLORESTAL EM DUAS DIFERENTES ESCALAS EM UMA COMUNIDADE DE AVES NA CAATINGA

Recife
2017

JONATHAN RAMOS RIBEIRO

DENSIDADE POPULACIONAL E ÍNDICES ACÚSTICOS: EFEITOS DO MANEJO FLORESTAL EM DUAS DIFERENTES ESCALAS EM UMA COMUNIDADE DE AVES NA CAATINGA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Área de Concentração Zoologia, da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Biologia Animal.

Orientador: Profª. Drª. Luciano N. Naka

Recife
2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD

Ribeiro, Jonathan Ramos
Densidade populacional e índices acústicos : efeitos do manejo florestal em diferentes escalas em uma comunidade de aves na caatinga / Jonathan Ramos Ribeiro. – 2017.

86 f. : il.

Orientadora: Luciano N. Naka.
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Recife, 2017.
Inclui referências e apêndices.

1. Aves da caatinga 2. Florestas – Manejo I. Naka, Luciano N. (orientador) III. Título.

634.90981 CDD (22.ed.) UFPE / CB – 2018 - 092

Elaborado por Bruno Márcio Gouveia - CRB-4/1788

JONATHAN RAMOS RIBEIRO

DENSIDADE POPULACIONAL E ÍNDICES ACÚSTICOS: EFEITOS DO MANEJO FLORESTAL EM DUAS DIFERENTES ESCALAS EM UMA COMUNIDADE DE AVES NA CAATINGA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Área de Concentração Zoologia, da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Biologia Animal.

Aprovado em: 31/10/2017

COMISSÃO EXAMINADORA

I Examinador_____
Drª. CHRISTINI BARBOSA CASELLI
Universidade Federal Rural de Pernambuco

II Examinador_____
Drª. FLOR MARIA GUEDES LAS-CASAS
Universidade Federal de Pernambuco

III Examinador_____
Dr. JOÃO PEDRO SOUZA ALVES
Universidade Federal de Pernambuco

I Suplente_____
Dr. DIEGO ÁSTUA DE MORAES
Universidade Federal de Pernambuco

II Suplente_____
Drª. BRUNA MARTINS BEZERRA
Universidade Federal de Pernambuco

Recife
2017

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus pais, Maria Helena Ramos e Janilson Ribeiro, por me proporcionaram tudo que precisei durante todos esses anos, e aos meus irmãos, Matheus Felipe, Maria Vitória e Maria Eduarda, sem vocês eu não estaria aqui.

Ao meu orientador Luciano Naka, pela oportunidade entrar nessa família ornitógica, pelos ensinamentos diários e pela paciência de formar alguém continuamente.

A Flor Maria, que desde os primeiros campos me acompanha e me ajuda a crescer cientificamente todos os dias. Inclusive dando bronca quando preciso (rsrs) mas que sempre é um amor de pessoa fazendo de tudo para ajudar, meu muito obrigado.

Aos meus muitos amigos: Bruna Mirely, Paula Maia, Raissa Guerra e Romulo Nepomuceno que me acompanham desde o ínicio na UFPE, pelos momentos maravilhosos e alegres durante esses anos. Também a Ikaro Campos e Arthur Cabral que chegaram durante a graduação e até hoje fazem parte da minha vida, sou muito grato pela amizade de vocês.

Aos amigos que a biologia uniu ao longo dos anos: Mariana Lins, Anna Virgínia, Marina Siqueira, Brena Van-lume, Gleicy Kelly, Érica Cabral, Alan Dias, Lívia Morais, Joenny Maria, Lucas Peixoto, Pamela Nogueira, João Vitor, Camila Rodrigues, Pedro Roque e Rafael Brandão valeu pela amizade, brincadeiras e conversas diárias.

Aos amigos do ‘mim acher company’ Diego Gomes, Haggy Rogrigues, Júlio Veríssimo, Luan Santos, Paulo Braga, Raphaell Alves, Wellyson Silva pelo companheirismo dos parças e por formarem essa liga maravilhosa.

Aos membros maravilhosos da família Ornitolab Bruna Mirely, Raíssa Guerra, Jonathas Lins (Xará), Hevana Lima, Yuri Raia, Lays Viturino, Lilia Nunes, Suzy Menezes, Marcos Vinícios, Maurício Dália, Iolanda Pereira, Flor Maria, Layse Albuquerque, Victor Leandro, Renato Seara, Mariana Ramalho, Akemi Tanaka, Thaís Arruda, Daniele Mariz e em especial ao eterno mestre Mário Ferreira.

Aos proprietários da fazenda Pau D’arco por permitiram a realização da pesquisa na área. E pessoalmente ao Stephenson Ramalho e Ricardo Biscuccia pelo apoio durante os trabalhos.

Ao ICMBio pelo apoio e pessoalmente ao Paulo Maier, Flávia Domingos e Seu Agnaldo pelo suporte durante as coletas. Além do Weber Girão que proporcionou toda estrutura no Crato para a realização deste trabalho.

Aos professores Bruna Bezerra, Pedro Nunes, Luciano Naka, Diego Ástua e em especial a professora Miriam Camargo por desde a graduação pode participar e aprender com uma das melhores disciplinas do Centro de Biociências.

A toda equipe de professores e técnicos que fazem o Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal (PPGBA) da UFPE por todo conhecimento, flexibilidade e ajuda. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), por todo apoio financeiro que viabilizou esta pesquisa.

A American Bird Conservancy que financiou uma parte substancial desta pesquisa. Sou grato ao Dr. Pedro Develey, da Sociedade para a Conservação das Aves do Brasil (SAVE Brasil), e a Bennett Hennessey, Coordenador do Programa de Conservação do Brasil da American Bird Conservancy por ter acreditado neste projeto.

RESUMO

Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) representam grande parte das florestais tropicais, e embora sofram fortes impactos humanos permanecem pouco estudadas e insuficientemente protegidas. A Caatinga, maior FTSS, assim como outras florestas secas também apresenta taxas elevadas de desmatamento, fragmentação e pressão por recursos naturais. A retirada ilegal de madeira é uma das atividades mais impactantes ao ecossistema, colocando em risco a diversidade biológica da Caatinga. Como alternativa controlada de uso dos recursos madeireiros, a legislação brasileira estimula a realização do manejo florestal. Porém, existem controvérsias sobre a sustentabilidade do método e seus impactos potenciais na biodiversidade. Este trabalho objetivou avaliar os efeitos do manejo florestal na avifauna da Caatinga em duas diferentes escalas: i) avaliando os efeitos espécie-específicos do manejo florestal e ii) estudando a paisagem sonora em áreas manejadas e não manejadas na fazenda Pau D'arco, uma área particular localizada na Chapada do Araripe, no Município do Crato, Ceará. No capítulo 1 estimei, densidade populacional, abundância e o padrão de ocorrência de oito espécies de aves endêmicas da Caatinga, investigando os efeitos do manejo nestas variáveis. Os resultados sugerem efeitos espécie-específicos diferentes para as diversas espécies. Duas espécies endêmicas (*Megaxenops parnaguae* e *Sclerurus cearensis*) parecem sofrer impactos diretos, diminuindo em densidade ou desaparecendo após o manejo. Outras duas espécies (*Sakesphorus cristatus* e *Myrmorchilus strigilatus*) aparentemente beneficiaram-se com o manejo florestal, aumentando em densidade nas áreas manejadas. Já outras quatro não apresentaram efeitos significativos nos padrões de abundância, densidade, ou ocorrência entre as áreas. No capítulo 2, analisei a dinâmica temporal da paisagem sonora na mesma área, indicando os melhores descritores da avifauna e sua relação com a sazonalidade climática da Caatinga e padrão de precipitações. Investiguei também o efeito do manejo florestal sobre os índices acústicos obtidos a partir da paisagem sonora comparando-os entre áreas de manejo e testando sua relação com uma cronosequência de corte. Finalmente, avaliei a relação entre índices acústicos e a riqueza, abundância e composição da avifauna obtida por inventários tradicionais. Os resultados indicaram três índices consistentes com a atividade vocal das aves, e indicaram que a dinâmica temporal da paisagem sonora está relacionada ao período reprodutivo, na época chuvosa. Também observei um aumento na paisagem sonora pós-manejo durante a estação seca, sugerindo maior atividade vocal em áreas manejadas. Os índices acústicos não apresentaram relações significativas com a riqueza da avifauna e a cronosequência de manejo, entretanto, detectei uma relação inversa entre os

índices e a abundância e composição das aves. Surpreendentemente, detectei maior atividade vocal durante o período seco nas áreas manejadas. Concluí assim que o manejo florestal altera os padrões de riqueza das comunidades de aves, mas afeta individualmente as espécies de forma diferenciada, algumas de forma negativa, e outras, positiva. Na escala de comunidade, concluí que a paisagem sonora pode ser utilizada para descrever a variação temporal da avifauna, e para avaliar respostas das aves ao manejo florestal. Os resultados sugerem que os índices precisam ser avaliados individualmente, e que a relação destes com os padrões de diversidade nem sempre são diretos.

Palavras-chave: Densidade. Padrão de ocorrência. Avaliação da biodiversidade. Perturbação antrópica. Atividade vocal.

ABSTRACT

Seasonally Dry Tropical Forests (FTSS) compose a large part of tropical forests, and despite severe human impacts, they are insufficiently protected and insufficiently studied. The Caatinga, larger FTSS, as well other dry forests also present high rates of deforestation, fragmentation, and pressure for natural resources. Illegal logging is one of the most impacting activities, endangering biological diversity of the Caatinga. As a controlled alternative to the use of timber resources, Brazilian legislation encourages forest management. However, there are controversies about the sustainability of the method and its potential impacts on biodiversity. This study aimed to evaluate the effects of forest management on the Caatinga avifauna in two different scales: i) evaluating the species-specific effects of forest management and ii) studying the soundscape in managed and unmanaged areas of the Pau D'arco farm, a private area located in the Chapada do Araripe, in the city of Crato, Ceará. In Chapter 1, population density, abundance and the pattern of occurrence of eight species of birds endemic to the Caatinga were estimated, investigating the effects of management on these variables. The results suggest different species-specific effects for the different species. Two endemic species (Megaxenops parnaguae and Sclerurus cearensis) appear to have direct impacts, decreasing in density or disappearing after logging. Two other species (Sakesphorus cristatus and Myrmorchilus strigilatus) apparently benefited from forest management, increasing in density in managed areas. However, other four did not present significant effects in the abundance, density, or occurrence between the areas. In chapter 2, I analyzed the temporal dynamics of the soundscape in the area, indicating the best descriptors of the avifauna and their relationship with the Caatinga climatic seasonality and precipitation pattern. I also investigated the effect of forest management on acoustic indices obtained from the soundscape, comparing them between management areas and testing their relationship with cut chronosequence. Lastly, I evaluated acoustic indices relationship and the richness, abundance, and composition of avifauna obtained by traditional inventories. The results indicated three indices consistent with the vocal activity of the birds and indicated that the temporal dynamics of the soundscape is related to the reproductive period, during the wet season. I also observed an increase in soundscape at logging areas during the dry season, suggesting greater vocal activity in managed areas. The acoustic indices did not present significant relationships with the avifauna richness and the cut chronosequence, however, I detected an inverse relationship between the indices and the abundance and composition of the birds. Surprisingly, I detected greater vocal activity during the dry period in the managed

areas. I conclude that forest management changes the richness patterns of the bird communities, but individually affects species differently, some negatively, and others, positively. In the community scale, I concluded that the soundscape can be used to describe temporal variation of the avifauna and to evaluate responses of the birds to the forest management. But, the results suggest that the indices need to be evaluated individually and that their relation to the diversity patterns is not always straightforward.

Keywords: Density. Occurrence pattern. Biodiversity assessment. Anthropogenic disturbance. Vocal activity.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 11
2 RESULTADOS 16
2.1 EFFECT OF FOREST MANAGEMENT ON THE DENSITY AND ABUNDANCE OF EIGHT ENDEMIC BIRD SPECIES OF NORTHEASTERN BRAZIL **16**
2.2 PAISAGEM SONORA DA CAATINGA: DINÂMICA TEMPORAL, SAZONALIDADE CLIMÁTICA, EFEITOS DE UM GRADIENTE DE MANEJO FLORESTAL E ESTIMATIVAS DE BIODIVERSIDADE DE AVES **36**
3 CONSIDERAÇÕES FINAIS 70
REFERÊNCIAS 71
APÊNDICE A - LISTA DE ESPÉCIES DE AVES OBSERVADAS ATRAVÉS DE CENSOS ACÚSTICOS TRADICIONAIS NA FAZENDA PAU D'ARCO, UTILIZADA NOS CAPÍTULOS 1 E 2 DESTE TRABALHO 75

APÊNDICE B –GRÁFICOS DE AJUSTE DO MODELO (LINHA SUPERIOR) E HISTOGRAMAS DE DISTÂNCIAS OBSERVADAS SOBREPOSTO A FUNÇÃO DE DETECÇÃO (LINHA INFERIOR) PARA QUATRO ESPÉCIES DE AVES ENDÊMICAS DA CAATINGA REGISTRADAS NA ÁREA DE MANEJO DA FAZENDA PAU D'ARCO, CRATO, CEARÁ, BRAZIL. UTILIZADOS NO CAPÍTULO 1 DESTE TRABALHO 82

APÊNDICE C – CICLO CIRCADIANO DA PAISAGEM SONORA DA FAZENDA PAU D'ARCO EM TRÊS ÍNDICES ACÚSTICOS DURANTE SEIS MESES DE 2016, UTILIZADOS NO CAPÍTULOS 2 DESTE TRABALHO 84

APÊNDICE D – REGRESSÕES LINEARES ENTRE OS ÍNDICES ACÚSTICOS E A RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E COMPOSIÇÃO DAS ESPÉCIES DE AVES DA FAZENDA PAU D'ARCO DURANTE OS PERIODOS SECO E CHUVOSO, UTILIZADAS NO CAPÍTULO 2 DESTE TRABALHO 86

1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais apresentam a maior diversidade biológica comparada a outros grandes blocos florestais (LAURANCE, 2007). Apesar da importância de conservar toda essa diversidade, as florestas tropicais continuam sendo destruídas, sendo que entre 30 a 50% de sua cobertura vegetal original já foi retirada (WRIGHT; MULLER-LANDAU, 2006). Embora as florestas tropicais úmidas sejam prioritárias do ponto de vista da conservação (LAURANCE, 2007), as florestas tropicais secas estão ainda mais ameaçados pelo desmatamento e consequente perda de biodiversidade (MILES et al., 2006).

As florestas tropicais sazonalmente secas (FTSS) estão distribuídas na região Neotropical (WERNECK et al., 2011), são caracterizadas por receberem precipitações inferiores a 1.600 mm/ano (PENNINGTON; LAVIN; OLIVEIRA-FILHO, 2009), e apresentarem longos períodos de estiagem (MURPHY; LUGO, 1986). Atualmente as florestas tropicais sazonalmente secas estendem-se numa área total de 1.048.700 km², 52% das quais estão localizados na América do sul (MILES et al., 2006). Com quase 845.000 km² (IBGE, 2004), a Caatinga do nordeste brasileiro representa a maior floresta tropical sazonalmente seca do continente (MILES et al., 2006; PENNINGTON; PRADO; PENDRY, 2000).

A Caatinga é constituída de florestas arbóreo-arbustivas, xerófitas e sazonais que ocorrem sob solos salinos. Abrange os estados do Ceará, Rio Grande do Norte, a maior parte da Paraíba e Pernambuco, sudeste do Piauí, oeste de Alagoas e Sergipe, região norte e central da Bahia e estendendo-se por uma faixa em Minas Gerais acompanhando o rio São Francisco, juntamente com um enclave no vale seco da região média do rio Jequitinhonha (PRADO, 2003b). Apresenta um regime de chuvas com precipitações anuais que variam entre 240 e 1500 mm; aproximadamente metade da região recebe 750 mm (PRADO, 2003b). Apesar do estresse hídrico que esta região apresenta, a biodiversidade da Caatinga é notável: já foram registradas 932 espécies de plantas vasculares (GIULIETTI et al., 2004), 187 de abelhas (ZANELLA; MARTINS, 2003), 240 de peixes (ROSA et al., 2003), 167 de répteis e anfíbios (RODRIGUES, 2003), 510 espécies de aves (SILVA et al., 2003), e 148 espécies de mamíferos (OLIVEIRA; GONÇALVES; BONVICINO, 2003), além de taxas de endemismo que variam entre 5% (em aves) (OLMOS; SILVA; ALBANO, 2005; SILVA et al., 2003) a 57% (em peixes) (ROSA et al., 2003).

Apesar de rica em espécies, durante muito tempo as florestas secas foram negligenciadas em relação às florestas úmidas (PENNINGTON; PRADO; PENDRY, 2000).

Atualmente tem despertado relativa atenção de pesquisadores por sua importância biogeográfica (PENNINGTON et al., 2004; PENNINGTON; LAVIN; OLIVEIRA-FILHO, 2009; PENNINGTON; PRADO; PENDRY, 2000; WERNECK et al., 2011) e seu status de conservação (DE ALBUQUERQUE et al., 2012; GILLESPIE et al., 2014; GORDON et al., 2004; MILES et al., 2006; TREJO; DIRZO, 2000). Dentre os ecossistemas brasileiros, a Caatinga é o menos protegido; apenas 7,4% é protegido por unidades de conservação, mas menos de 1% de sua área é protegida integralmente (MMA, 2010a). Entre 2002 e 2008 foi o único ecossistema no Brasil onde as taxas anuais de supressão vegetal aumentaram (43% para 45%), e por ser o ambiente menos representado em unidades de conservação federais, é importante que sejam realizados estudos sobre a perda da sua biodiversdade (MMA, 2010b), que é causada principalmente pelas perturbações antrópicas (GILLESPIE et al., 2014; GORDON et al., 2004; SINGH, 1998; URETA; MARTORELL, 2009).

As perturbações antrópicas geram pressões maiores em áreas tropicais por conta dos altos índices populacionais (SINGH, 1998), que na Caatinga alcançam 28 milhões de habitantes, ou aproximadamente 15% da população brasileira (MMA, 2011). Esse adensamento humano gera necessidades cada vez maiores de recursos naturais (GILLESPIE et al., 2014). Entre as atividades humanas mais consumidoras de recursos estão a agricultura de subsistência, a agricultura comercial, e a pecuária extensiva, que através do desenvolvimento de áreas de pastagem, acarreta a supressão da vegetação nativa por pastos introduzidos, além do pisoteio intenso causado pelos rebanhos, que contribuem para intensificar os processos de degradação do bioma (MMA, 2011). Porém, os maiores impactos ambientais da Caatinga são causados pelo desmatamento gerado pelas madeireiras para produção de lenha e carvão vegetal.

A legislação brasileira apresenta como alternativa ao desmatamento, a exploração controlada dos recursos florestais da Caatinga, o manejo florestal (MMA, 2008). O manejo florestal consiste na divisão de uma área manejável em uma série de áreas menores, nessas unidades menores são realizadas intervenções (usualmente anuais) visando a obtenção de recursos e serviços florestais (MMA, 2008). Com isso, cria-se um gradiente contínuo de regeneração onde no momento em que a última unidade é manejada, a primeira deverá ter recebido tempo suficiente para se recuperar. (MMA, 2008). No Brasil, o manejo florestal madeireiro é desenvolvido através de outorga nas florestas públicas nacionais e em áreas particulares (MMA, 2008). Para que o manejo florestal seja aplicado corretamente é necessário conhecer a área de manejo e as consequências que cada tipo de uso da terra tem sobre o ambiente (THIOLLAY, 1997). Entretanto estudos sobre o manejo florestal ainda são

incipientes, mesmo sendo o ponto chave para desenvolver as técnicas de manejo florestal visando a proteção da biodiversidade e o uso sustentável dos recursos em cada tipo de habitat (THIOLLAY, 1997). A ausência de conhecimento técnico sobre a influência do manejo florestal em áreas como a Caatinga, que apresentam historicamente lacunas de conhecimento, podem representar um risco à biodiversidade (GILLESPIE et al., 2014).

Avaliação da biodiversidade em áreas impactadas é um método bastante comum para entender como as comunidades biológicas são afetadas pelas atividades humanas (WATSON et al., 1995). Organismos que se movem ativamente através das paisagens conectando ambientes através do tempo e do espaço tendem a ser sensíveis a variações ambientais (LUNDBERG; MOBERG, 2003). A sensibilidade de determinados grupos animais às mudanças nas características dos habitats, e aos estágios sucessionais é relativamente bem conhecida (DEPPE; ROTENBERRY, 2008), principalmente em vertebrados como as aves (JONES; FIELDING; SULLIVAN, 2006). Entre os efeitos observados nas assembleias de aves, ocorrem alterações na riqueza (GILLESPIE; WALTER, 2001), abundância (THIOLLAY, 1997), composição (SHAHABUDDIN; KUMAR, 2006) e densidade das espécies (KELLNER et al., 2016). Embora presentes, poucos trabalhos abordam a variação na densidade das espécies como consequência de impactos ambientais (STEPHENS; ALEXANDER, 2011), pois estimar o número de indivíduos por unidade de área envolve métodos complexos de coleta e de análise de dados, quando comparados a inventários tradicionais (BUCKLAND, 2001). Dados de densidade fornecem informações espécie-específicas que podem ajudar a entender a magnitude de alterações ambientais, entretanto, não são a única alternativa para essas avaliações. Inventários numa escala mais ampla como comunidades, ecossistemas e paisagens são efetivos e confiáveis (SUEUR et al., 2014), porém sua realização demanda um alto custo e profissionais especializados trabalhando por longos períodos (PIJANOWSKI et al., 2011a). Este cenário aliado ao recente desenvolvimento tecnológico, tem permitido cada vez mais automatizar processos de coleta de dados biológicos, reduzindo tempo e recursos financeiros investidos (PIJANOWSKI et al., 2011b).

Análises ecológicas através da coleta de dados automatizados vem se tornando populares (ACEVEDO; VILLANUEVA-RIVERA, 2006; CELIS-MURILLO; DEPPE; ALLEN, 2009; GORRESEN et al., 2008) por permitir a obtenção de dados em grandes quantidades, algumas vezes difíceis de conseguir numa ampla escala, como ocorre com dados acústicos. Entre as alternativas autônomas aos inventários tradicionais estão as avaliações das paisagens sonoras. A paisagem sonora é um exemplo de energia estruturada e representa um componente fundamental da paisagem (FARINA; PIERETTI; PICCIOLI, 2011). Ela

representa a coleção de sons biológicos, geofísicos e antropogênicos que emanam da paisagem e que variam no espaço-tempo, refletindo importantes processos dos ecossistemas e das atividades humanas (PIJANOWSKI et al., 2011a). O desenvolvimento de gravadores autônomos e a possibilidade de coletar e processar grandes quantidades de dados, auxiliou o surgimento de um novo ramo da ciência, a ecologia da paisagem sonora (FARINA; PIERETTI; PICCIOLI, 2011), a qual se baseia em entender como os sons de diferentes fontes – biofônicos, geofônicos e antrofônicos – se relacionam com as dinâmicas ecológicas através das escalas espacial e temporal (PIJANOWSKI et al., 2011b). Apesar de recentemente considerada do ponto de vista ecológico (PIJANOWSKI et al., 2011a), as paisagens sonoras são estudadas desde a década de 70 com iniciativas como *The Vancouver Soundscape* e outras (TRUAX; BARRETT, 2011), porém com foco principal em alternativas antirruído antrópico (TRUAX; BARRETT, 2011). Através destes estudos as paisagens sonoras de vários ambientes foram descritas e apesar das limitações tecnológicos, alterações temporais foram encontradas (JÄRVILUOMA et al., 2009). Alguns pesquisadores defendem que as paisagens sonoras tem valor ecológico e social, e que devem ser consideradas recursos naturais dignos de manejo e conservação (DUMYAHN; PIJANOWSKI, 2011).

Embora o significado dos sons individuais, principalmente nas aves, tenha sido intensamente estudado pela bioacústica (FARINA; PIERETTI; PICCIOLI, 2011), sons individuais e coletivos nas paisagens sonoras podem ser interpretados como uma estrutura organizada representando um único "som", um eco-campo usado para localizar recursos alimentares e territoriais, áreas de repouso e parceiros reprodutivos (PIJANOWSKI et al., 2011a). Por se tratar de uma nova ciência, os estudos sobre a ecologia da paisagem sonora estão presentes principalmente em florestas de regiões temperadas (FARINA; PIERETTI; PICCIOLI, 2011; GAGE; AXEL, 2013). Na região tropical, as florestas tropicais úmidas tem sido alvo de trabalhos recentes (PEKIN et al., 2012; RODRIGUEZ et al., 2014), porém em florestas secas eles ainda são escassos (HILJE; STACK; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, 2017). Nesse contexto, é importante o desenvolvimento de técnicas e procedimentos que contribuam com a geração de conhecimento sobre a Caatinga e que possibilitem o manejo correto dos recursos naturais disponíveis minimizando os impactos gerados.

Nesta dissertação, eu analisei os efeitos do manejo florestal sobre as aves da Caatinga em duas diferentes abordagens e escalas. No primeiro capítulo, numa escala espécie-específica, testei o efeito do manejo sobre oito espécies de aves endêmicas da Caatinga através de dados de ocorrência, abundância e densidade entre áreas manejadas e não manejadas, e a relação desses dados com um índice de vegetação da área. No segundo

capítulo, abordei a dinâmica temporal e a sazonalidade da paisagem sonora das aves da Caatinga em uma escala de comunidade, testando o efeito do manejo florestal na paisagem sonora em áreas manejadas e não manejadas, numa cronosequência de corte vegetal e relacionando a paisagem sonora com a riqueza, abundância e composição da avifauna observada em censos tradicionais.

2 RESULTADOS

2.1 EFFECT OF FOREST MANAGEMENT ON THE DENSITY AND ABUNDANCE OF EIGHT ENDEMIC BIRD SPECIES OF NORTHEASTERN BRAZIL

Nota: esse capítulo irá gerar um artigo científico que conta com a colaboração de outros pesquisadores. O mesmo será submetido para o periódico internacional *Bird Conservation international* (Qualis B1, Área de Biodiversidade). Entretanto, para facilitar a leitura, nem todas as regras de formatação da revista estão sendo seguidas. Por exemplo, as figuras estão inseridas no decorrer do texto para uma leitura mais harmoniosa e o formato das referências bibliográficas segue a ABNT 2017.

BACKGROUND

The Brazilian northeast is a region of major environmental issues, including the complete fragmentation of the Atlantic Forest along the coast (RIBEIRO et al., 2009), and the steady deforestation and degradation of the Seasonally Dry Tropical Forests in the interior (MILES et al., 2006). Dry forests in northeastern Brazil exhibit alarming rates of deforestation, habitat fragmentation, and high pressure on its natural resources, mainly for timber as firewood and charcoal production (LEAL et al., 2005). Illegal logging for domestic or industrial use has always been common in the Caatinga, which has already lost ~45% of its original vegetation cover (MMA, 2011).

An alternative to the uncontrolled degradation of these habitats is forest management, which according to the Brazilian law can be carried out in private lands or even in protected areas of sustainable use (BRASIL, 2012). Despite the obvious importance of reducing illegal logging and offer alternative uses to the forests, it remains unclear whether legal forest management is sustainable, especially in the dry forests of northeastern Brazil (THIOLLAY, 1997). One such area is located at the *fazenda* Pau D'Arco, located within the Environmental Protected Area (APA) of the Chapada do Araripe, in the Brazilian state of Ceará (Figure. 1), where a management project aims to explore an area of ~1.600 ha in a period of 25 years. Since 2004, ~ 70 ha of pristine dry forest are logged every year at the *fazenda*, converting the area into a mixture of well preserved and managed (logged) areas following a chronosequence of forest recovery.

In recent surveys, we detected the presence of ~145 bird species (a relatively high number for a dry forest), including eight Brazilian and Caatinga endemics (APÊNDICE A). These endemic species are commonly found in well-preserved areas, and are all insetivorous passerines of four different families, being highly or moderately dependent on forests, and with different levels of sensitivity to disturbances (SILVA et al. 2003).

Endemic species are often considered an important component of an area's avifauna, mostly due to their uniqueness and high sensitivity to habitat transformation, and are included in conservation strategies and the definition of priority areas for conservation (DEVELEY; GOERCK, 2009). In addition, because of their restricted ranges they are more likely to be susceptible to threats, such as the fragmentation and degradation of their preferred habitats. In the case of our study area, all endemics are specialized in dry forests located above 600 m (locally known as *chapadas*). Our surveys indicated that these endemic species are common in the area, but some are more frequent than others, and previous evidence suggests that some species may be disappearing from managed areas (RIBEIRO et al., *in prep*). Every year, as new areas are legally logged at the *fazenda* (PLANO DE MANEJO FLORESTAL DA FAZENDA PAU D'ARCO., 2002), species loose a significant portion of their area of occurrence, suggesting that current management policies may not be sustainable for some Caatinga endemic and threatened species.

