



Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Biodiversidade – PPGECB

**Diversidade de aves em áreas de regeneração florestal:
uma meta-análise global**

Paula Caetano

Ilhéus, Bahia

Setembro de 2021



Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Biodiversidade – PPGECB

Diversidade de aves em áreas de regeneração florestal: uma meta-análise global

Paula Caetano

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. José Carlos Morante-Filho

Ilhéus, Bahia

Setembro de 2021

C837

Costa, Paula Caetano.

Diversidade de aves em áreas de regeneração florestal: uma meta-análise global / Paula Caetano Costa. – Ilhéus, BA: UESC, 2021.

74f. : il.

Orientador: José Carlos Morante-Filho.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade – PPGECB.

Inclui referências.

1. Aves. 2. Floresta – Reprodução. 3. Desmatamento. 4. Sucessão ecológica. I. Título.

CDD 598

Agradecimentos

À Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (PPGECB) pela infraestrutura e apoio ao longo deste percurso e desenvolvimento da pesquisa.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB), pela concessão da bolsa de mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela disponibilização de verba durante o curso.

Ao Laboratório de Ecologia Aplicada à Conservação (LEAC) por fornecer um ótimo local de trabalho, possibilitando que eu adquirisse diversos conhecimentos através da troca de experiências e ensinamentos com alunos e professores.

Ao Dr. José Carlos Morante-Filho, por me orientar e contribuir em todas etapas, auxiliando para que eu realizasse esta conquista. Zé, sou muito grata por todo apoio e carinho que você e sua esposa Dra. Máira Benchimol me deram ao longo de todo curso, principalmente no início quando me acolheram e proporcionaram que eu conhecesse este lugar incrível.

Aos professores que através de disciplinas, palestras, conversas ou troca de e-mails contribuíram para o meu crescimento e no desenvolvimento da dissertação. Muito obrigada!

A todos que estiveram comigo neste percurso e que de alguma forma colaboraram para que eu finalizasse a pesquisa. Em especial Dra. Eliana Cazetta, MSc. Hugo Costa, Dr. Jean Ortega, Dr. Luis Mauricio Bini, MSc. Máisa Matuoka, Dra. Thaianne Weinert da Silva e MSc. William Medeiros obrigada por todo auxílio.

À Dra. Carla Suertegaray Fontana, Dra. Thaianne Weinert da Silva e MSc. Mariana Lopes Gonçalves que despertaram em mim o interesse pela pesquisa. Obrigada por todas oportunidades, experiências e amizade, vocês foram fundamentais no meu crescimento pessoal e profissional.

À Gabriela Alves Ferreira, um presente do mestrado que vou levar pra sempre em meu coração. Obrigada Gabi por sempre me ajudar e transformar o caos em tranquilidade, por ser tão parceira e amiga, você é incrível.

À Ana Carla Rodrigues por me acolher como uma filha, sempre me fazendo ver o lado positivo das situações, nunca vou esquecer de tudo que fez e, que ainda faz por mim. Obrigada Cacá por todo apoio e por ser tão especial.

A todos que em algum momento me ajudaram e conviveram comigo nesta fase. Especialmente, ao Amilton Iaruchewski por ser um grande amigo e me instruir ao que vale a pena. À Karen Becker de Felix por me acolher e transbordar amor, carinho e alegrias.

Às colegas Ana Laura Borak e Priscila Santos que me acompanharam desde o início e se transformaram em amigas muito queridas. Muito obrigada, gurias, pelo convívio e amizade.

À Alexandra Santos, Camila Centeno e Francielly Ramos por todo apoio e por estarem sempre presentes, mesmo que de longe. Levo vocês em meu coração.

Ao meu companheiro Guilherme Picoral Solano que desde sempre me incentivou, ao iniciar, prosseguir e finalizar esta conquista. Gui, obrigada por acreditar em mim, ser meu parceiro e me fazer tão feliz, sem você nada disso teria acontecido.

Por fim, agradeço à minha família, principalmente à minha mãe Beatriz, irmã Bruna e avó Maria Mariza Simões Pires que sempre confiaram em mim. Mãe, mana e vó obrigada por todo apoio e força, vocês são meu exemplo de vida e a quem eu devo eterno agradecer.

