



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia



Efeitos de distúrbios ambientais sobre o espaço acústico da avifauna do Cerrado

Isis Costa Cambraia

Orientador: Dr. Ricardo B. Machado

Brasília – DF

2019

Isis Costa Cambraia

Efeitos de distúrbios ambientais sobre o espaço acústico
da avifauna do Cerrado

Dissertação apresentada, ao Programa de
Pós-Graduação em Ecologia da Universidade
de Brasília, como requisito para a
obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Brasília – DF

Maio de 2019

Dissertação de Mestrado

Efeitos de distúrbios ambientais sobre o espaço acústico da avifauna do Cerrado

Dissertação aprovada, junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, como requisito, para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Ricardo B. Machado (Orientador)
Presidente

Prof. Dr. Guarino Rinaldi Colli (UnB)
Membro titular interno

Profa. Dra. Camila Palhares Teixeira (UFMG)
Membro titular externo

Prof. Dr. Pedro Henrique Brum Togni (UnB)
Membro suplente

Brasília-DF, 31 de Maio de 2019

*“Trying to control the world
I see you won’t succeed.
The world is a spiritual vessel
And cannot be controlled.
Those who control fail.
Those who grasp loose.*

...

*The Sage sees things as they are,
without trying to control them.*

*She lets them go their own way,
and resides at the centre of the circle.”*

Lao Tzu, Tao Te Ching, 29

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao professor Ricardo Machado pela orientação tão prestativa, por tudo o que me ensinou, por todo o apoio e suporte, em campo, com equipamentos, com o R e estatística. Agradeço de coração.

Agradeço às minhas amigas, Jack Morgado, Gabi Plácido e Aninha Hashi que me incentivaram, me ajudaram e me orientaram no trabalho, me escutaram e me esperaram para almoçar quando eu chegava atrasada das aulas. Agradeço por todo o carinho e apoio.

Agradeço especialmente à Aninha Hashi pelas mensagens de incentivo e força que sempre chegaram nas horas em que eu mais precisava. Agradeço ainda pela Marina que enche meu coração de mais amor.

Agradeço à queridíssima Dra. Bárbara Fonseca por trazer luz à minha vida e aos meus problemas com organização dos dados. Obrigada pelo exemplo e pelos ensinamentos de vida e em Ecologia.

Agradeço ao amigo, Luís Américo, pela ajuda com o QGIS.

Ao colega de mestrado, Paulo Victor, pelo carinho, pelo abraço, pelo exemplo!

Ao também colega de mestrado, Yuri Oliveira, pela parceria nos seminários e atividades.

Agradeço aos meus pais, Lúcia e Altino, pelo apoio, suporte e cuidado sempre!

Agradeço ao meu chefe, Karlson Correia, por ter apoiado todas as minhas petições junto ao Ibama, pelo consentimento em realizar os horários de trabalho mais loucos possíveis para conseguir assistir as aulas e pela compreensão. Valeu chefe!

Agradeço ao fotógrafo e guia de *birdwatching*, Geiser Trivelato, pela permissão em utilizar a fotografia do casal de bandoletas na capa da dissertação.

Agradeço à direção da Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística e do Jardim Botânico de Brasília pela autorização para realização do estudo de campo.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UnB e ao LaBio pelo apoio com recursos e equipamentos para realização do estudo.

Por fim, agradeço ao meu Pai do céu, pelo sentido, pela inspiração, pelo sopro de vida e força que me movem. Agradeço pela orientação e direcionamento no caminho do bem e da felicidade.

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
INTRODUÇÃO.....	9
JUSTIFICATIVAS	16
OBJETIVOS	17
HIPÓTESES	18
MATERIAL E MÉTODOS	18
CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	18
DESENHO AMOSTRAL.....	20
PROCEDIMENTOS DE CAMPO	24
ANÁLISE DA SEVERIDADE DE FOGO	25
ÍNDICES ACÚSTICOS	26
VARIÁVEIS DA PAISAGEM.....	27
ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	28
RESULTADOS	29
DISCUSSÃO	41
CONCLUSÃO	46
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	46
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	47
LISTA DE ANEXOS	61

RESUMO

Distúrbios podem contribuir para manutenção da diversidade da avifauna por meio de aumento em heterogeneidade ambiental. Por outro lado, regimes muito severos de distúrbios estão associados à redução em riqueza, de espécies nativas e especialistas, e dominância de espécies generalistas e invasoras. A Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado, localizada no Distrito Federal, é um fragmento de vegetação nativa do Cerrado, cercado por urbanização, estradas e submetido a incêndios frequentes e intensos causados por atividades antrópicas. O uso de índices para caracterização do espaço acústico é ferramenta com grande potencial para caracterizar assembleias de aves e para associação com características do hábitat, pois apresenta respostas rápidas e com alta eficácia. Neste estudo, meus objetivos foram avaliar os efeitos de distúrbios antrópicos sobre o espaço acústico da avifauna do Cerrado e testar associações destes índices com diferentes níveis de distúrbios. Para isso, avaliei os efeitos de diferentes proximidades dos pontos de amostragem com urbanização e rodovias (borda/interior) e de diferentes severidades de fogo (baixa/alta) sobre as propriedades acústicas de assembleias de aves de fitofisionomias abertas do Cerrado. Eu esperava que a diversidade (representada pelo Índice de Diversidade Acústica- ADI), a complexidade (representada pelo Índice de Complexidade Acústica - ACI), a uniformidade (representada pelo Índice de Uniformidade Acústica - AEI), a heterogeneidade (representada pelo Índice de Entropia Acústica - H), a proporção biofonia/antropofonia (representada pelo Índice da Razão Normalizada da Paisagem - NDSI) e a abundância (representada pelo Índice de Abundância Acústica - BI) fossem maiores no interior da área de estudo e em habitats submetidos a regimes não severos de fogo. Para isso, estabeleci 20 pontos de amostragem e em cada um deles instalei um gravador digital, programado para fazer gravações nas horas próximas ao nascer e pôr do sol. As amostragens foram realizadas entre abril e agosto de 2018. A partir dos arquivos de áudio calculei os índices acústicos. A severidade do fogo foi estimada por meio do Índice de Queimada da Razão Normalizada (NBR). Os resultados mostraram que a diversidade, uniformidade e heterogeneidade acústicas do espaço acústico da avifauna, foram maiores em pontos mais distantes da urbanização e das rodovias, e em pontos com menores severidades de fogo, conforme o esperado. Ambientes com altos níveis de distúrbios estão associados a maior simplificação do hábitat e menores possibilidades para partição do nicho e coexistência de espécies. A complexidade acústica (ACI) e a proporção biofonia/antropofonia (NDSI) não divergiram entre os pontos, enquanto a abundância (BI) acústica foi maior nos pontos da borda,

ao contrário do que eu esperava. Especificamente, proximidade com urbanização e rodovias, assim como regimes severos de fogo, afetam negativamente o espaço acústico da avifauna do Cerrado. O uso de índices acústicos foi um método eficiente para diferenciar ambientes com diferentes níveis de distúrbios, os índices ADI, AEI, H se destacaram para tal finalidade. As variáveis mais relacionadas à variabilidade nos índices acústicos foram a estrutura e cobertura da vegetação e a heterogeneidade ambiental.

Palavras-chave: paisagem sonora; aves; fogo; incêndios; antropofonia; hipótese do nicho acústico; hipótese da adaptação acústica; índice de queimada da razão normalizada (NBR).

ABSTRACT

Natural disturbances can contribute to maintain and increase avian richness by environmental heterogeneity. Furthermore, anthropic disturbances are responsible to losses in native species richness. The Environmental Protection Area Gama and Cabeça-de-Veados is an important Cerrado native vegetation patch in Distrito Federal (Brazil). Nevertheless, it is surrounded by urbanization, roads and exposed to high intensity and frequent fires. Acoustic Indices is an efficient new approach to describe avian assemblages and to associate with habitats changes. In this study, I aimed to evaluate the disturbance's effects on Cerrado avian soundscape using acoustic indices and testing relations of these indices with different disturbance levels. In this way, I evaluated the effects of surrounding urbanization and roads, and the effects of different levels of fire severity, on birds Cerrado assemblages. I expected acoustic diversity, heterogeneity and uniformity would be highest, away from edge, and in habitats with lowest levels of fire. I established 20 points in the study area, following two contrasts: edge/interior; and low/high fire. At each point I installed an automatic digital recorder, programmed to operate near dusk and dawn. Samplings were carried out in April, July and August of 2018, which generated 635 audio files. From these files, I calculated automatically different acoustic indices: ADI (Acoustic Diversity Index), AEI (Acoustic Evenness Index), H (Acoustic Entropy Index) and three other indices. Fire severity was measured by Normalized Burn Ratio (NBR). The results showed that acoustic indices vary in different proximity with urbanization and roads, and either in different levels of fire severity, as I expected. Acoustic diversity, heterogeneity and uniformity were highest in points with lowest fire severity and away from roads. My study revealed that ADI, AEI and H are the most efficient indices for association with different disturbance levels. The variability in acoustic indices was most related to vegetation cover and environmental heterogeneity.

Key-words: avian soundscape; fire; burn; anthropophony; intermediate disturbance hypothesis; acoustic niche hypothesis; acoustic adaptation hypothesis; normalized burn ratio (NBR).

Introdução

Comunidades biológicas são dinâmicas. Isso indica que ocorrem mudanças em suas propriedades, no tempo e no espaço. Distúrbios são fatores que contribuem para promover tais mudanças. Podem ser definidos como quaisquer eventos, discretos no tempo, capazes de interferir no funcionamento do ecossistema, na estrutura da comunidade ou da população, causar alguma alteração no ambiente físico ou na disponibilidade de substrato e recursos (Gibson, 1996; Pickett and White, 1985).

Os distúrbios podem afetar diversos aspectos da estrutura da comunidade, como a riqueza, composição e abundância, principalmente, por meio de mudanças nos parâmetros demográficos das populações, e acréscimo e manutenção de heterogeneidade ambiental. A heterogeneidade ambiental está relacionada, principalmente, à variabilidade espacial e à variedade e disponibilidade de recursos. Um ambiente heterogêneo aumenta a possibilidade de maior coexistência de espécies devido a partição do nicho e portanto contribui para maiores valores de biodiversidade (Amarasekare, 2003; Chesson, 2000; Dornelas, 2010; MacArthur and MacArthur, 1961; Petraitis et al., 1989; Stevens et al., 2012; Tilman, 1982).

Para entender as influências dos distúrbios sobre a biodiversidade, é importante o conhecimento do regime do distúrbio, que diz respeito à frequência e intensidade em que este distúrbio se manifesta (Begon et al., 2006). A hipótese do distúrbio intermediário (HDI), sugere que a biodiversidade é maior quando a frequência e a intensidade de um distúrbio ocorrem em níveis médios. A teoria da sucessão ecológica ajuda a entender esta hipótese. Logo após a ocorrência de um distúrbio muito intenso, a área exposta será colonizada somente por poucas espécies capazes de produzir muitos propágulos, rapidamente e com ampla capacidade de dispersão. Se o distúrbio continuar ocorrendo frequentemente, a área será composta apenas por essas espécies com ciclo de vida curto e por isso a diversidade é baixa. Por outro lado, se o intervalo entre os distúrbios aumentar, espécies com menor capacidade de dispersão e com crescimento mais lento terão mais tempo para se estabelecer, o que ocasionará aumento em diversidade. Porém, se a intensidade e a frequência do distúrbio ocorrerem em níveis muito baixos, muitas espécies serão excluídas por competidores superiores, ou morrerão devido

diferentes graus de resistência a severidade ambiental e a patógenos, o que ocasionará a queda em diversidade. Segunda esta hipótese, os distúrbios intermediários, reduzem o processo de exclusão competitiva, mantendo a comunidade com alta diversidade (Connell, 1978; Gibson, 1996). Porém, há maiores complexidades biológicas que conduzem as respostas ecológicas aos distúrbios e as mudanças ambientais do que esta versão elencada por esta hipótese. Desta forma, a HDI não é aplicável a maioria dos casos (Fox, 2013).

As comunidades podem ser manter com altos valores de biodiversidade em dados intervalos de intensidades e frequências dos distúrbios e não apenas em um único regime específico. Isso porque, os seres vivos suportam determinados graus de flutuações ambientais, desde que as mudanças causadas não ultrapassem o limiar de tolerância de condições da espécie (Begon et al., 2006).

No Cerrado, o fogo é um distúrbio que contribui para a manutenção heterogêna das paisagens que o compõem. É a principal função de força contra a estruturação de uma floresta no Cerrado, pois atua como um filtro ambiental (externo), impedindo que espécies lenhosas do *pool* regional predominem no Cerrado e mudem sua estrutura e composição florística. Nesse sentido, o papel do fogo é muito maior do que apenas contribuir com aumento em riqueza, o fogo ajuda a manter o Cerrado do jeito que ele é. Isso porque, considerando escalas de tempo evolutivas, o regime de qualquer distúrbio é fonte de pressões seletivas que moldam os atributos das espécies ao ambiente no qual estão inseridas. Desta forma, no Cerrado, as espécies estão adaptadas à ocorrência do regime do fogo em dados intervalos de frequência e intensidade (Brawn et al., 2001; Hobbs and Huenneke, 1992; Woltmann, 2003). (Dantas et al., 2013, 2012; Roitman et al., 2008; Southwood, 1988). No nível de ecossistema, o fogo é também um facilitador aos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes, pois aumenta a atividade microbiana do solo e proporciona rápida mineralização aos nutrientes que estavam antes imobilizados na serrapilheira. Este aspecto da ecologia do fogo é especialmente importante no Cerrado, que naturalmente apresenta baixas taxas de decomposição e solos distróficos (Haridasan, 2000; Musso et al., 2014; Pivello et al., 2010; Silva, 1983).

Apesar de não sabermos especificamente qual é o regime de fogo adequado ao Cerrado, sabe-se que o fogo que ocorre naturalmente é comum em fitofisionomias abertas, caracterizado por ser um fogo de superfície, que consome o estrato herbáceo e a serrapilheira, mas não destrói a vegetação lenhosa. Ocorre próximo ao período chuvoso e é provocado por raios, devido a isso, é de baixa intensidade, controlado pela umidade da serrapilheira ou diretamente pela água

da chuva (Boone Kauffman et al., 1994; Miranda and Miranda, 1993; Miranda et al., 2002; Mistry, 1998).

O Cerrado possui uma marcada sazonalidade no clima, com um extenso período de seca, que vai de maio a setembro. Os últimos meses do período de seca (julho, agosto e setembro) concentram baixos níveis de umidade relativa do ar (<60%) e altas temperaturas atmosféricas (>28°C). Estes fatores associados com atividades humanas que promovem a ignição do fogo, ocasionam muitos incêndios neste período. Anualmente, mais de 330.000 km² de área do Cerrado são atingidos por incêndios (INPE, 2019). Regimes muito severos de fogo, provocados por estes incêndios, podem alterar os processos ecológicos naturais do Cerrado e comprometer seu mosaico de fitofisionomias. Fogo intenso e frequente estão relacionados a um processo de simplificação do hábitat, ocasionado pelo aumento da mortalidade de plântulas, redução da capacidade de reposição de folhas da vegetação lenhosa estabelecida (*top-kill*), redução do banco de sementes (redução do recrutamento a médio e longo prazo), aumento da abundância de gramíneas, inclusive gramíneas exóticas invasoras e conseqüentemente redução da densidade de espécies lenhosas (árvores e arbustos). Na escala da paisagem, estes processos causam a redução da altura e crescimento da vegetação e a abertura da fitofisionomia. Por todas estas razões, estudos indicam que o fogo no Cerrado deve ser manejado (Bustamante et al., 2006; Durigan et al., 1994; Durigan and Ratter, 2016; Keeley and Brennan, 2012; Miranda et al., 2009; Nardoto et al., 2006; Nardoto and Bustamante, 2003; Pinheiro and Durigan, 2009; Schmidt et al., 2016).

Os impactos causados pelo fogo, não se restringem à vegetação, afetam diversos grupos taxonômicos, como as Aves. No Cerrado, as aves totalizam 851 espécies, distribuídas em 62 famílias. Deste total, 36 são endêmicas. Em relação à amplitude da dieta, as aves do Cerrado, podem ser generalistas ou especialistas. As dietas são principalmente, insetívora, granívora ou frugívora (Braz and Cavalcanti, 2001; Lopes et al., 2016; Manica et al., 2010; Marini, 1992; Silva and Pedroni, 2014). Alguns passeriformes alimentam-se também de flores (Ragusa-Netto, 1997).

A reprodução das aves no Cerrado, ocorre principalmente entre o final do período seco até a metade do período chuvoso, aproximadamente entre agosto e janeiro (Alves and Cavalcanti, 1990; Duca and Marini, 2011). Os comportamentos são diversos. Como exemplos, alguns estudos reportaram espécies que se juntam em bandos mistos para forragearem e dividirem o papel de sentinela na vigilância, outras aves exibem comportamento territorial,

sistema de acasalamento flexível, fertilizações extra-par ou apresentam sistemas sociais complexos como o sistema de reprodução cooperativa (Carvalho et al., 2006; Duca and Marini, 2014; Macedo, 2008; Manica and Marini, 2012; Ragusa-Netto, 2001, 2000; Sridhar et al., 2009; Tubelis, 2004; Tubelis et al., 2006).

