



**Universidade de Brasília**  
**Instituto de Ciências Biológicas**  
**Programa de Pós-graduação em Ecologia**

Tese de Doutorado

# **“OS IMPACTOS DE UMA USINA HIDRELÉTRICA SOBRE AS COMUNIDADES DE AVES DE CERRADO”**

Tarcísio Lyra dos Santos Abreu

Orientador: Prof. Dr. Guarino Rinaldi Colli

Brasília - DF

2019



**Universidade de Brasília**  
**Instituto de Ciências Biológicas**  
**Programa de Pós-graduação em Ecologia**

/

Tese de Doutorado

# **“OS IMPACTOS DE UMA USINA HIDRELÉTRICA SOBRE AS COMUNIDADES DE AVES DE CERRADO”**

Tese apresentada à Universidade de Brasília  
como parte das exigências do Programa de  
Pós-graduação em Ecologia para obtenção  
do título de doutor.

Tarcísio Lyra dos Santos Abreu

Orientador: Prof. Dr. Guarino Rinaldi Colli

Brasília - DF

2019

Trabalho realizado junto ao Departamento de Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, sob orientação do Prof. Guarino Rinaldi Colli, com o apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ecologia.

### **Banca Examinadora**

---

Profa. Dra. Regina Helena Ferraz Macedo

---

Prof. Dr. Reuber Albuquerque Brandão

---

Prof. Dr. Luís Fábio Silveira

---

Prof. Dr. Edison Ryoiti Sujii (suplente)

---

Prof. Dr. Guarino Rinaldi Colli

**“O essencial é invisível para os olhos” (Saint-Exupéry)**

Dedicado a e obtido graças aos esforços de  
minha queridíssima esposa Vivi,  
meus amados filhos Carol, Elis, Marcelo e Kyan,  
e meus abençoados pai e mãe, seu Paulo Emílio e dona Dulcinéa.

## Agradecimentos

Agradeço imensamente a todas as pessoas que participaram de alguma forma desse trabalho:

Ao professor Dr. Guarino Colli, pela dedicada orientação, amizade, confiança, pelos valiosos aprendizados durante toda a jornada do doutorado.

Aos professores membros da banca de qualificação: Dr. Jader Soares Marinho Filho, Dr. Luís Fábio Silveira e Dr. Ricardo Bomfim Machado, pelas valiosas sugestões ao projeto.

Aos professores membros da banca: Dra. Regina Helena Ferraz Macedo, Dr. Reuber Albuquerque Brandão, Dr. Luís Fábio Silveira, Dr. Edison Ryoiti Sujii pela disposição, críticas, elogios e valiosas sugestões.

À coordenação, professores e pesquisadores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e do Departamento de Ecologia e Zoologia, em especial, Dra. Rosana Tidon, Dra. Mercedes Bustamante, Dra. Adriani Hass (estágio docência III), Dr. Davi Pantoja (estágio docência II), Dra. Maria Júlia Martins Silva e Dr. André Mendonça, pela confiança, apoio, críticas, sugestões e ensinamentos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de desenvolvimento Científico e tecnológico (CNPq), que concederam a bolsa de estudos e suporte financeiro para minha formação.

Às instituições Serra do Facão Energia e Funatura (Fundação Pró-Natureza) que possibilitaram a realização deste projeto.

A todos os amigos que participaram do trabalho de campo em Catalão-GO pelos oito longos anos de trabalho, dedicação, convivência e inúmeras alegrias: Dr. Jader Soares Marinho Filho, Leonardo de Paula Gomes, Sandro Barata Berg, Iubatã Paula de Faria, Sergei Quintas-Filho, Dra. Luane R. dos Santos, João Paulo Baldoni, Maria Rosa V. Zanatta, José Marcos N. S. Abreu, Andréa Braga de Lira, Tayná Oliveira de Araújo, Dr. Pedro D. Alves, Daniel Velho, Dr. Guilherme Fajardo, Dr. Guilherme Santoro, Fábio (Fabão) Curado, Matheus (Mandi) Silveira, Dra. Clarisse Rocha, Marina Motta, Dr. Alexandre Portela, Juliana Bragança Campos, Dra. Raquel Ribeiro, Dr. Samuel Astete e Nárjara Veras Grossmann.

Aos amigos contemporâneos do Programa de Pós-Graduação em Ecologia pelo apoio, aprendizado e convivência: Almir Figueiredo, Alessandra Peil, Ana Cazetta, Camila P. Mota, Carla Faleiro, Daniele Barcelos, Danilo Correa, Dariane Schneider, Elba Militao, Fábio Luis S. Santos, Jéssica Lunas Santos, Laura Orioli, Marcela Costa Ferreira, Marcos Patrício Macedo, Marília Larocerie, Nayara Sano, Renata Alquezar, Ricardo Haidar, Risolândia de Melo, Sâmia da Silva, Sarah Py-Daniel, Sílvia Laine, Vívian Ribeiro, Vicente Arcela, Thiago Furtado de Oliveira.

Aos amigos contemporâneos da Coleção Herpetológica da Universidade de Brasília (CHUNB), pela amizade, convivência, críticas, sugestões e ideias: André Pereira, Dra. M. Florencia Breitman, Dr. Fabrício Domingos, Dr. Justin Bagley, Dra. Helga Wiederhecker, Dra. Renata Françoso, Dr. Davi Pantoja, Dr. Nicolás Peregrin, Dr. André Barreto-Lima, Santos Balbino, Dr. Ayrton K. Perés-Jr., Laís Veludo, Yan Soares, Bernardo M. Costa, Vitor Cavalcante, André C. Pereira, Carlos José Morais, Ana Cecília Del Prette, Dra. Anna Carolina Ramalho, Izabella Silva, Gabriela Carvalho, Dr. Roger Ledo, Guth Falcon, Simone R. de Souza, Dra. Ana Hermínia

Bello, Heitor de Souza, Jéssica Fenker, Leo Tedeschi, Tayná Ferrari, Arthur Senna, Anandha A. Silva, Caroline Matias, Gabriel Carvalho, João Pantoja, Isabella Gomes, Ingrid Paschoaletto, Gabriela Rodrigues, Ângela Talarico, Humberto Nappo, Laís Machado, Dr. Leandro Godinho, Júlio Miguel Alvarenga, Cecília R. Vieira, Beatriz Bogoni, Bruna Valle, Diainara Figueiredo, Joseana de Freitas, Deborah Ingrid Santos, Pedro Campelo, Almir de Paula, Carolina Aragão, Maria Luiza Santos e Henrique Paulino.

Aos amigos do Laboratório de Fauna e Unidades de Conservação (LAFUC) do Departamento de Engenharia Florestal/ UnB, pela amizade, apoio, aprendizado e convivência: Dr. Reuber A. Brandão, José Marcos, Beatriz Diogo Vasconcelos, Antônio Gabriel, Daniele Faria, Samara Maciel, Renata Aguiar, Aída Giozza, Afonso Meneses, Bruno Corrêa, Mariana Damasco, Glendo Oliveira, Dra. Mariana Eloy Amorim, Ana Beatriz Costa, Millena Saturnino, Paulla Jezuino de Carvalho, Glauber Cunha, Dra. Suelem Leão, Tarcilla Valtuille Guimarães, Vitória Mattos e Dra. Wáldima da Rocha.

Aos amigos de hoje e sempre que me apoiaram, incentivaram e contribuíram para a realização deste sonho (... e que, por ventura, eu tenha esquecido de citar nestes agradecimentos).

Este trabalho é dedicado a três pessoas muito importantes para a conclusão desta etapa e que infelizmente se foram muito cedo: Sr. Paulo Emílio, Marcelo (BG) Bagno e Fábio (Fabão) Curado. Ao seu Paulo Emílio, meu pai, cujos amor e ensinamentos de ética e honestidade são a base pra tudo minha vida. Ao mentor, guru e melhor amigo que alguém poderia ter, BG, por ter me ensinado sobre a vida, sobre as aves, sobre a profissão de ornitólogo e continuar sempre presente em minha vida. E ao Fabão, valioso amigo que participou do trabalho de campo e nos deixou muito cedo, realizando o sonho de todo zoólogo que é estar no campo, desvendando os mistérios dos animais silvestres e de tudo que os cercam.

E, principalmente, agradeço a todos da minha querida família Lyra dos Santos Abreu, em especial, minha amada esposa Vivi (a professora Viviane Evangelista dos Santos Abreu), meus queridíssimos filhos Carol, Elis, Marcelo e Kyan, meus abençoados pai e mãe, Paulo Emílio dos Santos Abreu e Dulcinéa Lyra de Abreu, meus adorados irmãos Paulo Emílio (Filho), Emmanuel, Anderson, Maurício e Williams (Bill), meus queridos sobrinhos: Paulo Emílio Neto, Anderson (Filho), Heloísa, Júlia, José Marcos, Vanessa, Alessandra, José Maurício, Juliana, João Bento e Luís Manoel, lindos sobrinhos-neto: Ícaro e Lisbela, minhas avós Zélia e Georgelina, e todos meus tios e primos, por serem minha inspiração diária, e cujos os esforços e o amor foram fundamentais para eu poder realizar este sonho. Esta vitória é de cada um de vocês!!!

## Sumário

<b>Capítulo 1 – RIVER DAMS AND THE STABILITY OF BIRD COMMUNITIES: A HIERARCHICAL BAYESIAN ANALYSIS AT THE SERRA DO FACÃO HYDROELECTRIC POWER PLANT</b> .....	10
<b>SUMMARY</b> .....	10
<b>INTRODUCTION</b> .....	11
<b>MATERIALS AND METHODS</b> .....	14
Study area .....	14
Bird surveys.....	14
Community parameters .....	15
Environmental predictors .....	17
Hierarchical Bayesian modelling.....	17
<b>RESULTS</b> .....	19
Bird surveys, community parameters, and environmental predictors.....	19
Spatiotemporal models, inference and prediction .....	20
<b>DISCUSSION</b> .....	21
Implications for biodiversity conservation.....	24
<b>SUPPLEMENTARY MATERIALS</b> .....	25
<b>REFERENCES</b> .....	26
<b>FIGURE LEGENDS</b> .....	33
<b>FIGURES</b> .....	34
<b>Material Suplementar do Capítulo 1 – River dams and the stability of bird communities: a hierarchical bayesian analysis at the serra do facão hydroelectric power plant</b> .....	39
Selection of Environmental Predictors .....	39
INLA models .....	40
<b>SUPPLEMENTARY FIGURE LEGENDS</b> .....	58
<b>SUPPLEMENTARY FIGURES</b> .....	59
<b>REFERENCES</b> .....	68
<b>Capítulo 2 – DINÂMICAS TEMPORAIS DE COMUNIDADES DE AVES FRENTE AOS DISTÚRBIOS POR BARRAGENS: MODULARIDADE E COLONIZAÇÕES ASSEGURAM RESILIÊNCIA</b> .....	69
<b>RESUMO</b> .....	69
<b>Introdução</b> .....	71
<b>Materiais e métodos</b> .....	75
Área de estudo .....	75

Variação Temporal.....	76
Coleta de dados.....	79
Guildas ecológicas .....	79
Índices de Diversidade Temporal .....	80
Seleção de modelos GLMM.....	81
Métricas de Estabilidade da Comunidade .....	82
Teste de hipóteses relativas a estabilidade e covariações .....	83
<b>Resultados .....</b>	<b>84</b>
Dinâmicas temporais.....	84
Variações de abundância nas guildas ecológicas.....	89
Sincronias e estabilidade .....	92
<b>Discussão .....</b>	<b>98</b>
<b>Conclusões.....</b>	<b>105</b>
<b>Referências Bibliográficas .....</b>	<b>106</b>
<b>Material Suplementar do Capítulo 2 - Dinâmicas temporais de comunidades de aves frente aos distúrbios por barragens: modularidade e colonizações asseguram resiliência .....</b>	<b>111</b>
Resultados dos testes de comparação múltipla.....	111
Figura.S9.a .....	111
Figura.S10.a. Rank clock plots da diferença da riqueza de aves .....	120
Tabela.S4 – Testes das Razões de Variância (VR) para as covariações de abundância dentro das guildas ecológicas.....	122
Referências .....	123
<b>Capítulo 3 – A HOMOGENEIZAÇÃO BIÓTICA DAS COMUNIDADES DE AVES PROMOVIDA POR BARRAGENS HIDRELÉTRICAS .....</b>	<b>124</b>
<b>Resumo.....</b>	<b>124</b>
<b>Introdução.....</b>	<b>125</b>
<b>Materiais e Métodos .....</b>	<b>130</b>
Área de estudo .....	130
Coleta de dados.....	130
Características ambientais .....	131
Diversidades Filogenética e Funcional .....	132
Períodos em relação à formação da barragem.....	134
Diversidades Beta .....	135
Análises .....	135
<b>Resultados .....</b>	<b>136</b>

<b>Discussão .....</b>	<b>153</b>
<b>Conclusões.....</b>	<b>159</b>
<b>Referências Bibliográficas .....</b>	<b>160</b>
<b>Material Suplementar do Capítulo 3 - A homogeneização biótica das comunidades de aves promovida por barragens hidrelétricas .....</b>	<b>166</b>

# Capítulo 1 – RIVER DAMS AND THE STABILITY OF BIRD COMMUNITIES: A HIERARCHICAL BAYESIAN ANALYSIS AT THE SERRA DO FACÃO HYDROELECTRIC POWER PLANT

## SUMMARY

1. The effects of anthropogenic disturbances upon the resilience and resistance of wildlife communities depend on the heterogeneity and connectivity of habitat remnants on multiple scales. In face of the growing number of hydroelectric dams in biodiversity hotspots at Africa, South America, and Asia, we need to understand the dynamics of wildlife communities following the establishment of dams for adequate assessment of their environmental impact.
2. We used two powerful modelling tools (SPDE and INLA) to create hierarchical spatiotemporal models and assess the effects of reservoir filling on five parameters of the bird community: abundance, richness, phylogenetic diversity, functional diversity and species composition. We used data from 1,145 bird surveys across 20 sample sites over eight years, two years before and six years after the filling of the reservoir.
3. Our findings imply low resistance of bird communities indicated by *(i)* marked impact on community parameters and *(ii)* changes in species composition after the formation of dam, and low resilience of bird communities indicated by *(iii)* lower levels of diversity after the reservoir filling.
4. *Policy implications.* A new paradigm in the assessment of environmental impacts induced by hydroelectric dams is warranted, incorporating the modelling of spatiotemporal variations based on long-term monitoring with surveys initiated before disturbances. Further, adequate assessments must address functional and phylogenetic diversity, and the conservation of alluvial habitats.

**Key-words**

alluvial habitats, dams, disturbance, environmental assessment, functional and phylogenetic diversity, INLA models, SPDE models

**INTRODUCTION**

River basins are dynamic ecosystems that interconnect various types of habitats through complex exchanges of nutrients, resources and individuals, not just linearly along water courses, but also through the soil and air, and across multiple spatial and temporal scales (Soranno et al. 2014). River engineering has directly impacted the connectivity of 60% of the major hydrographic basins worldwide (Nilsson et al. 2005), mainly through hydroelectric dams to supply the energy demands of a growing human population (Panwar, Kaushik & Kothari 2011; Manzano-Agugliaro et al. 2013; Zarfl et al. 2015). There are new 3,700 large and medium dams are projected for the forthcoming decades (Lehner et al. 2011; Poff & Schmidt 2016), mostly in emerging countries of southeast Asia, South America, Africa, Balkans and Caucasus (Beilfuss & Brown 2010; Kareiva 2012; Fearnside 2015). The long-term socio-environmental consequences of these dams are still poorly known or even neglected (Bednarek 2001; Richter et al. 2010; Ziv et al. 2012).

Large hydroelectric dams can affect aquatic and terrestrial biodiversity through habitat loss and fragmentation, changes in the physical and chemical properties of the water, and changes in seasonal flooding regimes (Vörösmarty et al. 2010; Finer & Jenkins 2012; Liermann et al. 2012). Dams also impact feeding and reproductive sites, disturbing dispersal and migration processes of vertebrate populations across the landscape (Fearnside 2001; Fearnside 2006; Alho 2011). These effects often promote a reduction of biodiversity, reordering the trophic structure of communities and favouring generalist species (Cosson et

al. 1999; Benchimol & Peres 2015a; Amorim et al. 2017), ultimately affecting the stability of natural communities (Brandão & Araújo 2008; Passamani & Cerboncini 2013).

Even with their ability to fly, many bird species are sensitive to disturbances and bird communities show a decay in abundance and richness immediately after anthropogenic events and diverse responses in subsequent years (Nilsson & Dynesius 1994; Bennett et al. 2014; Nimmo et al. 2016). Dams often submerge specific and seasonally flooded habitats, eliminating shelters and reproductive, feeding and resting sites for birds (Books 1985; Amorim et al. 2017). Dams also interrupt the natural regimen of floods and droughts, important phenological triggers that signal nurturing provisions and dispersion routes to birds, which forage and breed in river banks and on the water surface (Books 1985; Knutson & Klaas 1997; Poff & Schmidt 2016). Further, dams crumble alluvial forests that are essential for maintaining bird diversity and specific functional groups (Lees & Peres 2006; Bennett, Nimmo & Radford 2014; Benchimol & Peres 2015b). Finally, direct loss of birds by dams can happen due to the mortality of eggs, nestlings and species with reduced flight abilities (Décamp, Joachim & Lauga 1987; Fruget 1992). In the Neotropical region, assessments of the impacts of dams on bird communities are scanty (Cosson et al. 1999; Benchimol & Peres 2015c; Fearnside 2015).

Spatiotemporal modelling was developed for the surveillance of diseases and pollutants, where the identification of spatial and temporal variability can be crucial for health or environmental risk assessments (Cameletti et al. 2013; Blangiardo & Cameletti 2015). The use of spatiotemporal modelling to generate representations of ecological processes over time can be an extraordinary tool in applied conservation issues (Cosandey-Godin et al. 2015; Lindgren & Rue 2015; Wang 2018). This can be especially critical when, in addition to taxonomic diversity (species richness), other components of biodiversity are also addressed. For instance, by focusing exclusively on species richness, environmental risk

assessments can ignore impacts upon evolutionary and functional properties of biological communities (Devictor et al. 2010; Corbelli et al. 2015; Chapman et al. 2018). Phylogenetic diversity measures the evolutionary time represented by different lineages in the community (Emerson & Gillespie 2008; Tucker et al. 2017), whereas functional diversity measures the variation in morphological and physiological traits capable of affecting species contributions to ecosystem function and species responses to environmental change (Petchey & Gaston 2002; Laureto, Cianciaruso & Samia 2015). Phylogenetic and functional diversity are complementary and essential to understanding the structure, composition and dynamics of natural communities. Further, they can be more sensitive to detecting responses to environmental changes than traditional measurements of diversity (Devictor et al. 2010). Nevertheless, such approaches are still wanting in tropical regions (Vallejos, Padial & Vitule 2016; Moreno et al. 2018).

Here, we use hierarchical Bayesian models to evaluate the impacts caused by the formation of a hydroelectric reservoir upon the bird community, by using bird survey data from before and after the disturbance. Hierarchical Bayesian models are a powerful tool to account for the several sources of uncertainty that characterize complex ecological problems, in our case the uncertainties due to spatiotemporal variability and measurement error (Cressie et al. 2009; Kéry & Royle 2015). We modelled the effects of time, flooded area, habitat type and climate seasonality on five community parameters: abundance, richness, phylogenetic diversity, functional diversity and species composition. We predicted that the impacts of the dam on bird communities would be more pronounced: (1) immediately after filling the reservoir; (2) closer to the reservoir, and (3) in alluvial forests, because they are more prone to flooding than surrounding savanna habitats.

## MATERIALS AND METHODS

### *Study area*

We conducted the study around a 218.8 km<sup>2</sup> reservoir created by a dam in the São Marcos river (18° 02' 43.16" S e 47° 40' 32.29" W), between Goiás and Minas Gerais states, central Brazil (Fig. 1). The dam was built for the Serra do Facão hydroelectric power plant, with an installed capacity of 212.6 MW, to support the mining industry in the region (Reinaldo & de Mesquita 2013). The São Marcos river belongs to the River Plate basin, the second largest watershed in South America, and is situated in the Cerrado biome, a global biodiversity hotspot (Myers et al. 2000). Because of the steep relief and pronounced slope towards the São Marcos river, few islands were formed in the reservoir. The climate is tropical with dry winter, Aw in Köppen's classification, with an average annual temperature of 23.4 °C, average annual precipitation of 1,500 mm, and two well-defined seasons—a wet season from October to April, and a dry season from May to September (Alvares et al. 2013; Cardoso, Marcuzzo & Barros 2015). The vegetation consists of a mosaic of grasslands ("campo limpo"), shrubby grasslands ("campo sujo"), arboreal savannas ("cerrado *sensu stricto*"), and rocky scrublands ("campos rupestres"), generally located in plateaus and slopes, interspersed by gallery forests and dry forests ("mata seca"), which dominate in alluvial corridors (Ribeiro et al. 1998; Oliveira-Filho & Ratter 2002; Amorim et al. 2017).

### *Bird surveys*

We selected twelve sampling sites in forest, and another twelve in open habitats, separated by at least 1 km to ensure spatial independence (Fig. 1). The dam was completed in November 2009 and the reservoir reached the operational level in October 2010 (Reinaldo & de Mesquita 2013). Four forest sites were submerged with the filling of the reservoir (November/2009) and were surveyed only before that (F4, F5, F8 and F12; Table 1). We

used the point count method, recording all birds seen or heard during 20 min, within a 50 m-radius circle (Bibby et al. 2000). We conducted surveys during peak bird activity times (06:00–10:00 and 16:00–19:00), from May 2008 until July 2015: 16 trimestral fieldtrips between May 2008 and February 2012, and six fieldtrips between February 2013 and July 2015, at irregular intervals (4–10 months). During each fieldtrip, we performed 2–9 surveys at each site, totalling 1,145 surveys and 22 fieldtrips. In each fieldtrip and within each site, survey points were placed at least 200 m apart. On average, we performed 52 surveys/fieldtrip (37–88) and 47.8 surveys/site (9–88) (Supporting Information Table S1).

### *Community parameters*

For each survey, we calculated five bird community parameters: abundance, richness, phylogenetic diversity, functional diversity, and species composition. We estimated bird abundance and richness, respectively, as the total counts of individuals and species. To estimate phylogenetic diversity (hereafter *PD*), we used Faith's index (Faith 1992), corresponding to the sum of branch lengths in the phylogeny uniting all species in the survey and calculated with package PICANTE (Kembel et al. 2010). We produced a species tree uniting the 230 bird species in our study from 1,000 gene trees representing the global phylogeny of birds (Jetz et al. 2012) and downloaded from BirdTree ([www.birdtree.org](http://www.birdtree.org), accessed 16/10/2018). The species tree (Supporting Information Fig. S1) was built from a single-linkage hierarchical clustering applied to a distance matrix representing the mean divergence time of each pair of tips for all gene trees (Maddison & Knowles 2006), using package APE (Paradis, Claude & Strimmer 2004).

We used the following traits to estimate functional diversity (hereafter *FD*): body mass, trophic guild, use of vegetation strata, preferred habitat, migratory lifestyle, and riparian association. We obtained body mass values (g) from Dunning (2008) and assigned

bird species to seven trophic guilds (carnivores, insectivores, frugivores, nectarivores, piscivores, granivores and omnivores, per Sick 1997; Bagno & Marinho-Filho 2001), six vegetation strata guilds (water, ground, understory, midstorey, canopy and above canopy), three preferential habitat guilds (forest, savanna, aquatic, per Silva 1995; Silva 1996; Bagno & Marinho-Filho 2001). We regarded as migratory 25 species that perform ecological interactions over great geographic distances, across habitats, biomes or continents, including some resident species characterized by the migration of some populations (Negret & Negret 1981; Sick 1984; Negret 1988). Finally, we classified 22 species as riparian, because of their close association with riverine habitats and swamps (Brandão & Araújo 2008; Alho 2011). A list of species and their functional traits is in Supplementary Information Appendix S1, the taxonomy following Remsen et al. (2015). With these traits, we built a distance matrix based on Gower's coefficient (Gower 1971) and produced a functional dendrogram (Supporting Information Fig. S2) with the unweighted pair-group method with arithmetic mean (UPGMA) using package CLUSTER (Maechler et al. 2018). We measured *FD* as Rao's diversity coefficient or quadratic entropy (Rao 1982; Botta-Dukat 2005) using package FD (Laliberté & Legendre 2010; Laliberté, Legendre & Shipley 2014).

To represent variation in species composition across surveys, we used the scores of the first axis of a detrended correspondence analysis (DCA) of bird survey data using package VEGAN (Oksanen et al. 2018). Scores along the first DCA axis (eigenvalue = 0.50) mainly represented a gradient of habitat association, separating forest (negative scores; e.g., *Penelope supercilialis*, *Amazona amazonica* and *Baryphthengus ruficapillus*) and savanna species (positive scores; e.g. *Taoniscus nanus*, *Hirundinea ferruginea* and *Emberizoides herbicola*) (Supporting Information Fig. S3).

### *Environmental predictors*

To model the spatiotemporal changes in bird community parameters, we measured eight predictors, representing distinct environmental effects. To represent the shifting spatial gradient due to the effects of habitat flooding and proximity to the reservoir, we calculated, for each fieldtrip and site, (1) the percentage of flooded areas within a 1-km radius around the centre of each site (*%Flooded*) and (2) the smallest between the distance from the centre of each site to the reservoir or to the nearest waterbody (*Distance*), from Landsat7 images (United States Geological Survey, <https://earthexplorer.usgs.gov/>, accessed on 1 September 2016), before and after the filling of the reservoir (November 2009 and June 2015). To represent the temporal variation, we used (3) the number of months (*Time*) from the completion of the dam and onset of reservoir filling (November 2009 = 0) and (4) the survey periods (*Period*) grouped in three classes: before the onset of reservoir filling (2008-2009), the next three years after that (2010-2012, “short-term”), and the three subsequent years (2013-2015, “medium-term”). To account for differences in vegetation cover among sites, we recorded (5) the vegetation physiognomy (*Habitat*) as forest (dry forest or gallery forest) or open (grasslands, shrubby grasslands, arboreal savannas or rocky scrublands) habitats, and measured (6) the Normalized Difference Vegetation Index (*NDVI*) from Landsat7 images within a 150-m radius from the centre of each site, in each fieldtrip (Table S2). Finally, to account for climatic seasonality, we obtained monthly average (7) precipitation and (8) relative air humidity records from a local weather station, 2.9 km from the dam (Instituto Nacional de Meteorologia, <http://www.inmet.gov.br/>, accessed on 8 March 2018).

### *Hierarchical Bayesian modelling*

Before implementing hierarchical Bayesian models, we selected the best environmental predictors of each bird community parameter using a Guided Regularized

Random Forest (GRRF) analysis, with package RRF (Deng & Runger 2012; Deng 2013; Deng & Runger 2013) to minimize potential instances of collinearity and overdetermination (Dormann et al. 2013). We provide details about this step in the Supporting Information. We used two powerful tools to model the spatiotemporal variation in bird community parameters: Stochastic Partial Differential Equations (SPDE) combined with the Integrated Nested Laplace Approximations (INLA) algorithm. SPDE is an efficient approach to make inference about a continuously indexed spatial process changing in time (e.g., a Gaussian random field – GRF with Matérn covariance structure) and to predict it at desired locations (Lindgren, Rue & Lindstrom 2011; Cameletti et al. 2013). This is achieved by substituting the GRF with a discretely indexed random process (i.e., a Gaussian Markov Random Field – GMRF), represented as a neighbourhood mesh structure (Lindgren & Rue 2015). The INLA approach is an efficient alternative to computationally- and time-intensive Markov Chain Monte Carlo (MCMC) methods normally used for Bayesian inference (Rue, Martino & Chopin 2009). Using the combined SPDE and INLA approaches, we modelled each bird community parameter across the study area for each year of study, accounting for the spatial dependency between sampling sites and for the effects of selected environmental predictors (see the Supporting Information Appendix 1 for details). We calculated the mean values of bird abundance and richness at each site for each fieldtrip and used the rounded (integer) values in statistical analyses, assuming they followed a Poisson distribution. We assumed the remaining parameters followed a Gaussian (normal) distribution, but  $\log_{10}$ -transformed the *PD* values to improve their distribution and also scaled the values of *NDVI*, *%Flooded*, *Distance*, *Precipitation*, and *Humidity* to zero mean and unit variance prior to analyses.

We implemented hierarchical Bayesian models with the R-INLA package (Rue, Martino & Chopin 2009; Rue et al. 2017), using the default and recommended settings for priors (Held, Schrödle & Rue 2010) and the “*laplace*” (most accurate) approximation to

estimate the posterior marginal distributions of all model random effects and parameters (Martins et al. 2013). To select best candidate models, we evaluated different combinations of spatiotemporal correlation structures and mesh designs, based on cross-validated predictive ordinate (CPO) values (Ferkkingstad, Held & Rue 2017). We created four mesh designs using the constrained refined Delauney triangulation applied to sampling site locations, by varying the sizes of triangles within and outside the sampled area (Supporting Information Fig. S4), attempting to minimize any boundary effects (Lindgren & Rue 2015). We evaluated four spatiotemporal correlation structures by considering different temporal evolutions of the spatial random effect: (I) the spatial random effect is constant over time; (II) the spatial random effect is different each year of the study, constant within years; (III) the spatial random effect is correlated in consecutive years, constant within years; and (IV) the spatial random effect is different each month of the study.

## RESULTS

### *Bird surveys, community parameters, and environmental predictors*

For eight years, we recorded 14.505 individual birds, representing 230 species, 49 families and 22 orders (Table S3). Overall, the bird community around the Serra do Facão hydroelectric power plant comprised mainly insectivorous species from midstorey strata of forest habitats (Fig. S5). The five bird community parameters were significantly intercorrelated ( $P < 0.001$ ), but there were high and positive correlations only between abundance, richness and  $PD$  (Fig. S6). Species composition was weakly and negatively correlated with abundance, richness and  $PD$ , but positively correlated with  $FD$ . Finally,  $FD$  was weakly correlated with the remaining community parameters. The GRRF analyses retained *Time* and *Humidity* as important predictors of all community parameters; *Habitat* as

important of all but abundance; *Precipitation* of abundance, *FD* of composition; *NDVI* of richness, *PD* of composition; and *Distance* as important only of *PD* (Fig. 2).

### *Spatiotemporal models, inference and prediction*

CPO values indicated that, overall, model performance was similar regardless of the spatiotemporal correlation structure or mesh design (Supporting Information Fig. S7).

Because correlation structure I ignores the temporal effects while correlation structure IV is unpractical, by considering each month as an independent iteration of the random field, we selected the best model between correlation structures II or III, with the corresponding best mesh design. As the final model for each community parameter was based on a different realization of the random field each year, the spatial effects differed from year to year (Fig. 3). Overall, standard deviation patterns for the random fields reflected the amount of information, with reduced uncertainty in regions of greater concentration of sampling sites (Supporting Information Fig. S8). Moreover, there was reduced uncertainty between 2009-2013 for all community parameters, except for *PD*, whose standard deviation values were greater in 2010-2011 (Supporting Information Fig. S8).

The final model for bird abundance was based on spatiotemporal correlation structure II and mesh design IV. Abundance was negatively correlated with *Humidity* and positively correlated with *Precipitation*, while the other predictors had no significant effect (Table 1). Immediately after the filling of the reservoir (2011), abundance declined sharply and recovered only in the last year of the study, reaching higher levels than in 2008 (Fig. 3).

The final model for bird richness was based on spatiotemporal correlation structure III and mesh design IV. Bird richness was negatively correlated with *Humidity*, while the other predictors had no significant effect (Table 1). Richness decreased steadily beginning in 2009, never returning to original levels (Fig. 3).

The final model for bird phylogenetic diversity was based on spatiotemporal correlation structure III and mesh design I. Phylogenetic diversity was negatively correlated with *Humidity* and *NDVI*, but positively correlated with *Time*, while the other predictors had no significant effect (Table 1). Phylogenetic diversity reduced drastically in 2011, immediately after the filling of the reservoir, and only recovered in 2015 (Fig. 3).

The final model for bird functional diversity was based on spatiotemporal correlation structure II and mesh design III. Functional diversity was negatively correlated with *Humidity* and all other predictors had no significant effect (Table 1). The lowest values of functional diversity occurred in 2011, immediately after the filling of the reservoir, and recovered afterwards but never returning to original levels (Fig. 3).

The final model for bird species composition was based on spatiotemporal correlation structure III and mesh design IV. None of the environmental predictors had a significant effect on species composition (Table 1). The smaller values of species composition indicate a predominance of forest species in the first three years of the study; conversely, after 2011 there was increased dominance of open vegetation species (Fig. 3).

## **DISCUSSION**

We used hierarchical Bayesian models to assess the impacts of the flooding of the Serra do Facão hydroelectric power plant reservoir upon the bird community. We found that community parameters varied primarily with vegetation cover, the Cerrado's seasonal rhythms, and time since reservoir filling. The retention of *NDVI* and *Habitat* as important predictors of community parameters highlights the effects of changes in vegetation cover upon Cerrado bird communities (Silva 1995; Silva 1996). Likewise, the selection of *Humidity* and *Precipitation* as important predictors of community parameters reflects the influence of climate seasonality on Cerrado birds, characterized by greater diversity (richness, *PD* and

*FD*) at the end of the dry season, which coincides with the onset of the breeding season and arrival of most migratory species in central Brazil (Negret & Negret 1981; Sick 1984; Bagno & Marinho-Filho 2001). Finally, our spatiotemporal models evidenced (1) a reduction of diversity parameters in the year following the reservoir filling, highlighting the low resistance of the bird community to the disturbance; (2) an increase in the proportion of savanna species following the reservoir filling; and (3) the failure of community parameters to return to original levels, highlighting the low resilience of the bird community.

In general, vertebrate communities are characterized by low resistance to floods (Knutson & Klaas 1997; Munes et al. 2015, but see Mesquita, 2015 #491). Dam floods impact resource availability and species interactions, affecting the reproductive success and survival of bird populations (Books 1985). During the filling of reservoirs, many species are forced to flee, while opportunistic—usually predatory, piscivorous and insectivorous—species are attracted by the sudden supply of prey (Cosson et al. 1999; Passamani & Cerboncini 2013). This thickening of opportunistic species in the remnants adjacent to reservoirs can promote the intensification of density-dependent processes (e.g., competition, predation, parasitism), with a subsequent restructuring of the communities (Brandão & Araújo 2008; Alho 2011). In the period of community restructuring following a disturbance, called relaxation time, some populations are extinguished locally, while other species colonize new environments formed (Metzger et al. 2009). This restructuring may result in loss of evolutionary lineages or relevant ecosystem functions, diminishing the ecological stability of communities (Munes et al. 2015; Chapman et al. 2018). In the present study, there was a reduction of abundance, richness, *PD* and *FD* in the year following the filling of the reservoir, indicating the low resistance of the bird communities to the formation of the dam.

The reduction of richness, *PD* and *FD* was accompanied by a clear alteration of species composition, with an increased proportion of savanna species. The ecological stability of communities is related to environmental heterogeneity, since the formation of environmental gradients allows populations to respond differently to extreme variations (“portfolio effect”, Schindler et al. 2010; Malpas et al. 2013). Hence, the presence of alluvial habitats remnants is critical to maintaining ecological stability in riparian communities subjected to disturbance (Bennett, Nimmo & Radford 2014; Munes et al. 2015; Nimmo et al. 2016). The region around the Serra do Facão reservoir has been strongly altered by livestock, agriculture and mining in the last 300 years (Gomes et al. 2015). This is the second major dam built on the São Marcos river and there is no conservation unit greater than 10,000 ha within a 250 km radius of the dam. Large and/or successive dams on the same river basin promote even more deleterious effects due to the synchronization of ecological processes (e.g., unavailability of reproductive sites) (McCluney et al. 2014; Wang 2018), and to the reduction of spatial heterogeneity; after all, the margins of a newly formed reservoir generally do not replicate the same alluvial habitats that previously existed (Cosson et al. 1999; Brandão & Araújo 2008; Alho 2011). The reduced proportion of forest birds after the filling of the Serra do Facão reservoir corroborates the prediction that dam impacts are more pronounced on forest environments (Gomes et al. 2015).

The prediction of a spatial gradient in relation to the reservoir was not corroborated in our study. However, the clear reduction of diversity even in areas far from the reservoir demonstrates the high sensitivity of bird communities to the disturbance. In general, the ecological sensitivity of bird communities stems from the notorious flight capacity of most species, whose individuals can quickly cross large distances between the remnants of a riparian macrosystem (Negret & Negret 1981; Sick 1984; Kerr et al. 2002; Bennett, Nimmo & Radford 2014). However, this also allows anthropogenic disturbances to trigger changes in

ecological processes at wider spatial scales, beyond the edges of riverine macrosystems (Nilsson & Dynesius 1994; Poff & Schmidt 2016; Wang 2018). Analogous to spatial unfolding, anthropogenic impacts, even if intense and time-restricted, may have indirect effects on communities over much longer time scales (Petchey et al. 2007; Emerson & Gillespie 2008; Benchimol & Peres 2015b). The low resilience of bird communities to the creation of river reservoirs is demonstrated in our study, where richness, *PD* and *FD* remained at lower levels even six years after the formation of the reservoir. Relaxation time against disturbances can extend for up to 50 years in temperate zone or tropical bird communities (Cosson et al. 1999; Metzger et al. 2009; Palmeirim, Peres & Rosas 2014).

#### *Implications for biodiversity conservation*

Our results highlight the low resistance and low resilience of bird communities after the creation of a hydroelectric dam, with pronounced changes in species composition after the disturbance, and the failure to recover levels of taxonomic, phylogenetic and functional diversity even after six years. Future studies should determine the patterns of heterogeneity, connectivity, and ecological interactions that influence the resilience of animal communities to such disturbances. This is one of the few works to evaluate hydroelectric dam impacts on Neotropical communities over a period of more than five years, with pre-disturbance sampling (Bennett et al. 2014; Benchimol & Peres 2015a; Gomes et al. 2015; Amorim et al. 2017), and also one of the first to consider other facets of diversity in impact assessments (Devictor et al. 2010; Chapman et al. 2018). Future research should focus on crucial periods of reservoir filling, when ecological processes are intensified, and also maintain long-term sampling efforts that allow for long periods of relaxation of biotic communities.

In general, the environmental costs of hydroelectric dams are still underestimated or neglected during feasibility analyses; and the decision of new investments in the energy

matrix mainly serves economic interests that aim to export commodities by emerging countries (Fearnside 2014; Benchimol & Peres 2015b; Fearnside 2015). Guidelines that would minimize environmental losses include: (1) avoiding barring major river basin courses, giving preference to smaller secondary courses; (2) considering the geographic location and landscape aspects in the choice of new dams, to maintain the connectivity of natural remnants; and (3) ensuring the preservation of areas near reservoirs, capable of maintaining the supply of resources and conserving the functional and phylogenetic attributes of regional communities (Fearnside 2005; Brandão & Araújo 2008; Ziv et al. 2012; Benchimol & Peres 2015b; Benchimol & Peres 2015a). The planning of new dams must weigh (trade-offs) economic and conservationist interests, rather than considering only one side, which in the future will result in the infeasibility of both, with negative consequences for wildlife communities and the human society.

## **SUPPLEMENTARY MATERIALS**

**Supporting Information Appendix S1**

**Supporting Information Figure S1**

**Supporting Information Figure S2**

**Supporting Information Figure S3**

**Supporting Information Figure S4**

**Supporting Information Figure S5**

**Supporting Information Figure S6**

**Supporting Information Figure S7**

**Supporting Information Figure S8**

## REFERENCES

- Alho, C.J.R. (2011) Environmental effects of hydropower reservoirs on wild mammals and freshwater turtles in Amazonia: a review. *Oecologia Australis*, **15**, 593-604.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Goncalves, J.L.D. & Sparovek, G. (2013) Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, **22**, 711-728.
- Amorim, M.E., Schoener, T.W., Santoro, G., Lins, A.C.R., Piovia-Scott, J. & Brandão, R.A. (2017) Lizards on newly created islands independently and rapidly adapt in morphology and diet. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **114**, 8812-8816.
- Bagno, M. & Marinho-Filho, J. (2001) A avifauna do Distrito Federal: Uso de ambientes abertos e florestais e ameaças. *Cerrado: Caracterização e Recuperação de Matas de Galeria* (eds J.M. Felfili, J.F. Ribeiro, C.W. Fagg & J.W.B. Machado), pp. 495-528. Embrapa Cerrados, Brasília.
- Bednarek, A.T. (2001) Undamming rivers: A review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental Management*, **27**, 803-814.
- Beilfuss, R. & Brown, C. (2010) Assessing environmental flow requirements and trade-offs for the Lower Zambezi River and Delta, Mozambique. *International Journal of River Basin Management*, **8**, 127-138.
- Benchimol, M. & Peres, C.A. (2015a) Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. *Journal of Ecology*, **103**, 408-420.
- Benchimol, M. & Peres, C.A. (2015b) Predicting local extinctions of Amazonian vertebrates in forest islands created by a mega dam. *Biological Conservation*, **187**, 61-72.
- Benchimol, M. & Peres, C.A. (2015c) Widespread forest vertebrate extinctions induced by a mega hydroelectric dam in lowland Amazonia. *PloS one*, **10**, 1-15.
- Bennett, A.F., Nimmo, D.G. & Radford, J.Q. (2014) Riparian vegetation has disproportionate benefits for landscape- scale conservation of woodland birds in highly modified environments. *Journal of Applied Ecology*, **51**, 514-523.
- Bennett, J.M., Nimmo, D.G., Clarke, R.H., Thomson, J.R., Cheers, G., Horrocks, G.F.B., Hall, M., Radford, J.Q., Bennett, A.F. & Mac Nally, R. (2014) Resistance and resilience: can the abrupt end of extreme drought reverse avifaunal collapse? *Diversity and Distributions*, **20**, 1321-1332.
- Bibby, C.J., Burguess, N., Hill, D. & Mustoe, S. (2000) *Bird Census Techniques*, 2nd Edition edn. Academic Press, London.
- Blangiardo, M. & Cameletti, M. (2015) *Spatial and Spatio-temporal Bayesian Models with R-INLA*, 1st edn. John Wiley & Sons, Oxford.
- Books, G.G. (1985) Avian interactions with mid-columbia river water level fluctuations. *Northwest Science*, **59**, 304-312.
- Botta-Dukat, Z. (2005) Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, **16**, 533-540.
- Brandão, R.A. & Araújo, A.F.B. (2008) Changes in anuran species richness and abundance resulting from hydroelectric dam flooding in Central Brazil. *Biotropica*, **40**, 263-266.
- Cameletti, M., Lindgren, F., Simpson, D. & Rue, H. (2013) Spatio-temporal modeling of particulate matter concentration through the SPDE approach. *Asta-Advances in Statistical Analysis*, **97**, 109-131.
- Cardoso, M.R.D., Marcuzzo, F.F.N. & Barros, J.R. (2015) Classificação climática de Köppen-Geiger para o estado de Goiás e o Distrito Federal. *Acta Geográfica*, **8**, 40-55.

- Chapman, P.M., Tobias, J.A., Edwards, D.P. & Davies, R.G. (2018) Contrasting impacts of land-use change on phylogenetic and functional diversity of tropical forest birds. *Journal of Applied Ecology*, **55**, 1604-1614.
- Corbelli, J.M., Zurita, G.A., Filloy, J., Galvis, J.P., Vespa, N.I. & Bellocq, I. (2015) Integrating taxonomic, functional and phylogenetic beta diversities: Interactive effects with the biome and land use across taxa. *PloS one*, **10**, 17.
- Cosandey-Godin, A., Krainski, E.T., Worm, B. & Flemming, J.M. (2015) Applying Bayesian spatiotemporal models to fisheries bycatch in the Canadian Arctic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **72**, 186-197.
- Cosson, J.F., Ringuet, S., Claessens, O., de Massary, J.C., Dalecky, A., Villiers, J.F., Granjon, L. & Pons, J.M. (1999) Ecological changes in recent land-bridge islands in French Guiana, with emphasis on vertebrate communities. *Biological Conservation*, **91**, 213-222.
- Cressie, N., Calder, C.A., Clark, J.S., Hoef, J.M.V. & Wikle, C.K. (2009) Accounting for uncertainty in ecological analysis: The strengths and limitations of hierarchical statistical modeling. *Ecological Applications*, **19**, 553-570.
- Décamps, H., Joachim, J. & Lauga, J. (1987) The importance for birds of the riparian woodlands within the alluvial corridor of the River Garonne, southwest France. *River Research and Applications*, **1**, 301-316.
- Deng, H. (2013) Guided random forest in the RRF package. *arXiv*, **1306.0237v1**, 1-2.
- Deng, H.T. & Runger, G. (2012) Feature selection via regularized trees. *2012 International Joint Conference on Neural Networks (IJCNN)*.
- Deng, H.T. & Runger, G. (2013) Gene selection with guided regularized random forest. *Pattern Recognition*, **46**, 3483-3489.
- Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W. & Mouquet, N. (2010) Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters*, **13**, 1030-1040.
- Dormann, C.F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carre, G., Marquez, J.R.G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitao, P.J., Munkemuller, T., McClean, C., Osborne, P.E., Reineking, B., Schroder, B., Skidmore, A.K., Zurell, D. & Lautenbach, S. (2013) Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, **36**, 27-46.
- Dunning Jr, J.B. (2008) *CRC Handbook of Avian Body Masses*, 2nd Edition edn. CRC press, Boca Raton.
- Emerson, B.C. & Gillespie, R.G. (2008) Phylogenetic analysis of community assembly and structure over space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, **23**, 619-630.
- Faith, D.P. (1992) Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation*, **61**, 1-10.
- Fearnside, P.M. (2001) Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Management*, **27**, 377-396.
- Fearnside, P.M. (2005) Brazil's Samuel dam: lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. *Environmental Management*, **35**, 1-19.
- Fearnside, P.M. (2006) Dams in the Amazon: Belo Monte and Brazil's hydroelectric development of the Xingu River basin. *Environmental Management*, **38**, 16-27.
- Fearnside, P.M. (2014) Impacts of Brazil's Madeira River dams: unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Science & Policy*, **38**, 164-172.

- Fearnside, P.M. (2015) Amazon dams and waterways: Brazil's Tapajós basin plans. *Hidrelétricas na Amazônia: Impactos Ambientais e Sociais na Tomada de Decisões sobre Grandes Obras* (ed. P.M. Fearnside), pp. 426-439. Editora do INPA, Manaus.
- Ferkingstad, E., Held, L. & Rue, H. (2017) Fast and accurate Bayesian model criticism and conflict diagnostics using R-INLA. *Stat*, **6**, 331-344.
- Finer, M. & Jenkins, C.N. (2012) Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *PloS one*, **7**, 1-9.
- Fruget, J.F. (1992) Ecology of the lower Rhone after 200 years of human influence - a review. *Regulated Rivers-Research & Management*, **7**, 233-246.
- Gomes, L.D., Rocha, C.R., Brandão, R.A. & Marinho, J. (2015) Mammal richness and diversity in Serra do Facão region, southeastern Goiás state, central Brazil. *Biota Neotropica*, **15**, 11.
- Gower, J.C. (1971) A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics*, **27**, 857-871.
- Held, L., Schrödle, B. & Rue, H. (2010) Posterior and cross-validatory predictive checks: A comparison of MCMC and INLA. *Statistical Modelling and Regression Structures* (eds T. Kneib & G. Tutz), pp. 91-110. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Jetz, W., Thomas, G.H., Joy, J.B., Hartmann, K. & Mooers, A.O. (2012) The global diversity of birds in space and time. *Nature*, **491**, 444-448.
- Kareiva, P.M. (2012) Dam choices: analyses for multiple needs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **109**, 5553-5554.
- Kembel, S.W., Cowan, P.D., Helmus, M.R., Cornwell, W.K., Morlon, H., Ackerly, D.D., Blomberg, S.P. & Webb, C.O. (2010) Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics*, **26**, 1463-1464.
- Kerr, B., Riley, M.A., Feldman, M.W. & Bohannan, B.J.M. (2002) Local dispersal promotes biodiversity in a real-life game of rock-paper-scissors. *Nature*, **418**, 171-174.
- Kéry, M. & Royle, J.A. (2015) *Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of Distribution, Abundance and Species Richness in R and BUGS. Volume 1. Prelude and Static Models*. Elsevier, London.
- Knutson, M.G. & Klaas, E.E. (1997) Declines in abundance and species richness of birds following a major flood on the Upper Mississippi River. *Auk*, **114**, 367-380.
- Laliberté, E. & Legendre, P. (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, **91**, 299-305.
- Laliberté, E., Legendre, P. & Shipley, B. (2014) FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.
- Laureto, L.M.O., Cianciaruso, M.V. & Samia, D.S.M. (2015) Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Natureza & Conservação*, **13**, 112-116.
- Lees, A.C. & Peres, C.A. (2006) Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier. *Biological Conservation*, **133**, 198-211.
- Lehner, B., Liermann, C.R., Revenga, C., Vorosmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., Doll, P., Endejan, M., Frenken, K., Magome, J., Nilsson, C., Robertson, J.C., Rodel, R., Sindorf, N. & Wisser, D. (2011) High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **9**, 494-502.
- Liermann, C.R., Nilsson, C., Robertson, J. & Ng, R.Y. (2012) Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. *Bioscience*, **62**, 539-548.
- Lindgren, F. & Rue, H. (2015) Bayesian spatial modelling with R-INLA. *Journal of Statistical Software*, **63**, 1-25.

- Lindgren, F., Rue, H. & Lindstrom, J. (2011) An explicit link between Gaussian fields and Gaussian Markov random fields: The stochastic partial differential equation approach. *Journal of the Royal Statistical Society Series B-Statistical Methodology*, **73**, 423-498.
- Maddison, W.P. & Knowles, L.L. (2006) Inferring phylogeny despite incomplete lineage sorting. *Systematic Biology*, **55**, 21-30.
- Maechler, M., Rousseeuw, P., Struyf, A., Hubert, M. & Hornik, K. (2018) cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions. R package version 2.0.7-1.
- Malpas, L.R., Smart, J., Drewitt, A., Sharps, E. & Garbutt, A. (2013) Continued declines of redshank *Tringa totanus* breeding on saltmarsh in Great Britain: is there a solution to this conservation problem? *Bird study*, **60**, 370-383.
- Manzano-Agugliaro, F., Alcayde, A., Montoya, F.G., Zapata-Sierra, A. & Gil, C. (2013) Scientific production of renewable energies worldwide: an overview. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, **18**, 134-143.
- Martins, T.G., Simpson, D., Lindgren, F. & Rue, H. (2013) Bayesian computing with INLA: New features. *Computational Statistics & Data Analysis*, **67**, 68-83.
- McCluney, K.E., Poff, N.L., Palmer, M.A., Thorp, J.H., Poole, G.C., Williams, B.S., Williams, M.R. & Baron, J.S. (2014) Riverine macrosystems ecology: sensitivity, resistance, and resilience of whole river basins with human alterations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **12**, 48-58.
- Metzger, J.P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C., Teixeira, A.M.G. & Pardini, R. (2009) Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, **142**, 1166-1177.
- Moreno, C.E., Calderon-Patron, J.M., Martin-Regalado, N., Martinez-Falcon, A.P., Ortega-Martinez, I.J., Rios-Diaz, C.L. & Rosas, F. (2018) Measuring species diversity in the tropics: a review of methodological approaches and framework for future studies. *Biotropica*, **50**, 929-941.
- Munes, E.C., Dixon, M.D., Swanson, D.L., Merkord, C.L. & Benson, A.R. (2015) Large, infrequent disturbance on a regulated river: response of floodplain forest birds to the 2011 Missouri River flood. *Ecosphere*, **6**, 1-19.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853-858.
- Negret, Á. (1988) Fluxos migratórios na avifauna da Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **5**, 209-214.
- Negret, A.J. & Negret, R.A. (1981) *As aves migratórias do Distrito Federal*, 1st edn. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, Brasília.
- Nilsson, C. & Dynesius, M. (1994) Ecological effects of river regulation on mammals and birds - a review. *Regulated Rivers-Research & Management*, **9**, 45-53.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M. & Revenga, C. (2005) Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, **308**, 405-408.
- Nimmo, D.G., Haslem, A., Radford, J.Q., Hall, M. & Bennett, A.F. (2016) Riparian tree cover enhances the resistance and stability of woodland bird communities during an extreme climatic event. *Journal of Applied Ecology*, **53**, 449-458.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E. & Wagner, H. (2018) vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-3. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. (2002) Vegetation physiognomies and woody flora of the cerrado biome. *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna* (eds P.S. Oliveira & R.J. Marquis), pp. 91-120. Columbia University Press, New York.

