



Serviço Público Federal
Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul



Campus de Três Lagoas
Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas
TCC - Trabalho de Conclusão de Curso

COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA DA AVIFAUNA COMO INDICADORA DE REGENERAÇÃO EM UMA ÁREA DE CERRADO AO LONGO DE 12 ANOS

Aluna: Izabela de Lima Chiquito
Orientador: Sérgio Roberto Posso
Co-orientadora: Mariana Nunes Menegat

Três Lagoas, novembro de 2025

*Este manuscrito está sob as normas da revista *Anais da Academia Brasileira de Ciências*

RESUMO

As aves são bioindicadores de áreas degradadas por serem de fácil acesso, todavia há poucos estudos que avaliem este parâmetro em áreas de Cerrado. Desse modo, analisamos o papel da avifauna na indicação de restauração ecológica por meio da associação de sua composição taxonômica com uma área em regeneração de Cerrado e comparação com as fitofisionomias preservadas de Cerrado locais (cerradão, cerrado stricto sensu, várzea e mata ripária) nas secas e chuvas. A composição da avifauna no Cerrado em recuperação no início do processo de regeneração apresentou alta similaridade com a várzea, devido a semelhanças estruturais dos mesmos, enquanto as demais fitofisionomias se mantinham dissimilares desses dois ambientes. Após 12 anos, o Cerrado antes degradado apresenta sinais de regeneração, evidenciados pelo afastamento da composição taxonômica da avifauna do cerrado em recuperação em relação às áreas abertas e maior similaridade com ambientes mais florestados, embora ainda não tenha atingido o clímax.

Palavras-chave: aves, bioindicadores, ecologia, degradação ambiental, restauração ecológica.

INTRODUÇÃO

O Cerrado é um domínio designado por um conjunto de ecossistemas (savanas, matas, campos e matas ripárias) que ocorrem no Brasil Central (Eiten 1978, Ribeiro et al. 1981). Essa heterogeneidade com diferentes fitofisionomias proporciona elevada biodiversidade (Klink & Machado 2005), o que torna o Cerrado um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade (Myers et al. 2000, Cardoso Da Silva & Bates 2002). Porém, é um dos domínios mais afetados pelas modificações antrópicas (Klink & Machado 2005). Nas últimas décadas, o Cerrado tem sido intensamente convertido em pastagens e agricultura anuais (Klink & Machado 2005). Particularmente no estado de Mato Grosso do Sul, a vegetação nativa do Cerrado foi rapidamente substituída por monoculturas, principalmente pela criação de gado e plantações de eucalipto. Como resultado, o Cerrado remanescente está agora amplamente fragmentado e isolado (Posso et al. 2023, Da Cunha et al. 2020) e, portanto, necessita de estudos para se traçar estratégias de restauração cientificamente referenciadas.

De fato, a degradação ambiental é o processo de deterioração da qualidade dos ecossistemas, causada principalmente por atividades humanas (Damiani et al. 2023). Entre seus principais fatores, destacam-se a fragmentação de habitats, que inclui a conversão de áreas naturais em pastagens, reduzindo a cobertura vegetal e isolando remanescentes (Haddad et al. 2015). Essas mudanças alteram a estrutura e a disponibilidade de recursos, afetando diretamente as aves, cuja composição varia conforme a integridade do habitat (Ferraz et al. 2007). As aves dependem intimamente da vegetação, fator importante que determina a disponibilidade de recursos para alimentação, locais adequados para nidificação e condições propícias à reprodução (Ikin et al. 2014, Melo et al. 2020).

As Unidades de Conservação (Ucs) são fundamentais porque reduzem a perda de habitat, protegem espécies e mantêm processos ecológicos que desaparecem em áreas degradadas. Elas são uma das estratégias mais eficazes para evitar extinções, conservar biodiversidade e garantir serviços ecossistêmicos essenciais. Mesmo com pressões externas, continuam sendo áreas-chave para a manutenção da integridade ambiental em ambientes ameaçados (Watson et al. 2014, Farinha et al. 2017, Silva et al., 2024).

O sucesso no processo de restauração e manutenção da dinâmica de um ecossistema é extremamente dependente da capacidade das espécies em promover interações interespecíficas entre as diversas formas de vida (Campos et al. 2012). Estas interações criam um cenário

favorável à restauração ecológica de ecossistemas degradados (Campos et al. 2012). Neste sentido, as aves atuam em diferentes processos ecológicos, como polinização e dispersão de sementes e, portanto, são importantes organismos para uma restauração autossustentável (Volpato et al. 2018, Volpato et al. 2012). Ainda, as aves são indispensáveis para avaliar o estágio sucessional dos habitats, particularmente isto é útil em áreas degradadas que estão em processo de restauração, por apresentarem alta especificidade quanto ao seu território e habitat (Volpato et al. 2018, Volpato et al. 2012, Posso et al. 2024). Por exemplo, em ambientes degradados, espécies especialistas tendem a desaparecer, enquanto as generalistas tornam-se mais comuns, refletindo a perda de qualidade ambiental (Huang & Catterall 2021), isso porque espécies generalistas são aquelas que utilizam uma ampla variedade de habitats e recursos, exibindo grande tolerância a ambientes modificados. Já as espécies especialistas possuem nichos ecológicos restritos, dependem de condições específicas de habitat e são sensíveis a perturbações ambientais (Devictor et al. 2008; Julliard et al., 2006; Clavel et al., 2011).