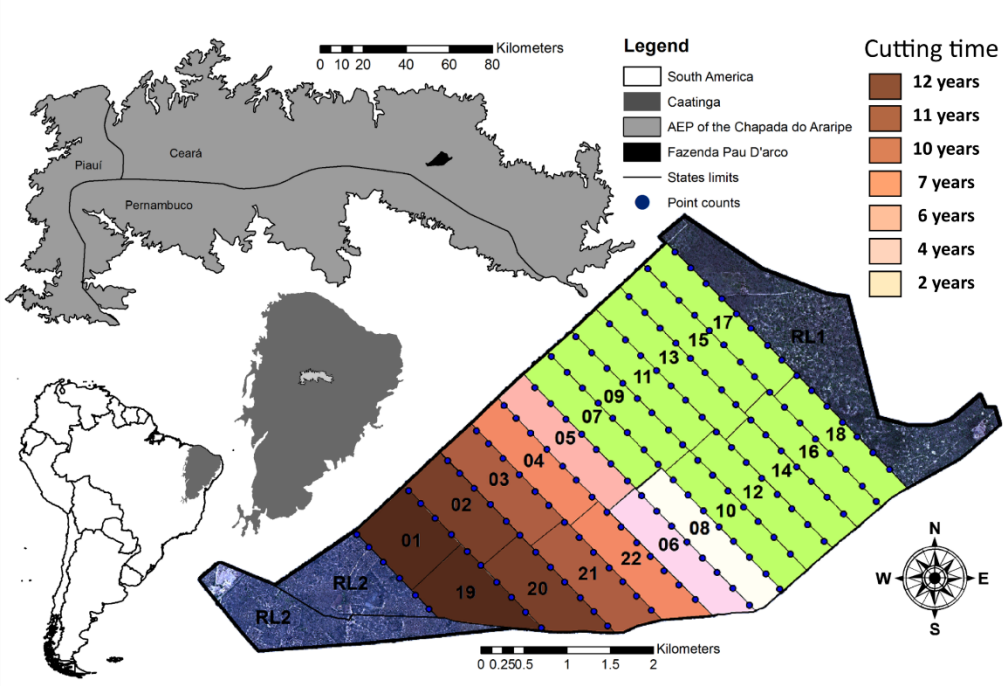
Here, we aim to understand the effects of forest management on the occurrence, abundance, and density of eight bird species endemic to northeastern Brazil which are present in the study area, testing whether forest management protocols are indeed sustainable for these species. Specifically, we estimated the abundance of each endemic species still occurring in the area, and obtained quantitative data on their density, both in managed and unmanaged areas at the *fazenda*, testing if these data differ between areas. In addition, we investigated the relationship between these endemic species and the vegetation cover in the area. This represents one of the first attempts to evaluate the sustainability of forest management in a dry tropical forest of northeastern Brazil and aims to provide protected areas managers and conservation agencies with the tools to evaluate the consequences of legal forest management.

METHODS

Study Area.

We conducted this study at the *fazenda* Pau D'arco (7° 20' S, 39° 34' W), a privately own ranch located ~26 km southwest of the city of Crato, in the Brazilian state of Ceará, (Figure. 1). The *fazenda* is located within the Area of Environmental Protection (APA, Area de Proteção Ambiental) of the Chapada do Araripe. The vegetation cover in this area is represented by a thorny dry forest, locally known as Carrasco, which has been considered a transition between Caatinga and Cerrado (PRADO, 2003a). It is a type of deciduous shrubland vegetation characteristic of sedimentary plateaus (GIULIETTI et al., 2004), which present a predominance of sub-arboreal and small tree forms (3-4 m), high density of woody plants and uni-stratified thin trunks (ARAÚJO; MARTINS; SHEPHERD, 1999). The precipitation in the area is concentrated between January and April, with a rainfall peak in March. The average annual temperature is 25°C, ranging from 23.8°C to 27.4°C (BRITO; SILVA, 2012). The soils are sedimentary at elevations near to 1,000 m (ARAÚJO; MARTINS; SHEPHERD, 1999).

Figure. *1*. Location of the study area and transects performed in the forest management area of *fazenda* Pau D'arco, Crato, Ceará, Brazil. Polygons represent Plots of Annual Production (PAP), the greens indicate unmanaged areas and the brown scale indicate different cutting times in years. Point counts made in 2014, during previous surveys.



Fonte: O Autor (2017).

Forest management

The area under forest management covers a total of 1,670 ha, which include 22 managing plots (or Plots of Annual Production, PAP) of 75.8 ha each. Management in the *fazenda* is

conducted since 2004/2005 (Table 1), and until 2016, 12 of the PAP have already been logged. This created a temporal gradient (or a chronosequence) of 12 years. According to the Management Plan all PAP will be logged by 2027, when a new forest logging cycle should be reinitiated. According to the Brazilian law some additional conserved areas need to be set aside within the managing plan, and are known as Legal Reserves (BRASIL, 2012). Two such areas have been established at the *fazenda*, resulting in 24 plots or sampling units (Figure. 1). One of these legal reserves (RL2) has been severely modified by previous human activities, and probably does not represent a proper control area, as originally envisioned by the law.

Table 1. Wood cutting scheme of the forest management area of *fazenda* Pau D'arco, Crato, Ceará, Brazil. Data divided into managed and unmanaged areas. Cutting period, wood removed volume, and area are shown for each Plot of Annual Production (PAP).

PAP Managed				PAP Unmanaged			
Cutting year	PAP	Area (ha)	Volume removed (m/st)	Period[#]	PAP	Area (ha)	Volume to be removed (m/st)
2003/2004	01*	71,43	8.553,28	2026/2027	07	69,9	8.334,53
2003/2004	19*	72,55	8.685,75	2015/2016	09	69,4	8.272,55
2004/2005	02*	72,53	8.659,01	2016/2017	10	69,32	8.274,98
2004/2005	20*	72,16	8.648,07	2017/2018	11	74,21	8.853,46
2005/2006	03*	72,24	8.639,57	2018/2019	12	73,59	8.792,70
2005/2006	21*	72,8	8.727,07	2019/2020	13	92,1	11.019,13
2008/2009	04*	71,13	8.484,01	2021/2022	14	92,14	11.043,43
2008/2009	22*	72,48	8.689,39	2022/2023	15	81,06	9.688,37
2009/2010	05	72,45	8.640,78	2023/2024	16	81,19	9.712,68
2011/2012	06	71,98	8.606,75	2024/2025	17	86,95	10.398,11
2013/2014	08	70,24	8.369,77	2025/2026	18	85,42	10.224,32

* PAP managed in the same year. [#]Scheduled Cut Period
Fonte: O Autor (2017).

Study species.

Using data previously recorded in this study area we selected eight Caatinga endemic avian taxa (species or subspecies), from the families Thamnophilidae, Grallariidae, Scleruridae and Furnariidae (Tabela 2). The occurrences of these species in the area range from abundant to infrequent, all are sub-ocines (show repertories with few vocalizations and are easy to detect and identify) and none of them are gregarious, foraging alone or in pairs.

Sampling design.

We sampled the area through 11 of the 12 trails opened for forest management, which divide the area into 22 blocks using the Distance Sampling method for line transects (BUCKLAND,

2001). These trails ranged from 2,315 to 3,927 meters (Figure 1). All transects were conducted by the same person, who estimated the perpedicular distance between each individual bird and the transect. Prior to data collection, distance estimates were calibrated using a Laser Distance Meter (LDM). Transects were carried out on the 11 trails during the rainy season between January and March 2016, and replicated during the dry season between August and December of the same year. Sampling aling the transects started at 5:30 AM and was completed by 8:30 AM.

Data analysis.

We generated detection models using estimated distance data. Fitted models for each species were selected through the Akaike's Information Criterion (AIC). We obtained average detectability, density, and abundance estimates per species. We used the density and abundance data in unpaired t-tests, comparing managed and unmanaged forests. The number of counting points in which each species was recorded in 2016 (see methods) was tested using a chi-square statistic, evaluating differences in species occurrence in managed and unmanaged forests. We produced linear regressions to evaluate the relationship between these variables and the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) data obtained for the 24 PAPs. Vegetation data was obtained through the *Land Processes Distributed Active Archive Center* (LP DAAC) run by NASA's *Earth Science Data and Information System* (ESDIS). NDVI data has been downloaded and processed using the MODISTools Package (TUCK; PHILLIPS, 2017) and average detectability, density and abundance estimated using the "Distance" package (MILLER, 2016). We performed all analyses in R (R Core Team 2017) and RStudio (RSTUDIO TEAM, 2017).

Density and occurrence maps.

We produced maps that indicate the density and occurrence of these endemic species within the study area. To produce these maps, we used kernel density to generate isolines with the density of each species distributed per PAP and surveys data from 162 point counts, systematically established along the access trails plotted spatially. Point counts were established at every 250 m along the trails. Locations where the endemic species were recorded were marked with a handheld GPS. We obtained a NDVI (a 'greenness' proxy) layer of vegetation cover for each PAP (Hansen *et al*., 2013), where each pixel presents a value that is associated with the amount of vegetation cover above 5 m height. We overlaid the density and occurrence maps with this vegetation map, indicating the state of the vegetation cover in

the area. All maps were produced in R software (R CORE TEAM, 2017) RStudio (RSTUDIO TEAM, 2017) using packages "rgdal" (KEITT et al., 2010), "rgeos" (BIVAND; RUNDEL, 2012) and "raster" (HIJMANS, 2014).

RESULTS

A total of 2,198 contacts were recorded for the eight endemic species (Table 2). All species showed satisfactory fit to the models and we did not use truncation on the data (APÊNDICE B). The average covered area estimate indicates 983.35 ha, approximately 59% of the total area under forest management (excluding legal reserves). Based on the number of records, *S. cristatus* was the most abundant endemic species (589 contacts), whereas *S. cearensis* was the least common (29 contacts) (Table 2). The average detectability of the eight species suggests that between 19% and 60% of the individuals were detected on the surveys. Estimates of detection probabilities ranged from 19±1% in *S. cristatus* to 60±7% for *S. scutata* (Table 2).

Estimates of abundance indicate that the most abundant species among the analyzed species is *S. cristatus* with 70.15 individuals/transect, followed by *M. strigilatus* with 37.32 individuals/transect, and *H. sellowi* with 35.59 individuals/transect (Table 2). Among the least abundant species are *S. scutata*, with 1.95 individuals/transect, and *S. cearensis* as with only 1.09 individuals/transect (Table 2). The estimated density showed some changes in the position of the species in relation to abundance. In addition to being more abundant, *S. cristatus* also presented higher density (2.26 ind/ha), while *H. sellowi* (1.07 ind/ha) and *M. strigilatus* (1.06 ind/ha) inverted their state as second and third in density (Table 2). Among the species with lower density, *S. cearensis* presented 0.12 ind/ha while *S. scutata* showed 0.11 ind/ha (Table 2).

We found that one species (*S. cearensis*) virtually disappears from managed areas (Table 3, Figs 5C-D). We did not record the species in any of the two different samplings methods (point counts and transects) in managed forests (Table 3, Figs 5C-D). For the remaining seven species, we compared the pattern of occurrence obtained in previous surveys, and five of these remaining species tested differed significantly between managed and unmanaged forests (Table 3). On average, *M. strigilatus, H. ochroleucus, M. parnaguae* and *S. scutata* occurred in more point counts in unmanaged forests than in managed areas (Table 3). We observed an opposite pattern in *T. capistratus*, which occurred on average more often in managed areas (Table 3).

Abundance estimates of two of the seven endemic species showed significant differences between areas (Table 3). The two most abundant species, *S. cristatus* and *M. strigilatus*, showed higher average abundances in managed areas (Table 3), suggesting that those two endemics fair better in managed forests (Table 3). We either found no significant differences between the abundance of the remaining five species, but we noted that species are generally less abundant in unmanaged areas. Although we found no significant effect of forest management in the density estimates of seven of the eight species evaluated, we noted that they are generally more dense in unmanaged areas (Table 3).

Occurrence and density maps presented three visually distinct distribution patterns including i) species present throughout the study area, ii) species which are more common or restricted to unmanaged areas, and iii) widespread species which present higher densities in managed forests (Figure 2-5). Five species (*M. strigilatus*, *H. sellowi*, *S. cristatus*, *H. ochroleuc*us and *M. parnaguae*) occur throughout the area, including more than 50% of the point counts (Figure 2A-4A), but occur in higher densities in unmanaged areas (Figure 2B-4B). Two species (*S. cearensis* and *S. scutata*) were very rare or completely absent in managed areas (Figure 5A-D). And finally, one species (*T. capistratus*) occured in most point counts and presented highest densities in managed areas (Figure 4C-D). NDVI used as background in occurrence and density maps indicate pixel concentration with high vegetation indices (above 60) in unmanaged UPAs (Figure 2-5). We note that, except for *T. capistratus*, all endemics species also occur in higher density in these areas, indicating more individuals per area where the higher vegetation cover (Figure 2-5).

Table 2. Number of records, selected models, average detectability (P*α*), abundance (A) and density (D) estimates for eight endemic bird species of the Caatinga recorded at the *fazenda* Pau D'arco, Crato, Ceará, Brazil. Models selected were based on Akaike's Information Criterion (AIC). Standard errors and degrees of freedom represented by "se" and "df" respectively. Density expressed in individuals/ha. Categorized as Near Threatened[NT] by the IUCN (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2016) and categorized as Vulnerable[VU] by Brazilian red book (ICMBIO, 2016). Species classification and nomenclature follow the Brazilian Committee of Ornithological records (PIACENTINI et al., 2015).

Species	n	Model fit and average detectability				Estimatives					
		Model (key+adjust)	AIC	P*α*	se(P*α*)	A	se(A)	df(A)	D	se(D)	df(D)
Myrmorchilus strigilatus	589	hazard-rate+cosine	4083.33	0.35	0.01	37.32	217.33	2.29	1.06	6.21	2.29
Herpsilochmus sellowi	179	uniform+cosine	890.63	0.34	0.02	35.59	428.22	4.22	1.07	12.97	4.22
Sakesphorus cristatus	554	hazard-rate+polynomial	3625.12	0.19	0.01	70.15	266.29	1.22	2.26	8.59	1.22
Thamnophilus capistratus	114	half-normal+cosine	760.66	0.47	0.05	16.83	379.01	5.11	0.67	15.16	5.11
***Hylopezus ochroleucus*[NT]**	438	half-normal+cosine	3431.74	0.53	0.05	15.46	273.54	5.08	0.46	8.29	5.08
***Sclerurus cearensis*[VU]**	29	uniform+cosine	214.29	0.56	0.06	1.09	84.17	3.92	0.12	9.35	3.92
Megaxenops parnaguae	263	hazard-rate	1930.78	0.55	0.03	12.74	263.33	4.17	0.38	7.98	4.17
Synallaxis scutata	32	uniform+cosine	225.50	0.60	0.07	1.95	134.41	9.39	0.11	7.91	9.39

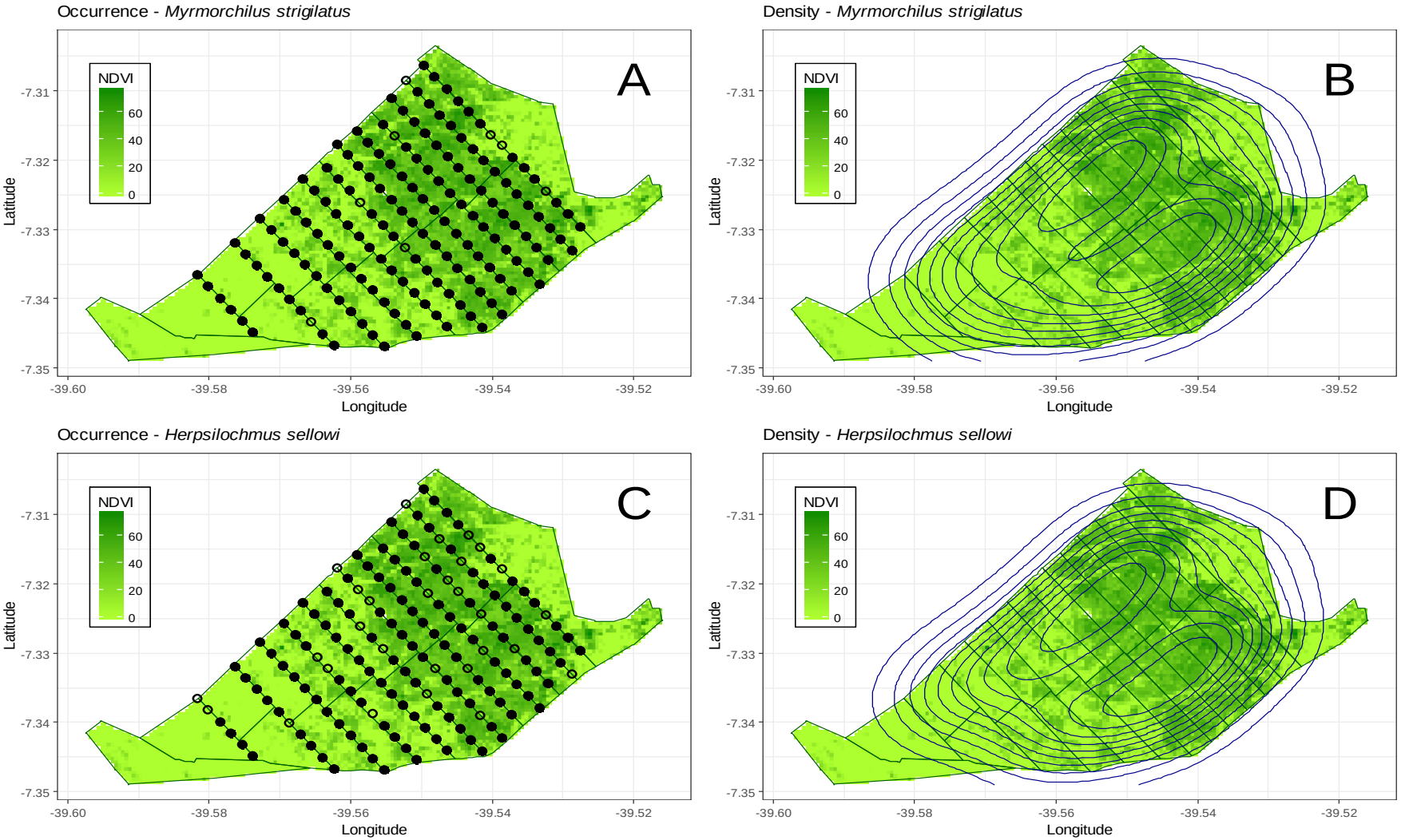
[VU] Species recently split from *Sclerurus scansor* and does not yet integrate international threat lists.
Fonte: O Autor (2017).

Table 3. Student's t tests performed comparing density and abundance, and Chi-Square tests using nº of point counts of eight endemic Caatinga species in managed and unmanaged areas at the *fazenda* Pau D'arco, Crato, Ceará, Brazil. Test value, degrees of freedom ano p-value represented by "t or X^2", "df" and "p". Average density expressed in individuals/ha. Unm. and Man. are unmanaged and managed areas respectively.

Species	Student t tests										Chi-Square tests Nº of point counts				
	Density					Abundance									
	t	df	Unm. mean	Man. mean	p	t	df	Unm. mean	Man. mean	p	X^2	df	Unm. pt. counts	Man. pt. counts	p
Myrmorchilus strigilatus	0.36	17.11	1.12	1.04	0.72	-3.21	18.58	1.18	2.09	**0.004***	3.93	1.00	99	73	**0.04***
Herpsilochmus sellowi	0.16	19.42	1.12	1.06	0.87	-1.52	11.26	1.12	2.20	0.156	1.82	1.00	78	62	0.17
Sakesphorus cristatus	-0.19	18.91	2.17	2.30	0.84	-2.70	11.48	1.30	3.12	**0.019***	2.46	1.00	91	71	0.11
Thamnophilus capistratus	-1.03	13.70	0.43	0.76	0.31	-1.97	10.10	0.43	1.53	0.075	7.40	1.00	17	37	**<0.01***
Hylopezus ochroleucus	0.62	16.14	0.54	0.42	0.53	-1.28	16.84	0.55	0.88	0.218	11.45	1.00	98	56	**<0.01***
Sclerurus cearensis			0.12	0				0.12	0				22	0	
Megaxenops parnaguae	0.52	19.00	0.43	0.36	0.60	-1.32	11.03	0.42	0.76	0.211	16.1	1.00	82	38	**<0.01***
Synallaxis scutata	1.67	9.23	0.13	0.07	0.12	-0.71	1.34	0.13	0.17	0.579	4.54	1.00	16	6	**0.03***

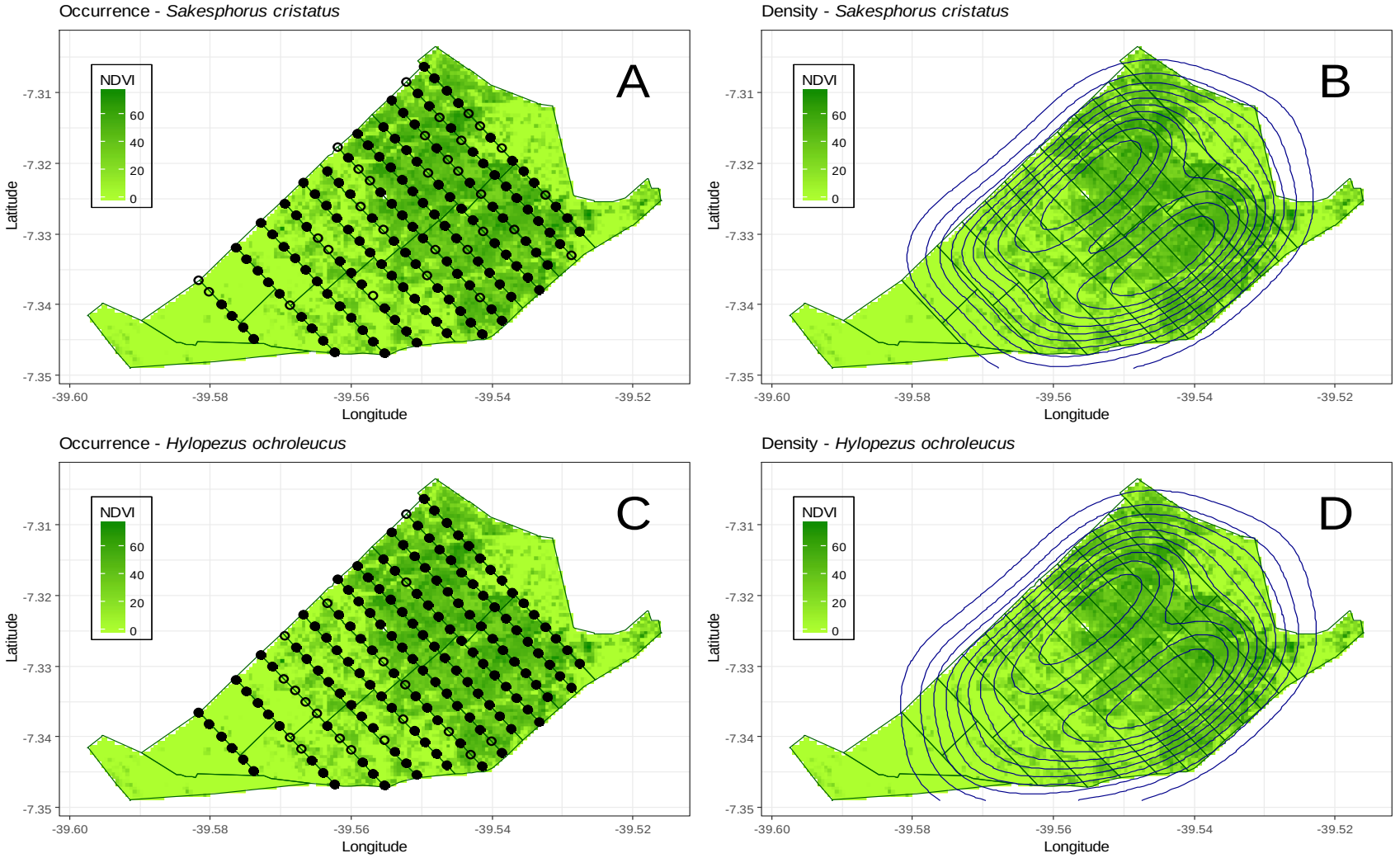
Fonte: O Autor (2017).

Figure 2. Occurrence and density maps of two endemic bird species of the Caatinga recorded at *fazenda* Pau D'arco, Crato, Ceará, Brazil. Blue isolines represent bands where each density estimate occurs in descending order. Filled dots "●" represent counting points where each species has been recorded and open dots "○" where the species was not recorded.



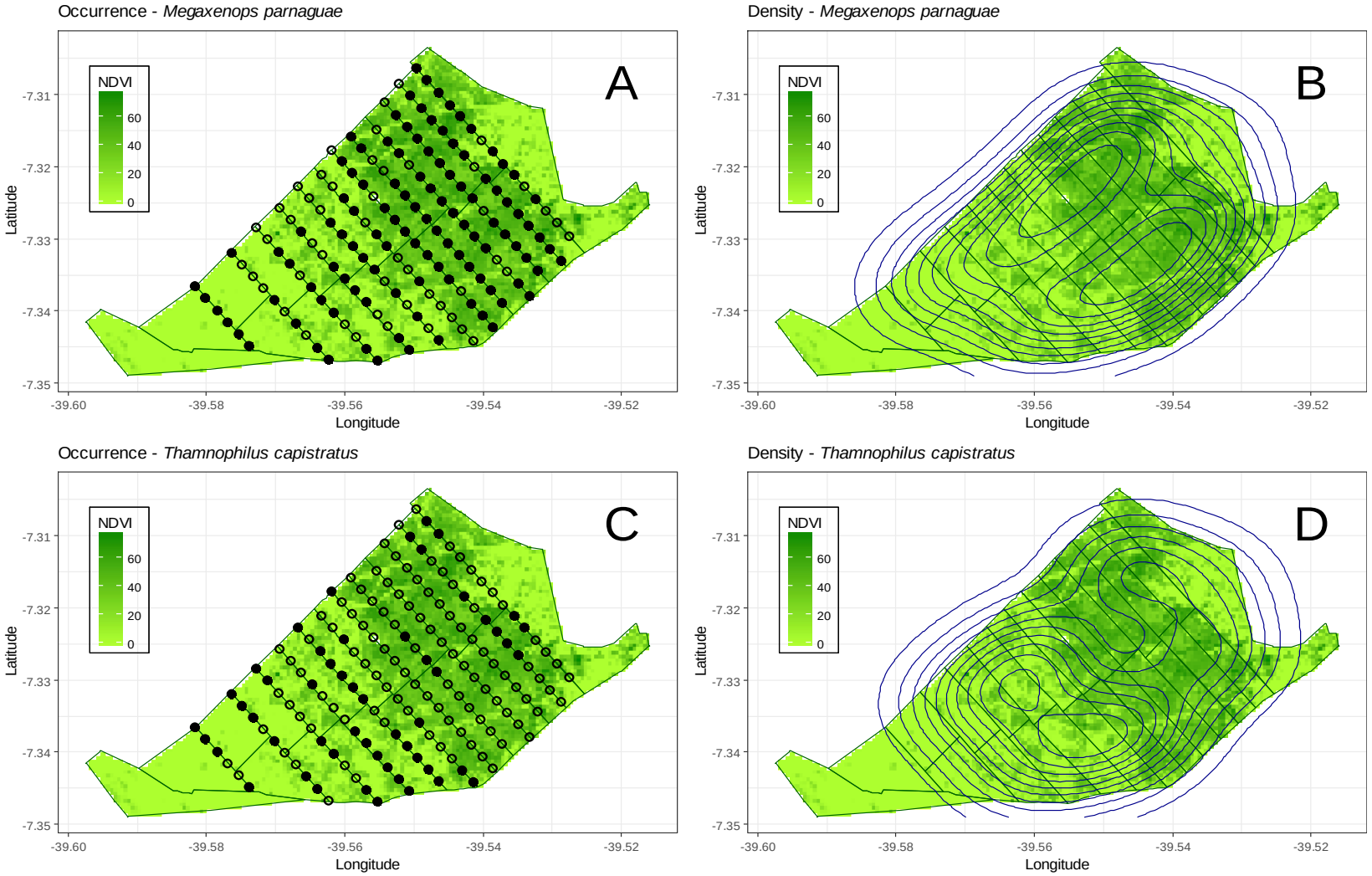
Fonte: O Autor (2017).

Figure 3. Occurrence and density maps of two endemic bird species of the Caatinga recorded at *fazenda* Pau D'arco, Crato, Ceará, Brazil. Blue isolines represent bands where each density estimate occurs in descending order. Filled dots "●" represent counting points where each species has been recorded and open dots "○" where the species was not recorded.