- Palmeirim, A.F., Peres, C.A. & Rosas, F.C.W. (2014) Giant otter population responses to habitat expansion and degradation induced by a mega hydroelectric dam. *Biological Conservation*, **174**, 30-38.
- Panwar, N.L., Kaushik, S.C. & Kothari, S. (2011) Role of renewable energy sources in environmental protection: A review. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, **15**, 1513-1524.
- Paradis, E., Claude, J. & Strimmer, K. (2004) APE: Analyses of Phylogenetics and Evolution in R language. *Bioinformatics*, **20**, 289-290.
- Passamani, M. & Cerboncini, R.A.S. (2013) The effects of the creation of a hydroelectric dam on small mammals' communities in central Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, **8**, 9-16.
- Petchey, O.L., Evans, K.L., Fishburn, I.S. & Gaston, K.J. (2007) Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology*, **76**, 977-985.
- Petchey, O.L. & Gaston, K.J. (2002) Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, **5**, 402-411.
- Poff, N.L. & Schmidt, J.C. (2016) How dams can go with the flow. *Science*, **353**, 1099-1100.
- Rao, C.R. (1982) Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. *Theoretical Population Biology*, **21**, 24-43.
- Reinaldo, H.C. & de Mesquita, H.A. (2013) Davinópolis (GO) e a Hidrelétrica Serra do Facão no Rio São Marcos: algumas controvérsias. *OKARA: Geografia em debate*, **7**, 96-111.
- Remsen Jr, J., Cadena, C., Jaramillo, A., Nores, M., Pacheco, J., Pérez-Emán, J., Robbins, M., Stiles, F., Stotz, D. & Zimmer, K. (2015) A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union.
- Ribeiro, J.F., Walter, B.M.T., Sano, S. & Almeida, S.d. (1998) Fitofisionomias do bioma Cerrado. *Cerrado: ambiente e flora* (eds S. Sano & S. Almeida), pp. 89-166. Embrapa Cerrados, Brasília.
- Richter, B.D., Postel, S., Revenga, C., Scudder, T., Lehner, B., Churchill, A. & Chow, M. (2010) Lost in development's shadow: the downstream human consequences of dams. *Water Alternatives*, **3**, 14.
- Rue, H., Martino, S. & Chopin, N. (2009) Approximate Bayesian inference for latent Gaussian models by using Integrated Nested Laplace Approximations. *Journal of the Royal Statistical Society Series B-Statistical Methodology*, **71**, 319-392.
- Rue, H., Riebler, A., Sorbye, S.H., Illian, J.B., Simpson, D.P. & Lindgren, F.K. (2017) Bayesian computing with INLA: A review. *Annual Review of Statistics and Its Application*, Vol 4, **4**, 395-421.
- Schindler, D.E., Hilborn, R., Chasco, B., Boatright, C.P., Quinn, T.P., Rogers, L.A. & Webster, M.S. (2010) Population diversity and the portfolio effect in an exploited species. *Nature*, **465**, 609-612.
- Sick, H. (1984) Migrações de aves na América do Sul continental. *Publicação Técnica*, pp. 217-243. Centro de Estudo de Migração de Aves, Brasília.
- Sick, H. (1997) *Ornitologia Brasileira*, 2nd edn. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Silva, J.M.C.d. (1995) Avian inventory of the Cerrado region, South America: implications for biological conservation. *Bird Conservation International*, **5**, 291-304.
- Silva, J.M.C.d. (1996) Distribution of Amazonian and Atlantic birds in gallery forests of the Cerrado region, South America. *Ornitologia Neotropical*, **7**, 1-18.
- Soranno, P.A., Cheruvilil, K.S., Bissell, E.G., Bremigan, M.T., Downing, J.A., Fergus, C.E., Filstrup, C.T., Henry, E.N., Lottig, N.R., Stanley, E.H., Stow, C.A., Tan, P.N., Wagner, T. & Webster, K.E. (2014) Cross-scale interactions: quantifying multiscaled

- cause-effect relationships in macrosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **12**, 65-73.
- Tucker, C.M., Cadotte, M.W., Carvalho, S.B., Davies, T.J., Ferrier, S., Fritz, S.A., Grenyer, R., Helmus, M.R., Jin, L.S., Mooers, A.O., Pavoine, S., Purschke, O., Redding, D.W., Rosauer, D.F., Winter, M. & Mazel, F. (2017) A guide to phylogenetic metrics for conservation, community ecology and macroecology. *Biological Reviews*, **92**, 698-715.
- Vallejos, M.A.V., Padial, A.A. & Vitule, J.R.S. (2016) Human-induced landscape changes homogenize Atlantic forest bird assemblages through nested species loss. *PloS one*, **11**, 1-17.
- Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Liermann, C.R. & Davies, P.M. (2010) Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, **467**, 555-561.
- Wang, G.M. (2018) Bayesian spatiotemporal dynamic models for regional dynamics of avian populations. *Ecological Informatics*, **45**, 31-37.
- Zarfl, C., Lumsdon, A.E., Berlekamp, J., Tydecks, L. & Tockner, K. (2015) A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences*, **77**, 161-170.
- Ziv, G., Baran, E., Nam, S., Rodriguez-Iturbe, I. & Levin, S.A. (2012) Trading-off fish biodiversity, food security, and hydropower in the Mekong River Basin. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **109**, 5609-5614.

**TABLE 1** Posterior estimates (mean  $\pm$  standard deviation and 95% credibility interval) of parameters from hierarchical Bayesian models relating bird community characteristics to environmental predictors around the Serra do Facão hydroelectric power plant, central Brazil.

Community characteristic	Parameter	Mean	SD	$Q_{0.025}$	$Q_{0.975}$
Abundance (Correlation structure 2)	Intercept	2.3390	0.1449	2.0466	2.6301
	Time	0.0039	0.0027	-0.0014	0.0093
	<b>Humidity</b>	<b>-0.1701</b>	<b>0.0238</b>	<b>-0.2166</b>	<b>-0.1234</b>
	<b>Precipitation</b>	<b>0.1082</b>	<b>0.0254</b>	<b>0.0584</b>	<b>0.1582</b>
Richness	Intercept	1.2834	18.2787	-34.6042	37.1407
	Habitat:Forest	0.7726	18.2608	-35.0795	36.5946
	Habitat:Open	0.5105	18.2600	-35.3401	36.3310
	<b>Humidity</b>	<b>-0.0818</b>	<b>0.0237</b>	<b>-0.1283</b>	<b>-0.0352</b>
	NDVI	-0.0355	0.0256	-0.0855	0.0150
	Time	0.0063	0.0043	-0.0010	0.0158
Phylogenetic diversity	Intercept	1.6477	18.2654	-34.2135	37.4790
	<b>Time</b>	<b>0.0025</b>	<b>0.0014</b>	<b>0.0001</b>	<b>0.0054</b>
	<b>Humidity</b>	<b>-0.0312</b>	<b>0.0074</b>	<b>-0.0458</b>	<b>-0.0166</b>
	<b>NDVI</b>	<b>-0.0202</b>	<b>0.0079</b>	<b>-0.0358</b>	<b>-0.0046</b>
	Distance	-0.0033	0.0093	-0.0215	0.0150
	Habitat:Forest	0.8520	18.2594	-34.9973	36.6714
	Habitat:Open	0.7955	18.2594	-35.0538	36.6149
Functional diversity	Intercept	0.0378	18.2574	-35.8076	35.8533
	Habitat:Forest	0.0137	18.2574	-35.8317	35.8292
	Habitat:Open	0.0241	18.2574	-35.8213	35.8396
	<b>Humidity</b>	<b>-0.0058</b>	<b>0.0015</b>	<b>-0.0087</b>	<b>-0.0028</b>
	Precipitation	0.0026	0.0014	-0.0002	0.0054
	Time	0.0001	0.0001	-0.0001	0.0003
Species composition	Intercept	0.1432	18.2576	-35.7027	35.9592
	Habitat:Forest	-0.6799	18.2576	-36.5257	35.1361
	Habitat:Open	0.8230	18.2576	-35.0228	36.6390
	Humidity	0.0909	0.0561	-0.0203	0.2020
	Precipitation	0.0030	0.0548	-0.1066	0.1113
	Time	-0.0029	0.0017	-0.0062	0.0005
	NDVI	-0.0209	0.0340	-0.0885	0.0452

## FIGURE LEGENDS

**FIGURE 1** (a) South American map (*gray*) with Brazilian state borders (*black*). (b) Hydrography of São Marcos River with Serra do Facão reservoir. (c) Distribution of the 24 sample sites around the reservoir (*blue*), in the São Marcos River, central Brazil divided in the two habitat types: F - forest (*green*) and O – open areas (*red*).

**FIGURE 2** Importance of environmental predictors of community parameters based on Guided Regularized Random Forest analyses, using the percent increase in mean square error (%IncMSE) in 100 replicates of 10-fold cross-validation on 10.000 trees. (a) Matplot of number of predictors selected, and (b) predictors ranked by % IncMSE, which selected ones highlighted in red.

**FIGURE 3** Summary of mean spatial random effect (Gaussian random field) by every year included in the selected INLA model to each of five evaluated community parameters: (a) Abundance, (b) Richness, (c) Phylogenetic Diversity (*PD*), (d) Functional Diversity (*FD*), and (e) Species Composition.

**FIGURES**

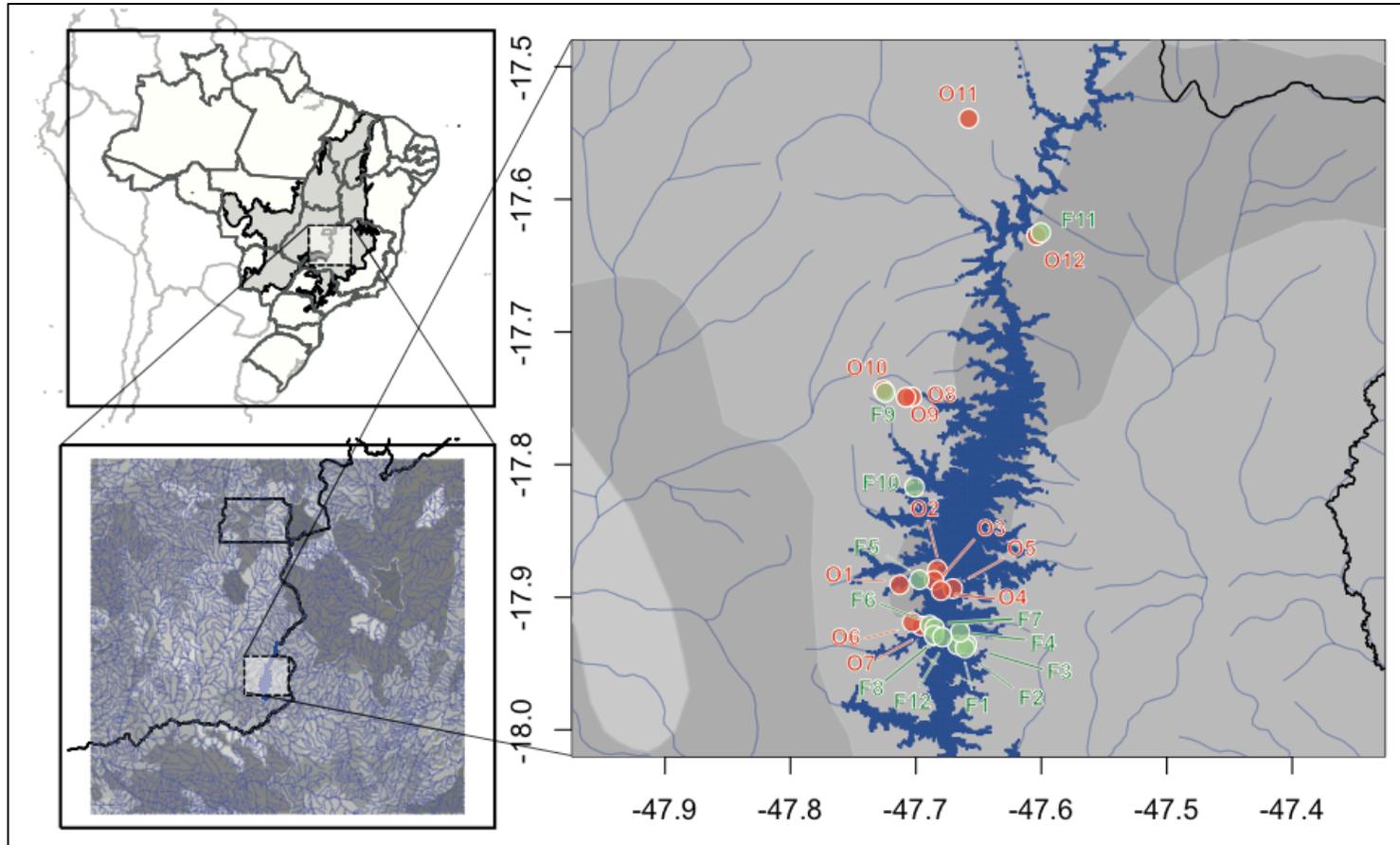
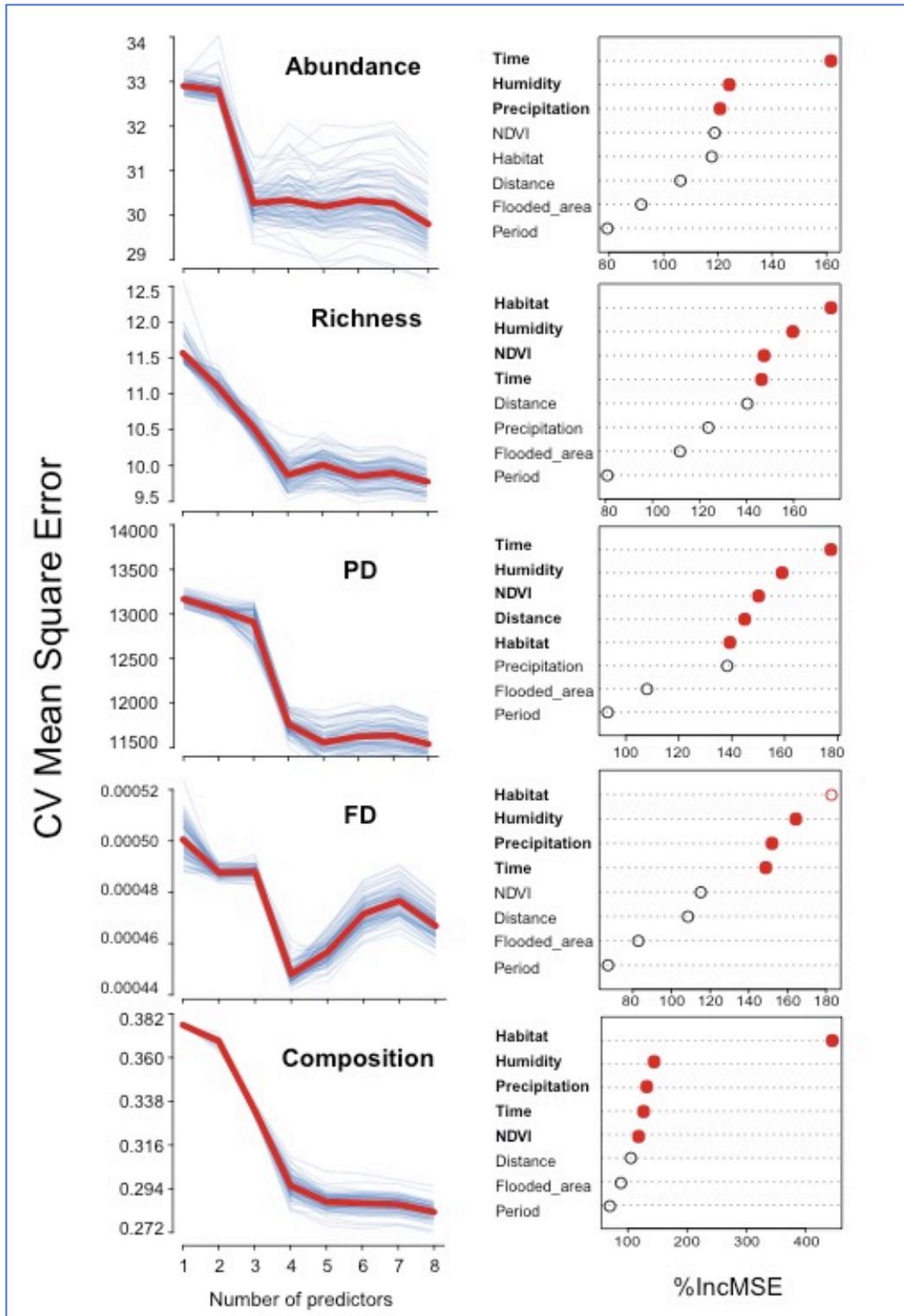
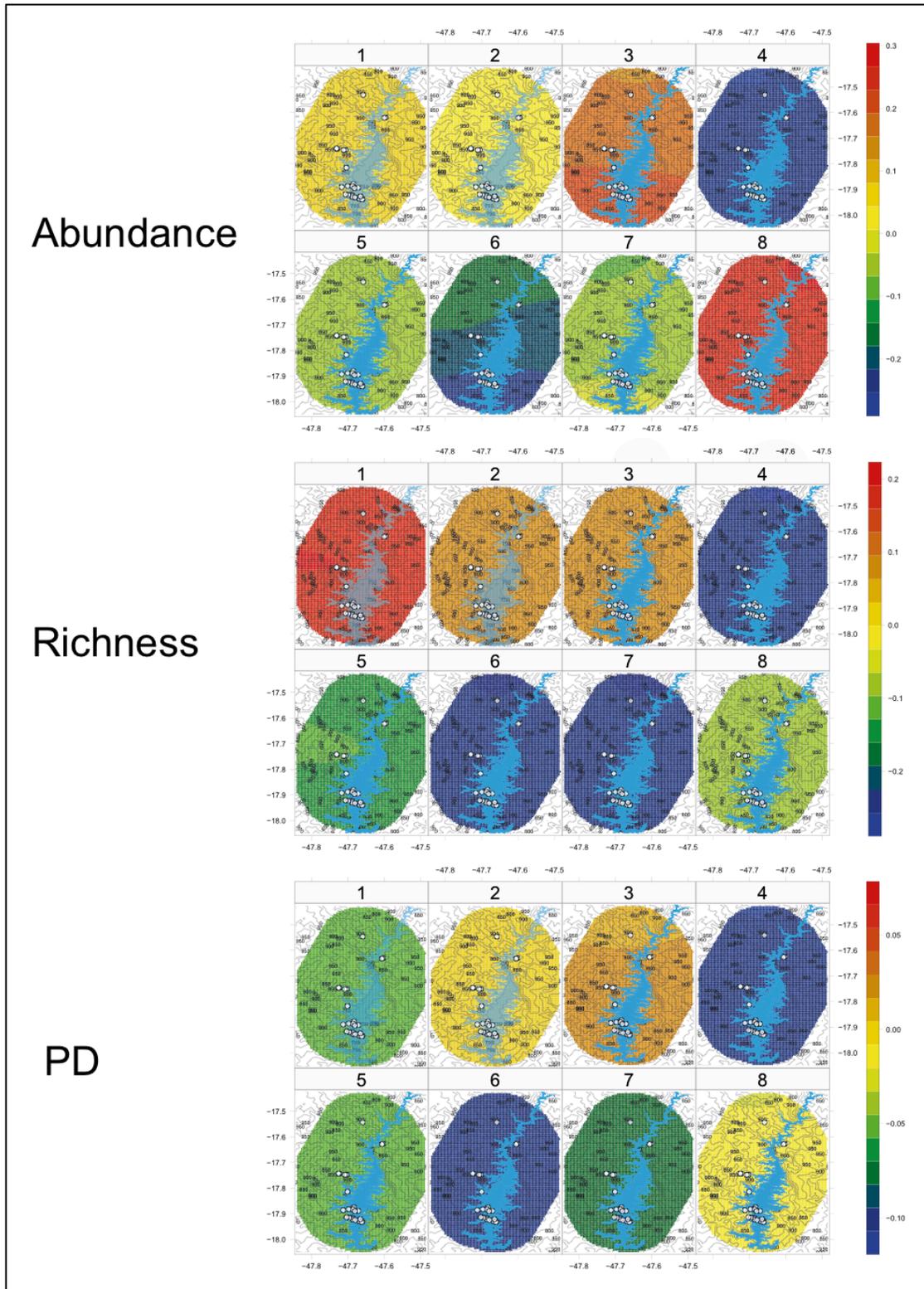


FIGURE 1 (a) South American map (*gray*) with Brazilian state borders (*black*). (b) Hydrography of São Marcos River with Serra do Facão dam. (c) Distribution of the 24 sample sites around dam (*blue*), in the São Marcos River, Central Brazil divided in the two habitat types: F - forest (*green*) and O – open areas (*red*).



**FIGURE 2** Results of Guided Regularized Random Forest based on the percent increase in mean square error (%IncMSE) in 100 replicates of 10-fold cross-validation on 10,000 trees' RF analyses to five assessed community parameters, showing: (a) Matplot of numbers of predictors selected, and (b) predictors ranked by % IncMSE, which selected ones are highlighted in bold.



**FIGURE 3** Summary of the mean spatial random effect (Gaussian random field) by every year included in the selected INLA model to each of five evaluated community parameters: (a) Abundance, (b) Richness, (c) Phylogenetic Diversity (PD), (d) Functional Diversity (FD), and (e) Species Composition.

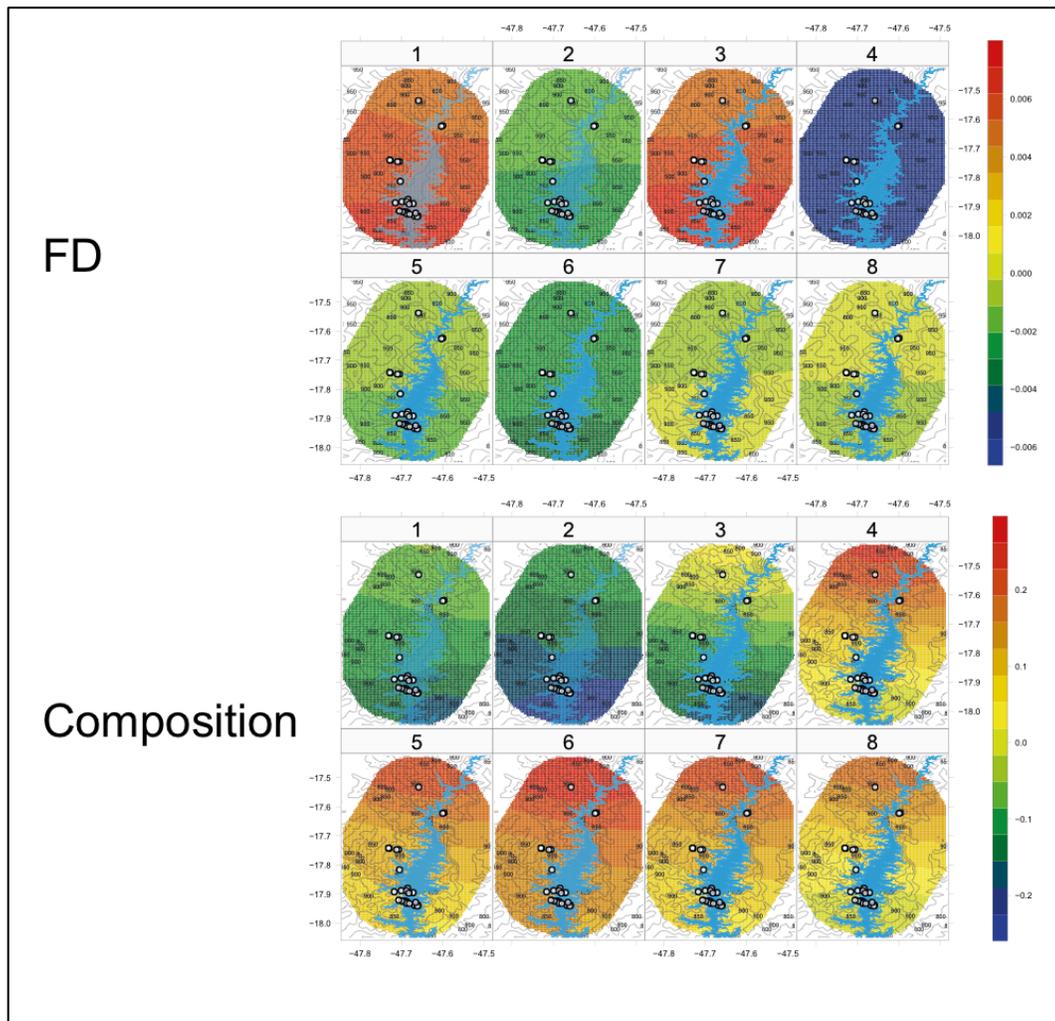


FIGURE 3 (cont.)

# **MATERIAL SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 1 – RIVER DAMS AND THE STABILITY OF BIRD COMMUNITIES: A HIERARCHICAL BAYESIAN ANALYSIS AT THE SERRA DO FACÃO HYDROELECTRIC POWER PLANT**

## *Selection of Environmental Predictors*

Random Forest is an ensemble method based on decision trees, i.e., it combines the predictions of several decision trees to improve prediction accuracy and reduce prediction variability (Breiman, 2001, Cutler et al., 2007, Strobl et al., 2009, Cutler et al., 2012, Qi, 2012). When predicting categorical response (dependent) variables, the method is based on classification trees; when predicting continuous response variables, it is based on regression trees. Each decision tree is built from a bootstrap sample of the original data and, at each split of each decision tree, a random set of  $n$  predictors ( $n$  is often set to the square root of the number of predictors) is chosen for binary partitioning of the data based on the maximum decrease in the Gini impurity, for classification trees, or Mean Squared Error, for regression (Hastie et al., 2009). Decision trees are grown fully, without pruning, and each is used to predict the out-of-bag observations [each bootstrap sample leaves out  $\sim 37\%$  of the original observations, called OOB (out-of-bag) data], producing a running unbiased estimate of the classification or regression error as trees are added to the forest. The predicted class/value of each observation is calculated by majority vote (classification) or average (regression) of the OOB predictions for that observation, with ties split randomly.

When building decision trees in RF, regularization penalizes the selection of new features for splitting when the gain (e.g., decrease in Gini impurity or Mean Squared Error) is similar to that of features used in previous splits, a method known as Regularized Random Forest (RRF). A GRRF is an enhanced RRF in which the importance scores from an ordinary RF are used to guide the feature selection process of RRF (Deng, 2013, Deng and Runger, 2012, Deng and Runger, 2013). We built a RF model by growing 10,000 trees and assessed the effects of sequentially dropping predictors, in decreasing order of GRRF importance, on prediction accuracy via 100 replicates of 10-fold cross-validation (James et al., 2013). In this last step, we used a modified version of the *rfev* function of R package RANDOMFOREST (Liaw and Wiener, 2002), which uses fixed predictors during all iterations of a given number of predictors (Li et al., 2014). Prediction accuracy was measured by averaging the cross-validated Mean Squared Error.

### INLA models

Spatiotemporal hierarchical models have a structure similar to the GLMM framework, where the response ( $\eta$ ) is the community parameter recorded at each locality on each survey. The selected predictors of each community parameter were linked to an additive structure through a link function  $g(\cdot)$ , such that  $g(\phi) = \eta$ , where the linear predictor is defined, e.g.,  $\eta = \text{Richness}$ :

$$\eta = \beta_0 + \beta_1 \text{Habitat} + \beta_2 \text{Humidity} + \beta_3 \text{NDVI} + \beta_4 \text{Time} + \sum_{k=1}^k f_k(\text{Elevation})w_k + f(\cdot)$$

where  $\beta_0$  is the intercept, and  $\beta_1$ ,  $\beta_2$  and  $\beta_3$  are the linear regression coefficients for the predictors of each community parameter. The function  $f_k$  is the sum of smooth functions defining the random effect of elevation, where regression coefficients vary with elevation values ( $k$  values); and  $w_k$  is a vector of elevation values obtained at each sample site.  $f(\cdot)$  is a semiparametric function defining the spatiotemporal random effect included as one of four correlation structures tested in model selection. All these components constitute the (non-observable) latent field defined as  $\theta = \{\beta_0, \beta, f\}$ , where  $\beta$  and  $f$  are the covariates and smooth functions included in the linear predictor. In the SPDE approach, the term  $A_{ij}$  is the generic element of an observation matrix  $A$ , where each observation  $y_i$  is independent and equally distributed, given the latent field  $\theta$ . The SPDE method constructs latent fields through indexed meshes obtained by subdividing a domain  $D$  into triangular mosaics. The meshes are used to construct observation matrices  $A$ , that extracts the values for the space-time random field at the measurement location and time sites used for the community parameters estimation.

In the present study, there is a single categorical predictor, *Habitat*, which classifies two groups of physiognomies: *Forests* and *Open Areas*, where it is assumed that part of the data comes from different sources (habitats) with different distributions. To accommodate this predictor in the INLA model, the "*inla.make.lincomb*" function of the R-INLA package allows the creation of a linear combination of the components of this predictor in the latent field, through an arbitrary combination of the elements of  $\eta$ , providing a new vector  $\eta^*$ , where the result will have a combined vector ( $\eta^*, \eta$ ). Thus, modelling provides linear combinations in the posterior distributions of the two components of the *Habitat* in the latent field (Blangiardo and Cameletti, 2015, Lindgren and Rue, 2015). The mathematical formulas and parameter estimates follow Blangiardo and Cameletti (2015), Cameletti et al. (2013) and Cosandey-Godin et al. (2015), the results of which are given in Table S4. The tested models for each of five community parameters with the predictors previously selected on *Random Forest* analyses were:

$$\text{Abundance} = \beta_0 + \beta_1 \text{Time} + \beta_2 \text{Humidity} + \beta_3 \text{Precipitation} + \sum_{k=1}^k f_k(\text{Elevation})w_k + f(\cdot)$$

$$\text{Richness} = \beta_0 + \beta_1 \text{Habitat} + \beta_2 \text{Humidity} + \beta_3 \text{NDVI} + \beta_4 \text{Time} + \sum_{k=1}^k f_k(\text{Elevation})w_k + f(\cdot)$$

$$\text{PD} = \beta_0 + \beta_1 \text{Time} + \beta_2 \text{Humidity} + \beta_3 \text{NDVI} + \beta_4 \text{Distance} + \beta_5 \text{Habitat} + \sum_{k=1}^k f_k(\text{Elevation})w_k + f(\cdot)$$

$$FD = \beta_0 + \beta_1 \text{Habitat} + \beta_2 \text{Humidity} + \beta_3 \text{Precipitation} + \beta_4 \text{Time} + \sum_{k=1}^k f_k(\text{Elevation})w_k + f(.)$$

$$\text{Composition} = \beta_0 + \beta_1 \text{Habitat} + \beta_2 \text{Humidity} + \beta_3 \text{Precipitation} + \beta_4 \text{Time} + \beta_5 \text{NDVI} + \sum_{k=1}^k f_k(\text{Elevation})w_k + f(.)$$

**TABLE S1** Chronogram of bird surveys in 24 survey sites during 22 fieldtrips at Serra do Facão hydroelectric power plant reservoir. Time: survey months relative to reservoir filling (November 2009 = 0). F1–F12: forest sites, O1–O12: open vegetation sites. NA: sites not sampled during fieldtrip. (-) Sites flooded with reservoir filling and not sampled after November 2009.

Year	2008			2009				2010				2011				2012	2013			2014		2015
Month	May	Aug	Nov	Feb	Feb	Jun	Dec	Mar	Dec	Jun												
Fieldtrip	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
Time	-18	-15	-12	-9	-6	-3	0	3	6	9	12	15	18	21	24	27	39	43	49	52	61	67
Precipitation	11.8	0	132.7	214.2	81.5	54.7	148.6	190.6	0.5	0	255.2	123.7	0	0	132.9	110.8	79.7	12.4	392.4	108.3	280.5	79.9
Humidity	64.7	42.7	69.9	75.8	67.5	56.1	70.3	68.0	59.7	41.4	76.8	70.5	63.9	42.9	66.0	66.0	68.4	68.5	78.0	78.4	75.2	72.5
Sites																						
F1	9	NA	5	5	3	4	5	3	3	4	3	4	4	4	4	4	3	4	4	4	4	5
F2	5	NA	3	4	2	3	2	5	4	4	4	3	4	4	3	4	4	3	1	3	4	4
F3	6	NA	5	3	4	4	3	3	4	4	3	4	4	4	3	3	3	3	3	3	4	4
F4*	3	8	5	4	4	5	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F5*	NA	5	3	NA	4	NA	NA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F6	11	NA	NA	NA	NA	NA	3	4	4	NA	NA	NA	NA	NA	2	3	3	4	3	3	4	4
F7	2	3	NA	NA	NA	NA	NA	4	4	4	NA	NA	NA	NA	2	3	2	4	4	4	3	4
F8*	6	NA	NA	NA	NA	NA	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F9	3	NA	NA	NA	NA	NA	4	4	4	3	NA	NA	NA	NA	3	2	4	4	4	4	3	4
F10	4	13	NA	NA	NA	NA	4	4	4	9	NA	NA	NA	NA	4	3	4	3	4	3	4	4
F11	NA	NA	2	NA	4	3	NA	NA	NA	NA	4	3	2	3	NA	NA	3	NA	4	NA	NA	3
F12*	NA	NA	NA	9	NA	7	NA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O1	6	NA	3	3	2	1	4	4	4	5	3	3	3	4	3	4	1	1	4	3	4	4
O2	2	NA	4	3	4	3	3	4	2	5	4	4	3	2	3	2	1	3	3	3	4	4
O3	2	2	3	3	2	2	3	3	4	5	4	4	3	4	4	3	3	2	3	4	4	4
O4	5	4	3	1	2	2	2	4	3	4	3	4	4	4	3	4	2	2	3	2	4	4
O5	1	3	3	3	1	3	4	4	3	4	3	4	3	3	2	3	1	2	4	4	4	4
O6	7	NA	NA	NA	NA	NA	3	3	2	4	NA	NA	NA	NA	4	3	2	3	2	4	4	4
O7	6	NA	NA	NA	NA	NA	3	4	3	4	NA	NA	NA	NA	2	3	NA	1	3	2	4	4
O8	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4	3	4	3	NA	NA	NA	NA	3	4	1	NA	NA	NA	4	4
O9	3	2	NA	NA	NA	NA	3	4	4	4	NA	NA	NA	NA	2	3	2	NA	NA	2	4	4
O10	7	2	NA	NA	NA	NA	4	3	4	NA	NA	NA	NA	NA	2	2	3	4	2	4	4	4
O11	NA	NA	NA	NA	3	8	NA	NA	NA	NA	2	3	4	3	NA	NA	2	NA	4	NA	NA	NA
O12	NA	NA	4	NA	3	4	NA	NA	NA	NA	4	3	4	4	NA	NA	2	NA	3	NA	NA	4

**TABLE S2** Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) for each survey site calculated from Landsat 7 images from the United States Geological Survey (<https://earthexplorer.usgs.gov/> accessed on September 1, 2016). F1 to F12 – forest sites; O1 to O12 – open vegetation sites.

Year	2008				2009				2010				2011			2012		2013		2014		2015
Month	May	Aug	Nov	Feb	May	Aug	Nov	Feb	May	Aug	Nov	Feb	May	Aug	Nov	Feb	Feb	Jun	Dec	Mar	Dec	Jun
Fieldtrip	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
Sites																						
F1	0.26	NA	0.12	0.24	0.35	0.14	0.33	0.49	0.20	-0.01	0.44	0.29	0.22	0.11	0.03	0.32	0.34	0.42	0.43	0.31	0.47	0.32
F2	0.23	NA	0.27	0.21	0.34	0.17	0.31	0.35	0.16	0.01	0.39	0.24	0.23	0.17	0.13	0.33	0.35	0.37	0.40	0.33	0.44	0.29
F3	0.27	NA	0.27	0.25	0.35	0.14	0.35	0.37	-0.04	-0.20	0.15	0.00	-0.07	0.11	-0.05	0.14	0.16	0.22	-	0.24	0.12	0.01
F4*	0.23	-0.01	0.16	0.24	0.34	0.11	0.32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F5*	NA	0.02	0.07	NA	0.27	NA	NA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F6	0.20	NA	NA	NA	NA	NA	0.17	0.27	0.10	NA	NA	NA	NA	NA	0.05	0.29	0.26	0.34	0.27	0.28	0.33	0.27
F7	0.25	0.22	NA	NA	NA	NA	NA	0.15	0.13	-0.01	NA	NA	NA	NA	-0.05	0.17	0.27	0.39	0.37	0.30	0.42	0.33
F8*	0.20	NA	NA	NA	NA	NA	0.19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F9	0.05	NA	NA	NA	NA	NA	-0.01	0.25	0.00	-0.12	NA	NA	NA	NA	-0.12	0.32	0.17	0.17	0.01	0.14	0.17	0.11
F10	0.26	-0.05	NA	NA	NA	NA	0.25	0.08	-0.10	-0.19	NA	NA	NA	NA	-0.32	-0.24	-0.20	0.02	-	-0.16	-0.11	-0.02
F11	NA	NA	-0.02	NA	0.16	0.07	NA	NA	NA	NA	0.24	-	0.09	-0.02	NA	NA	0.21	NA	0.25	NA	NA	0.19
F12*	NA	NA	NA	0.24	NA	0.22	NA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O1	0.05	NA	-0.04	0.04	0.02	-0.02	0.07	0.09	-0.01	-0.12	0.11	0.09	0.01	-0.06	-0.12	0.12	0.15	0.29	0.12	0.16	0.18	0.16
O2	0.12	NA	0.05	0.08	0.21	0.03	0.13	0.20	0.01	-0.16	0.12	0.20	0.06	-0.06	-0.03	0.25	0.11	0.19	0.08	0.11	0.11	0.13
O3	0.20	-0.09	-0.05	0.09	0.35	0.10	0.16	0.25	0.01	-0.15	0.28	0.01	-0.16	-0.17	-0.34	-0.17	0.05	0.09	0.02	0.30	0.30	0.18
O4	0.19	-0.02	0.05	0.08	0.18	0.05	0.08	0.06	-0.03	-0.16	0.15	0.08	-0.05	-0.20	-0.16	0.03	-0.01	0.09	-	0.02	0.06	0.06
O5	0.19	0.03	0.12	0.04	0.30	0.11	0.31	0.39	0.01	-0.14	0.25	0.21	0.05	-0.05	0.07	0.33	0.35	0.14	0.12	-0.01	0.10	0.09
O6	0.26	NA	NA	NA	NA	NA	0.17	0.35	0.15	-0.05	NA	NA	NA	NA	-0.06	0.21	0.22	0.31	0.30	0.27	0.30	0.26
O7	0.19	NA	NA	NA	NA	NA	0.13	0.26	0.07	-0.10	NA	NA	NA	NA	0.08	0.29	NA	0.31	0.21	0.27	0.30	0.21
O8	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.23	0.23	0.02	-0.08	NA	NA	NA	NA	-0.07	0.18	0.16	NA	NA	NA	0.22	0.12
O9	0.03	-0.05	NA	NA	NA	NA	0.13	0.12	-0.05	-0.11	NA	NA	NA	NA	-0.14	0.09	0.15	NA	NA	0.20	0.19	0.08
O10	-0.06	-0.15	NA	NA	NA	NA	0.02	0.30	-0.04	NA	NA	NA	NA	NA	-0.16	0.28	0.13	0.08	-	0.07	0.12	0.04
O11	NA	NA	NA	NA	0.01	-0.04	NA	NA	NA	NA	0.03	0.07	-0.04	-0.09	NA	NA	-0.08	NA	-	NA	NA	NA
O12	NA	NA	-0.07	NA	0.09	-0.01	NA	NA	NA	NA	0.15	-	0.02	-0.09	NA	NA	0.10	NA	0.06	NA	NA	0.03

**TABLE S3** Full list of bird species recorded during the study, with its ecological traits relative to riverine species (yes or no), migratory behavior (yes or no), seven preferential trophic guilds (IN – insectivores, FI – frugivores, ON – omnivores, CA – carnivores, GI – granivores, NI – nectarivores or PI - piscivores), three species' preferential habitats guilds (F – forest, O – open areas or A – aquatic species), six vertical strata guilds (water, ground, midstorey, understorey, canopy or above canopy) and weight (in grams).

Taxon	Acron.	Rich.	Abund.	River.	Migr.	Troph	Habitat	Strata	Weight
Tinamiformes Huxley, 1872									
Tinamidae Gray, 1840		<b>7</b>	<b>146</b>						
1 - <i>Tinamus tao</i> Temminck, 1815	To		3	-	-	ON	F	Ground	1600.5
2 - <i>Crypturellus undulatus</i> (Temminck, 1815)	Ku		28	-	-	ON	F	Ground	572
3 - <i>Crypturellus parvirostris</i> (Wagler, 1827)	Kr		79	-	-	ON	O	Ground	200
4 - <i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	Kt		1	-	-	ON	F	Ground	219.5
5 - <i>Rhynchotus rufescens</i> (Temminck, 1815)	Rr		20	-	-	ON	O	Ground	844.5
6 - <i>Nothura maculosa</i> (Temminck, 1815)	Nm		12	-	-	ON	O	Ground	247
7 - <i>Taoniscus nanus</i> (Temminck, 1815)	Tn		3	-	-	ON	O	Ground	43
Anseriformes Linnaeus, 1758									
Anatidae Leach, 1820		<b>1</b>	<b>2</b>						
8 - <i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)	Cm		2	Yes	Yes	ON	A	Water	2450
Galliformes Linnaeus, 1758									
Cracidae Rafinesque, 1815		<b>2</b>	<b>10</b>						
9 - <i>Penelope superciliaris</i> Temminck, 1815	Ps		5	-	-	ON	F	Ground	895
10 - <i>Crax fasciolata</i> Spix, 1825	Kf		5	-	-	ON	F	Ground	2600
Suliformes Sharpe, 1891									
Anhingidae Reichenbach, 1849		<b>1</b>	<b>1</b>						
11 - <i>Anhinga anhinga</i> (Linnaeus, 1766)	An		1	Yes	-	PI	A	Water	1235
Pelecaniformes Sharpe, 1891									
Ardeidae Leach, 1820		<b>5</b>	<b>133</b>						
12 - <i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	Bi		7	-	Yes	CA	O	Ground	366

Taxon	Acron.	Rich.	Abund.	River.	Migr.	Troph	Habitat	Strata	Weight
13 - <i>Ardea cocoi</i> Linnaeus, 1766	Ao		1	Yes	-	PI	A	Water	3200
14 - <i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758	Ad		4	Yes	Yes	PI	A	Water	873.5
15 - <i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	Sz		16	Yes	-	CA	O	Ground	463
16 - <i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	Et		1	Yes	Yes	PI	A	Water	371
Threskiornithidae Poche, 1904		<b>2</b>	<b>111</b>						
17 - <i>Mesembrinibis cayennensis</i> (Gmelin, 1789)	My		4	Yes	Yes	PI	F	Canopy	756
18 - <i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	Tu		111	-	-	CA	O	Ground	1726
Cathartiformes Seebohm, 1890									
Cathartidae Lafresnaye, 1839		<b>3</b>	<b>215</b>						
19 - <i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	Cu		31	-	-	CA	O	Above canopy	2006
20 - <i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	Ka		56	-	-	CA	O	Above canopy	1640
21 - <i>Sarcoramphus papa</i> (Linnaeus, 1758)	Sp		8	-	-	CA	F	Above canopy	3400
Accipitriformes Bonaparte, 1831									
Accipitridae Vigors, 1824		<b>9</b>	<b>147</b>						
22 - <i>Leptodon cayanensis</i> (Latham, 1790)	Lc		4	-	-	CA	F	Above canopy	474
23 - <i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818)	Eu		1	-	Yes	CA	O	Above canopy	346
24 - <i>Accipiter bicolor</i> (Vieillot, 1817)	Ab		2	-	-	CA	F	Midstory	301
25 - <i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)	Ip		7	-	Yes	CA	F	Above canopy	250
26 - <i>Geranospiza caerulescens</i> (Vieillot, 1817)	Gc		6	-	-	CA	F	Above canopy	303.5
27 - <i>Heterospizias meridionalis</i> (Latham, 1790)	He		3	-	-	CA	O	Midstory	808
28 - <i>Urubitinga urubitinga</i> (Gmelin, 1788)	Uu		1	-	-	CA	F	Above canopy	1156.5
29 - <i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	Rm		121	-	-	CA	F	Midstory	269

Taxon	Acron.	Rich.	Abund.	River.	Migr.	Troph	Habitat	Strata	Weight
30 - <i>Geranoaetus albicaudatus</i> (Vieillot, 1816)	Ba		2	-	-	CA	O	Above canopy	886
Gruiformes Bonaparte, 1854									
Rallidae Rafinesque, 1815		<b>1</b>	<b>4</b>						
31 - <i>Aramides cajaneus</i> (Statius Muller, 1776)	Aj		4	-	Yes	ON	F	Ground	397
Charadriiformes Huxley, 1867									
Charadriidae Leach, 1820		<b>1</b>	<b>32</b>						327
32 - <i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	Vc		32	-	Yes	ON	O	Ground	
Columbiformes Latham, 1790									
Columbidae Leach, 1820		<b>9</b>	<b>1133</b>						
33 - <i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	Cz		80	-	-	GI	O	Ground	46.5
34 - <i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	Cw		211	-	-	GI	O	Ground	52.9
35 - <i>Claravis pretiosa</i> (Ferrari-Perez, 1886)	Cv		1	-	-	GI	F	Midstory	68.2
36 - <i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	Pa		456	-	Yes	GI	O	Canopy	279
37 - <i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnotterre, 1792)	Pc		204	-	Yes	GI	F	Midstory	229
38 - <i>Patagioenas plumbea</i> (Vieillot, 1818)	Pg		10	-	Yes	GI	F	Canopy	179
39 - <i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	Za		2	-	Yes	GI	O	Ground	136
40 - <i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	Lv		135	-	-	GI	F	Ground	161
41 - <i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	Lr		34	-	-	GI	F	Ground	157
Cuculiformes Wagler, 1830									
Cuculidae Leach, 1820		<b>4</b>	<b>111</b>						
42 - <i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Pi		45	-	-	CA	F	Midstory	102
43 - <i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	Kn		27	-	-	CA	O	Ground	97.4
44 - <i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	Gg		26	-	-	CA	O	Ground	141
45 - <i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	Tp		13	-	-	CA	F	Midstory	52.1
Strigiformes Wagler, 1830									



Taxon	Acron.	Rich.	Abund.	River.	Migr.	Troph	Habitat	Strata	Weight
Trogonidae Lesson, 1828		<b>1</b>	<b>10</b>						
65 - <i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	Tw		10	-	-	FI	F	Midstory	73.3
Coraciiformes Forbes, 1844									
Alcedinidae Rafinesque, 1815		<b>2</b>	<b>4</b>						
66 - <i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	Mt		2	Yes	-	CA	A	Midstory	317
67 - <i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	Cy		2	Yes	-	CA	A	Midstory	37.5
Momotidae Gray, 1840		<b>1</b>	<b>15</b>						
68 - <i>Baryphthengus ruficapillus</i> (Vieillot, 1818)	Br		15	-	-	ON	F	Midstory	158
Galbuliformes Fürbringer, 1888									
Galbulidae Vigors, 1825		<b>1</b>	<b>101</b>						
69 - <i>Galbula ruficauda</i> Cuvier, 1816	Gr		101	-	-	IN	F	Understory	26.5
Bucconidae Horsfield, 1821		<b>5</b>	<b>121</b>						
70 - <i>Nystalus chacuru</i> (Vieillot, 1816)	Nc		35	-	-	ON	O	Midstory	52.3
71 - <i>Nystalus maculatus</i> (Gmelin, 1788)	Ny		46	-	-	ON	O	Midstory	42.0
72 - <i>Nonnula rubecula</i> (Spix, 1824)	Nr		10	-	-	IN	F	Understory	18.4
73 - <i>Monasa nigrifrons</i> (Spix, 1824)	Mn		26	-	-	ON	F	Midstory	80.7
74 - <i>Chelidoptera tenebrosa</i> (Pallas, 1782)	Ct		4	Yes	-	IN	F	Canopy	35.9
Piciformes Meyer & Wolf, 1810									
Ramphastidae Vigors, 1825		<b>3</b>	<b>297</b>						
75 - <i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776	Rt		263	-	-	ON	F	Canopy	618
76 - <i>Ramphastos vitellinus</i> Lichtenstein, 1823	Rv		33	-	-	ON	F	Canopy	343.5
77 - <i>Pteroglossus castanotis</i> Gould, 1834	Pw		1	-	-	ON	F	Canopy	273
Picidae Leach, 1820		<b>8</b>	<b>265</b>						
78 - <i>Picumnus albosquamatus</i> d'Orbigny, 1840	Pn		123	-	-	FI	F	Midstory	11.9
79 - <i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)	Mc		28	-	-	FI	O	Midstory	108
80 - <i>Veniliornis passerinus</i> (Linnaeus, 1766)	Vp		28	-	-	FI	F	Midstory	32.1

Taxon	Acron.	Rich.	Abund.	River.	Migr.	Troph	Habitat	Strata	Weight
81 - <i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	Cq		4	-	-	FI	F	Midstory	127.8
82 - <i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	Cg		15	-	-	FI	O	Midstory	158
83 - <i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)	Cf		13	-	-	FI	F	Midstory	139
84 - <i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	DI		20	-	-	FI	O	Midstory	183.5
85 - <i>Campephilus melanoleucos</i> (Gmelin, 1788)	Ce		34	-	-	FI	F	Midstory	256
Cariamiformes Furbringer, 1888									
Cariamidae Bonaparte, 1850									
		<b>1</b>	<b>160</b>						
86 - <i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)	Cc		160	-	-	ON	O	Ground	1400
Falconiformes Bonaparte, 1831									
Falconidae Leach, 1820									
		<b>5</b>	<b>165</b>						
87 - <i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	Cp		124	-	-	CA	O	Ground	1348
88 - <i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	Mi		18	-	-	CA	O	Ground	315.5
89 - <i>Herpotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)	Hc		16	-	-	CA	F	Canopy	583
90 - <i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)	Ms		1	-	-	CA	F	Canopy	631
91 - <i>Falco femoralis</i> Temminck, 1822	Ff		6	-	Yes	CA	O	Canopy	343.5
Psittaciformes Wagler, 1830									
Psittacidae Rafinesque, 1815									
		<b>11</b>	<b>1137</b>						
92 - <i>Ara ararauna</i> (Linnaeus, 1758)	Ar		12	Yes	-	FI	O	Canopy	1125
93 - <i>Diopsittaca nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	Dn		30	Yes	-	FI	O	Canopy	151
94 - <i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776)	Al		88	-	-	FI	F	Canopy	158
95 - <i>Aratinga auricapillus</i> (Kuhl, 1820)	Ap		93	-	-	FI	F	Canopy	130
96 - <i>Eupsittula aurea</i> (Gmelin, 1788)	Ae		409	-	-	FI	O	Canopy	84.7
97 - <i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	Fx		74	-	-	FI	F	Canopy	31
98 - <i>Brotogeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)	Bc		292	-	-	FI	F	Canopy	61.6
99 - <i>Alipiopsitta xanthops</i> (Spix, 1824)	Ax		37	-	-	FI	O	Canopy	260
100 - <i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	Px		3	-	-	FI	F	Canopy	293