No entanto, pouco se sabe sobre as complexas interações que mantêm a estabilidade dos ecossistemas neotropicais e suas importantes conexões entre aves e vegetação (Ortega-Alvarez & Lindig-Cisneros 2012). A pesquisa sobre as aves e seu papel na restauração florestal ainda é incipiente, e essa limitação é ainda mais evidente no Cerrado (Posso et al. 2024). Desse modo, o presente trabalho tem como objetivo analisar, ao longo de 12 anos, a composição da avifauna em uma área de Cerrado degradado que está em processo de regeneração em uma Unidade de Conservação. Especificamente, buscamos testar a seguinte hipótese: a composição taxonômica da avifauna na área em recuperação tende a ser similar às áreas abertas de Cerrado nos anos iniciais de recuperação e gradualmente se aproxima da composição taxonômica de áreas mais florestadas de Cerrado.

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de estudo

O estudo foi realizado no Parque Natural Municipal do Pombo (PNMP), uma Unidade de Conservação (UC) de Proteção Integral localizada e de posse do Município de Três Lagoas-MS (Figura 1). O PNMP possui 8.032 hectares de vegetação nativa de Cerrado e mata ripária com relevante interesse para conservação, dada sua extensão e importância em escalas regionais e nacional (Plano de Manejo do PNMP 2019).

Dentro do PNMP existe uma área em que o Cerrado está em recuperação, pois se trata de um local onde a vegetação foi degradada para o plantio de gramíneas utilizadas em pastagens para criação de gado até 2012 (Plano de Manejo PNMP 2019) e está agora em processo de regeneração natural (Figura 2A). Neste sentido, nosso estudo concentrou-se nesta área de Cerrado em recuperação, que foi posteriormente comparada às fitofisionomias nativas e preservadas de Cerrado local: várzea, cerrado stricto sensu, cerradão e mata ripária, descritas abaixo.

O campo limpo (várzea) do PNMP é uma fitofisionomia predominantemente herbácea, com raros arbustos e ausência quase completa de árvores (Figura 2B). Ocorrem ao redor de veredas, matas de galeria e áreas planas que sofrem inundações periódicas, podendo ser denominado também nestes casos de “várzea” ou “brejo”. As variações dependem de umidade do solo e topografia, podendo ser caracterizado tanto como campo limpo seco como campo limpo úmido, dependendo da profundidade do lençol freático, e cada qual com sua flora específica, inclusive podendo aparecer com associação de murundus (Plano de Manejo do

PNMP 2019).

O cerrado stricto sensu do PNMP caracteriza-se pela presença de árvores baixas, tortuosas, com ramificações irregulares e retorcidas (Figura 2C). De modo geral, as plantas apresentam troncos com cascas de cortiça espessa e folhas geralmente rígidas e coriáceas. Arbustos e subarbustos se encontram espalhados, com algumas espécies apresentando órgãos subterrâneos perenes denominados xilopódios, que permitem a rebrota após a queima ou corte (Plano de Manejo do PNMP 2019).

O cerradão do PNMP corresponde à formação florestal do Cerrado com características esclerófilas, motivo pelo qual é incluído no limite mais alto do conceito de Cerrado sentido amplo (Figura 2D). O cerradão corresponde a uma “floresta mesófila esclerófila” caracterizada por um sub-bosque constituído por pequenos arbustos. Apresenta cobertura arbórea que pode oscilar de 50% a 90%, com altura média variando de 8 m a 15 m, proporcionando condições de luminosidade que favorecem a formação de estratos arbustivos e herbáceos diferenciados (Plano de Manejo do PNMP 2019).

As Matas Ripárias consistem em dois tipos: mata ciliar e mata de galeria (Figura 2E e 2F). A mata ciliar corresponde à vegetação florestal que acompanha os rios de médio e de grande porte, ficando na margem dos rios. A mata de galeria, predominante nos rios e córregos da área em estudo, corresponde à vegetação florestal que acompanha os rios de pequeno porte, formando corredores fechados (galerias) sobre o curso de água (Plano de Manejo do PNMP 2019).