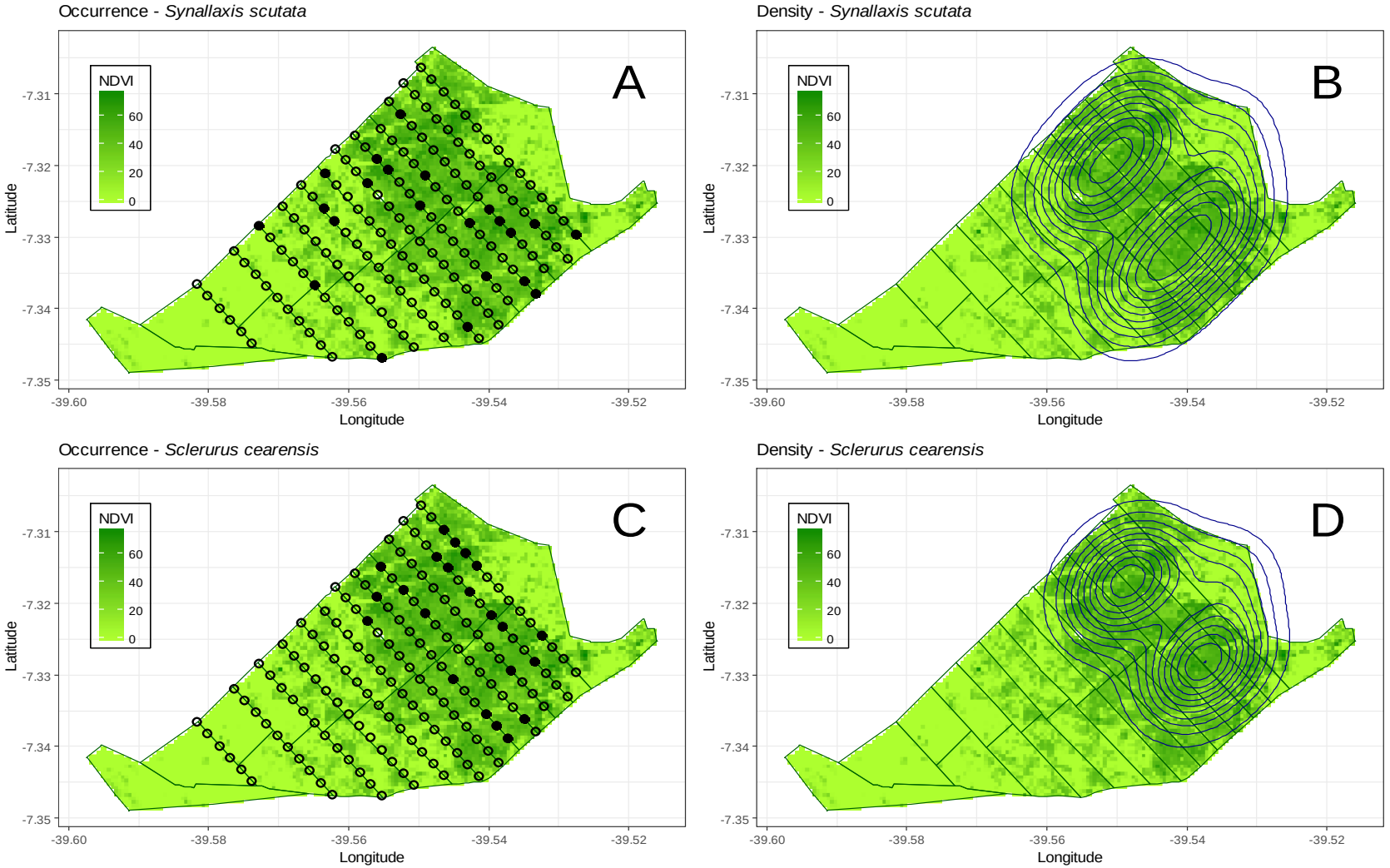
Fonte: O Autor (2017).

Figure 4. Occurrence and density maps of two endemic bird species of the Caatinga recorded at *fazenda* Pau D'arco, Crato, Ceará, Brazil. Blue isolines represent bands where each density estimate occurs in descending order. Filled dots "●" represent counting points where each species has been recorded and open dots "○" where the species was not recorded.



Fonte: O Autor (2017).

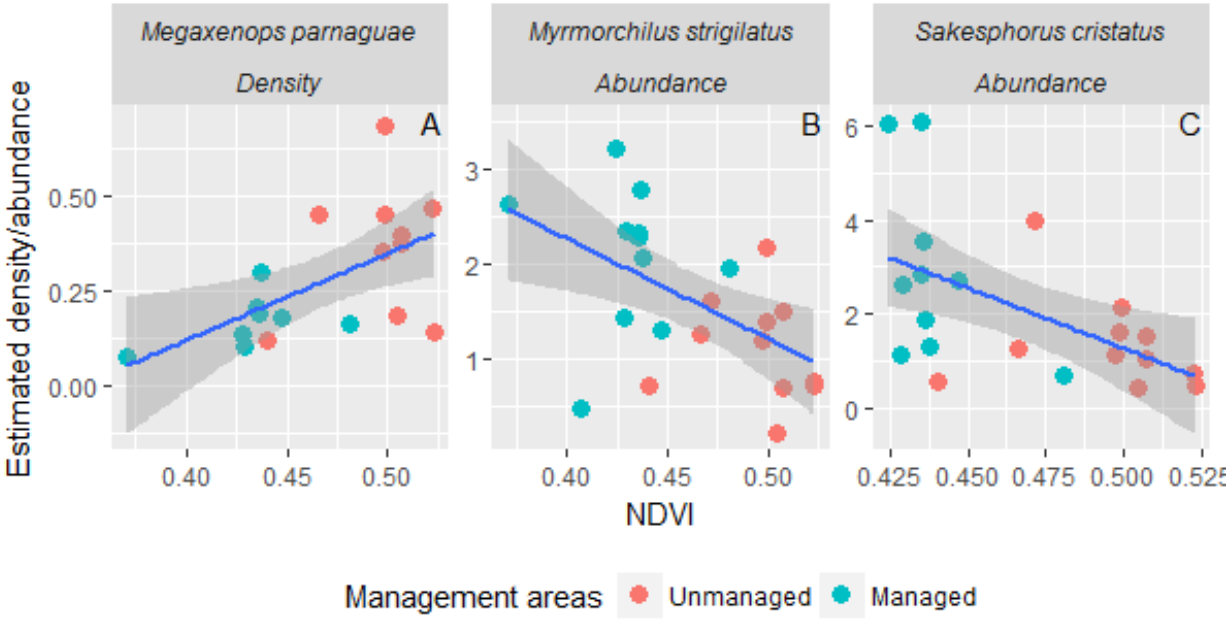
Figure 5. Occurrence and density maps of two endemic bird species of the Caatinga recorded at *fazenda* Pau D'arco, Crato, Ceará, Brazil. Blue isolines represent bands where each density estimate occurs in descending order. Filled dots "●" represent counting points where each species has been recorded and open dots "○" where the species was not recorded.



Fonte: O Autor (2017).

We found a significant direct relationship bewteen density and tree cover (measured by the NDVI index) for only one endemic species, *M. parnaguae* (Linear Regression; $F_{(1,16)}$ = 8.15, r^2 = 0.29 , p = 0.011, Fig. 6C). For two other species (*S. cristatus* and *M. strigilatus*), we found an inverse relationship (more individuals were recorded in areas with lower NDVI values) (Linear Regression; $F_{(1,21)}$ = 8.35, r^2 = 10.25, p = 0.008; Fig. 6A-B). The four remaining species showed no significant relationships between the two variables, suggesting that for those species, the greenness of the forest cover does affect species abundance.

Figure 6. Linear regressions relating abundance or density to the Normalized Difference Vegetation Index for three species of endemic birds of the Caatinga registered in forest management area at the *fazenda* Pau D'arco, Crato, Ceará, Brazil. Open dots are managed areas and filled dots unmanaged areas.



Fonte: O Autor (2017).

Table 5. Linear regressions relating abundance and density to the Normalized Difference Vegetation Index for eigth endemic bird species of the Caatinga registered in forest management area at the *fazenda* Pau D'arco, Crato, Ceará, Brazil. F-statistic, degrees of freedom, r²-adjusted and p-value represented by "F", "df", "R²" and "p".

Species	Density					Abundance				
	F	df		R^2	p	F	df		R^2	p
Myrmorchilus strigilatus	0.00	1	21	-0.04	0.995	8.35	1	21	0.25	**0.008***
Herpsilochmus sellowi	0.24	1	17	-0.04	0.628	1.97	1	19	0.04	0.175
Sakesphorus cristatus	1.80	1	18	0.04	0.195	8.04	1	19	0.26	**0.010***
Thamnophilus capistratus	1.06	1	13	0.01	0.320	2.61	1	13	0.10	0.129
Hylopezus ochroleucus	0.00	1	19	-0.05	0.955	1.57	1	20	0.02	0.224
Sclerurus cearensis	0.08	1	7	-0.12	0.773	0.08	1	7	-0.12	0.773
Megaxenops parnaguae	8.15	1	16	0.29	**0.011***	1.04	1	16	0.01	0.322
Synallaxis scutata	0.59	1	11	-0.03	0.458	0.73	1	12	-0.02	0.408

Fonte: O Autor (2017).

DISCUSSION

This study represents one of the first attempts to estimate abundance and density of Caatinga endemic birds and to relate these values with forest management. In this study, we showed that the effect of forest management differs among endemic bird species inhabiting the seasonally tropical dry forests at the *fazenda* Pau D'arco. Forest management seems to be particularly disruptive for one, albeit important, species: the Ceará Leaftosser (*Sclerurus cearensis*), an endemic species of the Brazilian northeast and considered threatened according to the Brazilian Law (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBIO, 2016). We found that the patterns of occurrence, abundance and density were severely affected by forest management. Although we did not found significantly negative effects of forest management on avian densities, our density kernel maps show a clear pattern of lower densities in managed areas for seven species. In addition, one of the species (*M. parnaguae*) was negatively affected by management, showed individuals per area decreasing in the managed areas where vegetation cover is lower. On the other hand, two endemic bird species were positively affected by forest management in the area, *S. cristatus* and *M. strigilatus* occured in greater abundance after logging. Finally, four endemic species did not show significant changes in their pattern of occurrence, abundance, and density with forest management, suggesting that at, least for these species, forest management may represent a viable economic activity, at least in our study area.

Several studies have evaluated the effects of forest management on different ecosystems around the world, and species-specific approaches suggest that these effects are primarily indirect (DEMARAIS et al., 2017). Habitat modification and forest management intensity are linked to distinct responses observed in different animal groups (DEMARAIS et al., 2017). Negative management effects are frequently observed in species that depend on more complex habitats (KENNARD et al., 2002), while food availability apparently affects other species (NEILL; PUETTMANN, 2013). Opposite effects are observed in closely related species, especially in the vertebrates such as mammals (GASPERINI et al., 2016) and birds (KELLNER et al., 2016). Management rotation decreases tree densities (KENNARD et al., 2002) and vegetation height, limiting the development and recruitment of mature forest structures, which tend to influence the species that inhabit these areas (DEMARAIS et al., 2017).

The results found in this study are consistent with those found in our previous surveys in the study area back in 2014 (RIBEIRO et al., *in prep*). In both studies, forest management

affected the avifauna by decreasing the abundance and density of the species, and also community patterns of species richness and composition. Our 2014 surveys evaluating the entire avian assembly, we found negative effects of forest management on forest-dependent species, while semi-dependent and independent species did not show post-management variation (RIBEIRO et al., *in prep*). By including our density estimates, we were able to observe changes in species abundance in a finer scale, allowing us to detect the positive effect of forest management on species independent or semi-dependent of forests.

No management effects were observed on the density of seven of the target species when managed and unmanaged areas were compared with a Student's t-test. In fact, by analyzing the mean values of the groups, the differences are numerically very low (Table 3). For example, the greatest difference between means was observed in *T. capistratus* (unmanaged areas = 0.43 ind/ha and managed areas = 0.76 ind/ha), if we consider the area of each of the groups (unmanaged areas = 875.28 ha and managed areas = 791.99 ha) we can estimate in the unmanaged areas 376.37 individuals and in managed areas 601.91 individuals. In this case, the difference seems clear.

Comparisons between the abundance of species between managed and unmanaged areas indicated that *M. strigilatus* and *S. cristatus* were more abundant in areas that were logged. A third species, *T. capistratus*, showed a similar trend, although with non-significant values. We hypothesize that the high abundance of antbirds (Family Thamnophilidae) in managed areas may be related to the availability of food resources. Human activities, especially wood cutting, promote greater biomass production in the herbaceous stratum (SCHACHT; LONG; MALECHEK, 1988), resulting in more organic matter in the soil and higher arthropods abundance (ARAÚJO; BANDEIRA; VASCONCELLOS, 2010). These activities are also responsible for the increase in the abundance of some species of ants (RIBEIRO-NETO et al., 2016), the main food source of the antbirds (ZIMMER; ISLER, 2003). It is possible that there is an indirect effect of forest management, causing higher abundances in some species of ants, benefitting the birds that feed on them (RIBEIRO-NETO et al., 2016). Among the ants benefited by human disturbance are species of the genus *Pheidole* (RIBEIRO-NETO et al., 2016), considered as the second most common food source in a detailed analysis of the diet of *S. cristatus* (BUAINAIN; GASPAR; DE ASSIS, 2016). Nevertheless, the general lack of knowledge on avian diets prevent us from making further conclusions in this matter.

In our surveys, we did not detect the presence of the Ceara Leaftosser (*Sclerurus cearensis*) in managed areas. Our data indicated that the this species is rare or infrequent in

the area, and that even after 10 years of forest recovery, the species did not recolonize the post-cut areas, as expected by forest and protected areas managers (MMA, 2008). The main threats to *S. cearensis* are the fragmentation and a continuous decline in the quality of its preferred habitats: dry forests on top of table-tops mountains (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBIO, 2016) like *fazenda* Pau D'arco. The absence of the species in managed areas and the risk that it will not recover its area of occurrence after management, suggest that current management policies may not be sustainable for this Brazilian endemic and threatened species. With this information, managers of the management area and environmental authorities can draw strategies to minimize these impacts.

Density and occurrence maps of the eight target species indicated three distribution patterns in the area (Figure 2-5). Although the density data tested did not present apparent management effects, in two of the patterns identified more individuals were observed area unit in unmanaged areas, whereas only *T. capistratus* presented more individuals per hectare in unmanaged areas. This data is also consistent with the patterns of species occurrence. Our results suggest a higher carrying capacity in natove untouched forests (DUCA; MARINI, 2005), where the density of most of the target species is higher in comparison to post-management areas (JERINA, 2012). We suspect that there may be differences in the size individual territories between managed and unmanaged areas, which may be responsible for the differences observed in population densities (JERINA, 2012). Understanding thes size of species territories may allow us to test if current management strategies are the most appropriate for all bird populations.

Estimates of abundance of *S. cristatus* and *M. strigilatus* were negatively related to vegetation cover, measured by the NDVI in the area. This means that the two most abundant species in the area had more individuals in areas with lower vegetation cover. A decrease in the abundance of woody plant species (RIBEIRO et al., 2015), the main sources of vegetal cover, may likely cause a reduction in the environmental heterogeneity of areas affected by human activities (BATTLES et al., 2001). This low environmental complexity in the Caatinga has as its main consequence, the increase in the primary production of the vegetation shrub stratum (SCHACHT; LONG; MALECHEK, 1988). These results reinforce the hypothesis of an indirect effect of forest management on the availability of food resources of these species and consequent increase in their abundances in areas with low vegetation cover.

On the other hand, the population density of *M. parnaguae* was positively relate to the vegetation cover of the study area. More individuals of this species per hectare occured in

areas with higher NDVI. The species is considered to be highly dependent on forests (SILVA et al., 2003) and was associated mainly with areas of arboreal Caatinga (SILVEIRA; SANTOS, 2012). The areas where the occurrence of tree species is higher, tend to present more heterogeneous and structured environments (RIBEIRO et al., 2015). Among the consequences of this heterogeneity is the larger niche availability (MACARTHUR; MACARTHUR, 1961; MACARTHUR; RECHER; CODY, 1966), which is composed of a set of variables where the species can survive (HUTCHINSON, 1957). In addition to the heterogeneity and complexity of the landscape promoted more stable population dynamics (OLIVER et al., 2010). We can thus infer that the maintenance of environmental heterogeneity is important to keep population of this species.

Thus, we conclude that estimates of density and abundance can be used as a tool to evaluate anthropic impacts. Our results suggest species-specific effects of forest management in endemic Caatinga birds. These effects may be indirect as the increase of bird abundance in managed areas, or direct, as the reduction in the density of some species after forest management. Further investigations are needed to understand distribution patterns and the influence of human activities on the size of territories of bird species. We also conclude that forest management, as currenty sponsored by the Brazilian law, may be adequate for some species, but not a sustainable economic alternative for other species, such as the Ceará Leaftosser, an endemic and threatened bird species.

REFERENCES

ARAÚJO, V.; BANDEIRA, A.; VASCONCELLOS, A. Abundance and stratification of soil macroarthropods in a Caatinga Forest in Northeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3 suppl, p. 737–746, out. 2010.

ARAÚJO, F. S. de; MARTINS, F. R.; SHEPHERD, G. J. Variações estruturais e florísticas do carrasco no planalto da Ibiapaba, estado do Ceará. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 4, p. 663–678, nov. 1999.

BATTLES, J. J.; SHLISKY, A. J.; BARRETT, R. H.; HEALD, R. C.; ALLEN-DIAZ, B. H. The effects of forest management on plant species diversity in a Sierran conifer forest. **Forest Ecology and Management**, v. 146, n. 1–3, p. 211–222, 2001.

BIRDLIFE INTERNATIONAL. Hylopezus ochroleucus. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22703349A93918357**, 2016.

BIVAND, R.; RUNDEL, C. **rgeos: Interface to Geometry Engine-Open Source (GEOS). R package version 0.2-2**, 2012. .

BRASIL. **Lei Nº 12.727, de 17 de outubro de 2012**. Disponível em:

<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12727.htm>.

BRITO, D. S.; SILVA, J. M. O. Análise hidroclimática da microbacia do Rio granjeiro/Crato-Ceará. **Revista Geonorte**, v. 1, n. 2, p. 359–369, 2012.

BUAINAIN, N.; GASPAR, M. L.; DE ASSIS, C. P. Detailed description and seasonal variation in the diet of the Silvery-Cheeked Antshrike Sakesphorus cristatus (Wied, 1831) (Aves: Thamnophilidae) in a Brazilian semi-arid forest. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 23, n. 4, p. 405–416, 2016.

BUCKLAND, S. T. (Stephen T. . **Introduction to distance sampling : estimating abundance of biological populations**. Oxford University Press, 2001.

DEMARAIS, S.; VERSCHUYL, J. P.; ROLOFF, G. J.; MILLER, D. A.; WIGLEY, T. B. Tamm review: Terrestrial vertebrate biodiversity and intensive forest management in the U.S. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 308–330, fev. 2017.

DEVELEY, P. F.; GOERCK, J. M. Brazil. In: **Important Bird Areas Americas - Priority sites for biodiversity conservation.** Quito, Ecuador: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 16), 2009. p. 99–112.

DUCA, C.; MARINI, M. Â. Territory size of the flavescent warbler, Basileuterus flaveolus (Passeriformes, Emberizidae), in a forest fragment in Southeastern Brazil. **Lundiana**, v. 6, n. 1, p. 29–33, 2005.

GASPERINI, S.; MORTELLITI, A.; BARTOLOMMEI, P.; BONACCHI, A.; MANZO, E.; COZZOLINO, R. Effects of forest management on density and survival in three forest rodent species. **Forest Ecology and Management**, v. 382, p. 151–160, 15 dez. 2016.

GIULIETTI, A. M.; NETA, A. L. du B.; CASTRO, A. A. J. F.; GAMARRA-ROJAS, C. F. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; VIRGÍNIO, J. F.; QUEIROZ, L. P. de; FIGUEIREDO, M. A.; RODAL, M. de J. N.; BARBOSA, M. R. de V.; HARLEY, R. M. Diagnóstico da vegetação nativa do bioma Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T.; LINS, L. V. (Ed.). **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004. p. 48–90.

HIJMANS, R. J. **Raster: Geographic data analysis and modeling**, 2014. .

HUTCHINSON, G. E. Concluding Remarks. **Cold Spring Harbor Simp Quant Biol.**, v. 22, p. 415–427, 1957.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBIO. **Brazil Red Book of Threatened Species of Fauna**.

JERINA, K. Roads and supplemental feeding affect home-range size of Slovenian red deer more than natural factors. **Journal of Mammalogy**, v. 93, n. 4, p. 1139–1148, 14 set. 2012.

KEITT, T.; BIVAND, R.; PEBESMA, E.; ROWLINGSON, B. **rgdal: Bindings for the Geospatial Data Abstraction Library**, 2010. .

KELLNER, K. F.; RUHL, P. J.; DUNNING, J. B.; RIEGEL, J. K.; SWIHART, R. K. Multi-scale responses of breeding birds to experimental forest management in Indiana, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 382, p. 64–75, dez. 2016.

KENNARD, D. K.; GOULD, K.; PUTZ, F. E.; FREDERICKSEN, T. S.; MORALES, F. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest**

Ecology and Management, 2002.

LEAL, I. R.; DA SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; LACHER, T. E. Changing the Course of Biodiversity Conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil\rCambiando el Curso de la Conservación de Biodiversidad en la Caatinga del Noreste de Brasil. **Conservation Biology**, 2005.

MACARTHUR, R. H.; MACARTHUR, J. W. On Bird Species Diversity. **Ecology**, v. 42, n. 3, p. 594–598, 1 jul. 1961.

MACARTHUR, R.; RECHER, H.; CODY, M. On the Relation between Habitat Selection and Species Diversity. **The American Naturalist**, v. 100, n. 913, p. 319–332, 1 jul. 1966.

MILES, L.; NEWTON, A.; DEFRIES, R.; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.; KAPOS, V.; GORDON, J. E. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 491–505, 2006.

MILLER, D. L. **Distance: Distance Sampling Detection Function and Abundance Estimation**, 2016. .

MMA. **Manejo Sustentável dos Recursos Florestais da Caatiga**. Natal, RN: Ministério do Meio Ambiente, 2008.

MMA. **Monitoramento do bioma Caatinga: 2008 a 2009**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2011.

NEILL, A. R.; PUETTMANN, K. J. Managing for adaptive capacity: thinning improves food availability for wildlife and insect pollinators under climate change conditions. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 43, n. 5, p. 428–440, maio 2013.

OLIVER, T.; ROY, D. B.; HILL, J. K.; BRERETON, T.; THOMAS, C. D. Heterogeneous landscapes promote population stability. **Ecology Letters**, v. 13, n. 4, p. 473–484, 1 abr. 2010.

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.; DO AMARAL, F. R.; BENCKE, G. A.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, L. F. A.; STRAUBE, F. C.; CESARI, E. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. **Revista Brasileira de Ornitologia - Brazilian Journal of Ornithology**, v. 23, n. 2, 2015.

PLANO DE MANEJO FLORESTAL DA FAZENDA PAU D'ARCO. **Plano de Manejo Florestal da Fazenda Pau D'arco.**, 2002. .

PRADO, D. As Caatingas da América do Sul. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. DA (Ed.). **Ecologia e conservação da caatinga**. p. 3–73.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**Vienna, Austria, 2017. .

RIBEIRO-NETO, J. D.; ARNAN, X.; TABARELLI, M.; LEAL, I. R. Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 5, p. 943–956, 9 maio 2016.

RIBEIRO, E. M. S.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; SANTOS, B. A.; TABARELLI, M.;

LEAL, I. R. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 3, p. 611–620, 2015.

RIBEIRO, J. R.; LAS-CASAS, F. M. G.; SILVA, W. A. de G. e; NAKA, L. N. Anthropogenic disturbance in a northeastern Brazilian dry forest: a Caatinga avian assemblage under a forest management regime. **Unpublished manuscript.**

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, jun. 2009.

RSTUDIO TEAM. **RStudio: Integrated Development for R**Boston, MA, 2017. .

SCHACHT, W. H.; LONG, J. N.; MALECHEK, J. C. Above-ground production in cleared and thinned stands of semiarid tropical woodland, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 23, n. 2–3, p. 201–214, 1 fev. 1988.

SILVA, J. M. C. da; SOUZA, M. A. de; BIEBER, A. G. D.; CAIO, J. C. Aves da Caatinga: status, uso do habitat e sensitividade. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. DA (Ed.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2003. p. 237–273.

SILVEIRA, F.; SANTOS, M. P. D. Bird richness in Serra das confusões National Park, Brazil: how many species may be found in an undisturbed caatinga? **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 20, n. 203, p. 188–198, 2012.

THIOLLAY, J.-M. Disturbance, selective logging and bird diversity: a Neotropical forest study. **Biodiversity and Conservation**, v. 6, n. 8, p. 1155–1173, 1997.

TUCK, S.; PHILLIPS, H. **MODISTools: MODIS Subsetting Tools**, 2017. .

ZIMMER, K. J.; ISLER, M. L. Family Thamnophilidae (Typical antbirds). In: **HBW Alive: Handbook of the Birds of the World Alive**. Barcelona: Lynx Edicions, 2003. p. 845.

2.2 PAISAGEM SONORA DA CAATINGA: DINÂMICA TEMPORAL, SAZONALIDADE CLIMÁTICA, EFEITOS DE UM GRADIENTE DE MANEJO FLORESTAL E ESTIMATIVAS DE BIODIVERSIDADE DE AVES

Nota: esse capítulo irá gerar um artigo científico que conta com a colaboração de outros pesquisadores. O mesmo será submetido para o periódico internacional *Ecological Indicators* (Qualis A2, Área de Biodiversidade). Entretanto, para facilitar a leitura, nem todas as regras de formatação da revista estão sendo seguidas. Por exemplo, as figuras estão inseridas no decorrer do texto para uma leitura mais harmoniosa e o formato das referências bibliográficas segue a ABNT 2017. Além disso, a língua aqui ainda é o português, o que será alterado para inglês na versão final do artigo.

INTRODUÇÃO

A paisagem sonora, a coleção de sons biológicos, geofísicos e antropogênicos, que emanam da paisagem e que variam no espaço-tempo, representa um componente fundamental da biosfera e pode refletir importantes processos dos ecossistemas, das comunidades animais e das atividades humanas (PIJANOWSKI et al., 2011a). A ecologia da paisagem sonora tem ganho relevância em virtude do desenvolvimento de novas tecnologias e da popularização no uso de gravadores autônomos, os quais permitem coletar e processar grande quantidade de dados acústicos de forma automatizada (PIJANOWSKI et al., 2011a). Este novo ramo da ciência se baseia em entender como os sons de diferentes fontes (biofônicos, geofônicos e antrofônicos) se relacionam com a dinâmica biológica em diferentes escalas espaciais e temporais (PIJANOWSKI et al., 2011b).

A individualização e identificação dos sinais sonoros de cada espécie tem sido a principal forma de avaliar aspectos da diversidade biológica, especialmente em aves (i.e., uso de censos acústicos em inventários biológicos). Embora o significado dos sons individuais, principalmente nas aves, seja intensamente estudado pela bioacústica, sons individuais e coletivos nas paisagens sonoras podem ser interpretados como uma estrutura organizada que representa um único "som", um “eco-campo” que é usado para localizar recursos alimentares, territoriais, parceiros reprodutivos e áreas de repouso (FARINA et al., 2011). Desta forma, a ecologia da paisagem sonora utiliza a somatória dos sinais, avaliando a energia estruturada que estas produzem (FARINA et al., 2011).

As paisagens sonoras têm sido utilizadas principalmente para monitorar e entender processos ecológicos e alterações ambientais em diferentes escalas espaciais e temporais (RODRIGUEZ et al., 2014). A escala temporal é importante para a ecologia da paisagem sonora porque permite identificar flutuações em sua estrutura, as quais podem estar relacionadas a processos ecológicos das comunidades (BOTTELDOOREN; DE COENSEL; DE MUER, 2006). Entre os grupos animais mais ativos nas paisagens sonoras destacam-se as aves, que compõem grande parte da biofonia (FARINA et al., 2011). A dinâmica temporal nas atividades vocais das aves estão associadas aos ciclos circadiano e circanual (GWINNER, 1996). Estudar a dinâmica temporal das aves permite entender como características e interações ecológicas da assembleia variam ao longo do tempo, como mudanças na detecção das aves (BLAKE, 1992), alterações demográficas (MARON et al., 2005), variação no padrão de forrageio (JORDANO, 1994) e padrões reprodutivos (LEVEY, 1988).

O ciclo circadiano é o ajuste das espécies aos estímulos diários do ambiente, como picos de atividade sincronizados a horários de maior disponilidade de alimento (DOMINONI et al., 2013). O ritmo diário está presente em virualmente todos os organismos, principalmente associado a variações fisiológicas periódicas (DUNLAP; LOROS; DECOURSEY, 2004) e a capacidade de ‘memorizar’ informações ambientais (GWINNER; BRANDSTÌTTER, 2001), entretando são tipicamente influenciados por fatores externos (DUNLAP; LOROS; DECOURSEY, 2004). Nas aves, principalmente em regiões tropicais, o pico de atividade vocal ocorre na primeiras horas do dia (YOUNG, 1981), começando pouco antes do amanhecer. O ciclo circanual está associado com as variações sazonais, comumente relacionadas com mudanças na disponibilidade de alimentos (GWINNER, 2003). Na maioria das aves estão ligados à comportamentos como a reprodução, a migração e os padrões de muda das penas, os quais também estão geralmente relacionadas com a sazonalidade (GWINNER, 2003). Embora o ciclo circanual seja mais expressivo em populações de altas latitudes, também são comuns em aves tropicais.