Taxon	Acron.	Rich.	Abund.	River.	Migr.	Troph	Habitat	Strata	Weight
101 - <i>Amazona amazonica</i> (Linnaeus, 1766)	Am		21	-	-	FI	F	Canopy	451
102 - <i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758)	Aa		78	-	-	FI	O	Canopy	370
Passeriformes Linnaeus, 1758									
Thamnophilidae Swainson, 1824									
		<b>8</b>	<b>481</b>						
103 - <i>Formicivora rufa</i> (Wied, 1831)	Fr		3	-	-	IN	F	Understory	10.8
104 - <i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	Dm		3	-	-	IN	F	Understory	18.9
105 - <i>Herpsilochmus atricapillus</i> Pelzeln, 1868	Ha		322	-	-	IN	F	Understory	10.8
106 - <i>Thamnophilus doliatus</i> (Linnaeus, 1764)	Td		44	-	-	IN	F	Understory	27.9
107 - <i>Thamnophilus torquatus</i> Swainson, 1825	Tt		1	-	-	IN	F	Understory	21.1
108 - <i>Thamnophilus pelzelni</i> Hellmayr, 1924	Tz		14	-	-	IN	F	Understory	20.9
109 - <i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	Th		69	-	-	IN	F	Understory	21.1
110 - <i>Taraba major</i> (Vieillot, 1816)	Tm		25	-	-	IN	F	Understory	59.2
Melanopareiidae Ericson, Olson, Irested, Alvarenga & Fjeldså, 2010									
		<b>1</b>	<b>43</b>						
111 - <i>Melanopareia torquata</i> (Wied, 1831)	Me		43	-	-	IN	O	Understory	17.2
Conopophagidae Sclater & Salvin, 1873									
		<b>1</b>	<b>3</b>						
112 - <i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)	Ke		3	-	-	IN	F	Understory	21.2
Dendrocolaptidae Gray, 1840									
		<b>2</b>	<b>89</b>						
113 - <i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	Sg		15	-	-	IN	F	Midstory	10.8
114 - <i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (Vieillot, 1818)	Lg		74	-	-	IN	O	Midstory	31.5
Xenopidae Bonaparte, 1854									
		<b>1</b>	<b>1</b>						
115 - <i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821	Xr		1	-	-	IN	F	Understory	12.2
Furnariidae Gray, 1840									
		<b>9</b>	<b>271</b>						
116 - <i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	Fu		22	-	-	IN	O	Ground	57.4
117 - <i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	Ln		7	Yes	-	IN	F	Ground	22
118 - <i>Clibanornis rectirostris</i> (Wied, 1831)	Ht		28	Yes	-	IN	F	Ground	48
119 - <i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)	Ak		3	-	-	IN	F	Understory	34.5

Taxon	Acron.	Rich.	Abund.	River.	Migr.	Troph	Habitat	Strata	Weight
120 - <i>Syndactyla dimidiata</i> (Pelzeln, 1859)	Sd		3	-	-	IN	F	Understory	29.4
121 - <i>Phacellodomus rufifrons</i> (Wied, 1821)	Ph		36	-	-	IN	O	Understory	24.6
122 - <i>Synallaxis frontalis</i> Pelzeln, 1859	Sx		93	-	-	IN	F	Understory	14
123 - <i>Synallaxis albescens</i> Temminck, 1823	Sy		30	-	-	IN	O	Understory	11.2
124 - <i>Synallaxis scutata</i> Sclater, 1859	Sw		49	-	-	IN	F	Understory	15.4
Pipridae Rafinesque, 1815		<b>2</b>	<b>251</b>						
125 - <i>Neopelma pallescens</i> (Lafresnaye, 1853)	Ne		92	-	-	FI	F	Midstory	18.2
126 - <i>Antilophia galeata</i> (Lichtenstein, 1823)	Ag		159	-	-	FI	F	Midstory	21.5
Onychorhynchidae Tello, Moyle, Marchese & Cracraft, 2009		<b>1</b>	<b>3</b>						
127 - <i>Myiobius barbatus</i> (Gmelin, 1789)	Mo		3	-	-	IN	F	Understory	11.4
Tityridae Gray, 1840		<b>3</b>	<b>40</b>						
128 - <i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	Sv		18	-	-	FI	F	Understory	25.6
129 - <i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Ty		6	-	-	FI	F	Canopy	68.1
130 - <i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	Pp		16	-	-	FI	F	Midstory	20.8
Platyrinchidae Bonaparte, 1854		<b>1</b>	<b>3</b>						
131 - <i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	Py		3	-	-	IN	F	Midstory	9.7
Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907		<b>5</b>	<b>391</b>						
132 - <i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	La		44	-	-	IN	F	Midstory	11.7
133 - <i>Corythopsis delalandi</i> (Lesson, 1830)	Kd		51	-	-	IN	F	Ground	15.0
134 - <i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	Tl		130	-	-	IN	F	Midstory	14.3
135 - <i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	Ti		71	-	-	IN	F	Midstory	6.4
136 - <i>Hemitriccus margaritaceiventer</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	Hm		95	-	-	IN	F	Midstory	8.4
Tyrannidae Vigors, 1825		<b>35</b>	<b>2753</b>						
137 - <i>Hirundinea ferruginea</i> (Gmelin, 1788)	Hf		1	-	-	IN	O	Midstory	30.6
138 - <i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	Co		278	-	-	IN	O	Midstory	8.1

Taxon	Acron.	Rich.	Abund.	River.	Migr.	Troph	Habitat	Strata	Weight
139 - <i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	Ef		249	-	-	IN	F	Midstory	24.8
140 - <i>Elaenia cristata</i> Pelzeln, 1868	El		322	-	-	IN	O	Midstory	15.4
141 - <i>Elaenia chiriquensis</i> Lawrence, 1865	Eq		223	-	Yes	IN	O	Midstory	18.2
142 - <i>Suiriri suiriri</i> (Vieillot, 1818)	Su		175	-	-	IN	O	Midstory	14.6
143 - <i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)	Mg		3	-	-	IN	F	Midstory	10.5
144 - <i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)	Mv		9	-	-	IN	F	Midstory	12.3
145 - <i>Phaeomyias murina</i> (Spix, 1825)	Pm		31	-	-	IN	O	Midstory	10.0
146 - <i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	Pf		28	-	-	IN	F	Midstory	10.3
147 - <i>Culicivora caudacuta</i> (Vieillot, 1818)	Ki		56	-	-	IN	O	Ground	5.8
148 - <i>Legatus leucophaeus</i> (Vieillot, 1818)	Ll		20	-	Yes	FI	F	Canopy	22.2
149 - <i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	Mw		57	-	-	IN	F	Midstory	25.1
150 - <i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	Mf		212	-	-	IN	F	Midstory	27.5
151 - <i>Myiarchus tyrannulus</i> (Statius Muller, 1776)	Mu		298	-	-	IN	F	Midstory	28.7
152 - <i>Sirystes sibilator</i> (Vieillot, 1818)	Si		7	-	-	IN	F	Canopy	32.3
153 - <i>Casiornis rufus</i> (Vieillot, 1816)	Cr		75	-	-	IN	O	Midstory	24.8
154 - <i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	Pu		73	-	-	ON	F	Canopy	55
155 - <i>Philohydor lictor</i> (Lichtenstein, 1823)	Pl		4	Yes	-	ON	F	Canopy	25.5
156 - <i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	Mr		1	-	-	IN	O	Ground	29.6
157 - <i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	Mm		18	-	-	ON	F	Canopy	43.2
158 - <i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	Mp		137	-	-	ON	F	Canopy	63.4
159 - <i>Myiozetetes cayanensis</i> (Linnaeus, 1766)	Mz		36	Yes	-	FI	F	Canopy	25.9
160 - <i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	Ml		18	Yes	-	FI	F	Canopy	28
161 - <i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	Tj		91	-	-	ON	O	Canopy	37.4
162 - <i>Tyrannus savana</i> Vieillot, 1808	Tq		20	-	Yes	ON	O	Midstory	31.9
163 - <i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	Ev		3	-	Yes	FI	F	Canopy	27.1
164 - <i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)	Cj		52	Yes	-	IN	F	Canopy	18.3

Taxon	Acron.	Rich.	Abund.	River.	Migr.	Troph	Habitat	Strata	Weight
165 - <i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)	Mh		21	-	-	IN	O	Midstory	9.9
166 - <i>Fluvicola albiventer</i> (Spix, 1825)	Fa		1	Yes	-	IN	A	Understory	11.6
167 - <i>Cnemotriccus fuscatus</i> (Wied, 1831)	Cn		114	-	-	IN	O	Midstory	13.6
168 - <i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	Le		60	-	-	IN	F	Midstory	12.0
169 - <i>Knipolegus lophotes</i> Boie, 1828	Kl		42	-	-	IN	O	Midstory	31.8
170 - <i>Xolmis cinereus</i> (Vieillot, 1816)	Xc		15	-	-	IN	O	Midstory	57.1
171 - <i>Xolmis velatus</i> (Lichtenstein, 1823)	Xv		3	-	-	IN	O	Midstory	41.8
Vireonidae Swainson, 1837		<b>2</b>	<b>293</b>						
172 - <i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	Kg		225	-	-	FI	F	Midstory	28.8
173 - <i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	Vo		68	-	-	FI	F	Canopy	13.8
Corvidae Leach, 1820		<b>2</b>	<b>230</b>						
174 - <i>Cyanocorax cristatellus</i> (Temminck, 1823)	Ky		146	-	-	ON	O	Canopy	178
175 - <i>Cyanocorax cyanopogon</i> (Wied, 1821)	Kx		84	-	-	ON	F	Canopy	146
Hirundinidae Rafinesque, 1815		<b>4</b>	<b>127</b>						
176 - <i>Alopochelidon fucata</i> (Temminck, 1822)	Af		30	Yes	Yes	IN	O	Above canopy	14.0
177 - <i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	St		53	Yes	Yes	IN	O	Above canopy	16,1
178 - <i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)	Pk		35	-	Yes	IN	O	Above canopy	32.0
179 - <i>Hirundo rustica</i> Linnaeus, 1758	Hr		9	-	Yes	IN	O	Above canopy	16.0
Troglodytidae Swainson, 1831		<b>3</b>	<b>186</b>						
180 - <i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	Tg		57	-	-	IN	F	Understory	10.4
181 - <i>Cistothorus platensis</i> (Latham, 1790)	Ci		31	-	-	IN	O	Understory	7.9
182 - <i>Cantorchilus leucotis</i> (Lafresnaye, 1845)	Cl		98	-	-	IN	F	Understory	19.5
Poliioptilidae Baird, 1858		<b>1</b>	<b>96</b>						
183 - <i>Poliioptila dumicola</i> (Vieillot, 1817)	Pd		96	-	-	IN	F	Midstory	7.0

Taxon	Acron.	Rich.	Abund.	River.	Migr.	Troph	Habitat	Strata	Weight
<b>Turdidae Rafinesque, 1815</b>		<b>3</b>	<b>361</b>						
184 - <i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	Tb		265	-	-	ON	F	Understory	69.1
185 - <i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	Te		55	-	-	IN	F	Understory	69.5
186 - <i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	Tk		41	-	-	ON	F	Understory	57.9
<b>Passerellidae Cabanis &amp; Heine, 1850</b>		<b>3</b>	<b>149</b>						
187 - <i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	Zc		71	-	-	GI	O	Ground	19.6
188 - <i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)	Ah		61	-	-	GI	O	Understory	16.0
189 - <i>Arremon flavirostris</i> Swainson, 1838	As		17	-	-	GI	F	Understory	30.9
<b>Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne &amp; Zimmer 1947</b>		<b>3</b>	<b>544</b>						
190 - <i>Setophaga pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	Pt		114	-	-	IN	F	Midstory	6.9
191 - <i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	Bh		219	-	-	IN	F	Understory	11.4
192 - <i>Myiothlypis flaveola</i> Baird, 1865	Bf		211	-	-	IN	F	Understory	13.3
<b>Icteridae Vigors, 1825</b>		<b>5</b>	<b>283</b>						
193 - <i>Psarocolius decumanus</i> (Pallas, 1769)	Pe		42	-	-	IN	F	Understory	216.0
194 - <i>Icterus cayanensis</i> (Linnaeus, 1766)	Ic		38	-	-	FI	F	Midstory	42.3
195 - <i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)	Gn		177	-	-	FI	O	Canopy	65.9
196 - <i>Chrysomus ruficapillus</i> (Vieillot, 1819)	Cs		23	Yes	-	FI	A	Midstory	32.0
197 - <i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	Mb		3	-	-	FI	F	Midstory	50.2
<b>Thraupidae Cabanis, 1847</b>		<b>29</b>	<b>2994</b>						
198 - <i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	Ck		133	-	-	FI	F	Midstory	8.3
199 - <i>Saltatricula atricollis</i> (Vieillot, 1817)	Sa		126	-	-	FI	O	Midstory	53.8
200 - <i>Saltator maximus</i> (Statius Muller, 1776)	Sm		70	-	-	FI	F	Midstory	47.6
201 - <i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	Ss		228	-	-	FI	F	Midstory	43.3
202 - <i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	Np		70	-	-	FI	F	Midstory	16.0
203 - <i>Tachyphonus rufus</i> (Boddaert, 1783)	Tr		33	-	-	FI	F	Midstory	34.4

Taxon	Acron.	Rich.	Abund.	River.	Migr.	Troph	Habitat	Strata	Weight
204 - <i>Ramphocelus carbo</i> (Pallas, 1764)	Re		10	-	-	FI	F	Midstory	28.0
205 - <i>Lanio pileatus</i> (Wied, 1821)	Kp		26	-	-	GI	O	Understory	15.3
206 - <i>Lanio cucullatus</i> (Statius Muller, 1776)	Kc		210	-	-	GI	O	Understory	14.9
207 - <i>Lanio penicillatus</i> (Spix, 1825)	Ep		49	-	-	FI	F	Midstory	27.0
208 - <i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	Ts		147	-	-	FI	F	Canopy	32.0
209 - <i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823)	Ta		2	-	-	FI	F	Canopy	39.0
210 - <i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Tc		349	-	-	FI	O	Midstory	18.0
211 - <i>Neothraupis fasciata</i> (Lichtenstein, 1823)	Nf		7	-	-	GI	O	Understory	26.8
212 - <i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	Tv		93	-	Yes	FI	F	Canopy	29.0
213 - <i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	De		270	-	-	NI	F	Midstory	13.0
214 - <i>Hemithraupis guira</i> (Linnaeus, 1766)	Hg		406	-	-	NI	F	Midstory	12.0
215 - <i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	Ks		4	-	-	FI	F	Midstory	8.8
216 - <i>Porphyrospiza caerulescens</i> (Wied, 1830)	Po		48	-	-	GI	O	Understory	13.0
217 - <i>Sicalis citrina</i> Pelzeln, 1870	Sc		105	-	-	GI	O	Understory	11.6
218 - <i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	Sf		61	-	-	GI	O	Understory	15.6
219 - <i>Emberizoides herbicola</i> (Vieillot, 1817)	Eh		43	-	-	GI	O	Understory	28.9
220 - <i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	Vj		261	-	-	GI	O	Understory	9.9
221 - <i>Sporophila plumbea</i> (Wied, 1830)	Sl		88	-	-	GI	F	Midstory	9.7
222 - <i>Sporophila nigricollis</i> (Vieillot, 1823)	Sn		89	-	-	GI	F	Midstory	9.6
223 - <i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)	Sr		24	-	-	GI	O	Midstory	9.8
224 - <i>Sporophila angolensis</i> (Linnaeus, 1766)	So		8	-	-	GI	F	Midstory	13.0
225 - <i>Charitospiza eucosma</i> Oberholser, 1905	Ch		19	-	-	GI	O	Understory	14.0
226 - <i>Coryphaspiza melanotis</i> (Temminck, 1822)	Km		15	-	-	GI	O	Understory	15.7
Cardinalidae Ridgway, 1901		<b>2</b>	<b>41</b>						
227 - <i>Piranga flava</i> (Vieillot, 1822)	Pv		16	-	-	FI	O	Midstory	37.7
228 - <i>Cyanoloxia brissonii</i> (Lichtenstein, 1823)	Kb		25	-	-	GI	F	Midstory	27.5

Taxon	Acron.	Rich.	Abund.	River.	Migr.	Troph	Habitat	Strata	Weight
Fringillidae Leach, 1820		<b>2</b>	<b>172</b>						
229 - <i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	Ec		165	-	-	FI	F	Midstory	11.0
230 - <i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)	Eo		7	-	-	FI	F	Midstory	15.0

**TABLE S4** Posterior estimates (mean  $\pm$  standard deviation and 95% credibility interval) of hyperparameters from hierarchical Bayesian models to each evaluated bird community parameter around the Serra do Facão hydroelectric power plant, central Brazil. Asterisks indicate the fixed effects significant ( $\beta$  does not overlap to zero).

Community characteristic	Hyperparameter	Mean	SD	Q <sub>0.025</sub>	Q <sub>0.975</sub>
Abundance	Precision for Elevation	3.21 e+3	2.58 e+3	0.69 e+3	9.99 e+3
	Range for s	2.29	1.93	0.65	7.36
	SD for s	0.04	0.03	0.01	0.11
Richness	Precision for Elevation	1.91 e+4	1.83 e+4	0.25 e+4	6.75 e+4
	Range for s	3.70	3.39	0.87	12.59
	SD for s	0.101	0.09	0.02	0.05
	Group Rho for s	0.90	0.16	0.41	1.00
Phylogenetic diversity	Precision for the Gaussian observations	91.59	7.39	77.71	106.80
	Precision for Elevation	4.13 e+4	2.49 e+4	1.05 e+4	10.49 e+4
	Range for s	3.76	3.20	1.02	12.21
	SD for s	0.051	0.053	0.011	0.190
	Group Rho for s	0.91	0.13	0.51	0.99
Functional diversity	Precision for the Gaussian observations	1.92 e+3	0.16 e+3	1.62 e+3	2.25 e+3
	Precision for Elevation	7.87 e+4	3.34 e+4	3.08 e+4	15.99 e+4
	Range for s	1.96	1.81	0.48	6.70
	SD for s	1.60 e-3	1.20 e-3	0.20 e-3	4.50 e-3
Species composition	Precision for the Gaussian observations	4.95	0.40	4.19	5.77
	Precision for Elevation	1.43 e+4	1.55 e+4	0.79 e+4	5.61 e+4
	Range for s	1.86	1.66	0.44	6.24
	SD for s	0.17	0.12	0.04	0.49
	Group Rho for s	0.93	0.12	0.58	1.00

## SUPPLEMENTARY FIGURE LEGENDS

**FIGURE S1** Phylogenetic tree uniting 230 species of birds recorded around the Serra do Facão hydroelectric power plant. The species tree was built from a single-linkage hierarchical clustering applied to a distance matrix representing the mean divergence time of each pair of tips for 1,000 gene trees downloaded from BirdTree (Jetz et al., 2012).

**FIGURE S2** Functional dendrogram uniting 230 species of birds recorded around the Serra do Facão hydroelectric power plant. diversity matrix of five ecological traits based on pairwise dissimilarities (Gower's distance) by UPGMA method between the 230 species recorded during the study. Colors represent the different functional groups.

**FIGURE S3** Plot of the first two partial DCA axes, showing each species position (acronyms are showed in Table S1).

**FIGURE S4** Four meshes with different criteria of triangulations, which were used in the SPDE approach to INLA models' selection.

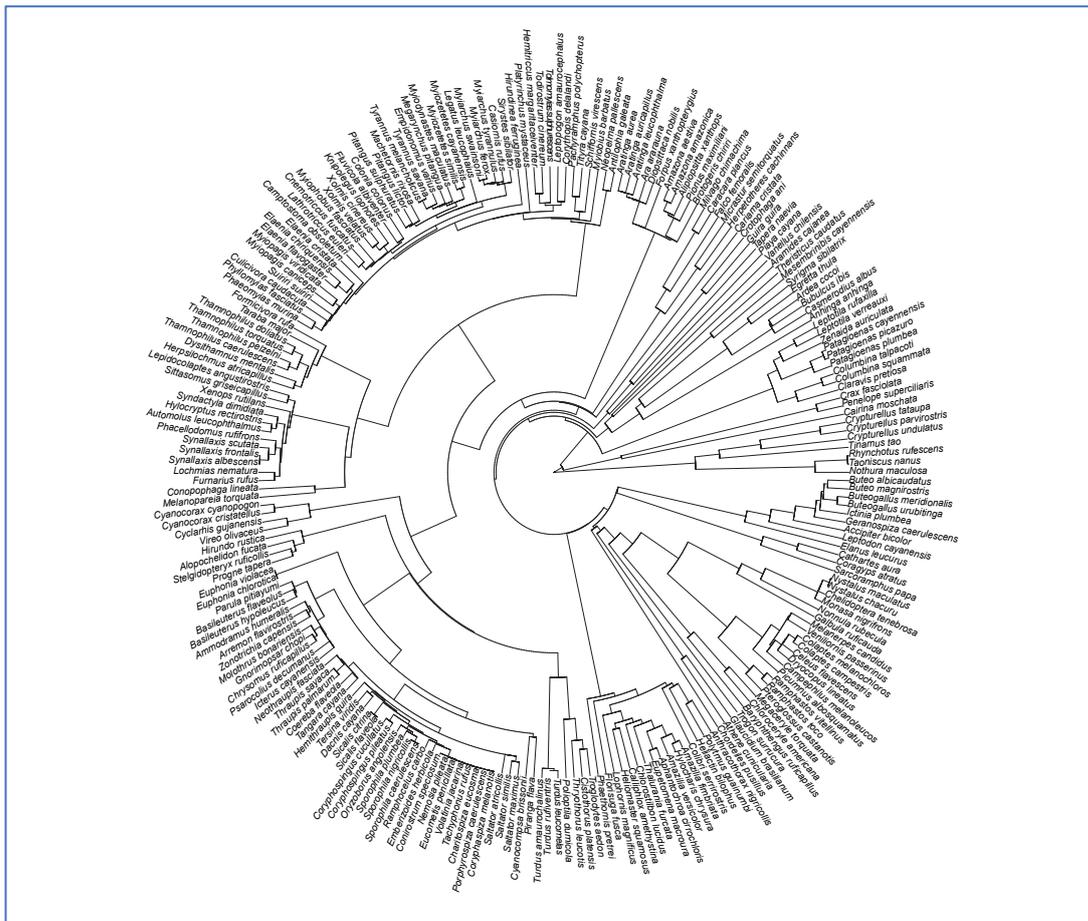
**FIGURE S5** Histograms of species' frequencies relative to three ecological traits: (a) preferential trophic guilds, (b) preferential habitat guilds, and (c) vertical strata guilds.

**FIGURE S6** Correlations between community parameters, based on Pearson's correlation coefficient. All of tests was significant ( $P < 0.001$ ).

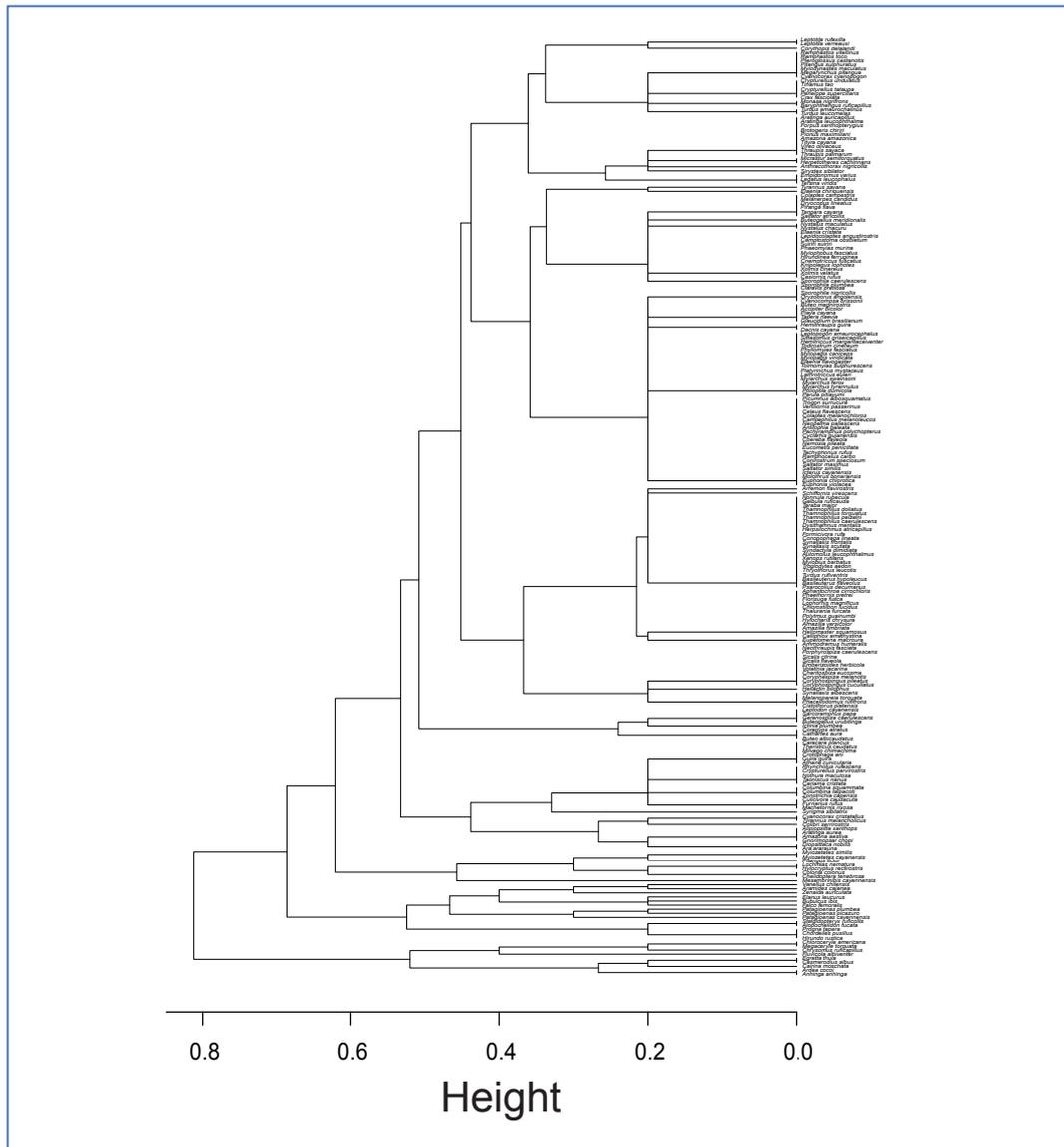
**FIGURE S7** Models' evaluation and selection based on mean squared error (MSE) boxplots of cross-validated predictive ordinate measures (CPO) under four different spatiotemporal correlation structures (4 models, see Table 3) and four different meshes (Appendix S7).

**FIGURE S8** Summary of the standard deviates spatial random effect (Gaussian random field) by every year included in the selected INLA model to each of five evaluated community parameters: (a) Abundance, (b) Richness, (c) Phylogenetic Diversity (PD), (d) Functional Diversity (FD), and (e) Species Composition.

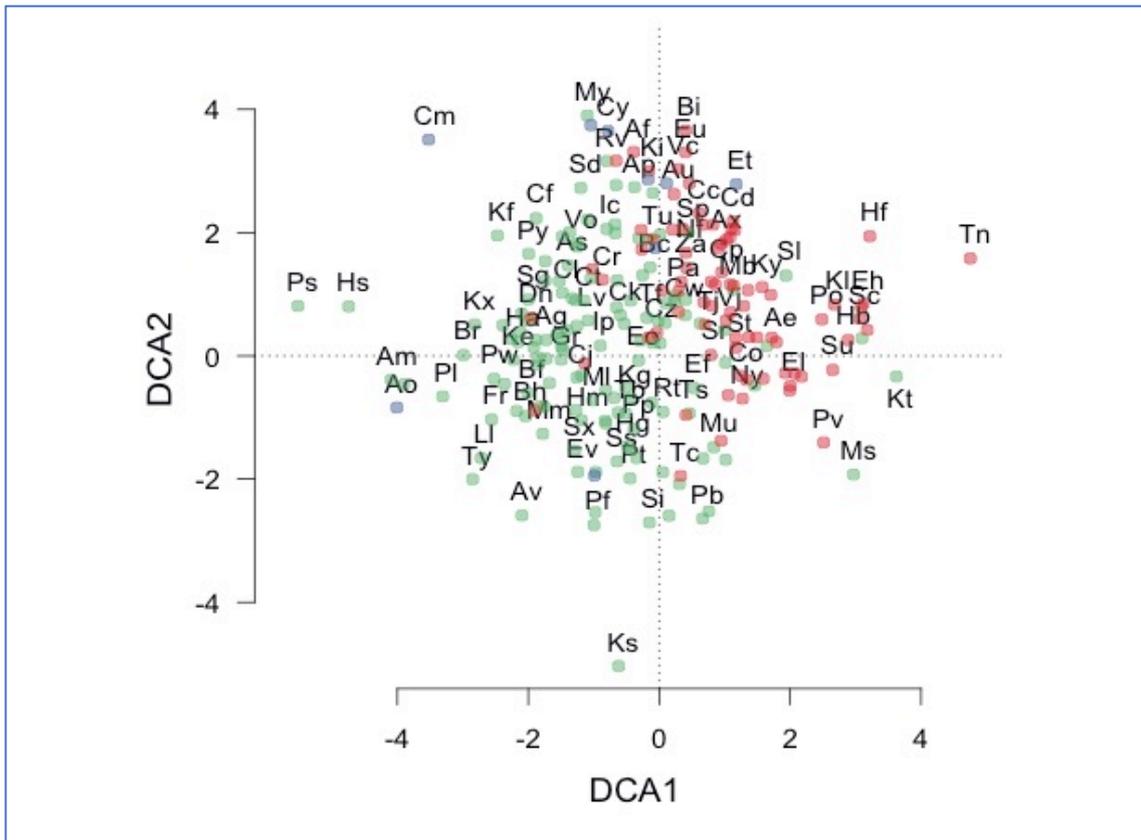
## SUPPLEMENTARY FIGURES



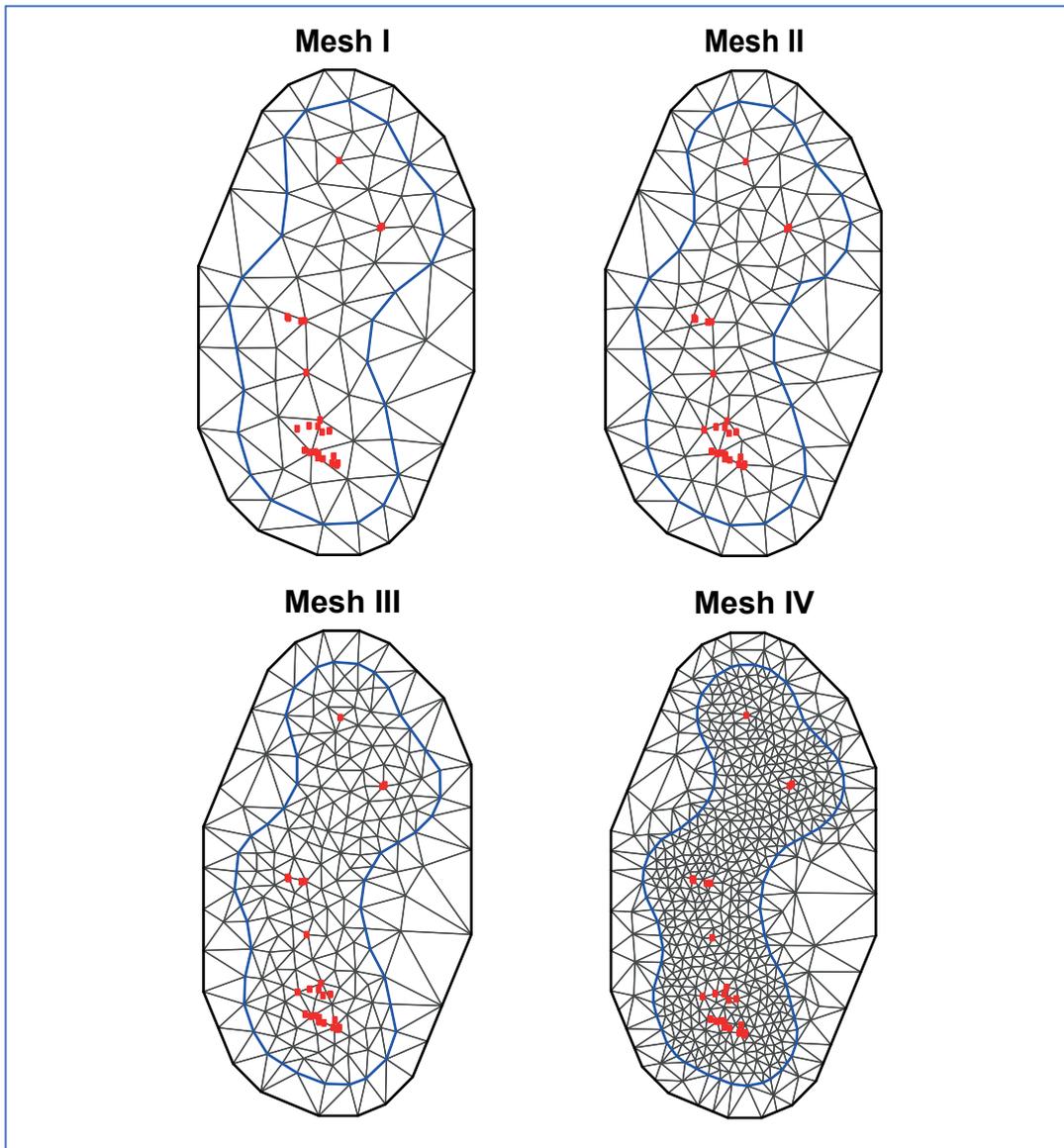
**FIGURE S1** Phylogenetic tree uniting 230 species of birds recorded around the Serra do Facão hydroelectric power plant. The species tree was built from a single-linkage hierarchical clustering applied to a distance matrix representing the mean divergence time of each pair of tips for 1,000 gene trees downloaded from BirdTree (Jetz et al., 2012).



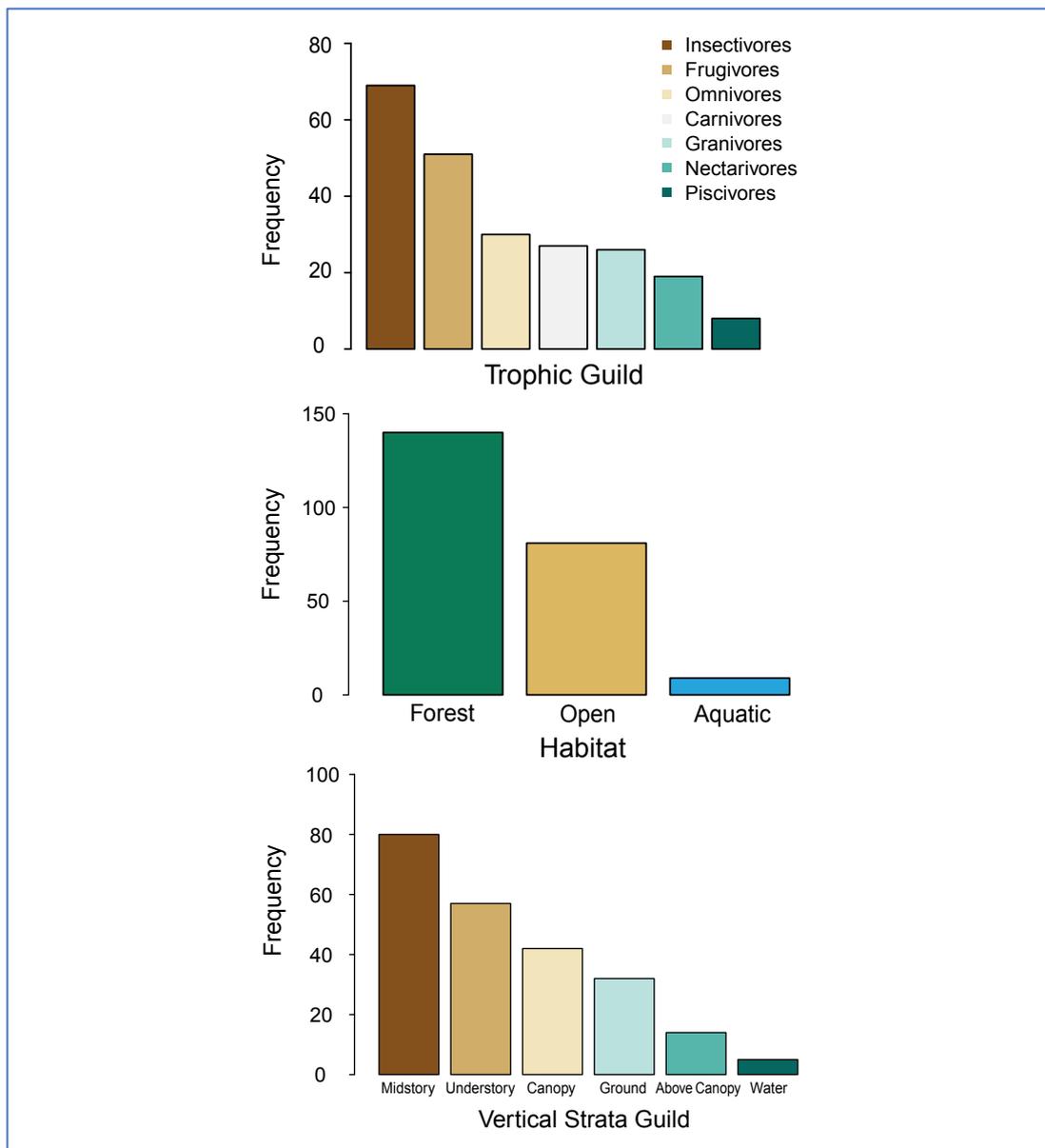
**FIGURE S2** Functional dendrogram uniting 230 species of birds recorded around the Serra do Facão hydroelectric power plant. diversity matrix of five ecological traits based on pairwise dissimilarities (Gower's distance) by UPGMA method between the 230 species recorded during the study. Colors represent the different functional groups.



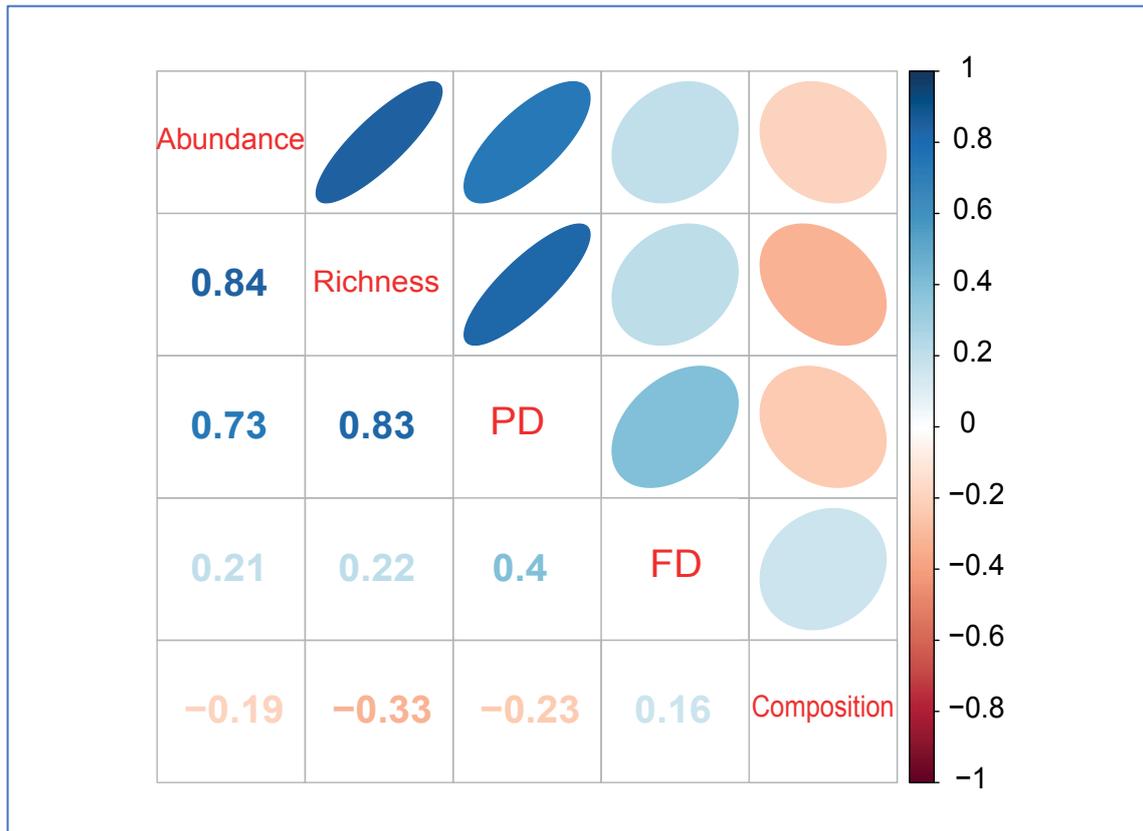
**FIGURE S3** Plot of the first two partial DCA axes, showing each species position (acronyms are showed in Table S1).



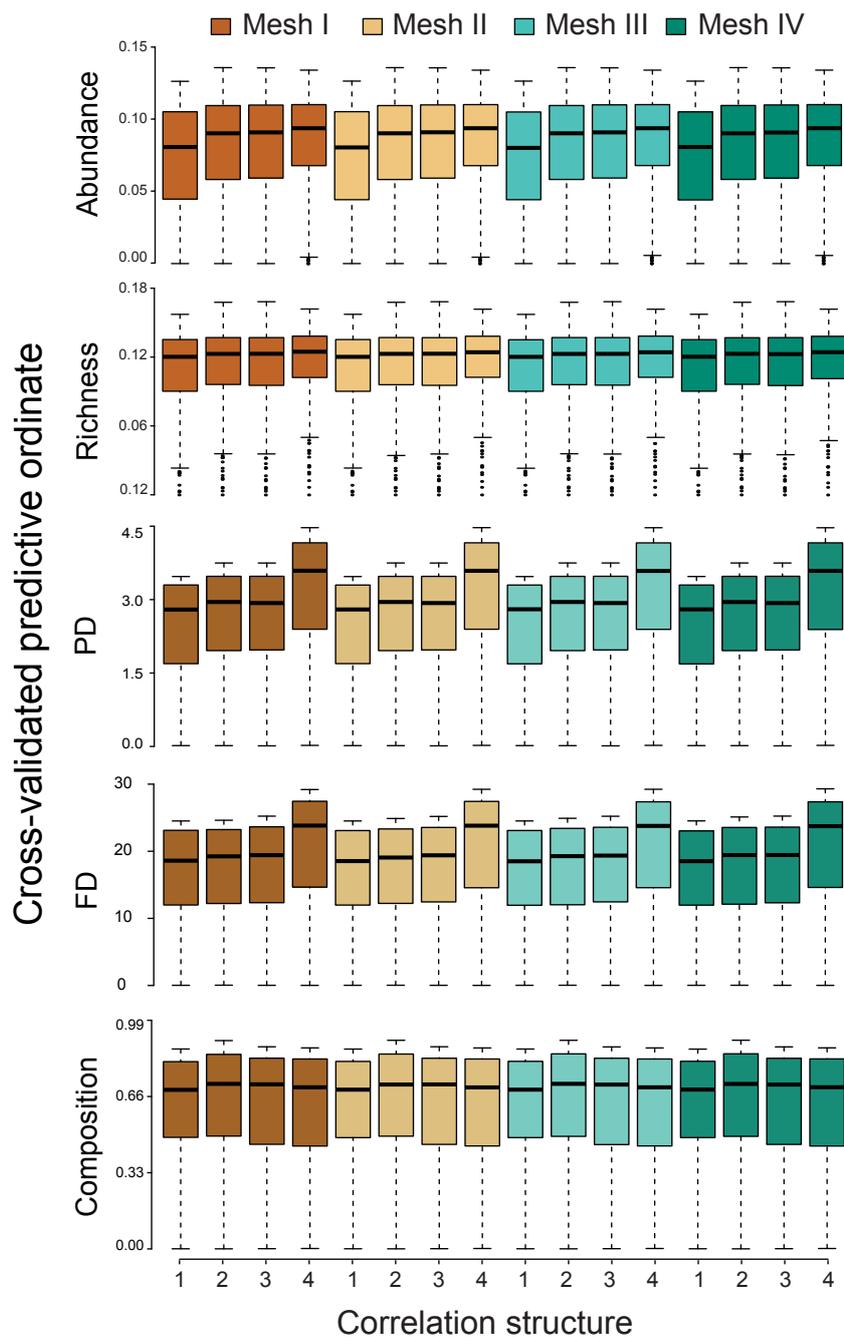
**FIGURE S4** Four meshes with different criteria of triangulations, which were used in the SPDE approach to INLA models' selection.



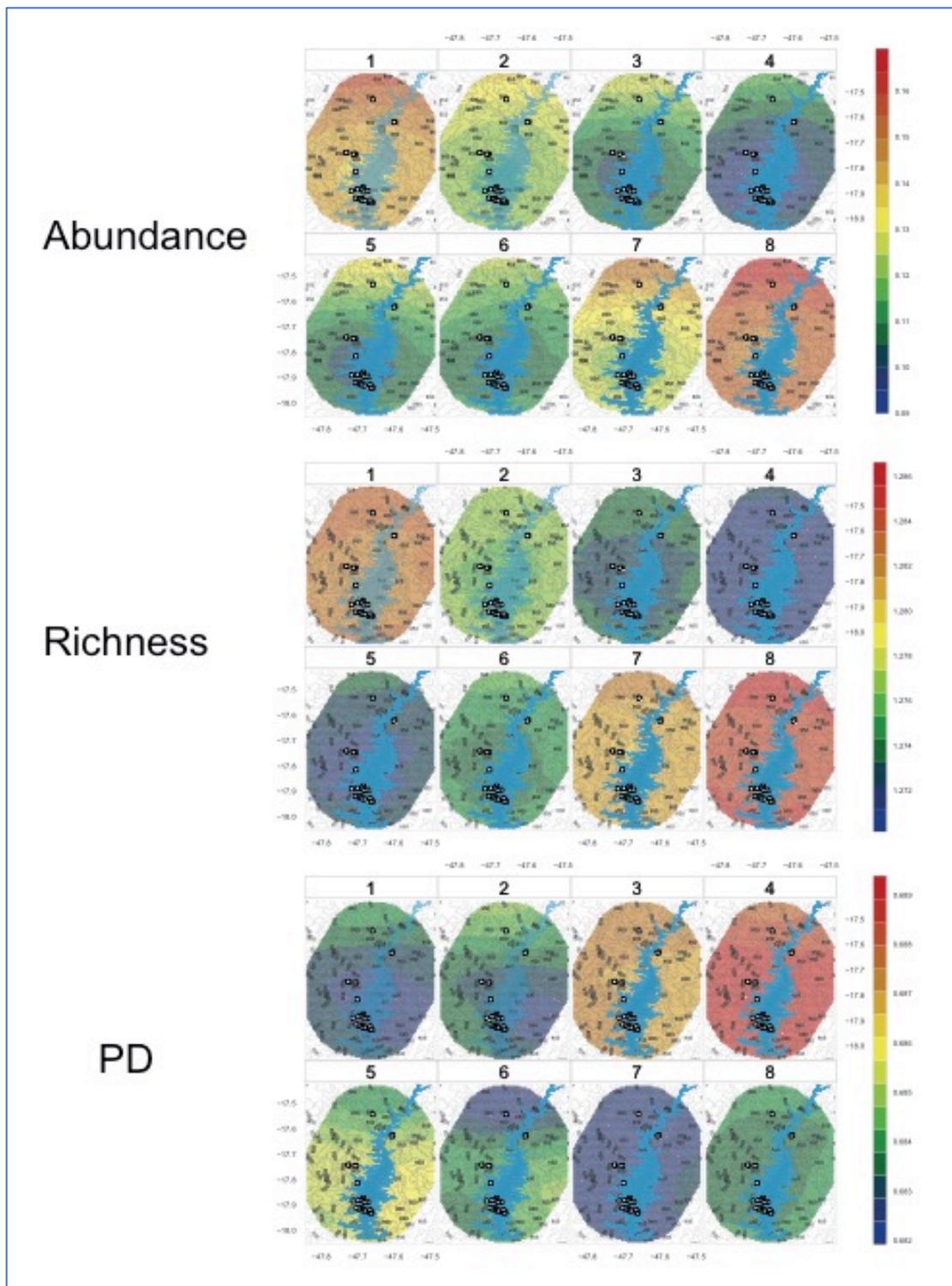
**FIGURE S5** Histograms of species' frequencies relative to three ecological traits: (a) preferential trophic guilds, (b) preferential habitat guilds, and (c) vertical strata guilds.



**FIGURE S6** Correlations between community parameters, based on Pearson's correlation coefficient. All of tests was significant ( $P < 0.001$ ).



**FIGURE S7** Models' evaluation and selection based on mean squared error (MSE) boxplots of cross-validated predictive ordinate measures (CPO) under four different spatiotemporal correlation structures (4 models, see Table 3) and four different meshes (Appendix S7).



**FIGURE S8** Summary of the standard deviates spatial random effect (Gaussian random field) by every year included in the selected INLA model to each of five evaluated community parameters: (a) Abundance, (b) Richness, (c) Phylogenetic Diversity (PD), (d) Functional Diversity (FD), and (e) Species Composition.