Índice

Resumo	6
Abstract	8
Introdução geral.....	9
Referências bibliográficas.....	15

Diversidade de aves em áreas de regeneração florestal: uma meta-análise global

Introdução.....	23
Material e métodos.....	27
Resultados.	33
Discussão.....	36
Conclusão.	41
Referências bibliográficas	42
Material Suplementar	54

Resumo

A restauração dos ecossistemas florestais se tornou uma importante ferramenta para mitigar os impactos antrópicos sobre a biodiversidade, os quais são gerados pela contínua redução e alteração das florestas em todo o mundo. A regeneração natural, em muitos casos demonstra ser uma alternativa eficiente e de baixo custo na recuperação da biota local, conseqüentemente pode reduzir os impactos da alteração e perda das florestas e auxiliar na manutenção da biodiversidade. Entretanto, apesar do crescente número de áreas em regeneração que potencialmente podem servir como habitat suplementar para diferentes espécies, diversos fatores podem afetar a capacidades dessas áreas em manter a biodiversidade. Diante do crescente número de estudos que avaliaram o papel das áreas em regeneração em manter a diversidade de espécies e dos divergentes resultados observados, o objetivo principal dessa dissertação foi conduzir uma meta-análise global avaliando os efeitos da regeneração florestal sobre a diversidade de aves. Para explorar as possíveis fontes de variação nas respostas das aves frente à regeneração natural das florestas, realizamos análises de subgrupos, considerando como categorias: parâmetros da comunidade avaliados, região biogeográfica onde o estudo foi realizado e tipo de perturbação. Além disso foi utilizado modelos de meta-regressão para avaliar se o efeito geral observado é influenciado pela idade da área em regeneração, características da vegetação local (densidade local de árvores, área basal das árvores e abertura do dossel) e distância entre a área em regeneração e a floresta referência. Nossos resultados demonstraram que não há um padrão geral na resposta das aves em áreas de regeneração florestal, havendo alta heterogeneidade entre as respostas observadas. Especificamente, a abundância respondeu negativamente, onde áreas em regeneração apresentaram uma menor abundância de aves quando comparadas as florestas. Por outro lado, a riqueza de espécies não demonstrou um padrão claro nas áreas de regeneração. Também observamos que o efeito geral não difere entre as regiões biogeográficas. Entre os distúrbios avaliados, nosso estudo destaca que áreas em regeneração impactadas previamente por incêndios apresentam uma menor diversidade de aves do que as florestas. Entretanto, idade da área em regeneração, características da vegetação local e distância até a floresta não exerceram influência sobre o efeito geral observado na meta-análise. Estes resultados sugerem que a real capacidade das áreas em regeneração para manter a diversidade de aves é altamente variável, e que em algumas situações tais áreas podem apresentar diversidade de aves similar, e até mesmo superior, as florestas referências. Neste caso, áreas em regeneração,

como as florestas secundárias podem servir como habitat suplementar para uma grande variedade de espécies de aves, e também mitigar os efeitos da perda de florestas primárias. Contudo, como as respostas das aves podem variar de positiva a negativa, é fundamental compreender os fatores determinantes para que as áreas em regeneração possam auxiliar na manutenção da diversidade de espécies em paisagens antrópicas.

Palavras-chave: avifauna; floresta secundária, destamamento, regeneração natural; riqueza de espécies; sucessão ecológica

Abstract

The restoration of forest ecosystems has become an important tool to mitigate anthropogenic impacts on biodiversity, which are generated by the continuous reduction and alteration of forests worldwide. Natural regeneration, in many cases, proves to be an efficient and low cost alternative for the recovery of local biota, consequently it can reduce alteration impacts and loss of forests and helps in the maintenance of biodiversity. However, despite the growing number of regenerating areas that could potentially serve as additional habitat for different species, several factors can affect the ability of these areas to maintain biodiversity. Given the growing number of studies evaluating the role of regeneration areas in maintaining species diversity and the divergent results observed, the main objective of this dissertation was to conduct a global meta-analysis evaluating the effects of forest regeneration on bird diversity. To explore possible sources of variation in bird responses to natural forest regeneration, we performed subgroup analyzes considering the following categories: community parameters evaluated, biogeographic region where the study was carried out, and type of disturbance. In addition, meta-regression models were used to assess whether the observed overall effect is influenced by the age of the regenerating area, characteristics of the local vegetation (local tree density, basal area of trees and canopy openness) and distance between the area in regeneration and the reference forest. Our results showed that there is no general pattern in the response of birds in areas of forest regeneration, with high heterogeneity among the responses observed. Specifically, abundance responded negatively, where regenerating areas had a lower abundance of birds when compared to forests. On the other hand, species richness did not show a clear pattern in the regeneration areas. We also note that the overall effect does not differ across biogeographic regions. Among the disturbances evaluated, our study highlights that regenerating areas previously impacted by fires present a lower diversity of birds than forests. However, age of the regenerating area, characteristics of the local vegetation and distance to the forest did not influence the overall effect observed in the meta-analysis. These results suggest that the real capacity of regenerating areas to maintain bird diversity is highly variable, and that in some situations such areas may present bird diversity similar to, and even higher than reference forests. Therefore, regenerating areas such as secondary forests can serve as supplementary habitat for a wide variety of bird species, and also mitigate the effects of the loss of primary forests. However, as bird responses can vary from positive to negative, it is essential to understand the determining factors so that regenerating areas can help maintain the diversity of species in anthropic landscapes.