A paisagem sonora também pode ser utilizada para mensurar padrões espaciais e temporais da diversidade biológica, sem a necessidade de demorados e custosos inventários biológicos, desde que propriamente calibradas. Estudos recentes sugerem que as medidas da paisagem sonora representam preditores efetivos para mensurar a biodiversidade e a qualidade ambiental (DEPRAETERE et al., 2012). A ecologia da paisagem sonora tem revelado uma nova perspectiva em relação aos métodos tradicionais por serem menos invasivos na obtenção dos dados, permitindo coletar grandes quantidades de dados em curtos períodos de tempo de

forma prática, os quais podem ser reutilizados em uma variedade de outros projetos, além de fornecer um testemunho passível de comparações futuras (PIJANOWSKI et al., 2011b).

As atividades humanas potencialmente impactantes precisam ser avaliadas e monitoradas. Inventários tradicionais costumam demandar meses de trabalho, mão de obra especializada, e recursos financeiros (PIJANOWSKI et al., 2011b). Idealmente, são necessários profissionais e especialistas em diversas áreas trabalhando por longos períodos de tempo para se obter avaliações ambientais consistentes. Medidas de qualidade ambiental possuem diversos usos, tanto no contexto científico quanto para a correta gestão de recursos naturais por parte de órgãos ambientais e/ou iniciativas de conservação (DE SOLLA et al., 2005; FARINA; PIERETTI; PICCIOLI, 2011; MCLAREN; DEGROOTE, 2012). O uso da paisagem sonora coletada através de gravadores autônomos pode ser uma forma eficiente de avaliar a qualidade ambiental e acessar impactos a biodiversidade. E a quantidade de dados que podem ser coletados por este tipo de gravadores é incomparável a qualquer esforço humano, visto que os gravadores podem coletar dados sem interrupção durante semanas.

As atividades humanas potencialmente impactantes têm como pré-requisito legal a avaliação ambiental, visando identificar suas consequências na biodiversidade local (BARLOW et al., 2016). Entre as perturbações antrópicas mais comuns estão as atividades ligadas ao desmatamento, o qual pode ser ilegal ou mesmo legal, fazendo parte de planos de manejo (SINGH, 1998). Entre os ambientes mais susceptíveis às perturbações antrópicas associadas ao desmatamento estão as florestas tropicais (LAURANCE, 2007), sendo as Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) especialmente frágeis (RIBEIRO et al., 2015).

As FTSS da Caatinga brasileira ocorrem em áreas densamente povoadas e com baixa proporção de áreas protegidas (MMA, 2008). Dentre as perturbações antrópicas mais conspícuas na Caatinga está o desmatamento ilegal, mas o manejo florestal não deixa de ser uma atividade impactante que precisa ser avaliada. O manejo florestal representa uma atividade considerada sustentável por promover um rodízio de corte de madeira, em áreas alternadas, enquanto áreas já manejadas passam por um período sem corte para que se recuperem (MMA, 2008). Embora esse tipo de atividade seja desenvolvida e estimulada pela legislação brasileira poucos estudos abordam os efeitos que o manejo florestal tem sobre a fauna e a qualidade dos ambientes (THIOLLAY, 1997).

Estudos sobre os ciclos circadianos e circanuais das comunidades de aves ainda são escassos na Caatinga. Dinâmicas reprodutivas e padrões de atividade normalmente são inferidos a partir da estação chuvosa (DE ALBUQUERQUE et al., 2012) e/ou de análises

espécie-específicas (GIRÃO; SOUTO, 2005). Os poucos trabalhos realizados, atestam o caráter sazonal das espécies de aves neste ecossitema (ALVES, 2007), mostrando uma maior riqueza de espécies e abundância de indivíduos durante o período chuvoso (ARAÚJO et al., 2010; LAS-CASAS et al., 2012; OLMOS; SILVA; ALBANO, 2005). Acredita-se que esses incrementos nas assembleias durante a estação chuvosa sejam decorrentes de movimentos sazonais (SILVA et al., 2003), onde algumas espécies se deslocam dentro da Caatinga buscando principalmente recursos alimentares que podem ser escassos durante a estiagem (NUNES; MACHADO, 2012).

Características das comunidades animais são amplamente utilizadas para avaliar mudaças ambientais (NIEMI; MCDONALD, 2004). Em geral, as aves são utilizadas para avaliações ambientais por seu bom conhecimento sistemático e taxonômico (FURNESS; GREENWOOD, 1993), sensibilidade à fragmentação (ANDRÉN, 1994) e a distúrbios antrópicos (SHAHABUDDIN; KUMAR, 2006). Assim, este trabalho objetivou avaliar os efeitos do manejo florestal na paisagem sonora da Caatinga utilizando diversos índices acústicos. Especificamente, analisei a dinâmica temporal da paisagem sonora em uma área de manejo florestal da Caatinga através do estudo das mudanças na paisagem acústica nos ciclos circadiano e circanual, testando o caráter sazonal da paisagem sonora comparando os índices acústicos nas estações seca e chuvosa, e correlacionando estes índices com o padrão de precipitações da área. Para avaliar o efeito do manejo florestal, analisei a paisagem sonora em áreas manejadas e não manejadas e relacionei os dados da paisagem sonora com o período de corte da área de manejo. Finalmente, investiguei a relação entre os índices acústicos extraídos da paisagem sonora e a riqueza, abundância e composição da assembleia de aves da área, obtidos através de censos tradicionais.

MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

A Caatinga possui cerca de 845.000 km² (IBGE, 2004) constituídos de florestas arbóreo-arbustivas, xerófitas e sazonais que ocorrem sob solos salinos. Esta região está inserida em um clima semi-árido, de baixa pluviosidade, com períodos de seca irregulares (PRADO, 2003b). Abrange os estados do Ceará, Rio Grande do Norte, a maior parte da Paraíba e Pernambuco, sudeste do Piauí, oeste de Alagoas e Sergipe, região norte e central da Bahia e estendendo-se por uma faixa em Minas Gerais acompanhando o rio São Francisco,

juntamente com um enclave no vale seco da região média do rio Jequitinhonha (PRADO, 2003b). Os totais pluviométricos decrescem da periferia para o interior da Caatinga, e o período chuvoso concentra-se principalmente durante 2 a 3 meses consecutivos, seguidos de 6 a 7 meses de seca, podendo variar até 10 a 11 meses em regiões como o Raso da Catarina (NIMER, 1972).

Considerada um dos ambientes brasileiros menos protegidos, a Caatinga possui apenas 1% da área total protegida por unidades de conservação federais (LEAL et al., 2005), entre as UC's de maior extensão no ecossistema está a APA da Chapada do Araripe. A APA da Chapada do Araripe compreende quase completamente a Chapada do Araripe, presente nos estados do Ceará, Pernambuco e Piauí, e abrange uma área de 972.590,45 ha. A unidade é composta por 5 tipos diferentes de vegetação, dentre elas o carrasco, também conhecido como "catanduva". O carrasco, ecótono de transição entre a Caatinga e o Cerrado (PRADO, 2003b), apresenta um predomínio de formas sub-arbóreas e arbóreas de pequeno porte (3-4 m), alta densidade de plantas lenhosas, de troncos finos e uniestratificados, é um tipo de vegetação característica de planaltos sedimentares. O presente estudo foi realizado na fazenda Pau D'arco (7° 20' S, 39° 34' W), localizada a ~26 km da sede do município do Crato, estado do Ceará, Brasil. A vegetação da área é composta unicamente por carrasco. Os solos são do tipo Latossolos vermelho-amarelo de textura média a argilosa, provenientes dos arenitos da Formação Exu (ARAÚJO et al., 2013). A precipitação na área concentra-se entre janeiro e abril, com maior intensidade no mês de março. A temperatura média anual no local é de 25° C, oscilando entre 23.8° C no mês mais frio e 27.4° C no mês mais quente.

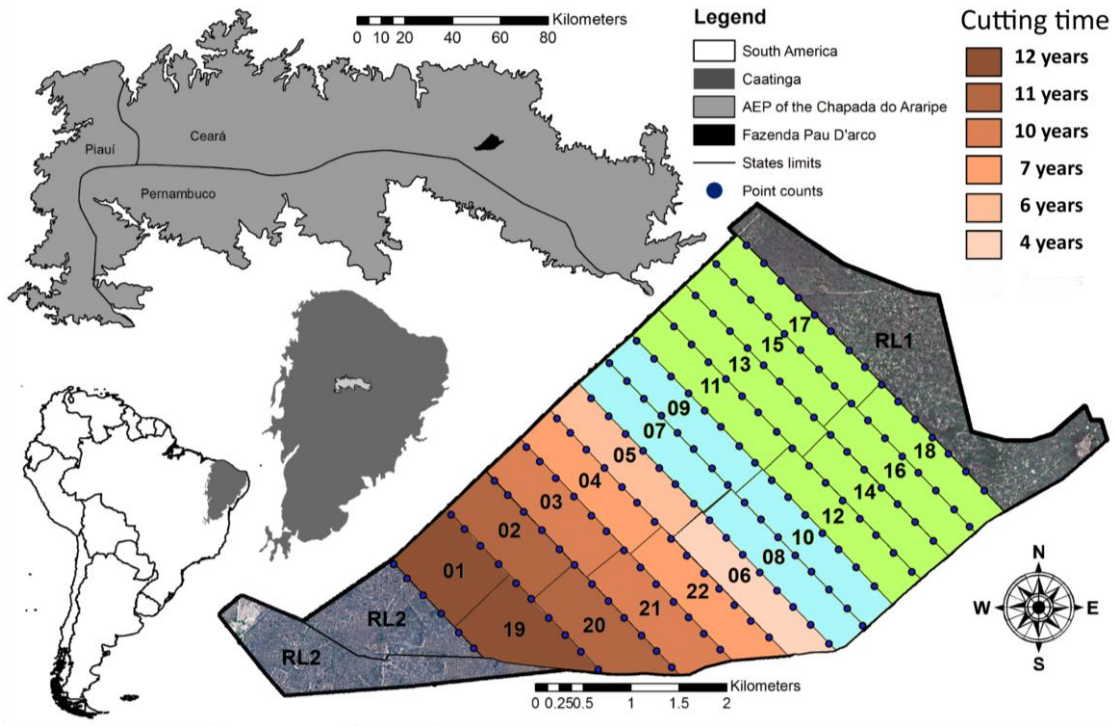
DESENHO AMOSTRAL

A área de estudo é a área de manejo da fazenda Pau D'arco, que é composta por 22 unidades de manejo de aproximadamente 70 ha divididas por 12 trilhas paralelas de até 4 km de comprimento (Fig. 1). A metade das áreas de manejo (11 unidades) já foram manejadas uma vez ao longo dos últimos 12 anos, e a outra metade ainda não foram manejadas e permanecem com sua vegetação intacta. Durante o ano de 2016 a área 9 foi completamente manejada e por conta da alta movimentação gerada, as áreas 7, 8, 9 e 10 foram excluídas da amostragem.

COLETA DE DADOS

Para amostrar a paisagem acustiva nas áreas de estudo utilizei quatro gravadores autônomos portáteis *Automated Remote Biodiversity Monitoring Network* (ARBIMON). Cada gravador é composto por: i) um celular LG L70 (MetroPCS©) equipado com um aplicativo *Arbimon Touch* (SIEVE-ANALYTICS, 2016); ii) uma capa a prova d'água e de choque; e iii) um microfone omnidirecional externo (Monoprice − Modelo 600200). Todas as gravações foram realizadas em padrão monaural 16-bit com taxa de amostragem de 44.1 Hz durante 1-min a cada 5-min (12 cortes de 1-min de duração por hora) e armazenadas em formato sem compressão (formato .wav). Cada uma das 18 unidades de manejo analisadas foi amostrada durante 48 horas consecutivas em cada um dos seis meses de amostragem, sendo 3 meses durante a estação chuvosa e 3 meses durante o período de estiagem.

Fig. 1. Localização e esquema da área de manejo florestal da fazenda Pau D'arco, Crato, Ceará, Brasil. Polígonos representam as unidades de manejo (UPAs), as cores representam o tempo de corte em anos, onde as claras foram cortadas recentemente enquanto as escuras foram cortadas a no máximo 12 anos. As áreas em verde não foram manejadas até 2016. As unidades em azul claro foram excluídas da amostragem deste trabalho. Os pontos em azul indicam pontos de censos tradicionais realizados anteriormente.



Fonte: O Autor (2017).

FILTRAGEM DA PAISAGEM SONORA E SELEÇÃO DAS FAIXAS DE FREQUÊNCIA

A biofonia é composta pelos sons produzidos por diversos grupos animais, incluindo aves, insetos, anfíbios, e mamíferos (PIJANOWSKI et al., 2011b). Com o objetivo de selecionar a

porção da paisagem sonora representativa das aves, utilizei a lista de espécies de aves observadas nos censos sistematizados realizados previamente na fazenda Pau D'arco (APÊNDICE A), para filtrar as bandas de frequência mais usadas pela avifauna. Para isso, selecionei o canto principal de cada espécie de acordo com MINNS et al. (2010), complementado por nossas próprias observações de campo. Obtive gravações dessas vocalizações a partir de arquivos digitais disponível online (xeno-canto.org). Para cada espécie, selecionei três gravações de alta qualidade, evitando usar gravações dos mesmos indivíduos. As gravações foram baixadas em formato mp3 e convertidas ao formato wav, utilizando o software R (R CORE TEAM, 2017) e o ambiente de desenvolvimento RStudio (RSTUDIO TEAM, 2017) através do pacote "seewave" (SUEUR; AUBIN; SIMONIS, 2008). Após a conversão dos arquivos, extraí duas métricas sonoras utilizando o software Raven Pro 1.5 (BIOACOUSTICS RESEARCH PROGRAM, 2014), incluindo i) Frequência máxima (*High Frequency*): a frequência no limite superior da seleção e; ii) Frequência mínima (*Low Frequency*): a menor frequência da seleção. Posteriormente, calculei os valores médios de frequência por espécie. Selecionei como biofonia das aves as faixas de frequência onde mais de 50% dos cantos das espécies ocorreram.

ÍNDICES ACÚSTICOS

As paisagens sonoras representam dados acústicos complexos (SUEUR et al., 2014). Porém, estes dados podem ser resumidos em um único valor que permite quantificar determinados aspectos da paisagem sonora de acordo com seu cálculo (SUEUR et al., 2014). Esses valores são conhecidos como índices acústicos (VILLANUEVA-RIVERA et al., 2011). Neste trabalho, utilizei seis índices acústicos comuns em análises das paisagens sonoras (Tab. 1). Cada um deles foi calculado para cada gravação de 1-min obtida da paisagem sonora da área. Estes índices refletem determinadas características da paisagem sonora como complexidade, diversidade, equitabilidade, ruído, energia e intensidade. As configurações utilizadas seguiram as recomendações da literatura (FULLER et al., 2015), com algumas modificações. As principais alterações foram nas faixas de frequência utilizadas para identificar a biofonia. A partir das faixas ocupadas pela comunidade de aves (seção 2.3.1) defini quais frequências seriam utilizadas. Entretanto, apenas três (ACI, *Bioacoustic Index* e NDSI) dos seis índices usados permitem selecionar completamente as frequências utilizadas (Tab. 1). O NDSI necessita da definição da faixa antropofônica adicionalmente. O ADI e o

Eveness index permitem selecionar apenas a frequência máxima, enquanto o H não permite esse tipo de seleção (Tab. 1).

Tab. 1. Características e configurações utilizadadas para índice acústico calculado a partir de amostras da paisagem sonora da fazenda Pau D'arco, Crato, Ceará, Brasil. As configurações adicionais seguiram o padrão prosposto em suas publicações originais, exceto as Bandas, modificadas de 1000 Hz (padrão) para 500 Hz.

Nome	Sigla	Descrição	**Configurações utilizadas**	
			Faixas de frequência (min-max)	Configurações adicionais
Índice de Complexidade Acústica[1]	ACI	Algoritmo criado para produzir uma quantificação direta de sons bióticos complexos, o qual calcula a variabilidade da intensidade de áudio registradas.	2000-4500 Hz	J = 10
Índice de Diversidade Acústica[2]	ADI	Obtido dividindo o espectrograma em 10, tomando a proporção dos sinais em cada parte acima do limite de -50 dBFS e aplicando o índice de diversidade de Shannon a estas partes.	0-4500 Hz	Limite de -50 dB Bandas 500 Hz
Índice de Uniformidade[3]	*Eveness Index*	Obtido de forma semelhante ao ADI, porém aplicando o índice de diversidade de Gini-Simpson a estas partes do espectrograma.	0-4500 Hz	Limite de -50 dB Bandas 500 Hz
Índice de Paisagem Sonora por Diferença Normalizada[4]	NDSI	Estima o nível de perturbação antrópica na paisagem sonora, computando a proporção de componentes acústicos antropofônicos aos biofônicos das gravações.	Antropofonia 0-500 Hz Biofonia 2000-4500 Hz	-
Índice de Entropia Total[5]	H	É um produto da entropia temporal (dispersão de energia acústica dentro de uma gravação) e da entropia espectral (dispersão de energia acústica através do espectro), após a aplicação do índice de Shannon, retornando valores entre 0 e 1.	0-44100 Hz	-
Índice Bioacústico[6]	*Bioacoustic Index*	Calculado como a "área sob cada curva incluindo todas as bandas de frequências associadas com o valor de dB maiores que o valor mínimo em dB para cada curva. Os valores de área resultantes representam uma função do nível de som e do número de bandas na frequência utilizadas pela avifauna".	2000-4500 Hz	Janela espectral = 512

(PIERETTI; FARINA; MORRI, 2011)[1], (VILLANUEVA-RIVERA et al., 2011)[2], (VILLANUEVA-RIVERA et al., 2011)[3], (KASTEN et al., 2012)[4], (SUEUR et al., 2008)[5], (BOELMAN et al., 2007)[6]
Fonte: O Autor (2017).

DADOS DE PRECIPITAÇÃO

Os dados de precipitação mensal na área de estudo foram obtidos através da plataforma BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisada do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep). Estes dados são medidos das estações meteorológicas convencionais e automáticas da rede de estações do INMET. Neste estudo utilizei informações de precipitação acumulada mensal da Estação Barbalha (7º 18' 03" S, 39º 16' 16" W; Altitude 409 metros) localizada no município homônimo e que representa o padrão de precipitações da área.

CRONOSEQUÊNCIA DE MANEJO FLORESTAL

O manejo florestal na fazenda Pau D'arco é realizado desde 2003. No atual plano de manejo da área, o ciclo de corte encerrá em 2027, quando a última unidade com vegetação nativa será manejada. Segundo o plano de manejo, se espera que a primeira unidade, manejada em 2003 (UPAs 1 e 19) possa ser novamente manejada após a regeneração natural (MMA, 2008). Até o momento, 11 UPAs foram exploradas (Tab. 2) e um total de 93.245,36 metros estéreos (m² de madeira empilhada) foram retirados, representando 39,84% do volume total de madeira estimado a ser manejado (PLANO DE MANEJO FLORESTAL DA FAZENDA PAU D'ARCO, 2002).

Tab. 2. Cronograma de manejo das UPAs, área e volume de madeira retirado até 2014, segundo o plano de manejo da área (Plano de Manejo Florestal da fazenda Pau D'arco, 2002). * UPAs manejadas em um mesmo ano (configuração anterior a 2009), quando cada UPA possuía o dobro de tamanho. # Período planejado de corte.

UPAs Manejadas				UPAs Não-manejadas			
Período de manejo	UPA	Área (ha)	Volume retirado (m/st)	Período[#]	UPA	Área (ha)	Volume a ser retirado (m/st)
2003/2004	01*	71,43	8.553,28	2026/2027	07	69,9	8.334,53
2003/2004	19*	72,55	8.685,75	2015/2016	09	69,4	8.272,55
2004/2005	02*	72,53	8.659,01	2016/2017	10	69,32	8.274,98
2004/2005	20*	72,16	8.648,07	2017/2018	11	74,21	8.853,46
2005/2006	03*	72,24	8.639,57	2018/2019	12	73,59	8.792,70
2005/2006	21*	72,8	8.727,07	2019/2020	13	92,1	11.019,13
2008/2009	04*	71,13	8.484,01	2021/2022	14	92,14	11.043,43
2008/2009	22*	72,48	8.689,39	2022/2023	15	81,06	9.688,37
2009/2010	05	72,45	8.640,78	2023/2024	16	81,19	9.712,68
2011/2012	06	71,98	8.606,75	2024/2025	17	86,95	10.398,11
2013/2014	08	70,24	8.369,77	2025/2026	18	85,42	10.224,32

Fonte: O Autor (2017).

RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E COMPOSIÇÃO OBSERVADA DAS ESPÉCIES DE AVES

Os dados de riqueza, abundância e composição das espécies de aves foram obtidos através de inventários tradicionais padronizados, incluíndo 162 censos acústicos utilizando o método de pontos de escuta, que foram realizados por Jonathan Ramos Ribeiro, Flor Maria Guedes Las-Casas e Luciano Nicolás Naka, em outubro de 2014 (RIBEIRO *et al. in prep*.).

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

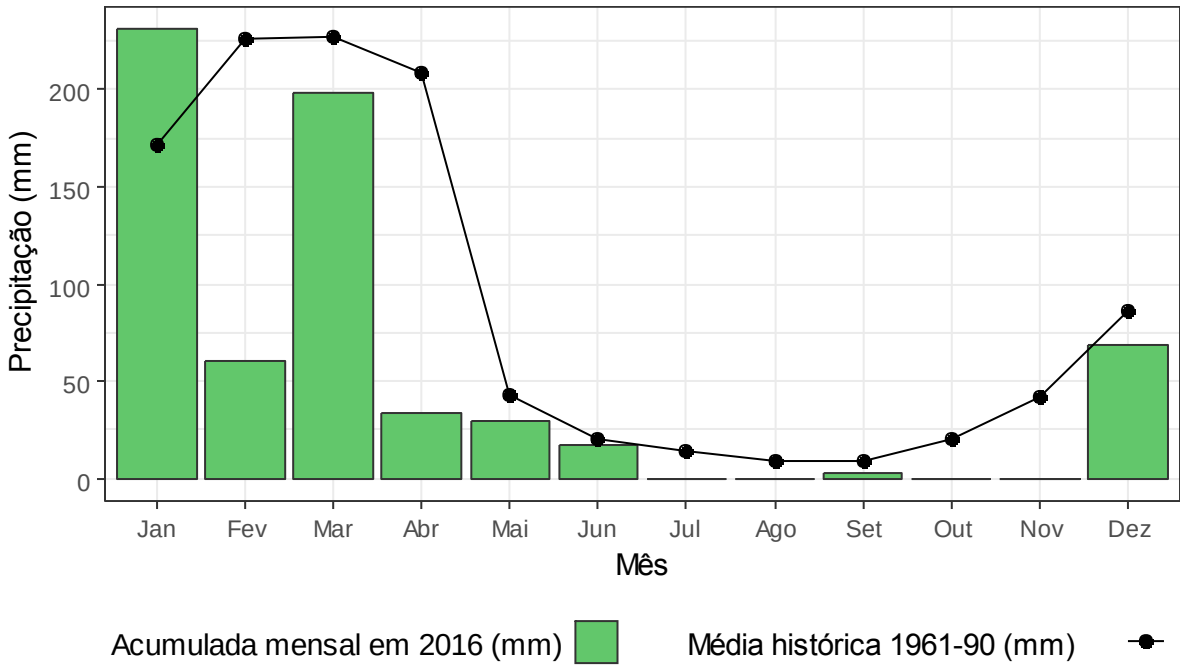
Todas as análises foram realizadas utilizando o *software* R (R CORE TEAM, 2017) e o ambiente de desenvolvimento integrado RStudio (RSTUDIO TEAM, 2017), com o auxílio dos pacotes: "*soundecology*" (VILLANUEVA-RIVERA; PIJANOWSKI, 2015) e "*seewave*" (SUEUR; AUBIN; SIMONIS, 2008) para a obtenção dos índices acústicos e "*vegan*" (OKSANEN et al., 2016) para a análise de ordenação e obtenção dos dados de composição da avifauna. Todas as análises foram realizadas utilizando o nível de significância de 0.05.

Para as análises da dinâmica temporal utilizamos os dados de todos os seis meses amostrados apenas na porção não manejada da área, onde a vegetação não sofreu influência humana direta. Analisei o ciclo circadiano para cada um dos seis índices obtidos através dos valores médios em cada hora do dia, nas áreas não manejadas, em cada um dos seis meses amostrados. Já para o ciclo circadiano utilizei as médias mensais de cada um dos índices avaliados nas áreas não manejadas. A partir dos padrões apresentados pelos ritmos diário e anual, inferi os índices que descrevem a variação conhecida da avifauna, e apenas estes índices foram utilizados nas análises subsequentes

Para testar a relação entre o padrão de precipitações e a paisagem sonora, foram realizadas seis correlações de *Pearson* entre as médias pluviométricas mensais em cada um dos meses amostrados e as médias mensais dos seis índices acústicos extraídos nas áreas não manejadas. Além disso, uma correlação cruzada foi realizada entre os dados pluviométricos e os índices acústicos mensais para testar se existe relação entre as variáveis, e se esta relação ocorre ao mesmo tempo ou se existe algum atraso do sinal de uma em relação a outra. A sazonalidade climática entre período seco e chuvoso foi avaliada através de uma Análise de Variância (ANOVA) utilizando os índices médios por unidade de manejo (UPAs) em toda a área. Os períodos seco e chuvoso foram considerados conforme variação histórica, sendo o chuvoso considerado entre os meses de janeiro e maio e os meses de estiagem entre junho e

dezembro (Fig. 2). Para todas as análises a seguir (com exceção da cronosequência de manejo) também foram realizadas filtragens nos dados da paisagem sonora em dois cenários, a fim de evitar o uso de amostras transitórias i) apenas com os dados médios da estação seca, usando amostras dos dois meses com menores médias pluviométricas; ii) apenas com os dados médios da estação chuvosa, usando amostras dos dois meses com maiores médias pluviométricas.

Fig. 2. Precipitação mensal acumulada em 2016 e médias mensais históricas 1961-1990 na estação meterológica mais próxima da fazenda Pau D'arco, Crato, Ceará, Brasil. Dados da estação Barbalha - INMET.



Fonte: O Autor (2017).

Avaliei o efeito do manejo florestal na paisagem sonora utilizando um teste T de *Student* não pareado com os valores médios dos índices acústicos por unidade de manejo (UPAs) nos períodos seco e no chuvoso. Estes valores foram comparados em dois grupos: oito UPAs foram consideradas as áreas não manejadas e outras dez UPAs consideradas áreas manejadas. Investiguei a relação entre a cronosequência de corte de madeira e os índices acústicos extraídos utilizando uma correlação de *Pearson*, usando as médias anuais de cada índice por cada UPA e o período de corte de cada delas em anos. Já a relação entre a riqueza, abundância e composição da assembleia de aves e os índices acústicos avaliados, testei utilizando regressões lineares, onde cada variável da comunidade de aves foi individualmente relacionada com cada um dos índices acústicos. Essas regressões também foram realizadas nos dois cenários citados acima.

RESULTADOS

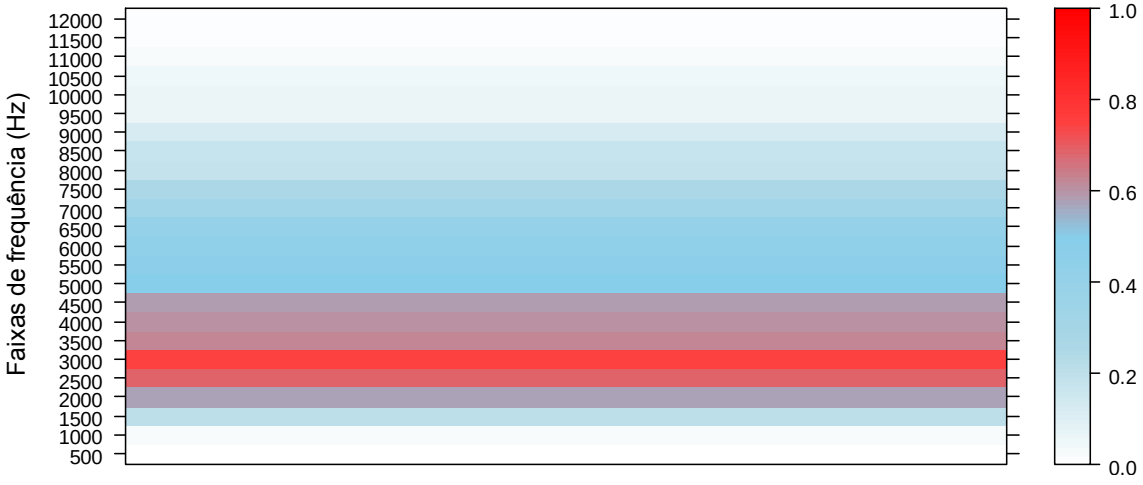
GRAVAÇÕES DA PAISAGEM SONORA

Após a retirada de arquivos corrompidos ou sem informação, comuns em gravações autônomas que duram vários dias, a paisagem sonora da área de manejo florestal da fazenda Pau D'arco foi registrada durante o ano de 2016 em 55.811 gravações de 1-min de duração. Sendo as 18 unidades de produção gravadas por 10.368 minutos durante cinco dos seis meses amostrados. No mês de dezembro apenas as oito unidades de produção da área não manejada foram gravadas, portanto estas gravações só foram utilizadas nos ciclos circadiano e circanual da paisagem sonora.