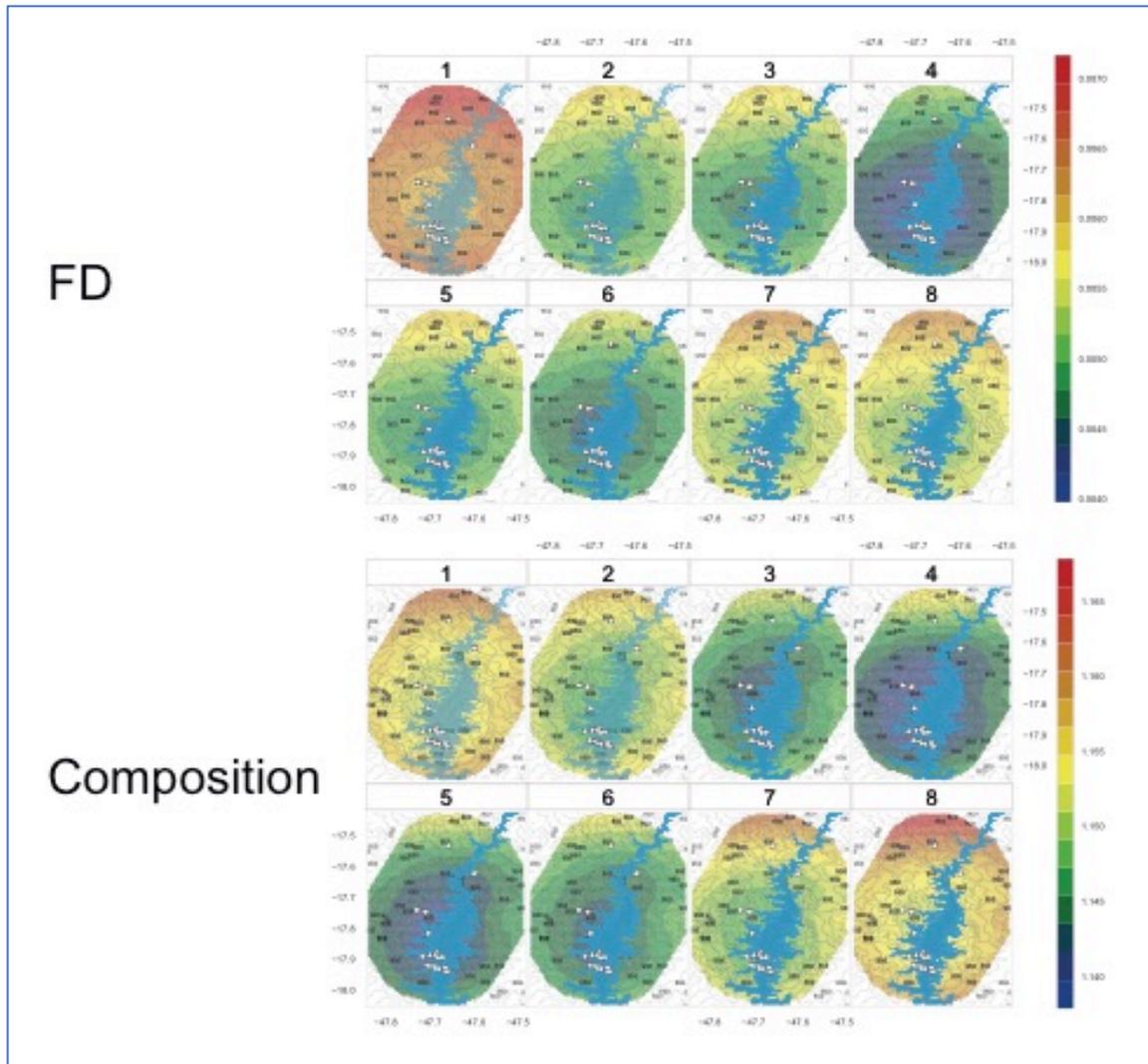


FIGURE S8 (Cont.)

## REFERENCES

- BLANGIARDO, M. & CAMELETTI, M. 2015. *Spatial and Spatio-temporal Bayesian Models with R-INLA*, Oxford, John Wiley & Sons.
- BREIMAN, L. 2001. Random forests. *Machine Learning*, 45, 5-32.
- CAMELETTI, M., LINDGREN, F., SIMPSON, D. & RUE, H. 2013. Spatio-temporal modeling of particulate matter concentration through the SPDE approach. *Asta-Advances in Statistical Analysis*, 97, 109-131.
- COSANDEY-GODIN, A., KRAINSKI, E. T., WORM, B. & FLEMMING, J. M. 2015. Applying Bayesian spatiotemporal models to fisheries bycatch in the Canadian Arctic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72, 186-197.
- CUTLER, A., CUTLER, D. R. & STEVENS, J. R. 2012. Random forests. In: ZHANG, C. & MA, Y. (eds.) *Ensemble Machine Learning: Methods and Applications*. New York: Springer Science+Business Media,.
- CUTLER, D. R., EDWARDS, T. C., BEARD, K. H., CUTLER, A. & HESS, K. T. 2007. Random forests for classification in ecology. *Ecology*, 88, 2783-2792.
- DENG, H. 2013. Guided random forest in the RRF package. *arXiv preprint arXiv:1306.0237*.
- DENG, H. T. & RUNGER, G. 2012. Feature selection via regularized trees. *2012 International Joint Conference on Neural Networks (IJCNN)*.
- DENG, H. T. & RUNGER, G. 2013. Gene selection with guided regularized random forest. *Pattern Recognition*, 46, 3483-3489.
- HASTIE, T., TIBSHIRANI, R. & FRIEDMAN, J. 2009. *The Elements of Statistical Learning: Data Mining, Inference, and Prediction*, New York, Springer Science+Business Media.
- JAMES, G., WITTEN, D., HASTIE, T. & TIBSHIRANI, R. 2013. *An Introduction to Statistical Learning: with Applications in R* New York, Springer.
- JETZ, W., THOMAS, G. H., JOY, J. B., HARTMANN, K. & MOOERS, A. O. 2012. The global diversity of birds in space and time. *Nature*, 491, 444-448.
- LI, J., JUSTY, P., SIWABESSY, W., TRAN, M., HUANG, Z. & HEAP, A. D. 2014. Predicting seabed hardness using random forest in R. In: ZHAO, Y. Y. & CEN, Y. (eds.) *Data Mining Applications with R*. Oxford, UK: Elsevier Inc.
- LIAW, A. & WIENER, M. 2002. Classification and regression by randomForest. *R News*, 2, 18-22.
- LINDGREN, F. & RUE, H. 2015. Bayesian spatial modelling with R-INLA. *Journal of Statistical Software*, 63, 1-25.
- QI, Y. 2012. Random forest for bioinformatics. In: ZHANG, C. & MA, Y. (eds.) *Ensemble Machine Learning: Methods and Applications*. New York: Springer Science+Business Media.
- STROBL, C., MALLEY, J. & TUTZ, G. 2009. An introduction to recursive partitioning: Rationale, application, and characteristics of classification and regression trees, bagging, and random forests. *Psychological Methods*, 14, 323-348.

## **Capítulo 2 – MODULARIDADE E COLONIZAÇÕES ASSEGURAM RESILIÊNCIA DE COMUNIDADES DE AVES FRENTE A DISTÚRBIOS GERADOS POR BARRAGENS**

### **RESUMO**

A modularidade, tendência de nodos se agruparem dentro de redes, quando atribuída a ecossistemas naturais, pode explicar os mecanismos que promovem resiliência e estabilidade às comunidades naturais. Analisamos as dinâmicas temporais de comunidades de aves, com foco nas alterações de composição de espécies e, também, das covariações temporais entre e dentro de guildas ecológicas para avaliar os mecanismos de resiliência das comunidades sob o impacto da criação de uma barragem hidrelétrica na região do Brasil Central. Foram obtidas quatro métricas de dinâmica temporal (*substituições, colonizações, extinções e reordenamento da abundância entre espécies*) e quatro relativas à estabilidade (*estabilidade, razão de variância, sincronia de Loreau e sincronia de Gross*) para as comunidades de aves obtidas com base nas frequências relativas das espécies. Os dados de frequência das aves foram obtidos em 1.145 censos pontuais, realizados em oito sítios florestais e doze sítios de áreas abertas (campos e savanas) em 22 campanhas distribuídas ao longo de dois anos antes e seis anos após a formação do reservatório fluvial. Através da seleção de modelos GLMM nós testamos diferenças significativas nas métricas de dinâmica temporal e nas frequências relativas das guildas ecológicas mais relevantes (sete guildas tróficas, espécies migratórias e ripárias), entre dois principais tipos de hábitat (*florestas e áreas abertas*) e entre quatro períodos de tempo em relação à criação da barragem (*antes, imediato, curto prazo e médio prazo*). Também avaliamos a prevalência de covariações significativas entre e dentro das guildas tróficas como um todo e segregadas por hábitat e, ainda, a correlação entre sincronias/covariações e a estabilidade da comunidade.

Nossos resultados mostraram que a variação ao longo do tempo foi distinta nos dois habitats para o reordenamento entre espécies, substituições, colonizações e, também, para a abundância das guildas avaliadas. O aumento das substituições de espécies nos momentos cruciais de impacto da barragem foi atribuído ao aumento de colonizações, enquanto as extinções mantiveram-se constantes. Foram identificadas assincronias dentro da maioria das guildas ecológicas e covariações positivas entre as guildas tróficas que corroboram com as hipóteses do efeito portfólio e da modularidade sobre as comunidades bióticas. A barragem fluvial promoveu maior redução da estabilidade sobre as áreas abertas em comparação aos sítios florestais. Devido à sua organização modular, a resiliência das comunidades de aves está associada à heterogeneidade espacial e temporal das características funcionais dos organismos e das interações entre as variadas espécies.

*Palavras-chave:* Dinâmicas compensatórias, barragens, perturbação antropogênica, sincronia, modularidade, estabilidade.

## INTRODUÇÃO

Diversos autores têm discutido os processos pelos quais as comunidades naturais conseguem manter, ao longo do tempo, sua diversidade biológica e dinâmica (Kerr et al., 2002, Wesolowski et al., 2010, Vellend et al., 2013, Magurran and Henderson, 2018). O entendimento de tais processos é especialmente necessário diante das mudanças ecológicas observadas no Antropoceno, onde comunidades naturais estão submetidas a perturbações antropogênicas intensas. O principal dilema da manutenção da diversidade é entender “de onde vem a resiliência e a estabilidade que sucede aos eventos de perturbação ambiental?” (Steffen et al., 2007, Isbell et al., 2015, Lepš et al., 2018). Diversos trabalhos sugerem que a elevada diversidade promove processos e serviços ecossistêmicos cruciais, tais como polinização, dispersão de sementes, produtividade primária, decomposição, controle de erosão, controle de insetos e produção de biomassa de peixes, promovendo, assim, maior resiliência e resistência ecológica (Dornelas et al., 2014, Isbell et al., 2015). No entanto, poucos trabalhos avaliam a estabilidade e resiliência dos padrões de diversidade em comunidades bióticas perante perturbações antrópicas (Dornelas et al., 2014, Mori, 2016, Vellend et al., 2017). O monitoramento das interações bióticas sobre pressão antrópica pode demonstrar os fatores que geram resiliência às comunidades silvestres durante o processo de reordenamento e substituição entre as principais guildas ecológicas (Isbell et al., 2015, Mori, 2016, Saavedra et al., 2016, Jones et al., 2017).

A estabilidade é a persistência dos processos ecossistêmicos ao longo do tempo, sendo altamente correlacionada com a riqueza (Karp et al., 2011). Inicialmente, duas hipóteses foram propostas como determinantes da relação riqueza e estabilidade: as hipóteses do efeito portfólio e das dinâmicas compensatórias (Gotelli et al., 2017). O efeito portfólio prediz que a assincronia entre espécies, isto é, muitas espécies flutuando

independentemente em abundância, em resposta a diferentes oportunidades ambientais, terão como consequência uma abundância total constante, em função da heterogeneidade de respostas ambientais pelas variadas espécies ou populações (Gotelli et al., 2017). Já a hipótese das dinâmicas compensatórias prediz que o aumento na abundância de algumas espécies seria compensado pela redução da abundância em outras, geralmente atribuídos a interações negativas ou à competição interespecífica (Tilman, 1996), ou devido a respostas diferenciadas às condições bióticas e abióticas; e desta forma, as abundâncias das espécies teriam certa dependência entre si (Loreau and de Mazancourt, 2013). Assim, comunidades mais diversificadas tenderiam à estabilidade, justamente por conterem mais competidores nos seus diversos nichos ecológicos, com maiores taxas de covariâncias negativas (Karp et al., 2011).

No entanto, há poucas evidências de dinâmicas compensatórias em escalas locais de riqueza e abundância em comunidades naturais (Houlahan et al., 2007). Ao contrário, covariâncias positivas são mais comuns que as negativas entre abundâncias das espécies ao longo do tempo, as quais são geralmente atribuídas à concordância de respostas à variação das condições ambientais (Tredennick et al., 2017, Lepš et al., 2018). As correlações temporais positivas de grupos ou espécies dentro das comunidades podem ser justificadas pela ideia de modularidade, uma propriedade de sistemas em redes, que descreve a tendência de nodos se agruparem com maiores conexões entre si, e que pode aplicada ao ordenamento das comunidades naturais (Grilli et al., 2016). Em ecossistemas bióticos, estruturas em redes modulares com diferentes tipos de conexões entre seus componentes, podem minimizar o espalhamento de distúrbios no sistema como um todo (Gilarranz et al., 2017). Assim, as relações entre e dentro de subgrupos de espécies que compartilham o mesmo hábitat ou a mesma função ecológica conferem às comunidades bióticas uma organização modular capaz de promover estabilidade e, ao

mesmo tempo, justificar a sincronização entre suas partes (Adler et al., 2013, Grilli et al., 2016). Neste contexto, haveria uma tendência de assincronias dentro dos grupos funcionais, em contraposição à tendência de covariações positivas entre os grupos funcionais (Lepš et al., 2018, Magurran & Henderson, 2018). Mas como estes processos de sincronias ou assincronias se regulam frente a perturbações antropogênicas?

A resiliência é tradicionalmente definida como a habilidade de um processo ecossistêmico se recuperar após uma perturbação pontual (Karp et al., 2011). Em ambientes perturbados, as distribuições das populações não estariam limitadas simplesmente por flutuações compensatórias, pois as probabilidades de colonização e extinção estão se modificando ao longo do tempo, diante de alterações nas condições ambientais e na disponibilidade de recursos (Gotelli et al., 2017, Lepš et al., 2018). Em geral, as perturbações, sejam naturais ou antropogênicas, promovem o reordenamento da composição de espécies, com um realinhamento das interações ecológicas (Benchimol e Peres, 2015, Lees and Peres, 2006, de Amorim et al., 2017). Mesmo em escalas regionais, a composição das comunidades pode variar ao longo do tempo devido a processos relacionados à substituição de espécies e, por isso, as dinâmicas e condições que determinam a resiliência de comunidades bióticas ainda permanecem relativamente desconhecidos (Haslem et al., 2015, Karp et al., 2011). De toda forma, algumas comunidades, sobretudo as mais diversificadas, exibem impressionante resiliência na riqueza e na abundância frente a eventos de perturbação ambiental (Gilarranz et al., 2017, Lepš et al., 2018). Tal situação é especialmente relevante, já que, diante dos desafios do antropoceno, as forças estabilizadoras dos ecossistemas devem estar atuando intensivamente. A avaliação das sincronias sob uma perspectiva de modularidade, isto é, dentro e entre guildas ecológicas, no contexto de perturbações ambientais, pode elucidar os processos que asseguram a resiliência e estabilidade às

comunidades naturais (Adler et al., 2013). Estudos sistemáticos das estruturas de interações entre espécies e das dinâmicas de comunidades são fundamentais para se descobrir os limites de tolerância das comunidades às mudanças ambientais (Tredennick et al., 2017, Cenci et al., 2018). Perturbações que promovem grandes alterações das condições ambientais num intervalo relativamente curto no tempo, tais como barragens hidrelétricas, oferecem uma boa oportunidade para avaliar quais os processos ecológicos, como extinção ou migração, estão mais relacionados com a substituição de espécies, e quais os tipos de sincronias ou assincronias que conferem resiliência e estabilidade às comunidades bióticas (Gotelli et al., 2017, Magurran e Henderson, 2018).

Neste contexto, no presente estudo proponho analisar as covariações temporais entre e dentro guildas e as alterações de composição de espécies no período subsequente ao impacto de criação de uma barragem hidrelétrica na região do Brasil Central, com o objetivo de responder três questões: 1) como a substituição de espécies de aves promovida pela formação de barragem está associada aos processos de extinção e de colonização? 2) A resiliência das comunidades de aves está relacionada a sincronias/assincronias dentro e entre grupos funcionais? 3) As covariações de abundância entre e dentro dos grupos funcionais diferem entre fitofisionomias abertas e fechadas? Minhas predições são: (i) as taxas de substituição de espécies se devem principalmente aos processos de extinção promovidos pela perturbação antrópica; (ii) a resiliência está relacionada à modularidade, que prediz assincronias dentro de grupos funcionais e covariações positivas entre grupos funcionais durante o período de recuperação das comunidades; e (iii) num contexto de perturbações por barramentos hidrelétricos sobre ecossistemas aluviais, as modificações são mais contundentes nas florestas em comparação com as fitofisionomias abertas, com maior estabilidade e

resiliência nos ambientes campestres e savânicos em relação aos habitats florestais. Neste estudo, nós consideramos sincronias quando é detectada a prevalência de covariações positivas ou negativas, e assincronias quando há ausência de covariações significativas (Lepš et al., 2018, Magurran e Henderson, 2018).

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado às margens do reservatório da hidroelétrica Serra do Facão, formada pelo barramento do rio São Marcos (18° 02' 43.16" S e 47° 40' 32.29" W), entre os estados de Goiás e Minas Gerais, no Brasil Central (Fig. 1, ver capítulo 1). O reservatório possui 218.8 km<sup>2</sup> e é parte do Aproveitamento Hidrelétrico Serra do Facão, usina com potência instalada de 212.6 MW, criada para impulsionar a prospecção de minérios na região (Reinaldo e de Mesquita, 2013). O rio São Marcos pertence à bacia do rio da Prata, segunda maior bacia hidrográfica da América do Sul, situada no bioma Cerrado, um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade (Myers et al., 2000, Strassburg et al., 2017). O clima da região é tropical sazonal (*Aw* de Köppen), com temperatura média de 23°C, precipitação anual média de 1.600 mm e duas estações sazonais bem definidas, sendo uma chuvosa (setembro a abril) e outra seca (maio a agosto) (Cardoso et al., 2015). A paisagem é um mosaico de fisionomias que inclui formações abertas (campo limpo, campo sujo, campo rupestre e cerrado *sensu stricto*) e ambientes florestais (matas de galeria e florestas decíduais de encosta) (Oliveira-Filho and Ratter, 2002, Ribeiro et al., 1998). Na região, os habitats mais afetados pela inundação da barragem são as florestas, predominante nos corredores aluviais, em comparação às formações abertas, situadas geralmente em áreas de maior altitude e declive (Brandão e Araújo, 2008, Passamani e Cerboncini, 2013). Para o estudo,

selecionei oito sítios de amostragem em florestas e outros doze em habitats abertos que, para manter sua independência espacial, eram separados pelo menos 1 km uns dos outros (Fig.1).

### *Variação Temporal*

A barragem do rio São Marcos teve suas comportas fechadas em novembro/2009 (mês = zero), quando iniciou o enchimento do reservatório, até atingir seu nível de operação, em outubro/2010 (Reinaldo e de Mesquita, 2013). O estudo iniciou em maio de 2008 (mês = 0), dois anos antes da formação do reservatório, e se estendeu até junho/2015 (mês = 85). Entre maio/2008 e fevereiro/2012, foram realizadas dezesseis campanhas com periodicidade regular trimestral. Entre fevereiro/2013 e junho/2015 foram realizadas outras seis campanhas em intervalos irregulares (4-10 meses), totalizando 22 campanhas amostrais (Tabela 1).

Para as comparações entre diferentes períodos de tempo em relação ao início do enchimento do reservatório foram determinados quatro períodos distintos, com intervalos entre 18-20 meses, sendo (i) antes da barragem (doze campanhas, entre os meses -18 a zero), (ii) o período mais curto (*Imediato*) após a formação da barragem (dez campanhas, entre os meses 1 a 20, dezembro/2009 a julho/2011), (iii) um outro período dentro do *Curto prazo* entre um e três anos após o início da barragem (oito campanhas, entre os meses 21 a 40, agosto/2011 a março/2013); e (iv) o *Médio prazo*, de quatro a seis anos após a barragem (doze campanhas, com amostragens entre os meses 50 a 67, dezembro/2013 a junho/2015) (Tabela 2).

**Tabela 1** – Características (latitude e longitude) dos sítios de amostragem em torno da barragem da Serra do Facão, no rio São Marcos, Brasil central. *Hábitat* – “Florestas” ou “Áreas abertas”, *Fitofisionomia*– diferentes tipos fitofisionômicos (ver métodos) \*Sítios submersos pelo reservatório e não amostrados após novembro de 2009.

Sítio	Latitude	Longitude	Census	Surveys	Hábitat	Fitofisionomia
F1	17° 56' 09.40" S	47° 40' 01.10" W	92	21	Floresta	Floresta decidual de encosta
F2	17° 56' 08.90" S	47° 39' 33.10" W	80	21	Floresta	Floresta decidual de encosta
F3	17° 56' 18.00" S	47° 39' 38.70" W	83	21	Floresta	Floresta decidual de encosta
F4*	17° 55' 35.10" S	47° 39' 52.90" W	36	7	Floresta	Floresta de galeria
F5*	17° 53' 12.40" S	47° 41' 49.80" W	14	3	Floresta	Floresta de galeria
F6	17° 55' 15.32" S	47° 41' 20.37" W	57	12	Floresta	Floresta decidual de encosta
F7	17° 55' 23.70" S	47° 41' 06.16" W	50	13	Floresta	Floresta de galeria
F8*	17° 55' 43.17" S	47° 41' 07.93" W	10	2	Floresta	Floresta de galeria
F9	17° 44' 43.71" S	47° 43' 28.25" W	50	13	Floresta	Floresta decidual de encosta
F10	17° 49' 01.42" S	47° 42' 03.65" W	70	14	Floresta	Floresta de galeria
F11	17° 37' 30.38" S	47° 36' 01.57" W	37	10	Floresta	Floresta de galeria
F12*	17° 55' 48.27" S	47° 40' 43.99" W	17	2	Floresta	Floresta decidual de encosta
O1	17° 52' 45.13" S	47° 40' 58.30" W	79	21	Áreas abertas	Cerrado <i>sensu stricto</i>
O2	17° 53' 14.50" S	47° 41' 07.08" W	81	21	Áreas abertas	Cerrado <i>sensu stricto</i>
O3	17° 53' 26.15" S	47° 42' 46.45" W	80	22	Áreas abertas	Cerrado <i>sensu stricto</i>
O4	17° 53' 36.38" S	47° 40' 14.01" W	83	22	Áreas abertas	Cerrado <i>sensu stricto</i>
O5	17° 53' 41.96" S	47° 40' 48.03" W	78	22	Áreas abertas	Cerrado <i>sensu stricto</i>
O6	17° 55' 17.62" S	47° 41' 45.01" W	52	13	Áreas abertas	Cerrado <i>sensu stricto</i>
O7	17° 55' 07.94" S	47° 42' 10.70" W	50	13	Áreas abertas	Cerrado <i>sensu stricto</i>
O8	17° 44' 56.25" S	47° 42' 11.87" W	36	10	Áreas abertas	Campo limpo
O9	17° 44' 57.42" S	47° 42' 28.31" W	40	12	Áreas abertas	Campo sujo
O10	17° 44' 37.20" S	47° 43' 33.48" W	52	13	Áreas abertas	Campo limpo
O11	17° 32' 20.94" S	47° 39' 28.36" W	36	9	Áreas abertas	Campo rupestre
O12	17° 37' 38.54" S	47° 36' 13.39" W	38	10	Áreas abertas	Campo rupestre

**Tabela 2** – Campanhas de amostragens por ano, com mês, período e tempo (meses) em relação ao início do enchimento do reservatório da barragem da UHE Serra do Facão (novembro/2009) formada em torno do rio São Marcos, no Brasil central.

Year	Survey	Month	Period	Time (in months)
2008	Survey1	May/2008	Antes	-18
	Survey2	Aug/2008	Antes	-15
	Survey3	Nov/2008	Antes	-12
2009	Survey4	Feb/2009	Antes	-9
	Survey5	May/2009	Antes	-6
	Survey6	Aug/2009	Antes	-3
	Survey7	Nov/2009*	Antes	0
2010	Survey8	Feb/2010	Imediato	3
	Survey9	May/2010	Imediato	6
	Survey10	Aug/2010**	Imediato	9
	Survey11	Nov/2010	Imediato	12
2011	Survey12	Feb/2011	Imediato	15
	Survey13	May/2011	Imediato	18
	Survey14	Aug/2011	Curto prazo	21
	Survey15	Nov/2011	Curto prazo	24
2012	Survey16	Feb/2012	Curto prazo	27
2013	Survey17	Feb/2013	Curto prazo	39
	Survey18	Jun/2013	Médio prazo	43
	Survey19	Dez/2013	Médio prazo	49
2014	Survey20	Mar/2014	Médio prazo	52
	Survey20	Dez/2014	Médio prazo	61
2015	Survey22	Dez/2014	Médio prazo	67

### *Coleta de dados*

Como metodologia foram utilizados censos pontuais, que consideraram durante 20 minutos, todos os registros visuais ou auditivos de aves num raio de 50 m, incluindo aves noturnas, aquáticas ou migratórias (Lees and Peres, 2006, Bibby, 2004). Para garantir a independência amostral, os censos adjacentes foram realizados a uma distância mínima de 200 m, sempre nos horários de maior atividade das aves (06hs-10hs e 16-19hs). Os censos foram conduzidos por seis diferentes observadores, todos experientes e familiarizados com as espécies da região. Durante cada campanha, foram feitos de dois a nove censos pontuais por sítio, com variação no número de sítios amostrados por campanha, e de censos por sítio entre as campanhas. Censos com menos de seis indivíduos foram excluídos das análises para minimizar a influência de extremos climáticos (dias frios, chuvosos ou com muito vento). Ao todo, foram obtidos 1.145 censos pontuais, com médias de 52,0 censos por campanha (amplitude: 37–88) e 47,7 censos por sítio (9–88) (Table S1, ver material suplementar do capítulo 1). As unidades amostrais para as análises de dinâmicas temporais são as frequências relativas por espécie (ou por guilda ou entre guildas) por campanha em cada um dos sítios amostrais.

### *Guildas ecológicas*

Para análise de guildas ecológicas, foram utilizadas características relevantes quanto ao uso de recursos, indicativas das interações entre as espécies e de suas funções nos ecossistemas (Cianciaruso et al., 2009, Petchey et al., 2007, Petchey e Gaston, 2006, Tilman, 2001). Assim, as 230 espécies inventariadas no estudo foram classificadas quanto à sua guilda trófica, hábito migratório, uso de ambientes ripários e quanto sua preferência de hábitat. As guildas tróficas representam a alimentação preferencial de cada espécie, visto que a grande maioria das aves também se alimentam de insetos,

mesmo que em determinados períodos, p.ex.: desenvolvimento de ninhegos, redução sazonal da oferta de flores e frutos (Sick, 1997). Assim, foram consideradas sete guildas tróficas de aves: espécies carnívoras, insetívoras, frugívoras, nectarívoras, piscívoras, granívoras e onívoras. Quanto à preferência de hábitat, as espécies de aves foram distribuídas em três classes: espécies florestais, campestres ou aquáticas (Bagno and Marinho-Filho, 2001, Silva, 1995, Silva, 1996). Mesmo que algumas espécies sejam restritas a um dos hábitats, a maioria das aves do bioma Cerrado utiliza outros tipos de fitofisionomias além daquele para o qual ela foi classificada (p.ex., espécies de aves florestais que também utilizam áreas campestres e savanas, e vice-versa). Além disso, também foram destacadas outras duas guildas ecológicas relacionadas aos ambientes aluviais, que são as espécies migratórias e as espécies ripárias. As aves migratórias formam um grupo funcional relevante cujas espécies interligam hábitats, biomas ou mesmo continentes (Negret e Negret, 1981, Sick, 1983). Para tal, foram segregadas 25 espécies de aves com hábitos migratórios, mesmo aquelas em que apenas parte de suas populações migram para outras regiões do país. Já as aves ripárias, destacam 22 espécies associadas aos ambientes ribeirinhos, margens de rios, brejos e veredas, as quais são mais sensíveis aos impactos de barragens fluviais (Alho, 2011, Bagno e Marinho-Filho, 2001, Brandão e Araújo, 2008).

### *Índices de Diversidade Temporal*

Com o intuito de identificar a dinamicidade das comunidades naturais e suas flutuações ao longo do tempo, obtive três parâmetros temporais, além das variações de riqueza e de abundância, sendo a taxa de substituição (*turnover*), o reordenamento da frequência relativa entre espécies (*mean rank shift*) e taxa de mudança direcional (*change rate*), esta última em relação ao intervalo de tempo (entre meses). A taxa de

substituições calcula a substituição total, bem como as proporções de extinções e colonizações entre intervalos subsequentes de tempo. O reordenamento entre espécies (*mean rank shift*) indica o grau de reordenamento da distribuição de frequência relativa das espécies entre dois momentos, isto é, o a relação de dominância variou entre as espécies. A taxa de mudança (*change rate*) reflete a mudança direcional na composição da comunidade calculando diferenças de composição de espécies entre amostras, entre diferentes intervalos de tempo (Hallett et al., 2016). Todos os índices de diversidade temporal e métricas de estabilidade da comunidade foram calculados pelo pacote *Codyn* - *Community Dynamics* do Programa R (Hallett et al., 2016, Team, 2014).

#### *Seleção de modelos GLMM*

Através da seleção de modelos lineares generalizados mistos (GLMM), nós testamos diferenças dos parâmetros da comunidade entre os quatro períodos de tempo e entre as fitofisionomias. As variáveis respostas testadas foram as substituições, as colonizações, as extinções, o reordenamento entre espécies, além das frequências relativas dos grupos ecológicos mais relevantes (sete guildas tróficas, espécies migratórias e ripárias). Nos modelos GLMM, os efeitos fixos foram o *período* em relação a formação da barragem (com quatro classes: *Antes*, *Imediato*, *Curto prazo e Médio prazo*), o tipo de *hábitat* (*florestal* ou *formações abertas*) e o cruzamento de ambos fatores (*período*\* *hábitat*); e os efeitos aleatórios foram o número de sítios amostrados como réplicas de estudo e o número de censos pontuais realizados em cada sítio. Os modelos utilizaram a distribuição normal para todas variáveis resposta e os modelos globais foram determinados para cada variável dependente, avaliando-se a relevância dos efeitos aleatórios e, posteriormente, a importância dos efeitos fixos e das interações, através do teste de razão de verossimilhança (*Likelihood-Ratio Test*) entre o

modelo mais global, com a retirada gradativa dos efeitos (*backward step*). Quando significativas, as diferenças entre os períodos foram avaliadas através de teste de comparação múltipla de Tukey para os dados ranqueados. As premissas dos testes foram avaliadas com base num protocolo de exploração de dados e dos resíduos (Zuur et al., 2010). Para todos os testes estatísticos, utilizamos um nível de significância de 5%.

### *Métricas de Estabilidade da Comunidade*

Em séries temporais, a estabilidade reflete a variação de abundância total, ainda que as populações apresentem flutuações assíncronas ou mesmo covariações positivas ou negativas. A métrica de *estabilidade da comunidade* foi calculada através da variação da média temporal dividida pelo desvio padrão temporal com base nas abundâncias das espécies agregadas dentro das réplicas de períodos de tempo (Tilman, 1996). Além da estabilidade, foram calculadas outras três métricas relativas que caracterizam a covariância das espécies e/ou assincronia dentro das comunidades. A razão de variância (*variance ratio*) avalia a dependência na variação de abundância entre as espécies, ao testar se a variância da soma da abundância das espécies é menor que a soma da variância das abundâncias por espécies (Houlahan et al., 2007). Os valores de razão de variância calculados foram comparados a modelos nulos para teste de significância. Se espécies variam independentemente, a razão de variância será próxima a 1. Quando razão de variância  $> 1$  e acima do limite superior do intervalo de confiança de 95% indica covariações predominantemente positivas, se  $< 1$  indica covariações negativas, sugerindo dinâmicas compensatórias (Gotelli et al., 2017). A sincronia foi calculada com dois índices distintos. A *sincronia de Loreau* que compara a variância das abundâncias da comunidade agregada com a variância das espécies

individualmente (Loreau and de Mazancourt, 2008). Esta *sincronia de Loreau* é padronizada entre zero (assincronia total) e 1 (sincronia perfeita) e pode ser aplicada entre comunidades com riquezas de espécies distintas. Já a *sincronia de Gross* compara a correlação média de cada espécie com o resto da comunidade agregada (Gross et al., 2013). A *sincronia de Gross* varia de -1 (sincronia inversa) a +1 (sincronia perfeita), para o qual a sincronia de Gross próxima a zero representa que as espécies flutuam independentemente. A razão de variância e a *sincronia de Loreau* são calculadas com base nas variâncias e, assim, são mais influenciadas pela abundância das espécies, enquanto que a *sincronia de Gross*, por ser baseada nas correlações, pondera igualmente todas as espécies (Hallett et al., 2016). A abundância anual mede o sucesso de uma espécie num determinado ano, levando em conta a dinâmica sazonal que varia entre as espécies (Magurran and Henderson, 2018). Assim, para o cálculo de cada uma das métricas de estabilidade usamos as frequências de espécies dentro das guildas por ano, bem como, as frequências entre guildas em cada sítio por ano.

#### *Teste de hipóteses relativas a estabilidade e covariações*

A correlação entre a razão de variância e as duas sincronias foi testada em relação à estabilidade para os dois tipos de habitats, comparando as métricas de estabilidade obtidas por sítios amostrais através da correlação de *Spearman* para dados ranqueados. Para testar as covariações ou assincronia de abundância entre as espécies, todas as métricas de estabilidade obtidas dentro e entre as diferentes guildas com os dados observados foram comparadas a modelos nulos. Estes são modelos nulos independentes quanto à abundância temporal, obtidos através de permutações de mudanças cíclicas (*cyclic-shift*), que preservam a autocorrelação temporal dentro das espécies, mas quebra a correlação temporal cruzada entre as espécies. A manutenção da

autocorrelação temporal das espécies torna as permutações de mudanças cíclicas (*cyclic-shift*) ecologicamente mais realísticas, em função do papel que as dinâmicas densidade-dependentes têm na organização das comunidades (Magurran and Henderson, 2018). Assim, nós permutamos as abundâncias de todas as espécies dentro de cada guilda 1.000 vezes e calculamos todas as métricas em cada permutação através do comando *shuffle\_community* do pacote *Codyn* (Hallett et al., 2016, Team, 2014). Depois nós examinamos o valor da métrica das observações reais em relação à distribuição das métricas aleatorizadas. Estas análises foram repetidas para a comunidade como um todo e para cada um dos dois tipos de habitats (florestas e áreas abertas), assim como, entre e dentro das guildas tróficas, de forma permitir comparações entre e dentro dos diversos compartimentos (guildas) ecológicos numa perspectiva de modularidade. Os dados foram baseados nas frequências anuais, mas não foram transformados nestas análises.

## RESULTADOS

Ao todo, foram registrados 14.505 indivíduos de 230 espécies de aves pertencentes a 49 famílias e 22 ordens ao longo dos oito anos de estudo no entorno do reservatório formado a partir de novembro/2009 no Rio São Marcos (Table S3, ver material suplementar do capítulo 1). A comunidade compõe-se, em sua maioria, de aves insetívoras, frugívoras e onívoras, de espécie florestais (140 espécies) em contraposição a aves campestres (81 spp) e aquáticas (9 spp) (Fig.S4, ver capítulo 1).

### *Dinâmicas temporais*

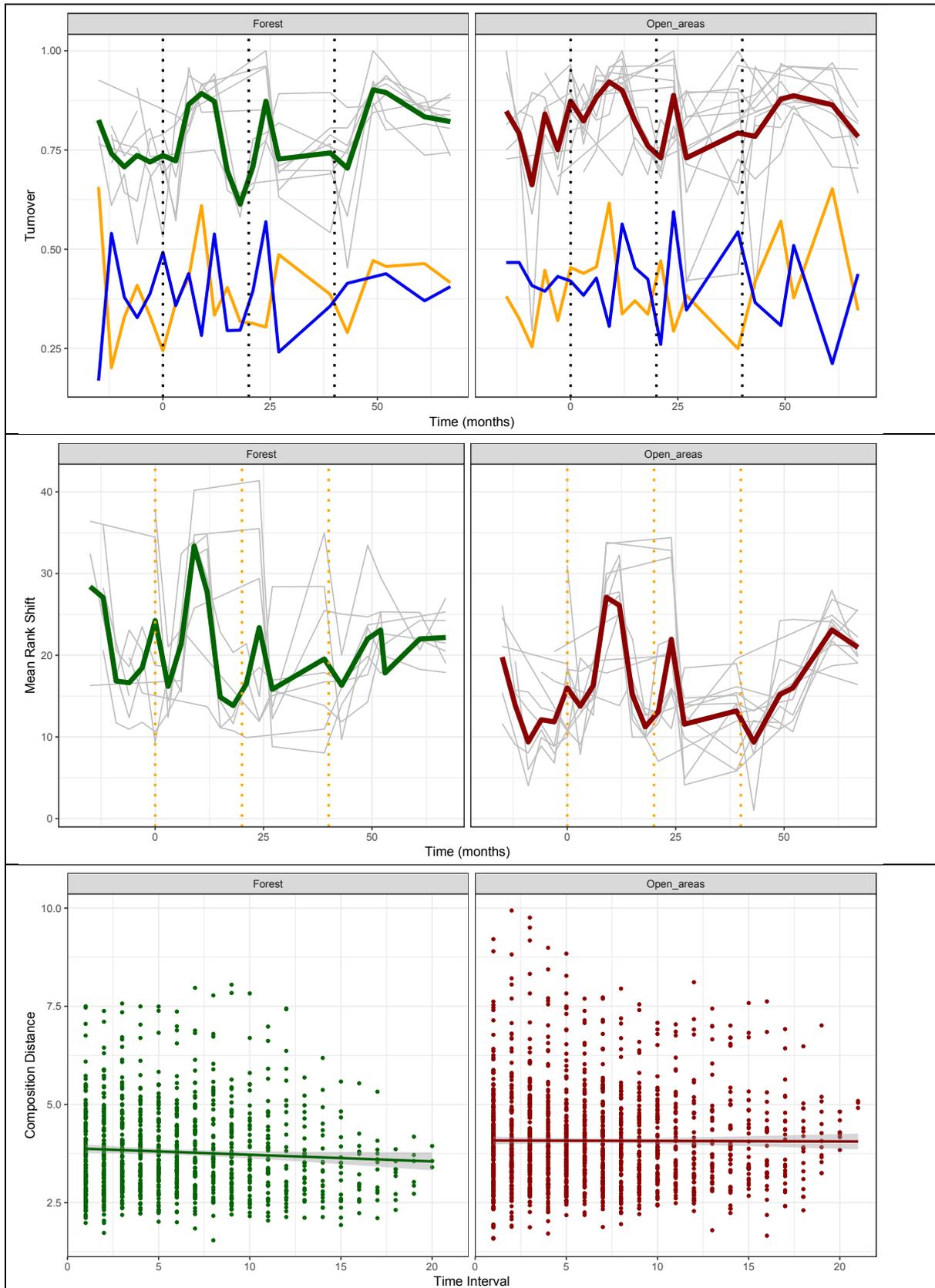
Na seleção de modelos GLMM, *Habitat* e *Períodos* foram efeitos fixos significativos para a maioria das variáveis-resposta, e o cruzamento entre os dois fatores

(*Hábitat\*Períodos*) foi significativo apenas para *Colonizações*, *Mean Rank Shift* e para grande parte das guildas ecológicas (Tabela 3). Em geral, o padrão de variação ao longo do tempo foi similar nos dois tipos de habitats para a maioria das métricas de dinâmica temporal (Fig.4). A variação entre os períodos foi significativa para *Substituições* e *Colonizações*, enquanto as diferenças entre habitats foram significativas para todas as métricas temporais, com exceção das *Extinções*.

**Tabela 3.** Resultado da seleção de modelos lineares generalizados mistos (GLMM) para dinâmicas temporais das comunidades de aves afetadas pela criação da barragem. A tabela mostra os resultados sobre os testes de razão de verossimilhança (*Likelihood Ratio Tests*) entre o modelo mais global com e sem o preditor em questão, tais como: =>  $p < 0,10$ ; \* =>  $p < 0,05$ ; \*\* =>  $p < 0,01$ ; (\*\*\*) =>  $p < 0,001$ ; ns => não significativo; e os melhores modelos selecionados em cada guilda ou métrica de dinâmica temporal.

Variáveis resposta	Fixed Effects			Random Effects		Best Model
	Hábitat	Period	Hábitat*Period	Point	Census	
Substituições	*	***	ns	ns	ns	Substituições ~ Hábitat + Períodos
Colonizações	***	***	*	ns	***	Colonizações ~ Hábitat + Períodos + Hábitat*Períodos + 1 Census
Extinções	ns	ns	ns	ns	***	Extinções ~ Hábitat + Períodos + Hábitat*Períodos + 1 Census
Reordenamento	**	.	*	*	***	Reordenamento ~ Hábitat + Hábitat*Períodos + 1 Census + 1 Point
Carnívoros	***	***	***	ns	***	Carnívoros ~ Hábitat + Períodos + Hábitat*Períodos + 1 Census
Onívoros	**	.	.	ns	***	Onívoros ~ Hábitat + 1 Census
Insetívoros	***	***	***	***	***	Insetívoros ~ Hábitat + Períodos + Hábitat*Períodos + 1 Census + 1 Point
Granívoros	*	*	***	***	*	Granívoros ~ Hábitat + Períodos + Hábitat*Períodos + 1 Census + 1 Point
Nectarívoros	***	ns	*	ns	***	Nectarívoros ~ Hábitat + Hábitat*Períodos + 1 Census
Frugívoros	***	ns	*	ns	***	Frugívoros ~ Hábitat + Hábitat*Períodos + 1 Census
Migratórios	***	**	***	ns	***	Migratórios ~ Hábitat + Hábitat*Períodos + 1 Census
Aves ripárias	***	ns	ns	ns	***	Ripárias ~ Hábitat + Hábitat*Períodos + 1 Census

Para as *Substituições* foram encontradas diferenças significativas entre os habitats, com maiores médias de *Substituições* nas áreas abertas que nos ambientes florestais (Tabela 3, Fig.4), mas também, entre os quatro períodos avaliados, com as maiores médias de *Substituições* foram registradas durante *Imediato* e *Médio prazo*, sobretudo nas variações dos sítios amostrais (*gray lines*, Fig.4a) e as menores no *Curto prazo*, com valores intermediários no *Antes* (Fig.4a, Fig.S9). A variação de *Substituições* intensificada logo após a criação da barragem e no último período do estudo, esteve mais relacionada com as *Colonizações*, visto que não houve diferença significativa de *Extinções*, nem entre habitats e nem entre períodos. Ao longo do tempo, as médias de *Extinções* apresentaram variações sucessivas, ora crescente, ora decrescente, mas mantiveram-se estáveis nas comparações entre períodos e entre habitats (Fig.4c, *yellow lines*). Já o padrão das *Colonizações* foi similar ao das *Substituições*, com diferenças entre habitats e taxas maiores de *Colonizações* nas áreas abertas e, também, diferenças entre os períodos, com maiores picos de *Colonizações* durante o *Imediato* e o *Médio prazo*, principalmente nas áreas abertas (Fig.4c, *blue lines*). Os reordenamentos entre espécies também apresentaram diferenças significativas entre habitats com maior dominância nos ambientes florestais em relação às áreas abertas, e também entre alguns períodos, com menor dominância identificada durante o *Antes* e o *Curto prazo*, apenas nas áreas abertas (Fig.4d). Nas comparações entre taxas de mudanças direcionais (*Change Rates*), não há correlação significativa da *Distância de Composição* com o *Intervalo de Tempo* nem para florestas (*Kendall's rank correlations; Florestas: z = -0.320, p = 0.749, tau = - 0.007*), e nem para as áreas abertas (*Abertas areas: z = 0.998, p = 0.318, tau = 0.018*). Isto significa que não há maior desvio de composição com o decorrer do tempo, que poderia ser esperado após forte interferência da barragem. Pelo contrário, as maiores distâncias de composição foram obtidas entre curtos intervalos de tempo em ambos os tipos fisionômicos, sugerindo houve grande variação na composição de espécies entre períodos curtos (Fig.4e.)

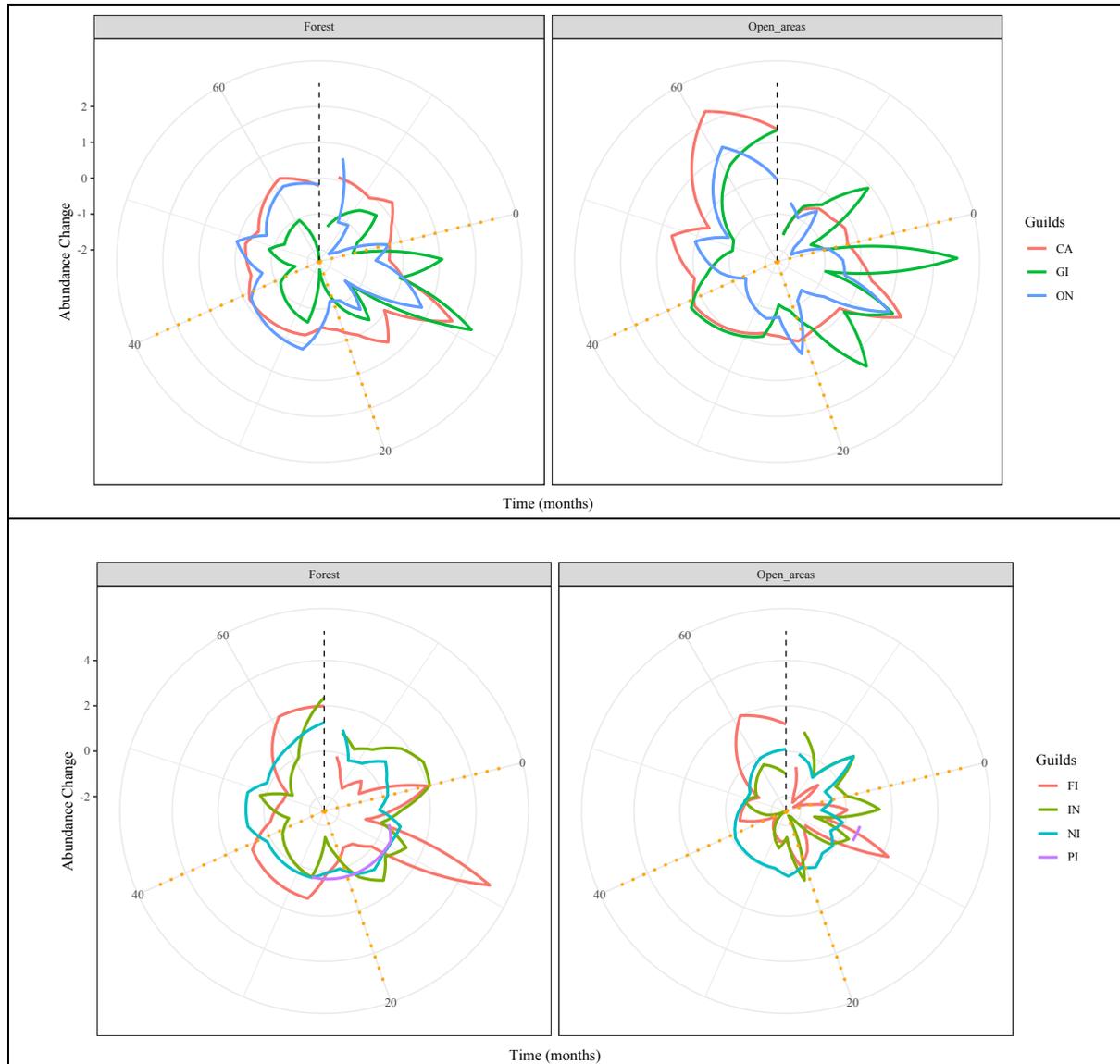


**Figura 4.** Dinâmicas temporais das comunidades de aves obtidas de dois tipos fitofisionômicos, florestas e áreas abertas: a) Substituições, decomposta em Extinções (*linhas amarelas*) e Colonizações (*linhas azuis*); b) Reordenamentos das abundâncias entre espécies (*Mean Rank Shifts*); e c) Mudança de composição por intervalo de tempo.

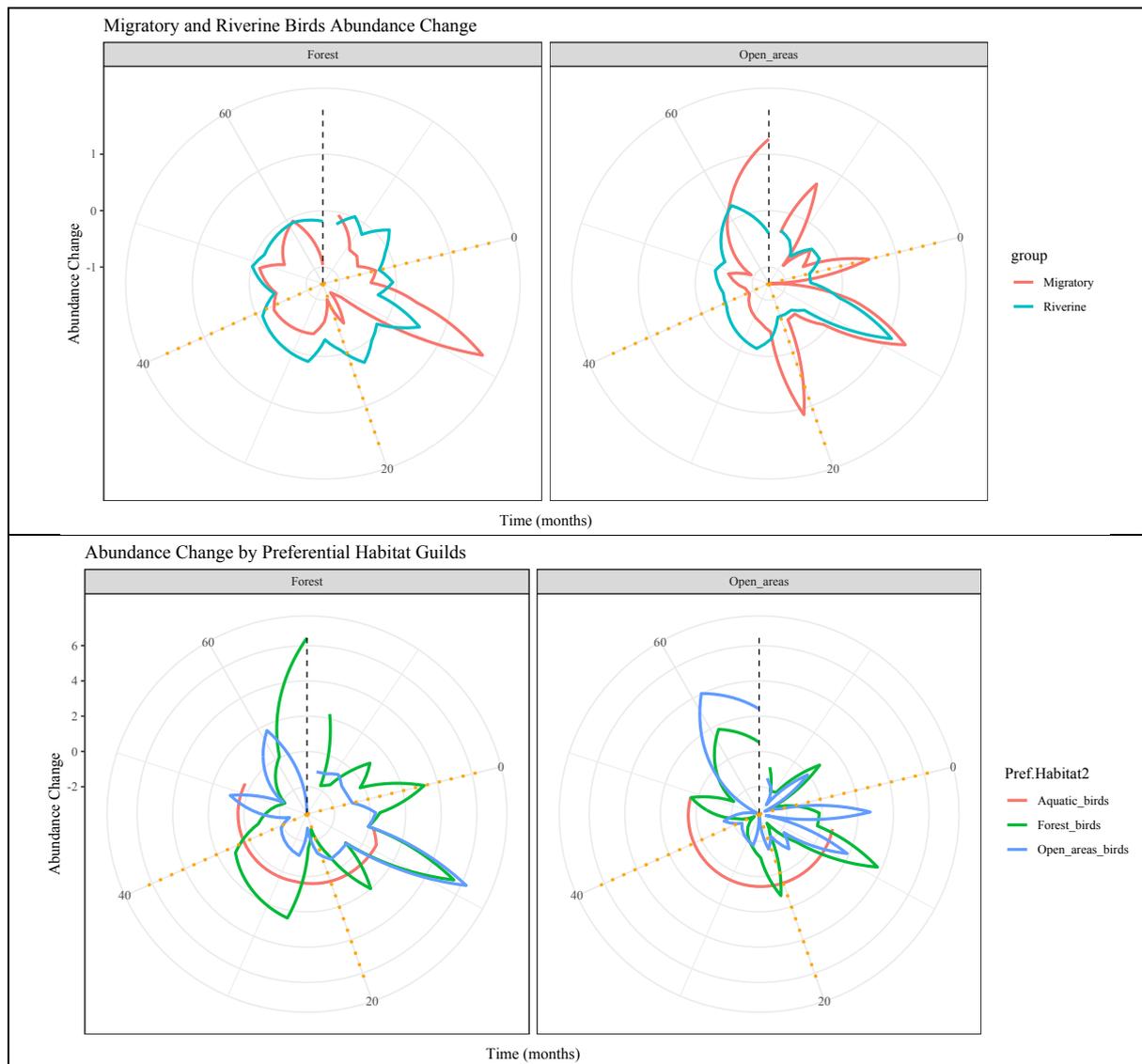
### *Variações de abundância nas guildas ecológicas*

As diferenças entre habitats foram estatisticamente significativas para todas as guildas ecológicas avaliadas, enquanto as diferenças entre períodos foram significativas apenas para os *Carnívoros*, *Insetívoros*, *Granívoros* e *Migratórios* (Tabela 3). Em geral, houve maior abundância de aves nos ambientes florestais das guildas de *Onívoros*, *Insetívoros*, *Frugívoros*, *Nectarívoros* e aves *Ripárias*, enquanto as guildas de *Carnívoros*, *Granívoros* e *Migratórios*, as quais apresentaram maior abundância nas áreas abertas (Figs.5 e 6). Para determinadas guildas, há uma nítida flutuação na variação de abundância, com aumentos e declínios entre campanhas sucessivas, que refletem variações sazonais, principalmente em guildas nitidamente associadas a padrões fenológicos, como *Frugívoros*, *Granívoros* e *Migratórios* que, nas figuras circulares, assemelham-se a pétalas de flores (Fig.5-a e Fig.6-b). Para os *Carnívoros* foram registrados picos de abundância no *Imediato* em ambos os habitats, justamente durante o mês 9 (agosto/2010), que coincide com o momento em que o reservatório atinge grande parte do seu nível de operação (Fig.5-a). No entanto, os maiores aportes de abundância de *Carnívoros* foram registrados nas áreas abertas durante o *Médio prazo*, especificamente nas duas últimas campanhas. *Frugívoros*, *Insetívoros*, *Onívoros* e *Granívoros* apresentaram um padrão similar ao dos *Carnívoros*, com picos de abundância no *Imediato* e no *Médio prazo*. Porém, no caso de *Onívoros* e *Granívoros*, estes picos de abundância ocorreram somente nas áreas abertas. No caso do *Insetívoros*, apenas no sítios florestais, enquanto *Frugívoros* apresentaram o mesmo padrão nos dois habitats (Fig.5-a, b). As abundâncias de *Onívoros*, *Granívoros* e *Nectarívoros* foram estáveis nos sítios florestais onde, apesar das flutuações sazonais, retornaram ao final do estudo aos mesmos níveis identificados inicialmente. No caso dos *Nectarívoros*, em ambos habitats. Contudo, *Insetívoros* mostraram uma redução na abundância das áreas abertas no último período do estudo, em contraposição ao aumento nos sítios florestais (Fig.5-b). Já *Piscívoros* tiveram

apenas registros pontuais ao longo do estudo, geralmente nos períodos subsequentes ao enchimento da barragem (Fig.5-b).