Keywords: abundance; avifauna; natural regeneration; richness; ecological succession

Introdução geral

As florestas ao redor do mundo abrigam mais de 80% de toda biodiversidade e ocupam aproximadamente 1/3 da área continental (Aerts & Honnay 2011). Além disso, fornecem serviços ecossistêmicos essenciais e insubstituíveis, como o controle do clima e da qualidade do ar, da erosão do solo, controle de pragas, bem como serviços de polinização e dispersão de sementes (Bonan 2008; Gardner et al. 2009; Wright 2010; Morales-Hidalgo et al. 2015; Chazdon 2016; Watson et al. 2018). No entanto, devido às demandas da humanidade, os habitats florestais têm lidado frequentemente com perturbações de origem antrópica (Curtis et al. 2018). Por exemplo, desde 1990 a área de florestas primárias diminuiu mais de 80 milhões de hectares em todo o mundo (FAO 2020). Essa drástica redução tem ocorrido devido ao desmatamento e a degradação das florestas que são convertidas em diversas culturas agrícolas, especialmente destinadas a *commodities*, ou seja, produtos essenciais que possuem baixo nível de industrialização (Geist & Lambin 2002; Curtis et al. 2018). Dessa forma, as necessidades humanas têm promovido a formação de paisagens severamente modificadas, normalmente com poucos e isolados remanescentes florestais imersos em matrizes altamente manejadas (Bowen et al. 2007; Gardner et al. 2009).

A perda e alteração das florestas podem gerar grande pressão sobre a biodiversidade, pois reduzem a quantidade e a qualidade do habitat através de mudanças na estrutura da vegetação local e da paisagem (Chazdon 2003, 2016). Consequentemente, a perda de habitats florestais é considerada a principal ameaça à biodiversidade mundial (Dirzo & Raven 2003; Wright & Muller-Landau 2006; Aerts & Honnay 2011) e uma das principais promotoras das mudanças climáticas (Lewis 2005; Bonan 2008; Bello et al. 2015). Embora as taxas de desmatamento continuem aumentando em todo o mundo (Keenan et al. 2015), o número de áreas em regeneração também cresceu (Chazdon et al. 2020), especialmente devido ao abandono de áreas agrícolas (Bowen et al. 2007; Chazdon 2016). Nos trópicos, onde se concentra aproximadamente 80% da biodiversidade mundial (Dirzo & Raven 2003; Gardner et al. 2009) e as maiores taxas de desmatamento (FAO 2020), os tipos mais comuns de florestas são as florestas secundárias, ou seja, aquelas que sofreram algum tipo de perturbação e que seguem uma recuperação gradual da vegetação (Chazdon 2016). Embora não sejam substitutas das florestas primárias (Gibson et al. 2011; Watson et al. 2018; Gardner et al. 2019), as florestas secundárias podem fornecer um

habitat suplementar para uma ampla gama de espécies em paisagens antropizadas (Bowen et al. 2007; Chazdon et al. 2009) e, portanto, exercem um papel fundamental para conservação da biodiversidade (Chazdon et al. 2009).

As florestas secundárias possuem grande potencial para manter parte da biodiversidade e, conseqüentemente, as funções ecossistêmicas (Wright & Muller-Landau 2006; Barlow et al. 2007; Chazdon 2008; Gardner et al. 2009; Aerts & Honnay 2011). Logo, considerando que quantidade de florestas primárias continua diminuindo em todo o mundo e as florestas secundárias podem ter grande importância na conservação da biodiversidade e mitigação das mudanças climáticas (Aerts & Honnay 2011; Chazdon 2016), a restauração florestal tornou-se objetivo de grandes acordos internacionais (FAO 2020). Por exemplo, a Organização das Nações Unidas (ONU) declarou o período de 2021 a 2030 como a “Década da Restauração de Ecossistemas”, ressaltando a necessidade de acelerar a restauração de ecossistemas degradados. Outro exemplo é o *Bonn Challenge* uma iniciativa global lançada no ano de 2011 com o objetivo de restaurar 350 milhões de hectares florestais até 2030 (FAO 2020). Além disso, no Brasil, um dos países com maior cobertura vegetal, foi criado o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Planaveg), o qual tem como propósito recuperar pelo menos 12 milhões de hectares da vegetação nativa até 2030 (MMA 2017).

