



Universidade Federal da Paraíba

Centro de Ciências Exatas e da Natureza

Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia)

**EFEITO DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ALTERAÇÃO DA VEGETAÇÃO NA
RIQUEZA DE ENDEMISMOS E COMUNIDADES DE AVES NA CAATINGA**

ANDRÉ RIBEIRO DE ARRUDA

João Pessoa

2017



Universidade Federal da Paraíba

Centro de Ciências Exatas e da Natureza

Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia)

**EFEITO DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ALTERAÇÃO DA VEGETAÇÃO NA
RIQUEZA DE ENDEMISMOS E COMUNIDADES DE AVES NA CAATINGA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia) da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor.

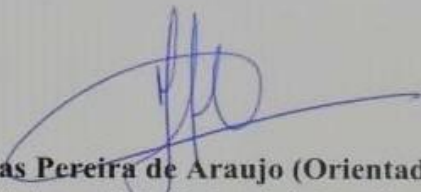
Orientador: Helder Farias Pereira de Araujo

João Pessoa

2017

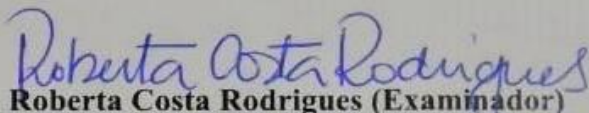
**EFEITO DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ALTERAÇÃO DA VEGETAÇÃO NA
RIQUEZA DE ENDEMISMOS E COMUNIDADES DE AVES NA CAATINGA**

Tese defendida em 24 de agosto de 2017. Comissão examinadora:



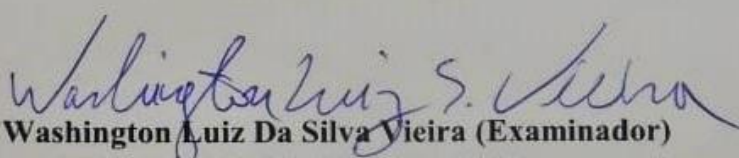
Dr. Helder Farias Pereira de Araujo (Orientador/Presidente)
Universidade Federal da Paraíba

Dra. Maria Regina de Vasconcelos Barbosa (Examinador)
Universidade Federal da Paraíba



Dra. Roberta Costa Rodrigues (Examinador)
Universidade Federal da Paraíba

Dr. Glauco Alves Pereira (Examinador)
Universidade Federal Rural de Pernambuco



Dr. Washington Luiz Da Silva Vieira (Examinador)
Universidade Federal da Paraíba

Dra. Rachel Maria Lyra Neves (Examinador suplente)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dra. Jozélia Maria de Sousa Correia (Examinador suplente)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

DEDICATÓRIA

Aos meus familiares, em especial ao meu pai que faleceu durante o processo de construção desta tese. Aos amigos conquistados durante a trajetória da vida, vocês são tão construtores da tese quanto eu.

O que impede de andar pra frente é a direção que escolheu.

Rodolfo Abrantes

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus acima de tudo.

Ao agradecer, infelizmente, não posso citar todos os nomes que gostaria, mas tenho certeza que cada pessoa que conheci acrescentou algo ao longo desse processo. Alguns receberão um agradecimento nominal como forma de reconhecimento ao carinho, esforço e/ou contribuições dedicadas.

Agradeço à minha família, meus pais, meu irmão, tios, primos e avós que mesmo diante de situações adversas nunca deixaram de ser minha base. Mais precisamente agradeço a minha mãe Elena Ribeiro e meu irmão Tiago Ribeiro. Lá no início quando tudo era ainda mais difícil, foram eles que me incentivaram a dar os primeiros passos rumo ao ensino superior. Os incentivos continuam até hoje, apoiando meus ideais e objetivos mesmo que esses não pareçam os mais rentáveis e apropriados. Agradeço também ao meu pai Nivaldo Chaves que faleceu durante o meu curso de doutorado, sempre lembrarei que mesmo nos momentos difíceis em meio aos hospitais ele dizia para eu não me abater e continuar me esforçando.

Agradeço a minha namorada Yully Sousa e aos amigos que formaram os alicerces para que eu chegasse até aqui. A minha turma de graduação especialmente a Edson Junior, Juan Ramon, Jackson Roberto, Tacyana Amora. Do grupo PET-Biologia/UFRPE, agradeço e a todos os PETianos por terem enriquecido meu aprendizado e pela amizade sincera. Agradeço aos amigos Alane Ayana, Carina Moura, e Yuri Marinho, por terem me ajudado durante o mestrado e por compartilharem das mesmas dificuldades e alegrias. Agradeço a Daniele Mariz e Erika Santana, ex alunas deste Programa por me incentivaram a ingressar no mesmo.

Agradeço aos amigos conquistados também durante o doutorado. Lucas Seixas, Ítalo Montenegro, Cayo Lima e Bruno Xavier por compartilharem moradia, conhecimento e grandes momentos. Agradeço aos amigos de laboratório que facilitaram o dia-dia e a vida na cidade de Areia, Samara Medeiros, Magna Marinho, Nayla Nascimento, Caio Brito, dentre outros.

Tenho muito agradecer também aos amigos do laboratório de ornitologia da UFRPE e da UFPB/CCA que contribuíram para construção deste trabalho, auxiliando em campo ou mesmo em análises do banco de dados: Rodrigo Maia, Diniz França, Nayane Sousa, Wylde Vieira, Samuel Moura, Carlos Rodrigues, Jayane Brito e Arnaldo Vieira. Muitos de vocês levarei como irmãos para o resto da vida.

Dedico um agradecimento também ao professor Helder Araujo que abriu as portas do seu grupo de pesquisa, repassando seus conhecimentos e dando todo o suporte necessário para o projeto e meu desenvolvimento. Agradeço ainda a Célia Machado que orientou esse trabalho em alguns pontos específicos, auxiliando também nas análises.

Registro minha gratidão ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia) da UFPB por propiciar um curso incrível. Agradeço a CAPES pela concessão da bolsa que financiou a pesquisa. Agradeço a gestões da RPPN Almas e da EESJC por permitirem a coleta de dados. Por último agradeço aos examinadores componentes desta banca de avaliação por toda disponibilidade e contribuições.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Pontos de registros georreferenciados de táxons de aves endêmicas da Caatinga.....	22
Figura 2 – Gradiente de distribuição de riqueza de endemismo de aves na Caatinga....	28
Figura 3 – Regressão linear entre as variáveis ambientais na Caatinga e a concentração de táxons de aves endêmicas	30
Figura 4 – Localização dos municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, estado da Paraíba, Brasil.....	59
Figura 5 – Vegetação predominante nas dependências da Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Almas (RPPN Almas) (A) e da Estação Experimental de São João do Cariri (EESJC) (B).....	62
Figura 6 – Análise de imagem por satélite da cobertura do solo em duas áreas na Caatinga, com base no índice de vegetação ajustado ao solo (IVAS). Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Almas (RPPN Almas) e Estação Experimental de São João do Cariri (EESJC)	64
Figura 7 - Resultado da análise filogenética de componentes principais (pPCA) da comunidade de aves na Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Almas (RPPN Almas).....	81
Figura 8 - Resultado da análise filogenética de componentes principais (pPCA) da comunidade de aves na Estação Experimental de São João do Cariri (EESJC).....	82

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Descrição dos produtos MODIS utilizados na mosaicagem de imagens da Caatinga.....	26
Tabela 2 – Valores da regressão múltipla e do Critério de Informação de Akaike (AIC) na regressão stepwise realizada entre variáveis ambientais e a riqueza de táxons de aves endêmicos na Caatinga. (Fórmula = Riqueza ~ Altitude + NDVI + GPP + Temperatura máxima no mês mais quente + Precipitação no trimestre mais úmido + Temperatura mínima no mês mais frio + Precipitação anual)	29
Tabela 3 – Tipo e percentual de cobertura do solo presente em quatro áreas na Caatinga, com base no índice de vegetação ajustado ao solo (IVAS). Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Almas (RPPN Almas); Estação Experimental de São João do Cariri (EESJC)	63
Tabela 4 - Espécies de aves registradas na RPPN Almas e na EESJC. Áreas com diferentes históricos de perturbação na Caatinga, região semiárida do nordeste do Brasil. AR: Abundância relativa. X: (Registro da espécie na área sem dados quantitativos); -: Sem registro na área. AL – RPPN Almas, SJ – EESJC.....	68
Tabela 5 – Espécies indicadoras da dissimilaridade entre comunidades de aves na Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Almas (RPPN Almas) e Estação Experimental de São João do Cariri/UFPB (EESJC), de acordo com o teste Indicspecies (Stat – valor do Indicspecies que descreve o grau indicador de cada espécie para formação de agrupamento).....	78
Tabela 6 – Índices de Diversidade filogenética (PDNRI e PDNTI) e Diversidade funcional (FDNRI e FDNTI) na Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Almas (RPPN Almas) e Estação Experimental de São João do Cariri (EESJC)	80

SUMÁRIO

Apresentação	11
Resumo geral	12
Abstract.....	14
Capítulo 1	16
Introdução	17
Material e métodos	20
Área de estudo.....	20
Banco de dados e análises.....	21
Resultados.....	28
Discussão	32
Anexos	45
Capítulo 2	54
Introdução	55
Material e métodos	59
Área de estudo.....	59
Coleta de dados	64
Análise de dados	65
Resultados.....	68
Discussão	83
Anexos	96

APRESENTAÇÃO

A avifauna associada à Caatinga ainda é pouco explorada quanto às suas características ecológicas. Havia uma tendência da utilização de modelos de outros ecossistemas para a Caatinga, assumindo que a extrapolação se enquadraria no perfil de uma avifauna na floresta seca. Embora tenham ocorrido avanços, por exemplo, no conhecimento acerca das espécies que ocorrem no domínio, pouco se avançou na compreensão dos efeitos que os fatores ambientais causam sobre a avifauna associada à Caatinga.

Nesse sentido, conhecer quais fatores ambientais favorecem a concentração de aves endêmicas na Caatinga proporcionaria uma maior compreensão sobre a história do domínio e de suas aves. Adicionalmente, abordar essas questões pode indicar quais fatores ambientais favorecem a manutenção da avifauna típica da Caatinga, além de indicar o estabelecimento de prioridades conservacionistas. Ainda buscando compreender como variações ambientais agem sobre a avifauna na Caatinga, é de extrema importância entender os padrões das comunidades frente ao panorama de crescente degradação da vegetação original no domínio.

Nesse sentido, o primeiro capítulo identifica áreas com concentração de táxons de aves endêmicos na região e caracteriza aspectos ambientais e paisagísticos que favorecem a ocorrência desses endemismos.

O segundo capítulo faz uma análise comparativa das comunidades de aves em áreas com diferentes históricos de uso e cobertura do solo, indicando os efeitos de alterações da estrutura vegetal sobre as comunidades de aves.

RESUMO GERAL

As comunidades de aves, tanto em escala regional quanto em escala local, resultam de eventos históricos e de processos ecológicos atuais. Fatores ambientais, como temperatura, disponibilidade de água e cobertura vegetal são corresponsáveis pela distribuição dos táxons e estrutura das comunidades. Essa relação mostra-se ainda mais forte nas espécies endêmicas, por apresentarem um longo histórico seletivo que estreita relações com o ambiente de ocorrência. Na Caatinga, há a hipótese de que suas aves endêmicas estejam ligadas tanto às áreas tradicionalmente secas, quanto às áreas com influência histórica de florestas úmidas. Há também a hipótese de que a avifauna na Caatinga, mesmo associada a um ecossistema com densidade vegetal relativamente baixa, tende a perder riqueza, abundância e diversidade com a diminuição da cobertura vegetal original. Nesse sentido, no primeiro capítulo foram compilados os registros georreferenciados de 52 táxons de aves endêmicas da Caatinga e modeladas suas potenciais distribuições com indicadores de presença ou ausência. A soma de todas as imagens modeladas indicou gradientes de concentração de endemismos de aves em toda a região. Buscando entender quais fatores influenciam as concentrações de endemismos, os valores de riqueza foram cruzados com 26 variáveis ambientais, dentre as quais, sete formaram um modelo com alto potencial explicativo na predição de endemismos na região. Individualmente, a precipitação apresentou relação negativa com a riqueza, sugerindo que a avifauna típica desse domínio é especializada e altamente selecionada, do ponto de vista evolutivo, ao constante estresse hídrico e períodos de estiagem típicos do ciclo anual na região. Esse potencial estresse fisiológico é aparentemente amenizado pela preferência por áreas com temperaturas amenas. A altitude, por sua vez, está geralmente associada a maiores precipitações e parece contraditória a relação positiva

entre riqueza e altitude. Contudo, a influência da altitude sobre a riqueza de endemismos pode refletir o histórico biogeográfico de formação das áreas e não diretamente limitações fisiológicas. O segundo capítulo também buscou entender efeitos das variações ambientais sobre as aves na Caatinga, contudo, em escala local. De forma comparativa foram avaliadas duas áreas no Cariri Paraibano, com distintos históricos de uso e cobertura do solo, a fim de avaliar o efeito de alterações da na vegetação sobre as comunidades de aves. Durante dois períodos chuvosos, foi registrada a riqueza e a abundância de aves nas duas áreas e a partir desses registros foram aplicados testes de diversidade funcional e filogenética, bem como uma análise filogenética de componentes principais para identificar quais espécies e traços funcionais mais contribuem com a estruturação das duas comunidades. De um modo geral, foi possível verificar que a riqueza de aves é superior na área menos perturbada, possivelmente ligada a hipótese de maior heterogeneidade de habitats. A composição de espécies também diferiu, espécies mais exigentes do ponto de vista ecológico estão associadas à área menos perturbada, enquanto espécies com baixa exigência estão associadas à área perturbada. Indícios semelhantes foram encontrados também nos traços funcionais mais influentes, de modo que traços associados às áreas abertas foram mais comuns na área mais perturbada enquanto traços voltados para vegetação densa foram mais comuns na área de reserva.

Palavras-chave: ambiente, avifauna, espécies endêmicas, semiárido, taxocenose

ABSTRACT

Bird communities, both regionally and locally, are the result of historical events and also of current ecological processes. Environmental factors such as temperature, water availability and vegetation cover are co-responsible for the distribution of the taxa and the structure of the communities. This relationship is even stronger in the endemic species, because they present a long selective history that narrows relations with the environment of occurrence. In the Caatinga, there is the hypothesis that its endemic birds are linked to both traditionally dry areas and areas with historical influence of humid forests. There is also the hypothesis that the avifauna in the Caatinga, even associated with an ecosystem with relatively low plant density, tends to lose wealth, abundance and diversity with the reduction of the original vegetation. In that sense, the first chapter compiled the georeferenced records of 52 endemic bird taxa of the Caatinga and modeled their potential distributions with indicators of presence or absence. The sum of all the modeled images indicated gradients of concentration of bird endemics throughout the region. In order to understand which factors influence the concentrations of endemism, the values of wealth were crossed with 26 environmental variables, among which, seven formed a model with high explanatory potential in the prediction of endemism in the region. Individually, rainfall presented a negative relation with the richness, suggesting that the typical avifauna of this domain is specialized and highly selected, from the evolutionary point of view, to the constant water stress and typical drought periods of the annual cycle in the region. This potential physiological stress is apparently softened by preference for areas with mild temperatures. Altitude, in turn, is generally associated with higher precipitations and seems to contradict the positive relationship between wealth and altitude. However, the influence of altitude on

the richness of endemism may reflect the biogeographic history of area formation and not directly physiological limitations. The second chapter also sought to understand effects of environmental variations on birds in the Caatinga, however, on a local scale. Comparing two areas in Cariri Paraibano, with different use histories and soil cover, we evaluated the effect of alterations of the vegetal structure on the communities of birds. During two rainy periods, the richness and abundance of birds in both areas were recorded and from these records functional and phylogenetic diversity tests were applied, as well as a phylogenetic analysis of main components to identify which species and functional traits most contribute to the Structuring of the two communities. In general, it was possible to verify that the richness of birds is superior in the less disturbed area, possibly linked to the hypothesis of greater heterogeneity of habitats. The species composition also differed, more ecologically demanding species are associated with the less disturbed area, while species with low requirement are associated with the disturbed area. Similar traits were also found in the most influential functional traits, so traits associated with open areas were more common in the more disturbed area while traces facing dense vegetation were more common in the reserve area.

Keywords: environment, avifauna, endemic species, semi-arid, taxocenosis.

FATORES QUE INFLUENCIAM A RIQUEZA DE AVES ENDÊMICAS NA CAATINGA E ÁREAS COM MAIORES CONCENTRAÇÕES DE ENDEMISMOS

RESUMO

A distribuição das espécies é influenciada por um conjunto de fatores históricos e atuais. Nesse sentido, espera-se que as concentrações de táxons de aves endêmicas na Caatinga estejam associadas tanto à influência de fatores ambientais, por vezes limitantes na região, quanto à fatores históricos relacionados, como, à regiões de maiores altitudes. Esse capítulo se propõe a identificar áreas com concentração de táxons de aves endêmicos na região, bem como caracterizar aspectos ambientais e paisagísticos que favorecem a ocorrência desses endemismos. Com base em registros georreferenciados de 52 táxons endêmicos, modelou-se mapas potenciais de suas distribuições atuais. As possíveis ocorrências foram transformadas em dados binários e sobrepostas de modo que foram identificados gradientes de concentrações de endemismo. Esses dados foram cruzados com 26 variáveis ambientais, das quais, sete apresentaram potencial preditor de riqueza, indicando que as maiores concentrações de aves endêmicas na Caatinga ocorrem em áreas com baixas precipitações, temperaturas amenas e altitudes elevadas. As aves endêmicas na região apresentam, portanto, congruências nos fatores que predizem suas ocorrências. Os fatores que geram as concentrações refletem uma associação com o histórico biogeográfico, como na relação com altitude, contudo, estão relacionadas principalmente aos limitantes fisiológicos.

Palavras-chave: avifauna, endemia, semiárido.

INTRODUÇÃO

A diversidade de espécies no planeta não está homogeneamente distribuída sobre os territórios e ambientes disponíveis (Simaiakis e Martínez-Morales 2010). As espécies tendem a seguir padrões de ocorrência, e esses padrões se expressam através de concentrações de diversidade sob determinadas áreas e condições (DaSilva 2011). O padrão global mais conhecido em relação à concentração de riqueza é o latitudinal, contudo, há padrões em escalas reduzidas, frutos de processos e mecanismos locais (Willig et al. 2003).

O estabelecimento dessas concentrações não é de simples compreensão, pois é regido por vários fatores e processos (Whittaker et al. 2001). Eventos evolutivos, por exemplo, englobam um conjunto de fatores que agem sobre as concentrações de riqueza de espécies. Dentre estes, pode-se destacar: a frequência das taxas evolutivas que resultam em especiação e aumento da diversidade; as alterações geográficas que aumentam ou diminuem a diversidade em determinados locais; as restrições de território; as taxas de extinção; as competições e relações coevolutivas; a tolerância e a plasticidade das espécies (Rangel e Diniz-Filho 2005, Moreno-Rueda¹ e Pizarro 2011). Os eventos históricos e evolutivos, no entanto, estão intimamente ligados aos fatores ecológicos (Rangel e Diniz-Filho 2005) e ambos agem diretamente um sobre o outro.

Em relação aos fatores ecológicos, a composição da comunidade em si, por exemplo, é capaz de influenciar o aumento ou redução da diversidade local (Whittaker et al. 2007). Uma maior produção primária e uma maior heterogeneidade de habitat são capazes de impactar positivamente os índices de riqueza de espécies (Kadmon e Allouche 2007). Ainda no aspecto paisagístico, distúrbios antrópicos também agem sobre a riqueza (Pautasso 2007). Além destes fatores, o aumento na disponibilidade de

água associado à temperatura está relacionado a um acréscimo no número de táxons (Waide et al. 1999, Hawkins et al. 2003, Whittaker et al. 2007), enquanto elevadas altitudes comumente causam o efeito inverso (McCain 2007). Essas relações se dão por influência direta, como termorregulação e limitação fisiológica ou através de efeitos indiretos, como alteração na disponibilidade de recursos energéticos e alimentares (Hawkins et al. 2003).

Uma das regiões com pouco investimento na compreensão de fatores que modelam a diversidade é a Caatinga, um domínio morfoclimático semiárido, marcado pela alta estacionalidade e classificado como um dos maiores núcleos de floresta seca da América do Sul (Pennington et al. 2009). Embora pouco abordado para a região, entender os padrões de riqueza, sobretudo de endemismo, bem como os seus preditores, tem uma grande importância aplicada à conservação da biodiversidade regional (DaSilva 2011). Por exemplo, essa ação pode auxiliar na escolha e delimitação de áreas protegidas, uma vez que os esforços em conservação devem priorizar grupos e áreas que abranjam aspectos históricos de evolução biogeográfica e um grande número de espécies endêmicas (Platnick 1992, Myers et al. 2000).

Do ponto de vista estratégico, é também importante destacar táxons que têm certa ligação com determinada região e, conseqüentemente, os endemismos correspondem a uma excelente ferramenta, pois carregam ao longo da sua especiação e processo evolutivo, um histórico intimamente atrelado aos seus habitats, tornando-se o grupo mais explicativo para questões dessa natureza (DaSilva 2011).

Desse modo, a história de vida das espécies de animais endêmicas que ocorrem na Caatinga podem estar associadas a um frequente estresse hídrico e a variações cíclicas de temperatura e/ou a ambientes exclusivos na região, moldados pela geomorfologia (Croizat 1964). Muitos dos habitats disponíveis na Caatinga estão

relacionados às fitofisionomias características desse ecossistema, com deciduidade de folhas e a consequente baixa cobertura vegetal, resultantes da longa estiagem anual (Banda-R et al. 2016). Por outro lado, existem hipóteses de influência de florestas úmidas nessa região devido a flutuações climáticas durante o Quaternário (Vanzolini e Willians 1981, Whitmore e Prance 1987, Batalha-Filho et al. 2013). Devido a essas influências, foram propostos modelos de diversificação associados principalmente à regiões de maior altitude, onde manteriam condições mais úmidas por mais tempo (Whitmore e Prance 1987). Estas hipóteses estariam associadas tanto à especiação alopátrica (Whitmore e Prance 1987), como à seleção direcional de caracteres relacionados a condição semiárida, em populações oriundas de florestas úmidas (Vanzolini e Willians 1981).

Por esses motivos, espera-se que as concentrações de táxons endêmicos na Caatinga possam estar associadas tanto à influência de fatores ambientais que condicionam o domínio, sobretudo fatores extremos que são típicos e por vezes limitantes na região, como à fatores históricos relacionados e, portanto, atrelados a regiões de maiores altitudes no domínio.

Como a Caatinga é considerada uma importante área de endemismo de aves na América do Sul (Cracraft 1985), esse capítulo se propõe a identificar suas áreas com concentração de táxons de aves endêmicos, bem como caracterizar aspectos ambientais e paisagísticos que favorecem a ocorrência desses endemismos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Na região Neotropical, encontram-se as Florestas Estacionais Deciduais Secas (FEDS), que são formações fitofisionômicas deciduais, constituídas essencialmente por árvores, com copa contínua ou quase contínua e baixa quantidade de ervas na cobertura do solo (Monney et al. 1995, Pennington et al. 2006). Essas fitofisionomias ocorrem de forma disjunta em áreas livres de congelamento, onde a precipitação acumulada é menor que 1800 mm/ano, e que passam por um estresse hídrico de no mínimo cinco meses com precipitação acumulada abaixo de 100 mm (Pennington et al. 2009).

Uma das maiores FEDS na América do Sul está localizada no nordeste brasileiro, a Caatinga (Banda-R et al. 2016). Não há um consenso sobre os exatos limites territoriais do domínio Caatinga, contudo, estima-se que abranja uma área entre 750.000 km² (Ab'Sáber 1977) e 850.000 km² (Queiroz 2006, Velloso et al. 2002). Há ainda dificuldades na delimitação do domínio devido a constante dinâmica natural e antropização que alteram os ecossistemas adjacentes, e por vezes causam expansões ou retrações locais (Zanella e Martins 2003).