FILTRAGEM DA PAISAGEM SONORA E SELEÇÃO DAS FREQUÊNCIAS

Durante os censos acústicos realizado na fazenda Pau D'arco em 2014, registramos 90 espécies de aves. Desconsiderando espécies que não vocalizam, como urubus, e espécies com menos de três áudios de boa qualidade disponíveis no xeno-canto, selecionei o canto principal de 78 espécies de aves registradas na área (APÊNDICE A). Baseado nestes dados, a biofonia das aves na fazenda Pau D'arco foi considerada como ocorrendo, principalmente, na faixa entre 2000 e 4500Hz (Fig. 3). Assim, essas faixas de frequência foram selecionadas nas configurações, como o calculo de cada índice permite. No ACI, NDSI e *Bioacoustic index* as duas faixas foram utilizadas. No ADI e *Eveness index* apenas a frequência máxima foi utilizada e no H configurações manuais não podem ser utilizadas.

Fig. 3. Ocupação das faixas de frequência pelos cantos principais de 78 espécies de aves da fazenda Pau D'arco, Ceará, Brasil. Gradiente indica porcentagem do número de espécies em cada faixa, áreas em vermelho (acima de 50%) foram selecionadas para análise da paisagem sonora.



Fonte: O Autor (2017).

SELEÇÃO DOS ÍNDICES ACÚSTICOS

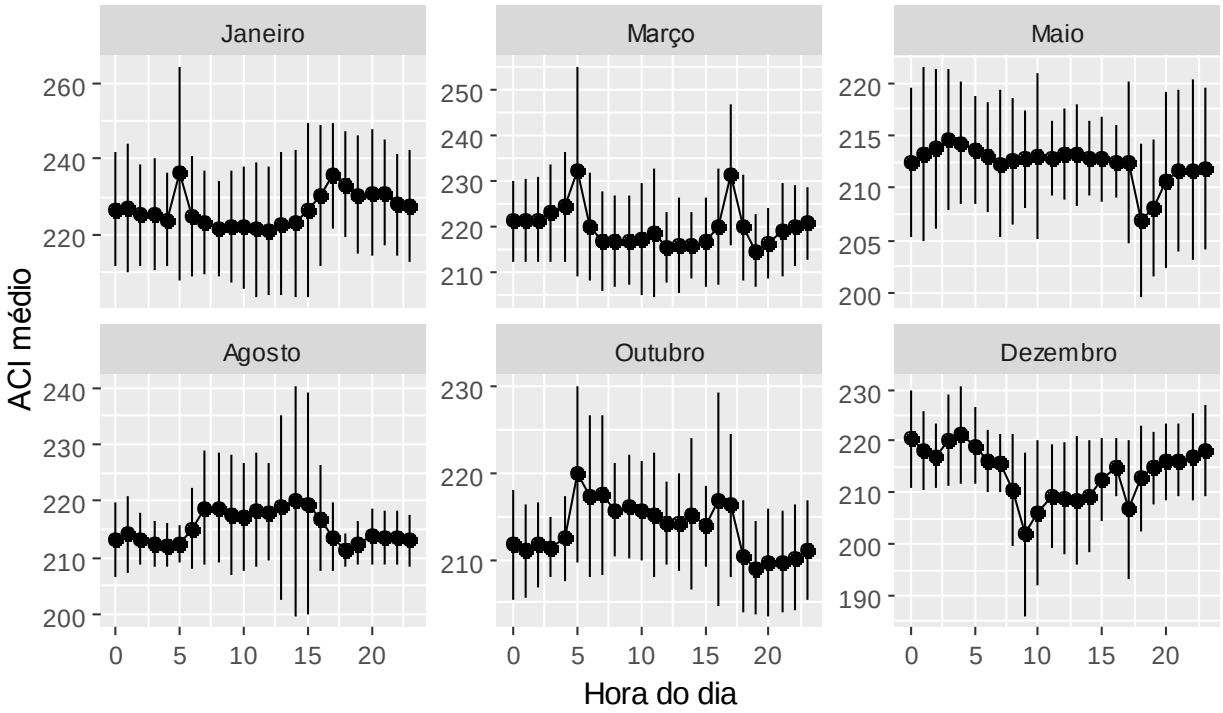
Considerando tanto o ciclo circadiano, como o ciclo ciranual observei que três dos índices (ACI, NDSI e *Bioacoustic index*) apresentam a dinâmica temporal compatível com os padrões de atividade vocal conhecida da avifauna (MCGREGOR, 2005), por isso, esses índices podem ser considerados representativos da atividade vocal da comunidade de aves da área. Os índices que representam a variação temporal da comunidade de aves da área foram também os índices que permitiram a filtragem dos sons para as faixas de frequência mais utilizadas pela avifauna (Tab. 2), indicando que o método de refinamento aplicado neste trabalho pode ser utilizado para acessar a paisagem sonora de um grupo alvo com menos interferências.

Embora os outros três índices, ADI, *Eveness index* e H (APÊNDICE C) tenham apresentado variações ao longo do dia, não foram identificados picos de atividade compatíveis com os padrões de atividade vocal conhecida das aves (MCGREGOR, 2005), indicando que aparentemente estes índices não são bons descritores da dinâmica diária da paisagem sonora das aves da Caatinga. Assim, de agora em diante o ADI, H e *Eveness index* não serão apresentados neste trabalho.

CICLO CIRCADIANO

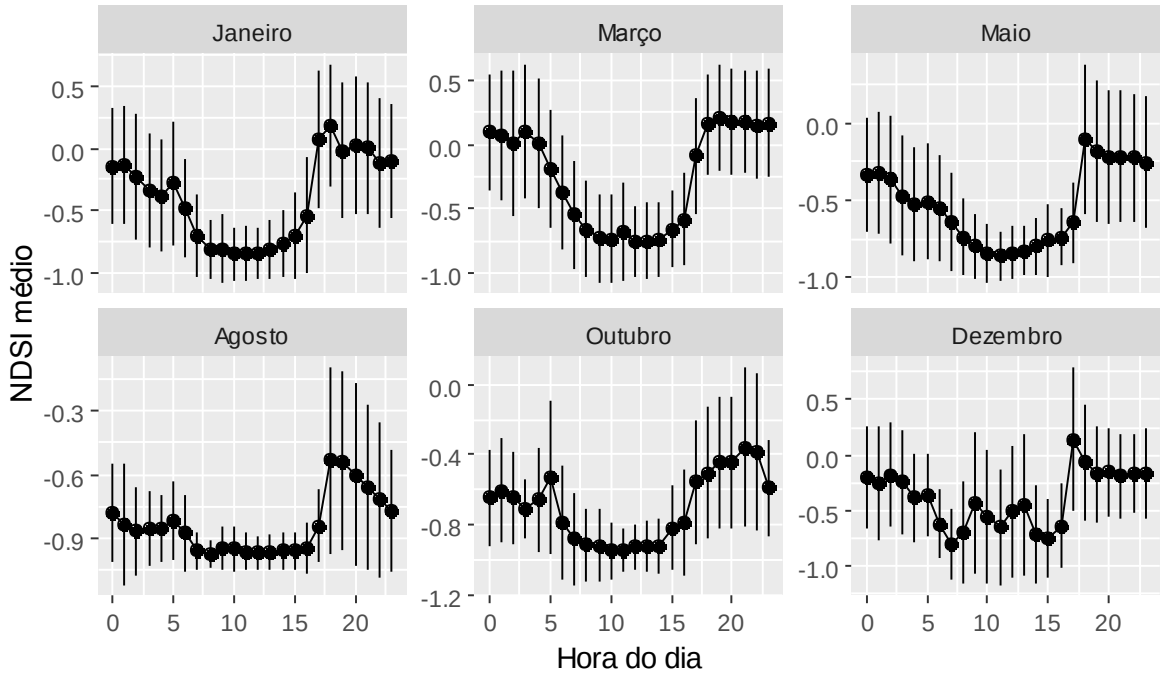
Os três índices selecionados mostraram em algum momento do ano uma clara variação ao longo do dia, onde os períodos diurno e noturno foram observados. Dentro desses períodos a variação diária conhecida da atividade vocal das aves apresenta dois picos nas vocalizações (MCGREGOR, 2005), conhecidos como coros do amanhecer (~5h00) e do crepúsculo (~18h00). Este padrão foi observado no ACI, NDSI e *Bioacoustic* index (Fig. 4-6). Os meses de janeiro e março mostraram maior variação na intensidade vocal da paisagem sonora, ultrapassando os 230 ACI médio, o 0 NDSI médio e o 1,8 *Bioacoustic Index* médio durante a manhã e no fim da tarde, respectivamente (Fig. 4-6). O ciclo circadiano do ACI e do *Bioacoustic index* nos meses de agosto e outubro também apresentou variação diária pronunciada na paisagem sonora. Indicando o padrão de coros do amanhecer prolondado (além das 5:00 AM) e perdurando por várias horas no intervalo entre os coros, período onde a atividade vocal tende a diminuir nos outros meses.

Fig. 4. Índice de complexidade acústica (ACI) médio diário na fazenda Pau D'arco em seis meses de 2016. Pontos indicam valores médios e linhas verticais indicam o desvio padrão em cada hora do dia.



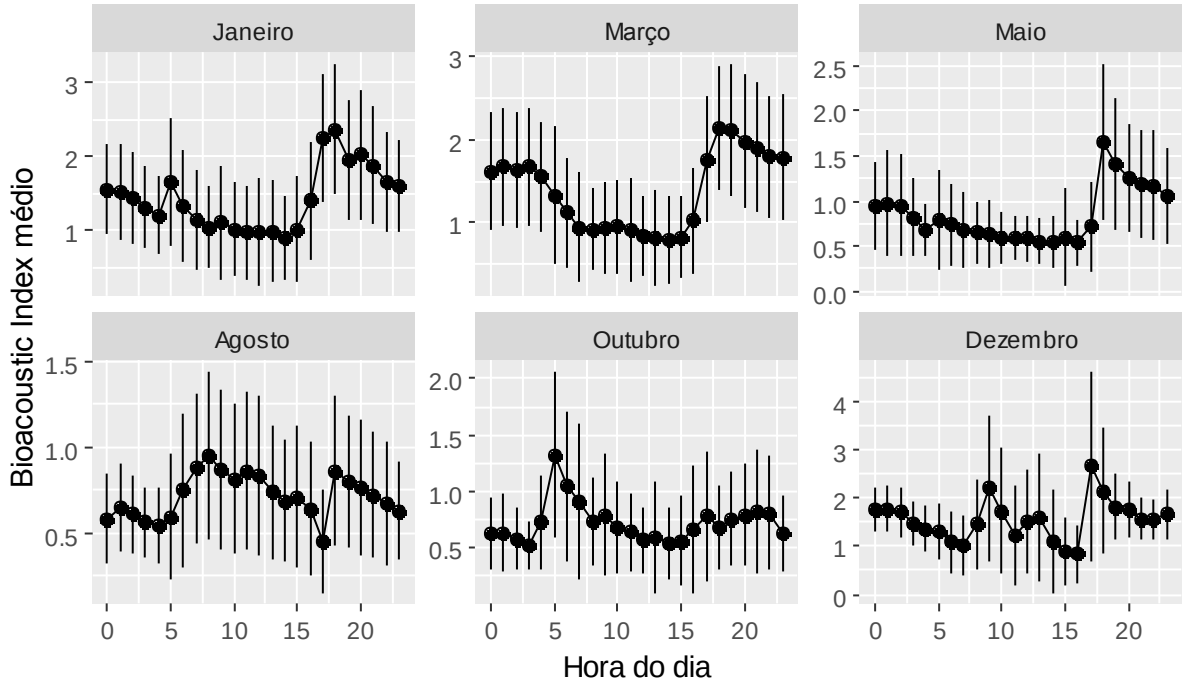
Fonte: O Autor (2017).

Fig. 5. Índice de Paisagem Sonora por Diferença Normalizada (NDSI) médio diário na fazenda Pau D'arco em seis meses de 2016. Pontos indicam valores médios e linhas verticais indicam o desvio padrão em cada hora do dia.



Fonte: O Autor (2017).

Fig. 6. Índice bioacústico (*Bioacoustic index*) médio diário na fazenda Pau D'arco em seis meses de 2016. Pontos indicam valores médios e linhas verticais indicam o desvio padrão em cada hora do dia.

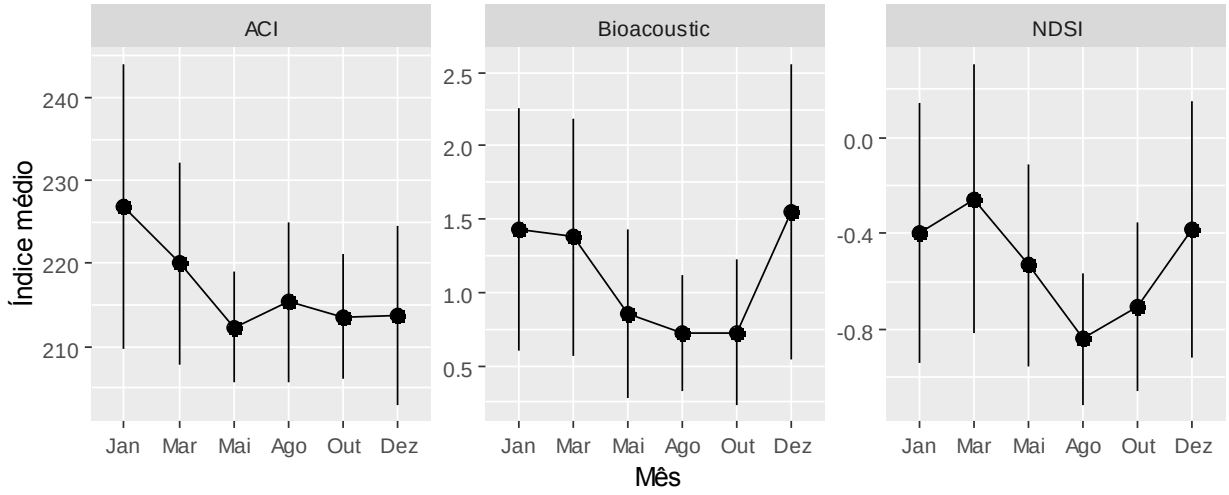


Fonte: O Autor (2017).

CICLO CIRCANUAL

Os índices analisados apresentaram padrão semelhante em relação ao período de estiagem da área, indicando menor atividade vocal na paisagem sonora, entre os meses de agosto a outubro (Fig. 6). Observei dois padrões nos três índices avaliados; o *Bioacoustic index* e o NDSI apresentaram alta intensidade da paisagem sonora das aves nos meses de janeiro, março e dezembro, durante a estaçao chuvosa (Fig. 6). Já o ACI apenas apresenta o pico de atividade vocal no mês de janeiro, seguido por uma redução em março e um padrão homogênio durante os meses remanescentes (Fig. 6). O ciclo circanual pressupoe um padrão cíclico consistente com o observado para o *Bioacoustic index* e o NDSI, indicando que esses índices são bons descritores da dinâmica anual da paisagem sonora da avifauna. O padrão anual apresentado pelo ACI não representa todas as variações de atividade vocal previstas num ciclo circanual, ao menos para a paisagem sonora das aves da área.

Fig. 6. Índice acústicos médios mensais da paisagem sonora da fazenda Pau D'arco em seis meses de 2016. Pontos indicam valores médios e linhas verticais indicam o desvio padrão em cada mês.

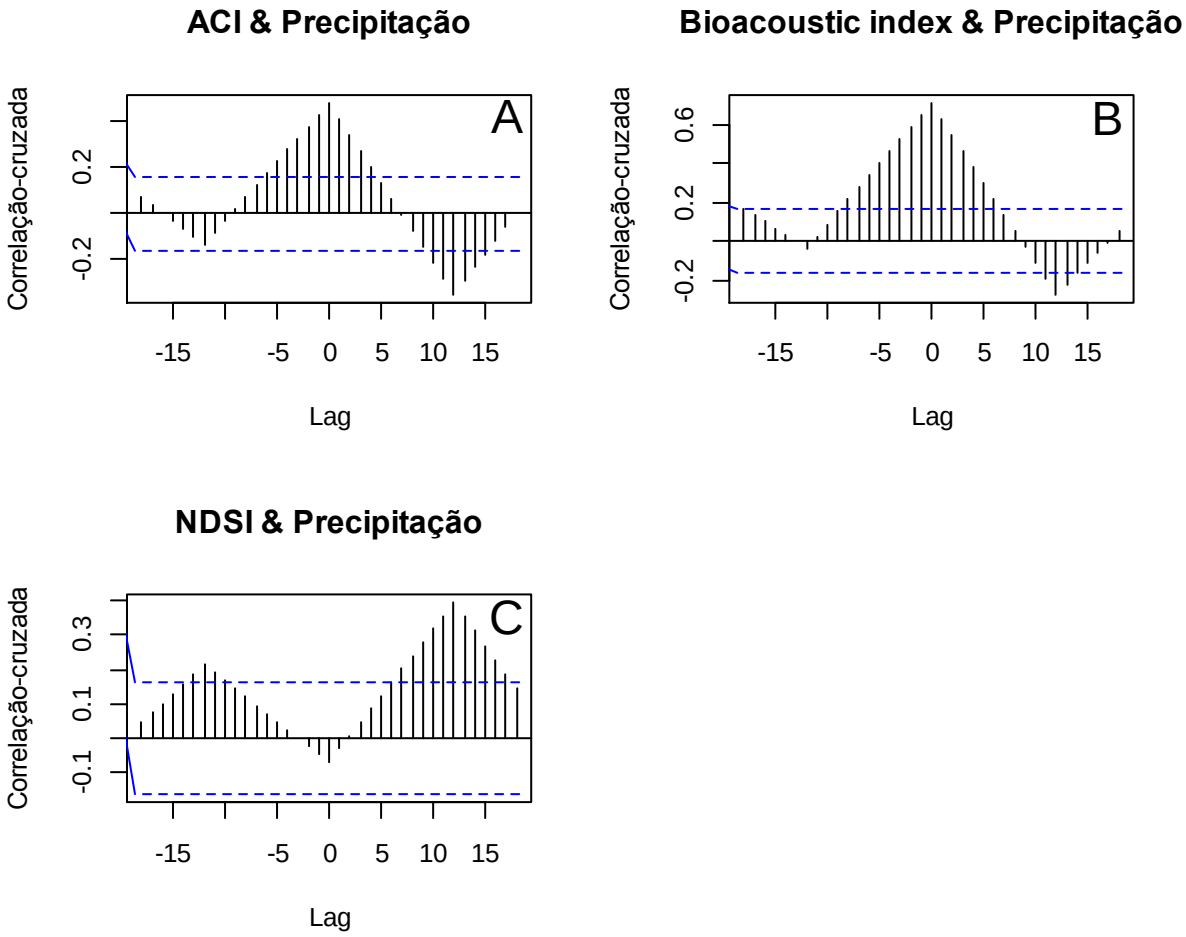


Fonte: O Autor (2017).

RELAÇÃO ENTRE PRECIPITAÇÃO E A PAISAGEM SONORA DA CAATINGA

O padrão de precipitações na área foi correlacionado positivamente com o ACI, NDSI e o *Bioacoustic index* (Fig. 7). Encontrei um coeficiente de correlação de *Pearson* de 48% entre a precipitação acumulada mensal e o ACI médio mensal (*Pearson* - ACI; coef = 0.48, t = 6.59, $p < 0.01$) e de 71% entre o *Bioacoustic index* mensal e a precipitação acumulada (*Pearson* - *Bioacoustic index*; coef = 0.71, t = 12.05, $p < 0.01$), porém o NDSI não demonstrou estar diretamente correlacionado com a precipitação nesta análise (*Pearson* - NDSI; coef = -0.06, t = -0.07, p = 0.43). Na análise de correlação cruzada entre as mesmas variáveis, observei que os coeficientes de correção significativos estão posicionados a 0 *lag* (sem atrasos) para ACI (Fig. 7A) e *Bioacoustic index* (Fig. 7B) e a entre 7-16 *lag* (com um atraso temporal de 7 a 16) para o NDSI (Fig. 7C). Isso indica um efeito imediato do padrão de chuvas no aumento da atividade vocal das aves baseado no ACI e *Bioacoustic index*. E embora a correlação direta não apresentou significância para o NDSI, a correlação cruzada indica que o índice está relacionado à ocorrência de chuvas, porém com um atraso de aproximadamente dois meses (7-16 *lag*). A variação dos coeficientes indica também um caráter sazonal na distribuição dos dados em ambos os índices testados.

Fig. 7. Correlação-cruzada entre o ACI, NDSI e *Bioacoustic index* e a precipitação acumulada em 2016 na fazenda Pau D'arco, Crato, Ceará, Brasil. Linhas tracejadas azuis indicam o nível de significância de 0.05.

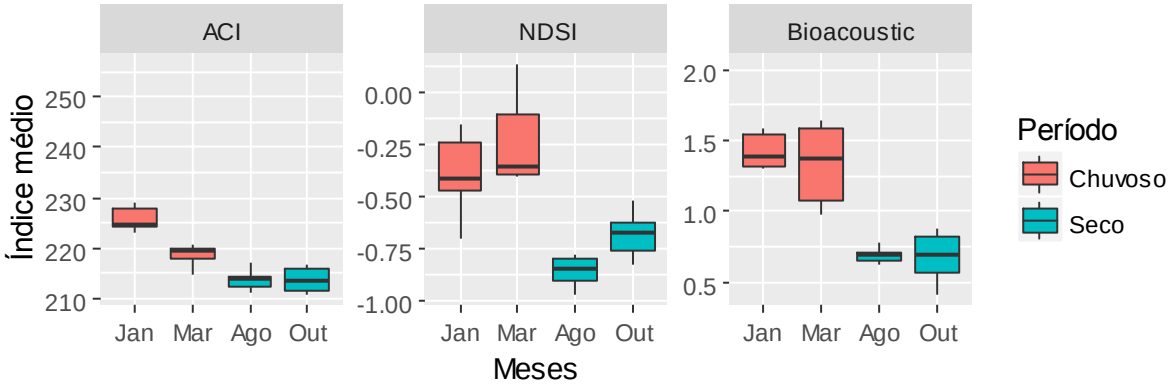


Fonte: O Autor (2017).

SAZONALIDADE DA PAISAGEM SONORA DA CAATINGA

Os três índices acústicos analisados indicaram uma dinâmica sazonal na variação da paisagem sonora das aves da área. Encontrei diferenças estatisticamente significativas relacionadas com a sazonalidade climática para todos os índices da paisagem sonora quando comparados entre os períodos seco e chuvoso (ANOVA; ACI – $F_{(1,70)} = 43.57$, $p < 0.01$; NDSI – $F_{(1,70)} = 91.67$, $p < 0.01$; *Bioacoustic index* – $F_{(1,70)} = 180.79$, $p < 0.01$) (Fig. 8). Os maiores valores de ACI, NDSI e *Bioacoustic index* em média, foram registrados durante a estação chuvosa, indicando maior atividade vocal da avifauna nesse período quando comparado ao período de estiagem na área. Estes resultados são consistentes com os observados no ciclo circanual e para o padrão de precipitações da área.

Fig. 8. Valores médios de três índices acústicos nos quatro meses amostrados (período chuvoso e seco) na fazenda Pau D'arco, Crato, Ceará, Brasil.



Fonte: O Autor (2017).

EFEITO DO MANEJO FLORESTAL

Os índices acústicos testados em relação ao manejo florestal utilizando as UPAs divididas em áreas manejadas e não manejadas não apresentaram diferenças significativas para a estação chuvosa (Tab. 3). Quando estas áreas foram comparadas com os dados da estação seca, em média o ACI e o *Bioacoustic index* foram maiores nas áreas manejadas do que em áreas não manejadas (Tab. 3), indicando maior atividade vocal das aves durante a estação seca nas áreas manejadas.

Tab. 3. Testes T de *Student* não pareado para os Índices acústicos entre as porções manejada e não manejada da área nos quatro meses amostrados (Ano interio) e nos períodos seco, chuvoso separadamente. $\alpha = 0.05$.

Período	Índice	t	gl	p
Chuvoso	ACI	-0.58	17.85	0.565
Chuvoso	NDSI	0.53	32.05	0.598
Chuvoso	Bioacoustic	-0.54	24.95	0.589
Seco	ACI	2.72	25.61	**0.011***
Seco	NDSI	1.85	29.14	0.074
Seco	Bioacoustic	2.92	32.83	**0.006***

Fonte: O Autor (2017).

RELAÇÃO ENTRE A CRONOSEQUÊNCIA DE CORTE DE MADEIRA E A PAISAGEM SONORA

Os testes de correlação bicaudal de *Pearson* não indicaram relação entre a cronosequência de manejo florestal e os índices acústicos analisados utilizando ambos os dados da estação seca e chuvosa (Tab. 4).

Tab. 4. Correlação de *Pearson* entre o índice de complexidade acústica e o tempo de corte para cada unidade manejada utilizando dados médios do ano e médios dos períodos chuvoso e seco separadamente.

Período	Índice	Coeficiente	p
Chuvoso	ACI	-0.177	0.453
Chuvoso	NDSI	-0.191	0.419
Chuvoso	Bioacoustic	-0.186	0.43
Seco	ACI	-0.144	0.542
Seco	NDSI	0.033	0.889
Seco	Bioacoustic	0.210	0.373

Fonte: O Autor (2017).

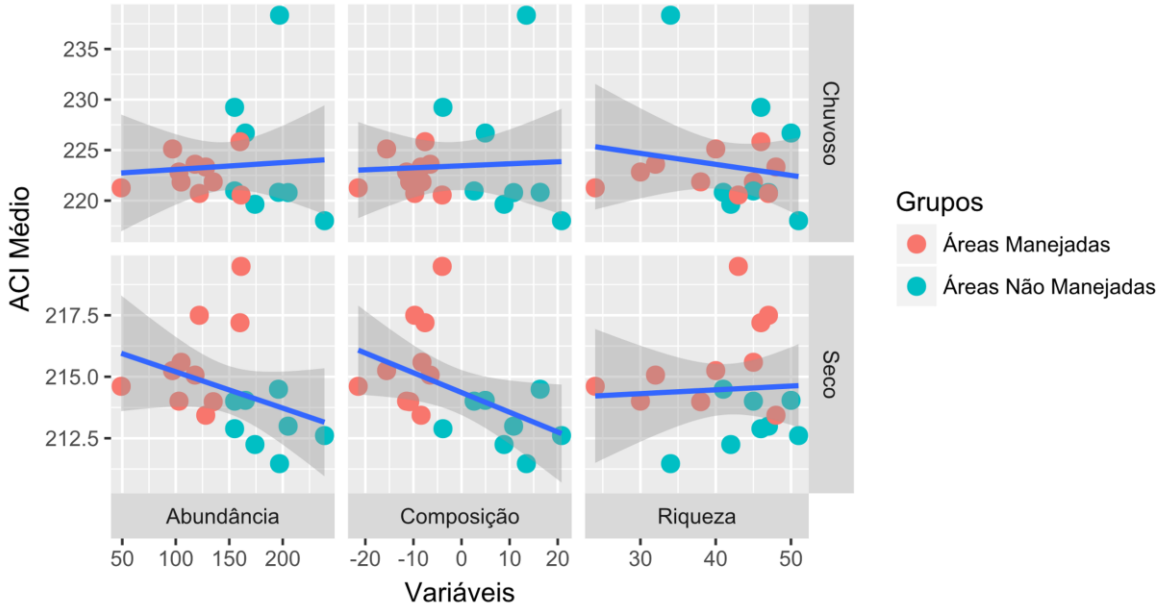
RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E COMPOSIÇÃO DAS ESPÉCIES DE AVES

A riqueza de espécies de aves registradas na área não apresentou relação significativa com os três índices acústicos avaliados, em ambos os cenários, seja usando os dados da estação chuvosa ou os dados da estação seca (Apêndice D). Aparentemente, a paisagem sonora da fazenda Pau D'arco representada pelo ACI, NDSI e o *Bioacoustic index* não descreve de forma adequada o número de espécies de aves registradas na área (Fig. 9-11).