Em geral, a medida que decorre o tempo desde a perturbação, a vegetação tende a se regenerar naturalmente nessas áreas abandonadas (Chazdon 2016) e, conforme a comunidade de plantas muda progressivamente, ocorre um aumento da diversidade de espécies e complexidade da vegetação local. Por exemplo, estágios iniciais comumente são caracterizados por vegetação herbácea e arbustiva, com pouco número de espécies que são intolerantes à sombra e apresentam altas taxas de crescimento (Chazdon 2016). Já estágios intermediários são compostos principalmente por árvores pioneiras, as quais gradualmente substituem a vegetação inicial e podem apresentar tanto um ciclo de vida curto como um ciclo de vida longo, variando de 2 a 20 metros de altura (Chazdon 2016). Por fim, estágios tardios da sucessão são constituídos especialmente por árvores tolerantes à sombra e caracterizados por uma estrutura vertical mais complexa, normalmente com árvores nos estratos emergentes, dossel e no subdossel (Chazdon 2016). Desta forma, ao longo do processo natural da sucessão ocorre um incremento na complexidade estrutural e funcional do habitat (Chazdon et al. 2009; Chazdon 2016), o que acarreta em um aumento na capacidade das florestas em regeneração de abrigar maior

riqueza e abundância de espécies vegetais e animais (DeWalt et al. 2003; Rozendaal et al. 2019). Porém, é complexo prever como ocorrerá a sucessão ecológica e a recuperação das comunidades, dado que as taxas de recuperação são fortemente dependentes da história natural das espécies e suas respectivas capacidades de dispersão (Brudvig et al. 2017; Acevedo-Charry & Aide, 2019; Rozendaal et al. 2019), do histórico de perturbação e do contexto da paisagem na qual as áreas em regeneração estão inseridas (Guariguata & Ostertag 2001; Brudvig 2011; Gardner et al. 2009; Chazdon 2016).

As espécies são adaptadas a distintos ambientes e recursos, possuindo diferentes capacidades de colonizar e se estabelecer em habitats alterados e, por isso são afetadas por diferentes escalas espaciais e temporais (Lawton et al. 1998; Gardner et al. 2009). Por exemplo, os atributos da vegetação podem ser determinantes para permitir ou não a manutenção das populações animais, interferindo na permanência das espécies de acordo com suas características ecológicas (MacArthur & MacArthur 1961; Tews et al. 2004). O histórico de perturbação, ou seja, o tipo e a intensidade do distúrbio, tem uma relação direta com o nível de degradação local da vegetação e, por consequência, pode definir as espécies que utilizam florestas em regeneração (Bowen et al. 2007; Chazdon et al. 2009; Jakovac et al. 2016). Perturbações como incêndios florestais normalmente modificam intensamente a vegetação local conforme sua magnitude, podendo ocasionar a alta degradação do solo, reduzir o banco de sementes, e assim retardar o processo de sucessão (Guariguata & Ostertag 2001; Chazdon 2016). De forma similar, distúrbios como agricultura, pastagem e exploração de madeira alteram o habitat e variam de acordo com a intensidade e frequência de manejo (Burivalova et al. 2014, 2015; Jakovac et al. 2015).

A estrutura da vegetação local também pode limitar ou facilitar a presença de alguns grupos ecológicos em florestas em regeneração (DeWalt et al. 2003; Chazdon 2016). Por exemplo, animais especialistas florestais e espécies que utilizam ocos de grandes árvores necessitam de habitats com alta complexidade estrutural da vegetação (Poulsen 2002; DeWalt et al. 2003; Acevedo-Charry & Aide 2019), como alta densidade de árvores de grande porte, as quais promovem uma redução da intensidade luminosa (Tews et al. 2004; Almazán-Núñez et al. 2015; Casas et al. 2016). Da mesma forma, a presença e abundância de grandes aves pode ser restringida pela estrutura da vegetação e disponibilidade de recursos locais (DeWalt et al. 2003; Parry et al. 2007; Newbold et al. 2013). Ainda, a composição e configuração da paisagem estão entre os diversos fatores

que podem determinar a biodiversidade em áreas de regeneração florestal (Bowen et al. 2007). Especificamente, paisagens compostas por pequenos e isolados fragmentos florestais podem influenciar negativamente o recrutamento da vegetação (Guariguata & Ostertag 2001; Rozendaal et al. 2019) e, conseqüentemente, afetar a capacidade dessas áreas em regeneração em reter a biota (Bowen et al. 2007; Bregman et al. 2014; Mayhew et al. 2019; Acevedo-Charry & Aide 2019).