**Figura 5.** Taxas de mudança de abundância das guildas ecológicas: a) guildas tróficas I: espécies FI = frugívoras, GI = granívoras e IN = insetívoras; b) guildas tróficas II: espécies CA = carnívoras, ON = onívoras, NI = nectarívoras e PI = piscívoras.



**Figura 6.** Taxas de mudança de abundância das guildas ecológicas: a) espécies migratórias e espécies ripárias; e b) preferência de hábitat: espécies florestais, campestres ou aquáticas.

As espécies *Migratórias* apresentaram nítidas flutuações sazonais, contudo, há pico acentuado de sua abundância durante o mês 9, em ambos os habitats, porém mais acentuado nas florestas, ressaltando-se o pico de *Migratórios* registrado no último mês de estudo nos sítios de formações abertas (Fig.6-a). As espécies ripárias também apresentaram um nítido pico acentuado na abundância durante o mês 9, em ambos os habitats, mas suas abundâncias foram mais estáveis ao longo do tempo, com maior presença nos ambientes florestais. Quanto à preferência de hábitat, as espécies aquáticas mantiveram um padrão estável de registros

ocasionais durante a maior parte do estudo. Já as espécies típicas de áreas abertas, além de uma intensa flutuação sazonal, mostraram um surpreendente aumento de abundância nos sítios florestais no mês 9 (*Curto prazo*) e, também, no último mês de estudo (*Médio prazo*) nas áreas abertas. Inversamente, as aves florestais também apresentaram um aumento de abundância no mês 9, porém em ambos os tipos de habitats, com um outro pico de abundância, novamente no último mês de estudo, porém somente nos sítios florestais. A diferença de riqueza entre os dois tipos de habitats era elevada antes da formação da barragem (*Antes*) com maior riqueza nos sítios florestais (Fig.S10-a). Chegou a ser maior nas áreas abertas (com valores positivos) durante o *Imediato* (mês 12), depois voltou a ser significativa maior nas florestas na transição entre o *Curto prazo* e o *Médio prazo*; mas, no final do estudo, voltou a apresentar maior riqueza nas formações abertas. Já a diferença de espécies era grande no período anterior à criação da barragem (*Antes*), teve seu menor índice justo no mês 10 após o início do enchimento (*Imediato*), mas voltou a ser elevada até o final do estudo com algumas variações (Fig.S10-b). No primeiro momento em que a riqueza esteve mais elevada nas áreas abertas no *Imediato*, foi o que houve menor diferença de espécies entre os dois habitats, mostrando que ambos compartilhavam de comunidades semelhantes. Ao final do estudo, quando a riqueza das áreas abertas novamente voltou a ser maior no *Médio prazo*, a diferença de espécies manteve em níveis elevados o que, desta vez, indica a ocorrência de comunidades distintas entre os dois tipos fitofisionômicos.

### *Sincronias e estabilidade*

Os sítios com maior estabilidade apresentarem menores valores de razão de variância (Fig.7), com correlação significativa nas áreas abertas (*Pearson*:  $t = -5.15$ ,  $df = 10$ ,  $p < 0.001$ ,  $r = -0.85$ ), porém não foi significativa para os sítios florestais (*Spearman*:  $S = 122$ ,  $p = 0.27$ ). No entanto, houve forte correlação negativa da estabilidade com a sincronia de Loreau,

tanto nos sítios de áreas abertas (*Pearson*:  $t = -5.34$ ,  $df = 10$ ,  $p < 0.001$ ,  $r = -0.86$ ), quanto nos sítios florestais (*Pearson*:  $t = -3.01$ ,  $df = 6$ ,  $p = 0.024$ ,  $r = -0.78$ ) (Fig.8). Também houve correlação negativa da sincronia de Gross com a estabilidade nas áreas abertas (*Pearson*:  $t = -2.44$ ,  $df = 10$ ,  $p = 0.035$ ,  $r = -0.61$ ), mas novamente não foi significativa nos sítios florestais (*Pearson*:  $t = -1.35$ ,  $df = 6$ ,  $p = 0.23$ ) (Fig.9). Assim, quanto maiores as covariações positivas, menor a estabilidade nos sítios de áreas abertas, enquanto que nos ambientes florestais, a estabilidade teve menor correlação com o grau de covariação ou sincronia entre as espécies, no caso, apenas para a sincronia de Loreau.

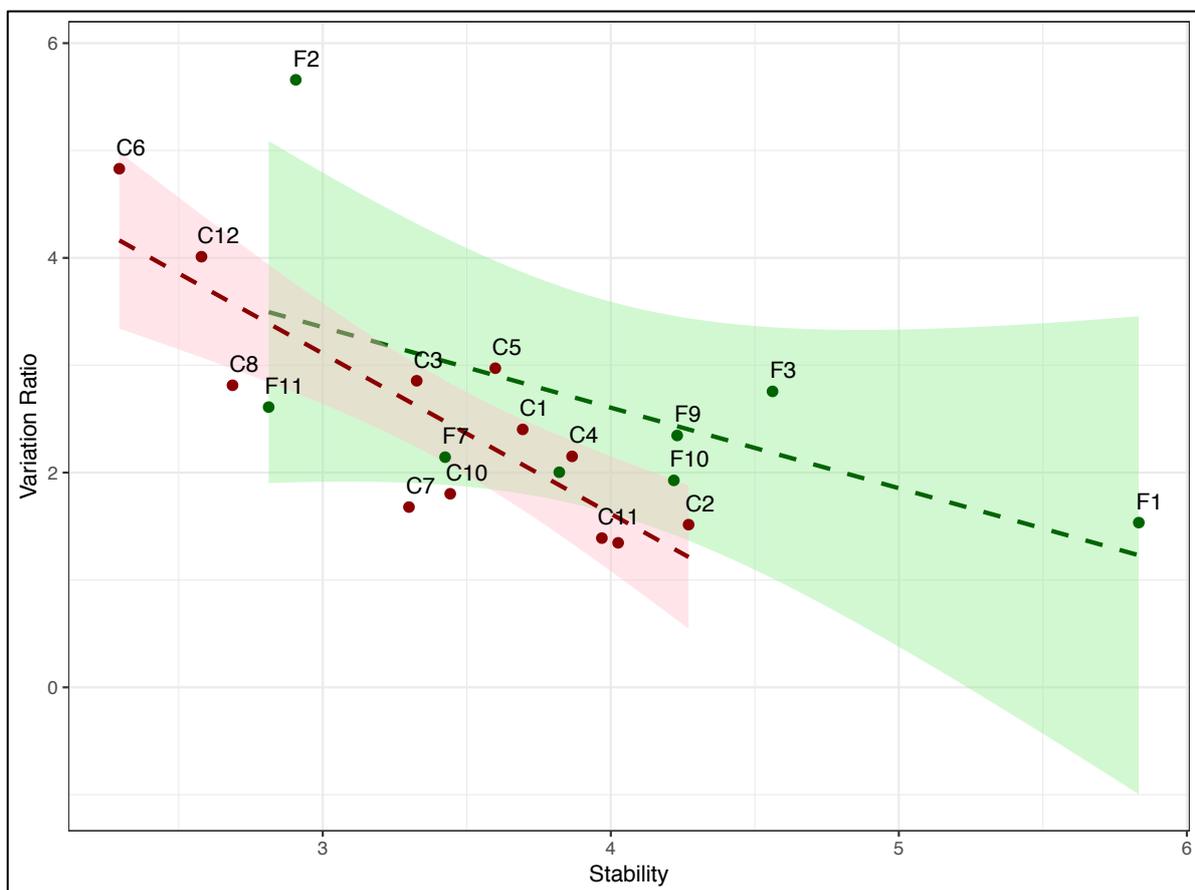


Figura 7. Correlação entre a estabilidade da comunidade (índice de Tilman (Tilman, 1996)) e métricas de covariação entre espécies (ou guildas), a razão de variância (*variance ratio*).

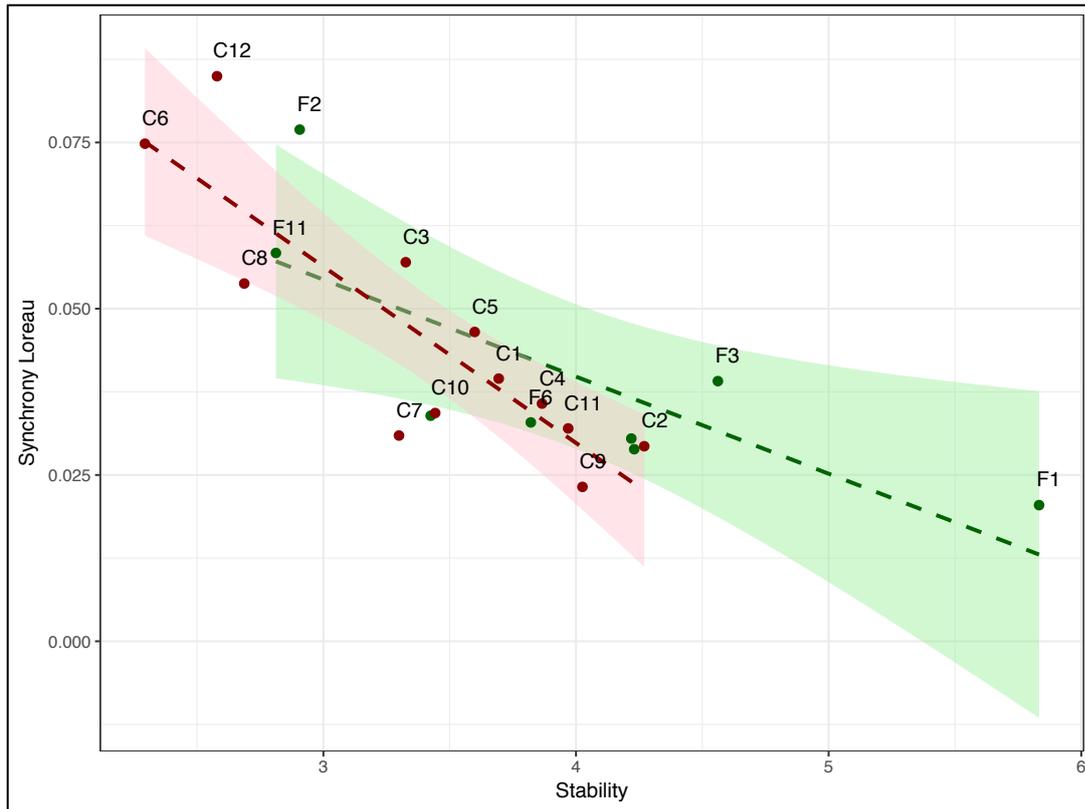


Figura 8. Correlação entre a estabilidade da comunidade (índice de Tilman, 1996) a sincronia de Loreau (Loreau and de Mazancourt, 2008).

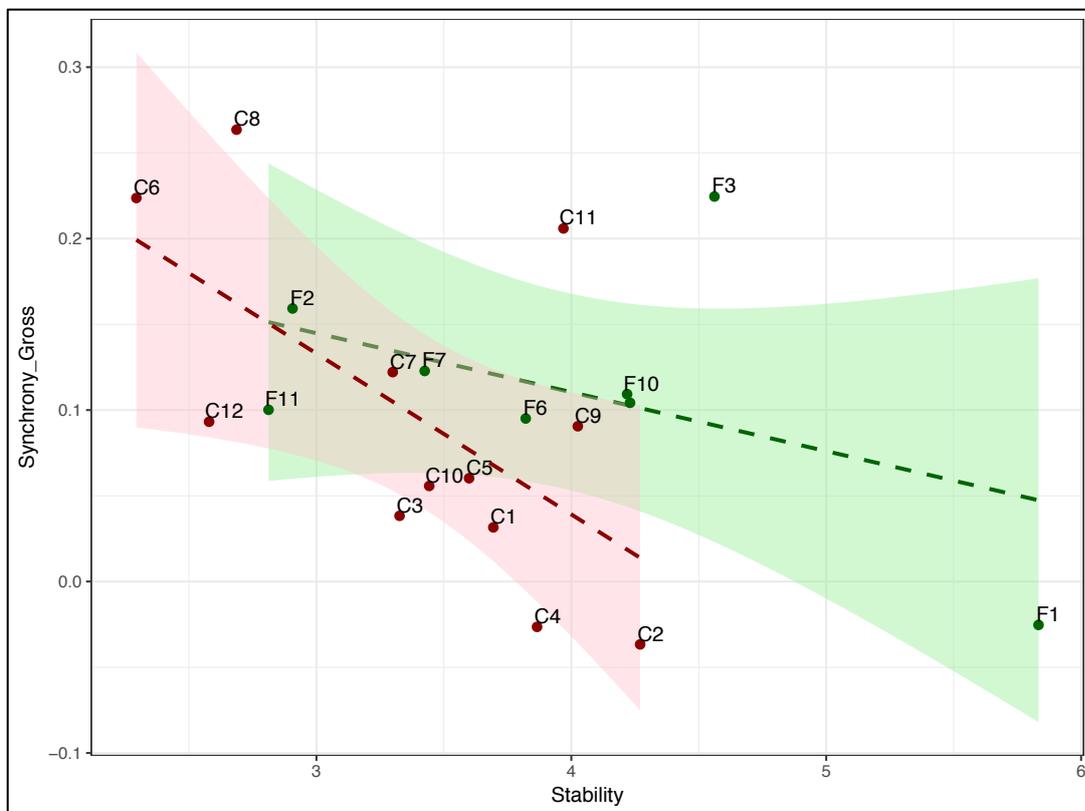


Figura 9. Correlação entre a estabilidade da comunidade (índice de Tilman, 1996) e a sincronia de Gross (Gross et al., 2013).

A estabilidade foi maior do que a esperada ao acaso para a comunidade como um todo, para as comunidades das florestas e das áreas abertas, bem como, entre as guildas e para as guildas de Frugívoros, Onívoros e Nectarívoros (*green circles*, Fig.10). Valores de estabilidade menores do que o esperado ao acaso foram identificados nas guildas que apresentaram grande variação temporal: Carnívoros, Insetívoros, Granívoros e Piscívoros (*red circles*). Os testes das razões de variância calculados em relação aos modelos nulos de cada guilda indicaram covariações positivas entre as guildas tróficas e dentro da maioria das guildas avaliadas, com exceção dos Onívoros e Frugívoros de ambos habitats, dos Nectarívoros de áreas abertas, bem como, entre as guildas de florestas, para os quais não houve covariações significativas (Tabela.S4). Em todas as guildas analisadas, as sincronias de Loreau foram maiores do que o esperado ao acaso (*green circles*, Fig.11). No entanto, as maiores covariações positivas foram identificadas entre as guildas tróficas, e dentro de Carnívoros e de Piscívoros, com sincronias maiores que as calculadas para as demais guildas, que obtiveram valores próximos a zero, que sugerem assincronias. Com as sincronias de Gross, quase todas as guildas apresentaram valores positivos e acima do esperado ao acaso (*green circles*, Fig.12). Novamente, as maiores sincronias de Gross foram obtidas para Carnívoros e Piscívoros e entre as guildas tróficas, onde houve maior tendência de covariações positivas. As demais guildas obtiveram sincronias próximas de zero, indicando flutuações independentes entre espécies na maioria das guildas, com exceção dos onívoros de floresta, única guilda para a qual a sincronia de Gross foi levemente negativa, indicando fraca covariação negativa entre suas espécies. Ressalta-se que em ambas as métricas de sincronia, há covariações positivas entre as guildas tróficas na comunidade como um todo e nas comunidades de florestas e de áreas abertas, apesar dos modelos nulos mostrarem um amplo espectro de taxas de sincronias, com base nas abundâncias obtidas (Figs.11 e 12 & c).

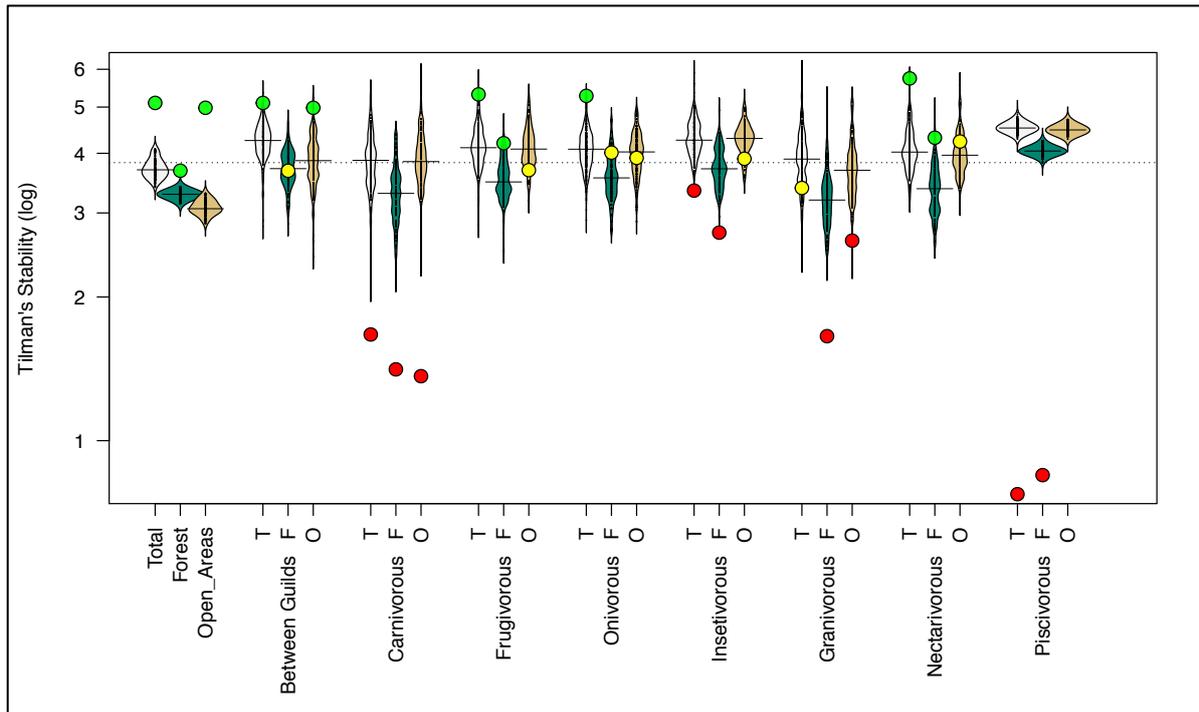


Figura 10. Bean-plots com largura proporcional à densidade, os quais ilustram a distribuição nula dos valores de a) estabilidade da comunidade (índice de Tilman, 1996). Nas Figura 10 a 12, os círculos representam os valores observados para cada guilda ecológica (calculada entre dois tipos fitofisionômicos ou total). Os círculos verdes representam valores acima do esperado ao acaso (covariações positivas nos dois índices de sincronias), círculos vermelhos representam valores negativos (para a sincronia de Gross) ou abaixo do esperado ao acaso (covariações negativas) e círculos amarelos representam que o índice calculado não diferiu do esperado ao acaso.

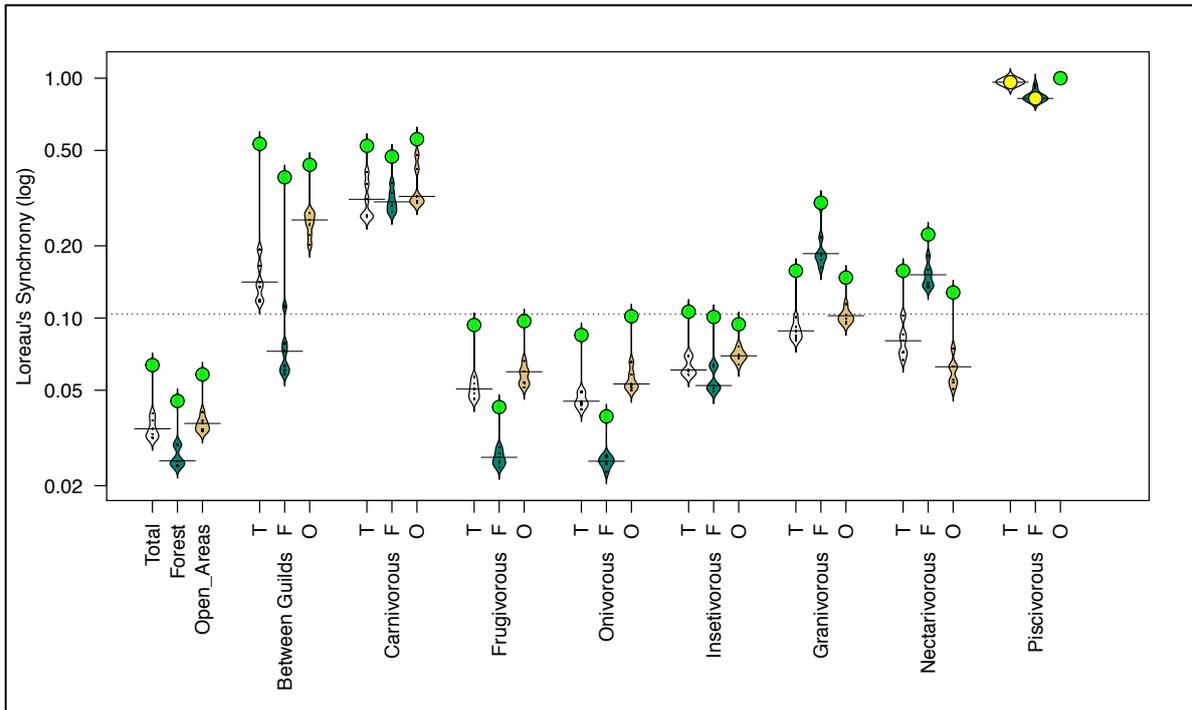


Figura 11. Bean-plots com largura proporcional à densidade, os quais ilustram a distribuição nula dos valores da *sincronia de Loreau* (Loreau and de Mazancourt, 2008).

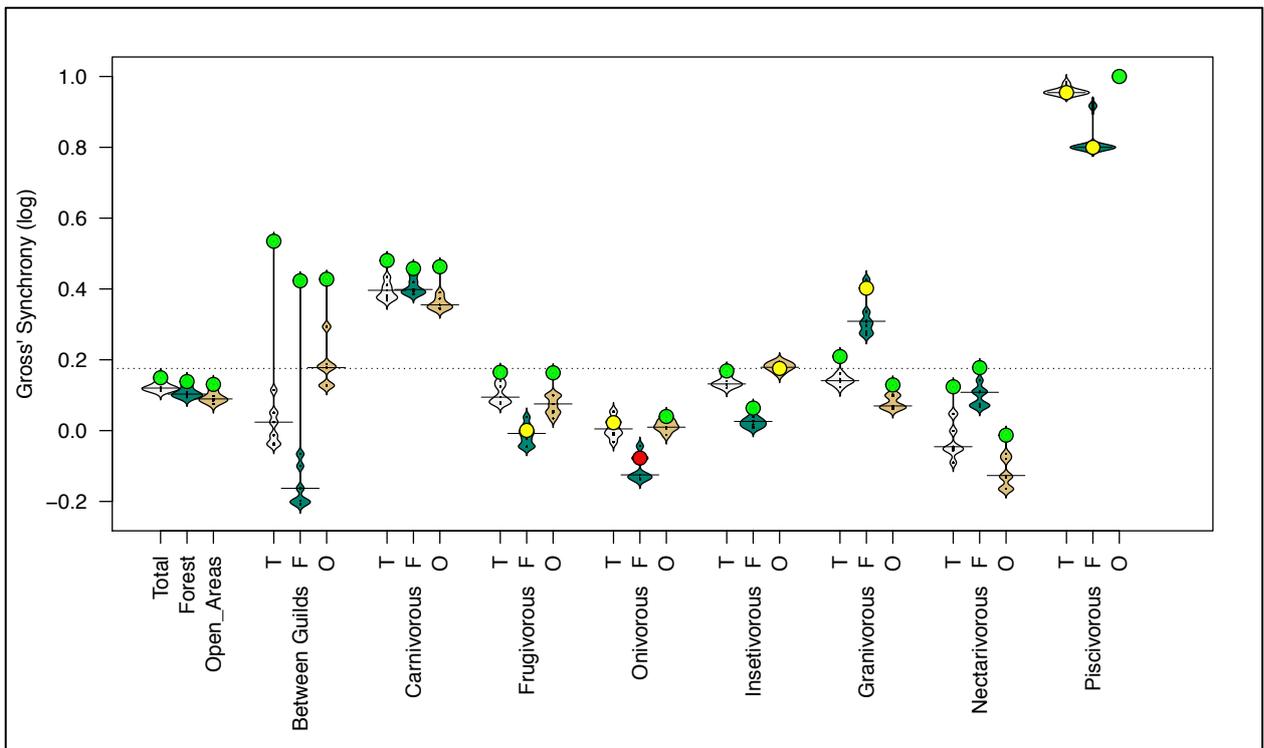


Figura 12. Bean-plots com largura proporcional à densidade, os quais ilustram a distribuição nula dos valores da *sincronia de Gross* (Gross et al., 2013).

## DISCUSSÃO

Nossos resultados demonstram a grande variação ao longo do tempo nas taxas de substituição, colonização e reordenamento entre espécies, maiores no *Imediato* e no *Médio prazo*, além de diferenças significativas entre os dois habitats para quase todas as métricas de dinâmica temporal. Entretanto, a variação temporal foi distinta nos dois habitats para o reordenamento entre espécies, taxa de colonizações e também para as frequências relativas, da maioria das guildas avaliadas. De forma surpreendente, o aumento das extinções num contexto de perturbações, a intensa substituição de espécies no período subsequente à formação da barragem está relacionada ao aumento das taxas de colonizações, enquanto que as taxas de extinções mantiveram constantes em ambos os tipos fitofisionômicos, mesmo durante a fase de resiliência das comunidades de aves. O período mais intenso de substituições e de colonizações coincide com a época do enchimento do reservatório atingiu cerca de 90% de sua amplitude e, portanto, quando a maioria das áreas naturais já haviam sido efetivamente submersas pela barragem (agosto/2010), que equivale ao mês 9 após início da formação da barragem. Neste momento, há uma destacada elevação da abundância de espécies carnívoras e, em menor proporção, de espécies frugívoras, onívoras, migratórias, aquáticas, e aves associadas a ambientes ripários. Este adensamento de indivíduos e espécies nas áreas adjacentes ao represamento fluvial é descrito na literatura científica como “efeito estendido de barragens” (Alho, 2011, Bagno and Marinho-Filho, 2001, Brandão e Araújo, 2008, Willis and Oniki, 1988) E, de fato, nos momentos cruciais do enchimento do reservatório, são observados muitos animais em fuga, desalojados pelos processos modulares de alagamento dos habitats. Esse processo afeta diversos grupos como insetos e outros invertebrados, anfíbios, répteis, cobras, aves e, até mesmo, mamíferos terrestres. Com isso, vários animais oportunistas do topo de cadeia alimentar são atraídos para as áreas adjacentes àquelas recém-submersas, entre eles aves de rapina (gaviões, falcões e corujas), aves

piscívoras, ou mesmo espécies insetívoras e onívoras, as quais se aproveitam da oferta repentina de presas, expostas pela perda de seus territórios e seus habitats originais. Variadas espécies de aves foram comumente observadas capturando pequenos animais encontrados à flor d'água, expostos por suas restrições de deslocamento (p.ex. insetos não-alados, anfíbios e cobras) durante a formação da barragem (obs. pessoais; TLSA, SBB e ISPF).

O nível de substituição e de reordenamento entre as espécies também se manteve elevado nos últimos anos do estudo, indicando que, mesmo seis anos após o início da perturbação, as comunidades de aves podem sofrer processos intensos de colonização e de reestruturação em suas relações ecológicas locais. O tempo de relaxamento, período em que as comunidades se reestruturam após o momento ou o início de uma perturbação, pode resultar tanto por extinções locais, como em colonizações, mas também na alteração da distribuição de frequências entre espécies (Metzger et al., 2009, Haslem et al., 2015, Savage and Vellend, 2015, Velbert et al., 2017, Jurgens et al., 2017). Durante o tempo de relaxamento das comunidades, extinções são processos mais estocásticos e, portanto, menos previsíveis que os processos de colonizações com base nas características funcionais (McCune and Vellend, 2015). Uma análise da variação espaço-temporal com o mesmo conjunto de dados demonstrou a baixa resistência e baixa resiliência a médio prazo das comunidades de aves após a criação da barragem do Rio São Marcos (Abreu et al. 2019, em prep.). Apesar da abundância retornar ao mesmo patamar no 6º ano após a perturbação, a composição de espécies, que possuía uma maior proporção de aves florestais, alterou-se para uma maior representação de espécies associadas a áreas abertas, e os níveis de diversidade taxonômica, filogenética e funcional não se recuperaram aos padrões iniciais. No presente estudo, identificamos a mudança direcional da comunidade nas áreas abertas durante este período de seis anos. Isto sugere que a reestruturação das comunidades é intensa ao longo da resiliência da riqueza de espécies e da abundância de indivíduos, com grandes aportes de

espécies de variadas guildas, seja nos ambientes florestais, mas, sobretudo nas formações abertas e savânicas. As comunidades de aves experimentam constantes substituições ao longo do tempo devido a processos naturais (p.ex.: dispersão, migração, estocasticidade ambiental) (Wesołowski et al., 2010, Hillebrand et al., 2018). No entanto, algumas comunidades de naturais apresentam mudança direcional sob fatores de perturbação, que podem ser identificadas mesmo sem grandes alterações de riqueza e com alta variabilidade interanual de composição de espécies (Wesołowski et al., 2010, Howes et al., 2014, Jones et al., 2017, Hillebrand et al., 2018). E a mudança direcional das comunidades pode ser mais influenciada pelo reordenamento dos padrões de dominância entre as espécies que pelo processo de substituição de suas espécies (Wesołowski et al., 2010, Hillebrand et al., 2018). O reordenamento de dominância entre espécies é uma resposta frequente das comunidades naturais às mudanças ambientais (Jones et al., 2017), e pode ser ainda mais importante para a manutenção de linhagens evolutivas ou de grupos funcionais, e assim, subsequentemente, da estabilidade ecológica das comunidades (Howes et al., 2014, Chapman et al., 2018).

As comunidades de aves como um todo (e em ambos os tipos de hábitat) apresentaram estabilidade maior do que o esperado num contexto de uma grande perturbação antropogênica com perda de hábitats (Wang e Loreau, 2014), mas alguns grupos foram menos estáveis, como os carnívoros que tiveram grande variação entre os dois tipos de hábitats, os insetívoros principalmente associados às florestas e os granívoros, mais associados às áreas abertas. A ocorrência de covariações positivas dentro das comunidades e das guildas ecológicas é geralmente atribuída à maior importância dos fatores ambientais na regulação das comunidades (Houlahan et al., 2007, Duan et al., 2016, Tredennick et al., 2017, Jones et al., 2017). No entanto, as covariações positivas geralmente estão associadas à redução de estabilidade em diversas comunidades bióticas (Roscher et al., 2011) (Adler et al., 2013), e as dinâmicas compensatórias e covariações negativas também são pouco comuns em

séries temporais de comunidades silvestres (Houlahan et al., 2007, Saavedra et al., 2016, Tredennick et al., 2017). Em nossos resultados, a forte correlação negativa da estabilidade com a razão de variância e, também, com ambas sincronias, indica que as maiores estabilidades estiveram relacionadas à ocorrência de assincronias, sobretudo nas formações abertas (Hallett et al., 2016, Team, 2014). As assincronias, identificadas dentro das guildas e na comunidade como um todo, corroboram o que prediz o efeito portfólio, pois são justamente as diferentes reações interespecíficas às mudanças ambientais que conferem resistência e estabilidade às comunidades (Karp et al., 2011, Lepš et al., 2018). Além disso, a resiliência das comunidades de aves após a formação da barragem esteve associada à alta ocorrência de assincronias dentro da maioria das guildas tróficas, mas também, às covariações positivas entre os grupos funcionais, corroborando o que prediz a hipótese de modularidade (Lepš et al., 2018, Grilli et al., 2016, Magurran and Henderson, 2018). Isto indica que as comunidades são reguladas localmente por relações ecológicas intraespecíficas (covariações entre guildas), mas não necessariamente por competição entre táxons similares em termos funcionais (assincronias dentro das guildas) (Tredennick et al., 2017).

No presente estudo, as covariações positivas entre as frequências de diferentes guildas tróficas indicam uma forte interligação entre grupos distintos, em que os variados níveis tróficos devem se favorecer e regular uns aos outros durante a resiliência das comunidades. As guildas que também apresentaram fortes covariações positivas, como os carnívoros e piscívoros, incluem espécies de aves prontamente atraídas para as frentes de enchimento dos reservatórios, sugerindo a ocorrência oportuna destes grupos funcionais em resposta às mudanças de habitats promovidas pela barragem. A menor estabilidade e maior covariação positiva entre carnívoros e entre piscívoros sugerem que a predação foi um fator crucial de regulação entre guildas das comunidades. Este padrão que se adequa a dois mecanismos de coexistência que emergem em redes multi-tróficas bem diversificadas, cadeias de interações e

interações de ordens superiores, ambos factíveis dentro de uma organização modular (Allesina and Levine, 2011, Bairey et al., 2016, Levine et al., 2017). As cadeias de interações, por exemplo, podem surgir quando interações competitivas entre duas espécies estão inseridas em redes com outras interações e, como numa cascata trófica, efeitos indiretos emergem das mudanças de densidade de uma terceira espécie que interage com ambas, cujo o jogo de pedra-papel-tesoura é o exemplo clássico de uma cadeia de interações numa rede estabilizadora (Kerr et al., 2002). A interferência de umas espécies sobre as outras com a manutenção de um sistema estável é um padrão possível dentro de uma mesma guilda trófica, mesmo com pequenos desequilíbrios entre populações, (Allesina and Levine, 2011, Miller et al., 2017). Já as interações de ordens superiores emergem quando as interações entre espécies não são fundamentalmente pareadas e, ao invés disso, o efeito per capita de um competidor sobre outro depende da densidade de uma terceira ou de mais espécies (Miller et al., 2017, Bairey et al., 2016). Por exemplo, interações de ordens superiores ocorrem quando um predador altera o comportamento de suas presas, com efeitos em cascata sobre os níveis tróficos inferiores. Ambos mecanismos são possíveis em comunidades diversificadas, com múltiplas interações entre variadas espécies, e ambos são capazes de amparar a coexistência de espécies e assegurar estabilidade às comunidades naturais (Allesina and Levine, 2011). A estrutura das interações entre as espécies pode determinar a resistência destas redes mutualísticas e competitivas perante perturbações e conferir resiliência e/ou estabilidade à comunidade como um todo (Levine et al., 2017).

Por fim, as covariâncias e assincronias apresentaram padrões similares em ambas fitofisionomias para praticamente todas as guildas tróficas. Mas a correlação entre covariações/sincronias e a estabilidade foi mais acentuada nas áreas abertas em comparação com os sítios florestais. Assim, os sítios de formações abertas com menor sincronia entre suas espécies apresentaram maior estabilidade, o que também corrobora com a hipótese do efeito

portfólio (Gotelli et al., 2017, Lepš et al., 2018). Em contraposição, esta relação não foi significativa para a maioria das guildas nos sítios florestais, os quais também apresentaram maior estabilidade e menor mudança direcional da comunidade em relação às áreas abertas, contradizendo a nossa predição de modificações mais contundentes nas florestas aluviais num contexto de perturbações por barramentos hidrelétricos. Paisagens com maiores proporções de vegetação ripária mantêm comunidades mais estáveis em termos de riqueza e também devem manter este efeito sobre estabilidade e abundância, ainda sob a influência de grandes distúrbios antropogênicos (Bennett et al., 2014a). No nosso estudo, a interface de espécies entre diferentes fitofisionomias nos períodos de intensa substituição foi um indicativo de que os processos modulares entre grupos ecológicos (ou entre habitats) podem ser fundamentais para a resiliência das comunidades de aves frente a perturbações antrópicas. No bioma Cerrado há grande importância do intercâmbio de espécies entre as fitofisionomias da região, em que as bordas de florestas são relevantes para variadas espécies campestres de aves, e opostamente, muitas espécies florestais também utilizam a interface com outras fitofisionomias savânicas (Cavalcanti, 1992) (Silva, 1996). A perda e fragmentação de habitats decorrente da formação de um reservatório fluvial, apesar de atingir proporcionalmente mais florestas aluviais, que predominam nos vales das bacias hidrográficas da região, acarretaram em maiores taxas de substituição, colonização e reordenamento nas formações savânicas e campestres, geralmente presentes nas porções mais elevadas da geomorfologia regional. Muitas espécies e guildas associadas às fitofisionomias mais abertas também apresentaram maior frequência nos ambientes florestais do entorno do reservatório. No entanto, o efeito no sentido contrário, de maior colonização das áreas abertas, foi muito mais acentuado, visto a maior riqueza identificada nos sítios de formação aberta nos períodos de intensa substituição e reordenamento subsequentes à formação da barragem. Este resultado sugere que o impacto de barragens hidrelétricas sobre comunidades

de aves se propaga para além das margens do reservatório, além das paisagens diretamente afetadas, com desdobramentos em escalas espaciais mais amplas (Chalcraft, 2013, Wang and Loreau, 2014, Haslem et al., 2015).

Por fim, nossos resultados também demonstram a importância de salvaguarda das comunidades como um todo, visto que a resiliência depende de complexas adaptações e interações locais das espécies, interligadas por uma modularidade natural das comunidades e ecossistemas (Karp et al., 2011, Hovick et al., 2014, Grilli et al., 2016, Cenci et al., 2018, Magurran and Henderson, 2018). A elevada taxa de colonizações e substituições identificadas mesmo a médio prazo demonstra que a resiliência das comunidades de aves é sustentada pela elevada capacidade de dispersão destes animais, o que influencia diretamente espécies aquáticas, ripárias, migratórias e, até, espécies do topo da cadeia alimentar, visto que raptos, em geral, possuem maior capacidade de voo e área de vida mais ampla (Kerr et al., 2002, Allesina et al., 2015, Bairey et al., 2016, Bennett et al., 2014b, Wang and Loreau, 2014). Esta capacidade de dispersão das aves aumenta as dinâmicas fonte-sumidouro entre longas distâncias, permitindo a colonização de sítios que de outra forma não sustentariam certas populações a longo prazo, num contexto de meta-comunidades (Wesołowski et al., 2010, Kampichler et al., 2014, Hillebrand et al., 2018). Estas dinâmicas de longo prazo entre meta-comunidades podem mitigar os impactos de escala local sobre as comunidades de aves, promovendo a manutenção do *pool* de espécies regionais e das características funcionais (Wang and Loreau, 2014, Kampichler et al., 2014). No entanto, tais dinâmicas temporais entre comunidades pressupõe a existência de remanescentes naturais das comunidades em localidades próximas, as quais serviriam de populações fontes, visto que a configuração espacial dos habitats afeta os movimentos de dispersão e migração das aves (Kerr et al., 2002, Bennett et al., 2014a, Haslem et al., 2015). E, por isso, grandes projetos desenvolvimentistas devem também considerar um plano de conservação com áreas

protegidas adjacentes às áreas diretamente impactadas, que mantenham remanescentes naturais das populações, habitats e paisagens regionais. Assim, a surpreendente resiliência das comunidades de aves depende fundamentalmente da existência de outras populações e comunidades naturais em regiões não muito distantes das áreas submetidas a perturbações antropogênicas (Kerr et al., 2002, Bennett et al., 2014b), pois, de outra forma, tais comunidades de aves não resistiriam a um colapso da diversidade regional (Ricklefs, 1987, Chalcraft, 2013, Wang and Loreau, 2014).

## CONCLUSÕES

Perante a formação de uma barragem hidrelétrica, as comunidades de aves apresentaram aumentos no reordenamento de dominância entre as espécies e na taxa de substituições durante o período de maior resiliência da comunidade, moldados principalmente pelo aumento na taxa de colonizações promovido pela perturbação. Foram identificadas assincronias dentro da maioria das guildas ecológicas e covariações positivas entre as guildas tróficas, que corroboram com as hipóteses do efeito portfólio e da modularidade sobre as comunidades bióticas. As variações espaço-temporais no uso de recursos e nas interações entre espécies são os mecanismos de coexistência que acarretam estabilidade e resiliência às comunidades de aves. A barragem fluvial, apesar de atingir preferencialmente florestas aluviais, promoveu maior redução da estabilidade nas comunidades de áreas savânicas e campestres existentes além das margens do reservatório. A resiliência e estabilidade das comunidades de aves estão relacionadas a heterogeneidade espacial e temporal de características funcionais e das interações entre as variadas espécies, sobretudo devido à organização modular de suas comunidades.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADLER, P. B., FAJARDO, A., KLEINHESSELINK, A. R. & KRAFT, N. J. 2013. Trait-based tests of coexistence mechanisms. *Ecology Letters*, 16, 1294-1306.
- ALHO, C. J. R. 2011. Environmental effects of hydropower reservoirs on wild mammals and freshwater turtles in Amazonia: a review.
- ALLESINA, S., GRILLI, J., BARABÁS, G., TANG, S., ALJADEFF, J. & MARITAN, A. 2015. Predicting the stability of large structured food webs. *Nature communications*, 6, 7842.
- ALLESINA, S. & LEVINE, J. M. 2011. A competitive network theory of species diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108, 5638-5642.
- BAGNO, M. & MARINHO-FILHO, J. 2001. A avifauna do Distrito Federal: uso de ambientes abertos e florestais e ameaças. *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria. Planaltina: Embrapa Cerrados*, 495-528.
- BAIREY, E., KELSIC, E. D. & KISHONY, R. 2016. High-order species interactions shape ecosystem diversity. *Nature communications*, 7, 12285.
- BENCHIMOL, M. & PERES, C. A. 2015. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. *Journal of Ecology*, 103, 408-420.
- BENNETT, A. F., NIMMO, D. G. & RADFORD, J. Q. 2014a. Riparian vegetation has disproportionate benefits for landscape-scale conservation of woodland birds in highly modified environments. *Journal of applied ecology*, 51, 514-523.
- BENNETT, J. M., NIMMO, D. G., CLARKE, R. H., THOMSON, J. R., CHEERS, G., HORROCKS, G. F., HALL, M., RADFORD, J. Q., BENNETT, A. F. & MAC NALLY, R. 2014b. Resistance and resilience: can the abrupt end of extreme drought reverse avifaunal collapse? *Diversity and Distributions*, 20, 1321-1332.
- BIBBY, C. J. 2004. Bird diversity survey methods. *Bird ecology and conservation: A handbook of techniques. Oxford University Press, Oxford*, 1-15.
- BRANDÃO, R. A. & ARAÚJO, A. F. 2008. Changes in anuran species richness and abundance resulting from hydroelectric dam flooding in Central Brazil. *Biotropica*, 40, 263-266.
- CARDOSO, M. R. D., MARCUZZO, F. F. N. & BARROS, J. R. 2015. Classificação climática de Köppen-Geiger para o estado de Goiás e o Distrito Federal. *Acta Geográfica*, 8, 40-55.
- CAVALCANTI, R. 1992. The importance of forest edges in the ecology of Abertas country cerrado birds. *Nature and dynamics of forest-savanna boundaries*, 513-518.
- CENCI, S., SONG, C. & SAAVEDRA, S. 2018. Rethinking the importance of the structure of ecological networks under an environment-dependent framework. *Ecology and evolution*, 8, 6852-6859.
- CHALCRAFT, D. R. 2013. Changes in ecological stability across realistic biodiversity gradients depend on spatial scale. *Global Ecology and Biogeography*, 22, 19-28.
- CHAPMAN, P. M., TOBIAS, J. A., EDWARDS, D. P. & DAVIES, R. G. 2018. Contrasting impacts of land-use change on phylogenetic and functional diversity of tropical forest birds. *Journal of Applied Ecology*, 55, 1604-1614.
- CIANCIARUSO, M., BATALHA, M., GASTON, K. & PETCHEY, O. 2009. Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology*, 90, 81-89.
- DE AMORIM, M. E., SCHOENER, T. W., SANTORO, G. R. C. C., LINS, A. C. R., PIOVIA-SCOTT, J. & BRANDÃO, R. A. 2017. Lizards on newly created islands independently and rapidly adapt in morphology and diet. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114, 8812-8816.

- DORNELAS, M., GOTELLI, N. J., MCGILL, B., SHIMADZU, H., MOYES, F., SIEVERS, C. & MAGURRAN, A. E. 2014. Assemblage time series reveal biodiversity change but not systematic loss. *Science*, 344, 296-299.
- DUAN, M., LIU, Y., YU, Z., BAUDRY, J., LI, L., WANG, C. & AXMACHER, J. C. 2016. Disentangling effects of abiotic factors and biotic interactions on cross-taxon congruence in species turnover patterns of plants, moths and beetles. *Scientific reports*, 6, 23511.
- GILARRANZ, L. J., RAYFIELD, B., LIÑÁN-CEMBRANO, G., BASCOMPTE, J. & GONZALEZ, A. 2017. Effects of network modularity on the spread of perturbation impact in experimental metapopulations. *Science*, 357, 199-201.
- GOTELLI, N. J., SHIMADZU, H., DORNELAS, M., MCGILL, B., MOYES, F. & MAGURRAN, A. E. 2017. Community-level regulation of temporal trends in biodiversity. *Science advances*, 3, e1700315.
- GRILLI, J., ROGERS, T. & ALLESINA, S. 2016. Modularity and stability in ecological communities. *Nature communications*, 7, 12031.
- GROSS, K., CARDINALE, B. J., FOX, J. W., GONZALEZ, A., LOREAU, M., WAYNE POLLEY, H., REICH, P. B. & VAN RUIJVEN, J. 2013. Species richness and the temporal stability of biomass production: a new analysis of recent biodiversity experiments. *The American Naturalist*, 183, 1-12.
- HALLETT, L. M., JONES, S. K., MACDONALD, A. A. M., JONES, M. B., FLYNN, D. F., RIPPLINGER, J., SLAUGHTER, P., GRIES, C. & COLLINS, S. L. 2016. CODYN: An R package of community dynamics metrics. *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 1146-1151.
- HASLEM, A., NIMMO, D. G., RADFORD, J. Q. & BENNETT, A. F. 2015. Landscape properties mediate the homogenization of bird assemblages during climatic extremes. *Ecology*, 96, 3165-3174.
- HILLEBRAND, H., BLASIUS, B., BORER, E. T., CHASE, J. M., DOWNING, J. A., ERIKSSON, B. K., FILSTRUP, C. T., HARPOLE, W. S., HODAPP, D. & LARSEN, S. 2018. Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: consequences for conservation and monitoring. *Journal of Applied Ecology*, 55, 169-184.
- HOULAHAN, J. E., CURRIE, D. J., COTTENIE, K., CUMMING, G. S., ERNEST, S., FINDLAY, C. S., FUHLENDORF, S. D., GAEDKE, U., LEGENDRE, P. & MAGNUSON, J. J. 2007. Compensatory dynamics are rare in natural ecological communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, 3273-3277.
- HOVICK, T. J., ELMORE, R. D. & FUHLENDORF, S. D. 2014. Structural heterogeneity increases diversity of non-breeding grassland birds. *Ecosphere*, 5, 1-13.
- HOWES, A., MAC NALLY, R., LOYN, R., KATH, J., BOWEN, M., MCALPINE, C. & MARON, M. 2014. Foraging guild perturbations and ecological homogenization driven by a despotic native bird species. *Ibis*, 156, 341-354.
- ISBELL, F., CRAVEN, D., CONNOLLY, J., LOREAU, M., SCHMID, B., BEIERKUHNLIN, C., BEZEMER, T. M., BONIN, C., BRUELHEIDE, H. & DE LUCA, E. 2015. Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. *Nature*, 526, 574.
- JONES, S. K., RIPPLINGER, J. & COLLINS, S. L. 2017. Species reordering, not changes in richness, drives long-term dynamics in grassland communities. *Ecology letters*, 20, 1556-1565.
- JURGENS, L., FREESTONE, A., RUIZ, G. & TORCHIN, M. 2017. Prior predation alters community resistance to an extreme climate disturbance. *Ecosphere*, 8.
- KAMPICHLER, C., ANGELER, D. G., HOLMES, R. T., LEITO, A., SVENSSON, S., VANDER JEUGD, H. P. & WESOŁOWSKI, T. 2014. Temporal dynamics of bird community

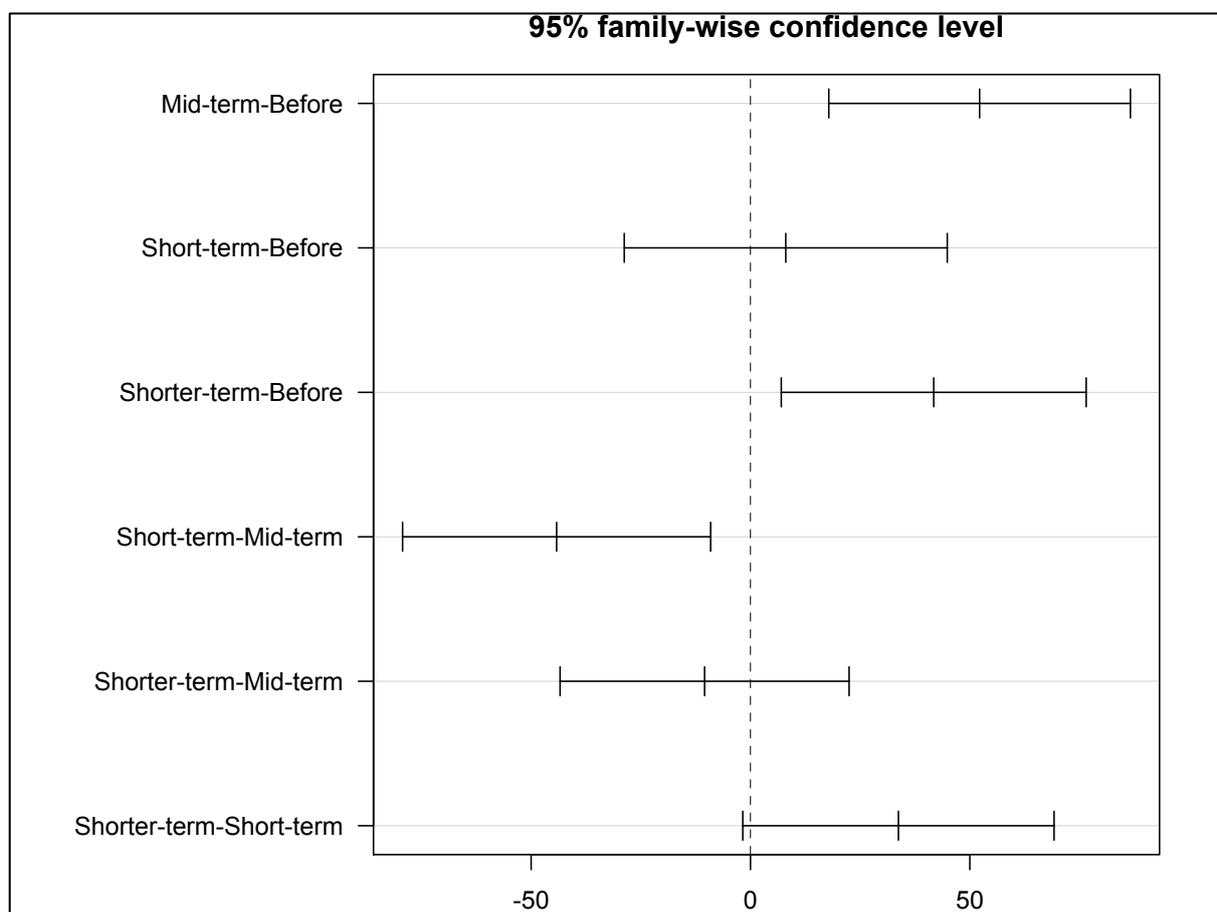
- composition: an analysis of baseline conditions from long-term data. *Oecologia*, 175, 1301-1313.
- KARP, D. S., ZIV, G., ZOOK, J., EHRLICH, P. R. & DAILY, G. C. 2011. Resilience and stability in bird guilds across tropical countryside. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108, 21134-21139.
- KERR, B., RILEY, M. A., FELDMAN, M. W. & BOHANNAN, B. J. 2002. Local dispersal promotes biodiversity in a real-life game of rock–paper–scissors. *Nature*, 418, 171.
- LEES, A. C. & PERES, C. A. 2006. Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier. *Biological Conservation*, 133, 198-211.
- LEPŠ, J., MÁJEKOVÁ, M., VÍTOVÁ, A., DOLEŽAL, J. & BELLO, F. 2018. Stabilizing effects in temporal fluctuations: management, traits, and species richness in high-diversity communities. *Ecology*, 99, 360-371.
- LEVINE, J. M., BASCOMPTE, J., ADLER, P. B. & ALLESINA, S. 2017. Beyond pairwise mechanisms of species coexistence in complex communities. *Nature*, 546, 56.
- LOREAU, M. & DE MAZANCOURT, C. 2008. Species synchrony and its drivers: neutral and nonneutral community dynamics in fluctuating environments. *The American Naturalist*, 172, E48-E66.
- LOREAU, M. & DE MAZANCOURT, C. 2013. Biodiversity and ecosystem stability: a synthesis of underlying mechanisms. *Ecology letters*, 16, 106-115.
- MAGURRAN, A. E. & HENDERSON, P. 2018. More than the sum of the parts: annual partitioning within spatial guilds underpins community regulation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285, 20180659.
- MCCUNE, J. L. & VELLEND, M. 2015. Using plant traits to predict the sensitivity of colonizations and extirpations to landscape context. *Oecologia*, 178, 511-524.
- METZGER, J. P., MARTENSEN, A. C., DIXO, M., BERNACCI, L. C., RIBEIRO, M. C., TEIXEIRA, A. M. G. & PARDINI, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological conservation*, 142, 1166-1177.
- MILLER, E. T., BONTER, D. N., ELDERMIRE, C., FREEMAN, B. G., GREIG, E. I., HARMON, L. J., LISLE, C., HOCHACHKA, W. M. & STEPHENS, D. 2017. Fighting over food unites the birds of North America in a continental dominance hierarchy. *Behavioral Ecology*, 28, 1454-1463.
- MORI, A. S. 2016. Resilience in the studies of biodiversity–ecosystem functioning. *Trends in ecology & evolution*, 31, 87-89.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., DA FONSECA, G. A. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- NEGRET, A. & NEGRET, R. 1981. As aves migratorias do Distrito Federal. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. *Boletín Técnico*.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. & RATTER, J. A. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the cerrado biome. *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*, 91-120.
- PASSAMANI, M. & CERBONCINI, R. A. S. 2013. The effects of the creation of a hydroelectric dam on small mammals' communities in central Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 8, 9-16.
- PETCHEY, O. L., EVANS, K. L., FISHBURN, I. S. & GASTON, K. J. 2007. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology*, 76, 977-985.
- PETCHEY, O. L. & GASTON, K. J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters*, 9, 741-758.