As relações ecológicas existentes entre a vegetação e a aves são múltiplas e estreitas. As forças seletivas que impulsionaram a coevolução entre elas, mudaram definitivamente a capacidade de dispersão das plantas e modelaram muitos dos atributos das aves. A polinização de flores e a dispersão de sementes realizada pelas aves permitem que muitas espécies de plantas aumentem expressivamente sua área de ocorrência, colonizando ambientes antes inalcançáveis. As aves superaram barreiras geográficas impostas às plantas e aumentaram consideravelmente sua capacidade de dispersão (Christianini and Oliveira, 2010; Francisco et al., 2007; Guerta, 2011; Whelan et al., 2015).

As aves, por sua vez, encontram na vegetação substrato para nidificação, repouso, forrageamento e vigilância. Há enorme diversidade de recursos alimentícios disponibilizados pelas plantas, e as aves possuem diversas especializações morfológicas para explorar todos estes recursos (Macarthur and Macarthur, 1961; Ragusa-Netto, 2001). Devido a esta relação entre as aves e as plantas, é que os efeitos indiretos do fogo sobre as aves, podem ser mediados pelas mudanças na vegetação, ou seja, mediados por alterações no hábitat (Hannah et al., 2007; Lindenmayer et al., 2016). Além disso, a estrutura da vegetação em si, funciona como um moderador dos efeitos do fogo sobre as aves (Barton et al., 2014).

No Cerrado, o fogo é um distúrbio determinante na estruturação das assembleias de aves. Ele contribui para o aumento da biodiversidade de aves, na medida em que é um dos elementos mantenedores da heterogeneidade das paisagens (Beale et al., 2018; Herrando et al., 2003; O'Reilly et al., 2006; Silva and Batalha, 2008). De fato, a alta riqueza de aves no Cerrado, está associada ao mosaico de hábitats mantidos em suas diversas fitofisionomias (Carvalho et al., 2017; Herrando et al., 2003; Laranjeiras et al., 2012; Purificação et al., 2014; Silva and Bates, 2002; Silva, 1995; Tubelis and Cavalcanti, 2000; Tubelis, 2004; Tubelis et al., 2006).

Como mencionado anteriormente, as espécies, do Cerrado, estão adaptadas a dados intervalos de frequência e intensidade de fogo. Regimes muitos severos deste distúrbio, caracterizados pelos incêndios, podem desencadear processos que mudem a composição da avifauna, reduzam a abundância de indivíduos e de riqueza em espécies nativas, e ainda que causem o aumento de espécies generalistas, invasoras e com ampla distribuição. Em alguns,

pode ocorrer até mesmo a extinção de espécies ou de grupos funcionais (Brawn et al., 2001; Galetti et al., 2013; Keeley and Brennan, 2012; Sodhi et al., 2011; Tubelis and Cavalcanti, 2000; Woltmann, 2003).

Uma maneira de avaliar os impactos ecológicos do fogo é por meio da estimativa da severidade do fogo. De modo geral, a severidade de fogo se refere ao impacto causado pelo fogo na vegetação e no solo. Ela pode ser estimada por meio de ferramentas de sensoriamento remoto, como os índices espectrais de vegetação, que são muito úteis em estudos na escala de paisagem, pois permitem a análise de grandes extensões de áreas de forma automatizada. Estes índices, permitem fazer uma estimativa da perda de biomassa acima do solo ou da matéria orgânica consumida pelo fogo, indicando o estado da vegetação antes e após o fogo. Existem diversos índices de vegetação, porém todos se baseiam nas diferentes absorvâncias e reflectâncias das superfícies. O NBR (Normalized Burn Ratio) é apontado como um índice eficiente na avaliação da severidade de fogo (Boelman et al., 2011; Escuin et al., 2008; Keeley, 2009; Li et al., 2014; Sall et al., 2013; Veraverbeke et al., 2012, 2011).

Os sons são uma propriedade constante e dinâmica de todas as paisagens. Logo, as mudanças ocasionadas pelos distúrbios, percebidas por sinais visuais, são também refletidas no ambiente acústico ou espaço acústico (*soundscape*). O espaço acústico é toda a energia sonora produzida por uma paisagem, resultado da interação entre os sons de três origens distintas: sons produzidos pelos animais (biofonia), sons oriundos dos elementos abióticos do ambiente, como a chuva, o vento e as ondas do mar, por exemplo (geofonia) e sons oriundos das atividades humanas (antropofonia). O objetivo da Ecologia Acústica de Paisagens é estudar os processos ecológicos que são mediados ou podem ser descritos por estes sons (Farina, 2014; Matsinos et al., 2008; Pijanowski et al., 2011a, 2011b; Schafer, 1977).

A hipótese da adaptação acústica sustenta que a evolução do canto nas aves progride no sentido de otimizar a transmissão dos sinais sonoros. Sendo assim, as características do hábitat seriam fontes de diferentes pressões na seleção de uma estrutura sonora específica (Morton, 1975). Uma transmissão eficiente, contribui para maior aptidão do indivíduo, especialmente para aves, já que muitos aspectos do comportamento deste grupo envolvem a transmissão de sinais acústicos, como a atração e escolha do parceiro reprodutivo, reconhecimento entre indivíduos aparentados, defesa do território, alerta sobre predadores e navegação (Azevedo et al., 2018).

Em complementariedade à hipótese da adaptação acústica, há a hipótese do nicho acústico. Ela prevê que o repertório acústico espécie-específico é uma dimensão do nicho ecológico multidimensional ou hipervolume n-dimensional. Ela pressupõe que as aves competem entre si para maximizar a eficiência na comunicação e evitar ou minimizar, a sobreposição e interferência de um som sobre os outros. Neste caso, a seleção natural favoreceria um ajuste evolutivo da comunicação, resultando em uma estruturação do espaço acústico, onde cada espécie ocuparia uma frequência e amplitude específicas do espectro sonoro para vocalizar, ou seja, cada espécie ocuparia um nicho vocal diferente (partição do nicho acústico) (Krause, 1987, 1993).

Os ruídos oriundos de veículos, aviões e das atividades humanas de modo geral (antropofonia), são distúrbios adicionados ao espaço acústico. Estes ruídos podem dificultar o aprimoramento e a aprendizagem do canto das espécies canoras, reduzir a eficiência da comunicação, prejudicar o ambiente social, o comportamento das aves e por fim afetar negativamente o sucesso reprodutivo e o tamanho e viabilidade das populações de aves (Alcock, 2011; Andrae, 1991; Azevedo et al., 2018; Brumm, 2004; Kight and Swaddle, 2011; Laiolo et al., 2008).

Além de toda essa influência e representatividade dos sons sobre os aspectos ecológicos e biológicos das aves, há inúmeras vantagens práticas no uso de dados acústicos em estudos ecológicos em comparação com os métodos tradicionais. Inicialmente, os custos para a realização do estudo tendem a ser reduzidos. Por ser um método não invasivo, o impacto causado no ambiente e na fauna para a realização do estudo é mínimo, pois não há necessidade de coleta de espécimes ou realização de experimentos. Depois de instalados e devidamente programados, os gravadores podem permanecer em campo por longo período de tempo, e diversos pontos de estudo, mesmo distantes entre si, podem ser monitorados simultaneamente, dispensada a presença do pesquisador. Deste modo, podem captar informações ecológicas com maior abrangência, devido o reduzido esforço amostral e reduzida interferência nos dados (Blumstein et al., 2011; Digby et al., 2013; Leach et al., 2013; Merchant et al., 2015; Shonfield and Bayne, 2017). No Cerrado, unidades de gravação autônomas são métodos eficazes para amostragem de assembléias de aves tanto quanto o método de ponto de escuta (Alquezar and Machado, 2015).

Todas essas facilidades, possibilitam a geração de grandes volumes de dados relativamente em curto período de tempo, o que a princípio, poderia gerar dificuldades para

análise. Porém, foram desenvolvidos índices acústicos que permitem a análise desses extensos bancos de dados de maneira automatizada, eficiente e com um alto nível de acurácia. A grande vantagem no uso destes índices, é que são capazes de gerar respostas ecológicas de maneira mais rápida e prática em relação aos métodos tradicionais e sem necessidade de vasto conhecimento taxonômico. São estimadores capazes de agregar e sintetizar a estrutura e energia acústicas contidas nas ondas sonoras, afim de refletir aspectos ecológicos. Existem índices para estimar a riqueza, abundância, heterogeneidade, equabilidade, dentre outros. São utilizados em amplos contextos, como monitoramento da dinâmica da comunidade acústica, avaliação e estimativas de biodiversidade, comparação com parâmetros da vegetação e associação com diferentes níveis de distúrbio (Farina and Pieretti, 2013; Gasc et al., 2018, 2015; Gomez et al., 2018; Rajan et al., 2018; Sueur et al., 2014, 2008; Towsey et al., 2013).

Ainda há desafios no uso dos índices acústicos. A princípio os resultados dos cálculos dos índices, são influenciadas por todos os sons da comunidade acústica e estão sujeitos a interferências de ruídos. Nesse sentido, é necessário desenvolver metodologias para filtrar tais ruídos e separar os sons de acordo com cada táxon animal. Além disso, a maioria dos índices, foram desenvolvidos na zona temperada, o que gera a necessidade de validação deles para uso na zona tropical. Nesse sentido, alguns estudos, no Cerrado, testaram e validaram o uso de índices acústicos, mostrando que são eficientes para refletir a riqueza de aves e a complexidade e diversidade acústica de ambientes naturais. Porém, nenhum deles testou a associação desses índices com diferentes níveis de distúrbios. (Ferreira et al., 2018; Machado et al., 2017; Pieretti et al., 2015).

Apesar de existirem dezenas de índices acústicos, alguns são mais recorrentemente usados, como o Índice de Diversidade Acústica (ADI) (Villanueva-Rivera et al., 2011), o Índice de Complexidade Acústica (ACI) (Pieretti et al., 2011, Farina et al. 2011b), o Índice de Uniformidade Acústica (AEI) (Villanueva-Rivera et al., 2011), o Índice da Diferença Normalizada da Paisagem (NDSI) (Kasten et al., 2012), o Índice de Entropia Acústica (H) (Sueur et al., 2008) e o Índice Bioacústico (BI) (Boelman et al., 2007).

O ADI é derivado do Índice de Diversidade de Shannon. Para o cálculo do ADI, cada banda de frequência é considerada uma espécie e a ocupação de cada banda de frequência (proporção de sons que ocorre dentro de cada banda) é usada para estimativa das abundâncias e equabilidade. Valores maiores são atribuídos a comunidades mais biodiversas (Villanueva-Rivera et al., 2011). O ACI foi criado para quantificar as vocalizações das aves por meio do

processamento da variabilidade das intensidades dos sons. É utilizado em estudos para monitorar a atividade acústica da comunidade (Farina et al., 2011). Foi elaborado a partir dos pressupostos de que os cantos dos pássaros são mais complexos do que a maioria dos sons geofônicos e antropofônicos e as comunidades com maior complexidade acústica possuem mais indivíduos e espécies canoras (Pieretti et al., 2011). O NDSI foi desenhado para estimar o nível de distúrbio antropogênico no espaço acústico. Ele realiza o processamento da proporção dos sons produzidos pelas atividades humanas em relação aos sons produzidos pelos animais (contribuição relativa da biofonia em comparação com a antropofonia). Varia de -1 até +1, onde valores positivos correspondem à prevalência de biofonia e valores negativos resultam de paisagens sonoras com altos valores de antropofonia (Kasten et al., 2012). O AEI é relativo à uniformidade ou equabilidade dos sons. Ele avalia a ocupação de cada banda de frequência. Valores próximos a 1 refletem a desigualdade perfeita (sons ocorrem principalmente em uma banda) e valores próximos a 0 refletem a igualdade perfeita (sons ocorrem igualmente em todas as bandas) (Villanueva-Rivera et al., 2011). O índice H está relacionado à heterogeneidade de sons da comunidade. Ele contabiliza o número de bandas de frequência e modulações na amplitude dos sons. O valor varia entre 0 e 1, onde 0 representa um tom puro. É um estimador de diversidade, estando muito relacionado à riqueza de espécies. Valores mais altos são encontrados em ambientes preservados (Sueur et al., 2008). O BI é um estimador da abundância total de aves. Comunidades com maior número de aves (indivíduos) apresentam maiores valores de BI (Boelman et al., 2007). O uso de vários índices é interessante, pois um único índice não é capaz de resumir toda a diversidade. Cada um deles agrega aspectos diferenciados da diversidade acústica e portanto são complementares entre si, fornecendo uma visão mais abrangente das propriedades da comunidade (Sueur et al., 2014).

Justificativas

Apenas 8,3% da vegetação nativa do Cerrado está protegida em Unidades de Conservação (Françoso et al., 2015). A criação dessas unidades é uma importante ferramenta na proteção da avifauna do Cerrado, pois trata-se da conservação direta do hábitat em que estas espécies vivem. Este é o caso do Distrito Federal, que possui três grandes unidades de proteção ambiental que abrigam vegetação nativa do Cerrado, o Parque Nacional de Brasília, a Estação Ecológica de Águas Emendadas e a Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado (Braz and Cavalcanti, 2001). Além da necessidade da criação de novas unidades que

resguardem amostras representativas de todas as fitofisionomias do Cerrado, a fim de proteger toda a diversidade da aves e populações viáveis, há também a necessidade de entender como a avifauna destas áreas está sendo impactada pelo sistema urbano no qual estão inseridas (Laranjeiras et al., 2012; Machado and Loyola, 2013; Marini et al., 2009; Marini and Garcia, 2005).

No Distrito Federal, são registrados, via satélite, uma média de 200 focos ativos de fogo por ano, concentrados nos meses de julho, agosto e setembro. Estes incêndios recorrentes trazem consequências à fauna protegida nas Unidades de Conservação. Além disso, permanecem os desafios de entender quais processos ecológicos são mais sensíveis ao fogo e de avançar no conhecimento dos efeitos do fogo sobre o Cerrado de modo interdisciplinar, com o uso de diferentes ferramentas de estudo (Gomes et al., 2018; INPE, 2019).

Estudos, com ênfase em fitofisionomias abertas, são sempre pertinentes, pois são predominantes no Cerrado, abrigam espécies endêmicas, alta diversidade funcional de aves, servem de suporte a muitas espécies florestais e são as mais ameaçadas e menos protegidas (Carvalho et al., 2017; Marini and Garcia, 2005; Silva and Bates, 2002; Tubelis and Cavalcanti, 2000; Tubelis, 2004; Tubelis et al., 2006). Além do fato de abrigar área núcleo da Reserva da Biosfera do Cerrado, a Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado, merece especial atenção. Inicialmente porque essa categoria de unidade é de uso sustentável, ou seja, permite certo grau de ocupação urbana e determinadas atividades estabelecidas no plano de manejo. Consequentemente, a ocupação dessa unidade é bastante heterogênea e para um manejo efetivo, que cumpra a finalidade de conservação da biodiversidade, é necessário a compreensão dos mecanismos envolvidos na estruturação da comunidade da área (Felfili and Santos, 2004; UNESCO, 2003). No mais, é um fragmento de vegetação nativa ilhado em uma matriz urbana, com grande proximidade ao aeroporto de Brasília e a estradas e rodovias. Isso gera grande pressão sobre as populações de aves nela presente, principalmente porque não há conectividade estrutural com os outros fragmentos conservados do DF, o que é uma restrição à dispersão para parte das espécies.

Objetivos

Tendo em vista todo o exposto, realizei o presente estudo com dois objetivos: investigar os efeitos de distúrbios antrópicos sobre o espaço acústico da avifauna do Cerrado e associar índices acústicos com diferentes níveis de distúrbio.

Hipóteses

Com base nas premissas de que a proximidade, com urbanização e rodovias, e o processo de fragmentação criam condições desfavoráveis para muitas espécies nativas e especialistas e favorecem a dominância de espécies generalistas e exóticas, eu elaborei quatro hipóteses: a) a diversidade acústica (ADI) será maior no centro do fragmento do que nas bordas; b) a heterogeneidade acústica (H) será maior no centro do fragmento do que nas bordas; c) a uniformidade acústica (AEI) será maior no centro do fragmento do que nas bordas; d) a abundância acústica (BI) será maior no centro do fragmento do que nas bordas; e) a proporção de biofonia em relação à antropofonia (NDSI) será maior no centro do fragmento do que nas bordas.

Também elaborei a hipótese de que a complexidade acústica (ACI) será menor em habitats mais perturbados, considerando a premissa de que habitats menos perturbados tiveram maior tempo evolutivo para um ajuste evolutivo da comunicação, conforme pressuposto da hipótese do nicho acústico.

Por fim, tendo como premissas a ideia de que heterogeneidade ambiental promove diversidade e que habitats sujeitos a regimes severos de distúrbios passam por um processo de simplificação, eu elaborei as hipóteses de que a diversidade (ADI), heterogeneidade (H), uniformidade (AEI), abundância acústica (BI) e a proporção de biofonia em relação à antropofonia (NDSI) seriam maiores em ambientes submetidos a menores severidades de fogo.