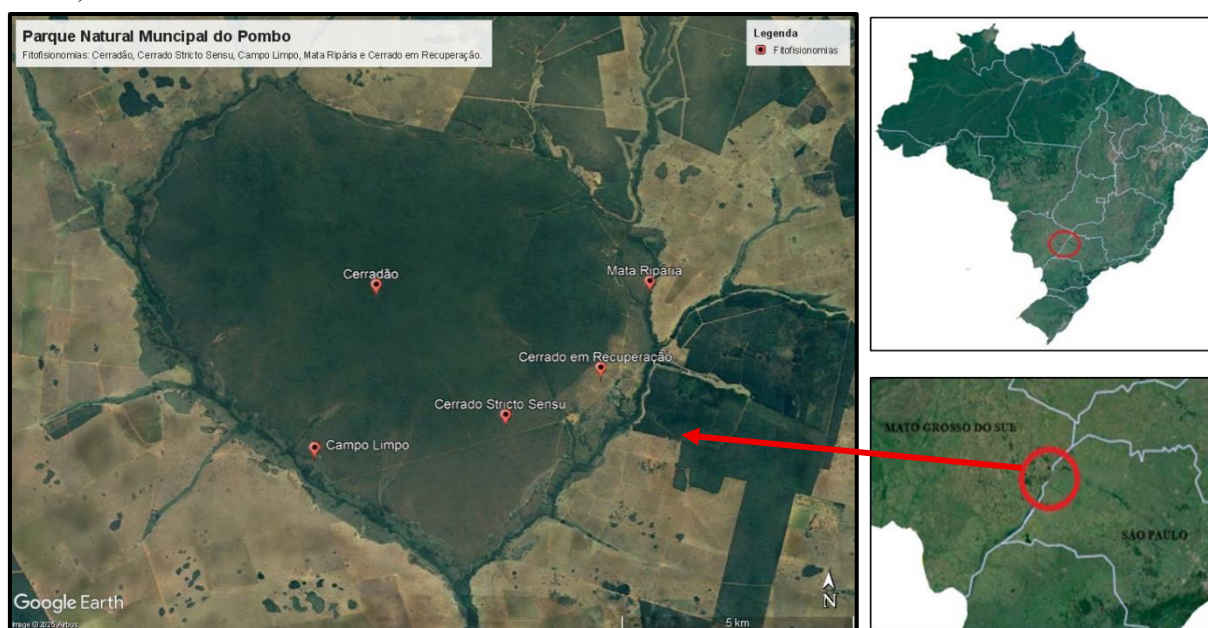


Figura 1. Mapa da área de estudo PNMP, Três Lagoas, MS, Brasil. Pontos de amostragem: cerrado em recuperação, cerradão, cerrado stricto sensu, cerrado campo limpo (várzea) e mata ripária. Fonte: Google Earth 13/08/25.

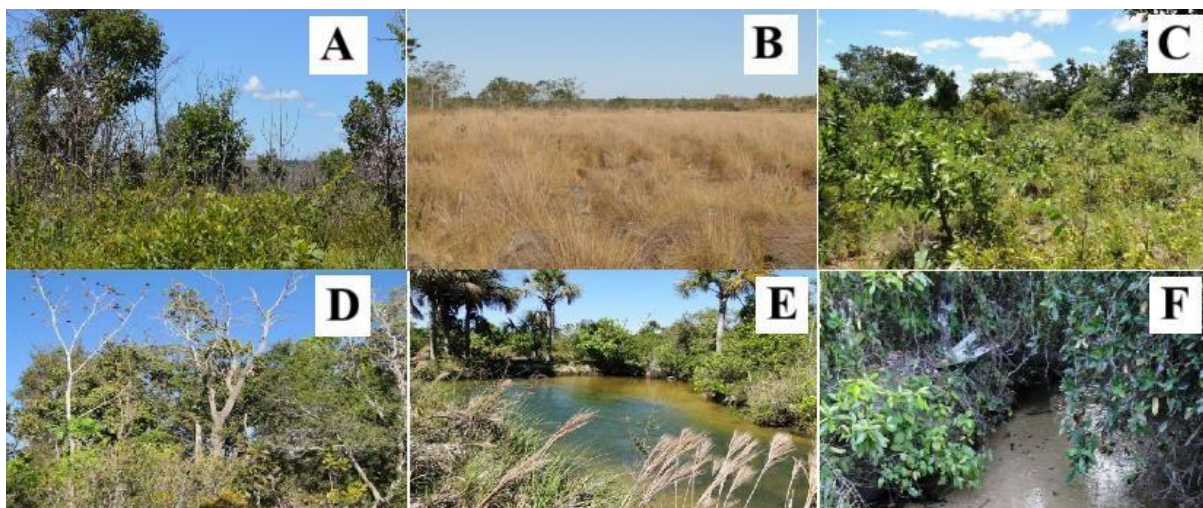


Figura 2. Imagem das fitofisionomias no Parque Natural Municipal do Pombo (A) cerrado em recuperação (Foto: Sérgio Roberto Posso); (B) campo limpo (Várzea); (C) cerrado stricto sensu; (D) cerradão; (E; F) mata ripária. Fotos: Plano de Manejo do PNMP 2019.

Amostragem

A amostragem abrangeu as cinco fitofisionomias (cerrado em recuperação, várzea, cerrado stricto sensu, cerradão e mata ripária) durante os anos de 2012, 2018, 2022, 2023 e 2024, em períodos sazonais de seca (abril a agosto) e de chuvas (outubro a dezembro). Como as aves respondem intensamente à sazonalidade, a amostragem nas duas estações é essencial para representar de forma adequada a dinâmica da avifauna (e Silva 2017).

Utilizamos o método de ponto de escuta para a coleta dos dados (Bibby 2000), adaptado para a região Neotropical. Estabelecemos locais de contagem de pontos por área amostrada e demarcamos 8 pontos em cada uma das fitofisionomias com uma distância de no mínimo 200 metros entre os mesmos e com raio de 50 metros, com uma duração de 10 minutos em cada um dos pontos.

Realizamos as amostragens em períodos diferentes do dia, ao amanhecer (4h30 às 8h30) e ao entardecer (16h00 às 18h30), por ser o horário de maior atividade das aves (Bibby 2000), e totalizamos 16 pontos de contagem por dia. Desconsideramos as aves que apenas sobrevoavam as áreas amostradas e descartamos os levantamentos em dias chuvosos e/ou ventos fortes. Utilizamos binóculos para visualização das espécies e um gravador de amplo espectro de captação de ondas da TASCAM modelo DR-40 para registro da vocalização. Para identificação dos táxons, usamos a proposta taxonômica e a distribuição das aves do Brasil do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO) (Pacheco et al. 2021). Registramos e anotamos as aves vistas e/ou ouvidas. Aquelas espécies que causaram dúvidas quanto à identificação, foram analisadas de acordo com guias de aves (Erize, Rumboll & Mata 2006, Ridgely & Tudor 2009) e também do banco de dados na internet, principalmente nos sites Xeno-Canto, Wikiaves e Ebird.