Já a abundância observada das espécies de aves na fazenda mostrou relação inversa significativa com dois dos índices testados durante a estação seca (Regressão linear - ACI - Seca; $F_{(1,16)} = 4.78$, $p = 0.04$; Regressão linear - *Bioacoustic index* - Seca; $F_{(1,16)} = 6.79$, $p = 0.01$). O ACI (Fig. 9) e o *Bioacoustic index* (Fig. 11) apresentaram maiores valores médios nas áreas onde a abundância da comunidade de aves é menor, durante o período de estiagem. Observei também que as áreas onde os índices médios são mais altos e a abundância das espécies de aves é menor, são as áreas onde o manejo florestal já foi realizado (Fig. 9-11). Isso indica que durante a estação seca as áreas manejadas mostram mais atividade vocal da avifauna em camparação com as não manejadas, mesmo apresentando menos indivíduos. O NDSI não apresentou relação significativa com a abundância das aves na área, independente do período testado (Fig. 10, Apêndice D).

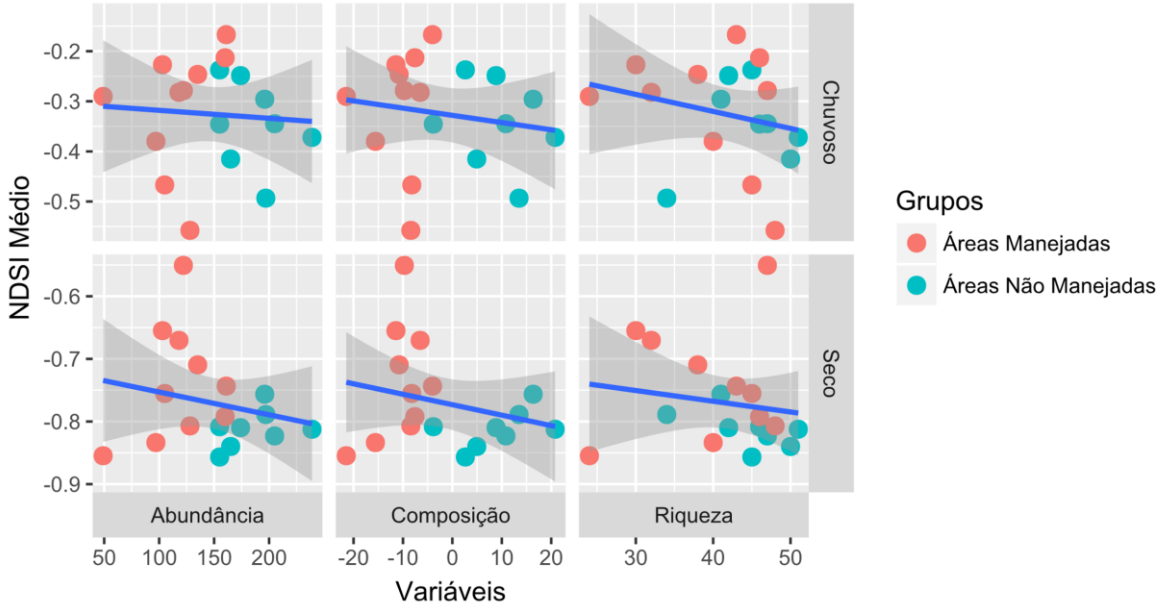
A composição da avifauna da área também apresentou relação significativa com o ACI e o *Bioacoustic index* durante o período seco (Regressão linear - ACI - Seca; $F_{(1,16)} = 4.63$, $p = 0.04$; Regressão linear - *Bioacoustic index* - Seca; $F_{(1,16)} = 6.54$, $p = 0.01$). De forma semelhante à abundância, a composição das espécies de aves foi diferente entre as áreas não manejadas e manejadas, e nesta última foram observadas as maiores médias dos dois índices durante a estação seca (Fig. 9 e 11). A relação entre a composição da avifauna e o NDSI não foi estatisticamente significativa (Fig. 10, Apêndice D).

Fig. 9. Regressões lineares entre o ACI médio e a riqueza, abundância e a composição das espécies de aves obtidas através de inventários tradicionais, testados durante as estações seca e chuvosa.



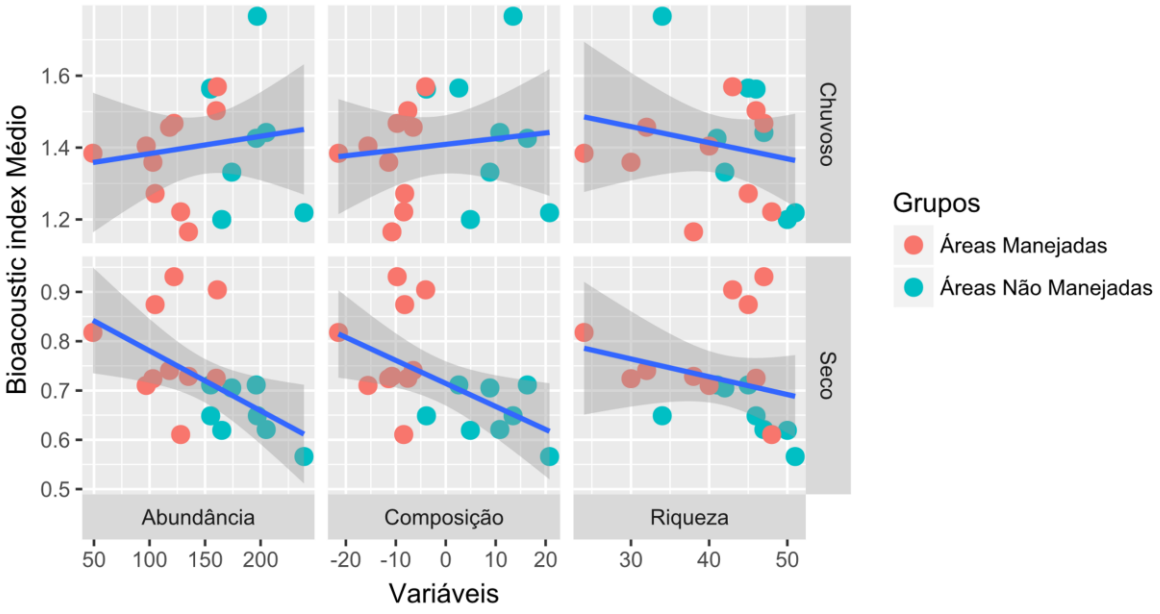
Fonte: O Autor (2017).

Fig. 10. Regressões lineares entre o NDSI médio e a riqueza, abundância e a composição das espécies de aves obtidas através de inventários tradicionais, testados durante as estações seca e chuvosa.



Fonte: O Autor (2017).

Fig. 11. Regressões lineares entre o *Bioacoustic index* e a riqueza, abundância e a composição das espécies de aves obtidas através de inventários tradicionais, testados durante as estações seca e chuvosa.



Fonte: O Autor (2017).

DISCUSSÃO

A análise da paisagem sonora e o uso de índices acústicos para entender as comunidadas animais e avaliar a qualidade dos ambientes ainda está em desenvolvimento (DEPRAETERE et al., 2012; SUEUR et al., 2014). Embora nos últimos anos o estudo das paisagens sonoras tenha se consolidado como ciência (FARINA; PIERETTI, 2012), ainda é necessária uma boa calibração dos índices nos diferentes ecossistemas (SUEUR et al., 2014). Neste trabalho, o primeiro do tipo em toda a Caatinga, demonstro a utilidade de alguns índices acústicos para avaliar as comunidades de aves, mas também alerto sobre o uso indiscriminado de índices para estudos de paisagens sonoras. Utilizando conhecimentos gerais sobre os ciclos circadianos das aves, onde estas vocalizam sabidamente com mais frequência durante as primeiras horas do dia (coros do amanhecer), foi possível avaliar quais índices podem ser úteis e quais não, para descrever padrões da paisagem sonora das aves. Neste estudo, desenvolvi uma metodologia que pode ser aplicada em qualquer estudo bioacústico para maximizar os resultados da ornitofonia. Com um conhecimento básico da fauna da área de estudo, foi possível avaliar quais as faixas de frequência mais utilizadas pela avifauna, e assim orientar o uso dos índices que permitem este tipo de filtros, para registrar principalmente as aves da área de estudo.

Os limites de frequência são comumente ajustados a fatores ambientais, e sua estruturação para evitar a degradação sonora que as vocalizações sofrem durante a propagação

no ambiente é conhecida como Hipótese de Adaptação Acústica (EY; FISCHER, 2009). A transmissão de sons de baixa frequência em ambientes florestais onde a absorção e reflexão das vibrações é maior em oposição a vocalizações de alta frequência que se propagam com menos interferências em ambientes abertos é conhecida na bioacústica (BONCORAGLIO; SAINO, 2007) e evidências empíricas sugerem que diferentes ambientes possuem 'janelas acústicas' (faixas de frequência onde as vibrações sonoras viajam com menos obstruções) diferentes (MORTON, 1975). Em florestas tropicais estudos sugerem que a faixa entre 1.5-2.5 kHz é onde ocorre a melhor 'janela acústica' (SEDDON, 2005), enquanto em florestas de coníferas a vegetação contribui para propagação de sons entre 1-3 kHz (WILEY, 1991). Embora esta informação não esteja disponível para a área de estudo, o método de refinamento utilizado neste trabalho forneceu os limites de frequência entre 2-4.5 kHz como os ocupados pela maioria das espécies de aves que ocorrem na área. Faixa de frequência mais alta que pode estar relacionada a menor ocorrência de árvores de troncos largos na Caatinga em comparação as florestas tropicais decíduas.

Assim, usando três índices acústicos foi possível detectar o ciclo circadiano das aves na área de estudo, e também avaliar mudanças no ciclo circanual e relacionar estes índices com i) a sazonalidade da área, ii) o padrão de chuvas, iii) as caractersisticas da vegetação, iv) o manejo florestal, e v) a riqueza, abundancia e composição das espécies de aves registradas em inventários de aves realizados anteriormente. Os ciclos circadiano e circanual da paisagem sonora foram relacionados com a variação da comunidade de aves da área, indicando alta atividade vocal nos horários conhecidos de forrageio e defesa de territórios, e durante o período reprodutivo das espécies. Os índices acústicos apresentaram variação sazonal na paisagem sonora e relação direta com o padrão de precipitações na área, indicando que durante a estação chuvosa, a comunidade de aves atinge o máximo de suas vocalizações.

A paisagem sonora da fazenda não apresentou relação com a qualidade da vegetação através da cronosequência de corte, assumindo que esta se regenerou desde o corte sofrido pelo manejo. Já o manejo florestal mostrou influência nos índices acústicos durante a estação seca nas áreas manejadas, sugerindo uma influência externa na atividade vocal das aves nesse período. Finalmente, a riqueza de espécies de aves não mostrou relação com os índices acústicos, já a abundância e composição das aves foram inversamente relacionadas a paisagem sonora, indicando maior atividade vocal nas áreas com menor abundância de espécies observada e que já foram manejadas. É possível que algumas poucas espécies vocalmente ativas dominem a paisagem acústica nestas áreas, resultando em valores elevados de atividade vocal.

O paradigma de comunicação um-a-um é amplamente utilizado em trabalhos de bioacústica (MCGREGOR, 2005), porém o recente desenvolvimento de gravadores autônomos permitiu a mudança de escala, a nível de comunidades (SUEUR et al., 2014). Embora gravadores autônomos tenham a capacidade de coletar grande volume de dados (PIJANOWSKI et al., 2011a), um refinamento é necessário para que estimativas confiáveis possam ser utilizadas (SUEUR et al., 2014). Neste trabalho utilizamos um método de refinamento baseado no uso das bandas de frequência mais utilizadas pela avifauna da área, através de gravações disponíveis num banco de dados *online*. Essa informação foi utilizada no cálculo dos índices, quando matematicamente possível. Entre os índices analisados, o ACI e o *Bioacoustic index* permitiram a seleção completa das frequências alvo (Tab. 1). E os resultados obtidos neste estudo sugerem que estes dois índices descreveram de forma mais adequada o padrão de atividade das aves, quando comparados aos outros (Fig. 4-6). Esse método de seleção das bandas de frequência pode representar uma alternativa de refinamento nas análises da paisagem sonora. Porém, são necessários mais estudos focados na avaliação da eficiência do método. Com isso, além das frequências-limite das vocalizações alvo utilizadas neste trabalho, outras variáveis poderiam ser incluídas, como as frequências de máxima energia.

Os índices acústicos ACI, NDSI e *Bioacoustic index* mostraram-se os mais próximos da variação conhecida da atividade vocal das aves da Caatinga durante o ciclo circadiano; os coros do amanhecer e do crepúsculo foram observados apenas para estes índices. Durante esses dois períodos, aproximadamente 5:00 AM para o coro do amanhecer e 6:00 PM para o coro crepuscular foram observados os maiores valores dos três índices, indicando a máxima atividade vocal do dia nesses horários (RUIZ-ESPARZA et al., 2012). Porém, o padrão de atividade diária variou ao longo do período amostrado, e essa variação pode estar associada a mudanças fisiológicas nas aves (GWINNER; BRANDSTÌTTER, 2001) ou à disponibilidade de recursos alimentares (VASCONCELLOS et al., 2010). Durante os meses de agosto e outubro, o padrão diário de atividade variou em relação aos outros meses. Estudos de fenologia reprodutiva de espécies vegetais na Caatinga sugerem que algumas espécies frutificam com atraso em relação às chuvas, adicionando fontes alimentares durante a estação seca (GOMES; QUIRINO; ARAUJO, 2014). É possível que esse pico de atividade vocal durante o período de estiagem esteja relacionado com a disponibilidade de recursos alimentares em meio a estiagem, mas dados fenológicos são necessários para testar esta possibilidade.

O ciclo circanual foi consistente com o período de atividade vocal conhecido para as aves no *Bioacoustic index* e o NDSI. Embora o ACI tenha apresentado altos valores em janeiro e março, não observei tendência de retorno a esses valores em dezembro como nos índices anteriores. A alta atividade vocal no início do ano é consistente com o período chuvoso, que coincide com a estação reprodutiva para a maioria das espécies de aves da Caatinga (CAVALCANTI; PAIVA; FRANÇA, 2016). Neste período, os gastos energéticos das espécies são altos (ARAUJO et al., 2017), com a defesa de territórios (MOLLER, 1991), cuidado parental (GIRÃO; SOUTO, 2005) e outros comportamentos reprodutivos. Com isso, os valores do ACI, NDSI e *Bioacoustic index* atingiram seu máximo, em resposta a alta atividade vocal. Em dezembro, os índices também apresentaram valores semelhantes aos de janeiro para o NDSI e o *Bioacoustic index* (Fig. 6) indicando que o padrão de atividade vocal se inicia antes do início das chuvas. Durante os meses remanescentes, a baixa atividade vocal das aves pode ser explicada pela baixa disponibilidade de recursos alimentares na estação seca (ARAUJO et al., 2017).

O padrão de precipitações na área e o ACI e *Bioacoustic index* mostraram correlação direta e sincronizada. O período de maior precipitação acumulada coicide com o período de maior atividade da avifauna (ARAUJO et al., 2017). Pesquisas anteriores na área indicaram que a maioria das espécies de aves que ocorrem na fazenda são consideradas insetívoras ou insetívoras/frugívoras (LIMA et al., *in prep*). E evidências sugerem que a abundância de insetos aumenta durante a ocorrência de chuvas em áreas de Caatinga (ARAUJO et al., 2017; VASCONCELLOS et al., 2010). Assim, a alta atividade vocal das aves no período de chuvas aparentemente pode ser uma resposta ao aumento na disponibilidade de recursos alimentares nesse período. A paisagem sonora da área mostrou diferenças significativas nas épocas seca e chuvosa (Fig. 8). O padrão sazonal é reconhecido no ecossistema (DE ALBUQUERQUE et al., 2012), e diferenças entre a estação chuvosa e a época de estiagem são decorrentes do baixo volume de chuvas na maior parte do ano, onde os recursos são escassos (ARAUJO et al., 2017) e poucas espécies defendem territórios. Assim como a precipitação, evidências sugerem que outras variáveis climáticas, como umidade, estão associadas com a abundância de insetos (VASCONCELLOS et al., 2010). Estudos com esta e outras variáveis são necessários para entender a relação entre a paisagem sonora da Caatinga e outros fatores abióticos, além da precipitação.

Neste trabalho não foram observadas diferenças para os índices quando comparados entre as áreas manejadas e não manejadas durante a estação chuvosa. Já no período de estiagem o, ACI e o *Bioacoustic index*, registraram valores médios maiores nas áreas não

manejadas. Um estudo anterior na área, avaliando o efeito do manejo sobre a avifauna através de censos tradicionais indicou que espécies dependentes da floresta são afetadas negativamente pelo manejo, enquanto que espécies semi- e independentes da floresta aparentemente não são afetadas (RIBEIRO et al., *in prep*). As espécies consideradas dependentes florestais representam 27% (27 dep./100 total) das aves registradas na área (APÊNDICE A) e em muitos casos são espécies conspícuas ou de baixa detectabilidade (Capítulo 1 desta dissertação). Assim, é possível que a paisagem sonora das espécies semi- e independentes exerça mais influência sobre o total de vocalizações em comparação a paisagem sonora das espécies dependentes. As técnicas atuais de análise da paisagem sonora não permitem esse nível de refinamento (SUEUR et al., 2014). Porém, é possível que utilizando o método de filtragem deste trabalho apenas para as espécies dependentes florestais, a paisagem sonora seja mais representativa dessas espécies e possa ser avaliada quanto ao efeito do manejo florestal.

A avaliação da qualidade ambiental através da paisagem sonora é um dos objetivos atuais de muitos pesquisadores da área (FARINA; PIERETTI, 2012, 2014; FULLER et al., 2015). Evidências empíricas sugerem que a paisagem sonora está relacionada a variáveis ambientais (FULLER et al., 2015), seja em larga escala como um gradiente urbano-rural (JOO; GAGE; KASTEN, 2011) ou em fina escala, através da estrutura vertical da floresta (PEKIN et al., 2012). Em uma pesquisa anterior, a cronosequência de corte de madeira na área apresentou relação direta com a composição da comunidade de aves (RIBEIRO et al., *in prep*) e os resultados deste estudo indicam relação direta entre a composição da avifauna e a paisagem sonora (Fig. 9 e 11). Entretanto, neste trabalho não observei relação significativa entre a cronosequência de corte de madeira e a paisagem sonora da área. Estudos de cronosequências são amplamente utilizados em áreas sucessionais por fornecer uma abordagem da dinâmica espaço-temporal considerada como um ‘experimento natural’ (FUKAMI; WARDLE, 2005). Porém, evidências sugerem que ambientes intensamente perturbados podem resultar em deflexão nas séries, dificultando a determinação de conexões temporais entre os diferentes estágios de regeneração (WALKER et al., 2010). Assim, em ambientes como a área de estudo, o uso de cronosequências pode ser considerado inapropriado para avaliar a qualidade ambiental através da paisagem sonora.

A avaliação da biodiversidade é um dos maiores desafios da ecologia da paisagem sonora (SUEUR et al., 2008). Considerando a riqueza de espécies, tentativas bem sucedidas de relacionar índices acústicos ao número de espécies identificadas por monitoramente auditivo das gravações já foram realizadas (DEPRAETERE et al., 2012). Porém, uma clara e

confiável correlação entre paisagem sonora e a diversidade das comunidades ainda não foi estabelecida (SUEUR et al., 2014). A riqueza de espécies de aves da fazenda obtida através dos censos tradicionais não apresentou relação significativa com a paisagem sonora registrada. Evidências sugerem que entre os diferentes aspectos das comunidades, a riqueza de espécies é um dos mais difíceis de acessar através dos índices acústicos (GASC et al., 2015). Simulações de paisagens sonoras com espécies conhecidas, indicam que os índices aumentam com o aumento da riqueza de espécies (GASC et al., 2015). Entretanto, isso não foi observado em campo. Entre as condições para que um índice consiga estimativas acuradas da riqueza de espécies estão uma alta taxa de sinal-ruído (KENDRICK et al., 2016), insensibilidade a identidade das espécies, independência da equitabilidade das espécies e das sobreposições das vocalizações (GASC et al., 2015). Até o momento não existem nenhum índice acústico que cumpra todos esses requisitos (GASC et al., 2015), porém os avanços nos testes (FULLER et al., 2015) e suas potencialidades sugerem que nos próximos anos os índices sejam robustos o suficientes para serem utilizados (SUEUR et al., 2014).

A abundância e a composição das espécies de aves foram inversamente correlacionadas com o ACI e o *Bioacoustic index*. Esta relação indica que os índices diminuem com o aumento da abundância e mudança na composição das espécies. Além disso, os valores mais altos dos índices foram encontrados nas UPAs manejadas. Surpreendentemente, os índices acústicos testados estimaram maior atividade vocal nas áreas perturbadas e com comparativamente menos indivíduos. Duas hipóteses distintas e não excludentes podem justificar estes resultados, incluindo i) o efeito de fatores externos a comunidade vocal e ii) a influência de espécies dominantes e vocalmente ativas em áreas manejadas com menor diversidade de espécies. Diversos fatores podem reduzir a taxa sinal-ruído e influenciar os índices acústicos. Sons geofônicos como o vento podem afetar consideravelmente a diversidade acústica, produzindo estimativas pouco representativas (GASC et al., 2015). Estudos sugerem que áreas influenciadas por atividades humanas, como o manejo florestal, tendem a apresentar mais áreas abertas e maior circulação de vento (RIBEIRO-NETO et al., 2016). Durante a estação seca na Caatinga, a incidência do vento é ainda maior por conta da natureza descídua das plantas do ecossistema (ARAÚJO et al., 2008). Com isso, uma alta circulação de vento nas áreas manejadas, potencializada na estação seca, poderia influenciar o cálculo dos índices e enviesar a amostragem dessa área, indicando atividade vocal inexistente. Por outro lado, a influência de espécies dominantes e vocalmente ativas nas áreas manejadas não pode ser descartada. Diferentes métodos de amostragem de aves na área realizados previamente, sugerem que ao menos duas espécies de aves endêmicas

apresentam alta abundância nas áreas manejadas em decorrência de um efeito indireto do manejo e estas possuem uma elevada detectabilidade (RIBEIRO et al., *in prep*, Capítulo 1 desta dissertação). Nesse cenário, é possível inferir que estas espécies que aparentemente dominam o ambiente e vocalizam muito possam influênciar a atividade vocal da paisagem sonora nas áreas manejadas em função da disponibilidade de alimento provocada pelo manejo florestal durante a estação seca.

CONCLUSÕES

Assim, concluí que o entre os índices acústicos testados o ACI e o *Bioacoustic index* foram os melhores descritores da paisagem sonora desta área da Caatinga. O ciclo circadiano e circanual para esses índices foram os mais coerentes com o padrão de atividade das aves e parecem representar a variação temporal na atividade vocal da avifauna. O ACI e o *Bioacoustic index* também indicaram que o pico de atividade acústica das aves está sincronizado com a precipitação na Caatinga. Além disso, o padrão sazonal da paisagem sonora demostrou que o clima influencia diretamente na dinâmica temporal das aves no ecossistema. Os índices acústicos testados embora mostrem resultados consistentes na avaliação da dinâmica temporal, parecem não acessar perfeitamente a comunidade vocal, o que influencia diretamente a conexão entre a paisagem sonora e o ambiente. Aspectos da comunidade como a riqueza de espécies ainda são desafios da ecologia da paisagem sonora. A relação entre os índices acústicos e a abundância e composição das espécies de aves parece ter potencial, porém os problemas para a obtenção de estimativas confiáveis da paisagem sonora tornam os resultados pouco conclusivos. Os índices acústicos devem avançar nos próximos anos na robustez e de suas estimativas e assim se tornar uma ferramenta importante na avaliação da biodiversidade, este processo não descredencia abordagens espécie-específicas que proporcionam avaliações confiáveis das populações e da dinâmica das espécies. É possível que as duas abordagens coexistam e se auxiliem na obtenção de dados confiáveis sobre a diversidade biológica.

REFERÊNCIAS

ALVES, M. A. S. Sistemas de migrações de aves em ambientes terrestres no Brasil: exemplos, lacunas e propostas para o avanço do conhecimento. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, n. 2, p. 231–238, 2007.

ANDRÉN, H. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. **Oikos**, v. 71, n. 3, p. 355, 1994.

ARAÚJO, A. O.; MENDONÇA, L. A. R.; LIMA, M. G. de S.; FEITOSA, J. V.; SILVA, F. J. A. da; NESS, R. L. L.; FRISCHKORN, H.; SIMPLÍCIO, A. A. F.; KERNTOPF, M. R. Modificações nas propriedades dos solos de uma área de manejo florestal na Chapada do Araripe. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p. 754–762, jun. 2013.

ARAÚJO, C. S.; CANDIDO, D. M.; ARAÚJO, H. F. P. de; DIAS, S. C.; VASCONCELLOS, A. Seasonal variations in scorpion activities (Arachnida: Scorpiones) in an area of Caatinga vegetation in northeastern Brazil. **Zoologia**, v. 27, n. 3, p. 372–376, jun. 2010.

ARAÚJO, E.; NOGUEIRA, R. J. M. C.; SILVA, S. I.; SILVA, K. A.; SANTOS, A. V. C.; SANTIAGO, G. A. Ecofisiologia de plantas da caatinga e implicações na dinâmica das populações e do ecossistema. **Biodiversidade, potencial econômico e processos eco-fisiológicos em ecossistemas nordestinos**, p. 329–361, 2008.

ARAUJO, H. F. P. De; VIEIRA-FILHO, A. H.; BARBOSA, M. R. D. V; DINIZ-FILHO, J. A. F.; SILVA, J. M. C. da. Passerine phenology in the largest tropical dry forest of South America: effects of climate and resource availability. **Emu Austral Ornithology**, v. 117, n. 1, p. 78–91, 2017.

BARLOW, J.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LEES, A. C.; NALLY, R. Mac; THOMSON, J. R.; FERRAZ, S. F. de B.; LOUZADA, J.; OLIVEIRA, V. H. F.; PARRY, L.; RIBEIRO DE CASTRO SOLAR, R.; VIEIRA, I. C. G.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BEGOTTI, R. A.; BRAGA, R. F.; CARDOSO, T. M.; JR, R. C. de O.; SOUZA JR, C. M.; MOURA, N. G.; NUNES, S. S.; SIQUEIRA, J. V.; PARDINI, R.; SILVEIRA, J. M.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; VEIGA, R. C. S.; VENTURIERI, A.; GARDNER, T. A. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, p. 1–16, 2016.

BIOACOUSTICS RESEARCH PROGRAM. **Raven Pro: Interactive Sound Analysis Software (Version 1.5) [Computer software]**Ithaca, NY: The Cornell Lab of Ornithology, 2014. .

BLAKE, J. G. Temporal Variation in Point Counts of Birds in a Lowland Wet Forest in Costa Rica. **The Condor**, v. 94, n. 1, p. 265–275, fev. 1992.

BOELMAN, N. T.; ASNER, G. P.; HART, P. J.; MARTIN, R. E. Multi-Trophic Invasion Resistance in Hawaii: Bioacoustics, Field Surveys, and Airborne Remote Sensing. **Ecological Applications**, v. 17, n. 8, p. 2137–2144, 2007.

BONCORAGLIO, G.; SAINO, N. Habitat structure and the evolution of bird song: A meta-analysis of the evidence for the acoustic adaptation hypothesis. **Functional Ecology**, v. 21, n. 1, p. 134–142, 1 fev. 2007.

BOTTELDOOREN, D.; DE COENSEL, B.; DE MUER, T. The temporal structure of urban soundscapes. **Journal of Sound and Vibration**, v. 292, n. 1–2, p. 105–123, abr. 2006.

CAVALCANTI, L. M. P.; PAIVA, L. V. de; FRANÇA, L. F. Effects of rainfall on bird reproduction in a semi-arid Neotropical region. **Zoologia (Curitiba)**, v. 33, n. 6, 2016.

DE ALBUQUERQUE, U. P.; DE LIMA ARAÚJO, E.; EL-DEIR, A. C. A.; DE LIMA, A. L. A.; SOUTO, A.; BEZERRA, B. M.; FERRAZ, E. M. N.; MARIA XAVIER FREIRE, E.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; LAS-CASAS, F. M. G.; DE MOURA, G. J. B.; PEREIRA, G. A.;

DE MELO, J. G.; ALVES RAMOS, M.; RODAL, M. J. N.; SCHIEL, N.; DE LYRA-NEVES, R. M.; ALVES, R. R. N.; DE AZEVEDO-JÚNIOR, S. M.; TELINO JÚNIOR, W. R.; SEVERI, W. Caatinga revisited: ecology and conservation of an important seasonal dry forest. **TheScientificWorldJournal**, v. 2012, p. 205182, jan. 2012.

DE SOLLA, S. R.; SHIROSE, L. J.; FERNIE, K. J.; BARRETT, G. C.; BROUSSEAU, C. S.; BISHOP, C. a. **Effect of sampling effort and species detectability on volunteer based anuran monitoring programsBiological Conservation**, 2005. .

DEPRAETERE, M.; PAVOINE, S.; JIGUET, F.; GASC, A.; DUVAIL, S.; SUEUR, J. Monitoring animal diversity using acoustic indices: Implementation in a temperate woodland. **Ecological Indicators**, v. 13, n. 1, p. 46–54, 2012.