A Caatinga apresenta clima tropical semiárido com regime de chuvas instável (Ab'Saber 1977), temperatura média anual de aproximadamente 26°C (Nimer 1989) e precipitação anual variando entre 240mm e 1.500mm, com 50% da região recebendo menos que 750mm (Prado 2003, Araujo et al. 2005). Nesse sentido, a sua vegetação apresenta adaptações a estiagem, sendo composta basicamente por espécies com espinhos, microfilia e xerofilia, desde fitofisionomias com domínio de vegetação arbustiva aberta até florestas deciduais (Giulietti et al. 2004).

A altitude na Caatinga raramente ultrapassa 1000 metros (Mabesoone 1978), contudo, seu acréscimo acarreta redução na temperatura, aumento da precipitação e da disponibilidade de água no solo, principal limitante da produtividade primária nos trópicos de clima semiárido (Araújo et al. 2005).

Banco de dados e análises

Com o intuito de trabalhar com táxons de aves endêmicos da Caatinga, foram selecionadas 52 espécies ou subespécies consideradas endêmicas (Anexo 1). A escolha foi feita com base em Stotz (1996), no plano de conservação das Aves da Caatinga (MMA), nas distribuições indicadas no Handbook of the Birds of the World Alive (<http://hbw.com/>) e no estudo em preparação sobre aves endêmicas na Caatinga, que está sendo realizado pelos pesquisadores Helder Farias Pereira de Araujo e José Maria Cardoso da Silva (comunicação pessoal). Devido as discussões sobre os limites da Caatinga, o principal critério adotado nesses estudos para enquadrar o táxon como endêmico está relacionado a distribuição restrita na Caatinga e, quando ocorrer, em ambientes estacionais decíduais adjacentes (Olmos et al. 2005). Outra observação pertinente é que algumas espécies consideradas endêmicas da Caatinga, principalmente associadas às áreas mais abertas, têm uma expansão territorial adjacente à região devido a modificação da paisagem em ambientes abertos, por meio de atividades antrópicas (del Hoyo et al. 2014).

Uma vez selecionados os táxons, foram compiladas informações de suas ocorrências através dos registros georreferenciados disponíveis em três bancos de dados: Global Biodiversity Information Facility (<http://gbif.org/>), Species link (<http://splink.cria.org.br/>) e CEMAVE-ARA (<http://ara.cemave.net/>). Foram excluídos os registros duplicados de um mesmo táxon na mesma localidade. Por fim, foram

catalogados 5087 registros de ocorrência dos táxons estudados, em uma média aproximada de 95 (máx. 445 e mín. 10) pontos georreferenciados para cada táxon (Figura 1).

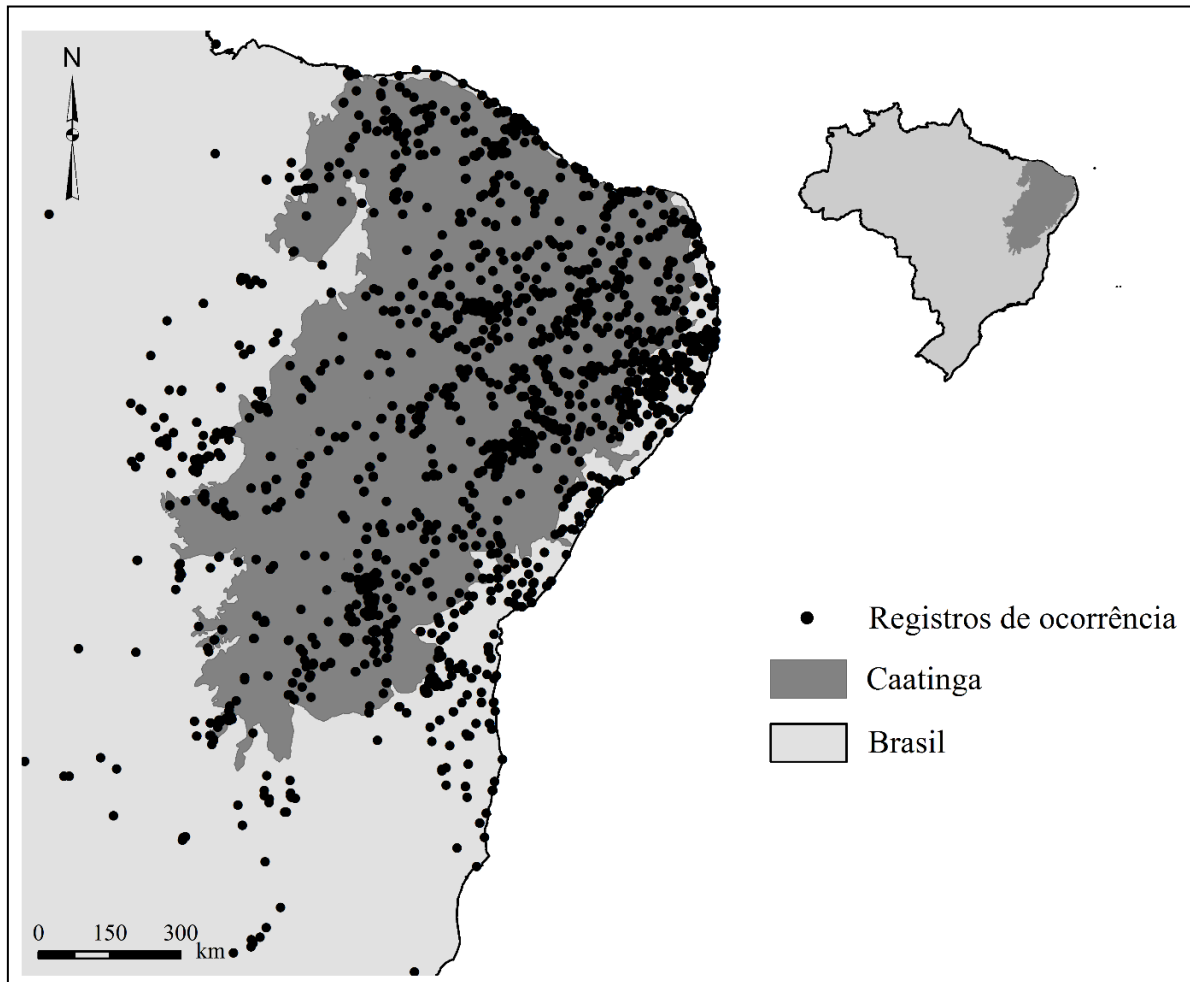


Figura 1 – Pontos de registros georreferenciados de táxons de aves endêmicas da Caatinga (ver considerações no texto).

Os registros de ocorrência, contudo, são dependentes dos esforços amostrais em campo. É possível, por exemplo, que os táxons endêmicos estejam presentes em uma área que nunca foi amostrada ou que possui amostragem insuficiente. Para tentar diminuir a influência de escassez amostral em determinadas regiões na Caatinga, foram

elaborados mapas de distribuição de cada um dos táxons por meio de modelagem de distribuição potencial (Phillips et al. 2006) (Anexo 1).

Para tal, formou-se um banco de dados com as coordenadas geográficas de cada registro de ocorrência dos táxons endêmicos de aves na Caatinga. Os pontos de registros, representados por suas coordenadas, são naturalmente associados a uma série de variáveis ambientais, que podem funcionar como preditoras para a distribuição das espécies. Nesse sentido, as coordenadas e suas respectivas variáveis ambientais foram cruzadas com as demais áreas na Caatinga através do algoritmo Maxent (Maximum Entropy Machine-Learning Algorithm). Esse algoritmo gera modelos que correspondem a probabilidade de ocorrência de um táxon em um domínio no espaço das variáveis ambientais, que gera uma imagem de distribuição potencial (Siqueira 2005, Phillips et al. 2006, Elith et al. 2011).

As variáveis ambientais utilizadas foram provenientes do banco de dados digital WorldClim (<http://www.worldclim.org/> Hijmans et al. 2005). Para as modelagens foram utilizadas 20 variáveis, com resolução de 2,5 minutos (aproximadamente 5 km): BIO1 Temperatura média anual; BIO2 Escala diurna média (média mensal) temperatura máxima - mínima; BIO3 Isotermalidade (BIO2/BIO7); BIO4 Sazonalidade de temperatura (desvio padrão); BIO5 Temperatura máxima do mês mais quente; BIO6 Temperatura mínima do mês mais frio; BIO7 Escala anual de temperatura (BIO5-BIO6); BIO8 Temperatura média no trimestre mais úmido; BIO9 Temperatura média no trimestre mais seco; BIO10 Temperatura média no trimestre mais quente; BIO11 Temperatura média no trimestre mais frio; BIO12 Precipitação anual; BIO13 Precipitação no mês mais úmido; BIO14 Precipitação no mês mais seco; BIO15 Sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação); BIO16 Precipitação no trimestre mais úmido; BIO17 Precipitação no trimestre mais seco; BIO18 Precipitação no

trimestre mais quente; BIO19 Precipitação no trimestre mais frio; ALT Altitude. Para evitar uma redundância das variáveis climáticas, foram construídas matrizes de correlação. Com base nessa matriz, foram eliminadas as variáveis ambientais excedentes, ou seja, aquelas que apresentam alta correlação ($r \geq 0,8$).

As predições de distribuição dos táxons foram geradas em imagens individuais, cujos pixels apresentavam valores de probabilidade de ocorrência da espécie. Estas, por sua vez, foram transformadas em imagens binárias de ausência e presença das espécies estudadas. Para tal, as imagens foram classificadas em duas classes (0 = ausência; 1 = presença), sendo a classe 0 representativa dos valores inferiores ao *threshold* (mínimo valor de probabilidade de se representar um habitat adequado) obtidos pelo *Maxent* e a classe 1 representativa dos valores superiores ao mesmo. O *threshold* escolhido foi o *Equate entropy of thresholded and original distributions logistic threshold*, pois apresentou menor omissão, mas que também não excedeu excessivamente a área de distribuição atual, quando comparados entre algumas espécies.

A soma de todas as imagens de presença e ausência dos táxons gerou uma imagem de riqueza de endemismos, contendo o número de endemismos presentes em cada pixel.

A fim de se verificar o que prediz as concentrações de endemismos na Caatinga, buscou-se relacionar a riqueza de endemismos dos locais com as suas variáveis ambientais. Além das variáveis já citadas, oriundas do WorldClim, foram obtidos valores de declividade (°) e dos índices de vegetação *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI - Índice de diferença de vegetação normalizada) e o *Enhanced Vegetation Index* (EVI - Índice avançado de vegetação), reflectância do *Near Infrared Band* (NIR – banda de infravermelho próximo) *Gross Primary Production* (GPP - Produção primária bruta) e *Net Primary Productivity* (NPP - Produção primária líquida).

Com as 26 variáveis disponíveis foi realizada uma filtragem eliminando variáveis redundantes do ponto de vista funcional e aquelas que do ponto de vista da literatura não são preditoras de riqueza em grande escala (McCain 2007). Além disso, foram eliminadas as variáveis autocorrelacionadas ($r \geq 0,8$).

Uma vez que as variáveis redundantes foram excluídas, restaram sete variáveis com potencial explicativo: Altitude; Precipitação anual; Temperatura máxima no mês mais quente; Temperatura mínima no mês mais frio; Precipitação no trimestre mais úmido; NDVI; GPP. Nesse sentido, a precipitação funciona como indicador de disponibilidade de água. A altitude, assim como as temperaturas extremas indicam possíveis barreiras fisiológicas nas distribuições de espécies, NDVI como indicador de heterogeneidade de habitat e GPP como indicador de produção primária.

Em relação a origem dos índices utilizados nas análises, os dados das variáveis NDVI, EVI, NIR, GPP e NPP foram obtidos a partir de imagens do sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) do satélite Terra. O sensor MODIS oferece diversos produtos em diferentes resoluções espaciais e temporais, georreferenciados e corrigidos para os efeitos atmosféricos. As imagens do sensor MODIS foram adquiridas gratuitamente através da *U.S. Geological Survey* (USGS) *Global Visualization Viewer* (GloVis) (<http://glovis.usgs.gov/>), no formato HDF (*Hierarchical Data Format*), tendo sido convertidas para formato *image*. Para cobrir inteiramente os limites biogeográficos da Caatinga, foi necessário utilizar as imagens-variáveis de seis tiles: h13v09, h13v10, h13v11, h14v09, h14v10, h14v11. Após união dos tiles por mosaicagem em uma única imagem, realizou-se a conversão dos valores originais em dados de NDVI, EVI, NIR, GPP e NPP através dos fatores de correção (multiplicativo), descritos na Tabela 1.

Tabela 1 - Descrição dos produtos MODIS utilizados na mosaicagem de imagens da Caatinga.

Produto	Descrição	Fator multiplicativo	Resolução espacial	Unidades
MOD13A3	Média Mensal de NDVI	0,0001	1000 m	Adimensional
	Média Mensal de EVI	0,0001	1000 m	Adimensional
	Média Mensal de NIR	0,0001	1000 m	Adimensional
MOD17A3	PPB anual	0,1	1000 m	g carbon m ²
	PPL anual	0,1	1000 m	g carbon m ²

As médias mensais de NDVI e de EVI na área de estudo foram extraídas do produto MOD13A3, com resolução de 1 km, correspondente ao mês de abril de 2016 (época chuvosa). O valor anual de PPB e PPL foi extraído do produto MOD17A3, com resolução 1 km, correspondente ao ano de 2014 (ano mais recente disponível).

Os índices de vegetação NDVI e EVI, desenvolvidos por Rouse et al. (1974) e Liu e Huete (1995), respectivamente, são indicadores sensíveis da quantidade e condição da vegetação verde. O NIR corresponde à reflectância na banda do infravermelho próximo do espectro electromagnético e diversas pesquisas a relacionaram com a diversidade vegetal (Medeiros 2016). A produção primária, por sua vez, representa a síntese de matéria orgânica a partir de compostos inorgânicos, realizada por organismos autotróficos sendo, em ambiente terrestre, concretizada principalmente por plantas.

Através de uma amostragem espacial, criou-se uma tabela que demonstra os valores dos pixels de cada imagem-variável definidos pela localização dos pixels da imagem-riqueza. Assim, para cada valor de riqueza, obteve-se o valor correspondente de cada variável em cada pixel. Para o caso específico das variáveis obtidas do MODIS, cuja resolução era maior (1 km), extraiu-se o valor do pixel central em relação ao pixel maior da imagem-riqueza, na mesma localização espacial.

As variáveis explicativas foram submetidas a um teste de regressão múltipla, seguido de uma regressão stepwise, com o intuito de encontrar modelo preditor ideal para riqueza de endemismo de aves na Caatinga. Ainda, cada variável isolada do modelo foi submetida a regressão linear simples, a fim de facilitar a compreensão individual das variáveis sobre a riqueza de endemismo.

As regressões lineares foram realizadas com auxílio do programa Past 2.16. A regressão múltipla e a regressão stepwise foram realizadas através do pacote MASS no Software R. Todos os testes foram realizados com nível de significância de 5% ($p < 0.05$).

RESULTADOS

A integração dos modelos de ocorrência permitiu a elaboração de um mapa unificado de concentração de endemismos (Figura 2), indicando desde áreas sem registros dos táxons endêmicos, até áreas com concentração de 41 endemismos de aves.

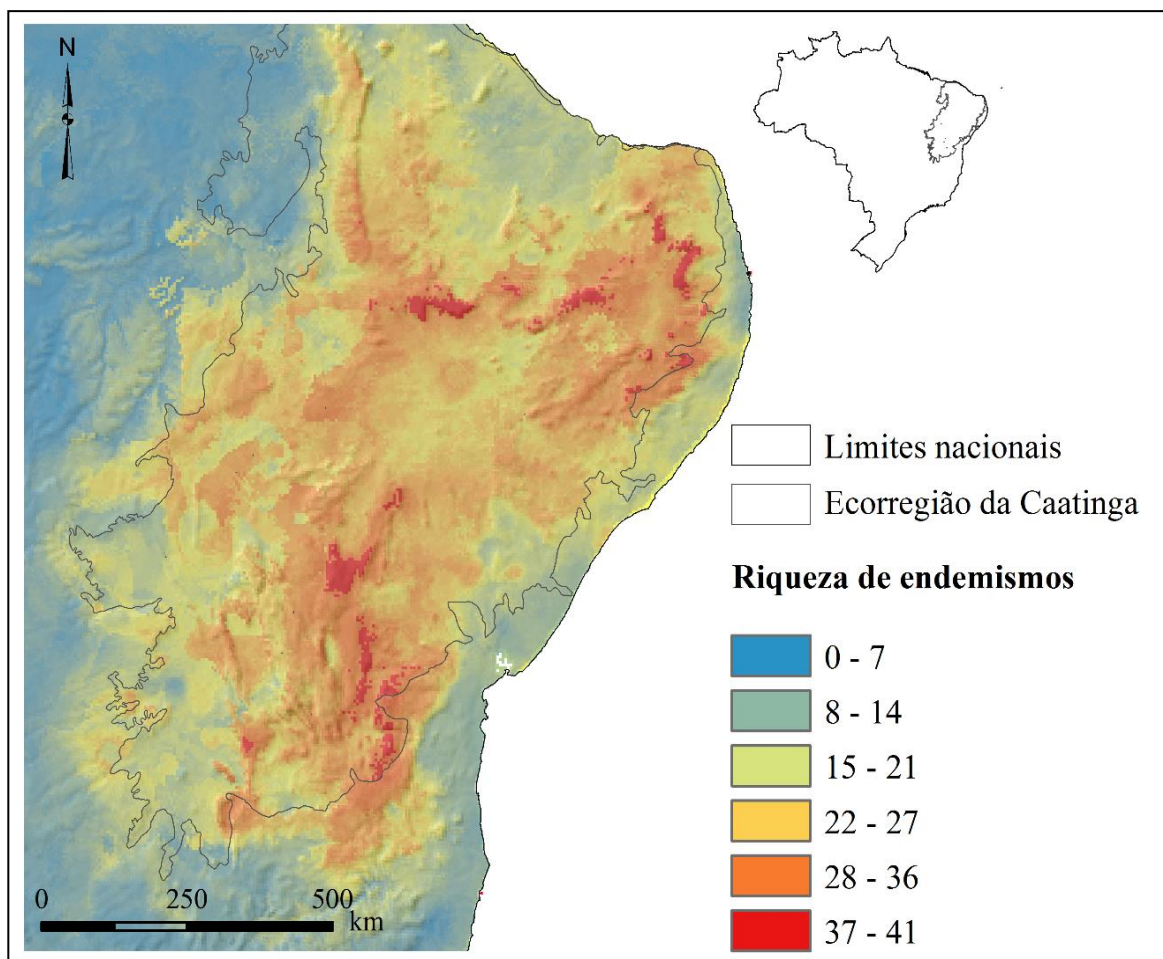


Figura 2 – Gradiente de distribuição de riqueza de endemismo de aves na Caatinga.

As áreas que apresentaram as maiores concentrações de endemismo correspondem geograficamente as localizações da Chapada Diamantina, com picos superiores aos 1000 metros de altitude, do Planalto do Borborema com 500 a 1000 metros de altitude, da Chapada do Araripe com altitude média em torno de 1000 metros. Além dessas regiões, também há grandes concentrações na Serra dos Cariris Velhos e

na Serra de Santa Catarina (aproximadamente 600 e 800 metros, respectivamente). Em contrapartida, as menores riquezas de endemismos foram encontradas no Complexo de Campo Maior e na Depressão Sertaneja Meridional. Também foram encontradas baixas concentrações de endemismo nas áreas periféricas do domínio, de modo que as distribuições extrapolam os limites bibliograficamente atribuídos à Caatinga.

A regressão múltipla realizada com as sete variáveis explicativas indicou que em conjunto, elas são responsáveis por explicar de forma significativa a riqueza de aves endêmicas na Caatinga ($R^2 = 0.662$; $p < 2.2e-16$). A regressão stepwise também indicou que o modelo com as sete variáveis é o mais explicativo e o melhor preditor das concentrações de endemismo. A retirada de qualquer uma das variáveis faria o valor do Critério de Informação de Akaike (AIC = 119640) aumentar, representando uma menor adequabilidade do modelo (Tabela 2).

Tabela 2 – Valores da regressão múltipla e do Critério de Informação de Akaike (AIC) na regressão stepwise realizada entre variáveis ambientais e a riqueza de táxons de aves endêmicos na Caatinga. AIC inicial = 119640.1 (Fórmula = Riqueza ~ Altitude + NDVI + GPP + Temperatura máxima no mês mais quente + Precipitação no trimestre mais úmido + Temperatura mínima no mês mais frio + Precipitação anual).

Variáveis	AIC
GPP	(-) 119674
NDVI	(-) 120139
BIO 6 Temperatura mínima no mês mais frio	(-) 120257
BIO 16 Precipitação no trimestre mais úmido	(-) 121875
BIO 5 Temperatura máxima no mês mais quente	(-) 123246
BIO 12 Precipitação anual	(-) 123630
Altitude	(-) 126353
R^2 global = 0.6621 $p < 2.2e-16$	

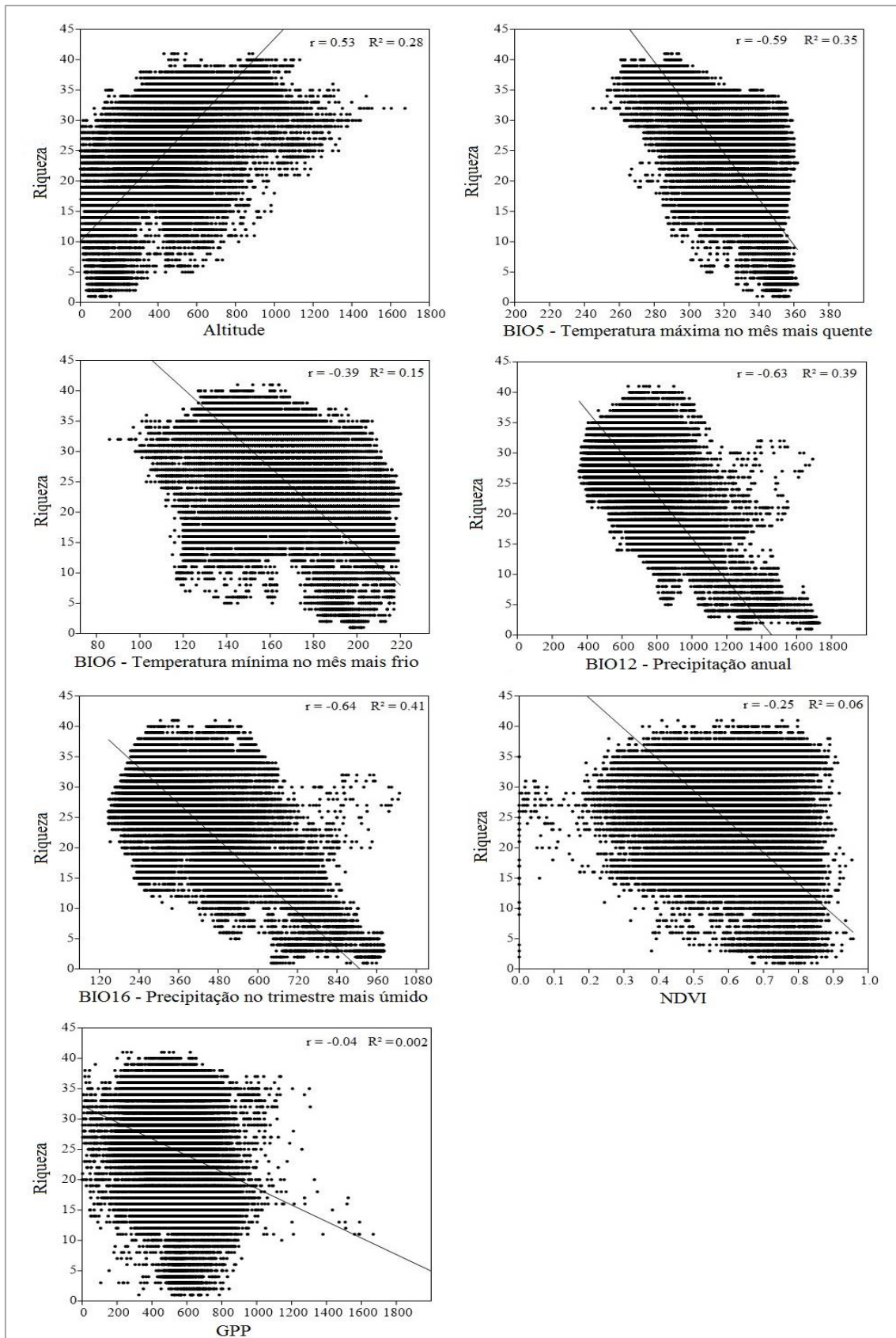


Figura 3 – Regressão linear entre as variáveis ambientais na Caatinga e a concentração de táxons de aves endêmicas.