De fato, há grande variação nos padrões de recuperação das comunidades durante a regeneração florestal (Dunn 2004; Gardner et al. 2009; Acevedo-Charry & Aide, 2019). Por exemplo, alguns grupos ecológicos como grandes frugívoros florestais e insetívoros de sub-bosque podem não recuperar a composição e/ou diversidade de espécies em florestas em regeneração quando comparadas a remanescentes florestais preservados (Dunn 2004; Dent & Wright 2009; Almazán-Núñez et al. 2015). Além disso, animais endêmicos e especialistas de habitat normalmente demandam um tempo ainda maior para colonizar e se restabelecer em uma floresta secundária (Sayer et al. 2017; Acevedo-Charry & Aide 2019), pois devido às suas necessidades ecológicas, dependem de características específicas do habitat para persistir (Bowen et al. 2007; Uezu & Metzger 2011; Casas et al. 2016).

Muitas evidências demonstram a importância da biodiversidade para o funcionamento dos ecossistemas (Gardner et al. 2009; Dirzo et al. 2014). A ausência de certos grupos de vertebrados pode afetar negativamente o funcionamento dos ecossistemas através da perda de interações animal-plantas (Gardner et al. 2019). Por exemplo, os morcegos são considerados importantes dispersores de sementes e polinizadores-chave de algumas espécies vegetais, o que pode facilitar o recrutamento e estabelecimento das plantas (Farneda et al. 2018). Alguns grupos taxonômicos, como aves frugívoras também são essenciais para a manutenção das áreas em regeneração, pois são capazes de dispersar sementes por longas distâncias (Sekercioglu et al. 2004; Dirzo et al. 2014; Gardner et al. 2019). Em particular o processo de dispersão pode aumentar a probabilidade de sementes provenientes de florestas maduras serem depositadas em áreas em regeneração (Chazdon 2016) além de contribuir para a variabilidade genética das plantas (Jordano et al. 2006).

Dentre os vertebrados, as aves podem ser um ótimo modelo biológico para compreender como as comunidades são impactadas pela regeneração florestal de áreas

perturbadas, já que normalmente as aves possuem alta abundância local e diferentes necessidades de habitat e dieta (Tobias et al. 2013; Moran & Catterall 2014; Gardner et al. 2019). Além disso, diferentes espécies de aves atuam em distintos processos ecológicos, incluindo a polinização de plantas, controle de populações de insetos, dispersão de sementes e ciclagem de nutrientes (Sekercioglu et al. 2004; Sekercioglu 2006) e, assim podem auxiliar na recuperação da vegetação (Gardner et al. 2019; Moran & Catterall 2014). Entretanto, muitas espécies de aves são extremamente sensíveis às alterações do habitat (Sekercioglu et al. 2004; Stratford & Stouffer 2015), pois seus traços ecológicos afetam sua capacidade de colonizar e permanecer em ambientes modificados (Uezu & Metzger 2011; Bregman et al. 2014; Carrara et al. 2015; Acevedo-Charry & Aide 2019). Por exemplo, aves insetívoras de sub-bosque são direta e negativamente afetadas por alterações no habitat (Sekercioglu et al. 2004). Por possuírem baixa capacidade de dispersão, aves insetívoras necessitam de características florestais específicas para persistirem (Bregman et al. 2014), como fragmentos florestais grandes (Uezu & Metzger 2011; Stratford & Stouffer 2015), inseridos em paisagens com alta quantidade de cobertura florestal (Morante-Filho et al. 2015, 2018) e com alta densidade de grandes árvores (Raman 1998; Uezu & Metzger 2011; Stratford & Stouffer 2015). Por outro lado, a sensibilidade das aves frugívoras geralmente está relacionada positivamente com o aumento da massa corporal (Parry et al. 2007; Gomes et al. 2008). Portanto, frugívoros de grande porte, são negativamente afetados por alterações severas do habitat (Bregman et al. 2014).