DOMINONI, D. M.; HELM, B.; LEHMANN, M.; DOWSE, H. B.; PARTECKE, J. Clocks for the city: circadian differences between forest and city songbirds. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 280, n. 1763, 5 jun. 2013.

DUNLAP, J. C.; LOROS, J. J.; DECOURSEY, P. J. **Chronobiology: biological timekeeping**. 6th. ed. Sunderland, Mass: Sinauer Associates, 2004.

EY, E.; FISCHER, J. The "acoustic adaptation hypothesis"—a review of the evidence from birds, anurans and mammals. **Bioacoustics**, v. 19, n. 1–2, p. 21–48, 1 jan. 2009.

FARINA, A.; LATTANZI, E.; MALAVASI, R.; PIERETTI, N.; PICCIOLI, L. Avian soundscapes and cognitive landscapes: Theory, application and ecological perspectives. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 9, p. 1257–1267, 2011.

FARINA, A.; PIERETTI, N. **The soundscape ecology: A new frontier of landscape research and its application to islands and coastal systemsJournal of Marine and Island Cultures**Institution for Marine and Island Cultures, Mokpo National University, , 2012. .

FARINA, A.; PIERETTI, N. Sonic environment and vegetation structure: A methodological approach for a soundscape analysis of a Mediterranean maqui. **Ecological Informatics**, v. 21, p. 120–132, maio 2014.

FARINA, A.; PIERETTI, N.; PICCIOLI, L. The soundscape methodology for long-term bird monitoring: A Mediterranean Europe case-study. **Ecological Informatics**, v. 6, n. 6, p. 354–363, 2011.

FUKAMI, T.; WARDLE, D. A. Long-term ecological dynamics: reciprocal insights from natural and anthropogenic gradients. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 272, n. 1577, p. 2105–2115, 22 out. 2005.

FULLER, S.; AXEL, A. C.; TUCKER, D.; GAGE, S. H. Connecting soundscape to landscape: Which acoustic index best describes landscape configuration? **Ecological Indicators**, v. 58, n. February 2016, p. 207–215, 2015.

FURNESS, R. W.; GREENWOOD, J. J. D. **Birds as Monitors of Environmental Change**. 1. ed. Springer Netherlands, 1993.

GASC, A.; PAVOINE, S.; LELLOUCH, L.; GRANDCOLAS, P.; SUEUR, J. Acoustic indices for biodiversity assessments: Analyses of bias based on simulated bird assemblages and recommendations for field surveys. **Biological Conservation**, v. 191, p. 306–312, 2015.

GIRÃO, W.; SOUTO, A. Breeding period of Araripe Manakin Antilophia bokermanni inferred from vocalisation activity. 2005.

GOMES, V.; QUIRINO, Z.; ARAUJO, H. Frugivory and seed dispersal by birds in Cereus jamacaru DC. ssp. jamacaru (Cactaceae) in the Caatinga of Northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 32–40, fev. 2014.

GWINNER, E. Circadian and Circannual Programmes in Avian Migration. **The Journal of Experimental Biology**, v. 199, n. 1, p. 39–48, 1 jan. 1996.

GWINNER, E. Circannual rhythms in birds. **Current Opinion in Neurobiology**, v. 13, n. 6, p. 770–778, dez. 2003.

GWINNER, E.; BRANDSTÌTTER, R. Complex bird clocks. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 356, n. 1415, p. 1801–1810, 2001.

IBGE. **Mapa de Biomas e de Vegetação**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>.

JOO, W.; GAGE, S. H.; KASTEN, E. P. Analysis and interpretation of variability in soundscapes along an urban-rural gradient. **Landscape and Urban Planning**, v. 103, n. 3–4, p. 259–276, 2011.

JORDANO, P. Spatial and Temporal Variation in the Avian-Frugivore Assemblage of Prunus mahaleb: Patterns and Consequences. **Oikos**, v. 71, n. 3, p. 479, dez. 1994.

KASTEN, E. P.; GAGE, S. H.; FOX, J.; JOO, W. The remote environmental assessment laboratory's acoustic library: An archive for studying soundscape ecology. **Ecological Informatics**, v. 12, p. 50–67, 2012.

KENDRICK, P.; LOPEZ, L.; WADDINGTON, D.; YOUNG, R. Assessing the Robustness of Soundscape Complexity Indices. **23rd international Congress on Sound and Vibration**, n. August, p. 1–8, 2016.

LAS-CASAS, F. M. G.; JÚNIOR, S. M. D. A.; DIAS, M. M.; BIANCHI, C. A. Community structure and bird species composition in a caatinga of Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 20, n. 3, p. 302–311, 2012.

LAURANCE, W. F. Have we overstated the tropical biodiversity crisis? **Trends in ecology & evolution**, v. 22, n. 2, p. 65–70, fev. 2007.

LEAL, I. R.; DA SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; LACHER, T. E. Changing the Course of Biodiversity Conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil\rCambiando el Curso de la Conservación de Biodiversidad en la Caatinga del Noreste de Brasil. **Conservation Biology**, 2005.

LEVEY, D. J. Spatial and Temporal Variation in Costa Rican Fruit and Fruit-Eating Bird Abundance. **Ecological Monographs**, v. 58, n. 4, p. 251–269, fev. 1988.

LIMA, H.; LAS-CASAS, F. M.; RIBEIRO, J.; GONÇALVES-SOUZA, T.; NAKA, L. Ecological and phylogenetic predictors of mobbing behavior in a tropical dry forest. **Unpublished manuscript**

MARON, M.; LILL, A.; WATSON, D. M.; NALLY, R. Mac. Temporal variation in bird assemblages: How representative is a one-year snapshot? **Austral Ecology**, v. 30, n. 4, p. 383–394, jun. 2005.

MCGREGOR, P. K. **Animal communication networks**. Cambridge, U.K: Cambridge University Press, 2005.

MCLAREN, J.; DEGROOTE, L. **Monitoring Techniques for Temperate Bird Diversity: Uncovering Relationships between Soundscape Analysis and Point Counts**. 2012. Practicum 2012.

MINNS, J.; BUZZETTI, D.; ALBANO, C.; GROSSET, A.; WHITTAKER, A.; PARRINI, R. **Aves do Brasil - Vozes e Fotografias VOL. 1 - Floresta Atlântica, Cerrado, Caatinga, Pantanal, Campos Sulinos e Costa**São PauloAvis Brasilis, , 2010. .

MMA. **Manejo Sustentável dos Recursos Florestais da Caatiga**. Natal, RN: Ministério do Meio Ambiente, 2008.

MOLLER, A. P. Why mated songbirds sing so much: mate guarding and male announcement of mate fertility status. **The American Naturalist**, v. 138, n. 4, p. 994–1014, 1991.

MORTON, E. S. Ecological Sources of Selection on Avian Sounds. **The American Naturalist**, v. 109, n. 965, p. 17–34, 1975.

NIEMI, G. J.; MCDONALD, M. E. Application of Ecological Indicators. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst**, v. 35, n. 35, p. 89–111, 2004.

NUNES, C. E. C.; MACHADO, C. G. Avifauna de duas áreas de caatinga em diferentes estados de conservação no Raso da Catarina, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 20, n. 3, p. 215–229, 2012.

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. **vegan: Community Ecology Package 2.3-5.**, 2016. .

OLMOS, F.; SILVA, W. A. de G. e; ALBANO, C. G. Aves em oito áreas de Caatinga no Sul do Ceará e Oeste de Pernambuco, nordeste do Brasil: composição, riqueza e similaridade. **Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)**, v. 45, n. 14, p. 179–199, 2005.

PEKIN, B. K.; JUNG, J.; VILLANUEVA-RIVERA, L. J.; PIJANOWSKI, B. C.; AHUMADA, J. A. Modeling acoustic diversity using soundscape recordings and LIDAR-derived metrics of vertical forest structure in a neotropical rainforest. **Landscape Ecology**, v. 27, n. 10, p. 1513–1522, 2012.

PIERETTI, N.; FARINA, A.; MORRI, D. A new methodology to infer the singing activity of an avian community: The Acoustic Complexity Index (ACI). **Ecological Indicators**, v. 11, n. 3, p. 868–873, maio 2011.

PIJANOWSKI, B. C.; FARINA, A.; GAGE, S. H.; DUMYAHN, S. L.; KRAUSE, B. L. What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 9, p. 1213–1232, 2011a.

PIJANOWSKI, B. C.; VILLANUEVA-RIVERA, L. J.; DUMYAHN, S. L.; FARINA, A.; KRAUSE, B. L.; NAPOLETANO, B. M.; GAGE, S. H.; PIERETTI, N. Soundscape Ecology: The Science of Sound in the Landscape. **BioScience**, v. 61, n. 3, p. 203–216, 2011b.

PLANO DE MANEJO FLORESTAL DA FAZENDA PAU D'ARCO. **Plano de Manejo Florestal da Fazenda Pau D'arco.**, 2002. .

PRADO, D. E. As caatingas da América do Sul. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. DA (Ed.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2003. p. 3–73.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**Vienna, Austria, 2017. .

RIBEIRO-NETO, J. D.; ARNAN, X.; TABARELLI, M.; LEAL, I. R. Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 5, p. 943–956, 9 maio 2016.

RIBEIRO, E. M. S.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; SANTOS, B. A.; TABARELLI, M.; LEAL, I. R. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 3, p. 611–620, 2015.

RIBEIRO, J. R.; LAS-CASAS, F. M. G.; SILVA, W. A. de G. e; NAKA, L. N. Anthropogenic disturbance in a northeastern Brazilian dry forest: a Caatinga avian assemblage under a forest management regime. **Unpublished manuscript**

RODRIGUEZ, A.; GASC, A.; PAVOINE, S.; GRANDCOLAS, P.; GAUCHER, P.; SUEUR, J. Temporal and spatial variability of animal sound within a neotropical forest. **Ecological Informatics**, v. 21, p. 133–143, 2014.

RSTUDIO TEAM. **RStudio: Integrated Development for R**Boston, MA, 2017. .

RUIZ-ESPARZA, J.; ADRIANO DA ROCHA, P.; DE SOUZA RIBEIRO, A.; FERRARI, S. F. The birds of the Serra da Guia in the caatinga of northern Sergipe. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 20, n. 3, 2012.

SEDDON, N. Ecological Adaptation and Species Recognition Drives Vocal Evolution in Neotropical Suboscine Birds. **Evolution**, v. 59, n. 1, p. 200–215, 2005.

SHAHABUDDIN, G.; KUMAR, R. Influence of anthropogenic disturbance on bird communities in a tropical dry forest: role of vegetation structure. **Animal Conservation**, v. 9, n. 4, p. 404–413, 2006.

SIEVE-ANALYTICS. **Arbimon Touch**, 2016. .

SILVA, J. M. C. da; SOUZA, M. A. de; BIEBER, A. G. D.; CAIO, J. C. Aves da Caatinga: status, uso do habitat e sensitividade. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. DA (Ed.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2003. p. 237–273.

SINGH, S. P. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. **Environmental Conservation**, v. 25, n. 1, p. 1–2, 1998.

SUEUR, J.; AUBIN, T.; SIMONIS, C. Seewave: a free modular tool for sound analysis and synthesis. **Bioacoustics**, v. 18, p. 213–226, 2008.

SUEUR, J.; FARINA, A.; GASC, A.; PIERETTI, N.; PAVOINE, S. Acoustic Indices for Biodiversity Assessment and Landscape Investigation. **Acta Acustica united with Acustica**, v. 100, n. 4, p. 772–781, 1 jul. 2014.

SUEUR, J.; PAVOINE, S.; HAMERLYNCK, O.; DUVAIL, S. Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. **PLoS ONE**, v. 3, n. 12, p. 1–9, 2008.

THIOLLAY, J.-M. Disturbance, selective logging and bird diversity: a Neotropical forest study. **Biodiversity and Conservation**, v. 6, n. 8, p. 1155–1173, 1997.

VASCONCELLOS, A.; ANDREAZZE, R.; ALMEIDA, A. M.; ARAUJO, H. F. P.; OLIVEIRA, E. S.; OLIVEIRA, U. Seasonality of insects in the semi-arid Caatinga of

northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 54, n. 3, p. 471–476, 2010.

VILLANUEVA-RIVERA, L. J.; PIJANOWSKI, B. C. **soundecology: Soundscape Ecology**, 2015. .

VILLANUEVA-RIVERA, L. J.; PIJANOWSKI, B. C.; DOUCETTE, J.; PEKIN, B. A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 9, p. 1233–1246, 2011.

WALKER, L. R.; WARDLE, D. A.; BARDGETT, R. D.; CLARKSON, B. D. The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 4, p. 725–736, 23 abr. 2010.

WILEY, R. H. Associations of Song Properties with Habitats for Territorial Oscine Birds of Eastern North America. **The American Naturalist**, v. 138, n. 4, p. 973–993, 1991.

YOUNG, A. M. Temporal Selection for Communicatory Optimization: The Dawn-Dusk Chorus as an Adaptation in Tropical Cicadas. **The American Naturalist**, v. 117, n. 5, p. 826–829, 1 maio 1981.

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Assim, concluí que o estimativas de densidade e abundância podem ser utilizadas para avaliar impactos antrópicos. Os resultados sugerem efeitos espécie-específicos do manejo florestal nas espécies de aves endêmicas da Caatinga. Esses efeitos podem ser diretos ou indiretos, aumentando ou diminuindo a abundância e/ou densidade das espécies de aves analisadas. Concluí também que entre os índices acústicos testados o ACI e o Bioacoustic index foram os melhores descritores da paisagem sonora desta área da Caatinga. O ciclo circadiano e circanual para esses índices foram os mais coerentes com o padrão de atividade das aves e parecem representar a variação temporal na atividade vocal da avifauna. Os índices acústicos testados embora mostrem resultados consistentes na avaliação da dinâmica temporal, parecem não acessar perfeitamente a comunidade vocal, o que influencia diretamente a conexão entre a paisagem sonora e o ambiente. Aspectos da comunidade como a riqueza de espécies ainda são desafios da ecologia da paisagem sonora. A relação entre os índices acústicos e a abundância e composição das espécies de aves parece ter potencial, porém os problemas para a obtenção de estimativas confiáveis da paisagem sonora tornam os resultados pouco conclusivos. Os índices acústicos devem avançar nos próximos anos na robustez e de suas estimativas e assim se tornar uma ferramenta importante na avaliação da biodiversidade, este processo não descredencia abordagens espécie-específicas que proporcionam avaliações confiáveis das populações e da dinâmica das espécies. É possível que as duas abordagens coexistam e se auxiliem na obtenção de dados confiáveis sobre a diversidade biológica.

REFERÊNCIAS

ACEVEDO, M. A.; VILLANUEVA-RIVERA, L. J. From the Field: Using Automated Digital Recording Systems as Effective Tools for the Monitoring of Birds and Amphibians. **Wildlife Society Bulletin**, v. 34, n. 1, p. 211–214, 24 jan. 2006.

BUCKLAND, S. T. (Stephen T. . **Introduction to distance sampling : estimating abundance of biological populations**. Oxford University Press, 2001.

CELIS-MURILLO, A.; DEPPE, J. L.; ALLEN, M. F. Using soundscape recordings to estimate bird species abundance, richness, and composition. **Journal of Field Ornithology**, v. 80, n. 1, p. 64–78, 1 mar. 2009.

DE ALBUQUERQUE, U. P.; DE LIMA ARAÚJO, E.; EL-DEIR, A. C. A.; DE LIMA, A. L. A.; SOUTO, A.; BEZERRA, B. M.; FERRAZ, E. M. N.; MARIA XAVIER FREIRE, E.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; LAS-CASAS, F. M. G.; DE MOURA, G. J. B.; PEREIRA, G. A.; DE MELO, J. G.; ALVES RAMOS, M.; RODAL, M. J. N.; SCHIEL, N.; DE LYRA-NEVES, R. M.; ALVES, R. R. N.; DE AZEVEDO-JÚNIOR, S. M.; TELINO JÚNIOR, W. R.; SEVERI, W. Caatinga revisited: ecology and conservation of an important seasonal dry forest. **TheScientificWorldJournal**, v. 2012, p. 205182, jan. 2012.

DEPPE, J. L.; ROTENBERRY, J. T. SCALE-DEPENDENT HABITAT USE BY FALL MIGRATORY BIRDS: VEGETATION STRUCTURE, FLORISTICS, AND GEOGRAPHY. **Ecological Monographs**, v. 78, n. 3, p. 461–487, 1 ago. 2008.

DUMYAHN, S. L.; PIJANOWSKI, B. C. Beyond noise mitigation: Managing soundscapes as common-pool resources. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 9, p. 1311–1326, 2011.

FARINA, A.; PIERETTI, N.; PICCIOLI, L. The soundscape methodology for long-term bird monitoring: A Mediterranean Europe case-study. **Ecological Informatics**, v. 6, n. 6, p. 354–363, 2011.

GAGE, S. H.; AXEL, A. C. Visualization of temporal change in soundscape power of a Michigan lake habitat over a 4-year period. **Ecological Informatics**, v. 21, p. 100–109, 2013.

GILLESPIE, T. W.; O'NEILL, K.; KEPPEL, G.; PAU, S.; MEYER, J.-Y.; PRICE, J. P.; JAFFRÉ, T. Prioritizing conservation of tropical dry forests in the Pacific. **Oryx**, v. 48, n. 3, p. 337–344, 2014.

GILLESPIE, T. W.; WALTER, H. Distribution of bird species richness at a regional scale in tropical dry forest of Central America. **Journal of Biogeography**, v. 28, n. 5, p. 651–662, 2001.

GIULIETTI, A. M.; NETA, A. L. du B.; CASTRO, A. A. J. F.; GAMARRA-ROJAS, C. F. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; VIRGÍNIO, J. F.; QUEIROZ, L. P. de; FIGUEIREDO, M. A.; RODAL, M. de J. N.; BARBOSA, M. R. de V.; HARLEY, R. M. Diagnóstico da vegetação nativa do bioma Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T.; LINS, L. V. (Ed.). **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004. p. 48–90.

GORDON, J. E.; HAWTHORNE, W. D.; REYES-GARCÍA, A.; SANDOVAL, G.; BARRANCE, A. J. Assessing landscapes: A case study of tree and shrub diversity in the seasonally dry tropical forests of Oaxaca, Mexico and southern Honduras. **Biological Conservation**, v. 117, n. 4, p. 429–442, 2004.

GORRESEN, P. M.; MILES, A. C.; TODD, C. M.; BONACCORSO, F. J.; WELLER, T. J. Assessing bat detectability and occupancy with multiple automated echolocation detectors. **Journal of Mammalogy**, v. 89, n. 1, p. 11–17, 19 fev. 2008.

HILJE, B.; STACK, S.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A. Lianas Abundance is Positively Related with the Avian Acoustic Community in Tropical Dry Forests. **Forests**, v. 8, n. 9, 2017.

IBGE. **Mapa de Biomas e de Vegetação**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>.

JÄRVILUOMA, H.; KYTÖ, M.; UIMONEN, H.; VIKMAN, N. Soundscapes in change – From 1975 to 2000. In: JÄRVILUOMA, H.; KYTÖ, M.; TRUAX, B.; UIMONEN, H.; VIKMAN, N. (Ed.). **Acoustic Environments in Chance & Five Village Soundscapes**. Tampere: Tampere & Joensuu: TAMK & University of Joensuu, 2009. p. 224–281.

JONES, M. J.; FIELDING, A.; SULLIVAN, M. Analysing Extinction Risk in Parrots using Decision Trees. **Biodiversity & Conservation**, v. 15, n. 6, p. 1993–2007, jun. 2006.

KELLNER, K. F.; RUHL, P. J.; DUNNING, J. B.; RIEGEL, J. K.; SWIHART, R. K. Multi-scale responses of breeding birds to experimental forest management in Indiana, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 382, p. 64–75, dez. 2016.

LAURANCE, W. F. Have we overstated the tropical biodiversity crisis? **Trends in ecology & evolution**, v. 22, n. 2, p. 65–70, fev. 2007.

LUNDBERG, J.; MOBERG, F. Mobile Link Organisms and Ecosystem Functioning: Implications for Ecosystem Resilience and Management. **Ecosystems**, v. 6, n. 1, p. 87–98, jan. 2003.

MILES, L.; NEWTON, A.; DEFRIES, R.; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.; KAPOS, V.; GORDON, J. E. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 491–505, 2006.

MMA. **Manejo Sustentável dos Recursos Florestais da Caatiga**. Natal, RN: Ministério do Meio Ambiente, 2008.

MMA. **Subsídios para a Elaboração do Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento na Caatinga**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2010a.

MMA. **Monitoramento do bioma Caatinga: 2002 a 2008**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2010b.

MMA. **Monitoramento do bioma Caatinga: 2008 a 2009**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2011.

MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. Ecology of Tropical Dry Forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, n. 1, p. 67–88, 1986.

OLIVEIRA, J. A. de; GONÇALVES, P. R.; BONVICINO, C. R. Mamíferos da Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. DA (Ed.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2003. p. 275–333.

OLMOS, F.; SILVA, W. A. de G. e; ALBANO, C. G. Aves em oito áreas de Caatinga no Sul do Ceará e Oeste de Pernambuco, nordeste do Brasil: composição, riqueza e similaridade. **Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)**, v. 45, n. 14, p. 179–199, 2005.

PEKIN, B. K.; JUNG, J.; VILLANUEVA-RIVERA, L. J.; PIJANOWSKI, B. C.;

AHUMADA, J. A. Modeling acoustic diversity using soundscape recordings and LIDAR-derived metrics of vertical forest structure in a neotropical rainforest. **Landscape Ecology**, v. 27, n. 10, p. 1513–1522, 2012.

PENNINGTON, R. T.; LAVIN, M.; OLIVEIRA-FILHO, A. Woody Plant Diversity, Evolution, and Ecology in the Tropics: Perspectives from Seasonally Dry Tropical Forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, n. 1, p. 437–457, 2009.

PENNINGTON, R. T.; LAVIN, M.; PRADO, D. E.; PENDRY, C. A.; PELL, S. K.; BUTTERWORTH, C. A. Historical climate change and speciation: neotropical seasonally dry forest plants show patterns of both tertiary and quaternary diversification. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 359, n. 1443, p. 515–37, 29 mar. 2004.

PENNINGTON, T. R.; PRADO, D. E.; PENDRY, C. A. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. **Journal of Biogeography**, v. 27, n. 2, p. 261–273, 2000.

PIJANOWSKI, B. C.; FARINA, A.; GAGE, S. H.; DUMYAHN, S. L.; KRAUSE, B. L. What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 9, p. 1213–1232, 2011a.

PIJANOWSKI, B. C.; VILLANUEVA-RIVERA, L. J.; DUMYAHN, S. L.; FARINA, A.; KRAUSE, B. L.; NAPOLETANO, B. M.; GAGE, S. H.; PIERETTI, N. Soundscape Ecology: The Science of Sound in the Landscape. **BioScience**, v. 61, n. 3, p. 203–216, 2011b.

PRADO, D. E. As caatingas da América do Sul. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. DA (Ed.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2003. p. 3–73.

RODRIGUES, M. T. Herpetofauna da Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. DA (Ed.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2003. p. 181–236.

RODRIGUEZ, A.; GASC, A.; PAVOINE, S.; GRANDCOLAS, P.; GAUCHER, P.; SUEUR, J. Temporal and spatial variability of animal sound within a neotropical forest. **Ecological Informatics**, v. 21, p. 133–143, 2014.

ROSA, R. S.; MENEZES, N. A.; BRITSKI, H. A.; COSTA, W. J. E. M.; GROTH, F. Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. DA (Ed.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2003. p. 135–180.

SHAHABUDDIN, G.; KUMAR, R. Influence of anthropogenic disturbance on bird communities in a tropical dry forest: role of vegetation structure. **Animal Conservation**, v. 9, n. 4, p. 404–413, 2006.

SILVA, J. M. C. da; SOUZA, M. A. de; BIEBER, A. G. D.; CAIO, J. C. Aves da Caatinga: status, uso do habitat e sensitividade. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. DA (Ed.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2003. p. 237–273.

SINGH, S. P. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. **Environmental Conservation**, v. 25, n. 1, p. 1–2, 1998.

STEPHENS, J. L.; ALEXANDER, J. D. Effects of fuel reduction on bird density and reproductive success in riparian areas of mixed-conifer forest in southwest Oregon. **Forest**

Ecology and Management, v. 261, n. 1, p. 43–49, jan. 2011.

SUEUR, J.; FARINA, A.; GASC, A.; PIERETTI, N.; PAVOINE, S. Acoustic Indices for Biodiversity Assessment and Landscape Investigation. **Acta Acustica united with Acustica**, v. 100, n. 4, p. 772–781, 1 jul. 2014.

THIOLLAY, J.-M. Disturbance, selective logging and bird diversity: a Neotropical forest study. **Biodiversity and Conservation**, v. 6, n. 8, p. 1155–1173, 1997.

TREJO, I.; DIRZO, R. Deforestation of seasonally dry tropical forest a national and local analysis in Mexico. **Biological Conservation**, v. 94, n. 2, p. 133–142, jul. 2000.

TRUAX, B.; BARRETT, G. W. Soundscape in a context of acoustic and landscape ecology. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 9, p. 1201–1207, 2011.

URETA, C.; MARTORELL, C. Identifying the impacts of chronic anthropogenic disturbance on two threatened cacti to provide guidelines for population-dynamics restoration. **Biological Conservation**, v. 142, n. 10, p. 1992–2001, 2009.

WATSON, R. T.; HEYWOOD, V. H.; BASTE, I.; DIAS, B.; GÁMEZ, R.; REID, W.; RUARK, G. **Global biodiversity assessment: summary for policy-makers**. Cambridge University Press, 1995.

WERNECK, F. P.; COSTA, G. C.; COLLI, G. R.; PRADO, D. E.; SITES JR, J. W. Revisiting the historical distribution of Seasonally Dry Tropical Forests: new insights based on palaeodistribution modelling and palynological evidencege. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 2, p. 272–288, 6 mar. 2011.

WRIGHT, S. J.; MULLER-LANDAU, H. C. **The future of tropical forest speciesBiotropica**, maio 2006. .

ZANELLA, F. C. V.; MARTINS, C. F. Abelhas da Caatinga: biogeografia, ecologia e conservação. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. DA (Ed.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2003. p. 75–134.

APÊNDICE A - LISTA DE ESPÉCIES DE AVES OBSERVADAS ATRAVÉS DE CENSOS ACÚSTICOS TRADICIONAIS NA FAZENDA PAU D'ARCO, UTILIZADA NOS CAPÍTULOS 1 E 2 DESTE TRABALHO

Lista das aves da fazenda Pau D'arco, uso do habitat, status, endemismo, conservação, registros e número de indivíduos registrados na área de manejo. Legenda: RL=Reserva Legal; Família (N° de espécies da família); *Nome científico*; "Dep" Espécie dependentes; "Semi" Espécie semi-dependentes; "Indep" Espécie independentes; "RE" Espécie residente; "VS" Visitante vindo do sul; "SPP END" Espécie endêmica; "SUB END" Subespécie endêmica; "VU" vulnerável a extinção; "FC" Espécie registrada fora dos censos; "OP" Espécie registrada na área por outros pesquisadores;* Espécie registrada voando sobre a área. A taxonomia e ordem das espécies segue a CBRO (2015).