Análise de dados

Avaliamos a riqueza e abundância da avifauna entre as fitofisionomias usando o cerrado em recuperação como fitofisionomia referência. Realizamos uma ANCOVA (Análise de Covariância) a partir da função *lm* do pacote *stats*. Consideramos o ano como covariável contínua e a variável categórica ‘fitofisionomias’ como fator.

Utilizamos a matriz de abundância de espécies para calcular a dissimilaridade da

composição taxonômica entre as amostras por meio da distância de Bray-Curtis. Com a matriz de dissimilaridade, realizamos um agrupamento hierárquico (UGMA) para construir o dendrograma e visualizar a similaridade entre as amostras. Para testar as diferenças na composição taxonômica entre fitofisionomias e anos, aplicamos uma análise de similaridade (ANOSIM) a partir da função *anosim* do pacote *vegan*.

Por fim, realizamos uma ordenação não-métrica de escala multidimensional (NMDS; função *metaMDS*, pacote *vegan*), baseada na dissimilaridade de Bray-Curtis da composição taxonômica da avifauna, para explorar visualmente padrões gerais de composição entre todas as fitofisionomias e a relação com os grupos de anos (anteriores 2012 e 2018; recentes 2022, 2023 e 2024).

RESULTADOS

Registramos um total de 239 espécies (6.656 contatos) de 51 famílias e 23 ordens. Para a riqueza, não observamos diferença significativa entre as fitofisionomias ($p > 0,05$) (Figura 3A). Ao longo do tempo, o ano indicou uma redução significativa da riqueza, independente da fitofisionomia ($p < 0.001$).

A abundância de aves variou significativamente entre as fitofisionomias, com cerrado ($p < 0,001$), cerrado stricto sensu ($p < 0,001$) e mata ripária ($p = 0,006$) apresentando menores valores de abundância comparado ao cerrado em recuperação (Figura 3B). A várzea foi a única fitofisionomia que não diferiu significativamente do cerrado em recuperação ($p = 0,446$). Além disso, os anos não mostraram efeito estatisticamente significativo sobre a abundância ($p = 0,118$).

A composição taxonômica da avifauna diferiu entre as fitofisionomias ($R = 0,718$; $p = 0,001$) e entre os anos ($R = 0,086$; $p = 0,044$). Foram formados dois agrupamentos bem definidos, sendo que um deles reuniu exclusivamente o cerrado em recuperação e a várzea, enquanto o outro englobou as demais fitofisionomias (Figura 4A). Quando avaliamos o agrupamento apenas com várzea e cerrado em recuperação, observamos que a composição taxonômica diferiu entre anos anteriores (2012 e 2018) e anos recentes (2022, 2023 e 2024) ($p = 0,001$) (Figura 4B). Nos anos anteriores, o cerrado em recuperação forma um agrupamento com a várzea, enquanto nos anos recentes, o Cerrado em recuperação forma um grupo exclusivo/isolado (Figura 4B).

Observamos que a composição da avifauna apresentou uma separação entre os anos anteriores e os anos recentes. Nos anos anteriores (2012 e 2018), a várzea e o cerrado em recuperação exibiram similaridade entre si. Nos anos recentes (2022, 2023 e 2024), essa similaridade entre várzea e cerrado em recuperação reduziu (Figura 5).

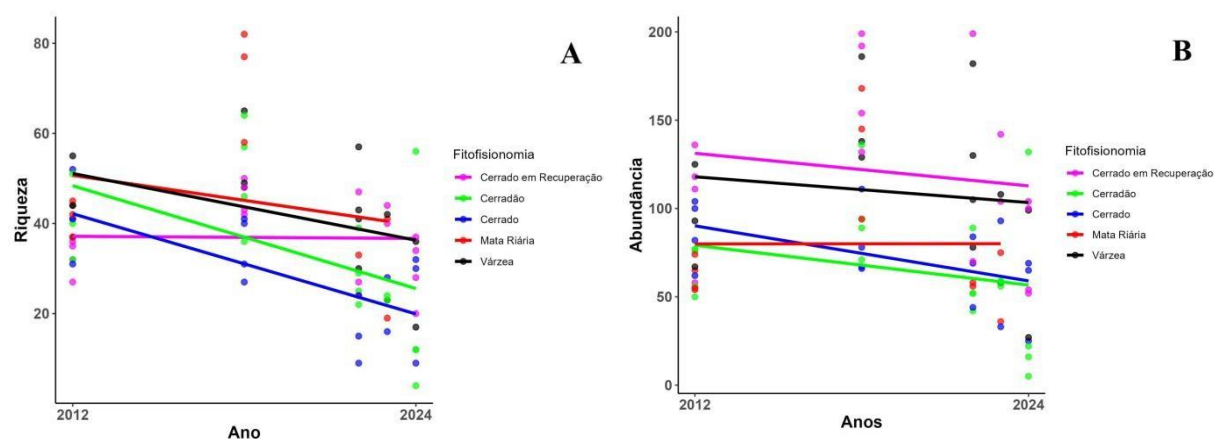


Figura 3. A) riqueza e B) abundância de espécies ao longo do tempo (anos: 2012, 2018, 2022, 2023 e 2024) para cada fitofisionomia (Cerradão, Cerrado, Mata ripária, Várzea e Cerrado em recuperação). Pontos representam os valores observados e as linhas indicam as tendências ajustadas pelo modelo ANCOVA.