As variáveis isoladamente perdem potencial preditor em relação à ocorrência dos táxons, contudo, as regressões lineares indicaram que mesmo isoladas algumas variáveis estão significativamente associadas à riqueza de endemismos (Figura 3). A altitude influencia positivamente a ocorrência dos táxons. Acima de 600m de altitude, todas as áreas apresentam riqueza superior a 22 táxons de aves endêmicas e os picos de riqueza são atingidos entre 500m e 1100m de altitude. A precipitação, por sua vez, influencia negativamente a riqueza. Os maiores índices de riqueza encontram-se nas áreas onde a precipitação anual e a precipitação do período mais úmido são baixas, próximas aos 1000mm e 400mm respectivamente. Um efeito similar é encontrado em relação à temperatura, onde também há influência negativa sobre a riqueza. Durante o mês mais frio, há pontos com temperaturas mínimas variando entre 10°C e 22°C, no mês mais quente essa variação é entre 24°C e 37°C. Em ambos os casos, as maiores riquezas se concentram nos pontos que apresentam temperaturas mais amenas, próximas aos 14°C e 28°C, respectivamente. Há ainda uma sutil influência negativa ligada à alta densidade vegetal e alta produção primária.

DISCUSSÃO

A riqueza de táxons de aves endêmicas na Caatinga demonstrou-se associada a um complexo de variáveis. Não é, portanto, um simples preditor ou fator que é responsável pela distribuição desse grupo de aves, o que reforça a ideia de que um conjunto de fatores molda a riqueza de espécies (Whittaker et al. 2001). Em um estudo sobre a distribuição global de riqueza de aves, McCain (2009) apresentou indícios de que os padrões de diversidade ao longo de gradientes altitudinais não eram explicados apenas por uma variável isolada, mas sim por uma combinação entre altitude, disponibilidade de água e temperatura. A disponibilidade de água e a temperatura também são apontados como fatores cruciais por Hawkins et al. (2003) e Whittaker et al. (2007). Esse padrão reafirma também que outras variáveis, como a paisagem e a produção primária, têm papel sobre os padrões de riqueza e endemismo (Vargas et al. 2007).

O histórico evolutivo dos táxons endêmicos e das espécies de um modo geral é mais complexo do que sugerido até poucas décadas atrás, onde imaginava-se que apenas um fator poderia ser propulsor ou limitante da diversidade de aves (McCain, 2007). De qualquer forma, como as espécies endêmicas tem um alto grau de relação com os ambientes onde especiam (Croizat 1964, DaSilva 2011), é natural que exista ainda hoje um conjunto de variáveis que moldem suas distribuições, sobretudo em um ecossistema como a Caatinga que apresenta uma fitofisionomia diversa, mosaica (Eva et al. 2002) e um complexo histórico de dinâmica climática (Pennington et al. 2000, Werneck et al. 2011).

Contudo, mesmo a riqueza sendo favorecida não apenas por um fator, mas por um conjunto de variáveis ambientais, a precipitação (relação negativa), a temperatura

(relação negativa) e a altitude (relação positiva) destacaram-se por serem as mais influentes. Essas são exatamente as três variáveis indicadas por McCain (2009) como as mais influentes na distribuição de riquezas de aves. Embora sejam os mesmos fatores influentes, é importante observar que no caso dos endemismos na Caatinga, trata-se não da temperatura média, mas da máxima no mês mais quente, enfatizando ainda mais o potencial limitante da variável sobre os táxons. É importante observar ainda que no caso regional, a ação da precipitação sobre a riqueza de endemismos de aves apresentou uma relação inversa a indicada no padrão global.

A precipitação e consequente disponibilidade de água é um fator limitante para a riqueza de um modo geral, pois a água é fundamental na regulação fisiológica, além de impulsionar efeitos indiretos como aumento na disponibilidade de recursos energéticos (Hawkins et al. 2003, McCain 2007). A avifauna endêmica da Caatinga, contudo, está negativamente associada à elevação nos índices de precipitação na região Nordeste. Esse panorama demonstra como a avifauna típica desse domínio é especializada e altamente selecionada, do ponto de vista evolutivo, ao constante estresse hídrico e períodos de estiagem típicos do ciclo anual na região. Do ponto de vista fisiológico, mesmo diante do estresse hídrico, a disponibilidade de água na Caatinga é suficiente para manter a fenologia reprodutiva e, consequentemente, a riqueza de táxons endêmicos (Hawkins et al. 2003, Araujo et al. 2017).

A temperatura também se mostrou altamente explicativa sobre os padrões de concentração de endemismos. Em um ambiente seco e quente como a Caatinga, as maiores riquezas de táxons endêmicos de aves ocorrem em locais com temperaturas nos meses mais quentes entre 28° e 32°C. As restrições fisiológicas nos organismos endotérmicos limitam a capacidade de manter as populações em condições térmicas extremas (Weiner 1992). Tanto nos meses mais quentes quanto nos meses mais frios, a

tendência é que as regiões com temperaturas amenas na Caatinga apresentem o maior número de espécies endêmicas. Isso é esperado quando observamos que em ambientes que apresentam condições com alto potencial limitante, como altas temperaturas, é comum que os táxons se acumulem nas regiões mais adequadas para manutenção das populações (Colwell et al. 2004, Rangel e Diniz-Filho 2005), como visto na dispersão dos dados (Figura 3).

Em relação à altitude, a influência positiva desta sobre a riqueza se contrapõe a proposta de que há um padrão geral de decréscimo linear da riqueza com o aumento da altitude, padrão monotônico (Bown e Gibson 1983). McCain (2009) também avaliou padrões de diversidade de aves ao longo de gradientes altitudinais e sugeriu a existência de quatro padrões de concentração de riqueza em relação ao aumento da altitude: padrão decrescente (a diversidade diminui enquanto a altitude aumenta); baixo platô (há uma concentração de riqueza nas altitudes basais e um decréscimo acumulativo ao longo da elevação altitudinal); baixo platô com pico tendendo ao centro (similar a anterior, contudo a concentração de riqueza é menos basal); pico intermediário central (a concentração de riqueza se dá nas altitudes intermediárias). A princípio, o resultado na Caatinga parece não se enquadrar em nenhum desses modelos. No entanto, se considerarmos que o estudo de McCain (2009) abordou altitudes próximas aos 8000 metros e que a Caatinga raramente ultrapassa os 1000 metros, percebe-se que a Caatinga tende ao modelo unimodal com pico intermediário central (Rahbek 2005). A riqueza vai crescendo de acordo com o aumento na altitude, mas por ter um baixo limite de altitude, a curva unimodal não atinge o topo e consequentemente não apresenta o posterior declínio.

Para interpretar esses padrões, contudo, não se pode olhar a variável altitude isoladamente, sendo necessário dar atenção aos mecanismos que regulam a variação de

riqueza em cada ambiente (McCain 2009, Borges 2011) em conjunto com os registros históricos.

Os testes realizados indicaram o aumento da altitude como um importante fator que favorece a riqueza de aves endêmicas. Na Caatinga, estas elevações, geralmente estão associadas a aumentos nas taxas de precipitação e densidade vegetal (Velloso et al. 2002). Nesse ponto, à primeira vista os resultados parecem conflitantes porque encontramos uma relação inversa entre riqueza e precipitação. Contudo, é importante ressaltar que os padrões de riqueza de endemismos não são consequências únicas de fatores climáticos ou vegetacionais (Cracraft 1985).

As áreas de endemismo de aves na América do Sul são, sobretudo, centros históricos que resultam de processos mais complexos que manifestações de um único evento ou fator ecológico (Cracraft 1985). Nesse sentido, a influência positiva da altitude sobre a riqueza de endemismos de aves na Caatinga parece refletir os padrões que somam processos históricos e processos ecológicos atuais. Batalha et al. (2013) indicam que entre o Plioceno e o Pleistoceno, a avifauna acompanhou a série de retrações e expansões das florestas tropicais úmidas, amazônica e atlântica. Ao longo desse período a diagonal seca, na qual a Caatinga está inserida, funcionou como canal de conexão, dando espaço a corredores de florestas úmidas (Pennington et al. 2000, Prado 2000, Werneck et al. 2011). Quando a Caatinga retomou a sua distribuição, as áreas de maior altitude mantiveram vegetação e condições climáticas diferenciadas, agindo funcionalmente como ilhas que favoreceram o isolamento, especiação e consequentes endemismos. Portanto, os resultados encontrados sugerem que as regiões mais altas na Caatinga abrigam tanto áreas mais florestadas, onde ocorrem as espécies típicas desse tipo de ambiente, quanto ambientes abertos, comuns em locais com menor

precipitação, mas com temperaturas amenas, onde ocorrem espécies endêmicas não florestais.

Além de estatisticamente significativo, o perfil geral de endemismo na Caatinga, associado às maiores altitudes é visualmente verificável. Nesse sentido, destacam-se as áreas do Planalto do Borborema, com 500 a 1000 metros de altitude (Melo 1956), a Chapada Diamantina, com picos superiores aos 1000 metros de altitude (MMA 2016) e a Chapada do Araripe, com altitude média em torno de 1000 metros.

Nossos resultados suportam as áreas prioritárias e/ou extremamente prioritárias para conservação na Caatinga, indicadas recentemente pelo MMA (2016), quando verificadas as três regiões com maior riqueza de espécies endêmicas, onde também existem Unidades de Conservação implantadas. A região do Cariri Paraibano (Cariris Velhos) também apresentou concentrações de riqueza de endemismos, e também é indicada como altamente prioritária para a conservação, mas não possui Unidades de Conservação em seus limites. Desse modo, é sugestivo que sejam empregados mais esforços conservacionistas nessa área, uma vez que o estabelecimento de áreas prioritárias deve atender o maior número de espécies endêmicas, refletindo assim o histórico evolutivo/biogeográfico de uma região (Platinick 1992, Silva et al. 2003).

Sobre os aspectos associados à vegetação, tanto paisagístico quanto de produção, a influência foi significativa, porém, com um baixo poder explicativo, quando verificados isoladamente. Em ambos há uma relação negativa, sugerindo que para manutenção da avifauna endêmica, além da vegetação arbórea, são necessárias também paisagens abertas. O baixo poder explicativo reforça a ideia de que os endemismos na Caatinga estão ligados tanto à áreas abertas quanto à florestais (Araujo et al. 2012).

Sobre a distribuição dos endemismos da Caatinga, de um modo geral, é importante ainda, observar que embora endêmicos da Caatinga alguns dos táxons

estudados apresentam distribuição além dos limites do domínio, como sugerido por Velloso et al. (2002). Há quatro motivos principais para esse tipo de ocorrência. O primeiro está ligado às áreas de transição, os ecótonos, que apresentam condições mistas, nas quais as características da Caatinga muitas vezes se alternam ou entrelaçam com as dos ecossistemas adjacentes (Gonçalves et al. 2017). Esse fator permite o deslocamento das espécies por áreas não classificadas como Caatinga. Um segundo fator, é a dificuldade em firmar delimitações exatas do domínio e o quanto esse limite realmente atua na limitação das distribuições de espécies (Zapata et al. 2003). O terceiro e o quarto fator têm ligação com a ação antrópica: a captura ilegal e soltura indevida de espécies (Alves et al. 2013), e a expansão de áreas abertas que permitem que espécies estendam suas áreas de ocorrência para limites adjacentes.

A baixa riqueza de aves endêmicas da Caatinga no Complexo de Campo Maior pode ser influenciada por áreas de transição e ligação com o Cerrado, a mata do babaçu e a Floresta amazônica (Velloso et al. 2002). Em relação à baixa riqueza na porção da depressão sertaneja meridional, a presença das extensas planícies e relevo predominantemente suave, evita um maior número de espécies, uma vez que a altitude está associada positivamente com a riqueza de endemismos.

É complexo traçar um perfil único que sumarie a riqueza de endemismos das aves na Caatinga. Contudo, pode-se concluir que há congruências nos fatores que predizem a ocorrência desses endemismos através de variáveis que, associadas entre si, regulam essas riquezas por influenciar a fisiologia das espécies e a paisagem em que habitam. De modo geral, a relação positiva da riqueza desses táxons com as maiores altitudes parece refletir uma associação com o histórico biogeográfico e com a diversidade de habitats nesses locais, porém essas associações também estão relacionadas principalmente com limites adequados de precipitação e temperatura.

REFERÊNCIAS

- Ab'Saber AN (1977) Espaços ocupados pela expansão dos climas secos na América do Sul, por ocasião dos períodos glaciais quaternários. Instituto de Geografia/USP, São Paulo.
- Alves RR, Lima F, Ribamar J, Araujo HFP (2013) The live bird trade in Brazil and its conservation implications: an overview. *Bird Conservation International* 23: 53-65.
- Araújo FS, Rodal, MJ, Barbosa, MRV (2005). Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas.
- Araujo HFP, Vieira-Filho AH, Cavalcanti TA e Barbosa MRV (2012) As aves e os ambientes em que elas ocorrem em uma reserva particular no Cariri paraibano, Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 20: 365–377.
- Araujo HFP, Vieira-Filho AH, Barbosa MRV, Diniz-Filho JAF e Silva JMC (2017). Passerine phenology in the largest tropical dry forest of South America: effects of climate and resource availability 117(1): 78-91.
- Banda-R K, Delgado-Salinas A, Dexter KG, Linares-Palomino R, Oliveira-Filho A, Prado D, Pullan M, Quintana C, Riina R, Rodriguez MGM, Weintritt J, AcevedoRodriguez P, Adarve J, Alvarez E, Aranguren BA, Arteaga JC, Aymard G, Castano A, Ceballos-Mago N, Cogollo A, Cuadros H, Delgado F, Devia W, Duenas H, Fajardo L, Fernandez A, Fernandez MA, Franklin J, Freid EH, Galetti LA, Gonto R, Gonzalez-M R, Graveson R, Helmer EH, Idarraga A, Lopez R, Marcano-Vega H, Martinez OG, Maturo HM, McDonald M, McLaren K, Melo O, Mijares F, Mogni V, Molina D, Moreno NP, Nassar JM, Neves DM, Oakley LJ, Oatham M, Olvera-Luna AR, Pezzini, FF, Dominguez OJR, Rios ME, Rivera O, Rodriguez N, Rojas A,

- Sarkinen T, Sanchez R, Smith M, Vargas C, Villanueva B, Pennington RT (2016) Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications Science 353: 1387-1387.
- Batalha-Filho H, Fjeldsa J, Fabre P, Miyaki CY (2013) Connections between the Atlantic and Amazonian forest avifaunas represent distinct historical events. Journal of Ornithology 154: 41-50.
- Borges DFM (2011) Padrões de variação na riqueza de espécies em gradientes altitudinais: uma revisão multi-taxonômica. Dissertação de mestrado, Brasília: Universidade de Brasília.
- Brown JH e Gibson AC (1983) Biogeography. St Louis: Mosby.
- Colwell RK, Rahbek C e Gotelli NJ (2004) The mid-domain effect and species richness patterns: what we have learned so far? The American Naturalist 163: 1-23.
- Cracraft J (1985) Historical biogeography and patterns of differentiation within the South America avifauna: Areas of endemism. Ornithological Monographs 36: 49 –84.
- Croizat L (1964) Thoughts on high systematics, phylogeny and floral morphology, with a note on the origin of the Angiospermae. Candollea 19: 17-96.
- DaSilva MB (2011) Áreas de endemismo: as espécies vivem em qualquer lugar, onde podem ou onde historicamente evoluíram? Revista da Biologia Volume Especial Biogeografia: 12-17.
- del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA e de Juana E (eds.) (2014). Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona.
- Elith J, Phillips S, Hastie J, Dudík M, Chee YE e Yates CJ (2011) A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. Diversity and Distributions 17: 43-57.
- Eva HD, Miranda EE, Di Bella CR, Gond V, Huber O, Sgrenzaroli M, Jones S, Coutinho A, Dourado A, Guimarães M, Elvidge C, Archad F, Belware AS,

- Bartholomé E, Baraldi A, Grandi D, Vogt P, Fritz S e Hartley A (2002) A Vegetation Map of South America. European Commission Joint Research Centre.
- Giulietti AM, Neta ALB, Castro AA, Gamarra-Rojas CF.L, Sampaio EVSB, Virgínio JF, Queiroz LP, Figueiredo MA, Rodal MJN e Barbosa MR (2004) Diagnóstico da vegetação nativa do bioma Caatinga. In: Silva JMC, Tabarelli M, Fonseca MT, Lins LV (orgs.). Biodiversidade da Caatinga: ações prioritárias para conservação. MMA.
- Gonçalves GR, Cerqueira PV, Juen L, Bispo A e Santos MPD (2017) The relationship between bird distribution patterns and environmental factors in an ecotone area of northeast Brazil. *Journal of Arid Environments* 140: 6-13.
- Hawkins BA, Field R, Cornell HV, Currie DJ, Guégan JF, Kaufman DM, Kerr JT, Mittelbach GG, Oberdoff T, O'Brien EM, Porter EE e Turner JRG (2003) Energy, water, and broadscale geographic patterns of species richness. *Ecology* 84: 3105-3117.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG e Jarvis A (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal Climatology* 25: 1965–1978.
- Kadmon R e AalloucHe O (2007) Integrating the effects of area, isolation, and habitat heterogeneity on species diversity: a unification of island biogeography and niche theory. *The American Naturalist* 170: 443-454.
- Liu HQ e Huete AA (1995) Feedback based modification of the NDVI to minimize canopy background and atmospheric noise. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 33(2): 457-465.
- Mabesoone, JM (1978). Panorama geomorfológico do nordeste brasileiro. Instituto de Geografia/USP, São Paulo.

- McCain CM (2007) Could temperature and water availability drive elevational species richness patterns? A global case study for bats. *Global Ecology and Biogeography* 16: 1–13.
- McCain CM (2009) Global analysis of bird elevation diversity. *Global Ecology and Biogeography* 18(3): 346-360.
- Medeiros ESS (2016) Predizendo riqueza de espécies de plantas com imagens de satélite, no maior núcleo de florestas secas da américa do sul. Dissertação de mestrado, Areia: Universidade Federal da Paraíba.
- Melo ML (1956) Excursion Nord-Est. Livret-guide nº7. Rio de Janeiro: Congress de Union Géographique Internationale.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente (2016) Unidades de Conservação por Bioma Brasília: [www.mma.gov.br/images/arquivo/80112/ CNUC_PorBiomaFev16.pdf](http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80112/CNUC_PorBiomaFev16.pdf)
- Monney HA, Bullock SH e Medina E (1995) Seasonally dry tropical forests. New York: Cambridge University Press.
- Myers NR, Mittermeier A, Mittermeier CG, Fonseca GAB e Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- Moreno-Rueda¹ e Pizarro (2011). Vertebrate species richness varies with species assemblage in south-eastern Spain: implications for conservation. *Revue d'Écologie (Terre Vie)* 66: 2011.
- Nimer E (1989). *Climatologia do Brasil*, 2º edição. IBGE, Rio de Janeiro.
- Olmos F, Girão SWA e Albano CG (2005) Aves de oito áreas de Caatinga no sul do Ceará e oeste de Pernambuco, Nordeste do Brasil: composição, riqueza e similaridade. *Papeis Avulsos de Zoologia* 45(14): 179-199.
- Pautasso M (2007). Scale dependence of the correlation between human population presence and vertebrate and plant species richness. *Ecology Letters* 10: 16-24.

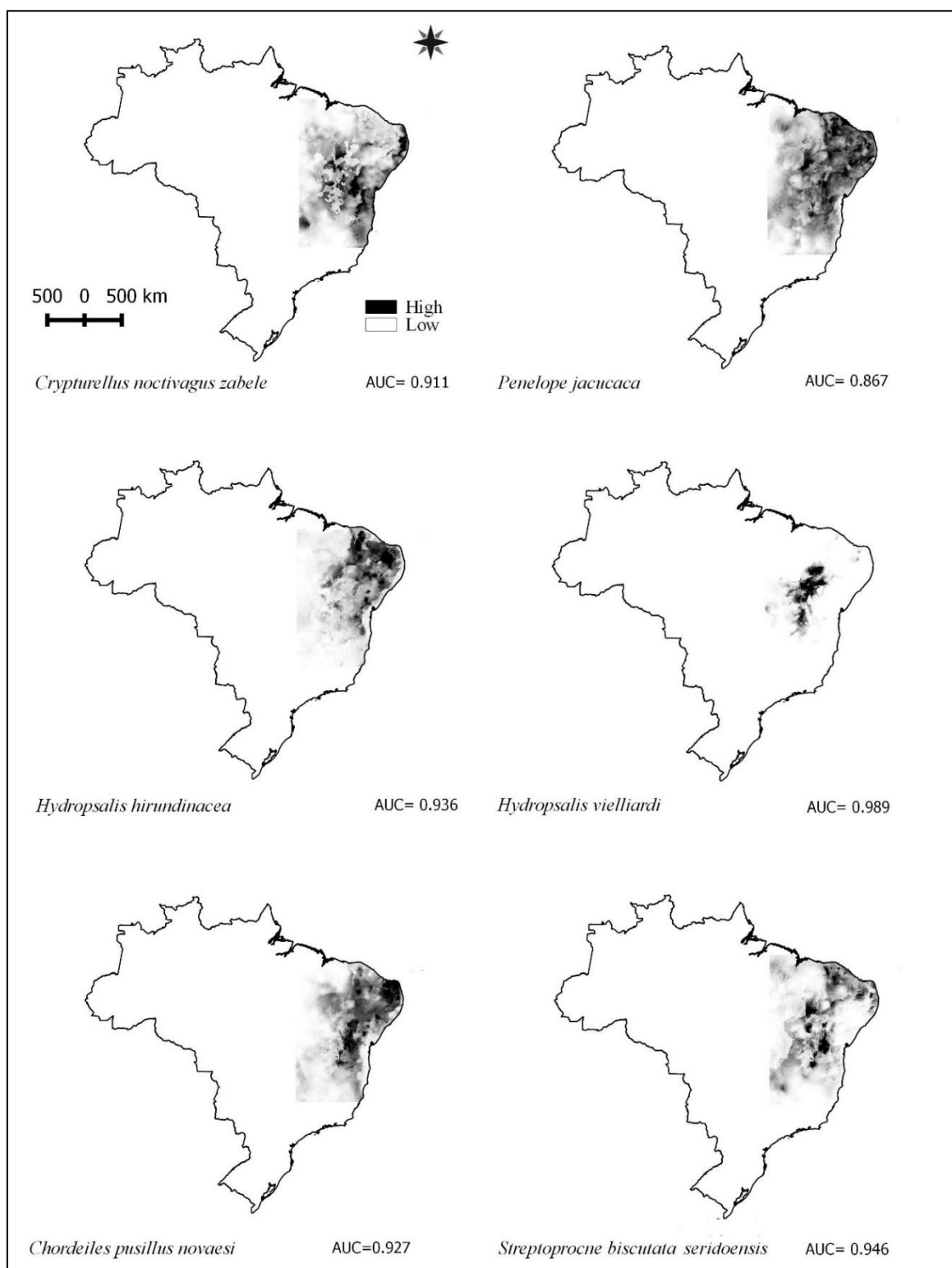
- Pennington RT, Prado DE e Pendry CA (2000) Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography* 27: 261–273.
- Pennington RT, Lewis GP e Ratter JA (2006) An overview of the plant diversity, biogeography and conservation of Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests. In: Pennington RT, Lewis GP e Ratter JA (Eds) *Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: plant diversity, biogeography and conservation*, New York: CRC Press Taylor e Francis Group.
- Pennington RT, Lavin M, Oliveira-filho AT (2009) Woody plant diversity, evolution and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Palo Alto 40: 437-457.
- Phillips SJ, Anderson RP e Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190(3–4): 231–259.
- Platnick NI (1992) Patterns of biodiversity. *Systematics, ecology, and the biodiversity crisis* 15-24.
- Prado DE (2003) As Caatingas da América do Sul. In: Leal I, Tabarelli M e Silva JMC (Eds.) *Ecologia e conservação da Caatinga*. Recife: Editora Universitária da UFPE.
- Queiroz LP (2006) *Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: Plant Diversity, Biogeography, and Conservation*. CRC Press, Boca Raton.
- Rahbek C (2005) The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. *Ecology Letters* 8: 224–239.
- Rangel TFLVB e Diniz-Filho JAF (2005). An evolutionary tolerance model explaining spatial patterns in species richness under environmental gradients and geometric constraints. *Ecography* 28: 253-263.