Material e Métodos

Caracterização da área de estudo

A Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado (APA Gama e Cabeça de Veado, denominada daqui em diante apenas como APA), localiza-se no Cerrado. O Cerrado, por sua vez, é formado por campos tropicais, savanas, floresta estacional e floresta ripária. Cada um desses biomas é formado por um mosaico de fitofisionomias (Batalha, 2011; Coutinho, 2006; Silva and Bates, 2002). Campos tropicais são os campos puros. Formações vegetais em que o estrato herbáceo (camada de ervas e gramíneas) é preponderante e não há vegetação lenhosa. São os campos limpos e rupestres (ou rupícolas, dominados por afloramentos rochosos). O campo sujo é uma área de transição, a camada herbácea é também predominante, mas há a presença de pequenos arbustos esparsos (Batalha, 2011; Walter, 2006). Quando a

vegetação lenhosa começa a despontar, surgem as savanas. São formações tropicais onde o estrato herbáceo predomina, porém há arbustos em maior ou menor proporção e árvores esparsas. Nestas formações estão incluídos campo cerrado (ou cerrado ralo), cerrado *sensu stricto* (maior densidade de arbustos), o cerrado rupestre, as savanas de inundação ou zonas alagadas (campos úmidos, veredas e brejos) e savanas de bosque que ocorrem em campos de murundus ou parques de cerrados, como também são conhecidos (Paulino et al., 2015; Walter, 2006). As vegetações florestais são formações em que predominam árvores de maior porte, cujas copas formam um dossel. Incluem as florestas estacionais (cerradão e mata mesófila ou mata seca) e as formações vegetais associadas aos cursos d' água ou florestas ripícolas (mata de galeria e mata ciliar) (Batalha, 2011).

O clima é o tropical semi-úmido ou tropical sazonal, caracterizado por dois períodos bem definidos: um seco e um chuvoso. A precipitação média anual varia de 1100mm a 1600mm. O período seco inicia-se em maio e vai até setembro. Neste período estão concentradas as temperaturas mais baixas do ano. Os meses mais secos do ano (junho, julho e agosto) representam apenas 2% do total de precipitação. O período chuvoso (outubro a março) concentra as temperaturas mais altas do ano e grande parte das chuvas (aproximadamente 84% a 90% da pluviosidade total anual). Os meses mais chuvosos são novembro, dezembro e janeiro, sendo dezembro o mês de maior precipitação. No Distrito Federal (DF) já foram registradas temperaturas máximas absolutas próximas de 36°C e temperaturas mínimas absolutas próximas de 5°C (INMET, 2019). Os solos são distróficos, com pH levemente ácido (em torno de 4 e 5) e o fósforo (P) é o principal fator limitante. Predominam os latossolos (com altos níveis de ferro e alumínio), e em menor proporção ocorrem cambissolos, solos litólicos e hidromórficos. (IBRAM, 2019).

A APA Gama e Cabeça de Veado (15°55'15.24"S 47°52'28.98"O) localiza-se na região centro-sul do DF, região centro-oeste do Brasil, no domínio fitogeográfico do Cerrado (Figura 1). Ocupa uma área de aproximadamente 25.000 hectares (IBRAM, 2019). A ocupação dessa unidade é diversa. É formada áreas urbanizadas e rurais e ainda áreas de diversas instituições federais e distritais, como a Aeronáutica e a Infraero. Há três principais áreas de vegetação nativa do Cerrado que são a Fazenda Água Limpa da Universidade de Brasília (FAL), a Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (RECOR-IBGE ou Reserva do Roncador) e o Jardim Botânico de Brasília (JBB) e Estação Ecológica do Jardim Botânico (EEJBB) (UNESCO, 2003). Foi criada por meio do Decreto Distrital de nº 9.417, em 21 de

abril de 1986, com o principal objetivo de proteger os ecossistemas adjacentes aos ribeirões Gama e Cabeça de Veado, que até hoje são fontes de captação de água para o abastecimento público. Na letra desta lei é ressaltada a existência na APA de amostras representativas de todos os biomas do Cerrado. Além do intuito de preservação do patrimônio ecológico e dos recursos naturais, a criação da APA também se justificou devido o reconhecimento da importância dos estudos científicos que estavam sendo realizados na área.

De acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), instituído pela Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, as áreas de proteção ambiental são consideradas unidades de uso sustentável. Modalidade esta, que permite múltiplos usos da área e dos recursos naturais. Esta classificação, dada pelo SNUC, é equivalente à categoria V, definida pela IUCN (International Union for Conservation) como paisagem protegida (<https://www.iucn.org>). Já foram registradas 286 espécies de aves na APA (Braz and Cavalcanti, 2001), o que representa 33,6 % do total de espécies registradas no Cerrado Brasileiro (Silva and Santos, 2005).

Desenho amostral

Para determinar os pontos amostrais realizei uma análise prévia da frequência de fogo na área de estudo, a partir de arquivos contendo as cicatrizes dos incêndios obtidos do site do INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais), no portal Queimadas (<http://www.inpe.br/queimadas/portal>), no formato *shapefile*. Os anos utilizados foram o ano de 2011 e os anos de 2013 a 2017, em acordo com a disponibilidade das imagens. Para tal análise, utilizei os pacotes *raster* (Hijmans et al., 2018), *sf* (Pebesma, et al., 2018a) e *fasterize* (Ross and Summer, 2018) do R versão 3.5.1 (R Core Team, 2018), no RStudio versão 1.1.456 (RStudio Team, 2016). Reduzi os arquivos aos limites da área de estudo (180200,198948,8229519,8246587 - UTM). Após as camadas geradas foram binarizadas (cada pixel atingido pelo fogo recebeu o valor 1 e os não atingidos receberam o valor 0), empilhadas e somadas. Ao final gerei um mapa de frequência acumulada de fogo. A partir dos valores obtidos demarquei áreas no mapa com maior frequência de fogo e áreas com menor frequência de fogo. Considerando ainda o contraste borda/interior e a acessibilidade dentro da APA, demarquei 20 pontos em fitofisionomias abertas do Cerrado (Figuras 1, 2, 3 e Anexo I), com no mínimo 900 metros de distância um do outro, assim distribuídos: cinco pontos na borda e com “baixa frequência de fogo”, cinco pontos na borda e com “alta frequência de fogo”, cinco pontos no interior e com “baixa frequência de fogo”, cinco pontos no interior e com “alta frequência de fogo”.

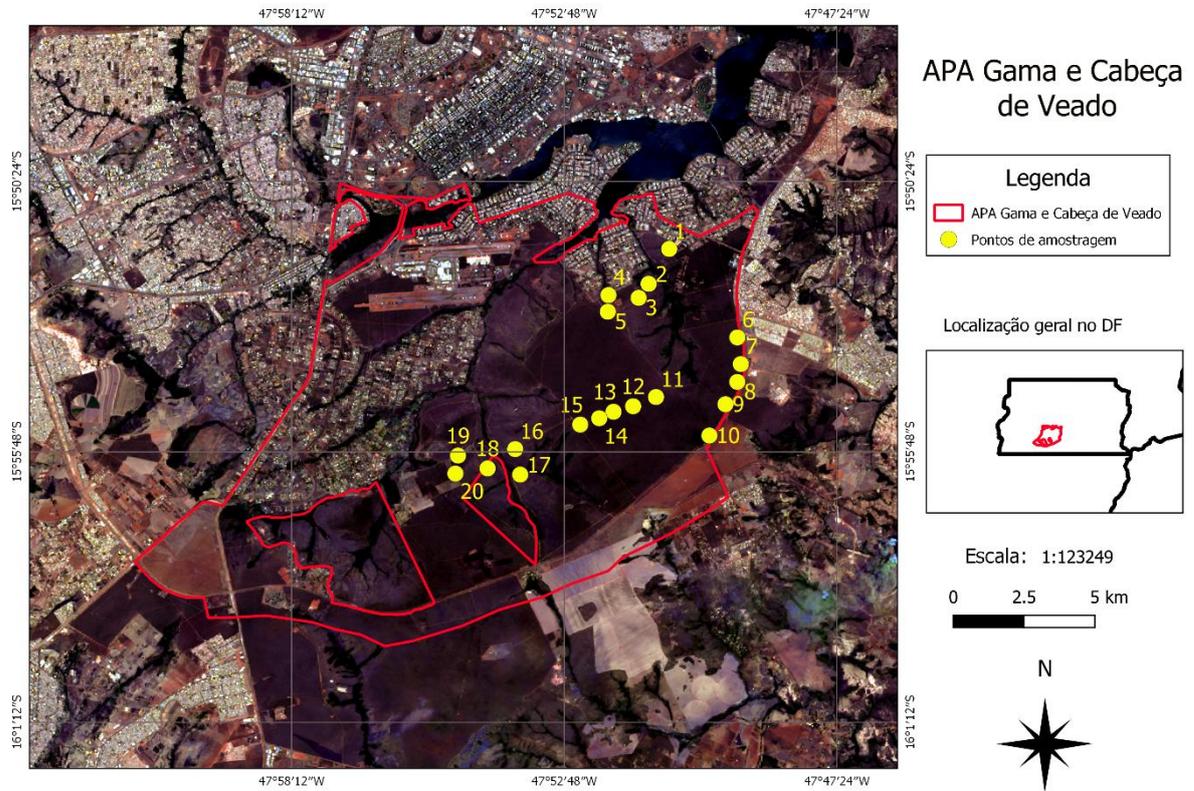


Figura 1. Mapa da Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado. Em destaque, os vinte pontos de amostragem para a realização do estudo.



Figura 2. Imagens da APA Gama e Cabeça de Veado e fitofisionomias do cerrado.



Figura 3. Imagens da APA Gama e Cabeça de Veado e fitofisionomias do cerrado.

Procedimentos de campo

As amostragens foram realizadas em quatro períodos distintos, entres os meses de abril e agosto de 2018, com intervalo mínimo de 25 dias entre elas. Os gravadores, Audiomoth (<https://www.openacousticdevices.info/>), foram programados para funcionar a partir do início nascer do sol e nas duas horas seguintes (aproximadamente entre as 06:00 as 08:00, dependendo do período da amostragem) e a partir do início do pôr do sol e nas duas horas seguintes (aproximadamente entre as 18:00 as 20:00, dependendo do período da amostragem), realizando gravações de 10 minutos em intervalos de 20 minutos. O horário escolhido para as gravações corresponde ao período de maior atividade das aves no Cerrado. Depois de programados, foram envoltos em uma embalagem plástica contendo algodão para absorção da umidade em caso de ocorrência de chuvas. Em cada ponto, instalei um gravador, amarrando-o em galhos de árvores (aproximadamente na altura do ouvido humano) (Figura 4). Os gravadores permaneceram em campo por no mínimo uma manhã e uma noite.



Figura 4. Instalação de gravador digital na APA Gama e Cabeça de Veado, para monitoramento do espaço acústico da avifauna do Cerrado.

No mês de abril, os arquivos do ponto 16 ficaram corrompidos, portanto o excluí de todas as análises subsequentes. Retirei também o mês de junho das análises pois ocorreu falha na programação dos gravadores em alguns pontos. Portanto, dentre os arquivos gerados e válidos, selecionei 635, de modo que cada ponto recebesse exatamente a mesma coleção de arquivos, ou seja, 36 arquivos (360 minutos ou 06 horas), incluídas as gravações de uma manhã

e uma noite de abril, uma manhã e uma noite do mês de julho e uma manhã do mês de agosto. O que resultou em 6.350 minutos ou 105 horas de gravação no total.

Análise da severidade de fogo

Para estimar a severidade de fogo utilizei cenas georreferenciadas da órbita-ponto 221_071 (órbita-ponto que tem Brasília como o centro) baixadas do site do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), por meio da ferramenta *Earth Explorer* (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). As cenas foram obtidas do sensor *Thematic Mapper* (TM), a bordo dos satélites *Landsat 4 e 5* e do sensor *Operational Land Imager* (OLI), a bordo do *Landsat 08*. Esses sensores apresentam resolução temporal de 16 dias (a cada 16 dias recobrem a superfície da Terra por completo). Todas as cenas pertencem à coleção *Landsat C1, Level 02*, que já apresentam correção atmosférica. O sensor TM gera imagens em sete bandas espectrais. As bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7, têm resolução espacial de 30 metros (cada pixel da imagem corresponde a 30 metros na superfície da Terra). As bandas 1, 2 e 3 geram imagens nas faixas do visível (azul, verde e vermelho), a banda 4 na faixa do infravermelho próximo e as bandas 5 e 7 dos infravermelhos médios. A banda 6 é a do infravermelho termal e tem resolução espacial de 120 metros (USGS, 2019). O sensor OLI gera 9 bandas espectrais. As bandas 1, 2, 3 e 4 geram imagens nas faixas do visível (costal, azul, verde e vermelho), as 5, 6 e 7 nas faixas do infravermelho próximo e infravermelhos médios de ondas curtas. A banda 9 tem a função de detecção de nuvens cirrus e a 8 é uma banda pancromática e tem resolução espacial de 15 metros (USGS, 2019).

Para cada ano, entre o período de 2005 a 2017, selecionei uma imagem do final da estação seca (setembro ou outubro) representando o período pós-fogo. Para a escolha das imagens considerei a ausência de cobertura de nuvens e a qualidade das imagens. Não encontrei cenas com boa qualidade dos anos de 2009 e 2012, portanto os excluí das análises. Realizei os cálculos conforme proposto por (Escuin et al., 2008), com os pacotes *sf* (Pebesma, et al., 2018a), *sp* (Pebesma, et al., 2018b), *raster* (Hijmans, et al., 2018), *rgdal* (Bivand, et al., 2018a) e *rgeos* (Bivand, et al., 2018b) do R (R Core Team, 2018). Inicialmente reprojetei as imagens para o hemisfério sul, as reduzi aos limites da área de estudo (180200,198948,8229519,8246587 - UTM) e então calculei o NBR (Índice da Queimada Normalizada). O NBR é um índice muito utilizado para mapear severidade de fogo. Os valores deste índice variam de -1 até +1, onde -1 indica que a área foi submetida à alta severidade de fogo e valores próximos a +1 indicam que a vegetação está recuperada ou que não foi submetida ao fogo (Figura 5) (Chen et al., 2015;

Ferreira et al., 2003; Storey et al., 2016; Veraverbeke et al., 2012, 2011). Ele é obtido a partir das reflectâncias das bandas infravermelho próximo (NIR) e infravermelho médio de ondas curtas (SWIR). A imagem NBR é gerada a partir da seguinte fórmula:

$$\text{NBR} = (\text{NIR} - \text{SWIR}_2) / (\text{NIR} + \text{SWIR}_2)$$

Plotei os pontos de amostragem em cada uma das imagens NBR e ao redor deles, tracei *buffers* de 200 e 400 metros, dos quais foram extraídos os valores de severidade de fogo. Os valores de NBR pós-fogo foram utilizados para separar os pontos quanto ao nível do distúrbio. Os pontos com os valores mais altos de NBR foram denominados pontos com “baixo nível do distúrbio” e os pontos com os valores mais baixos de foram denominados pontos de “alto nível do distúrbio”.

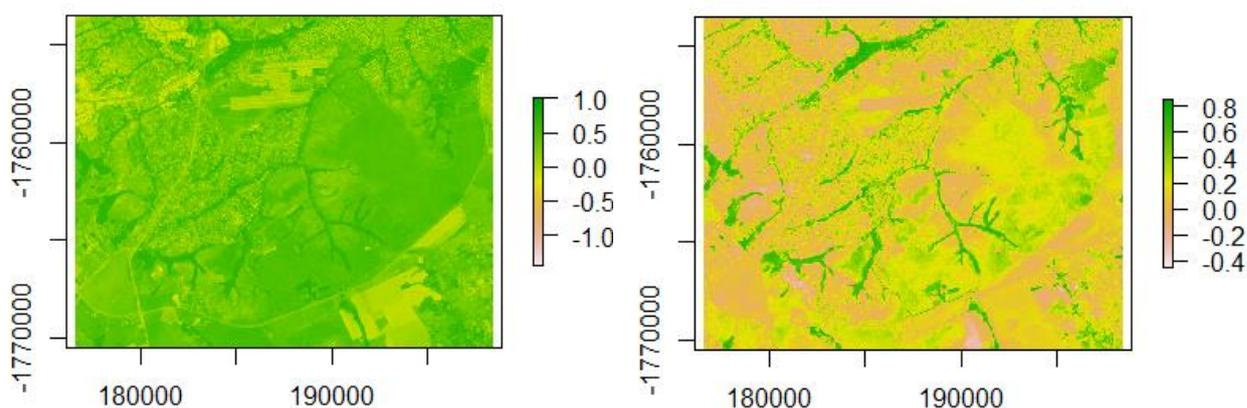


Figura 5. Imagens NBR pré-fogo e NBR pós-fogo do ano de 2016 na APA Gama e Cabeça de Veado. Valores baixos indicam alta severidade de fogo.

Índices acústicos

Neste trabalho foram calculados, conforme o procesimento padrão (detalhadamente descrito nas referências abaixo) seis índices acústicos, o Índice de Diversidade Acústica (ADI) (Villanueva-Rivera et al., 2011), o Índice de Complexidade Acústica (ACI) (Pieretti et al., 2011, Farina et al. 2011b), o Índice de Uniformidade Acústica (AEI) (Villanueva-Rivera et al., 2011), o Índice da Diferença Normalizada da Paisagem (NDSI) (Kasten et al., 2012), o Índice de Entropia Acústica (H) (Sueur et al., 2008) e o Índice Bioacústico (BI) (Boelman et al., 2007).