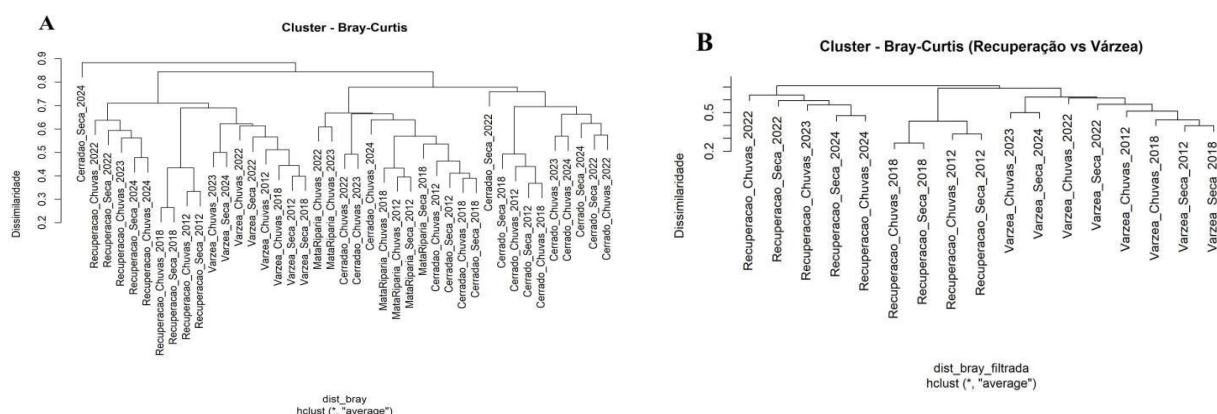


Figura 4. A) dendrograma com base na composição taxonômica da avifauna, B) agrupamento de Várzea e Cerrado em recuperação.

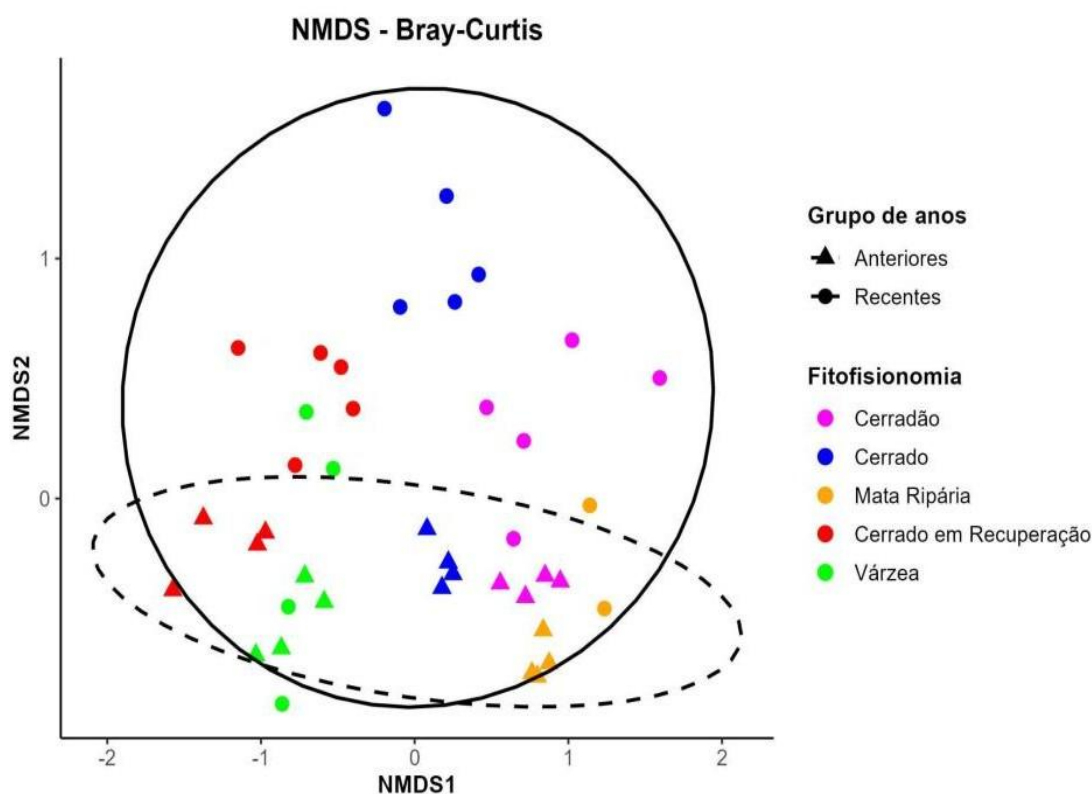


Figura 5. Ordenação não-métrica de escala multidimensional (NMDS; Bray-Curtis) para a composição taxonômica da avifauna entre os anos anteriores (2012 e 2018) e recentes (2022, 2023 e 2024) entre as fitofisionomias (cerradão, cerrado stricto sensu, mata ripária, cerrado em recuperação e várzea) amostradas no Parque Natural Municipal do Pombo, Três Lagoas, Mato Grosso do Sul, Brasil.