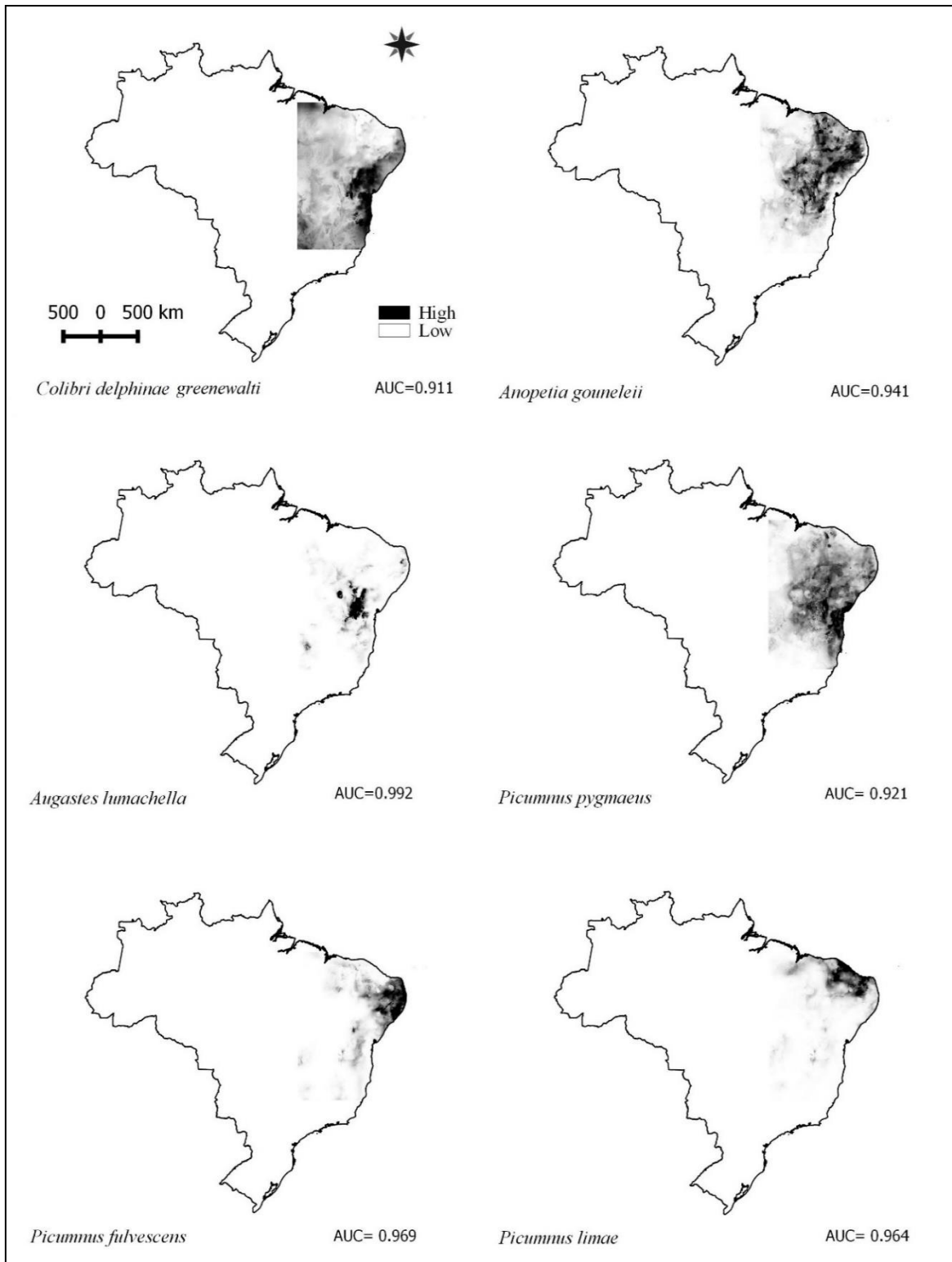
- Rouse JW, Haas RH, Schell JA e Deering DW (1974) Monitoring the vernal advancement and retrogradation (Greenwave effect) of nature vegetation. Greenbelt: NASA/GSFCT Type III Final Report.
- Silva JMC, Souza MA, Biehier AGD e Carlos CJ (2003) Aves da Caatinga: status, uso do habitat e sensibilidade. In: Leal I, Tabarelli M e Silva JMC (Eds.) Ecologia e conservação da Caatinga. Recife: Editora Universitária da UFPE
- Simaiakis SM e Martínez-Morales MA (2010) Nestedness in centipede (Chilopoda) assemblages on continental islands (Aegean, Greece). *Acta Oecologica* 36(3): 282-290.
- Siqueira MF (2005) Uso de modelagem de nicho fundamental na avaliação do padrão de distribuição de espécies vegetais. São Carlos: Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo.
- Stotz BF, Fitzpatrick J, Parker TA e Moskovitz DK (1996) Neotropical birds: Ecology and Conservation. Chicago: University Chicago Press.
- Vanzolini PE e Williams EE (1981) The vanishing refuge: a mechanism for ecogeographic speciation. *Papéis Avulsos de Zoologia* 34: 251–255.
- Vargas AB, Mayhé-Nunes AJ, Queiroz JM, Souza GO e Ramos EF (2007) Efeitos de fatores ambientais sobre a mirmecofauna de comunidade de restinga no Rio de Janeiro, RJ. *Neotropical Entomology* 36: 28-37.
- Velloso AL, Sampaio EVSB e Pareyn FGC (2002). Ecorregiões propostas para o Bioma caatinga. Recife, Associação Plantas do Nordeste, Instituto de Conservação Ambiental, The Nature Conservancy do Brasil.
- Willig MRD, Kaufman M e Stevens RD (2003) Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale and synthesis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34:273–309.

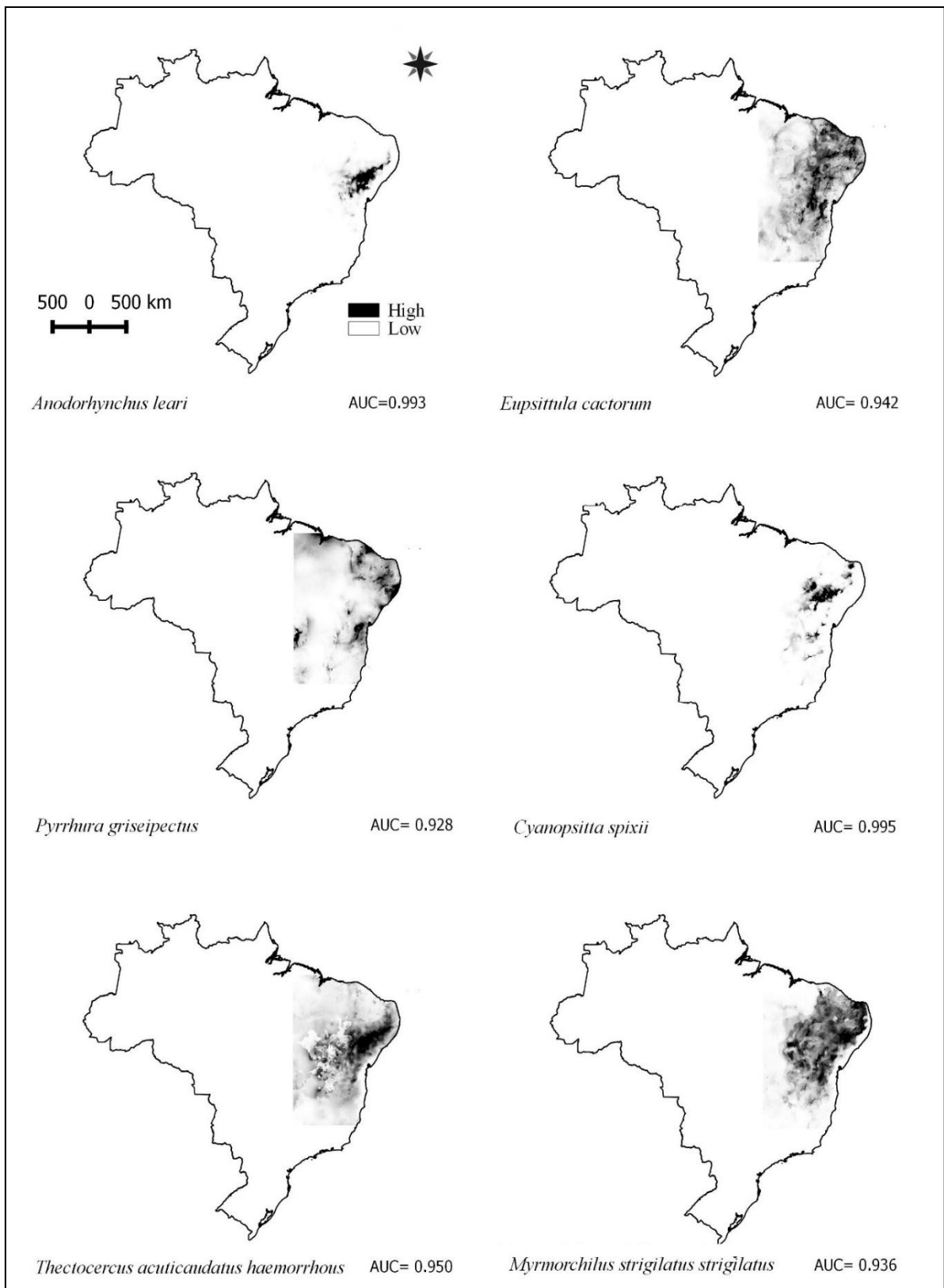
- Waide RB, Willig MR, Steiner CF, Mittelbach GG, Gough L e Parmenter R (1999). The relationship between productivity and species richness. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 30: 257-300.
- Weiner J (1992) Vertebrate flight. Mechanics, Physiology, Morphology, Ecology and Evolution. *Journal of Evolutionary Biology*. 5: 541–543.
- Werneck FP, Costa GC, Colli GR, Prado DE e Sites JW (2011) Revisiting the Seasonally Dry Tropical Forests historical distribution: new insights based on palaeodistributionmodelling and palynological evidence. *Global Ecology and Biogeography* 20: 272–288.
- Whitmore TC e Prance GT (1987) *Biogeography and Quaternary History in Tropical America*. Oxford University Press, New York.
- Whittaker RJ, Willis KJ e Field R (2001). Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal Biogeography*. 28: 453-470.
- Whittaker RJ, Nogués-Bravo D e Araújo MB (2007). Geographical gradients of species richness: a test of the water-energy conjecture of Hawkins et al. (2003) using European data for five taxa. *Global Ecological Biogeography* 16: 76-89.
- Zanella FCV e Martins CF (2003) Abelhas da Caatinga: biogeografia, ecologia e conservação. In: Leal IR, Tabarelli e Silva JMC (Ed.). *Ecologia e conservação da Caatinga*. Recife, UFPE.
- Zapata FA, Gaston KJ e Chown SL (2003) Mid-Domain Models of Species Richness Gradients: Assumptions, Methods and Evidence. *Journal of Animal Ecology* 72(4): 677-90.

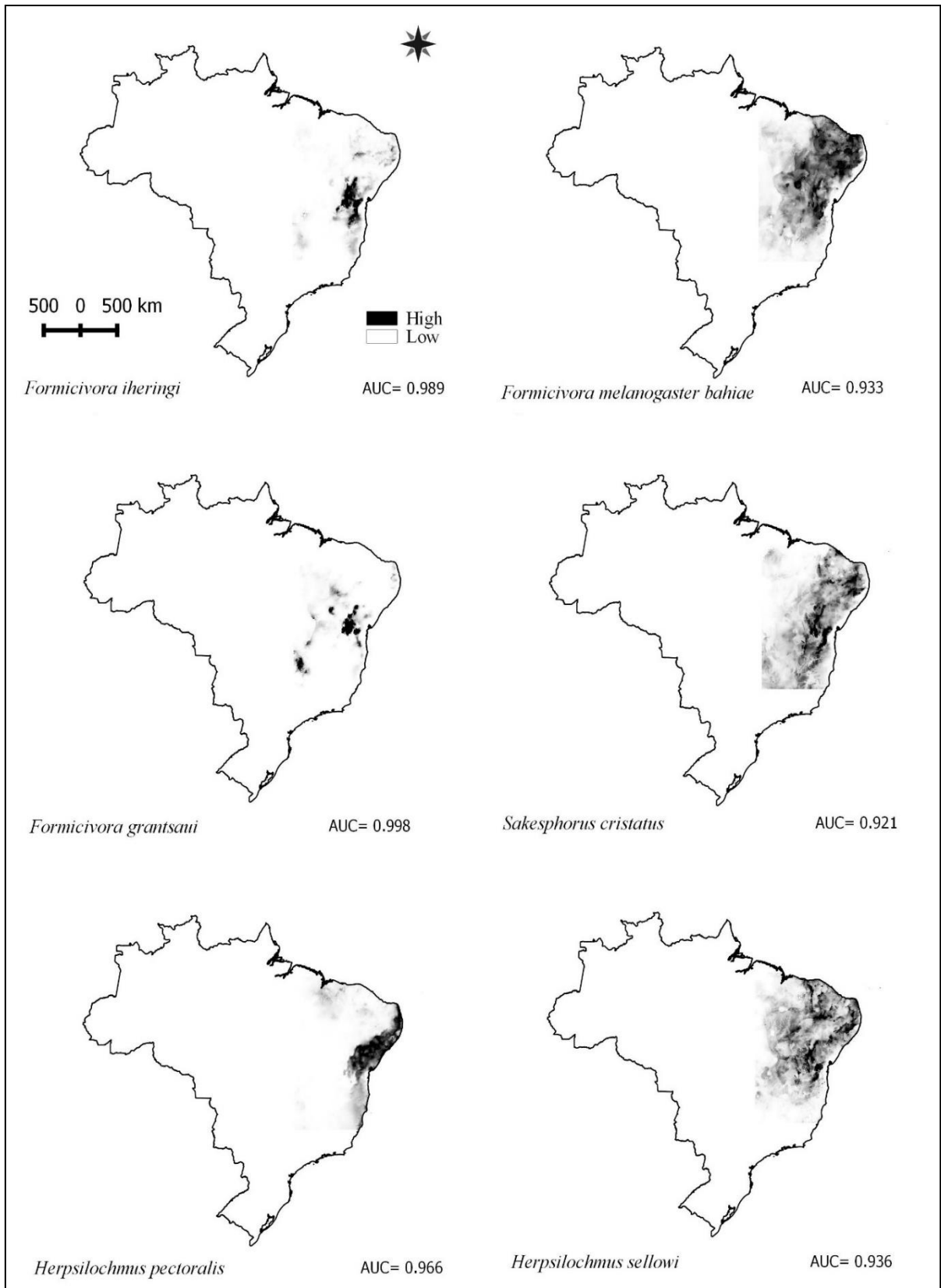
ANEXOS

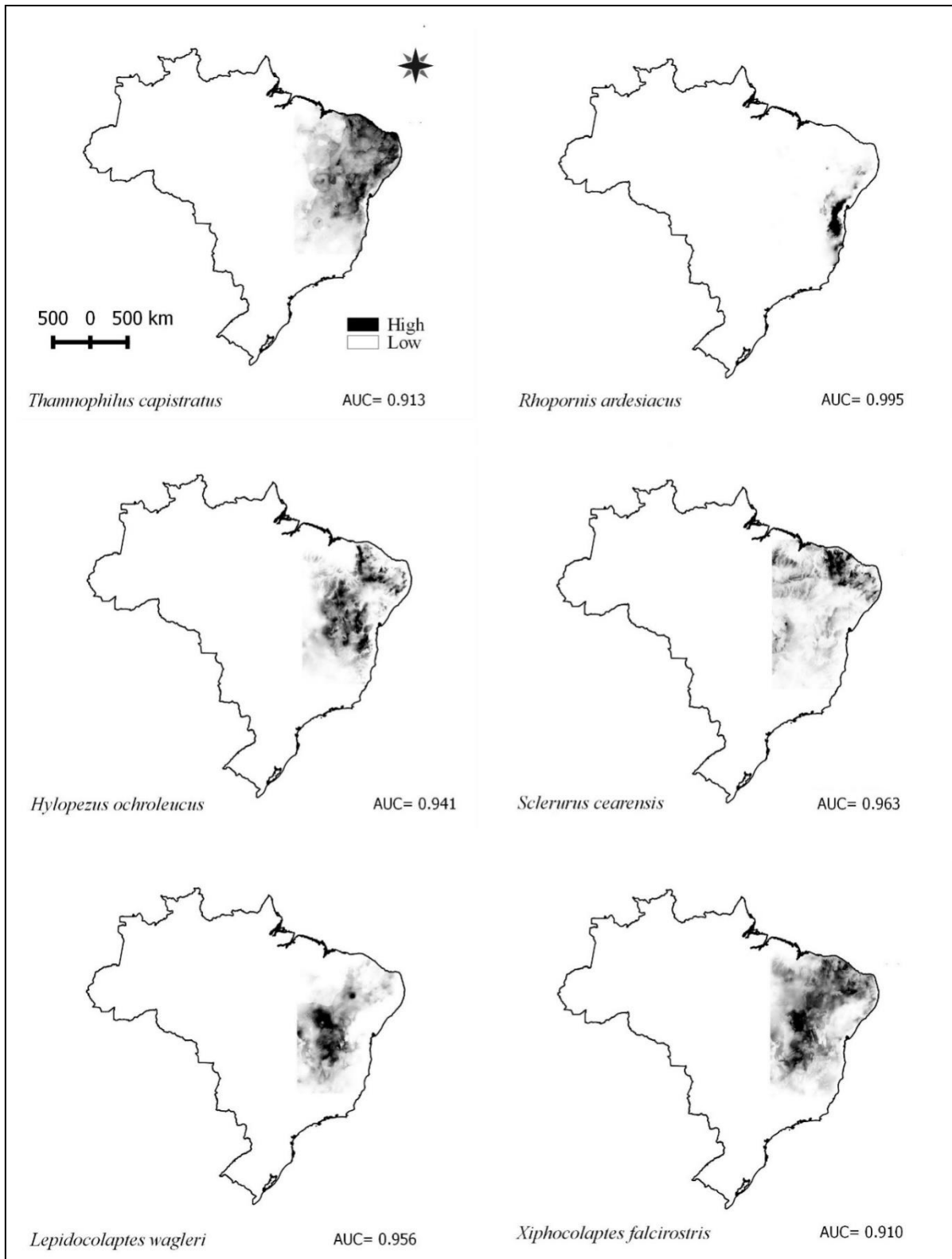
Anexo 1 – Táxons endêmicos de aves na Caatinga e suas potenciais distribuições.