- REINALDO, H. C. & DE MESQUITA, H. A. 2013. DAVINÓPOLIS (GO) E A HIDRELÉTRICA SERRA DO FACÃO NO RIO SÃO MARCOS: algumas controvérsias. *OKARA: Geografia em debate*, 7, 96-111.
- RIBEIRO, J. F., WALTER, B. M. T., SANO, S. & ALMEIDA, S. D. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. *Cerrado: ambiente e flora*.
- RICKLEFS, R. E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, 235, 167-171.
- ROSCHE, C., WEIGELT, A., PROULX, R., MARQUARD, E., SCHUMACHER, J., WEISSER, W. W. & SCHMID, B. 2011. Identifying population-and community-level mechanisms of diversity–stability relationships in experimental grasslands. *Journal of Ecology*, 99, 1460-1469.
- SAAVEDRA, S., ROHR, R., FORTUNA, M., SELVA, N. & BASCOMPTE, J. 2016. Seasonal species interactions minimize the impact of species turnover on the likelihood of community persistence. *Ecology*.
- SAVAGE, J. & VELLEND, M. 2015. Elevational shifts, biotic homogenization and time lags in vegetation change during 40 years of climate warming. *Ecography*, 38, 546-555.
- SICK, H. 1983. *Migrações de aves na América do Sul continental*, CEMAVE.
- SILVA, J. M. C. D. 1995. Avian inventory of the Cerrado region, South America: implications for biological conservation. *Bird Conservation International*, 5, 291-304.
- SILVA, J. M. C. D. 1996. Distribution of Amazonian and Atlantic birds in gallery forests of the Cerrado region, South America. *Ornitologia Neotropical*, 7, 1-18.
- STEFFEN, W., CRUTZEN, P. J. & MCNEILL, J. R. 2007. "The Anthropocene: Are humans now overwhelming the great forces of nature." *Ambio* 36(8): 614-621.
- STRASSBURG, B. B., BROOKS, T., FELTRAN-BARBIERI, R., IRIBARREM, A., CROUZEILLES, R., LOYOLA, R., LATAWIEC, A. E., OLIVEIRA FILHO, F. J., SCARAMUZZA, C. A. D. M. & SCARANO, F. R. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat. Ecol. Evol*, 1, 1-3.
- TEAM, R. C. 2014. R: A language and environment for statistical computing.
- TILMAN, D. 1996. Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology*, 77, 350-363.
- TILMAN, D. 2001. Functional diversity. *Encyclopedia of biodiversity*, 3, 109-120.
- TREDENNICK, A. T., DE MAZANCOURT, C., LOREAU, M. & ADLER, P. B. 2017. Environmental responses, not species interactions, determine synchrony of dominant species in semiarid grasslands. *Ecology*, 98, 971-981.
- VELBERT, F., KLEINEBECKER, T., MUDRÁK, O., SCHWARTZE, P. & HÖLZEL, N. 2017. Time lags in functional response to management regimes—evidence from a 26-year field experiment in wet meadows. *Journal of Vegetation Science*, 28, 313-324.
- VELLEND, M., BAETEN, L., MYERS-SMITH, I. H., ELMENDORF, S. C., BEAUSÉJOUR, R., BROWN, C. D., DE FRENNE, P., VERHEYEN, K. & WIPF, S. 2013. Global meta-analysis reveals no net change in local-scale plant biodiversity over time. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, 19456-19459.
- VELLEND, M., DORNELAS, M., BAETEN, L., BEAUSÉJOUR, R., BROWN, C. D., DE FRENNE, P., ELMENDORF, S. C., GOTELLI, N. J., MOYES, F. & MYERS-SMITH, I. H. 2017. Estimates of local biodiversity change over time stand up to scrutiny. *Ecology*, 98, 583-590.
- WANG, S. & LOREAU, M. 2014. Ecosystem stability in space:  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$  variability. *Ecology letters*, 17, 891-901.
- WESOŁOWSKI, T., MITRUS, C., CZESZCZEWIK, D. & ROWIŃSKI, P. 2010. Breeding bird dynamics in a primeval temperate forest over thirty-five years: variation and stability in the changing world. *Acta Ornithologica*, 45, 209-232.

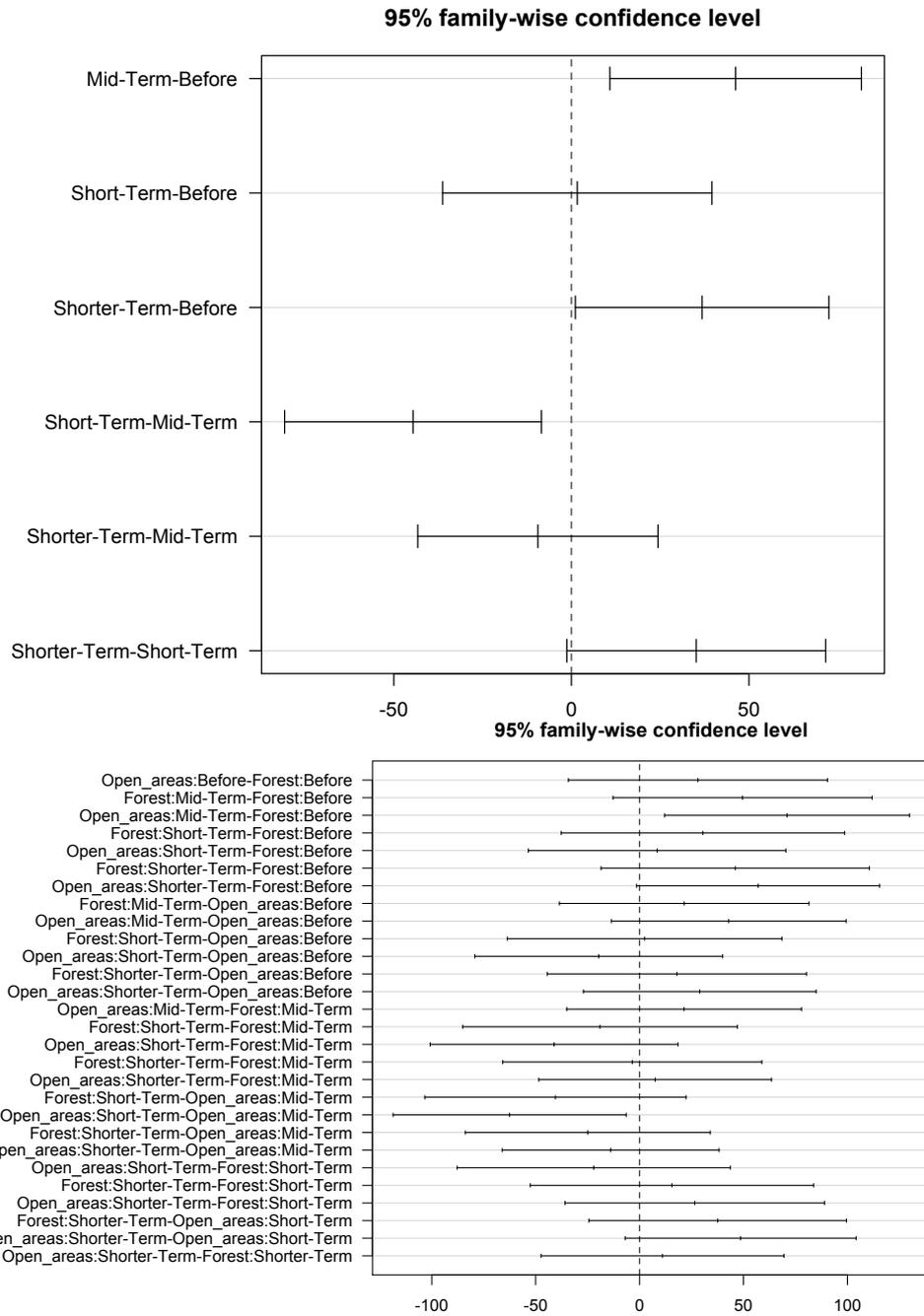
- WILLIS, E. & ONIKI, Y. 1988. Aves observadas em Balbina, Amazonas e os prováveis efeitos da barragem. *Ciência e Cultura*, 40, 280-284.
- ZUUR, A. F., IENO, E. N. & ELPHICK, C. S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in ecology and evolution*, 1, 3-14.

**MATERIAL SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 2 - DINÂMICAS TEMPORAIS  
DE COMUNIDADES DE AVES FRENTE AOS DISTÚRBIOS POR  
BARRAGENS: MODULARIDADE E COLONIZAÇÕES ASSEGURAM  
RESILIÊNCIA**

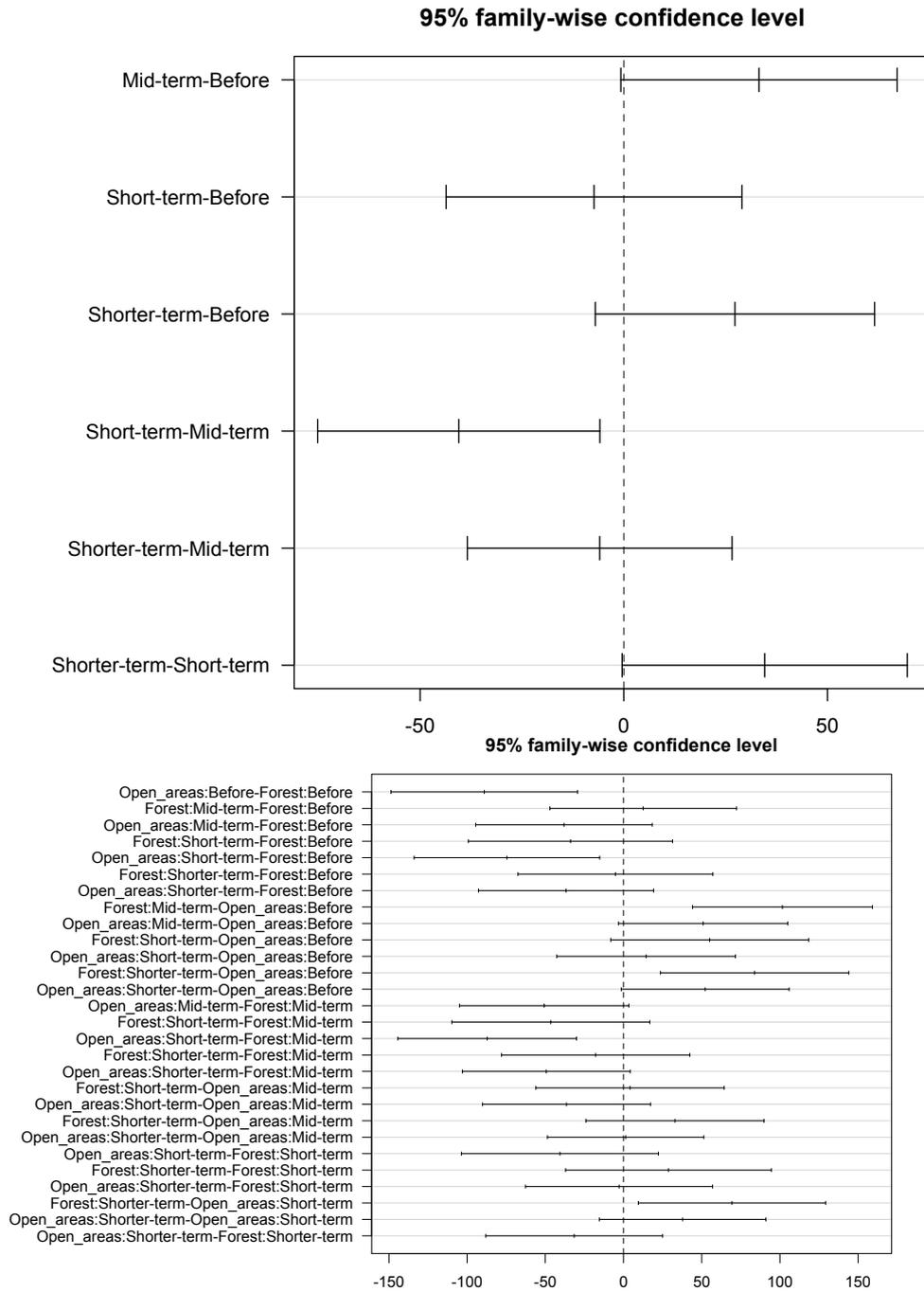
*Resultados dos testes de comparação múltipla*



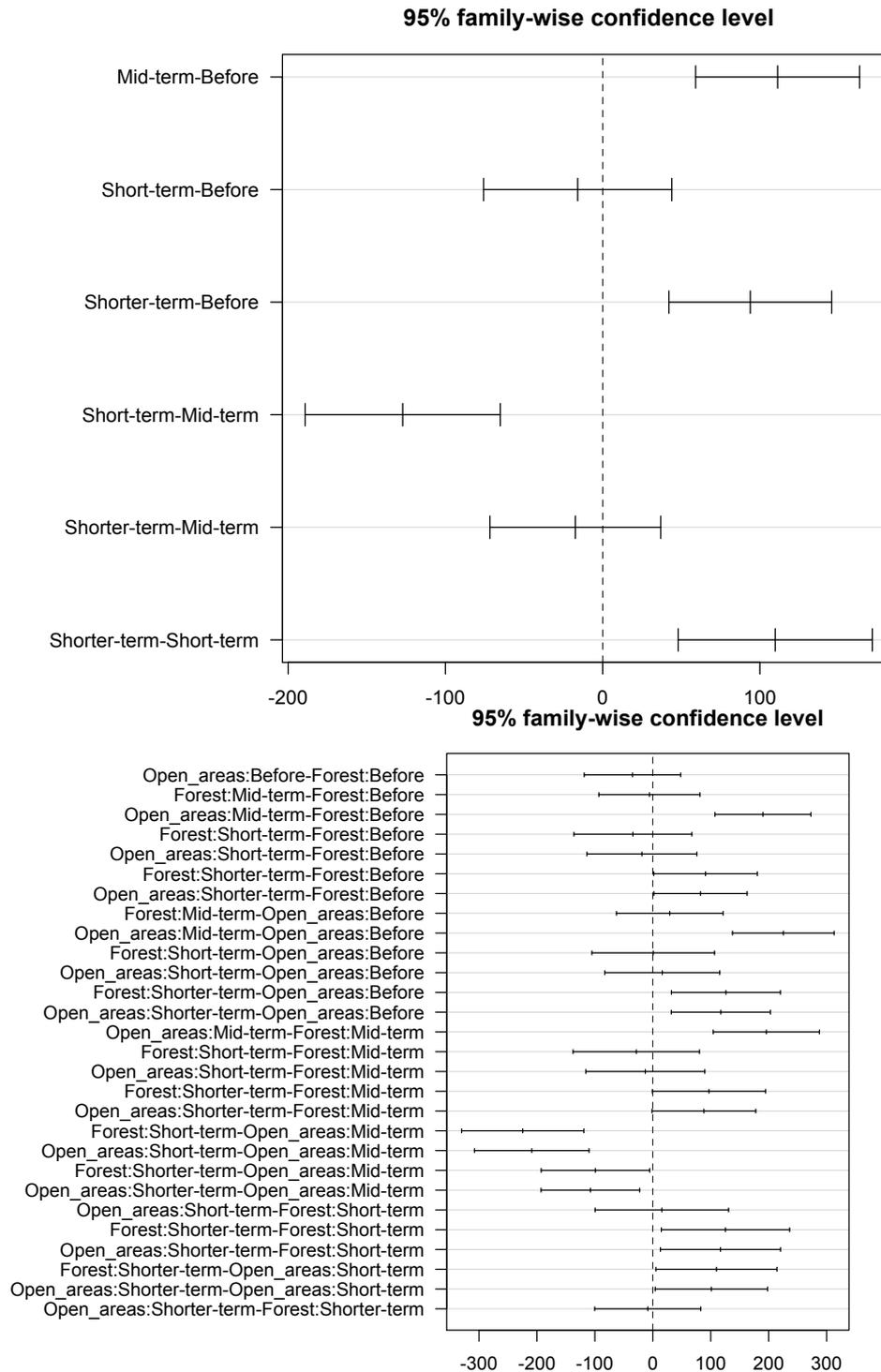
**Figura.S9.a** Resultados dos testes de comparação múltipla de Tukey para Substituições entre períodos.



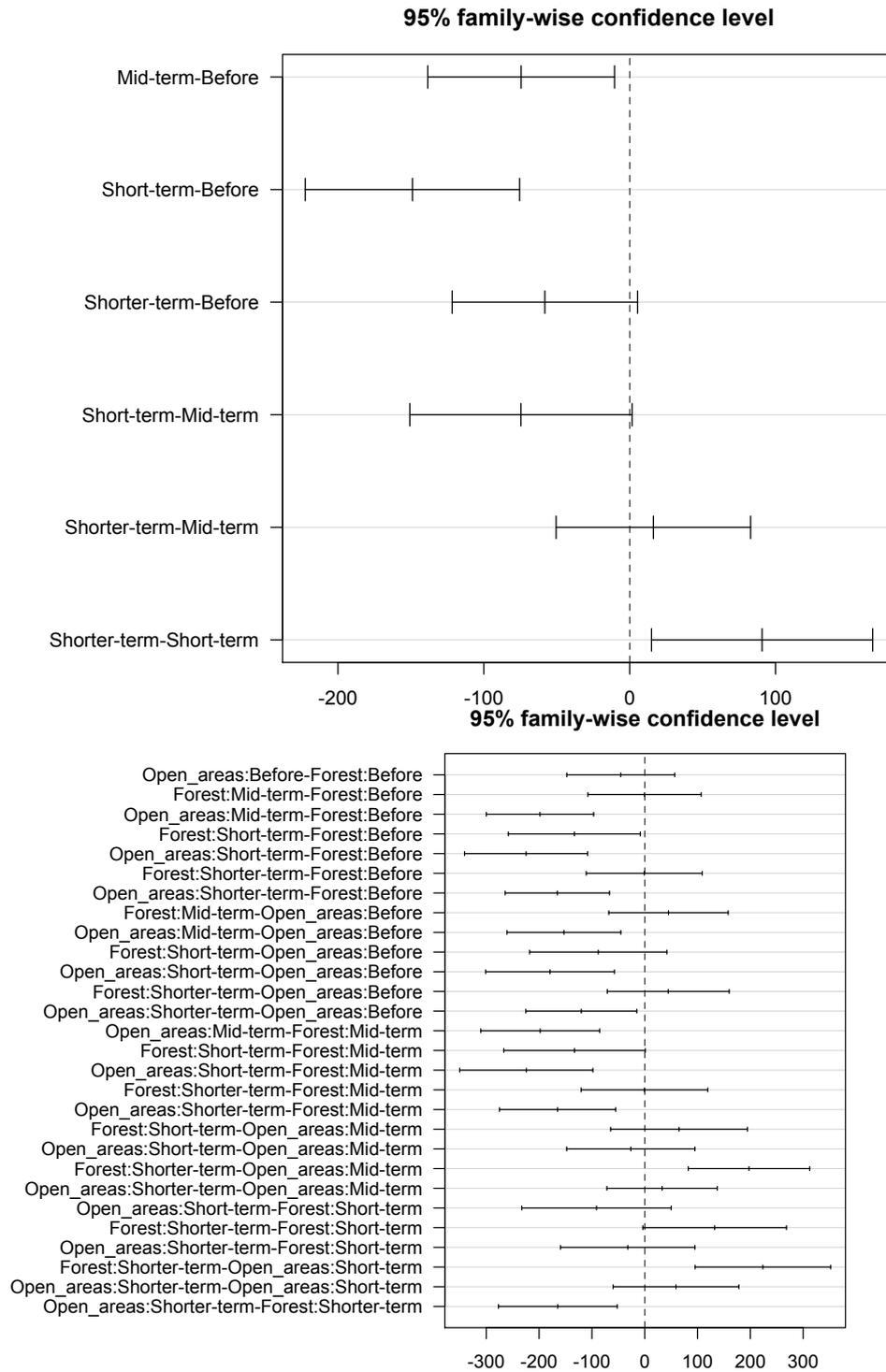
**Figura.S9.b.** Resultados dos testes de comparação múltipla de Tukey para Colonizações: a) entre períodos; e b) entre períodos e habitats.



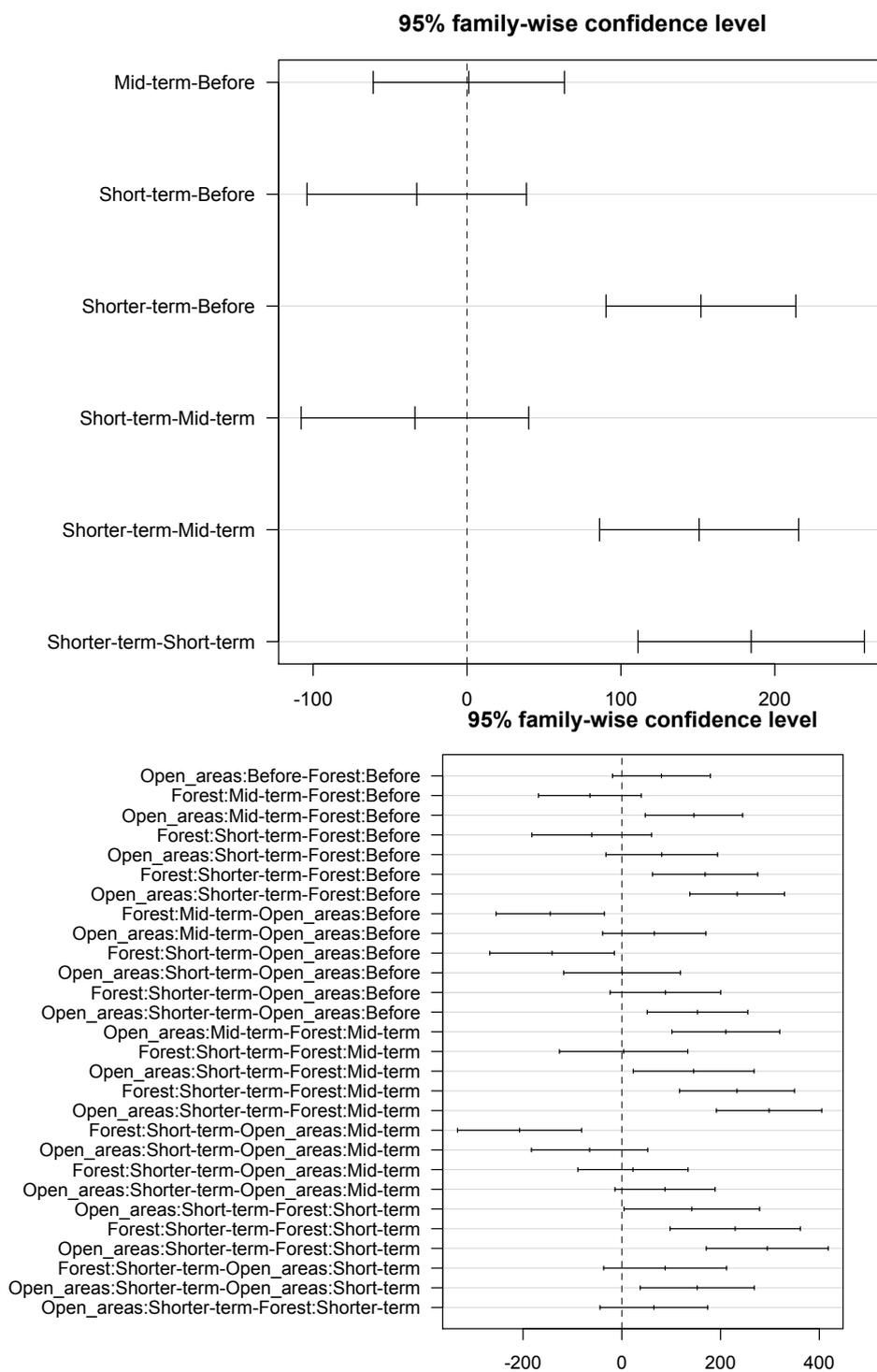
**Figura.S9.c.** Resultados dos testes de comparação múltipla de Tukey para o Reordenamento de abundância entre espécies : a) entre períodos; e b) entre períodos e habitats.



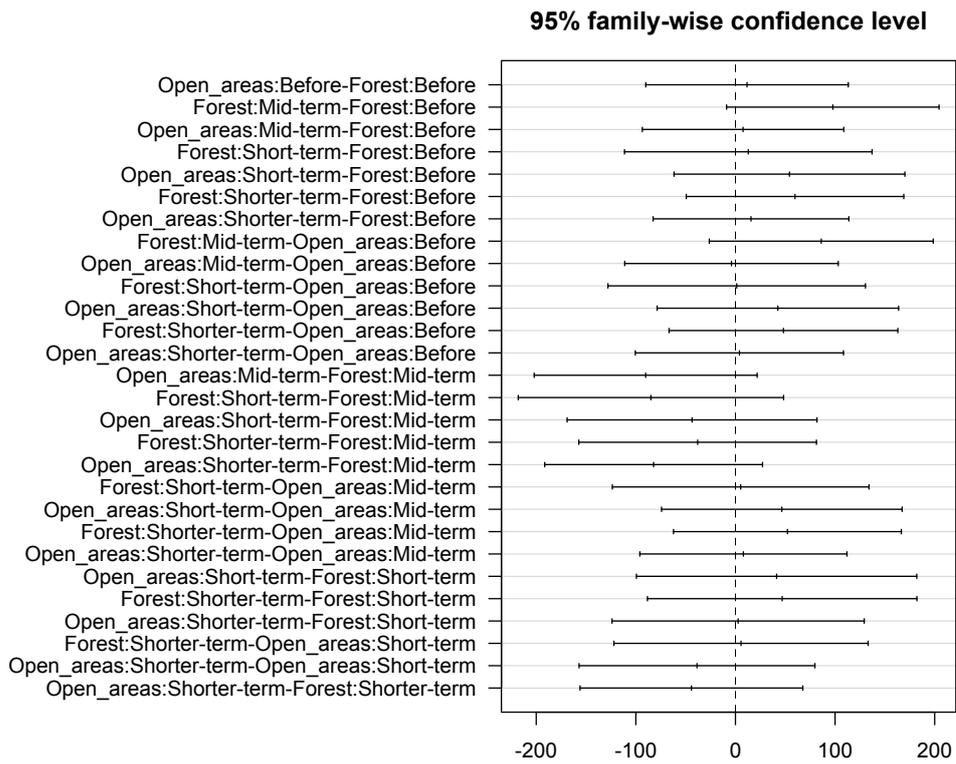
**Figura.S9.d.** Resultados dos testes de comparação múltipla de Tukey para a guilda dos carnívoros: a) entre períodos; e b) entre períodos e habitats.



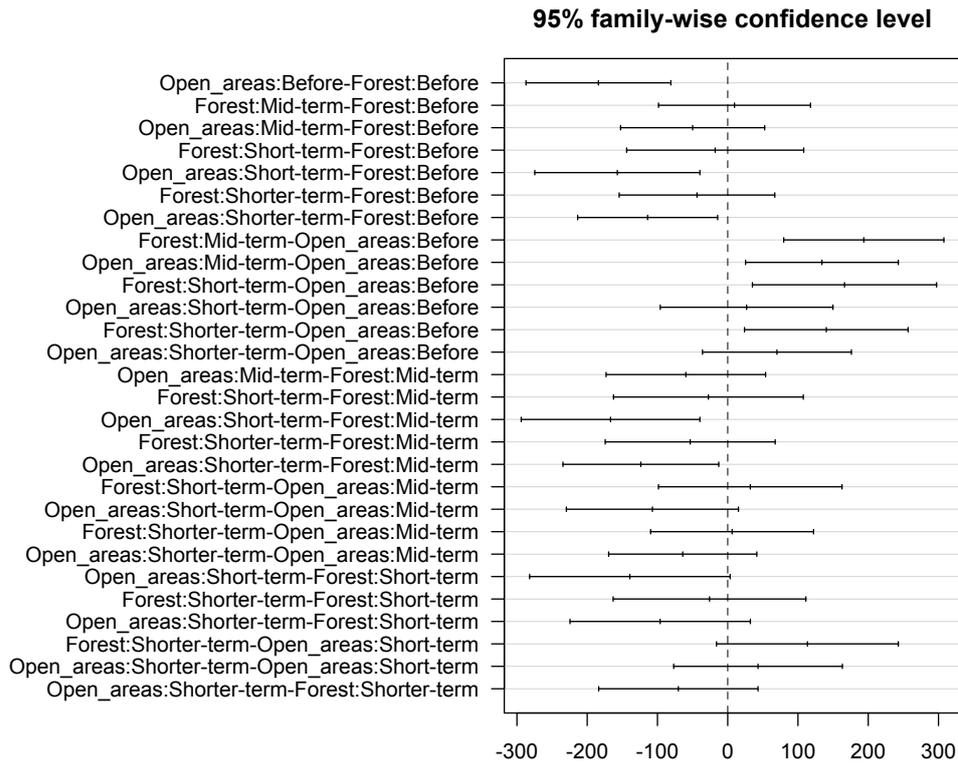
**Figura.S9.e.** Resultados dos testes de comparação múltipla de Tukey para a guilda dos insetívoros:: a) entre períodos; e b) entre períodos e habitats.



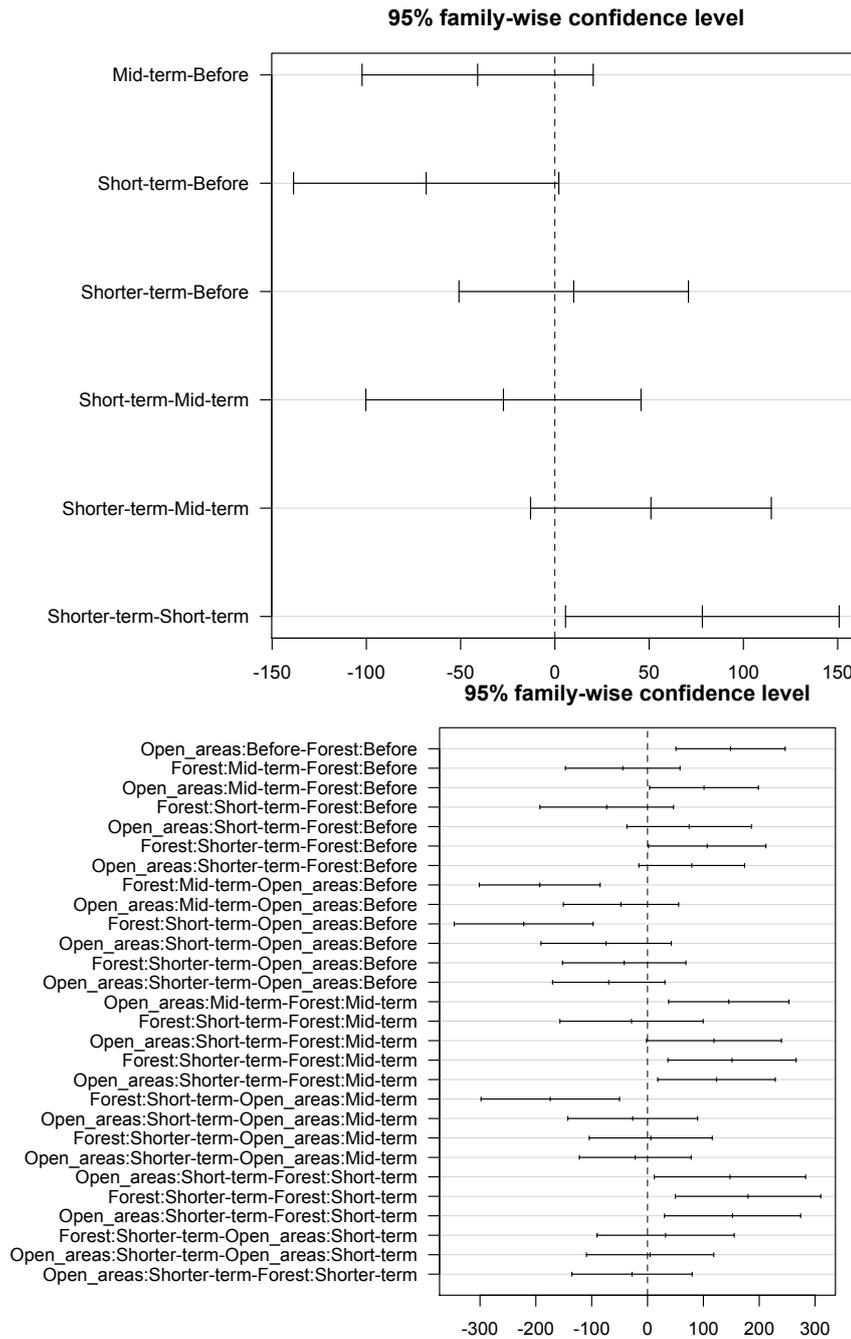
**Figura.S9.f.** Resultados dos testes de comparação múltipla de Tukey para a guilda dos granívoros : a) entre períodos; e b) entre períodos e habitats.



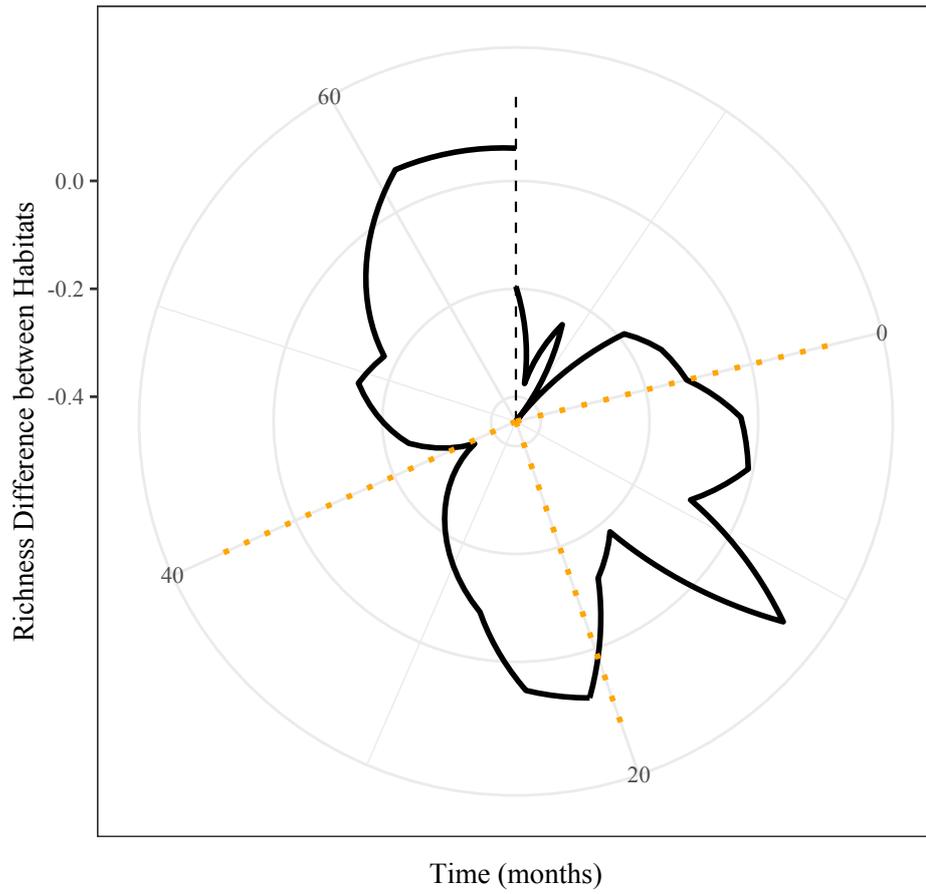
**Figura.S9.g.** Resultados dos testes de comparação múltipla de Tukey para a guilda dos nectarívoros entre períodos e habitats.



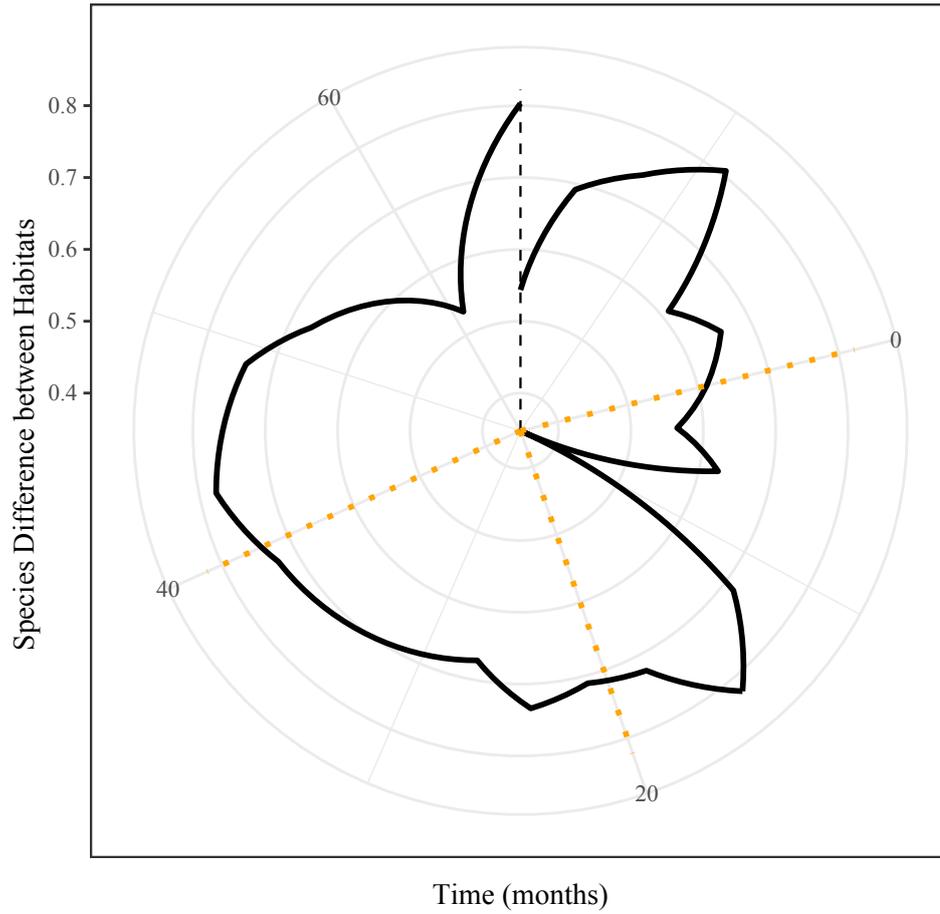
**Figura.S9.h.** Resultados dos testes de comparação múltipla de Tukey para a guilda dos frugívoros entre períodos e habitats.



**Figura.S9.i.** Resultados dos testes de comparação múltipla de Tukey para aves migratórias :  
a) entre períodos; e b) entre períodos e habitats.



**Figura.S10.a.** Rank clock plots da diferença da riqueza de aves entre os habitats (florestas – áreas abertas) ao longo de 67 meses do estudo.



**Figura.S10.b.** Rank clock plots da diferença de espécies de aves entre os habitats (florestas – áreas abertas) ao longo de 67 meses do estudo.

**Tabela.S4** – Testes das Razões de Variância (VR) para as covariações de abundância dentro das guildas ecológicas. Cada linha representa uma guilda diferente (ou a comunidade total = Total). Guildas = classes de guilda; Mín. IC, Máx. IC e Médias IC = valores médios, máximo e mínimo dos intervalos de confiança para as razões de variância calculadas para 1.000 modelos nulos de comunidades gerados com o algoritmo de permutações cíclicas (*cyclic shift*) {Hallett, 2016 #22}. Letras em negrito são as guildas para as quais a razão de variância observada ficou dentro dos limites do intervalo de confiança (=assincronia). As razões de variância não puderam ser calculadas individualmente para os piscívoros de florestas e de áreas abertas devido a baixa variância de frequência relativa destas guildas.

Guildas	Mín. IC	Máx. IC	Médias IC	VR	Resultados
Total	0,35	1,88	0,98	4,37	Covariância Positiva
Floresta	0,21	2,24	0,96	4,15	Covariância Positiva
Áreas abertas	0,20	2,28	0,99	4,59	Covariância Positiva
Guildas_Total	0,77	1,26	1,01	1,73	Covariância Positiva
Guildas_Floresta	<b>0,30</b>	<b>2,19</b>	<b>1,02</b>	<b>1,87</b>	<b>Assincronia</b>
Guildas_Abertas	0,24	2,21	0,99	2,32	Covariância Positiva
Carnívoros_Total	0,25	2,37	0,98	5,97	Covariância Positiva
Carnívoros_Floresta	0,60	1,44	0,99	1,67	Covariância Positiva
Carnívoros_Abertas	0,74	1,31	1,01	1,97	Covariância Positiva
Frugívoros_Total	0,22	2,35	1,02	2,43	Covariância Positiva
Frugívoros_Floresta	<b>0,59</b>	<b>1,60</b>	<b>0,99</b>	<b>1,09</b>	<b>Assincronia</b>
Frugívoros_Abertas	<b>0,72</b>	<b>1,34</b>	<b>1,00</b>	<b>1,01</b>	<b>Assincronia</b>
Onívoros_Total	<b>0,23</b>	<b>2,26</b>	<b>1,00</b>	<b>1,31</b>	<b>Assincronia</b>
Onívoros_Floresta	<b>0,63</b>	<b>1,52</b>	<b>1,02</b>	<b>1,28</b>	<b>Assincronia</b>
Onívoros_Abertas	<b>0,72</b>	<b>1,33</b>	<b>1,00</b>	<b>1,17</b>	<b>Assincronia</b>
Insetívoros_Total	0,24	2,38	1,00	3,80	Covariância Positiva
Insetívoros_Floresta	0,62	1,25	0,94	2,08	Covariância Positiva
Insetívoros_Abertas	0,70	1,32	0,99	1,38	Covariância Positiva
Granívoros_Total	0,62	1,44	0,99	1,83	Covariância Positiva
Granívoros_Floresta	0,62	1,44	0,99	1,83	Covariância Positiva
Granívoros_Abertas	0,72	1,34	0,99	1,36	Covariância Positiva
Nectarívoros_Total	0,78	1,28	1,00	1,33	Covariância Positiva
Nectarívoros_Floresta	0,65	1,46	1,00	1,68	Covariância Positiva
Nectarívoros_Abertas	0,75	1,30	0,99	0,99	Assincronia
Piscívoros_Total	0,44	2,12	0,99	4,66	Covariância Positiva
Piscívoros_Floresta	*	*	*	*	*
Piscívoros_Abertas	*	*	*	*	*

## Referências

- ALHO, C. J. R. 2011. Environmental effects of hydropower reservoirs on wild mammals and freshwater turtles in Amazonia: a review.
- BENCHIMOL, M. & PERES, C. A. 2015. Predicting local extinctions of Amazonian vertebrates in forest islands created by a mega dam. *Biological Conservation*, 187, 61-72.
- BLANGIARDO, M. & CAMELETTI, M. 2015. *Spatial and spatio-temporal Bayesian models with R-INLA*, John Wiley & Sons.
- BRANDÃO, R. A. & ARAÚJO, A. F. 2008. Changes in anuran species richness and abundance resulting from hydroelectric dam flooding in Central Brazil. *Biotropica*, 40, 263-266.
- CIANCIARUSO, M., BATALHA, M., GASTON, K. & PETCHEY, O. 2009. Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology*, 90, 81-89.
- FAITH, D. P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological conservation*, 61, 1-10.
- HILL, M. O. & GAUCH, H. G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42, 47-58.
- JETZ, W., THOMAS, G., JOY, J., HARTMANN, K. & MOOERS, A. 2012. The global diversity of birds in space and time. *Nature*, 491, 444-448.
- LINDGREN, F. & RUE, H. 2015. Bayesian spatial modelling with R-INLA. *Journal of Statistical Software*, 63.
- MAGURRAN, A. 2004. Measuring biological diversity. Blackwells. Oxford, UK.
- OKSANEN, J. & MINCHIN, P. R. 1997. Instability of ordination results under changes in input data order: explanations and remedies. *Journal of Vegetation Science*, 8, 447-454.
- PETCHEY, O. L. 2013. The Petchey Group website - Code FD. [Accessed 01/31/2017].
- PETCHEY, O. L., EVANS, K. L., FISHBURN, I. S. & GASTON, K. J. 2007. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology*, 76, 977-985.
- RAO, C. R. 1982. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. *Theoretical population biology*, 21, 24-43.
- REMSEN JR, J., CADENA, C., JARAMILLO, A., NORES, M., PACHECO, J., PÉREZ-EMÁN, J., ROBBINS, M., STILES, F., STOTZ, D. & ZIMMER, K. 2015. Version 31 October 2013. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union.
- ROST, J., CLAVERO, M., BROTONS, L. & PONS, P. 2012. The effect of postfire salvage logging on bird communities in Mediterranean pine forests: the benefits for declining species. *Journal of Applied Ecology*, 49, 644-651.
- SEKERCIOGLU, C. H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in ecology & evolution*, 21, 464-471.

## Capítulo 3 – A HOMOGENEIZAÇÃO BIÓTICA DAS COMUNIDADES DE AVES PROMOVIDA POR BARRAGENS HIDRELÉTRICAS

### RESUMO

Mitigar o processo de homogeneização biótica gerado por perturbações antropogênicas está entre os principais desafios da conservação biológica da nossa era. Mudanças na composição de comunidades nativas geradas por distúrbios, ainda que não resultem na diminuição do número de espécies locais, podem ocasionar a perda de linhagens, ou a perda de componentes relevantes para os serviços ecossistêmicos. Diante do elevado número de projetos hidrelétricos previstos em *hotspots* de diversidade biológica, este estudo avalia se a perturbação causada pela formação de uma barragem hidrelétrica no Brasil Central promoveu homogeneização biótica em comunidades de aves, por meio da redução ou aumento da diversidade beta e de seus componentes (substituição e diferença de riqueza) ao longo do tempo. Com dados de censos pontuais de 810 censos pontuais realizados em 20 sítios amostrais, ao longo de oito anos de estudo, sendo dois anos antes e seis após a formação da barragem, avaliamos as correlações e os padrões de ordenação das dissimilaridades taxonômica, filogenética e funcional das comunidades de aves em dois diferentes tipos de habitats e três períodos distintos em relação à formação do reservatório. Nossos resultados indicam que a perturbação antropogênica promovida pela formação de um grande reservatório fluvial acarretou na redução da diversidade beta, com consequente homogeneização biótica e perda de linhagens históricas e características funcionais entre as espécies. O efeito da homogeneização sobre comunidades de aves foi mais contundente sobre as formações campestres e savânicas em comparação aos ambientes florestais, e teve

desdobramentos em escalas espaciais mais amplas, não apenas nas margens do reservatório, cujos processos de substituições, colonizações e extinções locais foram moldados, principalmente, por filtragem ecológica. A análise de diferentes componentes de diversidade permite uma perspectiva mais completa dos processos advindos com perturbações antropogênicas, capaz de orientar os futuros desafios de conservação biológica.