Os índices foram calculados conforme o procedimento padrão, com os pacotes *tuneR* (Ligges, 2018), *seewave* (Suer, et al., 2018) e *soundecology* (Villanueva-Rivera and Pijanowski, 2018) do R (R Core Team, 2018).

Variáveis da paisagem

Para verificar quais aspectos do ambiente estão mais relacionados a variações nos índices acústicos, calculei algumas variáveis da paisagem, que descrevo a seguir. O Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (Normalized Difference Vegetation Index - NDVI) é um índice espectral de vegetação, assim como o NBR, porém é um indicador da densidade e condição da vegetação. Com as mesmas imagens que utilizei para o cálculo do NBR, eu realizei a análise multi-temporal de imagens NDVI (após o evento de fogo), entre os anos de 2005 a 2017, através da combinação das reflectâncias das bandas vermelho (R) e infravermelho próximo (NIR). A imagem NDVI é gerada a partir da seguinte fórmula:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{R}) / (\text{NIR} + \text{R})$$

Os valores de NDVI variam de -1 até +1. Valores baixos indicam baixa densidade de vegetação, enquanto valores altos indicam cobertura vegetal densa e saudável. Para extrair os valores de NDVI das imagens, realizei os mesmos procedimentos utilizados no NBR. Adicionalmente, estimei a severidade de fogo e a recuperação da vegetação através dos valores de NBR e NDVI, respectivamente, no período chuvoso e no ano de 2018, período pré-fogo que corresponde, aproximadamente, ao período em que realizei a amostragem.

Por meio dos pacotes *raster* (Hijmans et al., 2018), *sf* (Pebesma, et al., 2018a), *velox* (Hunziker, 2017), *vegan* (Oksanen, et al., 2018) e *SDMTools* (VanDerWal, et al., 2014) do R (R Core Team, 2018) e com mapas de uso e ocupação do solo no Distrito Federal, calculei o Índice de Diversidade da Paisagem, que equivale ao Índice de Biodiversidade de Shannon, porém ao invés de espécies, usa-se diferentes classes de uso e ocupação do solo. Também medi as distâncias, em quilômetros, de cada um dos pontos de amostragem em relação às cidades, estradas e rodovias e matas de galeria mais próximas. Para isso utilizei o Google Earth Pro (Tabela 1).

Tabela 1. Descrição das variáveis da paisagem utilizadas para testar associações com a variabilidade dos índices acústicos.

Variáveis teóricas	Variáveis operacionais
Cobertura vegetal	NDVI (média histórica)
Recuperação da vegetação	NDVI pré-fogo de 2018
Severidade de fogo	NBR pré-fogo de 2018
Heterogeneidade da paisagem	Índice de Diversidade da Paisagem (H)
Proximidade com urbanização	Distância em quilômetros entre o ponto de amostragem e a cidade mais próxima
Proximidade com estradas e rodovias	Distância em quilômetros entre o ponto de amostragem e as estradas e rodovias mais próximas
Proximidade com mata de galeria	Distância em quilômetros entre o ponto de amostragem e a mata de galeria mais próxima

Análises Estatísticas

Executei todas as análises estatísticas no R v.3.5.1 (Core Team, 2018), no ambiente RStudio v.1.1.456 (RStudio Team, 2016) e considerei os resultados das análises significativos ao nível de 5% ($p < 0,05$). A estatística descritiva foi realizada a partir do cálculo das médias aritméticas e medianas como medidas de tendência central. O grau de dispersão foi calculado usando o desvio padrão (DP) e o erro padrão (EP). A dispersão relativa foi medida através do coeficiente de variação (CV) (%).

Para testar a autocorrelação espacial entre as amostras utilizei o Índice de Moran (I). A normalidade dos dados foi diagnosticada por meio do Teste de Shapiro-Wilk. A homogeneidade

das variâncias foi diagnosticada através do Teste de Bartlett para os dados normais e do Teste de Levene (Teste de Brown e Forsythe) para os dados não normais, com o pacote *lawstat* (Gastwirth, et al., 2019). Para comparar os índices acústicos com os diferentes níveis dos distúrbios (borda/interior e alto/baixo), utilizei o Test t de *Student* para os dados paramétricos e o Teste de Wilcoxon (equivalente ao Teste de Mann–Whitney) para os dados não paramétricos e com heterocedasticidade das variâncias. Utilizei o pacote *lme4* para gerar modelos lineares generalizados com efeito misto (GLMM) com o intuito de testar associações entre os índices acústicos e as variáveis da paisagem.

Resultados

Na série histórica e no *buffer* de 200 mts, os valores de NBR variaram entre - 0,21 e 0,38. Os anos com as maiores severidades médias de fogo foram os anos de 2011 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = -0,04$; $NDVI_{\text{pós-fogo}} = 0,23$), 2005 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = -0,01$; $NDVI_{\text{pós-fogo}} = 0,31$) e 2007 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,08$; $NDVI_{\text{pós-fogo}} = 0,33$). Os anos com as menores severidades médias de fogo foram os anos de 2014 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,18$), 2016 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,17$) e 2017 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,16$) (Figura 6).

O ponto 02 apresentou a menor severidade de fogo ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,31$) e o maior valor de NDVI ($NDVI_{\text{pós-fogo}} = 0,51$). Os pontos 18 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,20$; $NDVI_{\text{pós-fogo}} = 0,46$), 17 e 20 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,17$; $NDVI_{\text{pós-fogo}} = 0,43$ e $0,42$) também foram menos afetados pelo fogo. Os pontos mais afetados pelo fogo foram os pontos 04 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = -0,01$; $NDVI_{\text{pós-fogo}} = 0,31$), 05 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,00002$; $NDVI_{\text{pós-fogo}} = 0,31$) e 15 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,002$; $NDVI_{\text{pós-fogo}} = 0,29$) (Figuras 7 e 8).

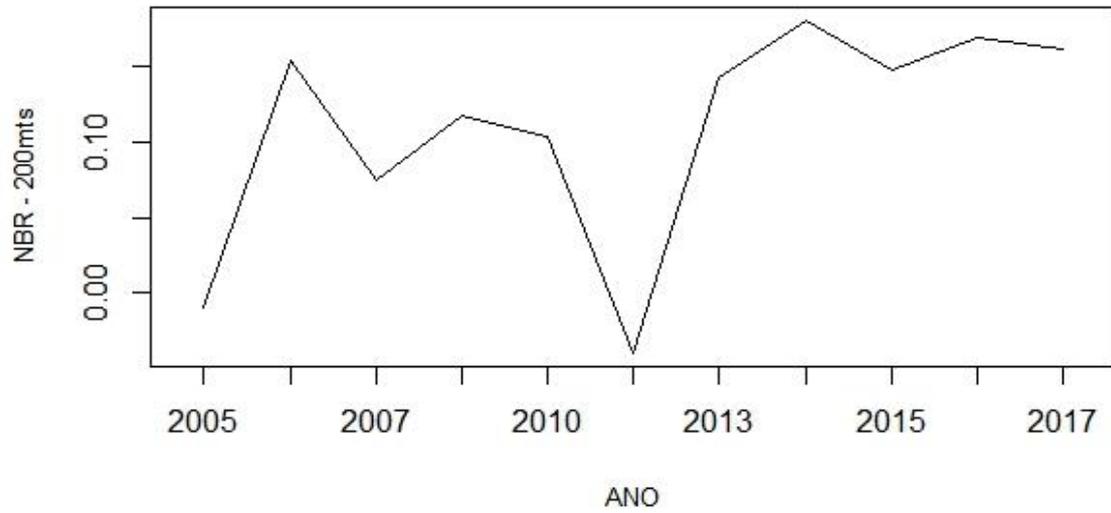


Figura 6. Variação dos valores de NBR (*buffer* de 200mts) entre os anos de 2005 a 2017 na Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado.

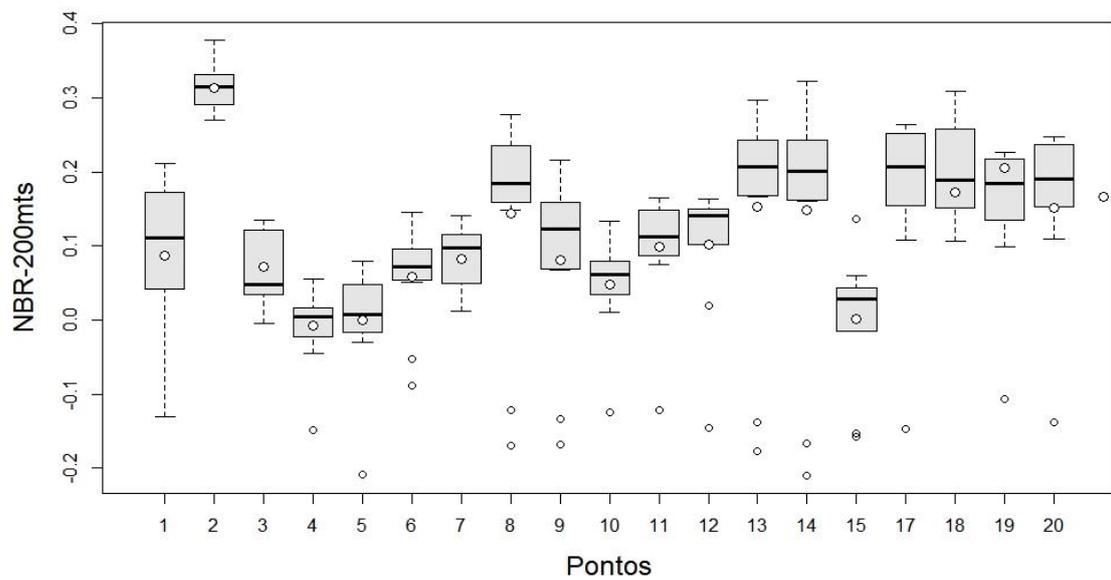


Figura 7. Variabilidade dos valores de NBR (*buffer* de 200mts), para 19 pontos de amostragem na Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado. Os pontos 1 a 10 estão localizados na borda da e os pontos 11 a 20 no interior da área de estudo.

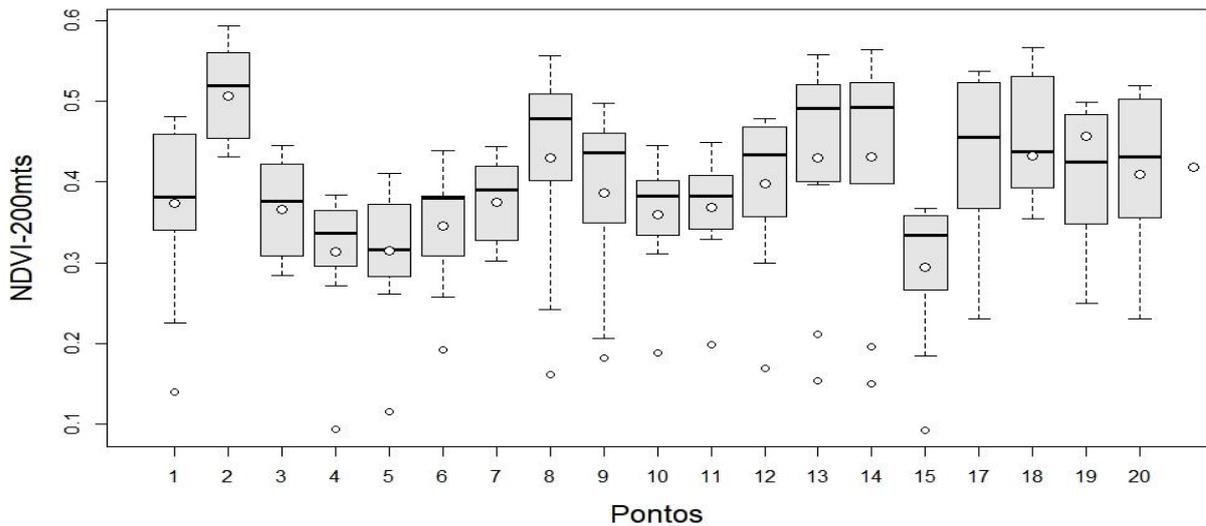


Figura 8. Variabilidade dos valores de NDVI (*buffer* de 200mts), para 19 pontos de amostragem na Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado. Os pontos 1 a 10 estão localizados na borda da e os pontos 11 a 20 no interior da área de estudo.

No *buffer* de 400 mts, os valores de NBR variaram entre - 0,21 (ponto 14/2005) e 0,33 (ponto 14/2006). Os anos mais afetados pelo fogo foram os anos de 2011 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = - 0,05$), 2005 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = - 0,01$) e 2007 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,08$). Os anos de 2014 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,17$), 2016 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,16$) e 2017 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,15$) apresentaram as menores severidades de fogo (Figura 9).

O ponto 02 apresentou a menor severidade média de fogo ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,23$; $NDVI_{\text{pós-fogo}} = 0,44$), seguido dos pontos 18 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,16$; $NDVI_{\text{pós-fogo}} = 0,40$) e 14 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,43$). Os pontos mais afetados pelo fogo foram os pontos 05 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = - 0,001$; $NDVI_{\text{pós-fogo}} = 0,32$), 15 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,003$; $NDVI_{\text{pós-fogo}} = 0,30$) e 04 ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,005$; $NDVI_{\text{pós-fogo}} = 0,32$) (Figura 10 e 11).

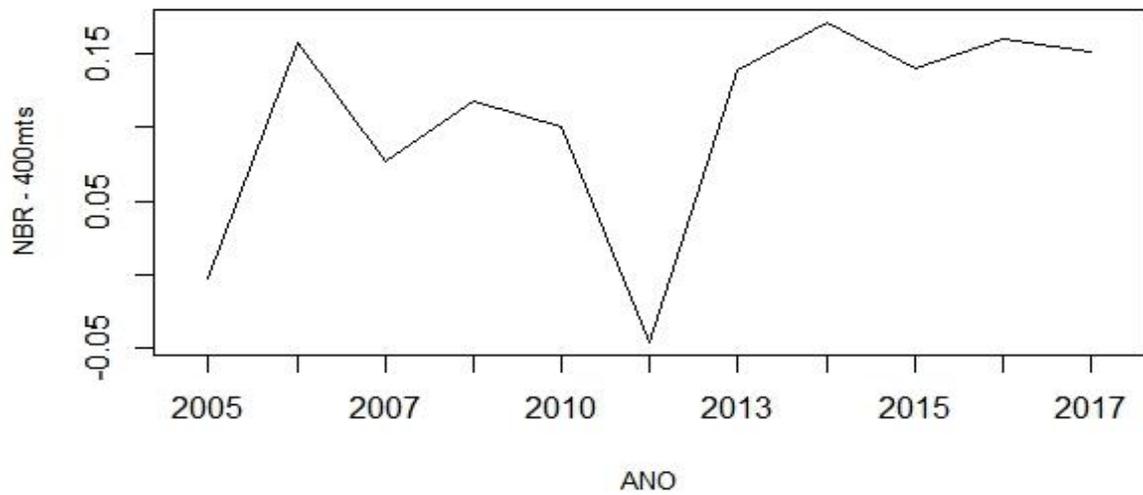


Figura 9. Variação dos valores de NBR (*buffer* de 400mts) entre os anos de 2005 a 2017 na Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado.

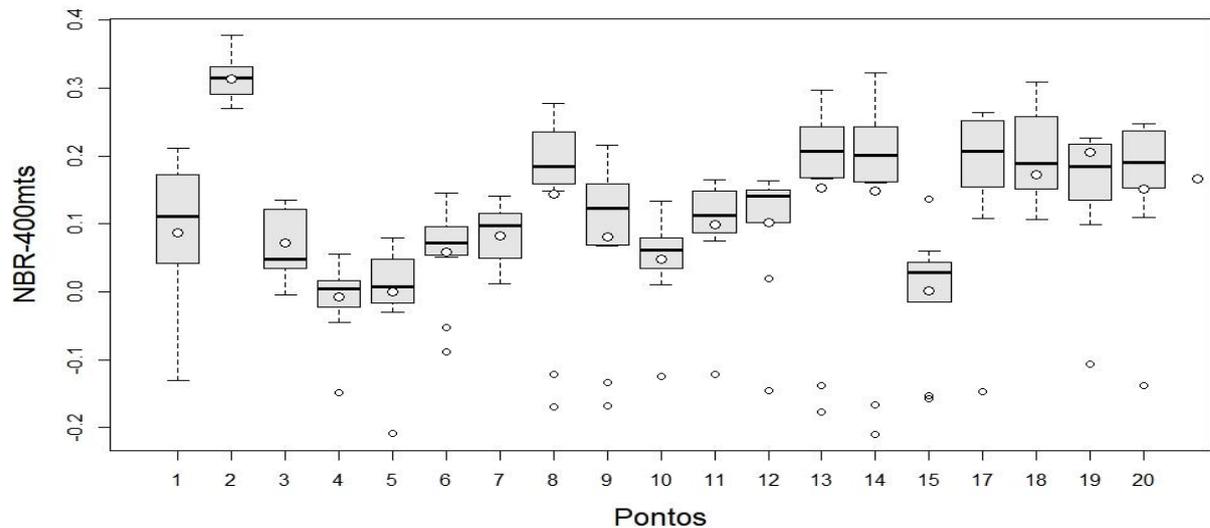


Figura 10. Variabilidade dos valores de NBR (*buffer* de 400mts), para 19 pontos de amostragem na Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado. Os pontos 1 a 10 estão localizados na borda da e os pontos 11 a 20 no interior da área de estudo.