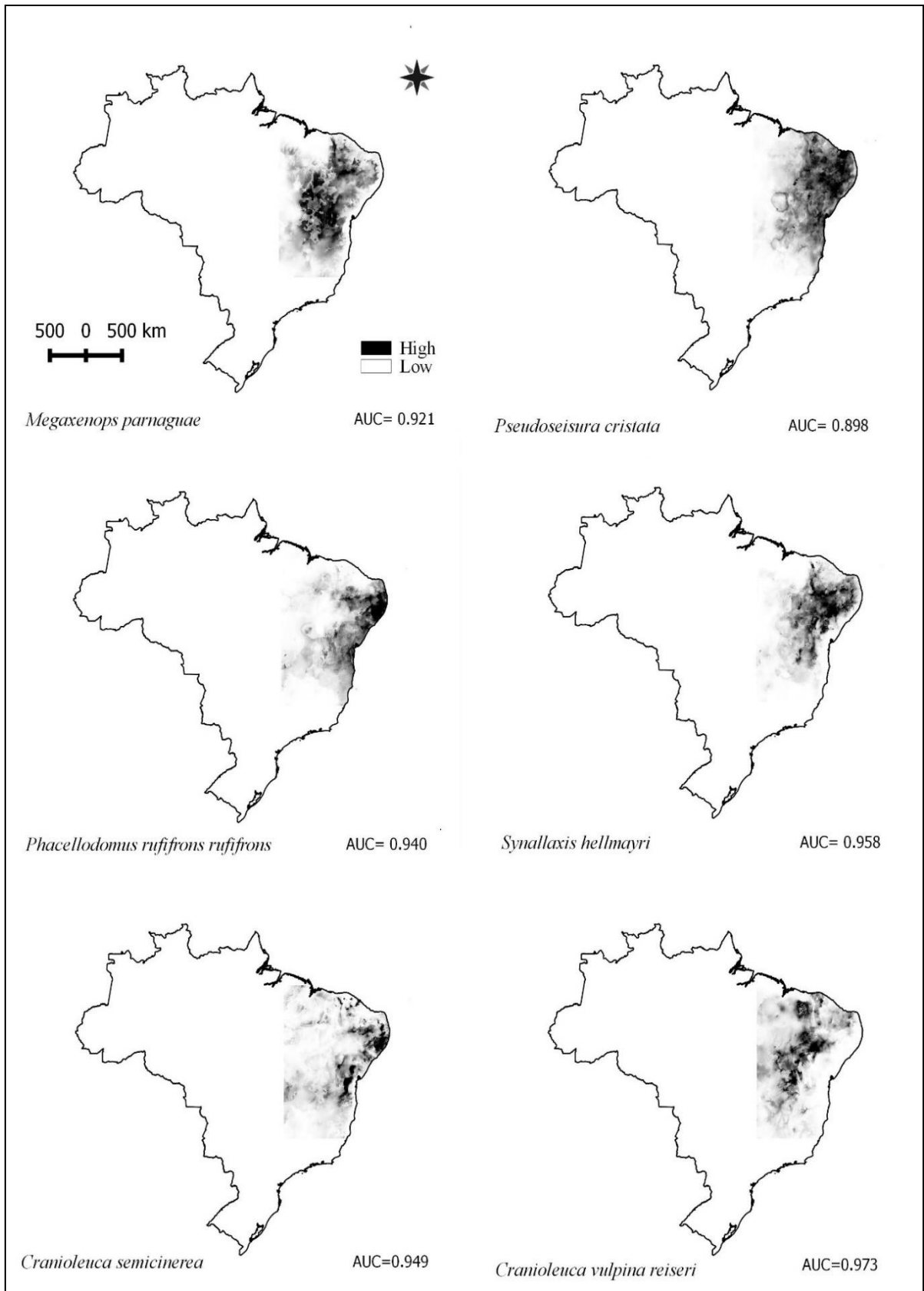


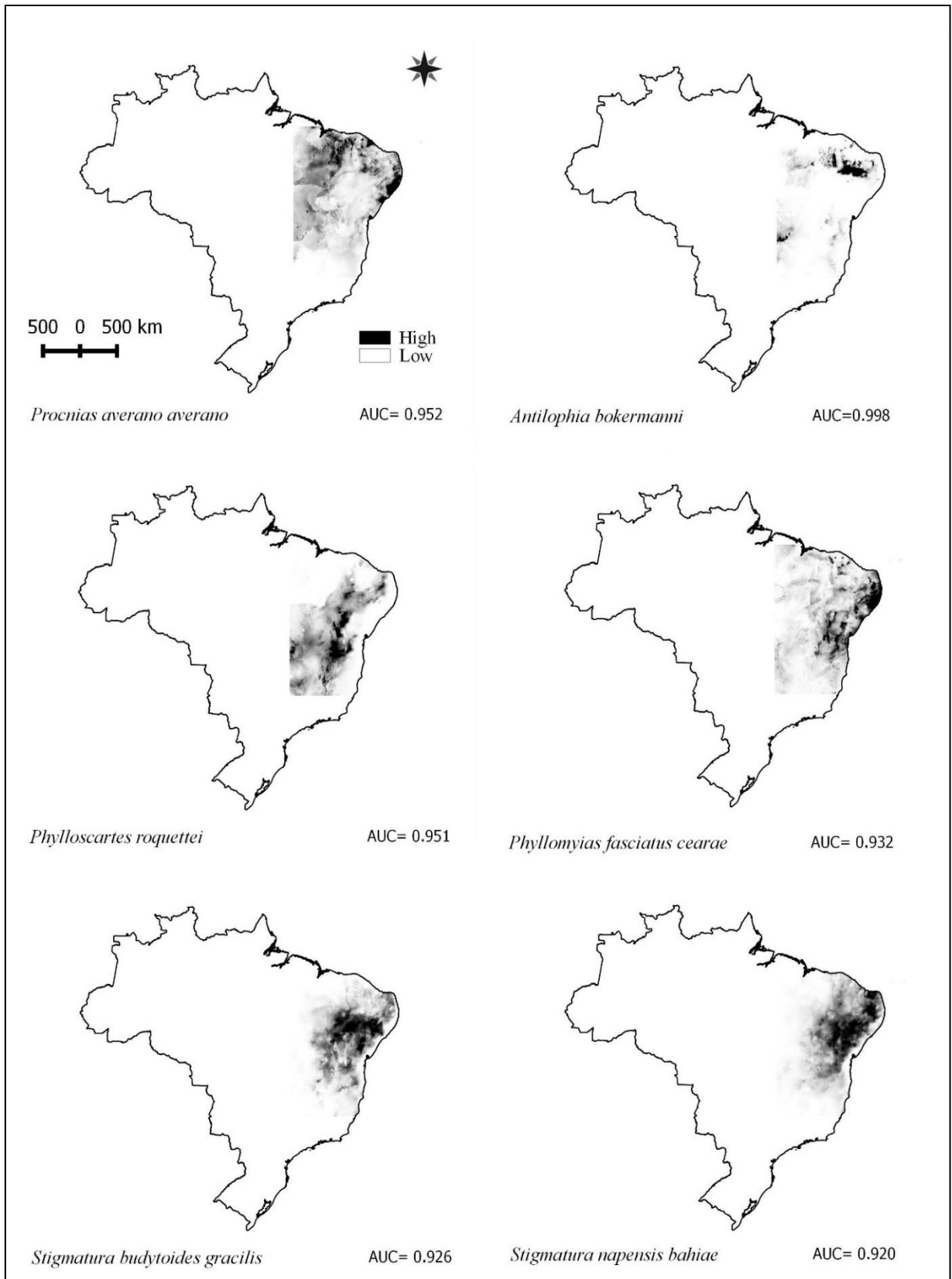


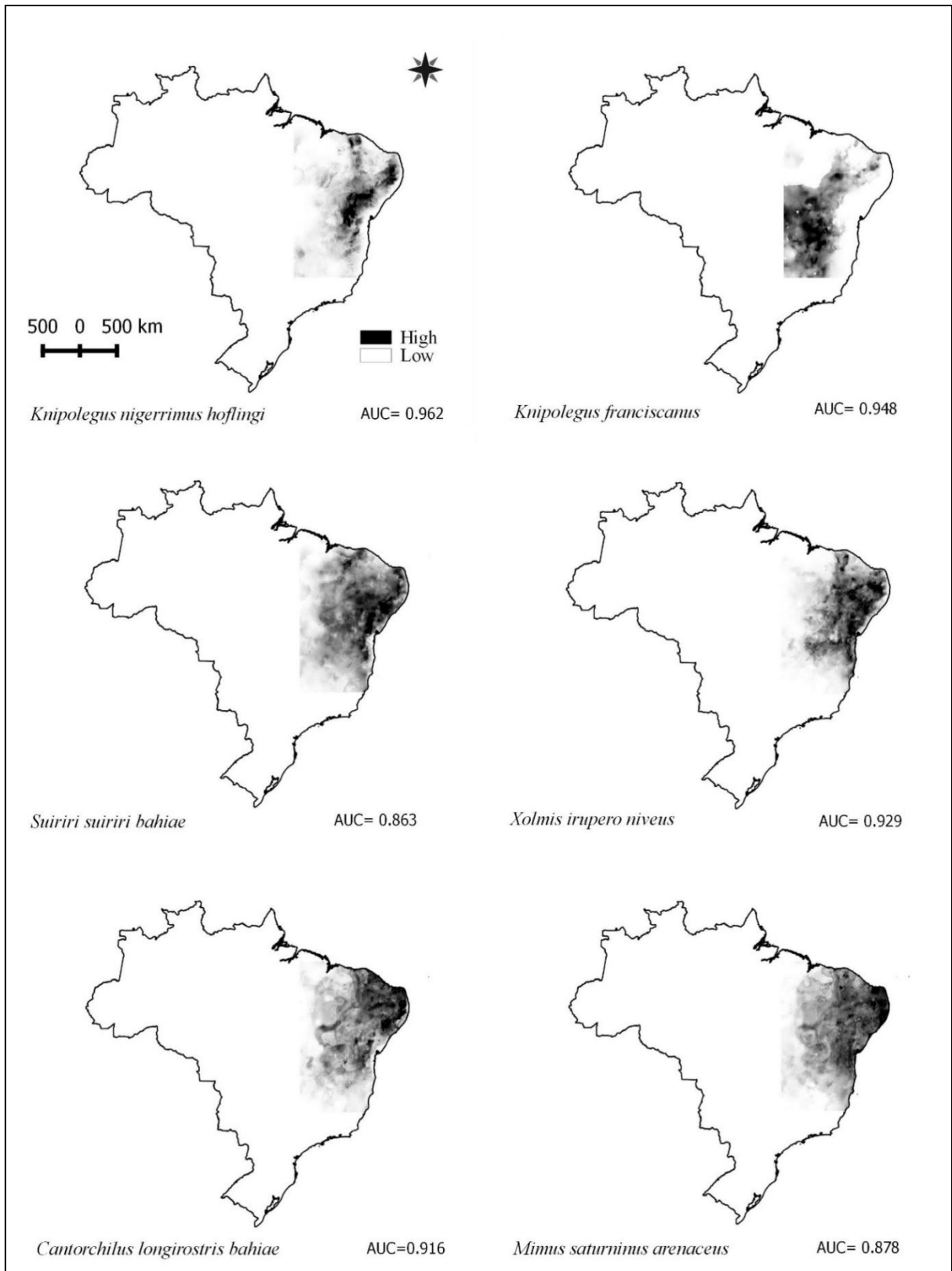


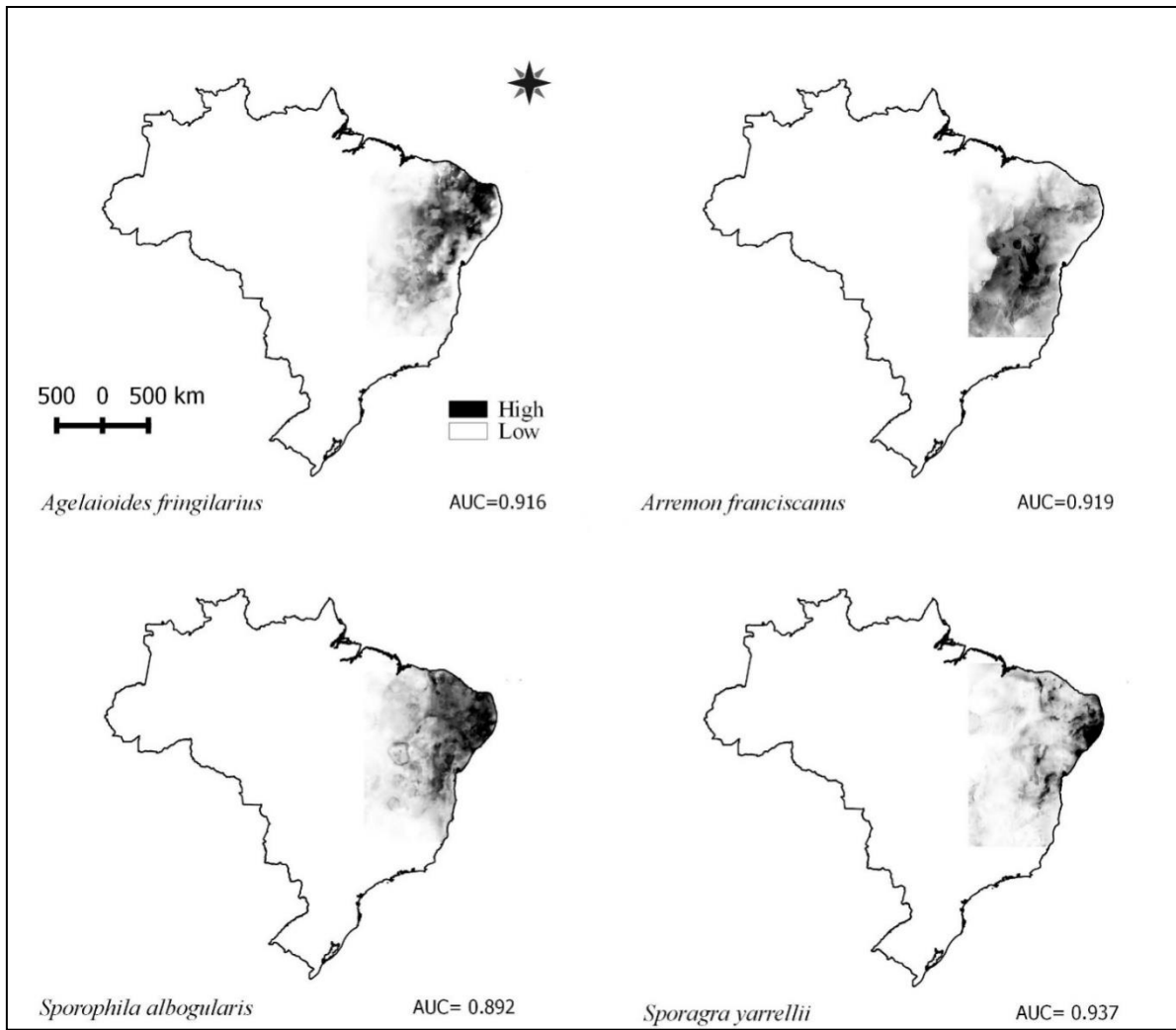












ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO INFLUENCIAM A RIQUEZA, COMPOSIÇÃO E FUNCIONALIDADE DE AVES NA CAATINGA

RESUMO

A perda de cobertura vegetal, está comumente atrelada à perda de diversidade, podendo modificar inclusive a estruturação filogenética e funcional das comunidades. Contudo, não há informações precisas a respeito de qual o padrão da avifauna na Caatinga frente à perda de cobertura vegetal, uma vez que a Caatinga é composta naturalmente por áreas de vegetação aberta e ciclicamente sofre perda parcial de sua cobertura vegetal. Assim, buscamos comparar indicadores de diversidade de aves entre duas áreas com distintos históricos de uso e cobertura do solo na Caatinga paraibana (RPPN Almas e EESJC). Após dois períodos chuvosos registrando a avifauna nas áreas, pode-se identificar uma superioridade significativa na riqueza de aves na RPPN Almas (área mais conservada), possivelmente suportada pela hipótese da heterogeneidade de habitats. Áreas conservadas apresentam maior heterogeneidade e dão suporte a mais espécies, sem necessidade de alta competição excludente. A composição também se mostrou diferente nas duas áreas, sendo as espécies da área preservada mais exigentes ecologicamente. As diversidades funcionais e filogenéticas nas áreas são possivelmente fruto tanto de interações ecológicas quanto da ação seletiva do meio, de modo que diferem em relação aos traços funcionais, sendo a comunidade de aves na EESJC mais generalista, indicando assim que alterações na vegetação agem sobre a avifauna.

Palavras-chave: avifauna, cobertura vegetal, semiárido.

INTRODUÇÃO

Alterações na estrutura e na composição vegetal são capazes de mudar o ecossistema como um todo (Regalado e Silva 1997, Pautasso 2007). Desse modo, há uma quebra nas interações das comunidades associadas e consequente instabilidade de suas populações (Howe 1984, Hawkins et al. 2003). Uma das ações mais impactantes nesse sentido é o corte da vegetação, seja raso ou seletivo. O corte raso, tradicionalmente usado para pastoreio ou cultura agrícola, elimina de imediato o habitat de muitos animais (Giulietti et al. 2004). Adicionalmente, o corte raso causa problemas de longa duração, por retardar a recomposição vegetal e gerar alterações na composição florística local (Machado et al. 1997).

O corte parcial ou corte seletivo, é mais brando em relação ao corte raso, contudo, também altera significativamente a estrutura vegetal (Regalado e Silva 1997). Uma menor densidade vegetal pode aumentar a exposição animal, elevando as chances de predação, pode também diminuir a diversidade e oferta de alimentos, além de suprimir locais adequados para nidificação (Pacheco et al. 1994). Paralelamente, alteração na densidade vegetal causa uma maior exposição do solo e consequente degradação do mesmo, afetando de modo indireto o banco de sementes e a regeneração vegetal (Dorst 1973).

A partir dessas alterações, há uma reação em cadeia, ou “efeito dominó” dentro das comunidades (Howe 1984), o que gera localmente a extinção de grupos animais, diminui a quantidade de táxons especialistas e aumenta o percentual de generalistas (Tews et al. 2004). Espécies generalistas e colonizadoras passam a frequentar as áreas perturbadas, aumentando a competição, enquanto as espécies ecologicamente exigentes

são afetadas negativamente por alterações nos parâmetros químicos, físicos e estruturais do ecossistema (Bierregaard 1997, Aleixo 1997).

De modo geral, é atribuído a ambientes sem perturbação uma maior complexidade, como indicado na teoria da sucessão ecológica e da capacidade de suporte (Tilman 1990, Ricklefs 2010). Assim, habitats mais conservados tendem a ter maior complexidade estrutural, favorecendo a diversidade de nicho, que por sua vez, possibilita a presença de mais espécies e permite a ocorrência de espécies filogeneticamente aparentadas, sem a necessidade de exclusão por competição direta (Tews et al. 2004). A perturbação ambiental por ações antrópicas age no sentido contrário, alterando a natureza básica dos habitats e seus processos naturais, desfavorecendo a riqueza de espécies (Foley 2005). Assim, espera-se que áreas com diferentes históricos de perturbação apresentem comunidades estruturalmente diferentes, quanto mais complexo um habitat, maior a diversidade e abundância das espécies associadas a este (Regalado e Silva 1997).

Embora essa seja a premissa esperada, não há uma ampla disponibilidade de informações sobre todos os ecossistemas. Na região Neotropical, a maioria das avaliações dos efeitos da alteração de habitat sobre comunidades animais foi realizada em florestas úmidas (ex. Bierregaard 1997, Aleixo 1997, Barlow et al. 2007) e poucas e precisas avaliações foram realizadas em florestas secas. Por exemplo, na Caatinga, o maior núcleo de florestas secas da América do Sul (Pennington et al. 2000), inventários de avifauna em mais de 50 localidades registram riquezas que variam de 56 a 259 espécies. Embora seja difícil realizar comparações precisas com esse material, devido às diferenças no esforço amostral e outros parâmetros, é possível observar padrões gerais na distribuição da riqueza de espécies (Araujo e Silva, comunicação pessoal), principalmente relacionados à status de conservação das diferentes áreas estudadas,

heterogeneidade de habitat e posição geográfica (Araujo e Rodrigues 2011, Araujo et al. 2012).

Em relação a abundância geral das espécies nas comunidades, os estudos que realizaram alguma comparação entre localidades com distintas estruturas vegetais também encontraram sutis variações na avifauna (Farias 2007, Santos 2004, Nunes e Machado 2012).

Além de variações na riqueza e abundância da avifauna, a perda de cobertura vegetal também pode permitir que a competição entre espécies assuma o protagonismo na estruturação da comunidade. Nesses casos, espera-se que espécies filogeneticamente mais aparentadas passem a competir mais intensamente entre si, o que limitaria a coexistência desses táxons e resultaria em um padrão de *overdispersion* (uniformidade filogenética) na estruturação dessa comunidade (Webb et al. 2002, Cavender-Bares et al. 2006, Graham e Fine 2008, Cavender-Bares et al. 2009, Mayfield e Levine 2010). Por outro lado, caso o ambiente esteja adequado do ponto de vista conservacionista, a competição diminui sua influência e passam a se destacar espécies proximamente aparentadas que compartilham limitações fisiológicas e exibem nicho conservado em uma comunidade. Nesses casos espera-se que os filtros ambientais sejam os processos que mais influenciam a estruturação dessas comunidades, esse é o padrão de agrupamento filogenético (Webb et al. 2002, Cavender-Bares et al. 2006, Graham e Fine 2008, Cavender-Bares et al. 2009, Mayfield e Levine 2010).

Padrões similares podem ser esperados do ponto de vista funcional, onde se espera um agrupamento funcional resultante da ação dos filtros ambientais, visto que condições ambientais específicas levariam à coexistência de espécies com conjuntos semelhantes de traços funcionais (Tews et al. 2004). Já um conjunto de espécies funcionalmente dissimilares demonstraria um padrão de uniformidade funcional, pois a

competição interespecífica limitaria a coexistência de espécies que desempenham funções similares na comunidade (Gómez et al. 2010). De qualquer forma, o conhecimento sobre os efeitos das mudanças de paisagem sobre quaisquer desses aspectos relacionados à diversidade de vertebrados na Caatinga ainda é limitado (Beuchle et al. 2015).

Ainda, embora efeitos negativos à diversidade possam ser associados à diminuição da cobertura vegetal por corte, quais seriam esses efeitos na Caatinga onde há áreas naturalmente caracterizadas por vegetação aberta e uma cíclica diminuição na densidade do dossel, típico da vegetação caducifólia (Banda-R et al. 2016)?

Nesse capítulo, comparamos indicadores de diversidade de aves entre duas áreas com distintos históricos de uso e cobertura do solo, mas em uma mesma ecorregião na Caatinga, a fim de avaliar o efeito de alterações da estrutura vegetal sobre as comunidades de aves. Com base nas demonstrações anteriores, a predição é que a área caracterizada pelo maior histórico de alteração da vegetação por corte apresente menor riqueza e abundância de espécies e, conseqüentemente, modificações na composição, diversidade filogenética e funcional da comunidade, quando comparada à área menos alterada.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A pesquisa foi realizada em duas localidades na ecorregião do Planalto da Borborema (Veloso et al. 2002): a Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Almas (RPPN Almas) e a Estação Experimental de São João do Cariri (EESJC), respectivamente localizadas em São José dos Cordeiros – PB e São João do Cariri – PB (Figura 4). As duas áreas de Caatinga pertencem a mesma formação fitogeográfica, contudo, na EESJC foi constatada alteração em todos os parâmetros vegetacionais, indicando degradação decorrente do uso da cobertura vegetal (Barbosa et al. 2007).

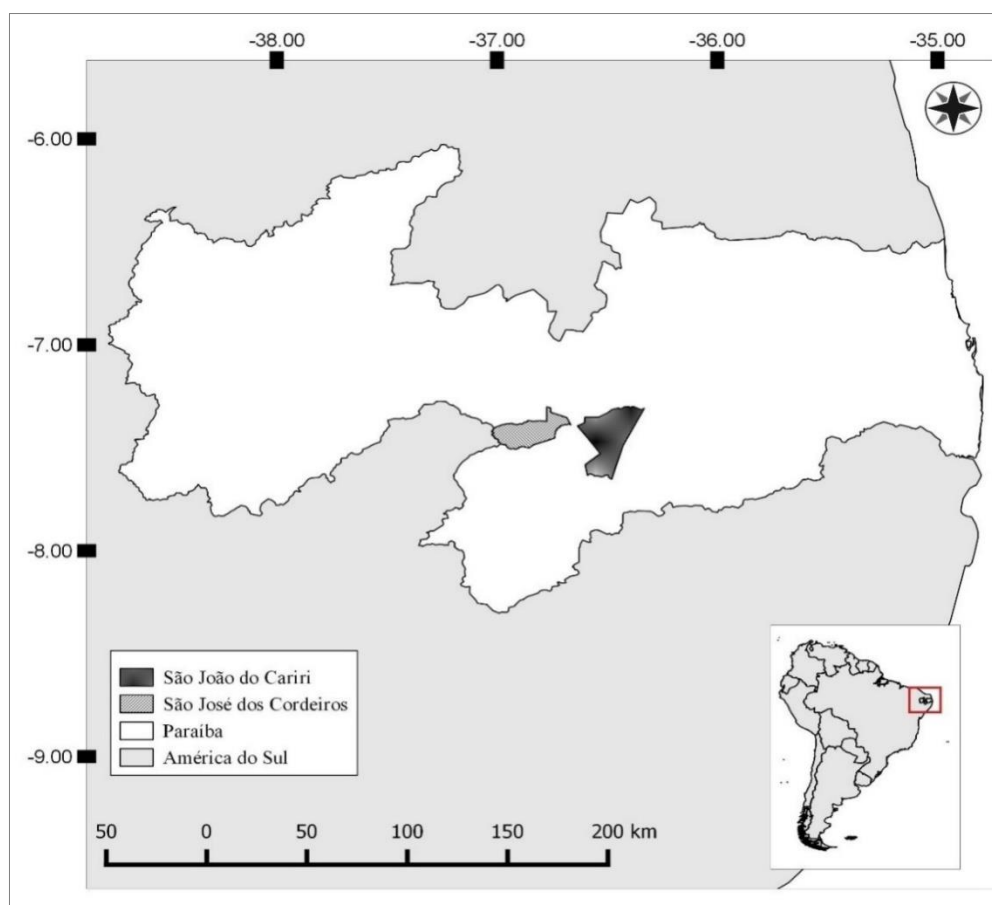


Figura 4 – Localização dos municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, estado da Paraíba, Brasil.

A microrregião do Cariri, onde situam-se as duas localidades estudadas, é a que apresenta os índices pluviométricos mais baixos da Caatinga. A pluviosidade anual varia entre 250 e 900 mm, com o período chuvoso concentrado nos meses de fevereiro, março e abril. A precipitação nesses meses corresponde a cerca de 330 mm, aproximadamente 60% do total anual. A temperatura e umidade médias anuais são de 25°C e 65%, respectivamente (Nascimento e Alves 2008).

De forma geral, a vegetação do Cariri Paraibano é altamente impactada pela caprinocultura e pelo corte de madeira, sendo indicada como uma área prioritária para conservação e de extrema importância biológica (Velloso et al. 2002, Leal e Silva 2003). No entanto, a RPPN Almas compreende uma área com iniciativas de conservação executadas há mais de 40 anos (Barbosa et al. 2015) e, conseqüentemente, abriga um dos mais conservados remanescentes de vegetação da região, caracterizado por uma vegetação arbóreo/arbustiva (Barbosa et al. 2007). No mínimo, 52 das 293 espécies vegetais catalogadas na área são endêmicas da Caatinga (Lima e Barbosa 2014) (Figura 5a). A EESJC, em contrapartida, é uma área altamente impactada onde a vegetação é caracterizada por longo período de corte seletivo ou raso para produção de lenha e pastagem nativa para caprinos, restando atualmente a predominância de vegetação arbustiva (Barbosa et al. 2007) (Figura 5b).

Para caracterizar o uso e cobertura do solo das duas localidades, foi utilizado o Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (IVAS), que avalia a quantidade de biomassa e a abundância relativa da vegetação verde, tendo um fator de ajuste para os efeitos do solo, ideal para vegetação espaçada (Jensen, 2011). Esse procedimento tem sido testado com sucesso em estudos na Caatinga, sendo aceito como indicativos de status de conservação (Liu 2006, MMA 2011). Para tal, uma imagem do sensor OLI do Landsat 8 foi utilizada, de resolução espacial adequada para a escala de trabalho (30 m). Foram

utilizadas imagens do mês de abril, durante a estação chuvosa, para não reduzir os valores de IVAS por motivo de estresse hídrico e não em resposta a ação humana de alteração da vegetação.

A imagem de satélite ortorretificada, de órbita e ponto 215/65, foi obtida do banco de dados da *U.S. Geological Survey* (USGS) *Global Visualization Viewer* (GloVis). Após empilhamento das bandas, procedeu-se à reprojeção da imagem para o datum WGS 1984, projeção UTM, zona 24 Sul.