*Palavras-chave:* Dinâmicas compensatórias, barragens, perturbação antropogênica, avaliação de impactos ambientais, diversidade beta, diversidade filogenética, diversidade funcional.

## INTRODUÇÃO

A homogeneização biótica, substituição gradual da biota nativa por espécies localmente não-nativas que reduz a diferenciação das comunidades de fauna e flora em regiões distintas, está entre os principais desafios da conservação biológica na era que vivemos, o Antropoceno, em que as perturbações antropogênicas remodelam as relações ecológicas em diversos níveis (Olden et al., 2004, Steffen et al., 2007, Dirzo et al., 2014). No processo de homogeneização, invasões ou extinções locais aumentam a similaridade genética, taxonômica ou funcional entre duas ou mais localidades num intervalo de tempo específico, o que pode representar o decréscimo da diversidade beta ao longo de um gradiente espacial mesmo com o aumento das diversidades locais (diversidade alfa) (Olden et al., 2004, Meynard et al., 2011, Solar et al., 2015). As substituições promovidas por grandes perturbações ambientais podem favorecer espécies generalistas em detrimento de outras que prestam importantes serviços ambientais, tais como, polinizadores e dispersores de sementes (Alho, 2011, Cosson et al., 1999, Morante e Faria, 2017). As mudanças na composição de espécies geradas pela substituição de táxons nativos, ainda que não resultem na diminuição do número de espécies locais, podem ocasionar a perda de linhagens, a perda de serviços ecossistêmicos, ou mesmo a extinção de táxons destacados em termos de conservação, tais

como espécies ameaçadas e endêmicas (Benchimol and Peres, 2015b, Chapman et al., 2018a, Munes et al., 2015). A homogeneização taxonômica já foi identificada como um dos principais efeitos provocados por mudanças antropogênicas (Haslem et al., 2015, Myers et al., 2015, Palmeirim et al., 2018), inclusive em comunidades de aves (Luck and Smallbone, 2011, Vallejos et al., 2016, Zmihorski et al., 2016).

Análises tão somente baseadas em medidas de diversidade beta, num sentido amplo, podem levar a interpretações errôneas dos padrões de homogeneização (Baselga, 2012). Com o intuito de compreender os processos ecológicos que geram homogeneização biótica, foram desenvolvidas estimativas que decompõe a diversidade beta em dois componentes: a substituição e a diferença de riqueza de espécies (Baselga, 2012, Baselga and Leprieur, 2015, Cardoso et al., 2014, Podani et al., 2013). Ambos componentes refletem diferentes aspectos ecológicos dentro das comunidades, que correspondem a fenômenos antitéticos com causas divergentes (Devictor et al., 2010). A substituição (*replacement* ou *turnover*) refere-se à tendência das espécies de substituírem-se ao longo de um gradiente ecológico e está relacionada à amplitude de nicho ou à tolerância ecológica (Whittaker, 1972). A substituição de espécies, quando analisada ao longo de um gradiente espacial ou ambiental, implica em perdas e ganhos simultâneos de espécies resultantes de filtragem ambiental, competição ou eventos históricos (Legendre, 2014). Já a diferença de riqueza (ou aninhamento) refere-se à ocorrência de uma comunidade com um número muito maior de espécies que outra, refletindo a diversidade de nichos disponíveis em diferentes sítios numa escala espacial. Esta diferença pode ser em função da extinção local de algumas espécies, o que pode gerar aninhamento de comunidades, ou de outros processos ecológicos (p.ex.: barreiras físicas) (Legendre, 2014). No caso, o aninhamento é um tipo específico de diferença de riqueza, no qual as espécies de uma dada localidade representam um subconjunto das espécies de outra localidade com mais espécies (Baselga, 2012, Baselga and Leprieur, 2015). Atualmente,

prolonga-se um intenso debate na literatura científica sobre as fórmulas de cálculo, os índices e o significado ecológico dos componentes da diversidade beta (Baselga, 2012, Baselga and Leprieur, 2015, Almeida-Neto et al., 2012, Cardoso et al., 2014, Podani et al., 2013). No entanto, há consenso de que os dois componentes da diversidade, substituição e diferença de riqueza, representam processos ecológicos distintos. Estimativas elevadas de substituição de espécies indicam que, apesar dos valores de diversidade alfa (riqueza local) e diversidade beta se manterem estáveis ou em ascensão, há substituição dos táxons entre as localidades. Já valores elevados de diferença de riqueza (ou de aninhamento) sugerem que há, sim, uma variação entre riquezas locais (diversidade alfa) resultante do processo de aninhamento de comunidades ou da diminuição do número de espécies (p.ex.: por extinções locais) nas comunidades comparadas (Legendre, 2014, Baselga and Leprieur, 2015). Assim, a decomposição e análise da diversidade beta podem auxiliar a elucidar os processos ecológicos que estão atuando nas comunidades sob intensa perturbação ambiental.

A avaliação de alguns parâmetros da diversidade taxonômica pode mascarar diferenças existentes entre linhagens filogenéticas e grupos funcionais de comunidades comparadas em escalas espaciais ou temporais (Chapman et al., 2018a, Cianciaruso et al., 2009, Devictor et al., 2010, Emerson and Gillespie, 2008, Corbelli et al., 2015). A diversidade beta taxonômica é definida como a mudança na composição de espécies entre comunidades de diferentes sítios amostrais, isto é, ao longo do espaço geográfico (Whittaker, 1972, Corbelli et al., 2015). Já a diversidade beta filogenética é a medida de quão separadas no tempo evolutivo são as linhagens que ocorrem em diferentes comunidades (Graham and Fine, 2008, Leprieur et al., 2012, Corbelli et al., 2015). E a diversidade beta funcional refere-se à mudança nas características funcionais das espécies entre diferentes comunidades (Ricotta and Burrascano, 2008). Numa perspectiva de conservação, ambos aspectos de diversidade (funcional e filogenético) são responsáveis, respectivamente, por assegurar a

provisão de bens e serviços ecossistêmicos e interações ecológicas fundamentais e por manter a representação da história evolutiva regional e de opções futuras (Cianciaruso et al., 2009, Emerson and Gillespie, 2008). As diversidades filogenética e funcional são complementares e essenciais para o entendimento da estrutura, composição e dinâmica das comunidades naturais (Ricotta and Burrascano, 2008, Cianciaruso et al., 2009, Emerson and Gillespie, 2008). A incorporação de análises de diversidade beta em níveis taxonômicos, filogenéticos e funcionais nas avaliações de impactos ambientais ainda é um grande paradigma em estudos de vertebrados, sobretudo, em estudos realizados na região neotropical (Moreno et al., 2018, Vallejos et al., 2016). E tais análises de diversidade beta em níveis funcionais e evolutivos podem complementar a avaliação de impactos ambientais, ao elucidar os processos ecológicos e históricos que moldam as comunidades de aves submetidas a perturbações ambientais (Meynard, 2011, Cianciaruso et al., 2009, Corbelli et al., 2015, Moreno et al., 2018). E poucos estudos ornitológicos consideram os papéis funcionais das aves, ainda menos sobre a influência de modificações antrópicas sobre estas funções ecológicas (Morante and Faria, 2017).

A produção hidrelétrica, uma das mais importantes fontes renováveis de energia, geralmente tem seus custos ambientais negligenciados, sobretudo quanto aos impactos sobre a fauna silvestre (Benchimol and Peres, 2015a, Dams, 2000, Fearnside, 2001, Kareiva, 2012). Grandes barramentos fluviais para fins hidrelétricos promovem variadas alterações sobre ecossistemas silvestres, entre eles o isolamento de habitats aquáticos, o bloqueio da migração de variadas espécies de peixes, a eliminação de berçários fluviais de peixes, insetos, redução na disponibilidade de sítios alimentares e reprodutivos de animais ripários, além da perda de animais durante o enchimento das barragens (Alho, 2011, Fearnside, 2001, Fearnside, 2006, Finer and Jenkins, 2012, Lees and Peres, 2006). Frente às projeções de crescimento do setor (Zarfl et al., 2015), os grandes projetos hidrelétricos são apontados como indutores de

processos locais de extinção de fauna e flora e, também, da redução de biomassa e de diversidade funcional em comunidades de peixes e de grandes vertebrados terrestres (Cunha and Ferreira, 2012, Benchimol and Peres, 2015a, Benchimol and Peres, 2015b). O objetivo do presente estudo foi avaliar se a perturbação antropogênica causada por barragem hidrelétrica promoveu homogeneização biótica, através da redução ou aumento da diversidade beta e de seus componentes (substituição e diferença de riqueza) ao longo do tempo. Também analisamos as dissimilaridades em três diferentes facetas de diversidade, as diversidades taxonômica, filogenética e funcional, de modo a avaliar se a substituição, extinção ou colonização de táxons resultou em perdas ou ganhos de linhagens históricas ou de grupos funcionais. Para tal, avaliamos as correlações das dissimilaridades taxonômica, filogenética e funcional e os padrões de ordenação destas dissimilaridades em diferentes períodos em relação à criação da barragem, bem como, identificamos as espécies que contribuíram para as maiores diferenças na composição das comunidades entre os habitats e os períodos. E, por fim, avaliamos se os processos referentes às mudanças de dissimilaridades são distintos entre os dois principais tipos fitofisionômicos, as florestas e áreas abertas. A hipótese testada é que a perturbação pela criação da barragem promove homogeneização das comunidades de aves em seus arredores (Olden et al., 2004). Nossas previsões são que: 1) há redução da diversidade beta nos períodos subsequentes à criação da barragem, devido à alteração da composição das comunidades através da substituição de espécies, bem como, 2) há consequente redução na diversidade beta funcional e/ou filogenética dentro das comunidades no mesmo período, e que 3) a redução da diversidade beta é mais incisiva sobre os ambientes florestais em comparação com as áreas abertas, visto que as florestas são preferencialmente impactadas por barragens em ambientes aluviais. Em relação aos dados analisados neste estudo, foram consideradas duas premissas: i) em escala temporal, não há diferenças entre processos históricos nas comunidades comparadas, o que significa que o

aninhamento é zero e, assim, as diferenças temporais entre as mesmas unidades amostrais são atribuídas a processos ecológicos desencadeados pelo impacto avaliado; ii) em escala espacial (diferenças entre áreas, pontos e fitofisionomias), além da substituição de espécies atribuída a processos de filtragem ecológica, podem haver também fatores históricos influenciando a composição e o gradiente de diversidade (aninhamento) das comunidades (Devictor et al., 2010, Leprieur et al., 2012).

## MATERIAIS E MÉTODOS

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado às margens da barragem formada no rio São Marcos (18° 02' 43.16" S e 47° 40' 32.29" W), entre os estados de Goiás e Minas Gerais, no Brasil Central (Fig.1, ver capítulo 1). A barragem criou um reservatório de 218.8 km<sup>2</sup> para o Aproveitamento Hidrelétrico Serra do Facão, usina com potência instalada de 212.6 MW, criada para impulsionar a prospecção de minérios na região (Reinaldo and de Mesquita, 2013). O rio São Marcos pertence à bacia do rio da Prata, segunda maior bacia hidrográfica da América do Sul, e situa-se no bioma Cerrado, um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade (Myers et al., 2000, Strassburg et al., 2017). Apesar do relevo acidentado e do forte declive em direção ao rio, poucas ilhas foram formadas pelo barramento. O clima da região é tropical sazonal (*Aw* de Köppen), com temperatura média de 23°C, precipitação anual média de 1.600 mm e duas estações sazonais bem definidas: uma chuvosa (setembro a abril) e outra seca (maio a agosto) (Cardoso et al., 2015). A paisagem é um mosaico de fisionomias que incluem formações abertas (campo limpo, campo sujo, campo rupestre e cerrado *sensu stricto*) e ambientes florestais (matas de galeria e florestas decíduais de encosta) (Ribeiro et al., 1998, Oliveira-Filho and Ratter, 2002). Na região, os habitats mais propensos à inundação pela barragem são as florestas, predominante nos corredores aluviais, em comparação às

formações abertas, situadas geralmente em áreas de maior altitude e declive {Brandão, 2008 #38; Passamani, 2013 #26}. Para o estudo, foram selecionados 8 sítios de amostragem em florestas e outros 12 em habitats abertos, que para manter sua independência espacial, eram separados pelo menos 1 km uns dos outros (Fig. 1 e Table.S1 do capítulo 1, desconsiderar os sítios F4, F5, F8 e F12, submersos pelo reservatório).

### *Coleta de dados*

Como metodologia para obtenção dos dados de comunidade de aves foram utilizados censos pontuais, que consideraram durante 20 minutos, todos os registros visuais ou auditivos de aves num raio de 50 m, incluindo aves noturnas, aquáticas ou migratórias {Lees, 2006 #32; Bibby, 2004 #147}. Para garantir a independência amostral, os censos adjacentes foram realizados a uma distância mínima de 200 m, sempre nos horários de maior atividade das aves (06hs-10hs e 16-19hs). Os censos foram conduzidos por seis diferentes observadores, todos experientes e familiarizados com as espécies da região. Para padronizar as amostragens nós agrupamos os três primeiros censos pontuais realizados em cada sítio a cada campanha como unidade amostral, de forma a reduzir a grande variação de censos por sítios e sítios amostrados por campanha (Table.S1, ver capítulo 1, e desconsiderar os sítios F4, F5, F8 e F12). Ao todo, foram obtidas 270 unidades amostrais referentes a 810 censos pontuais realizados nos 20 sítios amostrais durante 22 campanhas.

### *Características ambientais*

Os 20 sítios amostrais foram classificados quanto às duas características de vegetação (NDVI e Hábitat) e outras três características espaciais, *Altitude*, *% Área Alagada* e *Distância*. Estas duas últimas medidas representam gradientes espaciais relacionados à proximidade e impacto da barragem: 1) *% Área Alagada* - é a porcentagem de áreas alagadas num raio de 1 km em torno dos sítios amostrais; 2) *Distância* - a distância até a barragem ou

ao curso d'água mais próximo, calculada através de imagens *Landsat 7*, após a formação da barragem (ano 8 = 2015). Outras duas características referem-se à vegetação de cada sítio amostral: 3) *Fitofisionomia* – no qual os sítios amostrais foram separados quanto ao tipo de fitofisionômico em: “*Florestas*”, que incluem floresta decidual de encosta e floresta de galeria; ou “*Áreas Abertas*”, que incluem cerrado *sensu stricto*, campo limpo, campo sujo e campo rupestre; e *Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)* - índice de vegetação por diferença normalizada que mede a quantidade e condição de componentes fotossintetizantes numa área com base em sensoriamento remoto, a partir de imagens *Landsat 7*. O NDVI varia de -1 (vegetação sem folhas, submetida a estresse hídrico) a 1 (vegetação densa com folhas) e foi calculado, para cada campanha e sítio amostral, num raio de 150 m do centro do sítio, em imagens *Landsat 7* temporalmente próximas a cada campanha (Tabela S2, ver capítulo 1). Por fim, a *Altitude* dos sítios amostrais foi extraída de *SRTM digital elevation data* (approx. 90m resolution), produced by NASA originally, and distributed free of charge by *USGS* (<http://srtm.csi.cgiar.org/> acesso em 08 de maio de 2018). Todas as imagens *Landsat 7* utilizadas foram disponibilizados pelo *United States Geological Survey* (<https://earthexplorer.usgs.gov/> acesso em 01 de setembro de 2016).

### *Diversidades Filogenética e Funcional*

A diversidade filogenética representa a história evolutiva regional e as opções futuras dentro das comunidades, refletindo as relações de parentesco entre as espécies (Faith, 1992, Magurran, 2004, Cianciaruso et al., 2009). Para estimar a diversidade filogenética com nossos dados, nós obtivemos 1.000 hipóteses filogenéticas das 230 espécies registradas no estudo, como subconjuntos da filogenia global das aves fornecida por Jetz et al., 2012 (*Hackett backbone*; [www.birdtree.org](http://www.birdtree.org), accessed 16/10/2018). A hipótese filogenética consenso foi calculada pelo menor tempo de divergência entre as espécies através da função

“*speciesTree*” do pacote “*ape*” (Fig.S1, capítulo 1) (Paradis et al., 2004). A métrica de PD utilizada foi o índice de Faith, que corresponde à soma dos comprimentos dos ramos da filogenia das espécies registradas em cada unidade amostral, obtido através da função “*pd*” do pacote “*picante*” (Faith, 1992) (ver Appendix S1.2). Todos os cálculos e as análises do capítulo foram realizadas no Programa R (Team, 2018).

A diversidade funcional mede a variação de características morfológicas, fisiológicas e ecológicas capazes de influenciar os processos ecossistêmicos de uma comunidade (Cianciaruso et al., 2009, Petchey and Gaston, 2006, Tilman, 2001). Para o cálculo de diversidade funcional, utilizamos seis características relevantes quanto ao uso de recursos, interações entre as espécies e funções ecossistêmicas (Petchey et al., 2007, Sekercioglu, 2006) sendo massa corpórea, guilda trófica, uso de estratos verticais da vegetação, tipo de ambiente, hábito migratório, e espécies ripárias. A massa corpórea considera a massa média das espécies fornecida por (Dunning Jr, 2008). A guilda trófica refere-se à dieta preferencial, sendo consideradas sete guildas tróficas (Sick, 1997, Bagno e Marinho-Filho, 2001) em aves carnívoras, insetívoras, frugívoras, nectarívoras, piscívoras, granívoras e onívoras. Quanto ao uso de estratos da vegetação, as espécies foram classificadas como aquáticas, terrícolas, do sub-bosque, do estrato médio, do dossel e aéreas. O tipo de ambiente refere-se ao hábitat preferencial (Bagno e Marinho-Filho, 2001, Silva, 1995, Silva, 1996): florestal, campestre ou aquático. As aves migratórias formam um grupo funcional relevante, que perfaz interações ecológicas entre grandes distâncias, interligando hábitats, biomas ou mesmo continentes (Negret and Negret, 1981, Negret, 1988, Sick, 1984); assim, o hábito migratório distinguiu 25 espécies que apresentam fluxos migratórios, mesmo aquelas em que apenas parte de suas populações migram para outras regiões do país (Sick, 1997). Por fim, a classificação de espécies ripárias destacou 21 espécies associadas aos ambientes ribeirinhos, margens de rios, brejos e veredas (*palm swamps*), as quais são sensíveis aos impactos de barragens fluviais

(Brandão e Araujo, 2008, Alho, 2011). O Anexo S1 traz as 225 espécies de aves registradas no estudo em ordem filogenética segundo (Remsen Jr et al., 2015), com suas características funcionais. A medida de diversidade funcional foi a entropia quadrática de Rao, que considera a soma das distâncias funcionais entre as espécies de cada unidade amostral, calculadas com a função “*dbFD*” do pacote “*FD*” (Petchey, 2013, Rao, 1982). O dendrograma funcional, feito com o coeficiente de dissimilaridade de Gower, agrupou as espécies pelas distâncias médias (algoritmo UPGMA), usando a função “*daisy*” do pacote “*cluster*” (Fig.S2, capítulo 1) (Botta-Dukat, 2005, Cianciaruso et al., 2009).

#### *Períodos em relação à formação da barragem*

A barragem do rio São Marcos teve suas comportas fechadas em novembro/2009, quando se iniciou o enchimento do reservatório até atingir seu nível de operação, em outubro/2010 (Reinaldo e de Mesquita, 2013). O estudo iniciou-se em maio/2008 (ano 1), dois anos antes do início da formação do reservatório, e se estendeu até julho de 2015. Entre maio/2008 e fevereiro/2012, foram realizadas dezesseis campanhas com periodicidade regular trimestral; e entre Fevereiro/2013 e Julho/2015, foram feitas seis campanhas em intervalos irregulares (4-10 meses). Para as análises de dissimilaridade entre diferentes fases em relação à formação do reservatório, foram determinados três períodos de tempo: T1 – que engloba dois anos de amostragem e oito campanhas realizadas entre maio de 2008 a fevereiro de 2010, antes dos efeitos decorrentes da criação da barragem; T2 - que engloba três anos de amostragem e nove campanhas realizadas entre maio de 2010 a fevereiro de 2013, todas prioritariamente antes dos efeitos decorrentes da criação da barragem

### *Diversidades Beta*

A despeito do debate sobre os cálculos dos componentes da diversidade beta (Podani *et al.* 2013; Cardoso *et al.*, 2014; Baselga & Leprieur 2015), os coeficientes de dissimilaridade mais utilizados para a decomposição da diversidade beta: os índices de Jaccard e Sørensen para dados de presença e ausência; e os coeficientes de dissimilaridade de Ruzicka e de diferença percentual para dados quantitativos (Legendre, 2014, Moreno *et al.*, 2018). Em função da diferença de amostragens entre sítios por campanhas, optamos por não utilizar os dados de abundância, e análises preliminares com os índices de Jaccard e Sørensen e seus componentes mostraram resultados bastante similares. Assim, utilizamos o índice de Sørensen como medida de dissimilaridade que, no caso da dissimilaridade taxonômica, foi calculada com base nos dados de presença e ausência das espécies, bem como de seus componentes, a substituição (*replacement*) e a diferença de riqueza (*nestedness*) (Baselga, 2012). Os índices de Sørensen funcional e filogenético são análogos ao índice de Sørensen taxonômico, mas representam a proporção do comprimento dos ramos compartilhados entre duas comunidades, o que minimiza uma eventual de correlação entre as diferentes facetas da diversidade beta devido a diferenças na construção do índice (Baselga, 2012, Corbelli *et al.*, 2015). Assim, foram calculadas dissimilaridades taxonômicas, filogenéticas e funcionais entre os sítios para a comunidade como um todo, e dentro de cada um dos três períodos avaliados. Todas as dissimilaridades entre sítios foram calculadas com as funções “*beta.pair*”, “*phylo.beta.pair*”, “*funct.beta.pair*” do pacote *betapart* (Baselga and Orme, 2012). Nós também calculamos a diversidade beta temporal para cada sítio amostral entre as diferentes campanhas, obtendo a dissimilaridade taxonômica entre diferentes intervalos de tempo. As diversidades beta temporais foram calculadas com a funções “*beta.temp*” do pacote *betapart* (Baselga and Orme, 2012).

### *Análises*

Para testar a progressão da diversidade beta e de seus componentes (substituição e diferença de riqueza) em relação aos diferentes intervalos de tempo, realizei correlação de Kendall, em função dos índices obtidos não possuírem distribuição normal, para o qual foram considerados apenas intervalos entre 48 a 82 meses (de 4 anos a 8,2 anos). Para avaliar se as comunidades de aves aumentaram ou diminuíram ao longo do tempo, nós calculamos a diferença de dissimilaridades taxonômicas, filogenéticas e funcionais entre os três períodos avaliados (Baiser et al., 2012, Haslem et al., 2015). No caso, a diferença de dissimilaridades é calculada subtraindo a matriz de dissimilaridade do período mais recente pela matriz do período mais antigo, acompanhando o cruzamento dos três períodos (T2-T1, T3-T2 e T3-T1) (Haslem et al., 2015). Os valores positivos na matriz resultante representam que houve homogeneização biótica, isto é, o aumento da similaridade entre comunidades, enquanto que negativos indicam que houve a diferenciação entre comunidades de diferentes períodos (Haslem et al., 2015).

Para avaliar as associações significativas entre as matrizes de dissimilaridades taxonômica, filogenética e funcional, bem como, destas com a matriz de distâncias euclidianas entre os pontos amostrais, nós realizamos testes simples de Mantel (Mantel, 1967). Nós também realizamos testes de Mantel parciais para avaliar as correlações entre matrizes de dissimilaridades, removendo os efeitos de uma terceira matriz, p.ex. efeito das distâncias espaciais, ou de uma terceira faceta da diversidade, taxonômica, filogenética ou funcional, sobre a correlação entre as outras duas (Smouse et al., 1986, Corbelli et al., 2015). Todos os testes de Mantel foram realizados com 1.000 permutações das matrizes de dissimilaridades para obtenção do nível de significância, através das funções “*mantel*” e “*mantel.partial*” do pacote “*vegan*” (Oksanen et al., 2018).

Nós também exploramos visualmente a ordenação dos sítios amostrais baseadas nas matrizes de dissimilaridade taxonômica, filogenética e funcional de cada um dos três períodos através da ordenação multidimensional não-métrica (NMDS - *Non-metric Multidimensional Scaling*). Assim, foram obtidos gráficos das distribuições dos sítios amostrais nos dois primeiros eixos das ordenações NMDS de cada faceta de diversidade beta, em cada um dos três períodos para avaliar a variação das diferentes dissimilaridades entre os dois principais tipos de habitats ao longo do tempo. Para a visualização gráfica das distribuições de espécies entre os sítios, realizamos ordenações simples distâncias euclidianas entre sítios dos índices de Bray-Curtis calculados com base nas frequências de ocorrência das espécies por sítios. Todas as ordenações foram realizadas com a função “*metaMDS*” do pacote “*vegan*” (Faith et al., 1987, Oksanen et al., 2018).

Em seguida, nós realizamos análises de variância permutacionais e multivariadas (PERMANOVA) sobre as matrizes de dissimilaridades taxonômica, filogenética e funcional para testar os efeitos das interações entre as cinco características ambientais sobre cada uma das dissimilaridades (Anderson, 2001, Corbelli et al., 2015). O número de censos por sítio em cada período também foi considerado como preditor nas análises permutacionais, de modo a testar se a diferença de amostragem entre sítios teve efeito sobre as dissimilaridades e sobre as demais características ambientais, através do cruzamento de preditores, quando estatisticamente significativos. Todas as análises permutacionais, cujas significâncias dos testes foram obtidas com 1.000 permutações de Monte Carlo, foram realizadas com a função “*adonis*” do pacote “*vegan*” (Faith et al., 1987, Oksanen et al., 2018).

E por fim, foram realizadas análises de porcentagem de similaridade (SIMPER) para identificar espécies que contribuíram para as dissimilaridades taxonômicas entre os dois tipos de habitats e, também, nas comparações entre os períodos (T2-T1, T3-T2 e T3-T1). As análises de porcentagem de similaridade permitem a identificação de espécies de aves que

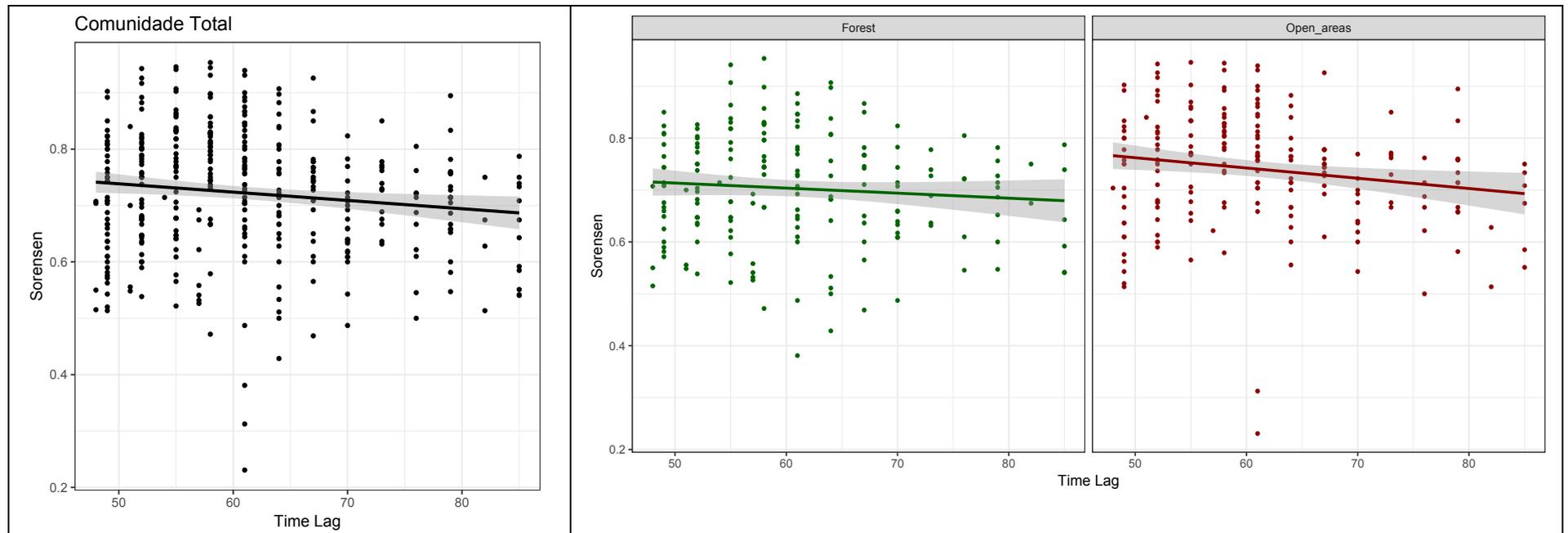
melhor discriminam os tratamentos (períodos ou habitats) através do ranqueamento de todas as espécies de acordo com a contribuição média de cada uma para a dissimilaridade total entre os diferentes tratamentos. As análises de porcentagem de similaridade foram realizadas com 1.000 permutações de Monte Carlos para obtenção da significância de cada espécie, através da função “*simper*” do pacote “*vegan*” (Oksanen et al., 2018, Warton et al., 2012, Corbelli et al., 2015)

## RESULTADOS

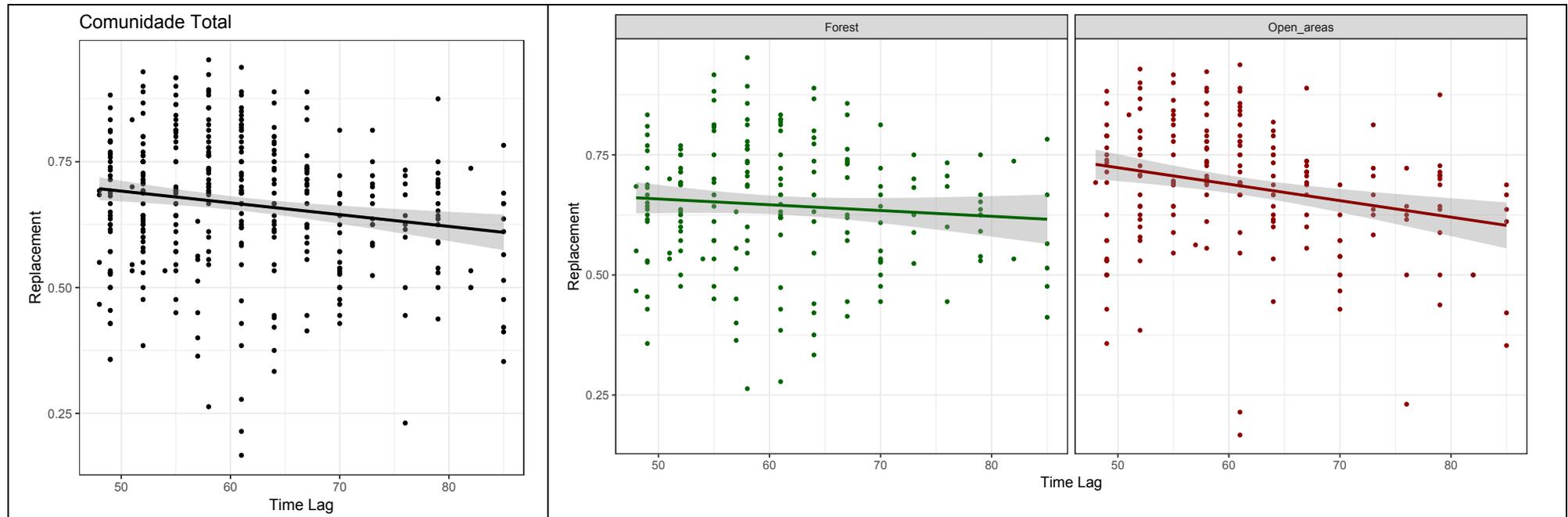
No total, foram obtidos 10.468 registros de 225 espécies de aves, representantes de 49 famílias e 22 ordens, em 810 censos pontuais em 22 campanhas ao longo de 85 meses (oito anos e um mês) (ver Table.S3 do Cap. 1, as cinco espécies não registradas na amostragem do capítulo 3 foram *Ardea cocoi*, *Mesembrinibis cayennensis*, *Amazilia versicolor*, *Thamnophilus torquatus* e *Molothrus bonariensis*). A comunidade compõe-se, em sua maioria, de aves insetívoras, frugívoras e onívoras, de espécies florestais (136 espécies) em relação às 81 espécies campestres e oito aquáticas, e com maior proporção de espécies nos estratos médio, sub-bosque e dossel (Figs.S4).

Foram identificadas correlações negativas significativas entre as diversidades beta temporais de cada sítio por intervalos de tempo maiores que 48 meses para a comunidade como um todo (*Kendall's rank correlation*:  $z = -2,10$ ; g.l. = 184;  $p = 0,036$ ;  $\tau = -0,075$ ), bem como para as comunidades de áreas abertas (*Kendall*:  $z = -2,58$ ; g.l. = 184;  $p = 0,009$ ;  $\tau = -0,129$ ). No entanto, a mesma correlação não foi significativa para os sítios florestais (*Pearson correlation*:  $t = -1,19$ ; g.l. = 184;  $p = 0,236$ ) (Fig.13). Dentre os componentes da diversidade beta, as substituições também apresentaram correlações negativas para a comunidade como um todo (*Kendall*:  $z = -2,77$ ;  $p = 0,005$ ;  $\tau = -0,099$ ) e para as áreas abertas (*Kendall*:  $z = -3,39$ ;  $p < 0,001$ ;  $\tau = -0,170$ ), sem correlação significativa para os sítios florestais (*Pearson*:  $t = -1,19$ ; g.l.= 184;  $p = 0,234$ ) (Fig.14). Inversamente, as

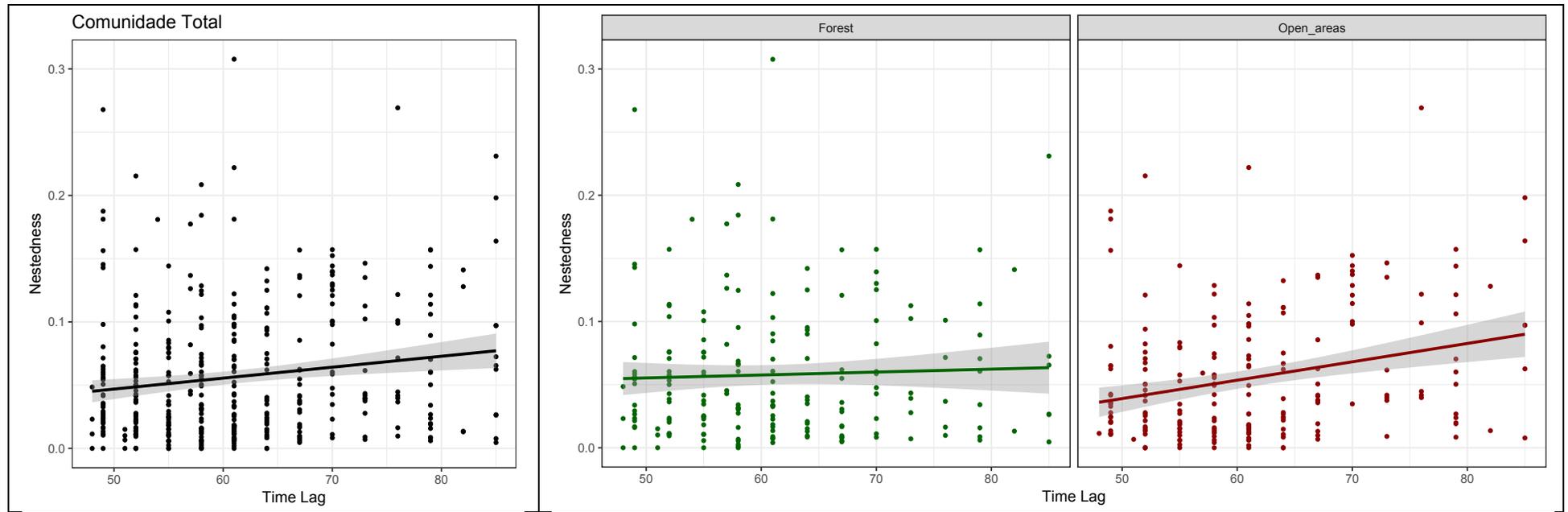
diferenças de riqueza apresentaram correlações positivas com o intervalo de tempo para a comunidade global (*Kendall*:  $z = 2,61$ ; g.l. = 184;  $p = 0,009$ ;  $\tau = + 0,093$ ) e para os sítios de áreas abertas (*Kendall*:  $z = 3,40$ ; g.l. = 184;  $p < 0,001$ ;  $\tau = + 0,169$ ), mas novamente não apresentaram correlações significativas com os sítios florestais (*Kendall*:  $z = -2,58$ ; g.l. = 184;  $p = 0,009$ ;  $\tau = - 0,129$ ) (Fig. 15).



**Figura 13.** Correlação entre a diversidade beta temporal (índice de Sorensen) de cada sítio de amostragem e o intervalo de tempo: a) comunidade total; b) áreas abertas; e c) florestas.



**Figura 14.** Correlação entre as substituições (componente da diversidade beta de Sorensen) de cada sítio de amostragem e o intervalo de tempo: a) comunidade total; b) *áreas abertas*; e c) *florestas*.



**Figura 15.** Correlação entre as diferenças de riqueza (componente da diversidade beta de Sorensen) de cada sítio de amostragem e o intervalo de tempo: a) comunidade total; b) *áreas abertas*; e c) *florestas*.

Nas ordenações obtidas, há uma nítida segregação das comunidades de áreas abertas e florestais com base no índice de Bray-Curtis, principalmente pelo eixo 1 da ordenação, que se mantém ao longo dos três períodos considerados, tornando até maior no período T3 (Fig.16). Esta separação dos habitats também pôde ser observada nas ordenações NMDS realizadas com as dissimilaridades taxonômicas, em que as dissimilaridades entre habitats se distinguem através do eixo 1, mais acentuadamente, no período T3 (Fig.17). Já as dissimilaridades filogenéticas foram um pouco mais congruentes entre os habitats, com uma intercessão maior das dissimilaridades filogenéticas entre sítios de habitats distintos no eixo 1 das ordenações NMDS, principalmente nos períodos T1 e T2 (Fig.18). Opostamente, as dissimilaridades funcionais foram compatíveis entre os sítios dos dois tipos de habitats, florestais e áreas abertas, cuja separação foi se tornando cada vez menos acentuada ao longo do tempo, conforme a total intercessão espacial na ordenação NMDS das dissimilaridades funcionais do período T3 em ambos os eixos (Fig.19). As análises multivariadas permutacionais (PERMANOVA) corroboraram as ordenações realizadas, visto que o habitat foi a única característica ambiental com efeito significativo para as dissimilaridades taxonômicas, bem como para as dissimilaridades filogenéticas (Tabela 4). Entretanto, no caso das dissimilaridades funcionais, nenhuma das características ambientais avaliadas foi relevante, indicando que as substituições de características funcionais das espécies não diferiram entre sítios de diferentes tipos fitofisionômicos.

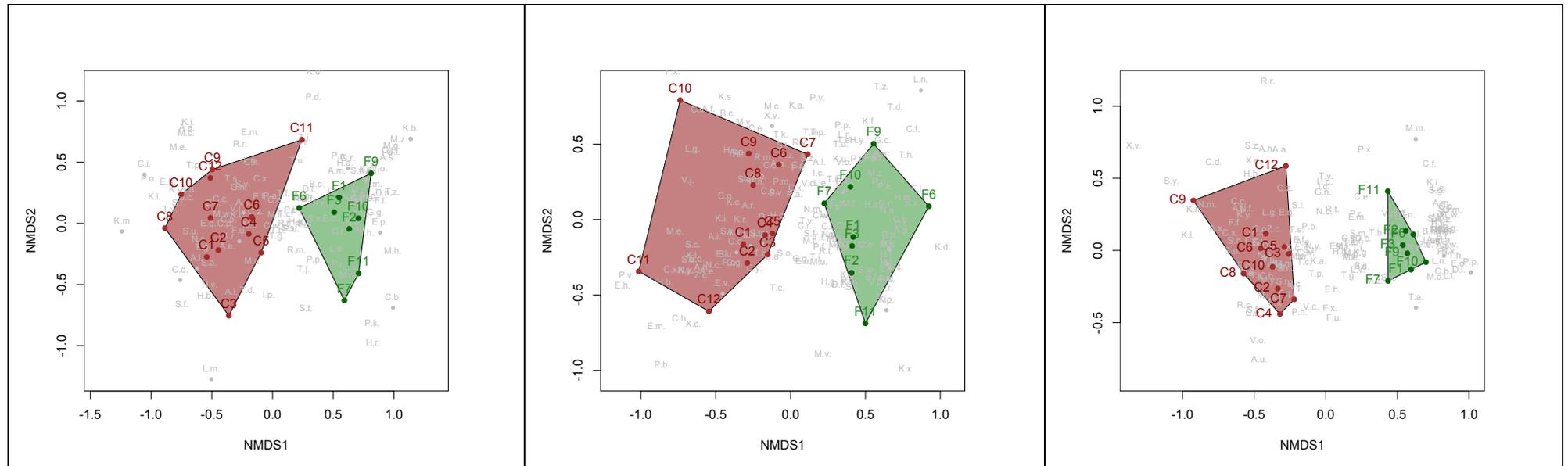


Figure 16. Ordenações multidimensionais não-métricas (NMDS - *Non-metric Multidimensional Scaling*) a partir das distâncias euclidianas entre abundâncias com o índice de Bray-Curtis entre comunidades de aves de três períodos distintos (T1 = antes da barragem, T2 = curto prazo após a barragem, T3= médio prazo). Sítios florestais em verde e sítios de áreas abertas em vermelho.

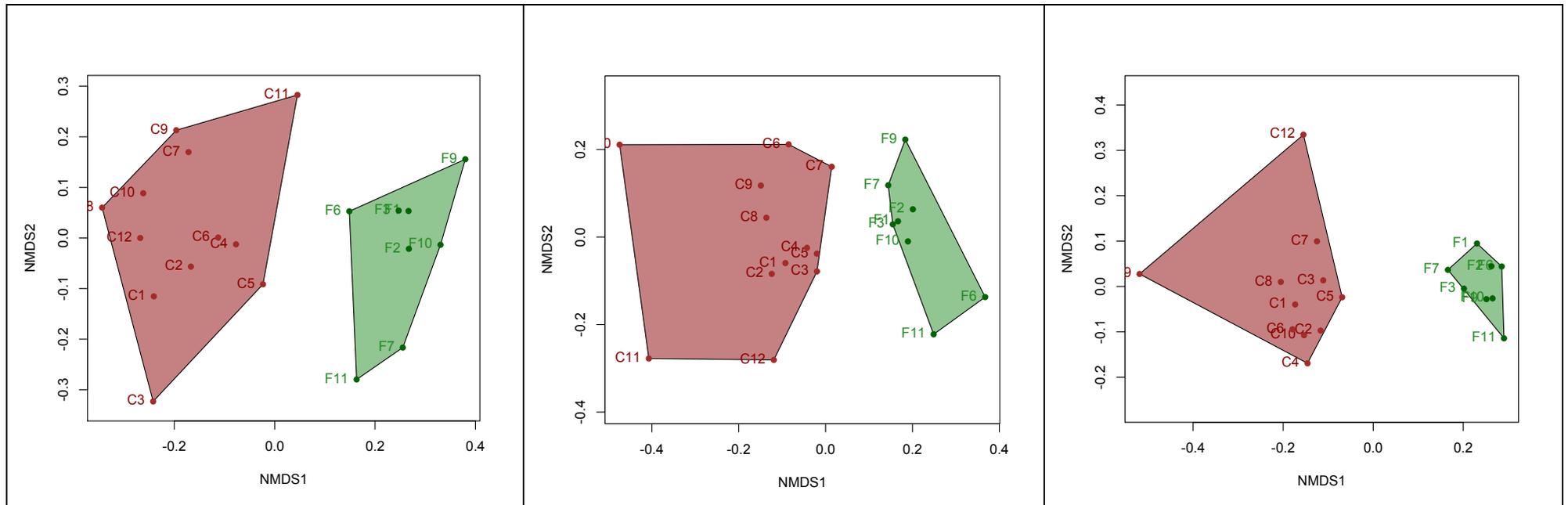


Figure 17. Ordenações multidimensionais não-métricas (NMDS - *Non-metric Multidimensional Scaling*) a partir das dissimilaridades taxonômicas calculados pelo índice de Sorensen, entre comunidades de aves de três períodos distintos (T1 = antes da barragem, T2 = curto prazo após a barragem, T3= médio prazo). Sítios florestais em verde e sítios de áreas abertas em vermelho.

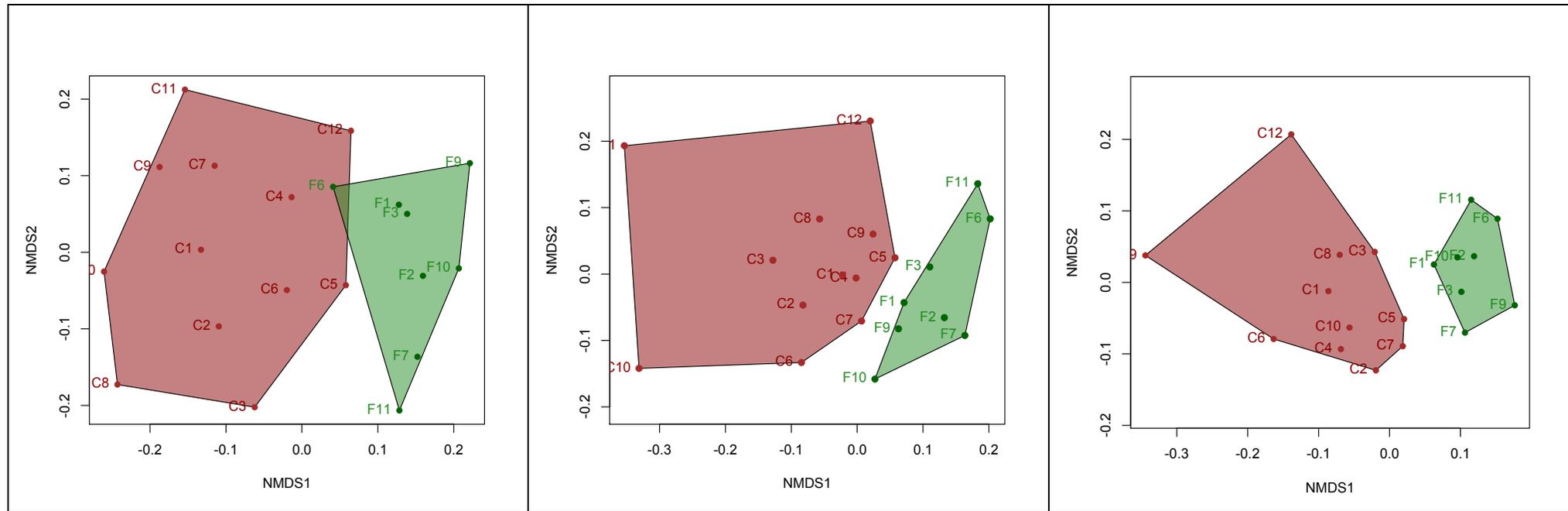


Figure 18. Ordenações multidimensionais não-métricas (NMDS - *Non-metric Multidimensional Scaling*) a partir das dissimilaridades filogenéticas calculados pelo índice de Sorensen, entre comunidades de aves de três períodos distintos (T1 = antes da barragem, T2 = curto prazo após a barragem, T3= médio prazo). Sítios florestais em verde e sítios de áreas abertas em vermelho.

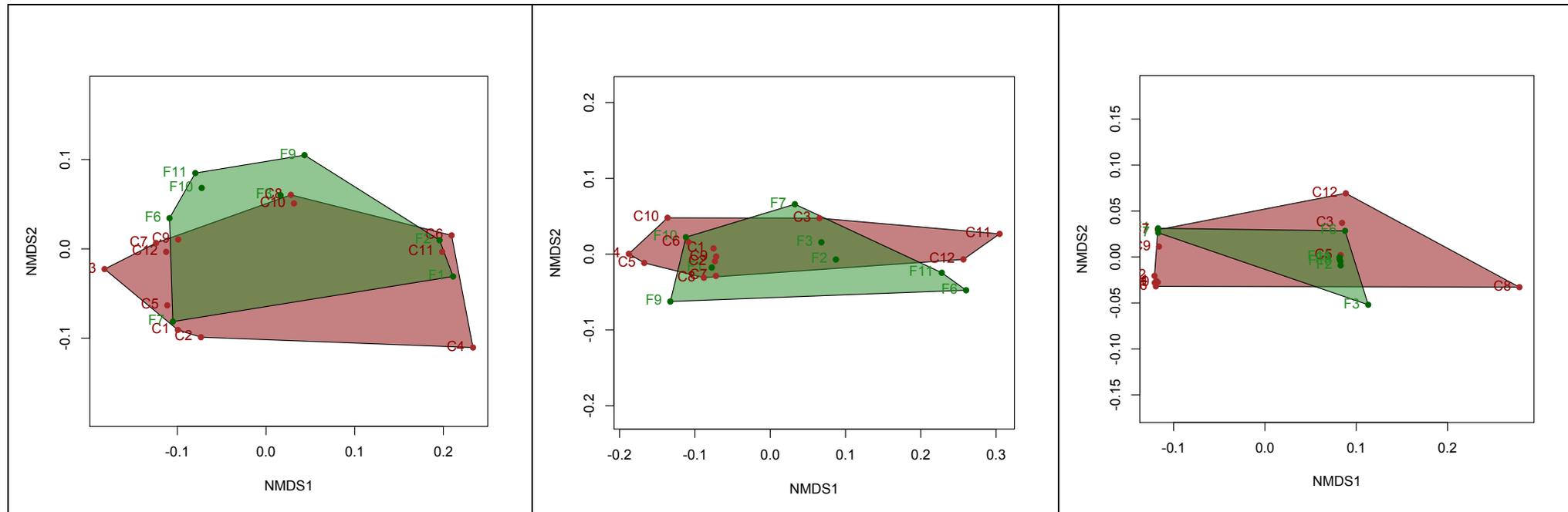


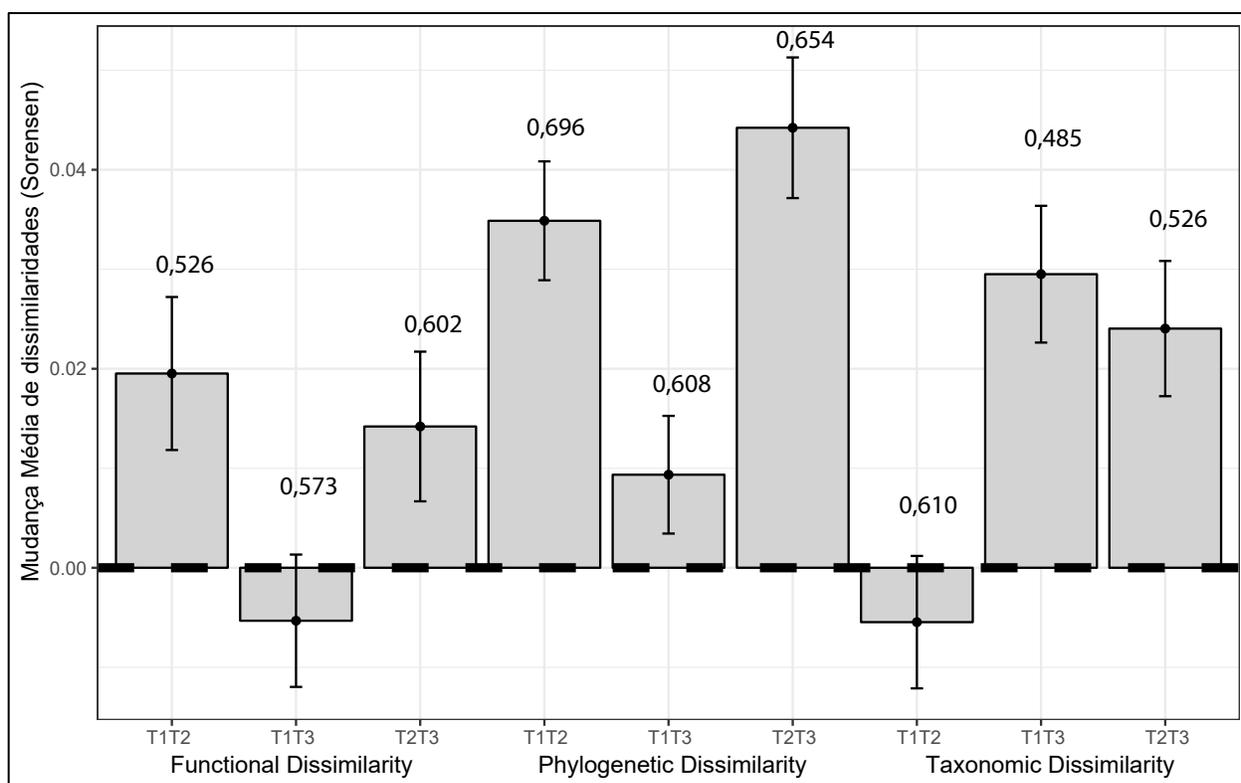
Figure 19. Ordenações multidimensionais não-métricas (NMDS - *Non-metric Multidimensional Scaling*) a partir das dissimilaridades filogenéticas calculados pelo índice de Sorensen, entre comunidades de aves de três períodos distintos (T1 = antes da barragem, T2 = curto prazo após a barragem, T3= médio prazo). Sítios florestais em verde e sítios de áreas abertas em vermelho.