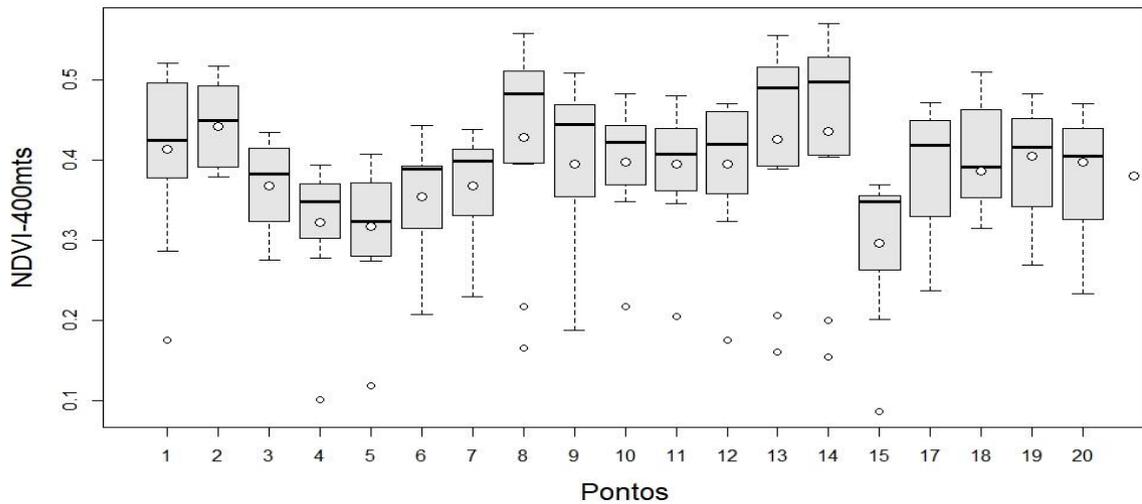


Figura 11. Variabilidade dos valores de NDVI (*buffer* de 400mts), para 19 pontos de amostragem na Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado. Os pontos 1 a 10 estão localizados na borda da e os pontos 11 a 20 no interior da área de estudo.

Entre os anos de 2012 e 2017, não ocorreram incêndios de grandes proporções como os incêndios dos anos interiores (2005 a 2011). Entre 2012 e 2014 não ocorreram baixas nos valores de NBR (Figura 6 e 9). A maioria dos pontos de borda (1 a 10), nos dois *buffers*, apresentaram valores mais baixos de NBR em comparação aos pontos do interior (11 a 20), que em sua maioria apresetaram valores mais altos de NBR (Figura 7 e 10).

Os pontos 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10 e 15 foram classificados de “alto nível do distúrbio” e os pontos 2, 8, 11, 12, 13, 14, 17, 18, 19 e 20 de “baixo nível do distúrbio”. Os valores de NBR nos pontos de “baixo nível do distúrbio” variaram de 0,14 a 0,31 e os de “alto nível do distúrbio” variaram de -0,01 a 0,10. Ocorreu apenas uma divergência na separação dos pontos entre os *buffers*, relativa ao ponto 1. No *buffer* de 200mts, foi considerado de “alto nível do distúrbio” ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,09$; $NDVI_{\text{pós-fogo}} = 0,37$) e no *buffer* de 400mts de “baixo nível do distúrbio” ($NBR_{\text{pós-fogo}} = 0,16$; $NDVI_{\text{pós-fogo}} = 0,41$) (Tabela 2).

Tabela 2. Valores médios dos valores de NBR e NDVI no período pós-fogo, entre os anos de 2005 a 2017, em 19 pontos na Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado (*ad = alto nível de distúrbio e **bd = baixo nível do distúrbio).

Pontos	NBR pós-fogo (200 mts)	NBR pós-fogo (400 mts)	Posição
01	ad*	bd**	Borda
02	bd	bd	Borda
03	ad	ad	Borda
04	ad	ad	Borda
05	ad	ad	Borda
06	ad	ad	Borda
07	ad	ap	Borda
08	bd	bd	Borda
09	ad	ad	Borda
10	ad	ad	Borda
11	bd	bd	Interior
12	bd	bd	Interior
13	bd	bd	Interior
14	bd	bd	Interior
15	ad	ad	Interior
17	bd	bd	Interior
18	bd	bd	Interior
19	bd	bd	Interior
20	bd	bd	Interior

Os valores de ADI variaram entre 1,17 e 2,07 e o valor médio foi de 1,59. Os valores de ACI variaram entre 9081 e 9349, de NDSI entre -0,65 e 0,15, de AEI entre 0,36 e 0,72, de H entre 0,79 e 0,84, e BI entre 4,46 e 13,68. A variabilidade nos valores de NDSI foi a maior dentre todos os índices (CV = 61%), seguida de BI (37%). A variabilidade dos valores de ACI foi a menor dentre todos os índices (1%) (Tabela 3, Anexo II estatística descritiva dos dados brutos).

Tabela 3. Estatística descrita dos valores médios dos índices acústicos.

	Mínimo	Mediana	Média	Máximo	DV	EP	CV (%)
ADI	1,17	1,64	1,59	2,07	0,24	0,05	15
ACI	9081	9188	9200	9349	69	16	1
NDSI	-0,65	-0,35	-0,34	0,15	0,21	0,05	61
AEI	0,36	0,58	0,58	0,72	0,10	0,02	18
H	0,79	0,84	0,84	0,91	0,05	0,01	5
BI	4,46	6,70	7,65	13,68	2,83	0,65	37

Os testes de comparação de médias (testes de hipóteses) mostraram que os valores de ADI e H foram significativamente maiores nos pontos do interior em relação aos pontos da borda e os valores de AEI e BI foram significativamente maiores nos pontos de borda em relação aos pontos do (Figura 12). Porém não foram encontradas diferenças significativas entre os pontos para as variáveis ACI e NDSI (Figura 13).

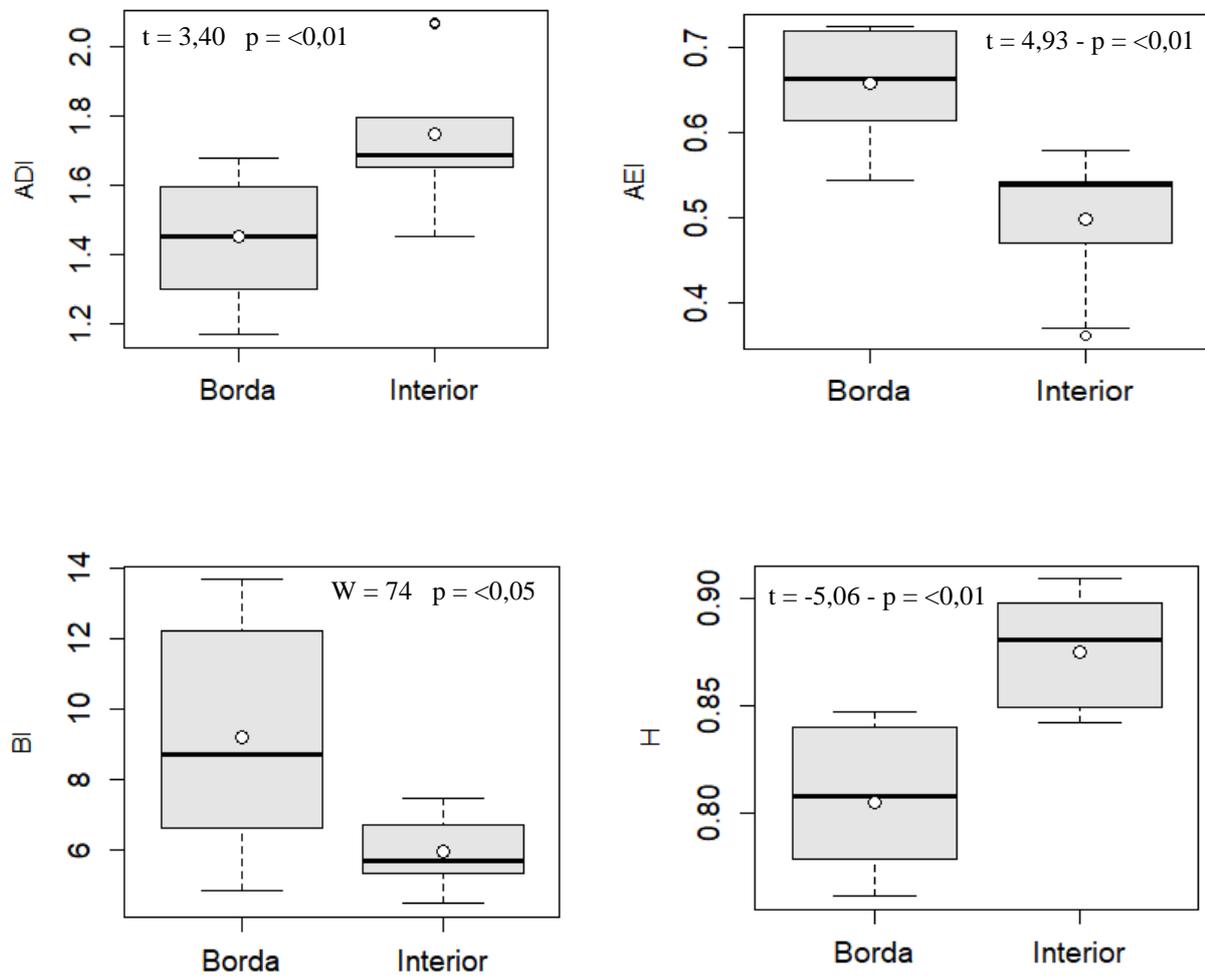


Figura 12. Comparação dos valores dos índices acústicos (ADI, AEI, BI e H) em pontos localizados na borda e pontos localizados no interior da APA Gama e Cabeça de Veado. Para estas variáveis, os pontos da borda diferem significativamente dos pontos do interior.

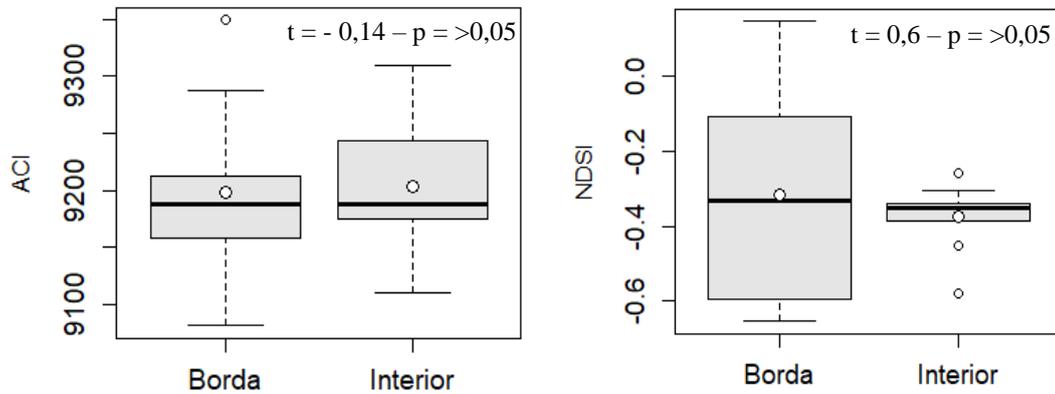


Figura 13. Comparação dos valores dos índices acústicos (ACI e NDSI), entre os pontos de borda e os pontos do interior da APA Gama e Cabeça de Veado. Os pontos da borda não diferiram significativamente dos pontos do interior.

As variáveis ADI, AEI e H diferiram significativamente entre os pontos de “alto nível do distúrbio” e pontos de “baixo nível do distúrbio” (Figura 14). Apesar do ponto 01 ter divergido na separação quanto ao nível do distúrbio entre os *buffers*, isto não afetou os resultados e as variáveis ADI, AEI e H apresentaram o mesmo padrão de resposta para os dois *buffers*. Para as variáveis ACI, BI e NDSI, os pontos não diferiram significativamente (Figura 15).

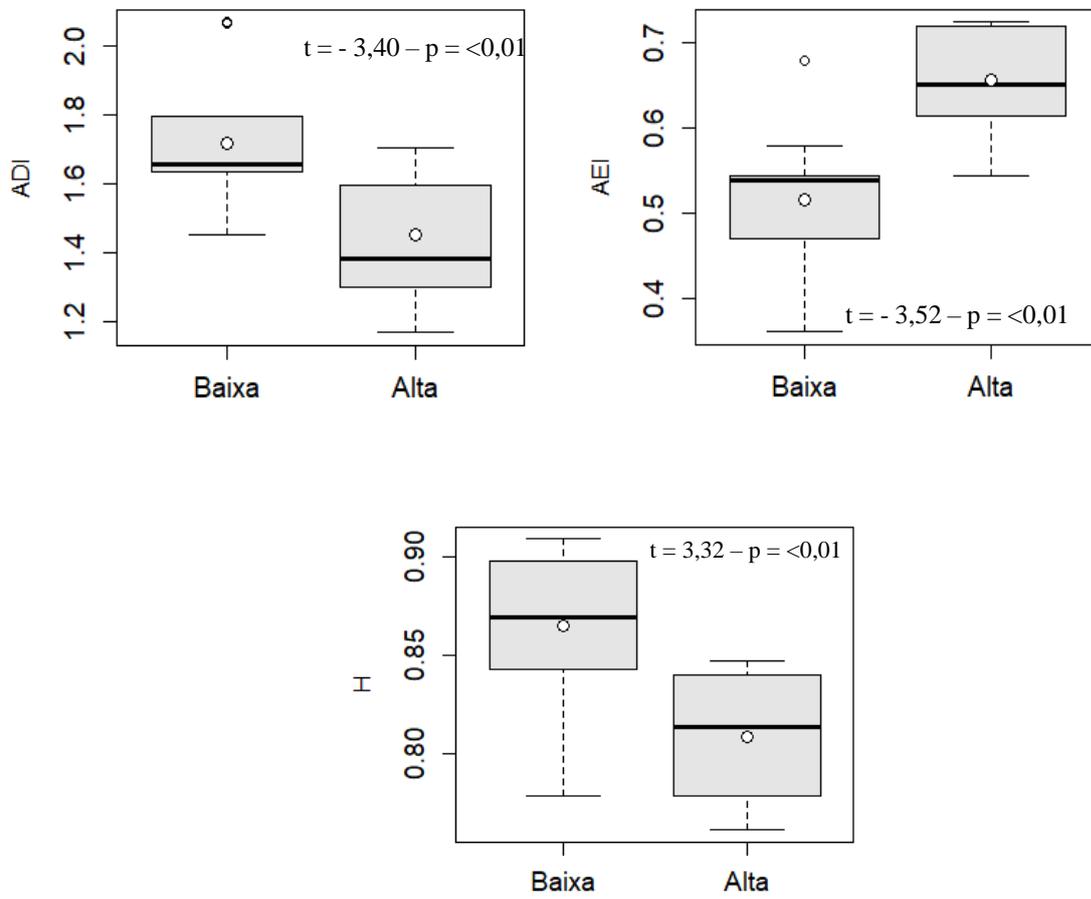


Figura 14. Comparação dos valores dos índices acústicos (ADI, AEI e H), entre os pontos de baixo nível de distúrbio e os pontos de alto nível de distúrbio da Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado.