DISCUSSÃO

Nossos resultados indicam que, após 12 anos, a avifauna do Cerrado em recuperação vem se aproximando gradualmente da composição observada no Cerrado stricto sensu preservado. Isso ocorre porque a área, antes degradada pelo uso para criação de gado, encontra-

se agora em regeneração natural, e essa mudança de condições ambientais altera a dinâmica das aves, que passam a responder a um ambiente em processo de restauração, como mostrado por estudos realizados na Mata Atlântica que evidenciam o potencial da avifauna como indicadora da restauração: em uma floresta restaurada há 40 anos, a presença de frugívoros e insetívoros de sub-bosque revelou um estágio avançado de sucessão ecológica (Volpato et al. 2018), enquanto em reflorestamentos recentes foi relatado uma aproximação gradual da comunidade de aves em relação às áreas maduras, ainda sem total similaridade após 15 anos (Posso et al. 2024).

Nossos resultados mostraram que a composição da avifauna variou entre as fitofisionomias ao longo do tempo, especialmente quando os anos são agrupados em ‘anteriores’ (2012 e 2018) e ‘recentes’ (2022 à 2024). Em relação a diferença entre as fitofisionomias, isso é esperado, já que as aves possuem uma alta seletividade de habitat (Godoi et al. 2016, Gomes et al. 2016, Franco & Pereira 2019, Posso et al. 2023, 2024). Mesmo em pequenas escalas espaciais, a estrutura da vegetação influencia a distribuição, resultando em variações na composição e na estrutura das comunidades de aves entre diferentes tipos de habitat (Blake & Loiselle 2000, Tews et al. 2004). Por exemplo, enquanto o Gavião-real (*Harpia harpyja*) depende de florestas (Miranda et al. 2020), o Tico-tico (*Zonotrichia capensis*) é capaz de explorar ambientes com diferentes graus de modificação, desde florestas até áreas urbanas e agrícolas (Bellocq et al. 2011), evidenciando que diferentes espécies selecionam habitats específicos segundo suas exigências ecológicas.

A vegetação nativa do Cerrado no Mato Grosso do Sul foi rapidamente substituída por monoculturas, principalmente pela criação de gado e plantações de eucalipto (Posso et al. 2023). Particularmente para o PNMP, em anos anteriores, o cerrado em recuperação ainda apresentava características de pastagem devido à antiga criação de gado (Plano de Manejo do PNMP 2019), com pouca ou nenhuma formação arbustiva e predominância de gramíneas exóticas, funcionando como um ambiente aberto. Isso resultava em uma composição taxonômica semelhante à da várzea, que se caracteriza por ser um ambiente aberto e abrigar espécies típicas desses ambientes (Plano de Manejo do PNMP 2019). Assim como observado por Latja et al. (2016), Volpato et al. (2018), Posso et al. (2024) e Falconí-López et al. (2024), nossos resultados podem ser explicados por um suposto declínio gradual das espécies granívoras, acompanhada pelo aumento de frugívoros e insetívoros de sub-bosque, adaptados a ambientes com maior complexidade estrutural da vegetação. Isso deve-se ao processo de substituição de uma comunidade de avifauna outrora de ambientes abertos para uma outra adaptada a ambientes florestados, apresentando similaridade à composição da avifauna típica do cerrado stricto sensu. Todavia isto necessita ser testado, analisando o papel dos grupos funcionais, isto é, guildas tróficas, grau de dependência florestal e estratificação, em sentido similar ao realizado com a taxonomia aqui calculada.

Por estar alterado, o ambiente pode aparentar estabilidade, mas essa condição mascara a substituição de espécies especialistas por generalistas, levando ao declínio da riqueza ao longo dos anos à medida que a comunidade de avifauna se reorganiza. Isso porque ambientes perturbados tendem a ser dominados por espécies generalistas, com ampla distribuição e elevada abundância, incluindo, em alguns casos, espécies invasoras (Alroy 2017). Nesse contexto, a riqueza de espécies de aves, embora amplamente utilizada como indicador, nem sempre reflete de maneira adequada a qualidade de uma comunidade (Volpato et al. 2018), pois números elevados podem não corresponder a um sistema ecologicamente estável. Dessa forma,

é possível que a diminuição observada da riqueza está relacionada à presença anterior de ambientes alterados, que favoreciam espécies adaptadas a essas condições.

Por outro lado, a maior abundância de aves observada no Cerrado em recuperação, em relação às demais fitofisionomias (com exceção da Várzea), pode estar relacionada não apenas à semelhança estrutural desses ambientes abertos. O Cerrado em recuperação abriga assembleias de aves que respondem ao avanço da vegetação. Nos estágios iniciais e intermediários da sucessão, a abundância tende a ser alta, pois esses ambientes oferecem recursos tanto para espécies de áreas abertas quanto para algumas espécies florestais (Posso et al. 2024), em função da presença de gramíneas e árvores de pequeno porte, o que reflete como diferentes estruturas da vegetação atraem distintas composições de avifauna no Cerrado, como mostrado por Purificação et al. (2014). A várzea, por ser um habitat sujeito a inundações sazonais, cria uma variedade de micro habitats que sustentam elevada abundância de aves. Essa dinâmica garante disponibilidade de recursos tanto no período de cheia quanto na seca, permitindo que diferentes espécies se beneficiem dessas condições ao longo do ciclo anual (Almeida-Santos et al. 2023). Além disso, outro possível motivo é o fato de haver vantagens que a vegetação rasteira desses ambientes abertos oferece. Aves granívoras e insetívoras localizam presas com maior eficiência em manchas de vegetação rasteira (Butler & Gillings 2004), ao mesmo tempo que a detecção de predadores é facilitada (Devereux et al. 2004, Whittingham & Evans 2004). Como as granívoras tendem a viver em bandos em ambientes abertos, isto eleva o índice de abundância (Posso et al. 2024). Ainda, há o fator de maior visibilidade do observador em ambientes abertos, que tende a aumentar a detectabilidade visual e, por consequência, a riqueza e abundância. Em ambientes florestados a complexa estrutura da vegetação reduz a visibilidade e muitas espécies são registradas apenas por vocalização (Kulaga & Budka 2019).