Estudos primários que avaliam parâmetros da estrutura da comunidade de aves como riqueza, abundância e composição em áreas perturbadas são importantes, pois podem fornecer dados do quanto áreas em regeneração conseguem manter a diversidade local de aves. Entretanto, existe uma grande variação nos resultados obtidos por estudos prévios (Blake & Loiselle 2001; Díaz et al. 2005; O'Dea & Whittaker 2006; Durães et al. 2013; Casas et al. 2016; Rey et al. 2019; Acevedo-Charry & Aide 2019), possivelmente devido aos distintos fatores locais e paisagísticos analisados (Chazdon 2016). Por exemplo, a maioria dos estudos foram realizados na região tropical, englobam diversos táxons e apresentam grande heterogeneidade dentre os fatores avaliados, como densidade de plantas, altura das árvores, abertura do dossel, distância entre a floresta e área em regeneração, tamanho dos fragmentos, etc (Gibson et al. 2011; Mayhew et al. 2019; Acevedo-Charry & Aide 2019), conseqüentemente, as respostas observadas resultam em

padrões contrastantes e inconclusivos. Portanto, existe uma carência na síntese de informações sobre como as comunidades de aves são estruturadas em áreas em regeneração (Bowen et al. 2007; Dent & Wright 2009; Brudvig et al. 2017). Compreender como as comunidades de aves são moldadas em florestas secundárias nos permite avaliar como o histórico de perturbação e as características da vegetação interferem no estabelecimento das espécies e, conseqüentemente, entender o valor dessas áreas para a conservação da biodiversidade.

Nesse sentido, esta dissertação teve como objetivo avaliar se há um padrão geral na resposta das comunidades de aves em termos de riqueza de espécies e abundância de indivíduos em áreas florestais em regeneração. Para isso, foi realizada uma meta-análise em escala global através de estudos que compararam a riqueza e abundância das comunidades de aves entre áreas em regeneração natural e remanescentes florestais. Ainda, verificamos se o tipo de métrica utilizada como variável resposta (riqueza e abundância), a região biogeográfica (tropical ou temperada) onde o estudo foi executado, o tipo de perturbação (agropecuária, fogo e exploração de madeira), a idade da área em regeneração, as características locais da vegetação (densidade local de árvores, área basal das árvores e abertura do dossel) e a distância entre a área em regeneração e a floresta referência influenciam o padrão observado.

Referências bibliográficas

- Acevedo-Charry, O. & Aide, T. M. 2019. Recovery of amphibian, reptile, bird and mammal diversity during secondary forest succession in the tropics. *Oikos*, 128(8), 1065-1078.
- Aerts, R. & Honnay, O. 2011. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC Ecology*, 11(1), 29.
- Almazán-Núñez, R. C., Arizmendi, M. D. C., Eguiarte, L. E. & Corcuera, P. 2015. Distribution of the community of frugivorous birds along a successional gradient in a tropical dry forest in south-western Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 31(1), 57-68.
- Barlow, J., Mestre, L. A. M., Gardner, T. A. & Peres, C. A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biological Conservation*, 136, 212-231.
- Bello, C., Galetti, M., Pizo, M. A., Magnago, L. F. S., Rocha, M. F., Lima, R. A., Peres, C. A., Ovaskainen, O. & Jordano, P. 2015. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances*, 1(11), e1501105.
- Blake, J. G. & Loiselle, B. A. 2001. Bird assemblages in second-growth and old-growth forests, Costa Rica: perspectives from mist nets and point counts. *The Auk*, 118(2), 304-326.
- Bonan, G. B. 2008. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*, 320(5882), 1444-1449.
- Bowen, M. E., McAlpine, C. A., House, A. P. & Smith, G. C. 2007. Regrowth forests on abandoned agricultural land: a review of their habitat values for recovering forest fauna. *Biological Conservation*, 140, 273–296.
- Bregman T. P., Sekercioglu C. H. & Tobias J. A. 2014. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation*, 169, 372-383.
- Brudvig, L. A. 2011. The restoration of biodiversity: where has research been and where does it need to go? *American Journal of Botany*, 98, 549–558.