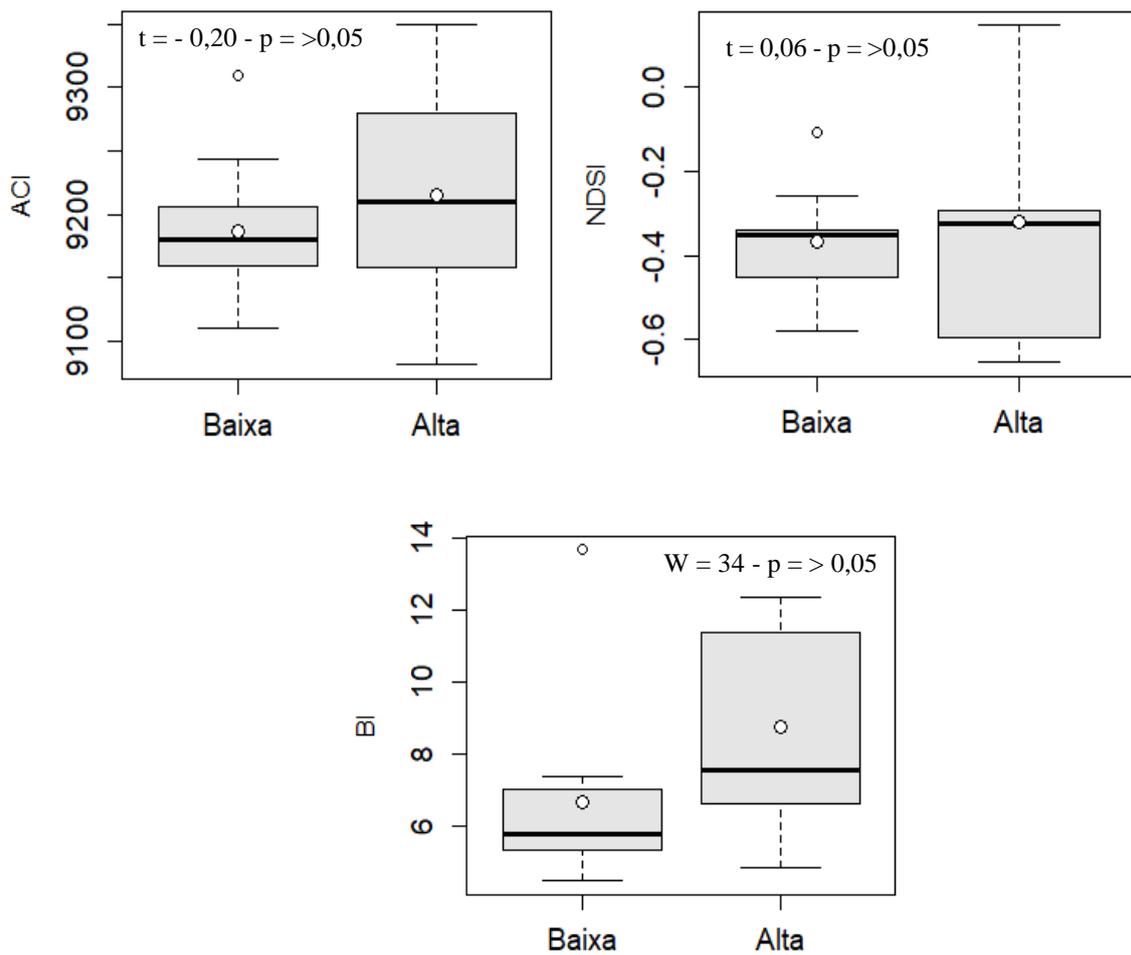


Figura 15. Comparação dos valores dos índices acústicos ACI, NDSI e BI, entre os pontos de baixo nível de distúrbio e alto nível de distúrbio. Os valores não divergiram significativamente.

Todas as variáveis da paisagem foram significativamente relacionadas com ADI ($p = <0,01$) e H ($p = <0,05$) nos dois *buffers*. A heterogeneidade da paisagem, a recuperação da vegetação e proximidades com urbanização e matas de galeria também foram significativamente relacionadas com AEI ($p = <0,01$). Porém a recuperação da vegetação foi mais relacionada ao *buffer* de 200mts e a heterogeneidade da paisagem ao *buffer* de 400mts (Tabela 4). Nenhuma das variáveis da paisagem foi significativamente relacionada com BI.

Tabela 4. Resultado dos modelos lineares generalizados com efeito misto mostrando a relação entre índices acústicos e variáveis da paisagem.

Buffer	Variável resposta	Variáveis explanatórias	p
200 e 400	ADI	Cobertura vegetal Recuperação da vegetação Severidade de fogo Heterogeneidade ambiental Proximidade com urbanização Proximidade com estradas e rodovias Proximidade com matas de galeria	<0,01
200	AEI	Recuperação da vegetação Proximidade com matas de galeria Proximidade com urbanização	<0,01
400		Heterogeneidade ambiental Proximidade com matas de galeria Proximidade com urbanização	<0,01
200 e 400	H	Cobertura vegetal Recuperação da vegetação Severidade de fogo Heterogeneidade da paisagem Proximidade com urbanização Proximidade com estradas e rodovias Proximidade com matas de galeria	<0,05

Discussão

Os anos de 2011 e 2005, que apresentaram aos anos com maiores severidade de fogo, respectivamente, correspondem a dois grandes incêndios que ocorreram na APA. O incêndio de 2005 atingiu 63% da área total do JBB, 70% da EEJBB, parte da FAL e 50% da Reserva do Roncador. Estimou-se que o fogo atingiu aproximadamente 10% de toda a vegetação do DF protegida em reservas ecológicas. A perícia do Corpo de Bombeiros Militar do DF (CBMDF) apontou que o fogo foi provocado por ação antrópica (queima de lixo descontrolada) (Corrêa, 2007) (RECOR-IBGE, 2019). Grande parte dos incêndios que ocorrem no DF e no Brasil são causados por interferência antrópicas. Entre 1979 e 2005, 93% dos incêndios que ocorreram em unidades de conservação no Brasil foram causados por atividades antrópicas e somente 7% foram causados por causas naturais (raios) (IBAMA, 2006)

No ano de 2011 também ocorreu um incêndio de grandes proporções, que atingiu aproximadamente 8.600 hectares da EEJBB e JBB e mais de 95% da área total da Reserva do Roncador, inclusive Matas de Galeria e veredas. Segundo dados do site desta reserva (<https://recor.org.br/caracterizacao-da-area/incendios/>), além dos incêndios citados, ocorreu também um grande incêndio em 1994 que consumiu cerca de 80%, dos 14.000 hectares que compõem essa reserva e outro em 1998, porém de menores proporções. Os relatórios da reserva apontam que estes incêndios, provocaram alterações na vegetação, como a expansão na distribuição de plantas exóticas invasoras e expansão de áreas de capoeira.

Entre os anos de 2012 e 2013, não ocorreu nenhum grande incêndio, embora no ano de 2013, aproximadamente 600 hectares da APA foram atingidos pelo fogo. Ocorreu um aumento de cobertura vegetal entre os anos de 2011 e 2014, o que justifica o fato de 2014 ter apresentado os menores valores de severidade de fogo, apesar de que ocorreram incêndios também neste ano (Melo, 2018; Tassinari, 2018). O ponto 1 foi classificado de “alta perturbação” no *buffer* de 200mts e de “baixa perturbação” no *buffer* de 400mts. Apesar deste ponto estar na borda e perto de áreas urbanizadas, assim como o ponto 2, o aumento no raio do *buffer*, reduziu a distância com matas de galeria a ele adjacentes, o que ocasionou o aumento no valor de NBR e NDVI.

Os pontos 2 e 18, apresentaram os menores valores de severidade de fogo e altos valores de cobertura vegetal. O ponto 2 apresentou a menor severidade de fogo. Apesar de ser um ponto de borda e próximo à urbanização, está rodeado por matas de galeria, que por apresentarem

maior umidade, são mais resistentes à entrada de fogo, este fato é corroborado pelos altos valores de cobertura vegetal mensurados neste ponto.

Os pontos 4, 5 e 15 apresentaram os maiores valores de severidade de fogo. Os resultados entre os buffers não divergiram, exceto quanto à classificação do nível de perturbação do ponto 1. As variáveis ADI, AEI, H e BI divergiram significativamente entre os pontos da borda e os pontos do interior. Porém, somente ADI, AEI e H divergiram entre os diferentes níveis de fogo. ACI e NDSI não divergiram entre os diferentes níveis de fogo. As variações nos índices foram relacionadas a estrutura e cobertura vegetal e heterogeneidade ambiental.

A diversidade, uniformidade e heterogeneidade acústicas foram maiores em habitats menos perturbados e a variabilidade destes atributos foi significativamente relacionada com a estrutura e cobertura da vegetação e à heterogeneidade ambiental. Isso reforça a importância da heterogeneidade ambiental na manutenção da diversidade e a ideia de que as características da vegetação são importantes nas propriedades das assembleias de aves (Woltmann, 2003).

A redução de diversidade em ambientes muito perturbados, ocorre porque muitas espécies não toleram altos níveis de severidade ambiental, representada neste trabalho, pela maior proximidade com urbanização e rodovias, e ainda pela ocorrência de intensos incêndios. Como mencionado, os pontos da borda, apresentarem os valores mais altos de severidade de fogo, o que sugere, que as condições da borda, facilitam a entrada do fogo e a ocorrência deles em maiores intensidades, impedindo, portanto a coexistência de um maior número de espécies (Laiolo et al., 2008).

Aves de savana, respondem à mudanças na estrutura da vegetação (Price et al., 2013; Purificação et al., 2014; Sirami et al., 2009). Próximo às bordas e em habitats sujeitos a intensos distúrbios, ocorre um processo de simplificação do habitat, devido à redução da cobertura vegetal e mudanças da estrutura da vegetação pela passagem do fogo e redução da umidade. Todas essas mudanças nas condições dos habitats de borda, fazem com que a vegetação diminua sua capacidade de atuar como moderadora dos efeitos do fogo sobre as assembleias de aves e ainda reduza sua capacidade de provisão de recursos (Barton et al., 2014). Neste caso, a severidade ambiental impõe condições que restringem a coexistência de muitas espécies, pois diminui a heterogeneidade ambiental (principalmente pela diminuição na disponibilidade e

qualidade dos recursos), ocasiona a exclusão competitiva e desencadeia em diminuição em riqueza nas bordas e em áreas intensamente perturbadas (Stevens et al., 2012; Yang et al., 2015).

Os pressupostos da hipótese da adaptação acústica também reforçam a importância da estrutura da vegetação sobre a aptidão das aves. Como mencionei anteriormente, a estrutura da vegetação tem implicações sobre a eficiência da transmissão dos sinais acústicos. Neste caso, as espécies estão adaptadas ao ambiente em que evoluíram, de modo que a transmissão de seus sinais sonoros são mais eficientes no ambiente em que vivem. Quando o hábitat é alterado, a eficiência na transmissão dos sons pode estar prejudicada e muitas espécies podem dispersar para outras áreas em busca por maior eficiência de comunicação (Boncoraglio and Saino, 2007; Matsinos et al., 2008).

Em um estudo realizado na Mata Atlântica, alguns passeriformes foram mais sensíveis a distúrbios no ambiente. Na medida em que aumentou o processo de fragmentação, algumas espécies alargaram os tamanhos de suas áreas de vida, enquanto outras reduziram o grau de movimentação e se moveram em direção ao interior da mancha, na busca por habitats menos perturbados. Na minha área de estudo, os ruídos das cidades e veículos podem estar funcionando como sinais acústicos que desencadeiam o comportamento de movimentação em direção ao interior do fragmento. Além desta maior antropofonia, há também um incremento de geofonia, principalmente pela ação da chuva e do vento, pois a água da chuva que antes escoava lentamente pela vegetação, até finalmente alcançar a serrapilheira, agora bate diretamente e mais ruidosamente no solo exposto. No mais, a própria redução da cobertura da vegetação aumenta a velocidade de passagem do vento. A dispersão das espécies para áreas mais interiores, pode ocorrer devido a atributos da história de vida da espécie ou a barreiras comportamentais inibitórias, como um instinto de proteção e redução do risco de predação, por exemplo (Hansbauer et al., 2008a, 2008b; Harris and Reed, 2002). No Cerrado, ocorre maior taxa de predação de ninhos em habitats mais perturbados (Borges and Marini, 2010).

Os resultados sugerem que o interior da APA, além de abrigar maior riqueza acústica, pode abrigar maior número de sons raros, que podem estar relacionados à espécies especialistas que realmente habitam mais frequentemente ambientes menos perturbados do que espécies generalistas (Devictor et al., 2008; Devictor et al., 2007).

Nesse sentido, a uniformidade acústica, maior no interior do fragmento e em baixas severidade de fogo, sugere que em habitats mais perturbados prevalece a dominância. A alteração do regime natural do distúrbio, pode alterar a composição e abundância da avifauna,

induzindo a uma redução das espécies nativas e a um processo de homegeinização em favor de espécies generalistas, invasoras e com ampla distribuição (Minor and Urban, 2010; Sanderson et al., 2002; Woltmann, 2003).

O fato dos valores de uniformidade terem sido maiores no interior do fragmento e em habitats com menor severidade de fogo, indica também que nessas áreas há maior partição do nicho acústico. Como o espectro sonoro é limitado, as espécies podem cooperar entre si para maior eficiência de comunicação ou podem competir por um espaço, excluindo outras espécies. Em ambientes com baixa taxas ou livres de antropofonia, há uma gama maior de espaços disponíveis no espectro sonoro, assim a dimensão acústica do nicho pode ser explorada de forma mais completa e as espécies cooperam para um ajuste evolutivo. Porém, ruídos adicionais ao espaço acústico das aves (como antropofonia e geofonia), reduzem a gama de porções disponíveis no ambiente acústico, pois passa a ocupar frequências que antes eram utilizadas pelas aves. Além de causar interferência na transmissão dos sinais biofônicos e reduzir a eficiência na comunicação, podem aumentar a competição entre as aves por uma banda de frequência no espectro sonoro e então menos espécies podem conviver no mesmo habitat, predominando a exclusão competitiva (Begon and Harper, 2006). Algumas aves conseguem cantar em amplitudes mais altas na tentativa de impedir o mascaramento do canto pela antropofonia. Mas mesmo assim, o indivíduo ainda é prejudicado pois este comportamento adiciona mais custo à atividade de canto e exige maior exibição vocal e maior despêndio de energia, que poderia ser utilizada para forrageamento, por exemplo. Tudo isso pode acarretar redução na aptidão do indivíduo (Brumm, 2004).

Aves que adquirem o canto por aprendizado, apresentam plasticidade acústica. Inclusive, diferentes populações de uma mesma espécie, podem apresentar dialetos de acordo com a distribuição geográfica, influenciadas mais pelo ambiente acústico em que vivem do que por diferenças genéticas entre os indivíduos. Isso lhes confere vantagem adaptativa. Ao ajustarem a frequência do canto em acordo com os níveis de ruídos do ambiente, impedem que seus chamados sejam mascarados. Espécies sem esta plasticidade, são mais sensíveis à poluição acústica, o que as limita de colonizarem ou de serem bem sucedidas em ambientes acusticamente novos (Ríos-Chelén et al., 2012).

A hipótese do nicho acústico pressupõe que em ambientes submetidos a baixos níveis de distúrbios, as espécies tiveram maior tempo evolutivo para uma otimização do espaço acústico, logo, apresentam maior complexidade acústica e maior coordenação dos cantos e

vocalizações. Ao passo que em habitats submetidos a regimes severos de distúrbios, as assembleias apresentam menor estruturação do espaço acústico, devido menor tempo evolutivo para um ajuste da comunicação (Pijanowski et al., 2011b). No meu estudo, a complexidade acústica, representada por ACI, não divergiu entre os diferentes níveis de distúrbio. Como arguido anteriormente, a APA é submetida a intensos e frequentes incêndios, isso sugere, que o regime de fogo severo ao qual a área é submetida, pode estar impedindo que a comunidade acústica progrida no sentido da otimização acústica, e isso pode explicar o fato de ACI não ter divergido entre os pontos.

No mais, valores altos de ACI estão positivamente associados com proximidade a rodovias e fontes de antropofonia, em diferentes escalas temporais. Em habitats livres de poluição sonora, as espécies transmitem os sinais acústicos sem interferência, portanto em menores intensidades. Em habitats acusticamente perturbados, ocorre o processo contrário. Os indivíduos na tentativa de tornar seus cantos mais conspícuos e se fazerem ouvir pelos receptores, vocalizam em intensidades mais altas, sugerindo a expressão de mecanismos compensatórios (Duarte et al., 2015; Pieretti and Farina, 2013). Estes resultados contrariam a hipótese que formulei sobre ACI, na qual esperava encontrar valores mais altos deste índice em áreas com menores níveis de distúrbios.

A abundância acústica, representada por BI, não divergiu entre os diferentes níveis do distúrbio. Ao contrário do que eu esperava, a abundância foi mais alta nos pontos de borda em relação aos pontos do interior (BI). Este resultado somado aos demais, indica que a riqueza acústica é menor nas bordas, porém os indivíduos podem estar em maior número. As bordas podem estar passando por um processo de homeginização, em favor de espécies generalistas que estão prosperando e aumentando consideravelmente em abundância ou em maior atividade acústica de modo semelhante aos mecanismos compensatórios que citei acima (Duarte et al., 2015). A prevalência de biofonia em relação à antropofonia não divergiu nos gradientes borda-interior e alta-baixa perturbação como eu havia previsto. No Cerrado o NDSI responde à complexidade estrutural do habitat (Machado et al., 2017). No meu caso, os dados sugerem que o esforço amostral para esta variável pode ter sido insuficiente.

Conclusão

O espaço acústico da avifauna em fitofisionomias abertas do Cerrado é afetado de forma diferenciada, de acordo com diferentes níveis de distúrbios. Regimes severos de distúrbios foram associados a menores biodiversidade, heterogeneidade e uniformidade acústicas. Especificamente, maior proximidade com urbanização e estradas e incêndios estão associados a menores diversidade, uniformidade e heterogeneidade do espaço acústico da avifauna.

Adicionalmente, o uso de índices acústicos para identificar habitats com diferentes níveis de distúrbios foi uma abordagem eficiente. Os índices ADI, AEI e H, foram os índices que melhor diferenciaram os ambientes mais perturbados dos ambientes menos perturbados. As variáveis da paisagem mais associadas a mudanças no espaço acústico, provocados por distúrbios, foram a estrutura e cobertura vegetal e a heterogeneidade ambiental. O NBR foi uma ferramenta eficiente para separar os ambientes em acordo com o grau de impacto pelo fogo.

Minhas hipóteses em relação à complexidade acústica, prevalência de biofonia e atividade acústica das aves foram refutadas. Os valores de abundância acústica variaram de forma oposta ao que eu esperava, pois foram maiores nas bordas do que no centro do fragmento. Por fim, entendo que os distúrbios, na área de estudo, estão funcionando como um filtro ambiental, modificando a estrutura e composição das assembleias de aves.