CONCLUSÃO

Os dados indicam que, após 12 anos, o Cerrado antes degradado apresenta sinais de regeneração, evidenciados pelo afastamento da composição taxonômica da avifauna do cerrado em recuperação em relação às áreas abertas e maior similaridade com ambientes mais florestados, embora ainda não tenha atingido o clímax.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA-SANTOS DA, FERREIRA GS & LOPES EV. 2023. Seasonality and assemblages of non-passeriform waterbirds in várzea lakes on the lower Amazonas River, Santarém, Pará, Brazil. *An Acad Bras Ciênc* 95: e20191114.
- ALROY J. 2017. Effects of habitat disturbance on tropical forest biodiversity. *Proc Natl Acad Sci USA* 114: 6056–6061.
- BELLOCQ MI, FILLOY J, ZURITA GA & APELLANIZ MF. 2011. Responses in the abundance of generalist birds to environmental gradients: The rufous-collared sparrow (*Zonotrichia capensis*) in the southern Neotropics. *Écoscience* 18: 354–362.
- BIBBY CJ, BURGESS ND, HILLIS DM, HILL DA & MUSTOE S. 2000. Bird census techniques. Elsevier, London, 302 p.
- BLAKE JG & LOISELLE BA. 2000. Diversity Of Birds Along An Elevational Gradient In The Cordillera Central, Costa Rica. *The Auk* 117 (3): 663–686.
- BUTLER SJ & GILLINGS S. 2004. Quantifying the effects of habitat structure on prey detectability and accessibility to farmland birds. *Ibis* 146: 123–130.
- CAMPOS WH, MIRANDA NETO A, PEIXOTO HJC, GODINHO LB & SILVA E. 2012. Contribuição da fauna silvestre em projetos de restauração ecológica no Brasil. *Pesq Flor Bras*

32: 429–440.

CARDOSO DA SILVA JM & BATES JM. 2002. Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. *BioScience* 52: 225.

CLAVEL J, JULLIARD R, DEVICTOR V. 2011. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization?. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 9, n. 4, p. 222–228.

DA CUNHA, ER et al. 2020. Mapping LULC types in the Cerrado-Atlantic Forest ecotone region using a Landsat time series and object-based image approach: A case study of the Prata River Basin, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, v. 192, n. 2, p. 136.

DAMIANI M, SINKKO T, CALDEIRA C, TOSCHES D, ROBUCHON M & SALA S. 2023. Critical review of methods and models for biodiversity impact assessment and their applicability in the LCA context. *Environmental Impact Assessment Review* 101: 107134.

DEVEREUX CL, MCKEEVER CU, BENTON TG & WHITTINGHAM MJ. 2004. The effect of sward height and drainage on Common Starlings *Sturnus vulgaris* and Northern Lapwings *Vanellus vanellus* foraging in grassland habitats. *Ibis* 146: 115–122.

DEVICTOR V, JULLIARD R, JIGUET F. 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*, v. 117, n. 4, p. 507–514.

E SILVA, CCDO, PICHORIM, M, DE MOURA, PTS, FRANÇA, LF. 2017. Seasonality in abundance and detection bias of birds in a tropical dry forest in north-eastern South America. *Journal of Tropical Ecology*. 33:6, 365–378.

EITEN G. 1978. Delimitation of the cerrado concept. *Plant Ecol* 36: 169–178.

ERIZE R, RUMBOLL M & MATA JR. 2006. *Birds of South America: Non-Passerines: Rheas to Woodpeckers*. United States of America: Princeton University Press.

FALCONÍ-LÓPEZ A et al. 2024. Habitat niches of bird species along a recovery gradient in the Chocó tropical forest. *Ecological Indicators* 166: 112260.

FARINHA MJU, DA SILVA LF, MARIO LV. 2017. O estado da arte das Unidades de Conservação como instrumento de preservação da Biodiversidade Brasileira. *Revista Espacios* [online], v. 38.

FERRAZ G, NICHOLS JD, HINES JE, STOUFFER PC, BIERREGAARD RO & LOVEJOY TE. 2007. A Large-Scale Deforestation Experiment: Effects of Patch Area and Isolation on Amazon Birds. *Science* 315: 238–241.

FRANCO D & PEREIRA MJR. 2019. Bird Assemblages At The Southern Limit Of The Brazilian Atlantic Forest: A Comparison Between Two Forest Physiognomies At The Aparados Da Serra National Park. *Oecol Aust* 23: 246–260.

GODOI MN, SOUZA FL, LAPS RR & RIBEIRO DB. 2016. Composition and structure of bird communities in vegetational gradients of Bodoquena Mountains, western Brazil. *An Acad Bras Ciênc* 88: 211–225.