Para calcular o IVAS, procedeu-se primeiramente ao cálculo da refletância ($\rho_{\lambda i}$):

$$\rho_{\lambda i} = \frac{FM \cdot ND + FA}{\cos \theta} \quad (1)$$

Uma vez que nas imagens do sensor OLI Landsat 8, as informações de distância Terra-Sol e ESUN estão integralizadas no número digital de cada pixel, é possível calcular a refletância diretamente a partir da imagem bruta, utilizando os fatores multiplicativos (FM) e aditivos (FA) e o ângulo zenital solar (θ) calculado a partir da elevação solar, todos dados disponibilizados no ficheiro de metadados da imagem.

Para o cálculo do IVAS utilizou-se a expressão (Huete, 1988):

$$IVAS = \frac{(1+L)(\rho_{IV} - \rho_V)}{(L + \rho_{IV} + \rho_V)} \quad (2)$$

onde L é a constante de ajuste ao efeitos do brilho do solo, tendo sido adotado $L = 0,5$ baseado em Huete (1988).

A imagem-IVAS foi classificada em intervalos de valores atendendo as nuances da cobertura da superfície e limitada pela resolução espacial. Assim, individualizaram-se quatro classes: $< 0,100$ corpos hídricos; $0,101-0,250$ solo exposto/vegetação rasteira; $0,251-0,350$ vegetação arbustiva, de densidade/porte baixo; $> 0,35$ vegetação arbórea/florestal, de densidade/porte médio a elevado.



Figura 5 – Vegetação predominante nas dependências da Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Almas (RPPN Almas) (A) e da Estação Experimental de São João do Cariri (EESJC) (B).

Para cada localidade de estudo, considerou-se um *buffer* de 1 km de raio ao redor do ponto central de coleta de dados. A imagem-IVAS foi recortada tendo em consideração os *buffers* criados e, em cada um deles, calculou-se a área ocupada por cada classe, multiplicando o número de pixels presentes por 900 m² (30 X 30 m – área de um pixel).

Com base nestes procedimentos, foi constatado que a RPPN Almas possui a menor taxa de solo exposto/vegetação rasteira e apresenta maior percentual representativo de vegetação arbóreo/florestal (Tabela 3) (Figura 6). Em contrapartida, a EESJC possui em sua composição, aproximadamente 98% de solo exposto, vegetação rasteira ou arbustiva (Tabela 3) (Figura 6).

Tabela 3 – Tipo e percentual de cobertura do solo presente em quatro áreas na Caatinga, com base no índice de vegetação ajustado ao solo (IVAS). Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Almas (RPPN Almas); Estação Experimental de São João do Cariri (EESJC).

Área	Vegetação	Cobertura vegetal (%)
RPPN Almas	Água	0
	Solo exposto/Vegetação Rasteira	0.50
	Vegetação Arbustiva	13.94
	Vegetação Arbórea/Florestada	85.55
EESJC	Água	0
	Solo exposto/Vegetação Rasteira	35.68
	Vegetação Arbustiva	62.36
	Vegetação Arbórea/Florestada	1.94

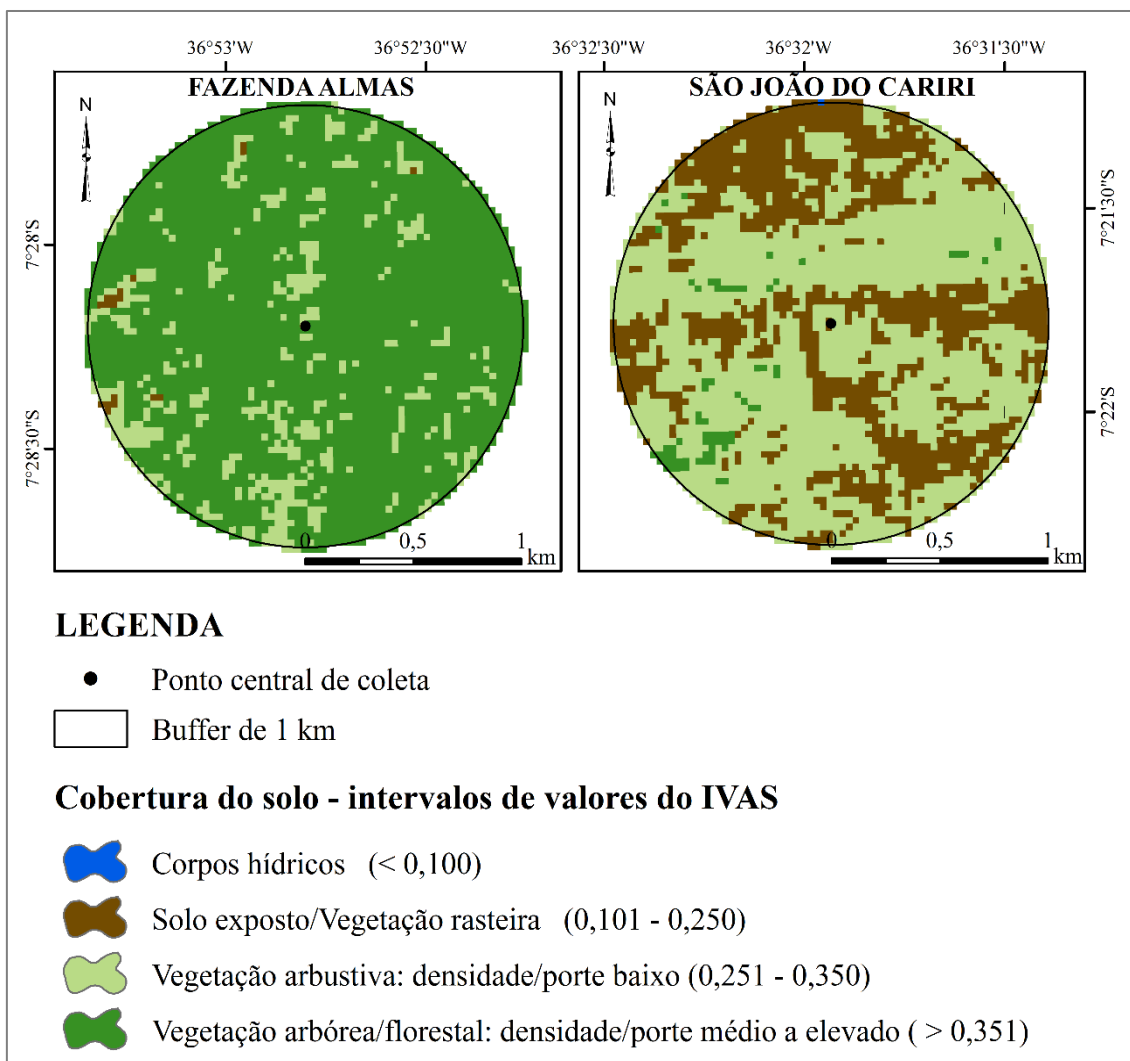


Figura 6 – Análise de imagem por satélite da cobertura do solo em duas áreas na Caatinga, com base no índice de vegetação ajustado ao solo (IVAS). Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Almas (RPPN Almas) e Estação Experimental de São João do Cariri (EESJC).

Coleta de dados

A coleta de dados na RPPN Almas ocorreu nos anos 2007 e 2008. Na EESJC a amostragem ocorreu em 2014 e 2015. As duas localidades foram amostradas durante os meses de fevereiro, março, abril e maio. Esses meses foram escolhidos por corresponderem ao período de chuvas na região e, consequentemente, ao período

reprodutivo (Araujo et al. 2017), quando a detectabilidade das aves é maior devido a emissão de vocalizações, defesas territoriais e disponibilidade de recursos. A amostragem da riqueza nas áreas foi realizada através de captura com redes de neblina, observações assistemáticas e pontos de contagem (Vielliard et al. 2010), sendo estes últimos utilizados também para inferir a abundância relativa das espécies.

Em cada área foram realizados mensalmente 36 pontos de escuta. Cada ponto possuiu raio de alcance igual a 50 metros e duração de 10 min. Com o intuito de preservar cada ponto como uma unidade amostral independente, a distância mínima entre eles foi de 200 metros (Gutzwiller 1991). A amostragem por pontos teve início ao nascer do sol e foram registrados todos os contatos estabelecidos (visualizações e/ou vocalizações) com o auxílio de gravador e binóculos.

A captura das aves, tanto na RPPN Almas quanto na EESJC, foi realizada com a utilização de 12 redes de neblinas (tamanho 12 X 2,5m e malha de 36 mm) dispostas em dois blocos iguais. Em cada excursão as redes permaneceram abertas por 30h, nos horários de maior atividade das aves. Os indivíduos capturados foram identificados de acordo com a classificação taxonômica do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO) (Piacentini et al. 2015) e em seguida foram marcados com anilhas metálicas de numeração única, cedidas pelo Centro Nacional de Pesquisa para Conservação de Aves (CEMAVE).

Análise de dados

Foi listada a riqueza de cada área, contudo, para verificar se a diferença numérica era significativa foi aplicado um teste *t* de Student entre a média de riqueza de espécies amostrada nos pontos de contagem. Com os dados dessa mesma amostragem, foi calculada a Abundância Relativa das espécies (AR) definida pelo número de

indivíduos registrados de uma mesma espécie dividido pelo número total de indivíduos registrados. O teste *t* também foi utilizado para verificar possíveis diferenças na AR média por ponto, entre as duas localidades. As análises foram realizadas com nível de significância de 5% e auxílio do programa Programa Past 3.

Para verificar se a diferença na composição das comunidades era significativa, foi realizada uma análise de PERMANOVA (Anderson 2001). Complementarmente foi rodada uma análise INDICESPECIES para verificar se alguma espécie poderia caracterizar qualquer distinção na composição das comunidades (De Cáceres e Legendre 2009). Essas análises foram realizadas através do Software R com os pacotes *Vegan* e *Indicspecies*.

A diversidade filogenética e a diversidade funcional de cada comunidade foram calculadas a partir do Índice de Parentesco Líquido (NRI) e do Índice do Táxon Mais Próximo (NTI) (Webb et al. 2002). Os índices são aqui tratados como PDNRI e PDNTI (Diversidade filogenética), FDNRI e FDNTI (Diversidade funcional) (Webb et al. 2002). Os cálculos foram realizados utilizando o modelo nulo *independentswap*, que gera 999 comunidades nulas através de 1000 aleatorizações da co-ocorrência das espécies.

A diversidade filogenética, baseou-se nas relações de parentesco propostas por Jetz et al. (2012). As relações de parentesco foram acessadas através do site: <http://birdtree.org/subset>. A partir deste arquivo, foi obtida uma árvore consenso no software Mesquite utilizando o comando “consenso tree”. Essa árvore foi utilizada para gerar os índices NRI e NTI.

Como base para a análise de diversidade funcional, utilizou-se traços funcionais relacionados ao estrato de forrageio e dieta (Wilman et al. 2014), e massa corpórea (Dunning Jr 1992). Especificadamente foram selecionados os seguintes traços: massa

corpórea, estratos de forrageio utilizados pelas aves (sobre a superfície d'água, terrestre, sub-bosque, médio bosque, dossel e aéreo) e dieta (invertebrados, vertebrados endotérmicos, vertebrados ectotérmicos, fruto, néctar, sementes, material vegetal) (Anexo).

Os índices de diversidade filogenética e funcional, PDNRI, PDNTI, FDNRI e FDNTI, foram utilizados como indicadores dos possíveis padrões de estruturação das comunidades, dos quais valores positivos e significativamente diferentes do esperado ao acaso ($p < 0.05$) indicam agrupamento filogenético. Por sua vez, valores negativos e significativamente diferentes do esperado ao acaso ($p > 0.95$) sugerem dispersão filogenética. Valores iguais a zero apontam comunidades estruturadas como esperado ao acaso (Webb et al. 2002).

Para indicar quais características funcionais melhor representam a estrutura das duas comunidades, foi realizada uma análise filogenética de componentes principais (pPCA). Com essa análise, pode-se inferir também sobre a estruturação filogenética destacando quais linhagens, táxons e traços funcionais estão envolvidos nessa estruturação (Jombart et al. 2010). Todas as análises ligadas a diversidade filogenética e funcional foram realizadas com auxílio do Software R através dos pacotes *FD*, *cluster*, *PICANTE*, *adephylo* e *vegan* (Laliberté e Legendre 2010, Kembel et al. 2016, Maechler et al. 2016, Oksanen et al. 2016).

RESULTADOS

A riqueza total registrada foi de 162 espécies na RPPN Almas e 134 espécies na EESJC (Tabela 4). A superioridade na riqueza média de espécies por pontos na RPPN Almas, quando comparada a registrada na EESJC também foi estatisticamente suportada ($t = 9,52$; $p < 0,0001$). No entanto, os valores de abundância relativa não variaram significativamente entre as áreas ($t = 0,45$; $p < 0,65$).

A PERMANOVA indicou que há diferença na composição das duas comunidades de aves ($F = 87.056$; $p = 0.000999$) e, de acordo com o teste Indicspecies, essa diferenciação é sustentada por um conjunto de 34 espécies na RPPN Almas e 23 espécies na EESJC (Tabela 5).

Tabela 4 - Espécies de aves registradas na RPPN Almas e na EESJC. Áreas com diferentes históricos de perturbação no Cariri Paraibano, Caatinga, Brasil. **AR:** Abundância relativa. **X:** (Registro da espécie na área sem dados quantitativos); -: Sem registro na área. **AL** – RPPN Almas, **SJ** – EESJC.

Famílias / Espécies	AR	
	AL	SJ
Tinamidae		
<i>Crypturellus parvirostris</i> (Wagler, 1827)	x	0.101
<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	0.164	0.087
<i>Nothura boraquira</i> (Spix, 1825)	x	0.017
<i>Nothura maculosa</i> (Temminck, 1815)	x	-
Anatidae		
<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)	x	x

<i>Dendrocygna autumnalis</i> (Linnaeus, 1758)	x	-
<i>Sarkidiornis sylvicola</i> Ihering 1907	x	-
<i>Anas bahamensis</i> Linnaeus, 1758	x	-
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	-	x
Cracidae		
<i>Penelope jacucaca</i> Spix, 1825	x	-
Podicipedidae		
<i>Tachybaptus dominicus</i> (Linnaeus, 1766)	x	x
<i>Podilymbus podiceps</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
Phalacrocoracidae		
<i>Nannopterum brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	-	x
Anhingidae		
<i>Anhinga anhinga</i> (Linnaeus, 1766)	x	-
Ardeidae		
<i>Tigrisoma lineatum</i> (Boddaert, 1783)	x	x
<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	x	-
<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758	x	0.003
<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	x	0.024
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	x	0.003
Cathartidae		
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	0.014	0.028
<i>Cathartes burrovianus</i> Cassin, 1845	x	-
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	0.003	0.063
Accipitridae		

<i>Gampsonyx swainsonii</i> Vigors, 1825	x	-
<i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818)	-	x
<i>Geranospiza caerulescens</i> (Vieillot, 1817)	x	-
<i>Heterospizias meridionalis</i> (Latham, 1790)	x	0.003
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	0.101	0.184
<i>Parabuteo unicinctus</i> (Temminck, 1824)	x	0.003
<i>Geranoaetus melanoleucus</i> (Vieillot, 1819)	x	-
<i>Buteo brachyurus</i> Vieillot, 1816	0.003	-
Rallidae		
<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)	x	x
<i>Porphyrio martinicus</i> (Linnaeus, 1766)	-	x
<i>Aramides mangle</i> (Spix, 1825)	0.021	-
Charadriidae		
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	x	0.035
<i>Charadrius collaris</i> Vieillot, 1818	-	x
Scolopacidae		
<i>Tringa solitaria</i> Wilson, 1813	-	x
Recurvirostridae		
<i>Himantopus mexicanus</i> (Statius Muller, 1776)	-	x
Jacanidae		
<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	x	x
Columbidae		
<i>Columbina minuta</i> (Linnaeus, 1766)	0.038	0.115
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	x	0.007
<i>Columbina picui</i> (Temminck, 1813)	0.070	0.655

<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	0.129	-
<i>Claravis pretiosa</i> (Ferrari-Perez, 1886)	0.084	-
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	0.035	0.190
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	x	-
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	x	0.035
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	0.470	0.253
Cuculidae		
<i>Coccyzus melacoryphus</i> Vieillot, 1817	0.070	-
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	0.007	0.004
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	x	0.003
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	x	X
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	x	0.028
Tytonidae		
<i>Tyto furcata</i> (Temminck, 1827)	x	x
Strigidae		
<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)	x	0.003
<i>Glaucidium brasilianum</i> (Gmelin, 1788)	x	0.007
<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	x	x
<i>Asio clamator</i> (Vieillot, 1808)	x	-
Nyctibiidae		
<i>Nyctibius griseus</i> (Gmelin, 1789)	x	-
Caprimulgidae		
<i>Hydropsalis parvula</i> (Gould, 1837)	x	0.139
<i>Hydropsalis torquata</i> (Gmelin, 1789)	x	0.041
<i>Hydropsalis hirundinacea</i> (Spix, 1825)	0.010	0.007

Trochilidae

<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	x	0.010
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	0.230	0.396
<i>Chrysolampis mosquitus</i> (Linnaeus, 1758)	0.028	0.028
<i>Heliomaster squamosus</i> (Temminck, 1823)	0.035	0.014
<i>Anopetia gounellei</i> (Boucard, 1891)	0.031	-
<i>Phaethornis ruber</i> (Linnaeus, 1758)	0.010	-

Alcedinidae

<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	x	x
<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	x	x

Galbulidae

<i>Galbula ruficauda</i> Cuvier, 1816	0.010	-
---------------------------------------	-------	---

Bucconidae

<i>Nystalus maculatus</i> (Gmelin, 1788)	0.031	0.019
--	-------	-------

Picidae

<i>Veniliornis passerinus</i> (Linnaeus, 1766)	0.153	0.069
<i>Colaptes melanochloros</i> (Vieillot, 1818)	x	0.007
<i>Picumnus fulvescens</i> Stager, 1961	0.028	-
<i>Piculus chrysochloros</i> (Vieillot, 1818)	0.028	-
<i>Campephilus melanoleucos</i> (Gmelin, 1788)	x	-

Cariamidae

<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)	0.014	0.212
--	-------	-------

Falconidae

<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	x	0.035
<i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)	0.014	0.028

<i>Micrastur ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	x	-
<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)	x	-
<i>Falco femoralis</i> Temminck, 1822	-	0.003
<i>Falco sparverius</i> Linnaeus, 1758	x	0.003
Psittacidae		
<i>Eupsittula cactorum</i> (Kuhl, 1820)	0.059	0.409
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	0.157	0.264
<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758)	x	-
Thamnophilidae		
<i>Formicivora melanogaster</i> Pelzeln, 1868	0.338	0.208
<i>Myrmorchilus strigilatus</i> (Wied, 1831)	0.341	0.422
<i>Thamnophilus torquatus</i> Swainson, 1825	-	0.010
<i>Thamnophilus capistratus</i> Lesson, 1840	0.209	0.264
<i>Taraba major</i> (Vieillot, 1816)	0.010	0.007
<i>Sakesphorus cristatus</i> (Wied, 1831)	x	-
Dendrocolaptidae		
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (Vieillot, 1818)	0.355	0.042
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	0.028	-
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825	x	-
Furnariidae		
<i>Furnarius leucopus</i> Swainson, 1838	0.028	0.007
<i>Furnarius figulus</i> (Lichtenstein, 1823)	x	-
<i>Pseudoseisura cristata</i> (Spix, 1824)	x	0.111
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i> (Gmelin, 1788)	x	x
<i>Synallaxis frontalis</i> Pelzeln, 1859	0.038	0.017

<i>Synallaxis hellmayri</i> Reiser, 1905	-	0.037
Tityridae		
<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	0.331	0.024
<i>Pachyramphus viridis</i> (Lichtenstein, 1823)	0.003	x
Rhynchocyclidae		
<i>Tolmomyias flaviventris</i> (Wied, 1831)	0.551	0.042
<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	0.014	0.035
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	0.369	0.514
Tyrannidae		
<i>Hirundinea ferruginea</i> (Gmelin, 1788)	0.070	0.094
<i>Stigmatura napensis</i> Chapman, 1926	x	0.247
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	0.066	0.313
<i>Phaeomyias murina</i> (Spix, 1825)	0.286	0.513
<i>Euscarthmus meloryphus</i> Wied, 1831	0.014	0.014
<i>Elaenia chilensis</i> Hellmayr, 1927	0.021	0.003
<i>Elaenia cristata</i> Pelzeln, 1868	x	0.010
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	x	-
<i>Elaenia spectabilis</i> Pelzeln, 1868	0.118	-
<i>Suiriri suiriri</i> (Vieillot, 1818)	-	x
<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)	0.456	0.003
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)	-	0.017
<i>Myiarchus tyrannulus</i> (Statius Muller, 1776)	0.557	0.340
<i>Casiornis fuscus</i> Sclater & Salvin, 1873	0.258	0.007
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	x	0.052

<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	x	-
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	0.341	0.007
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	0.056	0.003
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	x	0.010
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	0.174	0.190
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	0.178	0.035
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)	-	x
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	0.010	-
<i>Sublegatus modestus</i> (Wied, 1831)	x	-
<i>Cnemotriccus fuscatus</i> (Wied, 1831)	0.195	0.003
<i>Fluvicola albiventer</i> (Spix, 1825)	x	x
<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)	x	x
<i>Arundinicola leucocephala</i> (Linnaeus, 1764)	x	x
<i>Xolmis irupero</i> (Vieillot, 1823)	x	0.010
<i>Knipolegus nigerrimus</i> (Vieillot, 1818)	0.003	-
Vireonidae		
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	0.300	0.278
<i>Vireo chivi</i> (Vieillot, 1817)	0.338	x
<i>Hylophilus amaurocephalus</i> (Nordmann, 1835)	0.038	-
Corvidae		
<i>Cyanocorax cyanopogon</i> (Wied, 1821)	0.373	0.094
Hirundinidae		
<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)	x	0.027
<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	x	x
<i>Tachycineta albiventer</i> (Boddaert, 1783)	x	0.007

Troglodytidae		
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	0.436	0.493
<i>Cantorchilus longirostris</i> (Vieillot, 1819)	0.453	0.174
Poliophtilidae		
<i>Poliophtila plumbea</i> (Gmelin, 1788)	0.171	0.448
Turdidae		
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	0.181	0.031
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	0.087	x
Mimidae		
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	x	0.031
Passerellidae		
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	x	0.547
<i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)	x	0.142
Icteridae		
<i>Icterus jamacaii</i> (Gmelin, 1788)	x	0.188
<i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819)	0.021	0.038
<i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)	x	0.035
<i>Agelaioides fringillarius</i> (Spix, 1824)	x	0.010
<i>Chrysomus ruficapillus</i> (Vieillot, 1819)	x	-
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	0.007	0.042
<i>Sturnella supercilialis</i> (Bonaparte, 1850)	-	x
Thraupidae		
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	0.045	0.028
<i>Compsothraupis loricata</i> (Lichtenstein, 1819)	0.017	0.003
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	0.150	-

<i>Thlypopsis sordida</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	-	0.003
<i>Tachyphonus rufus</i> (Boddaert, 1783)	x	0.010
<i>Coryphospingus pileatus</i> (Wied, 1821)	0.732	0.177
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	0.098	-
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	0.010	x
<i>Paroaria dominicana</i> (Linnaeus, 1758)	x	0.065
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	0.167	0.003
<i>Sporophila albogularis</i> (Spix, 1825)	x	0.051
<i>Sporophila bouvreuil</i> (Statius Muller, 1776)	-	x
<i>Sporophila lineola</i> (Linnaeus, 1758)	x	-
<i>Sporophila nigricollis</i> (Vieillot, 1823)	0.003	x
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	x	-
<i>Sicalis luteola</i> (Sparrman, 1789)	x	x
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	x	0.020
Cardinalidae		
<i>Cyanoloxia brissonii</i> (Lichtenstein, 1823)	0.087	0.318
Fringillidae		
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	0.108	0.264
Passeridae		
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	-	0.003

Ainda em relação à composição da avifauna encontrada nas duas áreas, algumas espécies foram registradas exclusivamente em uma delas. Das espécies que ocorrem na RPPN Almas, 34 não ocorrem na EESJC, que por sua vez, apresenta 17 espécies que não ocorrem na RPPN Almas. Dentre as exclusividades da RPPN Almas pode-se

destacar por aspectos conservacionistas e alta exigência ecológica as espécies *Penelope jacucaca*, *Amazona aestiva*, *Anopetia gounellei*, *Dendrocolaptes platyrostris*, *Picus chrysochloros* e *Sakesphorus cristatus*.