Tabela 4. Testes de análises multivariadas permutacionais PERMANOVA (*valores de p*) para dissimilaridades taxonômicas, filogenéticas e funcionais entre comunidades de aves. Preditores significativos em negrito.

Preditores	G.L.	Sums Of Sqs	Mean Sqs	F	R <sup>2</sup>	P
<b>Dissimilaridade Taxonômica</b>						
NDVI	1	0,08423	0,08423	1,5661	0,05723	0,110
Distância	1	0,06666	0,06666	1,2394	0,04529	0,277
Habitat	<b>1</b>	<b>0,40972</b>	<b>0,40972</b>	<b>7,6182</b>	<b>0,27838</b>	<b>0,001</b>
% Alagada	1	0,08389	0,08389	1,5597	0,05699	0,118
Altitude	1	0,04955	0,04955	0,9213	0,03366	0,467
Residuals	13	0,69917	0,05378	0,47503		
Total	19	1,47184	1,00000			
<b>Dissimilaridade Filogenética</b>						
NDVI	1	0,02843	0,028434	1,3653	0,05433	0,186
Distância	1	0,03853	0,038529	1,8500	0,07362	0,070
Habitat	<b>1</b>	<b>0,11478</b>	<b>0,114782</b>	<b>5,5115</b>	<b>0,21931</b>	<b>0,001</b>
% Alagada	1	0,02155	0,021549	1,0347	0,04117	0,390
Altitude	1	0,01594	0,015943	0,7655	0,03046	0,657
Residuals	13	0,27074	0,020826	0,51730		
Total	19	0,52337	1,00000			
<b>Dissimilaridade Funcional</b>						
NDVI	1	0.000543	0.000543	0.0638	0.00233	0.885
Distância	1	0.033605	0.033605	3.9518	0.14434	0.057
Habitat	1	0.026125	0.026125	3.0721	0.11221	0.084
% Alagada	1	0.016790	0.016790	1.9744	0.07212	0.186
Altitude	1	0.003778	0.003778	0.4443	0.01623	0.616
Residuals	13	0.110550	0.008504	0.47482		
Total	19	0.232828	1.00000			

Com relação às diferenças de dissimilaridades entre os três períodos, no caso da dissimilaridade taxonômica, houve um nítido predomínio de homogeneização biótica entre os períodos T2/T1, com grande proporção de valores positivos de dissimilaridade (60,8%) (Fig.20). Nas demais comparações, a média de dissimilaridades positiva entre os períodos T3/T2 indica

homogeneização biótica, apesar das proporções de valores positivos ser mais equilibrada ( $T3/T2 = 48,5\%$  e  $T3/T1 = 52,1\%$ ). Por fim, a média da mudança de dissimilaridades taxonômicas entre os períodos  $T3/T1$  não diferiu de zero, num intervalo de confiança de 95%. Em relação às dissimilaridades filogenéticas, houve destacada homogeneização biótica nas três comparações realizadas entre períodos, tanto em relação às médias de dissimilaridade filogenéticas, mas também evidenciada pelas maiores proporções de valores positivos. Já a média da mudança nas dissimilaridades funcionais entre os períodos  $T2/T1$  não diferiu de zero (I.C. 95%), mas também mostrou uma nítida homogeneização biótica, tanto pelas médias, quanto pelas maiores proporções de valores positivos nas comparações entre os períodos  $T3/T2$  e  $T3/T1$  (Fig.20).



**Figure 4.** Diferenças médias e desvio padrão entre dissimilaridades taxonômicas, filogenéticas e funcionais, calculadas pelo índice de Sorensen entre comunidades de aves de três combinações de períodos ( $T2-T1$ ,  $T3-T2$  e  $T3-T1$ ), sendo  $T1$  = antes da barragem,  $T2$  = curto prazo após a barragem,  $T3$  = médio prazo). Valores positivos indicam homogeneização e valores negativos indicam diferenciação. Os números acima das barras indicam a proporção de pares de sítios com mudanças positivas em cada comparação.

Os testes de correlação de Mantel não identificaram correlação significativa entre as dissimilaridades taxonômica e filogenética e a distância geográfica, apenas para a dissimilaridade funcional apresentou correlação significativa e positiva com as distâncias geográficas, indicando que quanto mais distantes os sítios amostrais maiores foram as dissimilaridades (Tabela 5). Só foram encontradas associações significativas entre as dissimilaridades taxonômica e filogenética, com elevada correlação positiva no teste simples de Mantel e também nos testes de correlação parcial de Mantel, demonstrando que ambas dissimilaridades são fortemente correlacionadas independentemente do efeito das distâncias geográficas ou da dissimilaridade funcional. Ressaltamos a ausência de correlação da dissimilaridade funcional com as demais dissimilaridades, mesmo nos testes de correlação parcial de Mantel, o qual retira o efeito das distâncias geográficas e das demais dissimilaridades (Tabela 5).

Tabela 5. Testes de correlação e correlação parcial de Mantel (valores de p) entre matrizes de dissimilaridade taxonômica, filogenética e funcional para comunidades de aves. Correlações significativas em negrito.

Correlações de Mantel	Distâncias geográficas	Dissimilaridade filogenética	Dissimilaridade funcional
Dissimilaridade taxonômica	rMantel = -0,11 (p = 0,823)	<b>rMantel = 0,83***</b> <b>(p &lt; 0,001)</b>	rMantel = 0,11 (p = 0,180)
Dissimilaridade filogenética	rMantel = 0,04 (p = 0,293)	-	rMantel = 0,13 (p = 0,170)
Dissimilaridade Funcional	<b>rMantel = 0,32*</b> <b>(p = 0,019)</b>	-	-
Correlações Parciais de Mantel	Matriz z (Covariação)	Dissimilaridade filogenética	Dissimilaridade funcional
Dissimilaridade taxonômica	<b>Distâncias geográficas</b>	<b>rMantel = 0,85***</b> <b>(p &lt; 0,001)</b>	rMantel = 0,15 (p = 0,077)
Dissimilaridade Filogenética	<b>Distâncias geográficas</b>	-	rMantel = 0,12 (p = 0,163)
Dissimilaridade taxonômica	<b>Dissimilaridade Funcional</b>	<b>rMantel = 0,84***</b> <b>(p &lt; 0,001)</b>	-
Dissimilaridade taxonômica	<b>Dissimilaridade Filogenética</b>	-	rMantel = 0,001 (p = 0,454)
Dissimilaridade Filogenética	<b>Dissimilaridade Taxonômica</b>	-	rMantel = 0,07 (p = 0,277)

As análises de porcentagem de similaridade (SIMPER) permitiram identificar espécies mais relevantes para as dissimilaridades taxonômicas entre os dois tipos de habitats (Tabela S5), sendo que as espécies com contribuições significativas e maior frequência de ocorrência nos sítios florestais foram o chororozinho *Herpsilochmus atricapillus*, o pula-pula-amarelo

*Basileuterus flaveolus*, o pula-pula-de-barriga-branca *Basileuterus hypoleucus*, o sabiá-do-barranco *Turdus leucomelas* e a saíra-de-papo-preto *Hemithraupis guira*. Já as espécies de contribuições significativas e maior frequência de ocorrência nos sítios de áreas abertas foram a guaracava *Elaenia cristata*, o risadinha *Camptostoma obsoletum*, a jandaia-coroinha *Aratinga aurea*, o beija-flor-verde *Amazilia fimbriata*, e o suiriri-cinzento *Suiriri suiriri*. Nas comparações entre os períodos T1 e T2, praticamente todas as espécies de aves com a contribuição média significativa apresentaram maior frequência no T1 em relação ao T2, entre elas o risadinha *Camptostoma obsoletum*, o trinca-ferro *Saltator similis*, o sabiá-do-barranco *Turdus leucomelas*, o pitiguari *Cyclarhis gujanensis* e o suiriri-cinzento *Suiriri suiriri* (Tabela S6). A única espécie com maior ocorrência no T2 em relação ao T1 foi a pomba-asa-branca *Patagioenas picazuro*. Entre os períodos T2 e T3, as maiores contribuições para as dissimilaridades foram significativas para o sabiá-do-barranco *Turdus leucomelas*, a maria-cavaleira *Myiarchus ferox*, o pitiguari *Cyclarhis gujanensis*, o pula-pula-de-barriga-branca *Basileuterus hypoleucus* e o soldadinho *Antilophia galeata*, todos mais abundantes no período T3 que no T2 (Tabela S7). Novamente a pomba-asa-branca *Patagioenas picazuro* foi a única espécie com maior frequência no T2 em relação ao T3. E por fim, entre os períodos T3 e T1, as análises de porcentagem de similaridade mostraram maiores contribuições de espécies campestres com maior frequência no T1 (Tabela S8), como o risadinha *Camptostoma obsoletum*, o bico-de-pimenta *Saltatricula atricollis*, o suiriri-cinzento *Suiriri suiriri*, a patativa *Sporophila plumbea* e o tico-rato *Ammodramus humeralis*. Entre as espécies com maiores contribuições para as dissimilaridades que tiveram maiores frequências no período T3 em comparação com o T1 destacamos o soldadinho *Antilophia galeata*, o bem-te-vi-do-bico-chato *Megarhynchus pitangua*, a cambacica *Coereba*

*flaveola* e o periquito *Brotogerias chiriri*, mas principalmente três carnívoras predadores obrigatórios, o carcará *Caracara plancus*, o urubu-preto *Coragyps atratus* e o *Cathartes aura*.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados evidenciam que a perturbação promovida pela barragem hidrelétrica acarretou na diminuição da diversidade beta ao longo do tempo, com redução também da substituição de espécies e aumento da diferença de riqueza entre os sítios. A homogeneização biótica é a consequência a longo prazo dos distúrbios antropogênicos sobre o funcionamento de comunidades e ecossistemas e, desta forma, convergências na composição da comunidade, em geral, são atribuídas ao aumento da seleção de nicho sobre espécies tolerantes ao distúrbio (Corbelli et al., 2015, Haslem et al., 2015, Myers et al., 2015). Perturbações antropogênicas podem até gerar aumento da diversidade beta através de processos deletérios, como extinções locais com redução de riquezas e abundâncias em diferentes comunidades (La Sorte and McKinney, 2007, Vallejos et al., 2016, Morante et al., 2016). Mas, nos nossos resultados houve uma clara tendência de aumento da diferença de riqueza ao longo do tempo, em detrimento da diminuição da substituição entre espécies, o que sugerem um processo de diminuição do número de espécies nas comunidades avaliadas, seja por substituições ou por extinções locais (Legendre, 2014, Haslem et al., 2015). Mudanças promovidas por perturbações antropogênicas na composição de espécies podem surgir em função da redução dos tamanhos das comunidades (Myers et al., 2015). A alteração de paisagens naturais, através da conversão para áreas agrícolas, urbanas ou de reflorestamento, promove a redução da diversidade beta em comunidades de aves, principalmente pela perda direcional de espécies, em geral, pela extinção local das aves menos

tolerantes à perturbação (La Sorte and McKinney, 2007, Myers et al., 2015, Vallejos et al., 2016, Morante et al., 2016).

De acordo com nossas premissas, as diferenças temporais entre as mesmas unidades amostrais, diversidades beta temporais são atribuídas a processos ecológicos desencadeados pelo impacto avaliado (Devictor *et al.* 2010, Leprieur *et al.* 2012), o que vincula a redução da diversidade beta em nossos resultados aos impactos decorrentes da formação da barragem no rio São Marcos. As análises de diferença entre dissimilaridades indicaram que houve homogeneização também em termos de distâncias filogenéticas e funcionais, sugerindo que a homogeneização biótica resultou na perda de linhagens históricas e de características ecológicas nos períodos subsequentes à perturbação associada à criação do reservatório. O empobrecimento filogenético de aves dependentes de florestas pode resultar na perda de funções ecológicas relevantes (Morante et al., 2018a). A redução da frequência relativa das espécies no momento subsequente à formação do reservatório, justo das espécies mais relevantes para a dissimilaridade entre os períodos analisados, foi outra forte evidência do impacto da barragem sobre as comunidades de aves. O aumento na diferença de riqueza que acarretou numa maior homogeneização da composição de espécies sugere que a influência das mudanças de tamanho das comunidades locais ou de abundâncias das espécies foi mais importante do que a seleção de nicho por espécies tolerantes à perturbação, dentre os processos decorrentes da formação do reservatório (Myers et al., 2015, Vallejos et al., 2016).

Apesar da forte correlação das dissimilaridades taxonômica e filogenética, ambas as dissimilaridades não apresentaram correlação significativa com as distâncias geográficas, contrariando os resultados obtidos em estudos que relacionam a diversidade beta com escalas espaciais (La Sorte and McKinney, 2007, Luck and Smallbone, 2011, Morante et al., 2016).

Nossos resultados sugerem que os processos de homogeneização detectados ocorreram a nível regional, para além da distribuição espacial das áreas amostradas. A capacidade de dispersão é um dos fatores fundamentais que moldam os padrões de diversidade beta nas comunidades de aves (Vanschoenwinkel et al., 2013, Morante et al., 2016). Os padrões de deslocamentos promovidos pela submersão de grandes extensões de áreas naturais causados pela formação do reservatório fluvial certamente interferiram nas comunidades de aves estudadas, refletida na ausência de correlação das dissimilaridades com as distâncias espaciais. Ainda nos nossos resultados, apenas as distâncias taxonômicas e filogenéticas foram correlacionadas e independentemente da covariação com as distâncias funcionais. Assim, na região avaliada, as características funcionais não foram conservadas filogeneticamente, indicando que podem ser replicadas em diversos táxons, em contraposição a resultados obtidos em outros estudos (Luck and Smallbone, 2011, Corbelli et al., 2015). Nas ordenações obtidas, as áreas abertas foram bastante distintas dos sítios florestais em termos de dissimilaridade taxonômica e filogenética, mas as dissimilaridades funcionais foram cada vez mais similares entre os dois tipos de habitats com o decorrer do tempo. Isto indica que as mudanças de características funcionais entre as espécies foram semelhantes independente das fitofisionomias e, assim, os mesmos grupos funcionais foram favorecidos ou prejudicados a despeito do habitat que estão associados, em contraposição, às mudanças de linhagens evolutivas, que foram bastante distintas entre os dois tipos fitofisionômicos. A resposta para a maior dissimilaridade funcional entre habitats é o intercâmbio de espécies, uma das chaves para a manutenção da diversidade e resiliência das comunidades naturais (Bennett et al., 2014a, Cavalcanti, 1992). Se os diferentes tipos fisionômicos compartilham a mesma diversidade beta em níveis funcionais, as funções ecológicas podem ser mantidas através de aves que utilizam diferentes habitats, desde que não

ocorra perda de diversidade funcional (Bennett et al., 2014a, Cavalcanti, 1992, Hovick et al., 2015). No entanto, ressalta-se que o aumento da justaposição de características funcionais entre comunidades de diferentes habitats, como observado em nossos resultados, pode favorecer espécies não dependentes de florestas, sob o risco de alguns serviços ecológicos não serem compensados pela substituição de táxons (Morante et al., 2018b).

Ao contrário das nossas previsões iniciais, os processos de homogeneização biótica foram mais contundentes sobre as áreas abertas em comparação com as florestas aluviais. Apesar de atingir os ambientes aluviais, que na região do entorno do rio São Marcos são, em sua maioria, preferencialmente florestas de galeria ou florestas decíduas de encosta, os efeitos de homogeneização biótica foram mais rigorosos nas áreas abertas. Ambientes florestais ripários, que abrigam maior produtividade primária e maior complexidade de vegetação arbórea, em geral, possuem comunidades de aves mais estáveis ao longo do tempo e menos suscetíveis aos processos decorrentes de perturbações ambientais (Bennett et al., 2014a, Haslem et al., 2015, Dobson et al., 2015). Mas, a tendência à redução das diversidades beta e das taxas de substituições, bem como, da diferenciação de riquezas foi corroborada apenas para formações abertas, demonstrando que os ambientes campestres e savânicos foram os mais impactados pela formação do reservatório no rio São Marcos. De fato, a composição da vegetação afeta a diversidade beta e a dissimilaridade nas comunidades de aves em diferentes escalas espaciais (Neilan *et al.* 2019). Maiores proporções de vegetação ripária em ambientes aluviais conferem maior estabilidade e melhor manutenção da diversidade beta em ecossistemas naturais, em especial às comunidades de aves, o que justifica a menor redução de diversidade beta nos ambientes florestais (Morante et al., 2016, Bennett et al., 2014a) Neilan *et al.* 2019). Mas de toda forma, este resultado demonstra que o impacto de barragens hidrelétricas sobre comunidades de

aves tem desdobramentos em escalas espaciais bem amplas, não apenas nas margens do reservatório, mas além das paisagens diretamente afetadas (Chalcraft, 2013, Wang and Loreau, 2014, Haslem et al., 2015). E de acordo com nossas premissas iniciais, as diferenças nos processos de redução na diversidade beta entre habitats são atribuídas à filtragem ecológica desencadeada através dos processos de substituições, colonizações e extinções locais promovidas por perturbações ambientais (Devictor *et al.* 2010, Leprieur *et al.* 2012). E as perturbações antropogênicas devem potencializar a importância da filtragem ecológica exercida através das diferenças de habitats sobre a composição de espécies e sobre a diversidade beta (Myers et al., 2015, Morante et al., 2016).

As espécies mais relevantes para as dissimilaridades apresentaram menores frequências no período subsequente à criação do reservatório evidenciando o impacto da formação da barragem hidrelétrica sobre a diversidade beta nos remanescentes naturais do entorno do reservatório. Destacamos o aumento da frequência de aves de topo de cadeia alimentar no período T3, principalmente espécies favorecidas por perturbações antrópicas como carcarás *Caracara plancus*, e urubus *Coragyps atratus* e *Cathartes aura*. Em geral, espécies do topo da cadeia alimentar são forrageadores que percorrem longas distâncias e, desta forma, conectam as comunidades locais às meta-comunidades em níveis regionais, e por isso possuem grande importância na regulação e organização de comunidades de vertebrados sujeitas a perturbações (Mateo-Tomás et al 2019). Alguns distúrbios, ao modular o sucesso de colonização de espécies predadoras e generalistas com grande capacidade de dispersão, têm efeitos negativos indiretos sobre as diversidades alfa e beta de variadas comunidades naturais (Vanschoenwinkel et al., 2013, Howes et al., 2014, Morante et al., 2016).

A avaliação de impactos ambientais tem a perspectiva de medir mudanças em certas condições ou parâmetros, seja de populações, comunidades ou ecossistemas. Mas trata-se de um grande desafio, pois nem sempre são explícitos os componentes ambientais que serão afetados por certa perturbação, nem como a mudança vai se ocorrer (Smith 2002). Este é um dos poucos trabalhos de avaliação de impactos sobre comunidades neotropicais feito num prazo superior a cinco anos e, também, com amostragem anterior à perturbação (Bennett et al., 2014b, Gomes, 2014, Benchimol and Peres, 2015a, Gomes et al., 2015, de Amorim et al., 2017). Também é um dos primeiros a considerar as facetas taxonômica, filogenética e funcional de diversidade beta para a avaliação de impactos (Chapman et al., 2018b, Devictor et al., 2010, Moreno et al., 2018). Este estudo demonstrou a homogeneização das comunidades de aves em níveis taxonômicos, filogenéticos e funcionais sob o impacto da construção de uma barragem hidrelétrica. A análise de diferentes componentes de diversidade permite uma perspectiva mais completa dos processos advindos de perturbações antropogênicas, capaz de orientar os desafios futuros de conservação biológica (Dirzo et al., 2014, Moreno et al., 2018). Estudos futuros devem determinar os padrões de heterogeneidade, conectividade e de interações ecológicas que influenciam a homogeneização biológica perante as perturbações antrópicas em seus variados níveis. Futuras pesquisas devem concentrar esforços nos períodos cruciais de enchimento de reservatórios, quando os processos ecológicos são intensificados e, também, manter esforços amostrais por longos prazos, que permitam acompanhar longos períodos de relaxamento das comunidades bióticas. O entendimento de como os processos de substituições e extinções moldam a reorganização das comunidades após grandes distúrbios ambientais é fundamental para orientar ações de manejo e conservação em torno de grandes projetos de infraestrutura (rodovias, ferrovias, usinas elétricas, mineração) com o objetivo de minimizar a perda de diversidade e, se possível, o processo de

homogeneização biótica, visando a manutenção de opções futuras e serviços ecossistêmicos. O planejamento de novas barragens devem pesar (*tradeoffs*) interesses econômicos e conservacionistas, ao invés de considerar apenas um dos lados; o que futuramente resultará na inviabilidade de ambos, com consequências negativas para comunidades silvestres {Bednarek, 2001 #13; Richter, 2010 #126; Finer, 2012 #20; Kareiva, 2012 #17; Ziv, 2012 #128; Beilfuss, 2010 #137} (Fearnside, 2005, Palmeirim et al., 2018, Ziv et al., 2012).

## CONCLUSÕES

A perturbação antropogênica promovida pela formação de um grande reservatório fluvial no rio São Marcos, no Brasil Central, acarretou na redução da diversidade beta em comunidades de aves, com consequente homogeneização biótica e perda de linhagens históricas e características funcionais entre as espécies. O efeito da homogeneização sobre comunidades de aves foi mais contundente sobre as formações campestres e savânicas em comparação aos ambientes florestais, e teve desdobramentos em escalas espaciais mais amplas, não apenas nas margens do reservatório, cujos processos de substituições, colonizações e extinções locais foram moldados principalmente por filtragem ecológica. A análise de diferentes componentes de diversidade permite uma perspectiva mais completa dos processos advindos com perturbações antropogênicas, capaz de orientar os desafios futuros de conservação biológica. Futuras pesquisas devem focar esforços antes da formação das barragens e nos períodos cruciais de enchimento de reservatórios, quando processos ecológicos são intensificados e, também, por longos prazos, que permitam acompanhar longos períodos de relaxamento das comunidades bióticas. O entendimento dos processos que determinam a homogeneização biótica após grandes distúrbios ambientais é fundamental para orientar ações de manejo e conservação em torno de

grandes projetos de infraestrutura que visem a manutenção de opções futuras e dos serviços ecossistêmicos para as próximas gerações.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALHO, C. J. R. 2011. Environmental effects of hydropower reservoirs on wild mammals and freshwater turtles in Amazonia: a review. *Oecologia Australis*, 15, 593-604.
- ALMEIDA-NETO, M., FRENSEL, D. M. B. & ULRICH, W. 2012. Rethinking the relationship between nestedness and beta diversity: a comment on Baselga (2010). *Global Ecology and Biogeography*, 21, 772-777.
- ANDERSON, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26, 32-46.
- BAGNO, M. & MARINHO-FILHO, J. 2001. “A avifauna do Distrito Federal: uso de ambientes abertos e florestais e ameaças”. In: FELFILI, J. M., RIBEIRO, J. F., FAGG, C. W. & MACHADO, J. W. B. (eds.) *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria*. 1st ed. Brasília: Embrapa Cerrados.
- BAISER, B., OLDEN, J. D., RECORD, S., LOCKWOOD, J. L. & MCKINNEY, M. L. 2012. Pattern and process of biotic homogenization in the New Pangaea. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 279, 4772-4777.
- BASELGA, A. 2012. The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 1223-1232.
- BASELGA, A. & LEPRIEUR, F. 2015. Comparing methods to separate components of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 6, 1069-1079.
- BASELGA, A. & ORME, C. D. L. 2012. betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 808-812.
- BENCHIMOL, M. & PERES, C. A. 2015a. Predicting local extinctions of Amazonian vertebrates in forest islands created by a mega dam. *Biological Conservation*, 187, 61-72.
- BENCHIMOL, M. & PERES, C. A. 2015b. Widespread Forest Vertebrate Extinctions Induced by a Mega Hydroelectric Dam in Lowland Amazonia. *Plos One*, 10, 1-15.
- BENNETT, A. F., NIMMO, D. G. & RADFORD, J. Q. 2014a. Riparian vegetation has disproportionate benefits for landscape-scale conservation of woodland birds in highly modified environments. *Journal of applied ecology*, 51, 514-523.
- BENNETT, J. M., NIMMO, D. G., CLARKE, R. H., THOMSON, J. R., CHEERS, G., HORROCKS, G. F., HALL, M., RADFORD, J. Q., BENNETT, A. F. & MAC NALLY, R. 2014b. Resistance and resilience: can the abrupt end of extreme drought reverse avifaunal collapse? *Diversity and Distributions*, 20, 1321-1332.
- BOTTA-DUKAT, Z. 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, 16, 533-540.

- BRANDAO, R. A. & ARAUJO, A. F. B. 2008. Changes in anuran species richness and abundance resulting from hydroelectric dam flooding in Central Brazil. *Biotropica*, 40, 263-266.
- CARDOSO, M. R. D., MARCUZZO, F. F. N. & BARROS, J. R. 2015. Classificação climática de Köppen-Geiger para o estado de Goiás e o Distrito Federal. *Acta Geográfica*, 8, 40-55.
- CARDOSO, P., RIGAL, F., CARVALHO, J. C., FORTELIUS, M., BORGES, P. A. V., PODANI, J. & SCHMERA, D. 2014. Partitioning taxon, phylogenetic and functional beta diversity into replacement and richness difference components. *Journal of Biogeography*, 41, 749-761.
- CAVALCANTI, R. 1992. The importance of forest edges in the ecology of open country cerrado birds. *Nature and dynamics of forest-savanna boundaries*, 513-518.
- CHALCRAFT, D. R. 2013. Changes in ecological stability across realistic biodiversity gradients depend on spatial scale. *Global Ecology and Biogeography*, 22, 19-28.
- CHAPMAN, P. M., TOBIAS, J. A., EDWARDS, D. P. & DAVIES, R. G. 2018a. Contrasting impacts of land-use change on phylogenetic and functional diversity of tropical forest birds. *Journal of Applied Ecology*, 55, 1604-1614.
- CHAPMAN, P. M., TOBIAS, J. A., EDWARDS, D. P. & DAVIES, R. G. 2018b. Contrasting impacts of land-use change on phylogenetic and functional diversity of tropical forest birds. *Journal of Applied Ecology*, 55, 1604-1614.
- CIANCIARUSO, M. V., BATALHA, M. A., GASTON, K. J. & PETCHEY, O. L. 2009. Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology*, 90, 81-89.
- CORBELLI, J. M., ZURITA, G. A., FILLOY, J., GALVIS, J. P., VESPA, N. I. & BELLOCQ, I. 2015. Integrating Taxonomic, Functional and Phylogenetic Beta Diversities: Interactive Effects with the Biome and Land Use across Taxa. *Plos One*, 10, 17.
- COSSON, J. F., RINGUET, S., CLAESSENS, O., DE MASSARY, J. C., DALECKY, A., VILLIERS, J. F., GRANJON, L. & PONS, J. M. 1999. Ecological changes in recent land-bridge islands in French Guiana, with emphasis on vertebrate communities. *Biological Conservation*, 91, 213-222.
- CUNHA, D. D. & FERREIRA, L. V. 2012. Impacts of the Belo Monte hydroelectric dam construction on pioneer vegetation formations along the Xingu River, Para State, Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 35, 159-167.
- DAMS, W. C. O. 2000. Dams, Ecosystem Functions and Environmental Restoration. In: BERGKAMP, G., MCCARTNEY, M., DUGAN, P., MCNEELY, J. & ACREMAN, M. (eds.) *WCD Thematic Review Environmental Issues*. 1st Edition ed. Cape Town: World Commission on Dams.
- DE AMORIM, M. E., SCHOENER, T. W., SANTORO, G. R. C. C., LINS, A. C. R., PIOVIASOTTI, J. & BRANDÃO, R. A. 2017. Lizards on newly created islands independently and rapidly adapt in morphology and diet. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114, 8812-8816.
- DEVICTOR, V., MOUILLOT, D., MEYNARD, C., JIGUET, F., THUILLER, W. & MOUQUET, N. 2010. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters*, 13, 1030-1040.
- DIRZO, R., YOUNG, H. S., GALETTI, M., CEBALLOS, G., ISAAC, N. J. B. & COLLEN, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345, 401-406.

- DOBSON, L. L., LA SORTE, F. A., MANNE, L. L. & HAWKINS, B. A. 2015. The diversity and abundance of North American bird assemblages fail to track changing productivity. *Ecology*, 96, 1105-1114.
- DUNNING JR, J. B. 2008. *CRC Handbook of avian body masses*, Boca Raton, CRC press.
- EMERSON, B. C. & GILLESPIE, R. G. 2008. Phylogenetic analysis of community assembly and structure over space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, 23, 619-630.
- FAITH, D. P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation*, 61, 1-10.
- FAITH, D. P., MINCHIN, P. R. & BELBIN, L. 1987. COMPOSITIONAL DISSIMILARITY AS A ROBUST MEASURE OF ECOLOGICAL DISTANCE. *Vegetatio*, 69, 57-68.
- FEARNSIDE, P. M. 2001. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Management*, 27, 377-396.
- FEARNSIDE, P. M. 2005. Brazil's Samuel dam: lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. *Environmental Management*, 35, 1-19.
- FEARNSIDE, P. M. 2006. Dams in the Amazon: Belo Monte and Brazil's hydroelectric development of the Xingu River basin. *Environmental Management*, 38, 16-27.
- FINER, M. & JENKINS, C. N. 2012. Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *Plos One*, 7, 1-9.
- GOMES, L. D. P. 2014. Efeitos da implantação e operação do reservatório hidrelétrico na dinâmica de comunidade de pequenos mamíferos em uma área de Cerrado no Brasil Central.
- GOMES, L. D. P., ROCHA, C. R., BRANDÃO, R. A. & MARINHO-FILHO, J. 2015. Mammal richness and diversity in Serra do Facão region, Southeastern Goiás state, central Brazil. *Biota Neotropica*, 15.
- GRAHAM, C. H. & FINE, P. V. 2008. Phylogenetic beta diversity: linking ecological and evolutionary processes across space in time. *Ecology letters*, 11, 1265-1277.
- HASLEM, A., NIMMO, D. G., RADFORD, J. Q. & BENNETT, A. F. 2015. Landscape properties mediate the homogenization of bird assemblages during climatic extremes. *Ecology*, 96, 3165-3174.
- HOVICK, T. J., ELMORE, R. D., FUHLENDORF, S. D., ENGLE, D. M. & HAMILTON, R. G. 2015. Spatial heterogeneity increases diversity and stability in grassland bird communities. *Ecological Applications*, 25, 662-672.
- HOWES, A., MAC NALLY, R., LOYN, R., KATH, J., BOWEN, M., MCALPINE, C. & MARON, M. 2014. Foraging guild perturbations and ecological homogenization driven by a despotic native bird species. *Ibis*, 156, 341-354.
- JETZ, W., THOMAS, G. H., JOY, J. B., HARTMANN, K. & MOOERS, A. O. 2012. The global diversity of birds in space and time. *Nature*, 491, 444-448.
- KAREIVA, P. M. 2012. Dam choices: analyses for multiple needs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109, 5553-5554.
- LA SORTE, F. A. & MCKINNEY, M. L. 2007. Compositional changes over space and time along an occurrence-abundance continuum: anthropogenic homogenization of the North American avifauna. *Journal of Biogeography*, 34, 2159-2167.
- LEES, A. C. & PERES, C. A. 2006. Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier. *Biological Conservation*, 133, 198-211.
- LEGENDRE, P. 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 1324-1334.

- LEPRIEUR, F., ALBOUY, C., DE BORTOLI, J., COWMAN, P. F., BELLWOOD, D. R. & MOUILLOT, D. 2012. Quantifying Phylogenetic Beta Diversity: Distinguishing between 'True' Turnover of Lineages and Phylogenetic Diversity Gradients. *Plos One*, 7, 12.
- LUCK, G. W. & SMALLBONE, L. T. 2011. The impact of urbanization on taxonomic and functional similarity among bird communities. *Journal of Biogeography*, 38, 894-906.
- MAGURRAN, A. 2004. Measuring biological diversity. Blackwells. Oxford, UK.
- MANTEL, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer research*, 27, 209-220.
- METZGER, J. P., MARTENSEN, A. C., DIXO, M., BERNACCI, L. C., RIBEIRO, M. C., TEIXEIRA, A. M. G. & PARDINI, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, 142, 1166-1177.
- MEYNARD, C. N., DEVICTOR, V., MOUILLOT, D., THUILLER, W., JIGUET, F. & MOUQUET, N. 2011. Beyond taxonomic diversity patterns: how do alpha, beta and gamma components of bird functional and phylogenetic diversity respond to environmental gradients across France? *Global Ecology and Biogeography*, 20, 893-903.
- MORANTE, J. C., ARROYO-RODRIGUEZ, V., DE ANDRADE, E. R., SANTOS, B. A., CAZETTA, E. & FARIA, D. 2018a. Compensatory dynamics maintain bird phylogenetic diversity in fragmented tropical landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 55, 256-266.
- MORANTE, J. C., ARROYO-RODRIGUEZ, V. & FARIA, D. 2016. Patterns and predictors of beta-diversity in the fragmented Brazilian Atlantic forest: a multiscale analysis of forest specialist and generalist birds. *Journal of Animal Ecology*, 85, 240-250.
- MORANTE, J. C., ARROYO-RODRIGUEZ, V., PESSOA, M. D., CAZETTA, E. & FARIA, D. 2018b. Direct and cascading effects of landscape structure on tropical forest and non-forest frugivorous birds. *Ecological Applications*, 28, 2024-2032.
- MORANTE, J. C. & FARIA, D. 2017. An Appraisal of Bird-Mediated Ecological Functions in a Changing World. *Tropical Conservation Science*, 10, 12.
- MORENO, C. E., CALDERON-PATRON, J. M., MARTIN-REGALADO, N., MARTINEZ-FALCON, A. P., ORTEGA-MARTINEZ, I. J., RIOS-DIAZ, C. L. & ROSAS, F. 2018. Measuring species diversity in the tropics: a review of methodological approaches and framework for future studies. *Biotropica*, 50, 929-941.
- MUNES, E. C., DIXON, M. D., SWANSON, D. L., MERKORD, C. L. & BENSON, A. R. 2015. Large, infrequent disturbance on a regulated river: response of floodplain forest birds to the 2011 Missouri River flood. *Ecosphere*, 6, 1-19.
- MYERS, J. A., CHASE, J. M., CRANDALL, R. M. & JIMENEZ, I. 2015. Disturbance alters beta-diversity but not the relative importance of community assembly mechanisms. *Journal of Ecology*, 103, 1291-1299.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., DA FONSECA, G. A. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- NEGRET, Á. 1988. Fluxos migratórios na avifauna da Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 5, 209-214.
- NEGRET, A. J. & NEGRET, R. A. 1981. *As aves migratórias do Distrito Federal, Brasília, Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal*.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., FRIENDLY, M., KINDT, R., LEGENDRE, P., MCGLINN, D., MINCHIN, P. R., O'HARA, R. B., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.

- H. H., SZOECES, E. & WAGNER, H. 2018. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-3.
- OLDEN, J. D., POFF, N. L., DOUGLAS, M. R., DOUGLAS, M. E. & FAUSCH, K. D. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution*, 19, 18-24.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. & RATTER, J. A. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the cerrado biome. In: OLIVEIRA, P. S. & MARQUIS, R. J. (eds.) *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. New York: Columbia University Press.
- PALMEIRIM, A. F., BENCHIMOL, M., MORANTE, J. C., VIEIRA, M. V. & PERES, C. A. 2018. Ecological correlates of mammal beta-diversity in Amazonian land-bridge islands: from small- to large-bodied species. *Diversity and Distributions*, 24, 1109-1120.
- PARADIS, E., CLAUDE, J. & STRIMMER, K. 2004. APE: Analyses of Phylogenetics and Evolution in R language. *Bioinformatics*, 20, 289-290.
- PETCHEY, O. L. 2013. The Petchey Group website - Code FD. [Accessed 01/31/2017].
- PETCHEY, O. L., EVANS, K. L., FISHBURN, I. S. & GASTON, K. J. 2007. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology*, 76, 977-985.
- PETCHEY, O. L. & GASTON, K. J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9, 741-758.
- PODANI, J., RICOTTA, C. & SCHMERA, D. 2013. A general framework for analyzing beta diversity, nestedness and related community-level phenomena based on abundance data. *Ecological Complexity*, 15, 52-61.
- RAO, C. R. 1982. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. *Theoretical Population Biology*, 21, 24-43.
- REINALDO, H. C. & DE MESQUITA, H. A. 2013. Davinópolis (GO) e a Hidrelétrica Serra do Fação no Rio São Marcos: algumas controvérsias. *OKARA: Geografia em debate*, 7, 96-111.
- REMSEN JR, J., CADENA, C., JARAMILLO, A., NORES, M., PACHECO, J., PÉREZ-EMÁN, J., ROBBINS, M., STILES, F., STOTZ, D. & ZIMMER, K. 2015. A classification of the bird species of South America. [Accessed 03/12/2019].
- RIBEIRO, J. F., WALTER, B. M. T., SANO, S. & ALMEIDA, S. D. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. & ALMEIDA, S. (eds.) *Cerrado: ambiente e flora*. 1st ed. Brasília: Embrapa Cerrados.
- RICOTTA, C. & BURRASCANO, S. 2008. Beta diversity for functional ecology. *Preslia*, 80, 61-72.
- RICOTTA, C. & SZEIDL, L. 2009. Diversity partitioning of Rao's quadratic entropy. *Theoretical Population Biology*, 76, 299-302.
- SEKERCIOGLU, C. H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology & Evolution*, 21, 464-471.
- SICK, H. 1984. Migrações de aves na América do Sul continental. *Publicação Técnica*. Brasília: Centro de Estudo de Migração de Aves.
- SICK, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*, Rio de Janeiro, Nova Fronteira.
- SILVA, J. M. C. D. 1995. Avian inventory of the Cerrado region, South America: implications for biological conservation. *Bird Conservation International*, 5, 291-304.

- SILVA, J. M. C. D. 1996. Distribution of Amazonian and Atlantic birds in gallery forests of the Cerrado region, South America. *Ornitologia Neotropical*, 7, 1-18.
- SMOUSE, P. E., LONG, J. C. & SOKAL, R. R. 1986. Multiple regression and correlation extensions of the Mantel test of matrix correspondence. *Systematic zoology*, 35, 627-632.
- SOLAR, R. R. D., BARLOW, J., FERREIRA, J., BERENQUER, E., LEES, A. C., THOMSON, J. R., LOUZADA, J., MAUES, M., MOURA, N. G., OLIVEIRA, V. H. F., CHAUL, J. C. M., SCHOEREDER, J. H., VIEIRA, I. C. G., NALLY, R. & GARDNER, T. A. 2015. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? *Ecology Letters*, 18, 1108-1118.
- STEFFEN, W., CRUTZEN, P. J. & MCNEILL, J. R. 2007. The Anthropocene: Are humans now overwhelming the great forces of nature. *Ambio*, 36, 614-621.
- STRASSBURG, B. B., BROOKS, T., FELTRAN-BARBIERI, R., IRIBARREM, A., CROUZEILLES, R., LOYOLA, R., LATAWIEC, A. E., OLIVEIRA FILHO, F. J., SCARAMUZZA, C. A. D. M. & SCARANO, F. R. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat. Ecol. Evol*, 1, 1-3.
- TEAM, R. C. 2018. R: a language and environment for statistical computing.
- TILMAN, D. 2001. Functional diversity. In: SIMON, A. L. (ed.) *Encyclopedia of biodiversity*. New York: Elsevier.
- VALLEJOS, M. A. V., PADIAL, A. A. & VITULE, J. R. S. 2016. Human-induced landscape changes homogenize Atlantic forest bird assemblages through nested species loss. *Plos One*, 11, 1-17.
- VANSCHOENWINKEL, B., BUSCHKE, F. & BRENDONCK, L. 2013. Disturbance regime alters the impact of dispersal on alpha and beta diversity in a natural metacommunity. *Ecology*, 94, 2547-2557.
- WANG, S. & LOREAU, M. 2014. Ecosystem stability in space:  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$  variability. *Ecology letters*, 17, 891-901.
- WARTON, D. I., WRIGHT, S. T. & WANG, Y. 2012. Distance-based multivariate analyses confound location and dispersion effects. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 89-101.
- WHITTAKER, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213-251.
- ZARFL, C., LUMSDON, A. E., BERLEKAMP, J., TYDECKS, L. & TOCKNER, K. 2015. A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences*, 77, 161-170.
- ZIV, G., BARAN, E., NAM, S., RODRIGUEZ-ITURBE, I. & LEVIN, S. A. 2012. Trading-off fish biodiversity, food security, and hydropower in the Mekong River Basin. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109, 5609-5614.
- ZMIHORSKI, M., PART, T., GUSTAFSON, T. & BERG, A. 2016. Effects of water level and grassland management on alpha and beta diversity of birds in restored wetlands. *Journal of Applied Ecology*, 53, 587-595.

## MATERIAL SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 3 - A homogeneização biótica das comunidades de aves promovida por barragens hidrelétricas

Tabela S5. Espécies com diferenças significativas nas dissimilaridades taxonômicas entre habitats nas análises de porcentagem de similaridade (SIMPER). Com frequências médias por habitat e contribuição acumulativa na análise (*cumsum*).

Espécies	Média	DP	Floresta	Áreas abertas	Cumsum	P
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	0,015	0,013	0,064	0,617	0,038	0,001
<i>Basileuterus flaveolus</i>	0,014	0,013	0,078	0,574	0,072	0,001
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	0,014	0,013	0,035	0,557	0,089	0,001
<i>Hemithraupis guira</i>	0,013	0,013	0,340	0,548	0,120	0,006
<i>Turdus leucomelas</i>	0,013	0,013	0,333	0,548	0,105	0,001
<i>Saltator similis</i>	0,013	0,013	0,191	0,513	0,136	0,001
<i>Ramphastos toco</i>	0,013	0,013	0,284	0,487	0,166	0,001
<i>Myiarchus ferox</i>	0,013	0,013	0,234	0,487	0,196	0,001
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0,012	0,013	0,234	0,487	0,211	0,001
<i>Antilophia galeata</i>	0,012	0,013	0,050	0,487	0,240	0,001
<i>Dacnis cayana</i>	0,011	0,013	0,255	0,400	0,267	0,012
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	0,010	0,013	0,043	0,391	0,343	0,001
<i>Euphonia chlorotica</i>	0,010	0,013	0,128	0,383	0,355	0,001
<i>Leptotila verreauxi</i>	0,010	0,013	0,099	0,365	0,390	0,001
<i>Picumnus albosquamatus</i>	0,009	0,012	0,064	0,357	0,477	0,001
<i>Neopelma pallescens</i>	0,009	0,013	0,035	0,357	0,445	0,001
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0,009	0,013	0,071	0,348	0,423	0,001
<i>Parula pitiayumi</i>	0,009	0,012	0,113	0,330	0,456	0,001
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	0,009	0,013	0,057	0,330	0,467	0,001
<i>Megarhynchus pitangá</i>	0,009	0,012	0,149	0,322	0,434	0,001
<i>Thalurania furcata</i>	0,009	0,013	0,191	0,296	0,412	0,041
<i>Synallaxis frontalis</i>	0,008	0,012	0,064	0,278	0,524	0,001
<i>Casionis rufa</i>	0,007	0,011	0,078	0,252	0,566	0,001
<i>Galbula ruficauda</i>	0,006	0,011	0,028	0,252	0,589	0,001
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0,015	0,013	0,617	0,226	0,055	0,001
<i>Polioptila dumicola</i>	0,006	0,011	0,099	0,226	0,581	0,004
<i>Thamanophilus caerulescens</i>	0,006	0,011	0,014	0,226	0,618	0,001
<i>Corythopsis delalandi</i>	0,006	0,011	0,000	0,226	0,625	0,001
<i>Saltator maximus</i>	0,006	0,011	0,028	0,217	0,611	0,001
<i>Leptopogon amarocephalus</i>	0,005	0,010	0,021	0,200	0,683	0,001

Tabela S6. Espécies com diferenças significativas nas dissimilaridades taxonômicas entre períodos (T2-T1) nas análises de porcentagem de similaridade (SIMPER). Com frequências médias por período e contribuição acumulativa na análise (*cumsum*).

Espécies	Média	DP	T1	T2	Cumsum	P
<i>Leptopogon amarocephalus</i>	0,004	0,009	0,117	0,042	0,804	0,026
<i>Thamanophyllus caerulescens</i>	0,006	0,011	0,195	0,083	0,635	0,023
<i>Saltator atricapillus</i>	0,007	0,013	0,182	0,094	0,594	0,037
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0,008	0,012	0,260	0,115	0,445	0,004
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	0,010	0,013	0,325	0,167	0,358	0,009
<i>Suiriri suiriri</i>	0,012	0,014	0,377	0,208	0,182	0,009
<i>Cyclahis gujanensis</i>	0,013	0,014	0,481	0,219	0,152	0,002
<i>Saltator similis</i>	0,013	0,014	0,481	0,271	0,102	0,006
<i>Turdus leucomelas</i>	0,013	0,014	0,481	0,344	0,136	0,044
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0,014	0,014	0,571	0,406	0,035	0,026
<i>Patagioenas picazuro</i>	0,014	0,014	0,416	0,604	0,018	0,007

Tabela S7. Espécies com diferenças significativas nas dissimilaridades taxonômicas entre períodos (T3-T2) nas análises de porcentagem de similaridade (SIMPER). Com frequências médias por período e contribuição acumulativa na análise (*cumsum*).

Espécies	Média	DP	T2	T3	Cumsum	P
<i>Fluvicola albiventer</i>	0,0003	0,0032	0,0000	0,0120	0,9914	0,0160
<i>Leptodon cayanensis</i>	0,0003	0,0029	0,0000	0,0120	0,9918	0,0210
<i>Urubitinga urubitinga</i>	0,0003	0,0028	0,0000	0,0120	0,9922	0,0240
<i>Aramides cajanea</i>	0,0003	0,0026	0,0000	0,0120	0,9925	0,0250
<i>Dysitamnus mentalis</i>	0,0003	0,0026	0,0000	0,0120	0,9929	0,0250
<i>Buteo albicaudatus</i>	0,0003	0,0026	0,0000	0,0120	0,9936	0,0320
<i>Thraupis palmarum</i>	0,0003	0,0026	0,0000	0,0120	0,9939	0,0310
<i>Myiodynastes maculatus</i>	0,0002	0,0022	0,0000	0,0120	0,9971	0,0320
<i>Arremon flavirostris</i>	0,0002	0,0021	0,0000	0,0120	0,9973	0,0380
<i>Diopsittaca nobilis</i>	0,0002	0,0021	0,0000	0,0120	0,9976	0,0340
<i>Pteroglossus castanotis</i>	0,0002	0,0021	0,0000	0,0120	0,9979	0,0340
<i>Conopophaga lineata</i>	0,0002	0,0020	0,0000	0,0120	0,9982	0,0420
<i>Colaptes melanochlorus</i>	0,0005	0,0035	0,0000	0,0241	0,9853	0,0180
<i>Pionus maximiliani</i>	0,0005	0,0034	0,0000	0,0241	0,9859	0,0170
<i>Euphonia violacea</i>	0,0009	0,0049	0,0000	0,0361	0,9706	0,0040
<i>Myiobius barbatus</i>	0,0009	0,0048	0,0000	0,0361	0,9729	0,0050

<i>Sirygma sibilatrix</i>	0,0012	0,0052	0,0000	0,0482	0,9590	0,0040
<i>Ramphocelus carbo</i>	0,0011	0,0050	0,0000	0,0482	0,9632	0,0030
<i>Neothraupis fasciata</i>	0,0014	0,0057	0,0000	0,0602	0,9446	0,0010
<i>Patagioenas plumbea</i>	0,0013	0,0053	0,0000	0,0602	0,9530	0,0020

Tabela S8. Espécies com diferenças significativas nas dissimilaridades taxonômicas entre períodos (T3-T1) nas análises de porcentagem de similaridade (SIMPER). Com frequências médias por período e contribuição acumulativa na análise (*cumsum*).

Espécies	Média	DP	T1	T3	Cumsum	P
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0,013	0,014	0,571	0,361	0,017	0,013
<i>Antilophia galeata</i>	0,010	0,013	0,208	0,349	0,333	0,028
<i>Megarhynchus pitanguá</i>	0,010	0,013	0,169	0,325	0,358	0,007
<i>Saltator similis</i>	0,013	0,013	0,481	0,277	0,131	0,013
<i>Coereba flavoela</i>	0,008	0,012	0,117	0,253	0,507	0,040
<i>Caracara plancus</i>	0,008	0,012	0,104	0,253	0,468	0,048
<i>Brotogeris chiriri</i>	0,006	0,011	0,052	0,193	0,655	0,012
<i>Turdus rufiventris</i>	0,005	0,010	0,052	0,169	0,721	0,030
<i>Coragyps atratus</i>	0,005	0,010	0,013	0,169	0,726	0,006
<i>Todirostrum cinereum</i>	0,004	0,009	0,039	0,157	0,755	0,021
<i>Tachyphonus rufus</i>	0,004	0,009	0,013	0,157	0,807	0,008
<i>Cathartes aura</i>	0,003	0,008	0,000	0,133	0,834	0,004
<i>Eucometis penicilata</i>	0,003	0,009	0,013	0,120	0,838	0,039
<i>Suiriri suiriri</i>	0,011	0,014	0,377	0,108	0,293	0,001
<i>Sporophila caerulea</i>	0,003	0,008	0,000	0,108	0,875	0,016
<i>Polytmus guainumbi</i>	0,003	0,008	0,000	0,096	0,889	0,020
<i>Thamnophilus caerulea</i>	0,006	0,011	0,195	0,060	0,641	0,030
<i>Sporophila plumbea</i>	0,006	0,011	0,169	0,060	0,626	0,050
<i>Ammodramus humeralis</i>	0,005	0,011	0,143	0,036	0,714	0,032
<i>Melanopareia torquata</i>	0,004	0,009	0,130	0,024	0,816	0,034