Família/espécie	Habitat	Status, End. e Cons.	Registros/UPAs	No. de contatos
TINAMIDAE (3)				
Crypturellus noctivagus	Dep	RE, SUB END, VU	OP	
Crypturellus parvirostris	Indep	RE	1,2,12, 14, 16-18,	13
Crypturellus tataupa	Dep	RE	1-3, 7, 9, 11, 12, 14, 16, 21, 22	32
CRACIDAE (1)				
Penelope superciliaris	Dep	RE	1, 7, 9,18	9
PHALACROCORACIDAE (1)				
*Phalacrocorax brasilianus****	Indep	RE	OP	
CATHARTIDAE (2)				
Cathartes aura	Indep	RE	15, 16	2
Coragyps atratus	Indep	RE	8, 9, 16, 18, RL1	7
ACCIPITRIDAE (3)				
Rupornis magnirostris	Indep	RE	10, 14, 15, 18, 19, 22	6
Buteo nitidus	Semi	RE	11, 12	2
Buteo brachyurus	Semi	RE	8, 22	2
CHARADRIIDAE (1)				
*Vanellus chilensis****	Indep	RE	19	4
COLUMBIDAE (1)				
Leptotila verreauxi	Semi	RE	1, 2, 5, 9-12, 14, 16-18, 20, RL1, RL2	55

CUCULIDAE (3)				
Piaya cayana	Semi	RE	2, 3, 6, 9, 11,13, 18, 22	12
Crotophaga ani	Indep	RE	FC	
Tapera naevia	Indep	RE	1	1
STRIGIDAE (2)				
Megascops choliba	Semi	RE	FC	
Glaucidium brasilianum	Semi	RE	FC	
NYCTIBIIDAE (1)				
Nyctibius griseus	Semi	RE	FC	
CAPRIMULGIDAE (4)				
Antrostomus rufus	Semi	RE	FC	
Hydropsalis albicollis	Semi	RE	FC	
Hydropsalis parvul	Indep	RE	FC	
Hydropsalis torquata	Indep	RE	FC	
APODIDAE (1)				
Chaetura meridionalis	Semi	VS	9	1
TROCHILIDAE (5)				
Eupetomena macroura	Indep	RE	1,2, 5	3
Chrysolampis mosquitus	Indep	RE	14	1
Chlorostilbon lucidus	Semi	RE	1-9, 11-14, 16, 17, 19,20, 21-RL2	69
Amazilia fimbriata	Indep	RE	13	2
Heliomaster squamosus	Dep	RE	10	1
TROGONIDAE (1)				
Trogon curucui	Dep	RE	7-18, 20, RL1	70
GALBULIDAE (1)				
Galbula ruficauda	Semi	RE	11, 20	2
BUCCONIDAE (1)				

Nystalus maculatus	Semi	RE	FC	
PICIDAE (7)				
Picumnus pygmaeus	Dep	RE, SP END	3, 9-11, 14, 16, 19, 21, 22	12
Picumnus fulvescens	Semi	RE, SP END	9, 16	2
Veniliornis passerinus	Semi	RE	3, 5, 6, 10, 11, 16-18	12
Piculus chrysochloros	Dep	RE	16	1
Colaptes melanochloros	Semi	RE	FC	
Celeus ochraceus	Dep	RE	2, 7, 9-12, 14-18, 21, 22, RL2	28
Campephilus melanoleucos	Dep	RE	FC	
CARIAMIDAE (1)				
Cariama cristata	Indep	RE	OP	
FALCONIDAE (4)				
Caracara plancus	Indep	RE	16	1
Herpetotheres cachinnans		RE	FC	
Micrastur ruficollis	Dep	RE	7, 9, 11, 12	10
Micrastur semitorquatus	Semi	RE	OP	
PSITTACIDAE (2)				
Eupsittula cactorum	Semi	RE, SP END	1-22, RL1	114
Forpus xanthopterygius	Indep	RE	FC	
THAMNOPHILIDAE (8)				
Myrmorchilus strigilatus	Semi	RE, SUB END	1-22, RL1, RL2	789
Formicivora melanogaster	Semi	RE, SUB END	1-22, RL1, RL2	279
Herpsilochmus sellowi	Semi	RE, SP END	1-22, RL1, RL2	358
Sakesphorus cristatus	Semi	RE, SP END	1-22, RL1, RL2	809
Thamnophilus capistratus	Semi	RE, SP END	1-9,11, 12, 16-22, RL1, RL2	120
Thamnophilus torquatus	Indep	RE	5,6, 8, 11, 22	13
Thamnophilus pelzelni	Dep	RE	1-18, 20, 22, RL1	281
Taraba major	Semi	RE	1-3, 5, 7, 9, 11, 14-16, 21, 22, RL1	25
GRALLARIIDAE (1)				

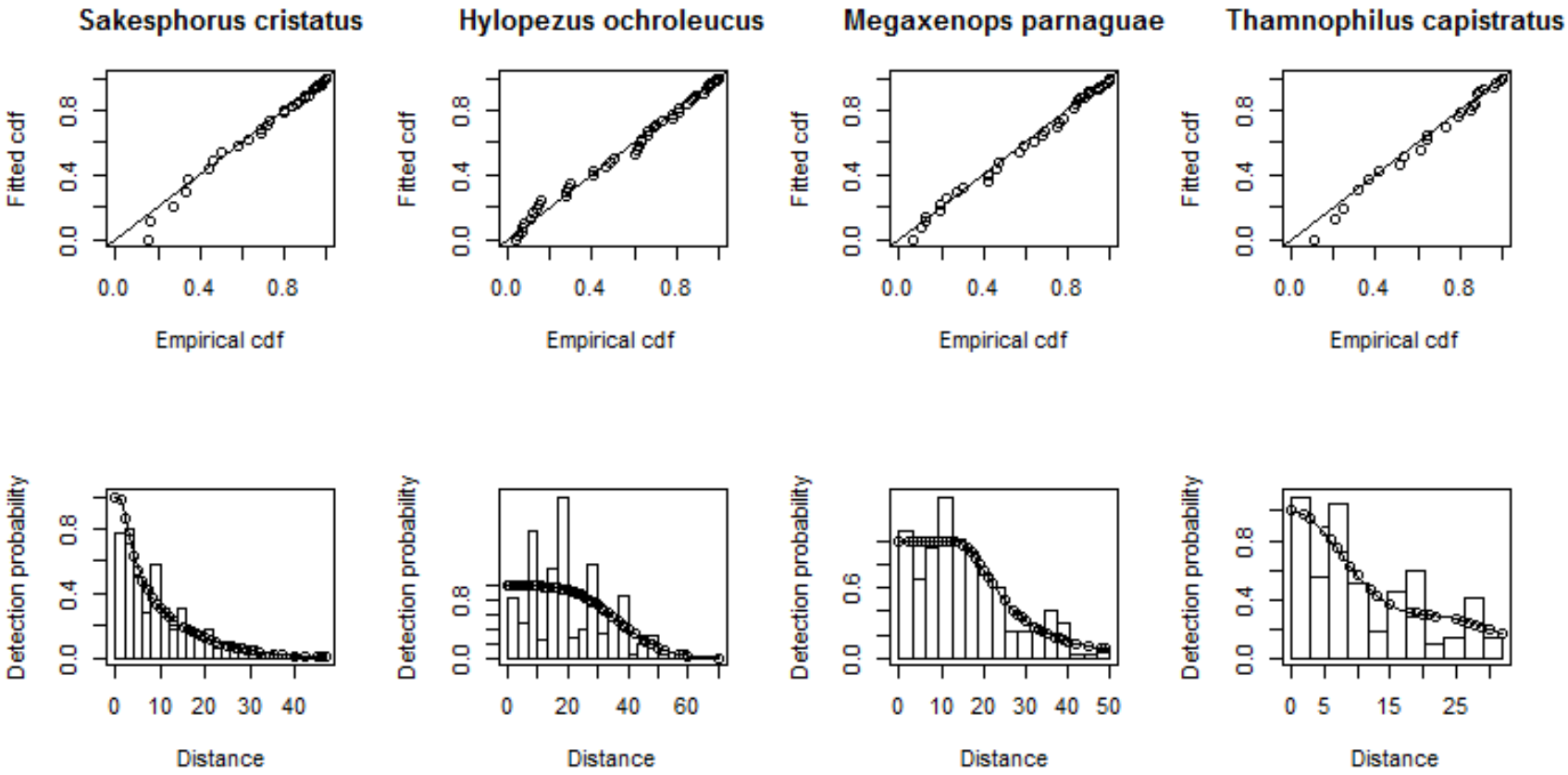
Hylopezus ochroleucus	Dep	RE, SP END	1-22, RL1, RL2	582
SCLERURIDAE (1)				
Sclerurus cearensis	Dep	RE, SP END	7, 9-14, 16-18, RL1	61
DENDROCOLAPTIDAE (3)				
Sittasomus griseicapillus	Dep	RE, SUB END	9,11-14, 18, RL1	16
Campylorhamphus trochilirostris	Dep	RE	7, 9-14, 16, RL1	38
Lepidocolaptes angustirostris	Indep	RE, SUB END	11	1
FURNARIIDAE (9)				
Furnarius figulus	Indep	RE	FC	
Furnarius leucopus	Semi	RE	FC	
Megaxenops parnaguae	Dep	RE, SP END	1-22, RL1, RL2	279
Phacellodomus rufifrons	Semi	RE, SUB END	1-9, 17,18, 20-22, RL1,RL2	56
Synallaxis hellmayri	Indep	RE, SP END	1-13, 15-22, RL1, RL2	298
Synallaxis frontalis	Dep	RE	1, 2, 6-11, 16-22, RL1	40
Synallaxis albescens	Indep	RE	FC	
Synallaxis scutata	Semi	RE, SUB END	2, 3, 5-7, 9, 11, 12, 14, 15, 18, 20,21	46
Cranioleuca semicinerea	Semi	RE, SP END	1, 2, 4-7, 9-18, 21, 21, RL1, RL2	79
PIPRIDAE (1)				
Neopelma pallescens	Dep	RE	7, 9-12, 14, 16, 18, RL1	24
TITYRIDAE (2)				
Pachyramphus viridis	Semi	RE	FC	
Pachyramphus polychopterus	Semi	RE	9, 11	3
RHYNCHOCYCLIDAE (3)				
Tolmomyias flaviventris	Dep	RE	4, 6, 7, 9-13, 15-18, 21, 22, RL1, RL2	62
Todirostrum cinereum	Semi	RE	1-22, RL1, RL2	111
Hemitriccus margaritaceiventer	Semi	RE	1-18, 20-22, RL1, RL2	226
TYRANNIDAE (26)				
Stigmatura napensis	Indep	RE, SUB END	1, 2, 6, 8, 20-22, RL2	23

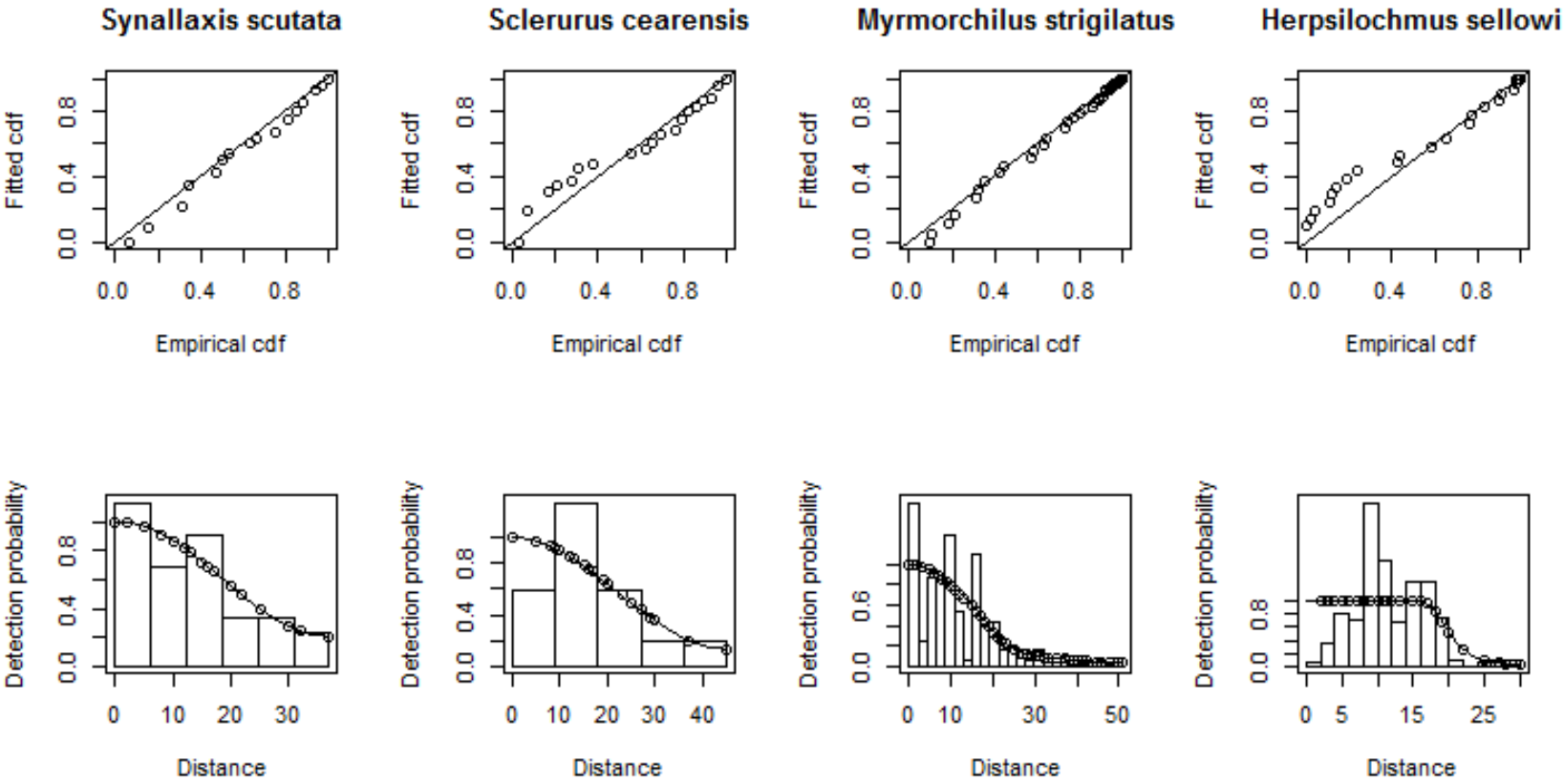
Stigmatura budytoides	Indep	RE, SUB END	1	1
Euscarthmus meloryphus	Semi	RE	1-7, 9, 14, 17, 19-22, RL1, RL2	123
Camptostoma obsoletum	Indep	RE	1-6, 8-12, 14-18, 20-22, RL1, RL2	61
Elaenia flavogaster	Semi	RE	6-10, 20, RL2	20
Elaenia spectabilis	Dep	VS	1, 2, 6, 9, 11, 15, 16, 18, 20-22, RL1, RL2	21
Elaenia chilensis	Indep	VS	OP	
Elaenia cristata	Indep	RE	5, 6, 8-10, 12, 14, 15,	12
Myiopagis viridicata	Dep	RE	9, 11, 16	6
Phaeomyias murina	Indep	RE	1-22, RL1, RL2	233
Phyllomyias fasciatus	Semi	RE	2, 6-9, 11, 14, 18, 20,22	23
Serpophaga subcristata	Semi	RE	6	1
Myiarchus swainsoni	Indep	RE	12	1
Myiarchus ferox	Semi	RE	FC	
Myiarchus tyrannulus	Semi	RE	11, 17, 19, RL1	4
Casiornis fuscus	Dep	RE	6, 11	4
Pitangus sulphuratus	Indep	RE	FC	
Myiodynastes maculatus	Dep	RE	FC	
Megarynchus pitangua	Semi	RE	9-21, 14, 16, 22	11
Myiozetetes similis	Semi	RE	7, 9, 20	5
Tyrannus melancholicus	Indep	RE	1, 2, 5-9, 11, 15-18, 21, 21, RL2	75
Empidonomus varius	Semi	RE	5, 7, 9, 11, 15, 16, 18, 22	27
Myiophobus fasciatus	Indep	RE	4-6, 9, 17, 22	15
Sublegatus modestus	Semi	RE	9, 11, 22	10
Fluvicola nengeta	Indep	RE	FC	
Cnemotriccus fuscatus	Dep	RE, SUB END	6, 9-13, 15-18, 20,22, RL1	51
VIREONIDAE (3)				
Cyclarhis gujanensis	Semi	RE	1-12, 14-22, RL1, RL2	121
Vireo chivi	Dep	RE	FC	
Hylophilus amaurocephalus	Dep	RE	1-22, RL1, RL2	206
CORVIDAE (1)				
Cyanocorax cyanopogon	Semi	RE	2, 5, 7-11, 13, 16, 21	20
HIRUNDINIDAE (1)				

Stelgidopteryx ruficollis	Indep	RE	8, 9, 16,18, 20, RL2	6
TROGLODYTIDAE (2)				
Troglodytes musculus	Indep	RE	1, 2, 6,-11, 14, 16-18, 20-22, RL1, RL2	56
Cantorchilus longirostris	Dep	RE, SUB END	1-22, RL1, RL2	477
POLIOPTILIDAE (1)				
Polioptila plumbea	Semi	RE	1-22, RL1, RL2	167
TURDIDAE (3)				
Turdus leucomelas	Semi	RE	1, 2, 6-18, 20-22, RL1	79
Turdus rufiventris	Indep	RE	RL2	2
Turdus amaurochalinus	Semi	VS	1-3, 5, 9, 11, 16, 18, RL2	12
MIMIDAE (1)				
Mimus saturninus	Indep	RE, SUB END	5	1
PASSERELLIDAE (2)				
Zonotrichia capensis	Indep	RE	1, 5, 6, 8, 13, 16, 18, 20, RL1	18
Arremon taciturnus	Dep	RE	7	1
PARULIDAE (2)				
Setophaga pitiayumi	Dep	RE	9	1
Myiothlypis flaveola	Dep	RE	9-16, 18, RL1	42
ICTERIDAE (4)				
Icterus pyrrhopterus	Semi	RE	4, 21	2
Icterus jamacaii	Semi	RE, SP END	1	1
Agelaioides fringillarius	Indep	RE, SP END	FC	
Molothrus bonariensis	Indep	RE	17	1
THRAUPIDAE (10)				
Coereba flaveola	Semi	RE	1-5, 7, 9,11, 12, 16, 18, 19, 22, RL1, RL2	33
Saltator similis	Semi	RE	2, 4, 5, 7, 9	15
Compsothraupis loricata	Semi	RE	9, 10,12	4

Thlypopsis sordida	Semi	RE	FC	
Lanio pileatus	Semi	RE	1-6, 7-11, 13, 15-19, 22, RL1, RL2	43
Tangara sayaca	Semi	RE	1, 2, 7,9, 15	6
Tangara cayana	Indep	RE	2, 5, 6, 8-13, 15-18, 22, RL1, RL2	53
Schistochlamys ruficapillus	Indep	RE	1-18, 20-22,RL1, RL2	106
Paroaria dominicana	Indep	RE, SP END	7-9, 18, 21,22	9
Dacnis cayana	Semi	RE	10	1
CARDINALIDAE (1)				
Cyanoloxia brissonii	Dep	RE	1-13, 15-18, 20-22, RL1, RL2	62
FRINGILLIDAE (1)				
Euphonia chlorotica	Semi	RE	1, 2, 5-16,18, 20, 21	85

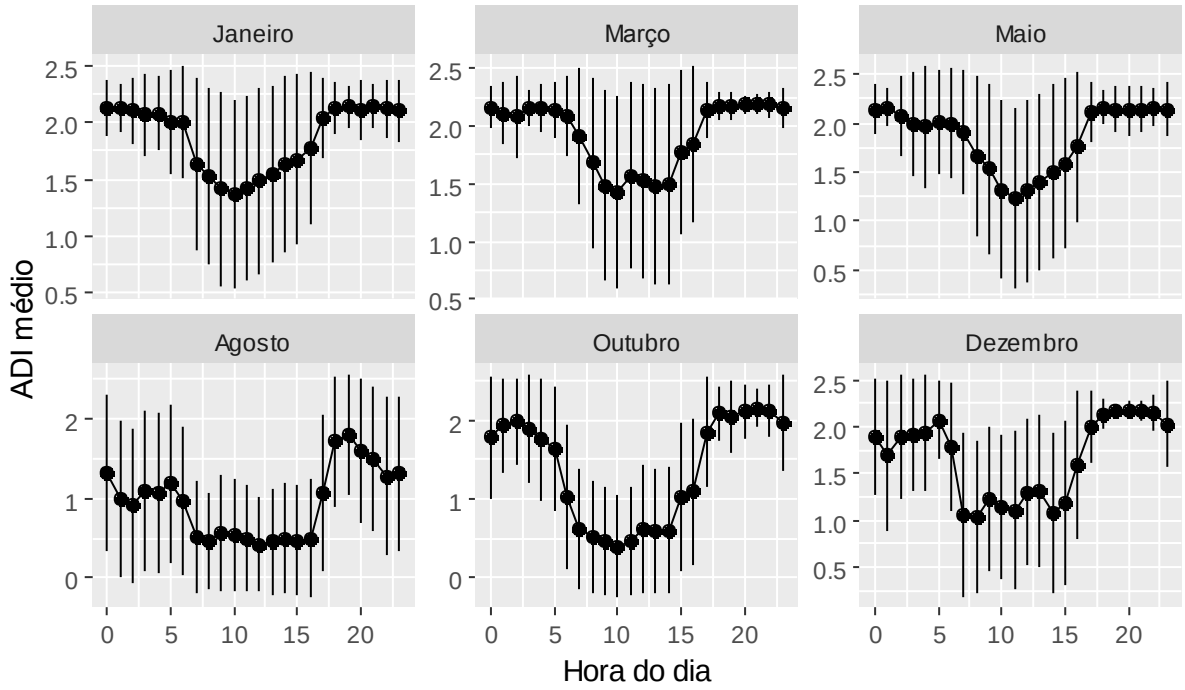
APÊNDICE B –GRÁFICOS DE AJUSTE DO MODELO (LINHA SUPERIOR) E HISTOGRAMAS DE DISTÂNCIAS OBSERVADAS SOBREPOSTO A FUNÇÃO DE DETECÇÃO (LINHA INFERIOR) PARA QUATRO ESPÉCIES DE AVES ENDÊMICAS DA CAATINGA REGISTRADAS NA ÁREA DE MANEJO DA FAZENDA PAU D'ARCO, CRATO, CEARÁ, BRAZIL. UTILIZADOS NO CAPÍTULO 1 DESTE TRABALHO.




Synallaxis scutata
Sclerurus cearensis
Myrmorchilus strigilatus
Herpsilochmus sellowi
Fitted cdf
Empirical cdf
Detection probability
Distance

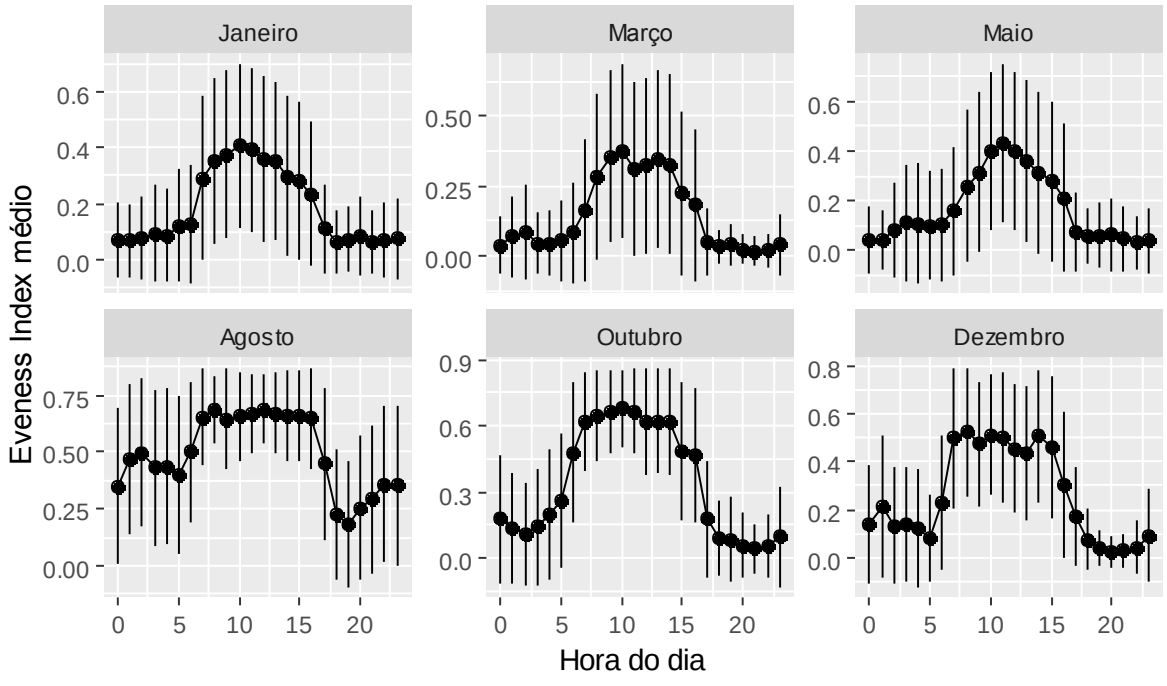
APÊNDICE C – CICLO CIRCADIANO DA PAISAGEM SONORA DA FAZENDA PAU D'ARCO EM TRÊS ÍNDICES ACÚSTICOS DURANTE SEIS MESES DE 2016, UTILIZADOS NO CAPÍTULOS 2 DESTE TRABALHO

Índice de diversidade acústica (ADI) médio na fazenda Pau D'arco em seis meses de 2016. Pontos indicam valores médios e linhas verticais indicam o desvio padrão em cada hora do dia.



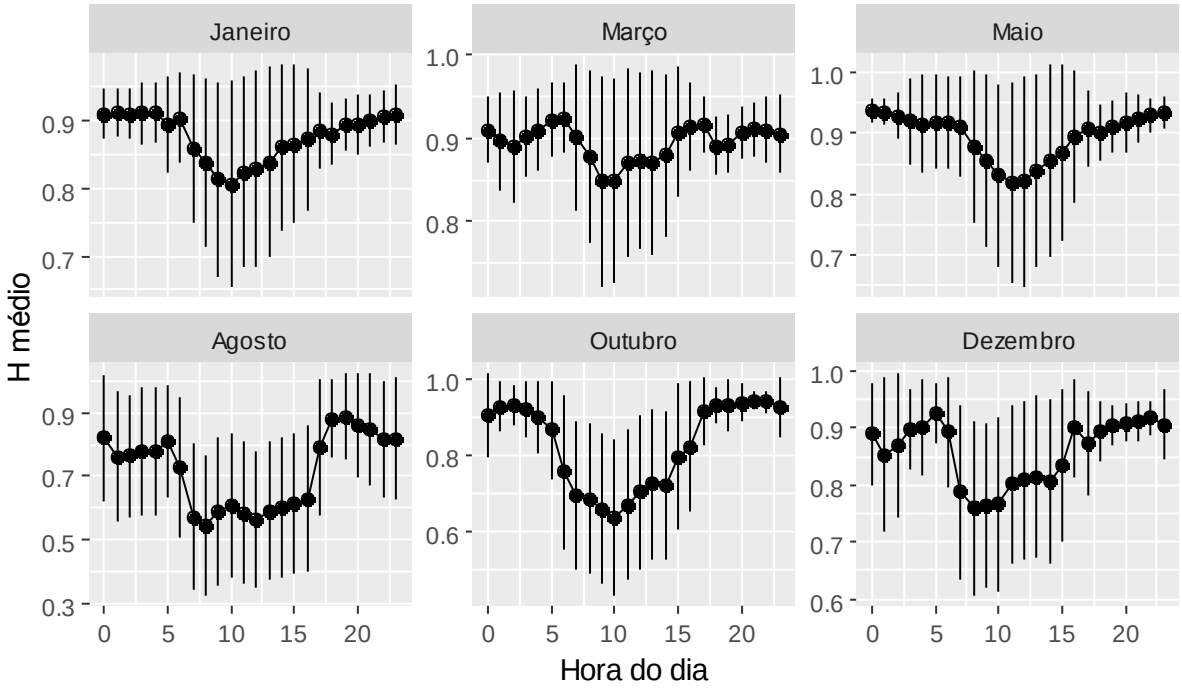
Fonte: O Autor (2017).

Índice de uniformidade (*Eveness index*) médio na fazenda Pau D'arco em seis meses de 2016. Pontos indicam valores médios e linhas verticais indicam o desvio padrão em cada hora do dia.



Fonte: O Autor (2017).

Índice de entropia total (H) médio na fazenda Pau D'arco em seis meses de 2016. Pontos indicam valores médios e linhas verticais indicam o desvio padrão em cada hora do dia.



Fonte: O Autor (2017).

APÊNDICE D – REGRESSÕES LINEARES ENTRE OS ÍNDICES ACÚSTICOS E A RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E COMPOSIÇÃO DAS ESPÉCIES DE AVES DA FAZENDA PAU D'ARCO DURANTE OS PERIODOS SECO E CHUVOSO, UTILIZADAS NO CAPÍTULO 2 DESTE TRABALHO

Período	Índice	Variável	F	gl		r^2	p
Seco	ACI	Riqueza	0.05	1	16	-0.05	0.820
Seco	ACI	Abundância	4.78	1	16	0.19	**0.045***
Seco	ACI	Composição	4.63	1	16	0.17	**0.046***
Seco	NDSI	Riqueza	0.40	1	16	-0.03	0.531
Seco	NDSI	Abundância	0.72	1	16	-0.01	0.406
Seco	NDSI	Composição	1.02	1	16	0.00	0.325
Seco	Bioacoustic Index	Riqueza	1.17	1	16	0.00	0.295
Seco	Bioacoustic Index	Abundância	6.79	1	16	0.25	**0.019***
Seco	Bioacoustic Index	Composição	6.54	1	16	0.24	**0.021***
Chuvoso	ACI	Riqueza	0.50	1	16	-0.03	0.488
Chuvoso	ACI	Abundância	0.07	1	16	-0.05	0.789
Chuvoso	ACI	Composição	0.04	1	16	-0.05	0.841
Chuvoso	NDSI	Riqueza	0.96	1	16	-0.00	0.341
Chuvoso	NDSI	Abundância	0.07	1	16	-0.05	0.784
Chuvoso	NDSI	Composição	0.42	1	16	-0.03	0.523
Chuvoso	Bioacoustic Index	Riqueza	0.74	1	16	-0.01	0.399
Chuvoso	Bioacoustic Index	Abundância	0.32	1	16	-0.04	0.574
Chuvoso	Bioacoustic Index	Composição	0.23	1	16	-0.04	0.636

Fonte: O Autor (2017).