Tabela 5 – Espécies indicadoras da dissimilaridade entre comunidades de aves na Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Almas (RPPN Almas) e Estação Experimental de São João do Cariri/UFPB (EESJC), de acordo com o teste Indicspecies (Stat – valor do Indicspecies que descreve o grau indicador de cada espécie para formação de agrupamento).

RPPN Almas			EESJC		
Espécies	Stat	p	Espécies	Stat	p
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	0.724	0.001	<i>Columbina picui</i>	0.627	0.001
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	0.656	0.001	<i>Zonotrichia capensis</i>	0.593	0.001
<i>Myiopagis viridicata</i>	0.652	0.001	<i>Polioptila plumbea</i>	0.571	0.001
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0.639	0.001	<i>Aratinga cactorum</i>	0.522	0.001
<i>Vireo chivi</i>	0.629	0.001	<i>Camptostoma obsoletum</i>	0.503	0.001
<i>Lanio pileatus</i>	0.622	0.001	<i>Stigmatura napensis</i>	0.5	0.001
<i>Cantorchilus longirostris</i>	0.618	0.001	<i>Icterus jamacaii</i>	0.436	0.001
<i>Myiodynastes maculatus</i>	0.584	0.001	<i>Ammodramus humeralis</i>	0.38	0.001
<i>Turdus rufiventris</i>	0.552	0.001	<i>Pseudoseisura cristata</i>	0.351	0.001
<i>Casiornis fuscus</i>	0.488	0.001	<i>Patagioenas picazuro</i>	0.342	0.001
<i>Cyanocorax cyanopogon</i>	0.482	0.001	<i>Crypturellus parvirostris</i>	0.32	0.001
<i>Columbina squammata</i>	0.473	0.001	<i>Columbina minuta</i>	0.305	0.001
<i>Crypturellus tataupa</i>	0.456	0.001	<i>Hydropsalis parvula</i>	0.285	0.001
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	0.437	0.001	<i>Coragyps atratus</i>	0.23	0.001

<i>Veniliornis passerinus</i>	0.404	0.001	<i>Paroaria dominicana</i>	0.214	0.001
<i>Empidonomus varius</i>	0.396	0.001	<i>Pitangus sulphuratus</i>	0.214	0.003
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0.378	0.001	<i>Caracara plancus</i>	0.188	0.004
<i>Elaenia spectabilis</i>	0.373	0.001	<i>Gnorimopsar chopi</i>	0.188	0.002
<i>Conirostrum speciosum</i>	0.332	0.001	<i>Zenaida auriculata</i>	0.188	0.002
<i>Coccyzus melacorhyphus</i>	0.309	0.001	<i>Sporophila albogularis</i>	0.178	0.005
<i>Claravis pretiosa</i>	0.284	0.001	<i>Hydropsalis torquata</i>	0.168	0.013
<i>Nemosia pileata</i>	0.284	0.001	<i>Tapera naevia</i>	0.168	0.01
<i>Megarhynchus pitangua</i>	0.271	0.001	<i>Mimus saturninus</i>	0.145	0.039
<i>Tangara cayana</i>	0.271	0.001			
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	0.223	0.023			
<i>Hylophilus amaurocephalus</i>	0.218	0.001			
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0.21	0.001			
<i>Nystalus maculatus</i>	0.204	0.026			
<i>Furnarius leucopus</i>	0.195	0.005			
<i>Piculus chrysochloros</i>	0.191	0.002			
<i>Anopetia gounellei</i>	0.182	0.001			
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	0.16	0.01			
<i>Aramides mangle</i>	0.148	0.015			
<i>Picumnus fulvescens</i>	0.148	0.017			

As diversidades filogenética e funcional apresentaram valores iguais ao esperado ao acaso tanto na RPPN Almas quanto na EESJC, quando observados os índices PDNRI, PDNTI, FDNRI e FDNTI (Tabela 6). No entanto, a pPCA indicou diferenças na contribuição funcional da estrutura das comunidades das duas áreas. Na RPPN

Almas, as maiores contribuições estão relacionadas à massa corporal e dieta baseadas em vertebrados por predadores de topo como gaviões, além de uma grande quantidade de espécies que forrageiam no sub-bosque e médio-bosque (Figura 7). Por sua vez, na comunidade da EESJC os principais traços associados a estruturação foram distintos. Embora a massa corporal e dieta baseada em vertebrados por gaviões também encontrem-se destacados, o forrageio em áreas abertas e/ou associado a corpos aquáticos por garças, como *Bubulcus ibis*, aparecem similarmente destacados (Figura 8). Ainda considerando o primeiro componente na análise, a dieta de artrópodes e de sementes aparece bem distribuídas em uma grande quantidade de espécies. De forma complementar, a dieta de vegetais por *Forpus* e *Aratinga* e a predação por *Glaucidium* são traços importantes, quando observado o componente 16 da análise (Figura 8).

Tabela 6 - Índices de Diversidade Filogenética (PDNRI e PDNTI) e Diversidade Funcional (FDNRI e FDNTI) na Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Almas (RPPN Almas) e Estação Experimental de São João do Cariri (EESJC).

Diversidade filogenética	PDNTI	PDNRI
RPPN Almas	1.34353	1.109845
EESJC	-0.44554	0.650174
Diversidade funcional	FDNTI	FDNRI
RPPN Almas	-0.572754	0.526336
EESJC	0.670946	0.800573

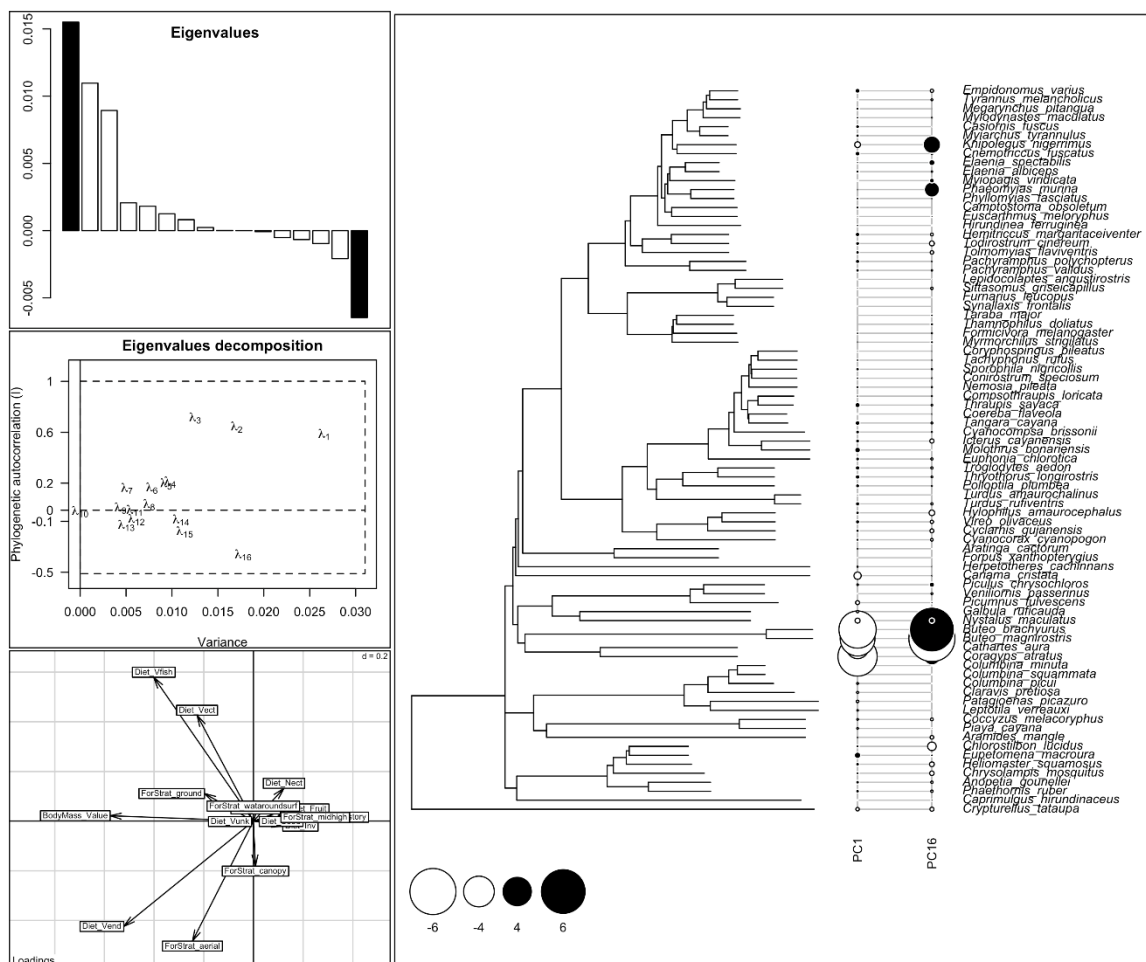


Figura 7 -Resultado da análise filogenética de componentes principais (pPCA) da comunidade de aves na RPPN Almas: Autovalores correspondem aos valores positivos (PC1) e negativos (PC16); Loadings dos principais traços para o componente global e local. $d = 2$ refere-se ao tamanho da malha do gride; Filogenia da comunidade de aves e o resultado da pPCA. Escores positivos e negativos para o componente global (PC1) e local (PC16) são indicados pelos círculos pretos e brancos com o tamanho do círculo sendo proporcional aos valores dos escores. Legenda dos traços funcionais relacionados a dieta e estrato de forrageio: Dieta – Invertebrados (Diet_Inv); Vertebrados endotérmicos (Diet_Vend); Vertebrados ectotérmicos (Diet_Vect); Vertebrados em geral (Diet_Vunk); Frutos (Diet_Fruit); Nectar (Diet_Nect); Sementes (Diet_Seed); Material vegetal (Diet_PlantO), Estrato de forrageio – Sobre a superfície da água (FSt_wataroundsurf); Terrestre (FSt_ground); Sub-bosque (FStr_understory); Médio-bosque (FSt_midhigh); Dossel (FSt_canopy); Aéreo (FSt_aerial).

DISCUSSÃO

Como esperado, a riqueza de aves foi maior na área amostrada onde há menos indícios de degradação. De modo geral, as comunidades biológicas são reflexo não apenas de eventos históricos, mas também de processos ecológicos do presente (McPeck e Miller 1996) e, portanto, ambientes com maior heterogeneidade permitem a coexistência de um maior número de espécies, devido a variedade de recursos, suporte a diferentes tipos de exigências (Blake e Karr 1987) e por possibilidade de partição de nichos (Gause 1934). Essa maior heterogeneidade é, de modo geral, característica de ambientes conservados, onde há uma maior estratificação, configurando-se como o padrão que justifica a maior riqueza registrada na RPPN Almas. Esse padrão sustentado na hipótese da heterogeneidade de habitat (Tews et al. 2004) tem se demonstrado recorrente na Caatinga, onde áreas com maior estruturação vegetal apresentam riqueza de aves elevada (Nascimento 2000, Nascimento et al. 2000, Lima et al. 2003, Farias et al. 2006, Nunes e Machado 2012, Silveira e Santos 2012, Sousa et al. 2012).

Um segundo padrão, indica que áreas perturbadas também podem apresentar alta heterogeneidade por mesclar condições extremas, como habitats de borda e de interior, por exemplo (Aleixo 1997). Contudo, esse segundo modelo parece não demonstrar potencial explicativo sobre a avifauna na Caatinga das áreas estudadas, possivelmente por áreas na Caatinga serem naturalmente mais abertas (Banda-R et al. 2016).

Embora tenhamos encontrado diferenças na riqueza de espécies entre as áreas estudadas, não foi verificado o mesmo efeito na abundância de indivíduos registrada, diferente do esperado. Isso indica que a área mais alterada, a qual detém o menor número de espécies, pode abrigar um elevado número de indivíduos, similar a área mais conservada. Exemplos podem ser observados quando observamos as abundâncias de espécies que ocorrem nas duas áreas, mas foram estatisticamente indicadoras da área

mais alterada (ex.: *C. picui*, *Z. capensis*, *P. plumbea*, *E. cactorum* e *C. obsoletum*), pois tiveram abundâncias relativas bem maiores que na área menos alterada.

Considerando-se a composição das comunidades, as diferenças foram significativas e impulsionadas por um conjunto de espécies. O teste Indicspecies indicou que as espécies na EESJC responsáveis por uma dissimilaridade com a RPPN Almas são quase que em sua totalidade associadas a ambientes com vegetação pouco densa, sendo registradas, por vezes, em áreas abertas (Sick 1997, del Hoyo et al. 2014) e em áreas perturbadas (Nunes e Machado 2012). Em contrapartida, as espécies mais associadas a RPPN Almas, são espécies com menos afinidade por ambientes abertos. Como exemplos, temos *Piculus chrysochloros* e *Anopetia gounellei*, que são espécies que necessitam de áreas com uma maior estruturação vegetacional para sua ocorrência (Sick 1997, del Hoyo et al. 2014).

Além do verificado no Indicspecies, as espécies exclusivas na RPPN Almas sugerem que sua comunidade de aves associada é ecologicamente mais exigente. *Penelope jacucaca* e *Amazona aestiva*, por exemplo, requerem habitats com maior densidade vegetal e oferta de frutos para manutenção de suas declinantes populações (Araujo et al. 2012, MMA 2014). As exclusividades da EESJC, por sua vez, são de modo geral espécies com ampla distribuição e baixa exigência quanto a estruturação vegetal (del Hoyo et al. 2014). Os registros citados são indícios claros de que a área mais conservada dá real suporte as espécies mais dependentes de ambientes menos alterados.

Os resultados obtidos nas análises de diversidade funcional e filogenética indicaram que as comunidades de aves na RPPN Almas e na EESJC apresentam estruturações funcionais e filogenéticas como esperado ao acaso. Esse modelo de diversidade filogenética indica que não há tendência de que a avifauna local seja

composta por espécies mais aparentadas entre si. Se a avifauna de cada localidade fosse agrupada filogeneticamente, sugeriria uma “super” heterogeneidade, onde mesmo com uma ascendência comum, as espécies não necessitam ser excludentes (Regalado e Silva 1997), pois assumiriam nichos diferenciados dentro dos ambientes (Webb et al. 2002). O padrão encontrado em nossos resultados não é incomum e tem se demonstrado recorrente na estruturação das comunidades na Caatinga (Costa 2015). Vieira-Filho (2017), por exemplo, encontrou um padrão similar ao analisar a estrutura em 14 comunidades de aves ao longo da região.

A ausência de agrupamentos, também na diversidade funcional, reflete a ausência de um filtro ambiental que selecionaria positivamente espécies com funcionalidades semelhantes, formando assim, agrupamentos funcionais (Helmus et al. 2007). Além da ausência de filtros, a diversidade como esperada ao acaso, indica que competições interespecíficas agem como limitantes de coexistência das espécies que desempenham funções similares na comunidade (Gómez et al. 2010). Ou seja, nas comunidades analisadas, há indícios que as duas resultam tanto da ação seletiva do ambiente, quanto das interações ecológicas próprias de cada espécie e da similaridade limitante (Lovette e Hochachka 2006).

Embora nas duas comunidades as funcionalidades sejam estruturadas como esperado ao acaso, há diferenças na contribuição dos traços funcionais nessa estruturação. Na EESJC, por exemplo, há uma influência do forrageamento em áreas abertas sobre a estruturação da comunidade. Após o corte da vegetação e diminuição da cobertura vegetal, é comum que espécies resistentes e típicas de ambientes abertos colonizem a área (Regalado e Silva 1997). Assim, a influência desse traço sobre a comunidade corrobora com o esperado em áreas perturbadas.

Por sua vez, a estruturação na RPPN Almas segue o sentido contrário, pois é influenciada por espécies que forrageiam em sub-bosque e médio-bosque. Aves que forrageiam nesses estratos são particularmente vulneráveis à abertura do dossel e consequentemente a exploração da vegetação por corte (Mason e Thiollay 2001), uma vez que essas ações descaracterizam a estrutura e o microclima deste habitat constituído por menor luminosidade e maior umidade (Thiollay 1997).

A massa corporal e a dieta baseada em vertebrados dos gaviões foram influências comuns às duas áreas. Predadores de topo de cadeia com hábitos noturnos ou que dependem de grandes presas são mais sensíveis aos efeitos das perturbações, devido ao declínio populacional de suas presas (Aleixo 1997). Contudo, carnívoros diurnos e que se alimentam de pequenas presas, como os gaviões registrados nas áreas, apresentam maior adaptabilidade a perturbação, podendo até serem beneficiados pela facilidade na busca das presas.

Outros traços influentes na estruturação da comunidade de aves na EESJC foram o forrageio realizado por psitacídeos de pequeno porte e o forrageio consumidor de artrópodes no estrato aéreo. Nos dois casos, a capacidade de deslocamento auxilia a ocorrência dos grupos na EESJC. Psitacídeos, de um modo geral, tem potencial de percorrer grandes distâncias e desse modo suprir a demanda alimentar mesmo com perturbação na vegetação (Loiselle e Blake 1994). Enquanto no caso do forrageio por artrópodes no estrato aéreo é comum em tiranídeos que ocorrem em ambientes abertos, presentes também em ambientes alterados (Loiselle e Blake 1994).

Assim, é possível concluir que as comunidades de aves nas áreas conservadas e perturbadas apresentam diferenças quanto a funcionalidade de suas espécies associadas. A avifauna na área da RPPN Almas apresenta traços característicos de aves dependentes de ambientes bem estruturados, enquanto as aves na EESJC se contrapõe a isto. Além

das diferenças funcionais, conclui-se ainda que há superioridade na riqueza de aves na área mais conservada quando comparada a outra mais degradada. Essa maior riqueza e diferente composição das comunidades estão associadas a ocorrência de espécies mais exigentes do ponto de vista ecológico, na área com maior cobertura vegetal e maior potencial de heterogeneidade. Desse modo, fica demonstrado que mesmo em regiões de florestas secas, onde a adaptação ao dinamismo climático é marcante, a perturbação causada pelo uso antrópico, que promove alteração estrutural da vegetação, influencia a estrutura e funcionamento das comunidades de aves.

REFERÊNCIAS

- Aleixo ALP (1997) Estrutura e organização de comunidades de aves em áreas da Mata Atlântica primitiva e explorada por corte seletivo. Dissertação de mestrado, UniCamp.
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32–46.
- Araujo HFP e Rodrigues RC (2011) Birds from open environments in the caatinga from state of Alagoas northeastern Brazil. *Zoologia* 28: 629-640.
- Araujo HFP, Vieira-Filho AH, Cavalcanti TA e Barbosa MRV (2012) As aves e os ambientes em que elas ocorrem em uma reserva particular no Cariri paraibano, nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 20(3): 365-377.
- Araujo HFP, Vieira-Filho AH, Barbosa MRV, Diniz-Filho JAF e Silva JMC (2017). Passerine phenology in the largest tropical dry forest of South America: effects of climate and resource availability. *Emu - Austral Ornithology* 117(1): 78-91.
- Banda-R K, Delgado-Salinas A, Dexter KG, Linares-Palomino R, Oliveira-Filho A, Prado D, Pullan M, Quintana C, Riina R, Rodriguez MGM, Weintritt J, Acevedo-Rodriguez P, Adarve J, Alvarez E, Aranguren BA, Arteaga JC, Aymard G, Castano A, Ceballos-Mago N, Cogollo A, Cuadros H, Delgado F, Devia W, Duenas H, Fajardo L, Fernandez A, Fernandez MA, Franklin J, Freid EH, Galetti LA, Gonto R, Gonzalez-M R, Graveson R, Helmer EH, Idarraga A, Lopez R, Marcano-Vega H, Martinez OG, Maturo HM, McDonald M, McLaren K, Melo O, Mijares F, Mogni V, Molina D, Moreno NP, Nassar JM, Neves DM, Oakley LJ, Oatham M, Olvera-Luna AR, Pezzini, FF, Dominguez OJR, Rios ME, Rivera O, Rodriguez N, Rojas A, Sarkinen T, Sanchez R, Smith M, Vargas C, Villanueva B, Pennington RT (2016)

- Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications
Science 353: 1387-1387.
- Barbosa MRV, Lima IB, Lima JR, Cunha JP, Agra MF e Thomas WW (2007)
Vegetação e flora no Cariri Paraibano. *Oecologia Brasiliensis* 11(3): 313-322.
- Barbosa MRV, Pareyn FGC e Lima JR (2015) PLANO DE MANEJO - Reserva
Particular do Patrimônio Natural Fazenda Almas. Recife, Associação Plantas do
Nordeste – APNE.
- Barlow J, Gardner T, Araujo IS, Ávila-Pires TC, Bonaldo A, Costa JE, Esposito MC,
Ferreira L, Hawes J, Hernandez MIM, Hoogmoed MS, Leite RN, Lo-Man-Hung NF,
Mestre LAM, Peres C (2007) Quantifying the biodiversity value of tropical primary,
secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences
of the United States of America* 104: 18555-18560.
- Beuchle R, Grecchi RC, Shimabukuro YE, Seliger R, Eva HD, Sano E e Achard F
(2015) Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990
to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. *Applied
Geography* 58:116-127.
- Bierregaard Jr RO e Stouffer PC (1997) Understory birds and dynamic habitat mosaics
in Amazonian rainforests. *Tropical forest remnants: ecology, management, and
conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press 101: 138-155.
- Blackie R, Baldauf C, Gautier D, Gumbo D, Kassa H, Parthasarathy N e Sunderland T
(2014) Tropical dry forests: The state of global knowledge and recommendations for
future research. Bogor: CIFOR.
- Cavender-Bares J, Keen A e Miles B (2006) Phylogenetic structure of floridian plant
communities depends on taxonomic and spatial scale. *Ecology* 87(7): 109-S122.

- Cavender-Bares J, Kozak KH, Fine PV e Kembel SW (2009) The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecology Letters* 12: 693-715.
- Costa TB (2015) Estrutura das taxocenoses de lagartos nos biomas Caatinga, Cerrado e Amazônia. Tese, Universidade Federal da Paraíba.
- De Cáceres M e Legendre P (2009) Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90: 3566-3574.
- del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA e de Juana E (eds.) (2014). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Dorst, J. (1973) Antes que a natureza morra. Blucher.
- Dunning Jr JB (1992) *Handbook of avian body masses* 2ed. New York, CRC Press.
- Farias GB, Girão WA, Silva E e Albano CG (2006) Diversidade de aves em áreas prioritárias para conservação de aves da Caatinga. In: Araujo FS, Rodal MJN e Barbosa MRV (Eds) *Análise das variações da biodiversidade do bioma caatinga. Suporte a estratégias regionais de conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente
- Farias GB (2007) Avifauna em quatro áreas de caatinga strictu sensu no centro-oeste de Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15: 53-60.
- Foley JA (2005) Global consequences of land use. *Science* 309: 570-574.
- Gause GF (1934) *The Struggle for Existence*. Williams e Wilkins, Baltimore.
- Giulietti AM, Bocage Neta AL, Castro AAJF, Gamarra-Rojas CFL, Sampaio EVSB, Virgínio JF, Figueiredo MA, Rodal MJ, Barbosa MR e Harley RM (2004) Diagnóstico da vegetação nativa do bioma Caatinga. *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação* 48-90.
- Gómez JM, Verdú M e Perfectti F (2010) Ecological interactions are evolutionarily conserved across the entire tree of life. *Nature* 465: 918–921.