- Brudvig, L. A., Barak, R. S., Bauer, J. T., Caughlin, T. T., Laughlin, D. C., Larios, L., Matthews, J. W., Stuble, K. L., Turley, N. E. & Zirbel, C. R. 2017. Interpreting variation to advance predictive restoration science. *Journal of Applied Ecology*, 54(4), 1018-1027.
- Burivalova, Z., Şekercioglu, Ç. H. & Koh, L. P. 2014. Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. *Current biology*, 24(16), 1893-1898.
- Burivalova, Z., Lee, T. M., Giam, X., Şekercioglu, Ç. H., Wilcove, D. S. & Koh, L. P. 2015. Avian responses to selective logging shaped by species traits and logging practices. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1808), 20150164.
- Carrara, E., Arroyo-Rodríguez, V., Vega-Rivera, J. H., Schondube, J. E., de Freitas, S. M. & Fahrig, L. 2015. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation*, 184, 117-126.
- Casas, G., Darski, B., Ferreira, P. M., Kindel, A. & Müller, S. C. 2016. Habitat structure influences the diversity, richness and composition of bird assemblages in successional Atlantic rain forests. *Tropical Conservation Science*, 9(1), 503-524.
- Chazdon, R. L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6(1-2), 51-71.
- Chazdon, R. L. 2008. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science*, 320 (5882), 1458–1460.
- Chazdon, R. L., Peres, C. A., Dent, D., Sheil, D., Lugo, A. E., Lamb, D., Stork, N. E & Miller, S. E. 2009. The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conservation Biology*, 23, 1406-1417.
- Chazdon, R. L. 2016. *Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*. University of Chicago Press, Chicago.
- Chazdon, R. L., Lindenmayer, D., Guariguata, M. R., Crouzeilles, R., Benayas, J. M. R. & Chavero, E. L. 2020. Fostering natural forest regeneration on former agricultural land through economic and policy interventions. *Environmental Research Letters*, 15(4), 043002.
- Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A. & Hansen, M. C. 2018. Classifying drivers of global forest loss. *Science*, 361(6407), 1108-1111.

- Dent, D. H. & Wright, S. J. 2009. The future of tropical species in secondary forests: a quantitative review. *Biological Conservation*, 142, 2833-2843.
- DeWalt, S. J., Maliakal, S. K. & Denslow, J. S. 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, 182(1-3), 139-151.
- Díaz, I. A., Armesto, J. J., Reid, S., Sieving, K. E. & Willson, M. F. 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in successional forests of Chiloé Island, Chile. *Biological conservation*, 123(1), 91-101.
- Dirzo, R. & Raven, P. H. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources*, 28.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. & Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345, 401-406.
- Dunn, R. R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, 18(2), 302-309.
- Durães, R., Carrasco, L., Smith, T. B. & Karubian, J. 2013. Effects of forest disturbance and habitat loss on avian communities in a Neotropical biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, 166, 203-211.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2010. Global forest resources assessment. Rome, Italy.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2020. The State of the World's Forests 2020. Forests, biodiversity and people. Rome, Italy.
- Farneda, F. Z., Rocha, R., López-Baucells, A., Sampaio, E. M., Palmeirim, J. M., Bobrowiec, P. E. & Meyer, C. F. 2018. Functional recovery of Amazonian bat assemblages following secondary forest succession. *Biological Conservation*, 218, 192-199.
- Galetti, M., Guevara R., Côrtes, M. C., Fadini, R., Von Matter, S., Leite, A. B., Labecca, F., Ribeiro, T., Carvalho, C. S., Collevatti, R. G., Pires, M. M., Guimarães, P. R., Brancalion, P. H., Ribeiro, M. C. & Jordano, P. 2013. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. *Science* 340, 1086-1090.

Gardner, T. A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R. M., Harvey, C. A., Peres, C. A. & Sodhi, N. S. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, 12(6), 561-582.

Gardner, C. J., Bicknell, J. E., Baldwin-Cantello, W., Struebig, M. J. & Davies, Z. G. 2019. Quantifying the impacts of defaunation on natural forest regeneration in a global meta-analysis. *Nature Communications*, 10(1), 1-7.

Geist, H. J. & Lambin, E. F. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation: tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations. *BioScience*. 52(2), 143-150.

Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B. W., Gardner, T. A., Barlow, J., Peres, C. A., Bradshaw, C. J. A., Laurence, W. F., Lovejoy, T. E. & Sodhi, N. S. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478(7369), 378-381.

Gomes, L. G., Oostra, V., Nijman, V., Cleef, A. M., & Kappelle, M. 2008. Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in a tropical cloud forest. *Biological Conservation*, 141(3), 860-871.

Guariguata, M. R. & Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148, 185-206.

Jakovac, C. C., Peña-Claros, M., Kuyper, T. W. & Bongers, F. 2015. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. *Journal of Ecology*, 103(1), 67-77.