Considerações finais

Neste trabalho apresentei e validei uma abordagem de fácil uso, com um método não invasivo e que apresenta respostas ecológicas satisfatórias para resolução de problemas que demandem respostas rápidas, como as questões que envolvem conservação da biodiversidade. A partir do meu estudo, entendo que apesar de toda a ocupação da APA Gama e Cabeça de Veado, ela ainda abriga parcela da diversidade da avifauna do Cerrado, e é possível, manter estas populações de aves viáveis, desde que seja feito um manejo adequado do fogo e que o processo de fragmentação seja zerado.

É possível manter ambientes com qualidade ambiental próximos à urbanização, desde que os planos de manejo contenham gestão adequada dos regimes dos distúrbios. De acordo com meus resultados, indico que para proteção da avifauna, em fitofisionomias abertas do

Cerrado, em unidades de proteção urbanas, é mais relevante uma única área de proteção grande do que várias áreas pequenas de mesma extensão (a fim de reduzir o efeito de borda) e com uma ampla zona de amortecimento. Meus resultados indicam que regimes severos de queima não são boas estratégias para conservação da biodiversidade de espécies de aves de fitofisionomias abertas do Cerrado. Sugiro que planos de manejo considerem regimes de fogo intermediários. Por fim, sugiro que estudos futuros investiguem os padrões do espaço acústico da avifauna do Cerrado em diferentes escalas temporais (diárias, sazonais e anuais), testando diferentes índices acústicos e índices de vegetação.

Referências Bibliográficas

- Alcock, J., 2011. *Comportamento Animal – Uma Abordagem Evolutiva*, 9ª. ed. Artmed. <https://doi.org/10.1590/S1413-294X2008000100011>
- Alquezar, R., Machado, R.B., 2015. Comparisons Between Autonomous Acoustic Recordings and Avian Point Counts in Open Woodland Savanna. <https://doi.org/10.1676/14-104.1>
- Alves, M.A., Cavalcanti, R., 1990. *ninhos, ovos e crescimento de filhotes de Neothraupis fasciata.pdf*.
- Amarasekare, P., 2003. Competitive coexistence in spatially structured environments: A synthesis. *Ecol. Lett.* 6, 1109–1122. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00530.x>
- Andreae, M.O., 1991. *Biomass burning- Its history , use , and distribution and its impact on environmental quality and global climate*. MIT Press, Cambridge.
- Azevedo, C.S., Barçante, L., Teixeira, C., 2018. *Comportamento animal.pdf*, 1ª edição. ed. Editora e Livraria Appris Ltda., Curitiba.
- Barton, P.S., Ikin, K., Smith, A.L., Macgregor, C., Lindenmayer, D.B., 2014. Vegetation structure moderates fire effects on bird assemblages in a heterogeneous landscape. *Vegetation structure moderates the effect of fire on bird assemblages in a heterogeneous landscape*. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0017-z>
- Batalha, M.A., 2011. O Cerrado não é um bioma. *Biota Neotrop.* 11, 21–24.
- Beale, C., Mustaphi, C.J., Morrison, T., Archibald, S., Anderson, T., 2018. Pyrodiversity interacts with rainfall to increase bird and mammal richness in African savannas. *Ecol. Lett.* 21, 557–567. <https://doi.org/10.1111/ele.12921>

- Begon, M., Townesend, C., Harper, C., 2006. Ecology, from Individuals to Ecosystems. Blackwell.
- Blumstein, D.T., Mennill, D.J., Clemins, P., Girod, L., Yao, K., Patricelli, G., Deppe, J.L., Krakauer, A.H., Clark, C., Cortopassi, K.A., Hanser, S.F., Mccowan, B., Ali, A.M., Kirschel, A.N.G., 2011. Acoustic monitoring in terrestrial environments using microphone arrays: Applications, technological considerations and prospectus. *J. Appl. Ecol.* 48, 758–767. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01993.x>
- Boelman, N., Asner, G., Hart, P., Martin, E., 2007. Multi-trophic invasion resistance in hawaii: bioacoustics, field surveys, and airborne remote sensing. *Ecol. Apl.* 17, 2137–2144.
- Boelman, N.T., Rocha, A. V, Shaver, G.R., 2011. Understanding burn severity sensing in Arctic tundra : exploring vegetation indices , suboptimal assessment timing and the impact of increasing pixel size. *Int. J. Remote Sens.* 32, 7033–7056. <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.611187>
- Boncoraglio, G., Saino, N., 2007. Habitat structure and the evolution of bird song : a meta-analysis of the evidence for the acoustic 134–142. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2006.01207.x>
- Boone Kauffman, J., Cummings, D.L., Ward, D.E., 1994. Relationships of Fire, Biomass and Nutrient Dynamics along a Vegetation Gradient in the Brazilian Cerrado. *J. Ecol.* 82, 519–531. <https://doi.org/10.2307/2261261>
- Borges, F.J., Marini, M., 2010. Birds nesting survival in disturbed and protected Neotropical savannas Birds nesting survival in disturbed and protected Neotropical savannas. *Biodivers. Conserv.* 19, 223–236. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9718-z>
- Brawn, J., Robinson, S., Thompson III, F., 2001. The role of disturbance in the ecology and conservation of birds. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32, 251–76.
- Braz, V., Cavalcanti, R., 2001. A representatividade de áreas protegidas do Distrito Federal na conservação da avifauna do Cerrado. *Ararajuba* 9, 61–69.
- Brumm, H., 2004. The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird 434–440.
- Bustamante, M.M., Medina, E., Asner, G.P., Nardoto, G.B., Garcia-Montiel, 2006. Nitrogen

- cycling in tropical and temperate savannas 209–237. <https://doi.org/10.1007/s10533-006-9006-x>
- Carvalho, C.B., Macedo, R.H.F., Graves, J.A., 2006. Breeding strategies of a socially monogamous Neotropical passerine : extra-pair fertilizations , behavior , and morphology. *Condor* 108, 579–590. [https://doi.org/10.1650/0010-5422\(2006\)108](https://doi.org/10.1650/0010-5422(2006)108)
- Carvalho, D.L., Sousa-Neves, T., Cerqueira, P.V., Gonsioroski, G., Silva, S.M., Silva, D.P., Santos, M.P.D., 2017. Delimiting priority areas for the conservation of endemic and threatened Neotropical birds using a niche-based gap analysis. *PLoS One* 12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171838>
- Chen, G., Metz, M.R., Rizzo, D.M., Meentemeyer, R.K., 2015. Mapping burn severity in a disease-impacted forest landscape using Landsat and MASTER imagery. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 40, 91–99. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.04.005>
- Chesson, P., 2000. Mechanisms of Maintenance of Species Diversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 31, 343–366. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.343>
- Christianini, A. V, Oliveira, P.S., 2010. Birds and ants provide complementary seed dispersal in a neotropical savanna 573–582. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01653.x>
- Connell, J., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* (80-.). 173, 771–780. <https://doi.org/10.1126/science.173.3999.771>
- Corrêa, S.C., 2007. A influência dos sistemas climáticos sobre os incêndios florestais: estudo de caso: evento de incêndio ocorrido em setembro de 2005 no Jardim Botânico de Brasília. Universidade de Brasília.
- Coutinho, L.M., 2006. O conceito de bioma. *Acta Botânica Bras.* 20, 13–23. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000100002>
- Dantas, V., Batalha, M., Pausas, J., 2013. Fire drives functional thresholds on the savanna–forest transition. *Ecology* 94, 2454–2463. <https://doi.org/10.1890/12-1629.1>
- Dantas, V. de L., Pausas, J.G., Batalha, M.A., de Paula Loiola, P., Cianciaruso, M.V., 2012. The role of fire in structuring trait variability in Neotropical savannas. *Oecologia* 171, 487–494. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2431-8>
- Devictor, V., Juliard, R., Jiguet, F., 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation.

<https://doi.org/10.1111/j.2008.0030-1299.16215.x>

- Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Lee, A., Jiguet, F., 2007. Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conserv. Biol.* 21, 741–751. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00671.x>
- Digby, A., Towsey, M., Bell, B.D., Teal, P.D., 2013. A practical comparison of manual and autonomous methods for acoustic monitoring 4, 675–683.
- Dornelas, M., 2010. Disturbance and change in biodiversity. *Phil. Trans. R. Soc. B* 365, 3719–3727. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0295>
- Duarte, M.H.L., Sousa-lima, R.S., Young, R.J., Farina, A., Vasconcelos, M., Rodrigues, M., Pieretti, N., 2015. The impact of noise from open-cast mining on Atlantic forest biophony. *BIOC* 191, 623–631. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.006>
- Duca, C., Marini, A., 2011. Variation in Breeding of the Shrike-like Tanager in Central Brazil 132, 259–265. <https://doi.org/10.1676/10-116.1>
- Duca, C., Marini, M., 2014. Territorial system and adult dispersal in a cooperative-breeding tanager Territorial system and adult dispersal in a cooperative-breeding tanager. *Ornithol. Adv.* 131, 32–40. <https://doi.org/10.1642/AUK-13-005.1>
- Duchardt, C., Porensky, L., Augustine, D., Beck, J., 2018. Disturbance shapes avian communities on a grassland – sagebrush ecotone. *Ecosphere* 9. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2483>
- Durigan, G., Leitão-Filho, H., Rodrigues, R., 1994. Phytosociology and structure of a frequent burnt cerrado vegetation in SE-Brazil. *Flora* 189, 153–160.
- Durigan, G., Ratter, J.A., 2016. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *J. Appl. Ecol.* 53, 11–15. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12559>
- Escuin, S., Navarro, R., Fernández, P., 2008. Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. *Int. J. Remote Sens.* 29, 1053–1073. <https://doi.org/10.1080/01431160701281072>
- Farina, A., 2014. *Soundscape Ecology: Principles, Patterns, Methods, and Applications*. Springer Netherlands, Dordrecht.

- Farina, A., Pieretti, N., 2013. Sonic environment and vegetation structure : A methodological approach for a soundscape analysis of a Mediterranean maqui. *Ecol. Inform.* <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.10.008>
- Farina, A., Pieretti, N., Piccioli, L., 2011. The soundscape methodology for long-term bird monitoring: A Mediterranean Europe case-study. *Ecol. Inform.* 6, 354–363. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2011.07.004>
- Felfili, J.M., Santos, A.A., 2004. Diretrizes para o plano de manejo da APA Gama e Cabeça de Veado.
- Ferreira, L.G., Yoshioka, H., Huete, A., Sano, E.E., 2003. Seasonal landscape and spectral vegetation index dynamics in the Brazilian Cerrado: An analysis within the Large-Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazônia (LBA). *Remote Sens. Environ.* 87, 534–550. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2002.09.003>
- Ferreira, L.M., Oliveira, E.G., Lopes, L.C., Brito, M.R., Baumgarten, J., Rodrigues, F.H., Sousa-lima, R.S., 2018. What do insects , anurans , birds , and mammals have to say about soundscape indices in a tropical savanna 1–17.
- Fox, J.W., 2013. The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. *Trends Ecol. Evol.* 28, 86–92. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.08.014>
- Francisco, M., Lunardi, V., Galetti, M., 2007. Bird attributes, plant characteristics, and seed dispersal of *Pera glabrata* (Schott, 1858), (Euphorbiaceae) in a disturbed cerrado area. *Brazilian J. Biol.* 67, 627–634. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842007000400006>
- Françoso, R.D., Brandão, R., Nogueira, C.C., Salmons, Y.B., Machado, R., Colli, G., 2015. Natureza & Conservação Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Nat. Conserv.* 35–40. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.04.001>
- Galetti, M., Guevara, R., Côrtes, M.C., Fadini, R., Von Matter, S., Leite, A.B., Labacca, F., Ribeiro, T., Carvalho, C.S., Collevatti, R.G., Pires, M.M., Guimarães, P.R., Brancalion, P.H., Ribeiro, M.C., Jordano, P., 2013. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. *Science* (80-.). 340, 1086–1090. <https://doi.org/10.1126/science.1233774>
- Gasc, A., Gottesman, B.L., Francomano, D., Jung, J., Durham, M., Mateljak, J., Pijanowski,

- B.C., 2018. Soundscapes reveal disturbance impacts: biophonic response to wildfire in the Sonoran Desert Sky Islands. *Landsc. Ecol.* 33, 1399–1415. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0675-3>
- Gasc, A., Pavoine, S., Lellouch, L., Grandcolas, P., Sueur, J., 2015. Acoustic indices for biodiversity assessments: Analyses of bias based on simulated bird assemblages and recommendations for field surveys. *Biol. Conserv.* 191, 306–312. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.018>
- Gibson, D.J., 1996. Textbook Misconceptions : Climax Concept of Succession. *Am. Biol. Teach.* 58, 135–140.
- Gomes, L., Miranda, H.S., Maria, M., 2018. How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome? *For. Ecol. Manage.* 417, 281–290. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.032>
- Gomez, W., Isaza, C., Daza, J., 2018. Identifying disturbed habitats: a new method from acoustic indices. *Ecol. Inform.* <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2018.03.001>
- Guerta, R. et al., 2011. (Myrsinaceae) seeds in a cerrado fragment in southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 11.
- Hannah, D., Woinarski, J.C.Z., Catterall, C.P., McCosker, J.C., Thurgate, N.Y., Fensham, R.J., 2007. Impacts of clearing, fragmentation and disturbance on the bird fauna of Eucalypt savanna woodlands in central Queensland, Australia. *Austral Ecol.* 32, 261–276. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01683.x>
- Hansbauer, M.M., Storch, I., Leu, S., Nieto-Holguin, J.P., Pimentel, R.G., Knauer, F., Metzger, J.P.W., 2008a. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic rainforest. *Biol. Conserv.* 141, 782–791. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.01.002>
- Hansbauer, M.M., Storch, I., Pimentel, R.G., Metzger, J.P., 2008b. Comparative range use by three Atlantic Forest understory bird species in relation to forest fragmentation. *J. Trop. Ecol.* 24, 291–299. <https://doi.org/10.1017/S0266467408005002>
- Haridasan, M., 2000. Nutrição mineral de plantas nativas do Cerrado. *R. Bras. Fisiol. Veg.* 12, 54–64. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2009.00942.x>
- Harris, R.J., Reed, J.M., 2002. Behavioral barriers to no movements of birds. *Ann. Zool. Fenn.*

39, 275–290.

- Herrando, S., Brotons, L., Llacuna, S., 2003. Does fire increase the spatial heterogeneity of bird communities in Mediterranean landscapes? *Ibis* (Lond. 1859). 145, 307–317. <https://doi.org/10.1046/j.1474-919X.2003.00155.x>
- Hobbs, R.J., Huenneke, L.F., 1992. Disturbance , Diversity , and Invasion : Implications for Conservation 6, 324–337.
- Kasten, E.P., Gage, S.H., Fox, J., Joo, W., 2012. The Remote Environmental Assessment Laboratory ' s Acoustic Library : An archive for studying soundscape ecology. *Ecol. Inform.*
- Keeley, J., 2009. Fire intensity , fire severity and burn severity : A brief review and suggested usage. *Int. J. Wildl. Fire* 116–126. <https://doi.org/10.1071/WF07049>
- Keeley, J.E., Brennan, T.J., 2012. Fire-driven alien invasion in a fire-adapted ecosystem. *Oecologia* 169, 1043–1052. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2253-8>
- Krause, B., 1987. Bioacústica: Habitat ambience and Ecological balance.
- Krause, B.L., 1993. The Niche Hypothesis: A Virtual Symphony of Animal Sounds, The Origins of Musical Expression and the Health of Habitats. *Soundscape Newsl.* 6–10. <https://doi.org/10.7499/j.issn.1008-8830.2014.05.001>
- Laiolo, P., Vogeli, M., Serrano, D., Tella, J., 2008. Song Diversity Predicts the Viability of Fragmented Bird Populations. *PLoS One* 3, 1–6. <https://doi.org/10.1371/Citation>
- Laranjeiras, T.O., Moura, N.G. De, Cardoso, L., Vieira, G., Angelini, R., Carvalho, A.R., 2012. Studies on Neotropical Fauna and Environment Bird communities in different phytophysionomies of the cerrado biome 37–41. <https://doi.org/10.1080/01650521.2012.660779>
- Leach, E., Burwell, C., Ashton, L., Jones, D., Kitching, R., 2013. Comparison of point counts and automated acoustic monitoring : detecting birds in a rainforest biodiversity survey.
- Li, P., Jiang, L., Feng, Z., 2014. Cross-comparison of vegetation indices derived from landsat-7 enhanced thematic mapper plus (ETM+) and landsat-8 operational land imager (OLI) sensors. *Remote Sens.* 6, 310–329. <https://doi.org/10.3390/rs6010310>