- Graham CH e Fine PVA (2008) Phylogenetic beta diversity: linking ecological and evolutionary processes across space in time. *Ecology Letters* 11: 1-13.
- Gutzwiller KJ (1991) Estimating winter species richness with unlimited distance point counts. *The Auk* 108: 853-862.
- Hawkins BA, Field R, Cornell HV, Currie DJ, Guégan JF, Kaufman DM, Kerr JT, Mittelbach GG, Oberdorff T, O'Brien EM, Porter EE e Turner JRG (2003) Energy, water, and broadscale geographic patterns of species richness. *Ecology* 84: 3105-3117.
- Helmus MR, Savage K, Diebel MW, Maxted JT e Ives AR (2007) Separating the determinants of phylogenetic community structure. *Ecology Letters* 10(10): 917-925.
- Howe, HF (1984) Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. *Biological Conservation* 30(3): 261-281.
- Huete AR (1988) A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). *Remote Sensing of Environment* 25: 295-309.
- Jensen JR (2011) Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres. São José dos Campos: Parêntese editor.
- Jetz W, Thomas GH, Joy JB, Hartman K e Mooers AO (2012) The global diversity of birds in space and time. *Nature* 491: 444-448.
- Jombart T, Pavoine S, Devillard S e Pontier D (2010) Putting phylogeny into the analysis of biological traits: a methodological approach. *Journal Theoret Biology* 264(3): 693-701.
- Kembel SW, Cowan PD, Helmus MR, Cornwell WK, Morlon H e Ackerly DD (2010) Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26: 1463-1464.

- Laliberté E, Legendre PA (2010) Distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91(1): 299–305.
- Leal IR e Silva JMC (2003). *Ecologia e conservação da Caatinga*. Recife: Editora Universitária UFPE.
- Lima CP, Santos SS e Lima RC (2003) Levantamento e Anilhamento da Ornitofauna na Pátria da Arara-Azul-de-Lear (*Anodorhynchus leari*, Bonaparte, 1856): um complemento ao Levantamento realizado por H. Sick, L. P. Gonzaga e D. M. Teixeira, 1987. *Atualidades Ornitológicas* 112: 11-22
- Lima IB e Barbosa MRV (2014) Composição florística da rppn fazenda almas, no cariri paraibano, paraíba, brasil. *Revista Nordestina de Biologia* 23: 49-67.
- Liu WTH (2006) Aplicações de sensoriamento remoto. Campo Grande: UNIDERP.
- Loiselle BA e Blake JG (1994) Annual variation in birds and plants of a tropical secondgrowth woodland. *Condor* 96: 368-380.
- Lovette I, Hochachka W. (2006) Simultaneous effects of phylogenetic niche conservatism and competition on avian community structure. *Ecology* 87: 14–28.
- Machado ICS, Barros LM e Sampaio EVSB (1997) Phenology of caatinga species at Serra Talhada, PE, Northeastern Brazil. *Biotropica* 29: 57-68.
- Maechler M, Rousseeuw P, Struyf A, Hubert M e Hornik K. (2016) cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions. R package version 2.0.5.
- Mason D e Thiollay JM (2001) Tropical forestry and the conservation of Neotropical birds. In: Fimbel RA, Grajal A e Robinson JG (Eds.). *The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forests*. Columbia University Press, New York.
- Mayfield MM e Levine JM (2010) Opposing effects of competitive exclusion on the phylogenetic structure of communities. *Ecology Letters* 13: 1085-1093.

- McPeck MA e Miller ET (1996) *Evolutionary Biology and Community Ecology*. Ecology 77(5): 1319-1320
- MMA - Ministério do Meio Ambiente (2011) Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite acordo de cooperação técnica mma/ibama monitoramento do bioma caatinga 2008-2009. Brasília: MMA.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente (2014) Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. Portaria nº 444 de 17 de dezembro de 2014 - Anexo I. Diário Oficial da União - Seção 1, 18/12/2014.
- Nascimento JLX (2000) Estudo comparativo em duas Estações Ecológicas da Caatinga: Aiuaba e Seridó. *Melopsittacus* 3: 12-35.
- Nascimento JLX, Nascimento LS e Azevedo-Júnior SM (2000) Aves da Chapada do Araripe (Brasil): biologia e conservação. *Ararajuba* 8: 115-125.
- Nascimento SS e Alves JJA (2008) Ecoclimatologia do Cariri Paraibano. *Revista Geográfica Acadêmica* 2(3): 28-41
- Nunes CEC e Machado CG (2012) Avifauna of two areas of savanna in different states of conservation in the Shallow Catarina, Bahia, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 20(3): 215-229.
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P e McGlinn D (2016) *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-1. Available from: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pacheco S, Ribon R, Silva NF, Simon JE e Pinheiro RT (1994). Efeito do manejo do Cerrado sobre as populações de alguns tinamidae em Três Marias, Estado de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Biologia* 54(3): 435-441.
- Pautasso M (2007) Scale dependence of the correlation between human population presence and vertebrate and plant species richness. *Ecology Letters* 10: 16-24.

- Pennington RT, Prado DE e Pendry CA (2000) Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography* 27: 261–273.
- Piacentini VDQ, Aleixo A, Agne CE, Maurício GN, Pacheco JF, Bravo GA e Silveira LF (2015) Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee/Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia* 23(2): 90-298.
- Regalado LB e Silva C (1997) Utilização de aves como bioindicadoras de degradação ambiental. *Revista Brasileira de Ecologia* 1: 81-83.
- Ricklefs RE (2010) *A economia da Natureza*. Sed. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan, 572p.
- Santos MPD (2004) As comunidades de aves em duas fisionomias da vegetação de Caatinga no estado do Piauí, Brasil. *Ararajuba* 12(2): 113-12.
- Sick H (1997) *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- Silveira LF e Santos MPD (2013). Bird richness in Serra das Confusões National Park, Brazil: how many species may be found in an undisturbed caatinga? *Revista Brasileira de Ornitologia* 20(49): 188-198.
- Sousa AEBA, Lima DM e Lyra-Neves RM (2013) Avifauna of the Catimbau National Park in the brazilian state of Pernambuco, Brazil: species richness and spatio-temporal variation. *Revista Brasileira de Ornitologia* 20(49): 230-245.
- Tews J, Brose U, Grimm V, Tielbörger K, Wichmann MC, Schwager M, Jeltsch F (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal Biogeography* 31: 79–92.
- Thiollay JM (1997) Disturbance, selective logging and bird diversity: a neotropical forest study. *Biodiversidade and Conservation* 6: 1155-1173.

- Tilman D (1990) Constraints and trade-offs: toward a predictive theory of competition and succession. *Oikos*, 58: 3-15.
- Velloso AL, Sampaio EVSB e Pareyn, FGC (2002) Ecorregiões—Proposta para o bioma caatinga. Resultado do Seminário de Planejamento Ecorregional da Caatinga, Aldeia-PE. MMA. Nature Conservancy do Brasil e PNE.
- Vieira-Filho AH (2017) Estrutura de comunidades de aves em florestas seca e úmida no nordeste da América do Sul. Tese, Universidade Federal da Paraíba.
- Vielliard JME, Almeida MEC, Anjos L e Silva WR (2010) Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In: S. Von-Matter et al. (Eds) *Ornitologia e Conservação: Técnicas de Levantamento e Pesquisa em Campo*. Rio de Janeiro: Technical Books.
- Webb CO, Ackerly DD, McPeck MA e Donoghue MJ (2002) Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 33: 475-505.
- Weiner J (1992) Vertebrate flight. Mechanics, Physiology, Morphology, Ecology and Evolution. *Journal of Evolutionary Biology*. 5: 541–543.
- Wilman H, Belmaker J, Simpson J, de la Rosa C, Rivadeneira MM e Jetz W(2014) Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology* 95(7): 2027-2027.

ANEXOS

Anexo 1 - Traços funcionais das espécies de aves catalogadas na Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Almas (RPPN Almas) e Estação Experimental de São João do Cariri (EESJC): Dieta (%) – Invertebrados (Diet_Inv); Vertebrados endotérmicos (Diet_Vend); Vertebrados ectotérmicos (Diet_Vect); Vertebrados em geral (Diet_Vunk); Frutos (Diet_Fruit); Nectar (Diet_Nect); Sementes (Diet_Seed); Material vegetal (Diet_PlantO). Estrato de forrageio (%) – Sobre a superfície da água (FSt_wataroundsurf); Terrestre (FSt_ground); Sub-bosque (FStr_understory); Médio-bosque (FSt_midhigh); Dossel (FSt_canopy); Aéreo (FSt_aerial). Massa corporal (mg) - BodyMass-Value.

Scientific	Diet-Inv	Diet-Vend	Diet-Vect	Diet-Vfish	Diet-Vunk	Diet-Fruit	Diet-Nect	Diet-Seed	Diet-PlantO	ForStrat-watbelowsurf	ForStrat-wataroundsurf	ForStrat-ground	ForStrat-understory	ForStrat-midhigh	ForStrat-canopy	ForStrat-aerial	BodyMass-Value
<i>Crypturellus parvirostris</i>	40	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0	100	0	0	0	0	198.99
<i>Crypturellus tataupa</i>	50	0	0	0	0	0	0	30	20	0	0	50	50	0	0	0	218.8
<i>Nothura maculosa</i>	40	0	0	0	0	30	0	30	0	0	0	100	0	0	0	0	257.48
<i>Nothura boraquira</i>	40	0	0	0	0	20	0	40	0	0	0	100	0	0	0	0	283
<i>Penelope jacquacu</i>	0	0	0	0	0	80	0	20	0	0	0	0	0	60	40	0	1487.9
<i>Dendrocygna viduata</i>	30	0	0	0	0	10	0	20	40	80	20	0	0	0	0	0	689.99
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	10	0	0	0	0	0	0	0	90	0	50	50	0	0	0	0	755.3
<i>Anas bahamensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	30	70	20	80	0	0	0	0	0	489.97

<i>Sarkidiornis_sylvicola</i>	30	0	0	0	0	0	0	30	40	0	50	50	0	0	0	0	2610
<i>Tachybaptus_dominicus</i>	70	0	10	10	0	0	0	0	10	70	30	0	0	0	0	0	132.59
<i>Podilymbus_podiceps</i>	70	0	10	20	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	411.93
<i>Nannopterum_brasilianus</i>	30	0	20	50	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	1239.29
<i>Anhinga_anhinga</i>	20	0	20	60	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	1235
<i>Butorides_striata</i>	30	0	30	40	0	0	0	0	0	0	80	20	0	0	0	0	201.5
<i>Tigrisoma_lineatum</i>	70	0	0	0	30	0	0	0	0	0	80	20	0	0	0	0	812.99
<i>Nycticorax_nycticorax</i>	30	20	30	20	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	0	0	810
<i>Ardea_alba</i>	40	10	30	20	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	0	0	871.33
<i>Egretta_thula</i>	50	0	30	20	0	0	0	0	0	0	70	30	0	0	0	0	371
<i>Bubulcus_ibis</i>	60	10	10	10	0	0	0	0	0	0	30	70	0	0	0	0	365.95
<i>Coragyps_atratus</i>	0	10	10	10	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	1881.69
<i>Cathartes_aura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	1518.24
<i>Cathartes_burrovianus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	935
<i>Elanus_leucurus</i>	0	90	10	0	0	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0	20	346
<i>Gampsonyx_swainsonii</i>	10	0	90	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	92.9
<i>Geranoospiza_caerulescens</i>	30	30	40	0	0	0	0	0	0	0	0	20	30	50	0	0	302.5
<i>Heterospizias_meridionalis</i>	20	30	30	20	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	807.99
<i>Rupornis_magnirostris</i>	40	30	30	0	0	0	0	0	0	0	0	33	33	33	0	0	269
<i>Parabuteo_unicinctus</i>	0	90	10	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	850.28
<i>Geranoaetus_melanoleucus</i>	0	90	10	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	2378.6
<i>Buteo_brachyurus</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	20	496.01
<i>Gallinula_galeata</i>	20	0	10	10	0	20	0	20	20	0	20	60	20	0	0	0	339.63
<i>Porphyrio_martinicus</i>	30	0	0	0	0	0	0	0	70	0	20	30	30	20	0	0	235.06
<i>Aramides_mangle</i>	70	10	10	0	0	10	0	0	0	0	60	40	0	0	0	0	183
<i>Vanellus_chilensis</i>	90	0	0	10	0	0	0	0	0	0	20	80	0	0	0	0	327
<i>Charadrius_collaris</i>	80	0	0	0	0	0	0	20	0	0	40	60	0	0	0	0	28.3
<i>Himantopus_mexicanus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	176.82

<i>Columbina_squammata</i>	20	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0	100	0	0	0	0	52.9
<i>Columbina_minuta</i>	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	100	0	0	0	0	32.59
<i>Columbina_talpacoti</i>	10	0	0	0	0	0	0	90	0	0	0	100	0	0	0	0	46.04
<i>Columbina_picui</i>	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	100	0	0	0	0	47
<i>Claravis_pretiosa</i>	20	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0	100	0	0	0	0	68.2
<i>Patagioenas_picazuro</i>	10	0	0	0	0	30	0	30	30	0	0	30	30	30	10	0	279
<i>Patagioenas_cayennensis</i>	0	0	0	0	0	70	0	30	0	0	0	20	0	40	40	0	229
<i>Zenaida_auriculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	20	20	40	20	0	110.2
<i>Leptotila_verreauxi</i>	20	0	0	0	0	20	0	60	0	0	0	100	0	0	0	0	146.88
<i>Coccyzus_melacoryphus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	30	20	0	0	49.71
<i>Piaya_cayana</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	80	0	101.98
<i>Crotophaga_ani</i>	40	20	20	0	0	10	0	10	0	0	0	40	30	30	0	0	110.09
<i>Guira_guira</i>	40	30	30	0	0	0	0	0	0	0	0	70	20	10	0	0	141
<i>Tapera_naevia</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	30	20	0	0	48.42
<i>Tyto_furcata</i>	10	80	10	0	0	0	0	0	0	0	0	90	10	0	0	0	403.32
<i>Megascops_choliba</i>	90	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	40	50	0	0	10	132
<i>Glaucidium_brasilianum</i>	60	20	20	0	0	0	0	0	0	0	0	80	10	10	0	0	75.1
<i>Athene_cunicularia</i>	20	70	10	0	0	0	0	0	0	0	0	80	10	10	0	0	150.61
<i>Asio_clamator</i>	20	60	20	0	0	0	0	0	0	0	0	70	10	20	0	0	443.28
<i>Nyctibius_griseus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90	0	10	172.04
<i>Hydropsalis_parvula</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	40	0	0	37
<i>Hydropsalis_hirundinacea</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	0	60	57.51
<i>Hydropsalis_torquata</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	20	20	0	20	58.5
<i>Eupetomena_macroura</i>	10	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0	0	60	30	10	9
<i>Chlorostilbon_lucidus</i>	10	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0	0	90	10	0	3.5
<i>Chrysolampis_mosquitus</i>	10	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0	50	30	20	0	3.9
<i>Helimaster_squamosus</i>	10	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0	0	100	0	0	5.9
<i>Anopetia_gounellei</i>	10	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0	100	0	0	0	3

<i>Phaethornis_ruber</i>	10	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0	100	0	0	0	2.4
<i>Megaceryle_torquata</i>	20	0	20	60	0	0	0	0	0	90	0	10	0	0	0	0	317
<i>Chloroceryle_americana</i>	40	0	0	60	0	0	0	0	0	70	10	10	10	0	0	0	33.73
<i>Nystalus_maculatus</i>	90	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	33	33	33	0	0	42
<i>Galbula_ruficauda</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	26.5
<i>Nystalus_maculatus</i>	90	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	33	33	33	0	0	42
<i>Veniliornis_passerinus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	33	33	0	32.1
<i>Colaptes_melanochloros</i>	80	0	0	0	0	10	10	0	0	0	0	0	50	50	0	0	127.27
<i>Picumnus_fulvescens</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	30	30	0	11.32
<i>Piculus_chrysochloros</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	40	0	88
<i>Campephilus_melanoleucos</i>	80	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	256
<i>Cariama_cristata</i>	60	10	10	0	0	10	0	0	10	0	0	60	40	0	0	0	1400
<i>Herpetotheres_cachinnans</i>	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	33	33	33	0	0	623.58
<i>Micrastur_ruficollis</i>	0	20	80	0	0	0	0	0	0	0	0	40	30	30	0	0	177.64
<i>Micrastur_semitorquatus</i>	0	80	20	0	0	0	0	0	0	0	0	50	30	20	0	0	621.68
<i>Falco_sparverius</i>	60	20	20	0	0	0	0	0	0	0	0	50	40	10	0	0	114.61
<i>Falco_femoralis</i>	50	40	10	0	0	0	0	0	0	0	0	30	30	20	10	10	335.76
<i>Eupsittula_cactorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	30	70	0	0	0	50	50	0	0	139.26
<i>Forpus_xanthopterygius</i>	0	0	0	0	0	50	0	50	0	0	0	100	0	0	0	0	31
<i>Amazona_aestiva</i>	0	0	0	0	0	50	0	50	0	0	0	0	30	40	30	0	451
<i>Taraba_major</i>	60	10	20	0	0	0	0	0	10	0	0	40	40	20	0	0	59.2
<i>Sakesphorus_cristatus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	50	20	0	0	17.7
<i>Thamnophilus_doliatus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	30	40	0	0	27.03
<i>Thamnophilus_torquatus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	40	10	10	0	21.1
<i>Myrmorchilus_strigilatus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	0	23
<i>Formicivora_melanogaster</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	40	20	0	0	10.5
<i>Sittasomus_griseicapillus</i>	90	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	50	50	0	13.12
<i>Dendrocolaptes_platyrostris</i>	80	0	0	0	10	0	0	0	10	0	0	50	50	0	0	0	61.7

<i>Lepidocolaptes_angustirostris</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	60	0	0	29.59
<i>Furnarius_figulus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	28
<i>Furnarius_leucopus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	54.8
<i>Synallaxis_frontalis</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	80	0	0	0	14
<i>Synallaxis_hellmayri</i>	80	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	50	50	0	0	0	25.49
<i>Pseudoseisura_cristata</i>	80	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	100	0	0	0	0	49.5
<i>Certhiaxis_cinnamomeus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	33	33	0	15.2
<i>Pachyramphus_viridis</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	21
<i>Pachyramphus_polychopterus</i>	50	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	20.8
<i>Hemitriccus_margaritaceiventer</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	60	0	0	8.4
<i>Todirostrum_cinereum</i>	90	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	33	33	33	0	6.29
<i>Tolmomyias_flaviventris</i>	80	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	20	80	0	12.2
<i>Hirundinea_ferruginea</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	33	33	0	30.6
<i>Xolmis_irupero</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	28.7
<i>Fluvicola_nengeta</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	40	0	0	0	21
<i>Arundinicola_leucocephala</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	0	13.8
<i>Casiornis_fuscus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	30	30	0	19.5
<i>Myiarchus_tyrannulus</i>	70	0	10	0	0	20	0	0	0	0	0	20	80	0	0	0	35.45
<i>Fluvicola_albiventer</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	40	0	0	0	11.6
<i>Tyrannus_melancholicus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	50	0	37.4
<i>Megarynchus_pitangua</i>	70	0	0	0	10	10	0	10	0	0	0	0	10	50	40	0	69.91
<i>Knipolegus_nigerrimus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	0	20.3
<i>Camptostoma_obsoletum</i>	70	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	80	20	0	8.1
<i>Phaeomyias_murina</i>	60	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	33	33	33	0	10
<i>Suiriri_suiriri</i>	70	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	14.53
<i>Stigmatura_napensis</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	20	0	0	9.77
<i>Myiopagis_viridicata</i>	60	0	0	0	0	20	0	20	0	0	0	0	0	50	50	0	11.51
<i>Elaenia_flavogaster</i>	50	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	20	40	30	10	24.8

<i>Elaenia_cristata</i>	50	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	30	40	30	0	18.2
<i>Elaenia_spectabilis</i>	50	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	27.3
<i>Elaenia_chilensis</i>	50	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	15.5
<i>Euscarthmus_meloryphus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	6.8
<i>Machetornis_rixosa</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	29.6
<i>Empidonomus_varius</i>	60	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	30	70	0	0	27.1
<i>Myiodynastes_maculatus</i>	40	0	30	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	43.2
<i>Myiozetetes_similis</i>	40	0	10	0	0	40	0	10	0	0	0	20	20	40	20	0	28
<i>Pitangus_sulphuratus</i>	40	10	10	10	0	30	0	0	0	0	0	50	40	10	0	0	62.85
<i>Serpophaga_subcristata</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	33	33	0	6.6
<i>Phyllomyias_fasciatus</i>	80	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	10.3
<i>Myiophobus_fasciatus</i>	80	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	9.9
<i>Cnemotriccus_fuscatus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	40	20	0	0	13.6
<i>Sublegatus_modestus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	14
<i>Cyclarhis_gujanensis</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	40	20	0	28.8
<i>Vireo_chivi</i>	60	0	0	0	0	20	0	20	0	0	0	0	0	20	80	0	16.06
<i>Hylophilus_amaurocephalus</i>	60	0	0	0	0	20	0	0	20	0	0	0	30	30	40	0	11.59
<i>Cyanocorax_cyanopogon</i>	50	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	10	30	30	30	0	146
<i>Tachycineta_albiventer</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	20	0	0	17.7
<i>Progne_chalybea</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	20	20	20	42.9
<i>Progne_tapera</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	20	20	30	32
<i>Troglodytes_musculus</i>	80	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	100	0	0	0	10.85
<i>Cantorchilus_longirostris</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	20	0	0	21.3
<i>Polioptila_plumbea</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	33	33	0	6
<i>Turdus_rufiventris</i>	50	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	69.44
<i>Turdus_amaurochalinus</i>	40	0	0	0	0	60	0	0	0	0	0	20	20	30	30	0	57.9
<i>Mimus_saturninus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	63.7
<i>Zonotrichia_capensis</i>	30	0	0	0	0	0	0	50	20	0	0	100	0	0	0	0	20.31

<i>Ammodramus_humeralis</i>	20	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0	60	30	10	0	0	15.99
<i>Paroaria_dominicana</i>	60	0	0	0	0	20	0	0	20	0	0	20	80	0	0	0	33.2
<i>Coereba_flaveola</i>	30	0	0	0	0	0	70	0	0	0	0	0	80	20	0	0	10.01
<i>Conirostrum_speciosum</i>	70	0	0	0	0	10	0	10	10	0	0	60	20	20	0	0	8.8
<i>Compsothraupis_loricata</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	30	50	0	72.49
<i>Tachyphonus_rufus</i>	60	0	0	0	0	30	0	10	0	0	0	20	50	10	10	10	34.4
<i>Tangara_sayaca</i>	10	0	0	0	0	50	0	40	0	0	0	10	0	20	70	0	32.49
<i>Thlypopsis_sordida</i>	50	0	0	0	0	30	0	20	0	0	0	0	0	70	30	0	17
<i>Nemosia_pileata</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	70	0	0	16
<i>Tangara_cayana</i>	10	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0	0	30	40	30	0	18
<i>Icterus_pyrrhopterus</i>	70	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	20	40	40	0	35.44
<i>Icterus_jamacaii</i>	50	0	0	0	0	20	30	0	0	0	0	20	50	30	0	0	71.81
<i>Sturnella_superciliaris</i>	40	0	0	0	0	20	0	40	0	0	0	90	10	0	0	0	45.32
<i>Gnorimopsar_chopi</i>	40	0	0	0	0	20	0	30	10	0	0	60	10	30	0	0	65.9
<i>Molothrus_bonariensis</i>	70	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	100	0	0	0	0	41.49
<i>Agelaioides_fringillarius</i>	60	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	50	30	20	0	0	45.25
<i>Chrysomus_ruficapillus</i>	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	90	10	0	0	0	32
<i>Coryphospingus_pileatus</i>	50	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	60	40	0	0	15.3
<i>Volatinia_jacarina</i>	40	0	0	0	0	20	0	30	10	0	0	100	0	0	0	0	9.94
<i>Sporophila_albogularis</i>	20	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0	50	50	0	0	0	9.7
<i>Sporophila_bouvreuil</i>	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	50	50	0	0	0	8.6
<i>Sporophila_lineola</i>	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	30	70	0	0	0	9.8
<i>Sporophila_nigricollis</i>	20	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0	30	70	0	0	0	9.6
<i>Sicalis_lutea</i>	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	10	70	20	0	0	14.53
<i>Sicalis_flaveola</i>	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	40	60	0	0	0	16.89
<i>Euphonia_chlorotica</i>	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	10	90	0	11
<i>Cyanoloxia_brissonii</i>	20	0	0	0	0	70	0	10	0	0	0	50	50	0	0	0	27.5
<i>Passer_domesticus</i>	10	0	0	0	0	0	0	60	30	0	0	50	50	0	0	0	26.51