GOMES VSDM, VECCHI MB, LOISELLE BA, MISSAGIA CCC & ALVES MAS. 2016. Heterogeneity of bird communities in a mosaic of habitats on a restinga ecosystem in southeast Brazil. *Zoologia (Curitiba)* 33: e20150205.

HADDAD NM et al. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci Adv* 1: e1500052.

HUANG G & CATTERALL CP. 2021. Effects of habitat transitions on rainforest bird communities across an anthropogenic landscape mosaic. *Biotropica* 53: 130–141.

IKIN K, BARTON PS, STIRNEMANN IA, STEIN JR, MICHAEL D, CRANE M, OKADA S & LINDENMAYER DB. 2014. Multi-Scale Associations between Vegetation Cover and Woodland Bird Communities across a Large Agricultural Region MOREIRA F (Ed.). *PLoS ONE* 9: e97029.

JULLIARD R, DEVICTOR V, JIGUET F, COUVET, D. 2006. Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecology letters*, v. 9, n. 11, p. 1237–1244.

- KLINK CA & MACHADO RB. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. Megadiversidade 1: 147-155.
- KUŁAGA K & BUDKA M. 2019. Bird species detection by an observer and an autonomous sound recorder in two different environments: Forest and farmland PÉREZ-GARCÍA JM (Ed.). PLoS ONE 14: e0211970.
- LATJA P, VALTONEN A, MALINGA GM & ROININEN H. 2016. Active restoration facilitates bird community recovery in an Afrotropical rainforest. Biological Conservation 200: 70-79.
- MELO MA, SILVA MAGD & PIRATELLI AJ. 2020. Improvement of vegetation structure enhances bird functional traits and habitat resilience in an area of ongoing restoration in the Atlantic Forest. An Acad Bras Ciênc 92: e20191241.
- MIRANDA EBP, PERES CA, MARINI MÂ & DOWNS CT. 2020. Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) nest tree selection: Selective logging in Amazon forest threatens Earth's largest eagle. Biological Conservation 250: 108754.
- MYERS N, MITTERMEIER RA, MITTERMEIER CG, DA FONSECA GAB & KENT J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853–858.
- ORTEGA-ALVAREZ R & LINDIG-CISNEROS R. 2012. Feathering the Scene: The Effects of Ecological Restoration on Birds and the Role Birds Play in Evaluating Restoration Outcomes. Ecological Restoration 30: 116–127.
- PACHECO JF et al. 2021. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee—second edition. Ornithol Res 29: 94–105.
- POSSO SR, BRINCK RRL, RAGUSA-NETTO J, HEPP LU & MILESI SV. 2024. How bird community responds to different ages of reforestation? Implications for restoration of a highly threatened Atlantic Forest phytophysiology. An Acad Bras Ciênc 96: e20220691.
- POSSO SR, GODOI MN, FAXINA C, GABRIEL VDA, SOUZA LPD, GODOY FID, VILLEGAS-VALLEJOS MA & CINTRA LADC. 2023. Bird checklist and contributions to conservation of the Atlantic forest-cerrado ecotone in Três Lagoas municipality, Brazil. Pap Avulsos Zool 63: e202363035.
- PURIFICAÇÃO KN, PASCOTTO MC, PEDRONI F, PEREIRA JMN & LIMA NA. 2014. Interactions between frugivorous birds and plants in savanna and forest formations of the Cerrado. Biota Neotropica 14 (4): e20140068.
- RIBEIRO JF, SANO SM, SILVA, JA. 1981. Chave preliminar de identificação dos tipos fisionômicos da vegetação do Cerrado. In: Anais do XXXII Congresso Nacional de Botânica, Teresina, Brasil, p. 124-133.
- RIDGELY RS & TUDOR G. 2009. Field Guide to the Songbirds of South America: The Passerines. China: University of Texas Press.
- SECRETARIA MUNICIPAL DE MEIO AMBIENTE E AGRONEGÓCIO (SEMEA). Plano de Manejo Parque Natural Municipal do Pombo. Três Lagoas/MS, 2019.
- SILVA THC, ROCHA RF, JORDÃO LR, TÁRREGA MCVB. 2024. Para além do papel: estudo das unidades de conservação brasileiras. Interações (Campo Grande), 25, e2523777.
- TEWS J, BROSE U, GRIMM V, TIELBÖRGER K, WICHMANN MC, SCHWAGER M & JELTSCH F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. Journal of Biogeography 31: 79–92.
- VOLPATO, G. H. et al. 2012. O papel ecológico das aves dispersoras de sementes na restauração ecológica. In: MARTINS SV. (Eds), Restauração ecológica de ecossistemas degradados. Viçosa, MG: Editora UFV, Minas Gerais, Brasil, p. 191-211.
- VOLPATO GH, NETO AM & MARTINS SV. 2018. Avifauna Como Bioindicadora Para Avaliação Da Restauração Florestal: Estudo De Caso Em Uma Floresta Restaurada Com 40 Anos Em Viçosa - MG. Ciênc Florest 28: 336–344.
- WATSON JE, DUDLEY N, SEGAN DB, HOCKINGS M. 2014. The performance and potential of protected areas. Nature, 515(7525), 67-73.
- WHITTINGHAM MJ & EVANS KL. 2004. The effects of habitat structure on predation risk

of birds in agricultural landscapes. *Ibis* 146: 210–220.