- Lindenmayer, D.B., Candy, S.G., MacGregor, C.I., Banks, S.C., Westgate, M., Ikin, K., Pierson, J., Tulloch, A., Barton, P., 2016. Do temporal changes in vegetation structure additional to time since fire predict changes in bird occurrence? *Ecol. Appl.* 26, 2267–2279. <https://doi.org/10.1002/eap.1367>
- Lopes, L.E., Fernandes, A.M., Medeiros, M.C.I., Angelo, M., 2016. A classification scheme for avian diet types. *J. F. Ornithol.* 01–14. <https://doi.org/10.1111/jof.12158>
- Macarthur, R.H., Macarthur, J.W., 1961. On Bird Species Diversity. *Ecol. Soc. Am.* 42, 594–598.
- Macedo, R.H., 2008. Neotropical model systems: Social and mating behavior of birds. *Ornitol Neotrop* 19, 85–93.
- Machado, N., Loyola, R.D., 2013. A Comprehensive Quantitative Assessment of Bird Extinction Risk in Brazil. *PLoS One* 8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0072283>
- Machado, R.B., Aguiar, L., Jones, G., 2017. Do acoustic indices reflect the characteristics of bird communities in the savannas of Central Brazil? *Landsc. Urban Plan.* 162, 36–43. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.01.014>
- Manica, L., Marini, A., 2012. Helpers at the nest of White-banded Tanager *Neothraupis fasciata* benefit male breeders but do not increase reproductive success. *J. Ornithol.* 153, 149–159. <https://doi.org/10.1007/s10336-011-0718-x>
- Manica, L., Telles, M., Dias, M., 2010. Bird richness and composition in a Cerrado fragment in the State of São Paulo 70, 243–254.
- Marini, M., 1992. Foraging Behavior and Diet of the Helmeted Manakin. *Condor* 94, 151–158. <https://doi.org/10.2307/1368804>
- Marini, M., Barbet-massin, M., Lopes, L., Jiguet, F., 2009. Major current and future gaps of Brazilian reserves to protect Neotropical savanna birds. *Biol. Conserv.* 142, 3039–3050. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.08.002>
- Marini, M., Garcia, F., 2005. Bird Conservation in Brazil. *Conserv. Biol.* 19, 665–671.
- Matsinos, Y.G., Mazaris, A.D., Papadimitriou, K., Mniestris, A., 2008. Spatio-temporal variability in human and natural sounds in a rural landscape. *Landsc. Ecol.* 23, 945–959. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9250-7>

- Melo, R., 2018. Dinâmica de ocorrência de incêndios florestais em unidade de conservação influenciada por diversos usos e cobertura do solo : APA Gama e Cabeça de Veado – DF Dinâmica de ocorrência de incêndios florestais em unidade de conservação influenciada por diverso. Universidade de Brasília.
- Menezes, C.T., Angelo, M., 2017. Predators of bird nests in the Neotropics : a review 88, 99–114. <https://doi.org/10.1111/jofo.12203>
- Merchant, N.D., Frstrup, K.M., Johnson, M.P., Tyack, P.L., Matthew, J., Blondel, P., Parks, S.E., 2015. Measuring acoustic habitats 257–265. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12330>
- Minor, E., Urban, D., 2010. Forest bird communities across a gradient of urban development. *Urban Ecosyst.* 13, 51–71. <https://doi.org/10.1007/s11252-009-0103-1>
- Miranda, A., Miranda, H., 1993. Efeitos de diferentes regimes de queima na estrutura e dinâmica de comunidades de cerrado. Brasília.
- Miranda, H., Sato, M., Neto, W., Aires, F., 2009. Fire in the cerrado, the Brazilian savanna in *Tropical Fire Ecology*. Springer.
- Miranda, H.S., Bustamante, M.M.C., Miranda, A.C., 2002. The Fire factor in The Cerrados of Brazil, 1ª. ed, *The Cerrados of Brazil*. Columbia University Press, New York. <https://doi.org/10.7312/oliv12042-019>
- Mistry, J., 1998. Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. *Prog. Phys. Geogr.* 22, 425–448. <https://doi.org/10.1191/030913398668494359>
- Morton, E.S., 1975. Ecological Sources of Selection on Avian Sounds. *Am. Nat.* 109, 17–34. <https://doi.org/10.1086/282971>
- Musso, C., Miranda, H.S., Soares, A.M.V., Loureiro, S., 2014. Biological activity in Cerrado soils : evaluation of vegetation, fire and seasonality effects using the “ bait-lamina test ” Biological activity in Cerrado soils : evaluation of vegetation , fire and seasonality effects using the “ bait-lamina test .” *Plant Soil* 383. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2233-3>
- Nardoto, G.B., Bustamante, M.M.D.C., 2003. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. *Pesqui. Agropecu. Bras.* 38, 955–962. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2003000800008>
- Nardoto, G.B., Maria, M., Pinto, A.S., Klink, C.A., 2006. Central Brazil and impacts of fire

- Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire. <https://doi.org/10.1017/S0266467405002865>
- O'Reilly, L., Ogada, D., Palmer, T., Keesing, F., 2006. Effects of fire on bird diversity and abundance in an East African savanna. *Afr. J. Ecol.* 44, 165–170. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-0994-1>
- Paulino, H., Assis, P.C., Vilela, L.A., Curi, N., Carneiro, M.A., 2015. Campos de Murundus: gênese, paisagem, importância ambiental e impacto da agricultura nos atributos dos solos.
- Petratis, P., Latham, R., Niesenbaum, R., 1989. The maintenance of Species Diversity by disturbance. *Q. Rev. Biol. Rev. Biol.* 64, 393–418.
- Pickett, S.T.A., White, P.S., 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*, 1^a. ed, The Journal of Animal Ecology. Academic Press. <https://doi.org/10.2307/5048>
- Pieretti, N., Duarte, M., Sousa-lima, R.S., Rodrigues, M., 2015. Determining Temporal Sampling Schemes for Passive Acoustic Studies in Different Tropical Ecosystems Determining temporal sampling schemes for passive acoustic studies in different tropical ecosystems. <https://doi.org/10.1177/194008291500800117>
- Pieretti, N., Farina, A., 2013. Application of a recently introduced index for acoustic complexity to an avian soundscape with traffic noise. <https://doi.org/10.1121/1.4807812>
- Pieretti, N., Farina, A., Morri, D., 2011. A new methodology to infer the singing activity of an avian community: The Acoustic Complexity Index (ACI). *Ecol. Indic.* 11, 868–873. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.11.005>
- Pijanowski, B., Farina, A., Gage, S., Dumyahn, S., Krause, B., 2011a. What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. *Landsc. Ecol.* <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9600-8>
- Pijanowski, B., Villanueva-rivera, L., Dumyahn, S., Farina, A., Krause, B., Napoletano, B., Stuart, H., Pieretti, N., 2011b. Soundscape Ecology: The Science of Sound in the Landscape 61, 203–216. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.3.6>
- Pinheiro, E., Durigan, G., 2009. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade. *Rev. Bras. Bot* 32, 441–454.
- Pivello, V.R., Oliveras, I., Miranda, H.S., Haridasan, M., Sato, M.N., Meirelles, S.T., 2010. Effect of fires on soil nutrient availability in an open savanna in Central Brazil. *Plant Soil*

- 337, 111–123. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0508-x>
- Price, B., Mcalpine, C.A., Kutt, A.S., Ward, D., Phinn, S.R., Ludwig, J.A., 2013. Disentangling How Landscape Spatial and Temporal Heterogeneity Affects Savanna Birds. *PLoS One* 8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0074333>
- Purificação, K., Pascotto, M., Pedrom, F., Mayara, J., 2014. Interactions between frugivorous birds and plants in savanna and forest formations of the Cerrado. *Biota Neotrop.* 14.
- Ragusa-Netto, J., 2001. SENTINELS IN *Saltator atricollis* (PASSERIFORMES : EMBERIZIDAE). *Rev. Bras. Biol.* 61, 317–322.
- Ragusa-Netto, J., 2000. Raptors and “campo-cerrado” bird mixed flock led by *Cypsnagra hirundinacea* (Emberizidae : Thraupinae). *Rev. Bras. Biol.* 60, 461–467.
- Ragusa-Netto, J., 1997. 02. Ragusa-Netto, 1997. Seasonal variation in foraging behavior of *Cypsnagra hirundinacea* in the campo-cerrado.pdf. *Ararajuba* 72–75.
- Rajan, S.C., Jaishanker, K.A.R., Sarojkumar, N.P.S. V, 2018. Rapid assessment of biodiversity using acoustic indices. *Biodivers. Conserv.* <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1673-0>
- Ríos-Chelén, A.A., Salaberria, C., Barbosa, I., Macías Garcia, C., Gil, D., 2012. The learning advantage: Bird species that learn their song show a tighter adjustment of song to noisy environments than those that do not learn. *J. Evol. Biol.* 25, 2171–2180. <https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2012.02597.x>
- Roitman, I., Felfili, J.M., Rezende, A. V., 2008. Tree dynamics of a fire-protected cerrado sensu stricto surrounded by forest plantations, over a 13-year period (1991-2004) in Bahia, Brazil. *Plant Ecol.* 197, 255–267. <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9375-9>
- Sall, B., Jenkins, M.W., Pushnik, J., 2013. Retrospective analysis of two Northern California wild-land fires via Landsat five satellite imagery and Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). *Open J. Ecol.* 3, 311–323. <https://doi.org/10.4236/oje.2013.34036>
- Sanderson, E.W., Jaithe, M., Levy, M.A., Redford, K.H., Wannebo, A.V., Woolmes, G., 2002. The Human Footprint and the Last of the Wild. *Bioscience* 52, 891.
- Schafer, R., 1977. *The soundscape: our sonic environment and the tuning of the world.* Destiny Books, Rochester.
- Schmidt, I.B., Fonseca, C.B., Ferreira, M.C., Sato, M.N., 2016. *Experiências Internacionais de*

- Manejo Integrado do Fogo em Áreas Protegidas – Recomendações para Implementação de Manejo Integrado de Fogo no Cerrado. *Biodiversidade Bras.* 6, 41–54.
- Shonfield, J., Bayne, E.M., 2017. Autonomous recording units in avian ecological research: current use and future applications. *Avian Conserv. Ecol.* 12, art14. <https://doi.org/10.5751/ACE-00974-120114>
- Silva, J.C. da, Bates, J., 2002. Hotspot: The Cerrado, which includes both forest and savanna habitats, is the second largest South American biome, and among the most threatened on the continent. *Bioscience* 52.
- Silva, G.B., Pedroni, F., 2014. Frugivoria por aves em área de cerrado no município de Uberlândia, Minas Gerais. *Rev. Árvore* 433–442.
- Silva, I.S., 1983. Alguns Aspectos da Ciclagem de Nutrientes em uma Área de Cerrado (Brasília, D. F.): Chuva, Produção e Decomposição de Litter. Universidade de Brasília.
- Silva, J.M., 1995. Avian inventory of the cerrado region , South America : implications for biological conservation. *Bird Conserv. Int.* 291–304. <https://doi.org/10.1017/S0959270900001052>
- Silva, J.M., Santos, M.P., 2005. A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. In In A. Scariot, J. C. Sousa-Silva, & J. M. Felfili (Eds.), *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*.
- Silva, M., Batalha, M., 2008. Soil – vegetation relationships in cerrados under different fire frequencies. *Plant Soil* 311, 87–96. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9660-y>
- Sirami, C., Seymour, C., Midgley, G., Barnard, P., 2009. The impact of shrub encroachment on savanna bird diversity from local to regional scale. *Divers. Distrib.* 948–957. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00612.x>
- Sodhi, N.S., Şekercioğlu, Ç.H., Barlow, J., Robinson, S.K., 2011. Fire and the Conservation of Tropical Birds in Conservation of Tropical Birds, 1ª. ed. Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781444342611.ch5>
- Southwood, T.R., 1988. Tactics, strategies and templates. *Oikos* 52, 3–18.
- Sridhar, H., Beauchamp, G., Shanker, K., 2009. Why do birds participate in mixed-species foraging flocks? A large-scale synthesis. *Anim. Behav.* 78, 337–347. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2009.05.008>

- Stevens, R.D., Gavilanez, M.M., Tello, J.S., Ray, D.A., 2012. Phylogenetic structure illuminates the mechanistic role of environmental heterogeneity in community organization 455–462. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01900.x>
- Storey, E.A., Stow, D.A., O’Leary, J.F., 2016. Assessing postfire recovery of chamise chaparral using multi-temporal spectral vegetation index trajectories derived from Landsat imagery. *Remote Sens. Environ.* 183, 53–64. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.05.018>
- Sueur, J., Farina, A., Gasc, A., Pieretti, N., Pavoine, S., 2014. Acoustic Indices for Biodiversity Assessment and Landscape Investigation. *Acta Acust.* 100, 772–781. <https://doi.org/10.3813/AAA.918757>
- Sueur, J., Pavoine, S., Hamerlynck, O., Duvail, S., 2008. Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. *PLoS One* 3. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004065>
- Tassinari, L., 2018. Ocorrência, Recorrência e Área Queimada em Unidades de Conservação no Distrito Federal entre 1987 e 2017. Universidade de Brasília.
- Tilman, D., 1982. Resource competition and community structure, *Limnology and Oceanography*. Princeton University Press, Princeton. <https://doi.org/10.4319/lo.1983.28.5.1043>
- Towsey, M., Wimmer, J., Williamson, I., Roe, P., 2013. Ecological Informatics The use of acoustic indices to determine avian species richness in audio-recordings of the environment. *Ecol. Inform.* <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.11.007>
- Tubelis, D., Cavalcanti, R., 2000. A comparison of bird communities in natural and disturbed non-wetland open habitats in the Cerrado ’ s central region ,. *Bird Conserv. Int.* 10, 331–350.
- Tubelis, D.P., 2004. Species composition and seasonal occurrence of mixed-species flocks of forest birds in savannas in central Cerrado , Brazil 12, 105–111.
- Tubelis, D.P., Cowling, A.N.N., Donnelly, C., 2006. Role of mixed-species flocks in the use of adjacent savannas by forest birds in the central Cerrado , Brazil 38–45. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01541.x>
- UNESCO, 2003. Subsídios ao zoneamento da APA Gama e Cabeça de Veado e Reserva da Biosfera do Cerrado: caracterização e conflitos socioambientais.
- Veraverbeke, S., Gitas, I., Katagis, T., Polychronaki, A., Somers, B., Goossens, R., 2012.

- Assessing post-fire vegetation recovery using red-near infrared vegetation indices: Accounting for background and vegetation variability. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 68, 28–39. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2011.12.007>
- Veraverbeke, S., Lhermitte, S., Verstraeten, W.W., Goossens, R., 2011. Evaluation of pre/post-fire differenced spectral indices for assessing burn severity in a mediterranean environment with landsat thematic mapper. *Int. J. Remote Sens.* 32, 3521–3537. <https://doi.org/10.1080/01431161003752430>
- Villanueva-Rivera, L.J., Pijanowski, B.C., Doucette, J., Pekin, B., 2011. A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. *Landsc. Ecol.* 26, 1233–1246. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9636-9>
- Walter, B.M., 2006. Fitofisionomias do bioma Cerrado : síntese terminológica e relações florísticas. Tese Doutorado - Inst. Ciencias Biol. Univ. Bras. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062001000200014>
- Whelan, C.J., Sekercioglu, C.H., Wenny, D., 2015. Why Birds Matter : From Economic Ornithology to Ecosystem Services Why birds matter : from economic ornithology to ecosystem services. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1229-y>
- Woltmann, S., 2003. Bird community responses to disturbance in a forestry concession in lowland Bolivia. *Biodivers. Conserv.* 12, 1921–1936. <https://doi.org/10.1023/A:1024147529295>
- Yang, Z., Liu, X., Zhou, M., Ai, D., Wang, G., Wang, Y., Chu, C., Lundholm, J.T., 2015. The effect of environmental heterogeneity on species richness depends on community position along the environmental gradient. *Nat. Publ. Gr.* 1–7. <https://doi.org/10.1038/srep15723>

LISTA DE ANEXOS

ANEXO I: Localização dos pontos de estudo

Pontos	Latitude/Longitude	
01	-15°51'44.78	-47°50'43.22
02	-15°52'26.58	-47°51'7.67
03	-15°52'43.39	-47°51'19.59
04	-15°52'40.06	-47°51'55.42
05	-15°53'0.00	-47°51'56.18
06	-15°53'30.81	-47°49'22.20
07	-15°54'2.72	-47°49'18.09
08	-15°54'24.11	-47°49'22.30
09	-15°54'50.84	-47°49'36.38
10	-15°55'28.36	-47°49'55.42
11	-15°54'42.20	-47°50'58.91
12	-15°54'53.25	-47°51'26.07
13	-15°54'59.87	-47°51'49.41
14	-15°55'7.62	-47°52'6.37
15	-15°55'15.24	-47°52'28.98
16	-15°55'44.63	-47°53'46.27
17	-15°56'15.14	-47°53'40.34
18	-15°56'7.70	-47°54'19.09
19	-15°55'52.35	-47°54'54.19
20	-15°56'13.93	-47°54'57.35

ANEXO II

Tabela 08. Estatística descritiva dos dados brutos

	Mínimo	Mediana	Média	Máximo	DV	EP	CV (%)	
ADI	0,21	1,52	1,59	2,48	0,60	0,02	38	
ACI	5.382	9.154	9.200	10.893	253	9,68	3	
NDSI	-0,92	-0,41	-0,34	0,78	0,37	0,01	108	
AEI	0,004	0,68	0,58	0,90	0,27	0,01	46	
H	0,65	0,84	0,84	0,98	0,08	0,003	9	
BIO	1,25	7,22	7,65	19,61	3,76	0,14	49	
Total de amostras (n): 635								