Jakovac, C. C., Bongers, F., Kuyper, T. W., Mesquita, R. C. & Peña-Claros, M. 2016. Land use as a filter for species composition in Amazonian secondary forests. *Journal of Vegetation Science*, 27(6), 1104-1116.

Jordano, P., Galetti, M., Pizo, M. A. & Silva, W. R. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação.

Keenan, R. J., Reams, G. A., Achard, F., de Freitas, J. V., Grainger, A. & Lindquist, E. 2015. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352, 9-20.

- Lawton, J. H., et al. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391(6662), 72-76.
- Lewis, S. L. 2005. Tropical forests and the changing earth system. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 361(1465), 195-210.
- MacArthur, R. H. & MacArthur, J. W. 1961. On Bird Species Diversity. *Ecology*, 42(3), 594-598.
- Mayhew, R. J., Tobias, J. A., Bunnefeld, L. & Dent, D. H. 2019. Connectivity with primary forest determines the value of secondary tropical forests for bird conservation. *Biotropica*, 51(2), 219-233.
- Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Planaveg). Brasília: MMA, 2017. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/images/arquivos/florestas/planaveg_plano_nacional_recuperacao_vegetacao_nativa.pdf>.
- Morales-Hidalgo, D., Oswalt, S. N. & Somanathan, E. 2015. Status and trends in global primary forest, protected areas, and areas designated for conservation of biodiversity from the Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352, 68-77.
- Moran, C. & Catterall, C. P. 2014. Responses of seed-dispersing birds to amount of rainforest in the landscape around fragments. *Conservation Biology*, 28(2), 551-560.
- Morante-Filho, J. C., Faria, D., Mariano-Neto, E. & Rhodes, J. 2015. Birds in anthropogenic landscapes: The responses of Ecological Groups to Forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. *Plos One*, 10:e0128923.
- Morante-Filho, J. C., Arroyo-Rodríguez, V., Pessoa, M. D. S., Cazetta, E. & Faria, D. 2018. Direct and cascading effects of landscape structure on tropical forest and non-forest frugivorous birds. *Ecological Applications*, 28, 2024-2032.
- Newbold, T., Scharlemann, J. P., Butchart, S. H., Sekercioglu, Ç. H., Alkemade, R., Booth, H., & Purves, D. W. 2013. Ecological traits affect the response of tropical forest bird species to land-use intensity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1750), 20122131.
- O'Dea, N. & Whittaker, R. J. 2006. How resilient are Andean montane forest bird communities to habitat degradation? *Vertebrate Conservation and Biodiversity*. Springer, Dordrecht, 305-333.

- Parry, L., Barlow, J. & Peres, C. A. 2007. Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 653-662.
- Peter, F., Berens, D. G., Grieve, G. R. & Farwig, N. 2015. Forest fragmentation drives the loss of insectivorous birds and an associated increase in herbivory. *Biotropica*, 47(5), 626-635.
- Poulsen, B. O. 2002. Avian richness and abundance in temperate Danish forests: tree variables important to birds and their conservation. *Biodiversity and Conservation*, 11(9), 1551-1566.
- Raman, S., Rawat, G. & Johnsingh, J. 1998. Recovery of tropical rainforest avifauna in relation to vegetation succession following shifting cultivation in Mizoram, Northeast India. *Journal of Applied Ecology* 35, 214231.
- Rey, L., Kéry, M., Sierro, A., Posse, B., Arlettaz, R. & Jacot, A. 2019. Effects of forest wildfire on inner-Alpine bird community dynamics. *Plos One*, 14(4), e0214644.
- Rozendaal, D.M., et al. 2019. Biodiversity recovery of neotropical secondary forests. *Science Advances*, 5(3), Eaau3114.
- Sayer, C. A., Bullock, J. M. & Martin, P. A. 2017. Dynamics of avian species and functional diversity in secondary tropical forests. *Biological Conservation*, 211, 1-9.
- Sekercioglu, Ç. H., Daily, G. C. & Ehrlich, P. R. 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(52), 18042-18047.
- Sekercioglu, Ç. H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecology Evolution*, 21(8), 464-471.
- Silva, F. R., Montoya, D., Furtado, R., Memmott, J., Pizo, M. A. & Rodrigues, R. R. 2015. The restoration of tropical seed dispersal networks. *Restoration Ecology*, 23(6), 852-860.
- Stratford, J. A. & Stouffer, P. C. 2015. Forest fragmentation alters microhabitat availability for Neotropical terrestrial insectivorous birds. *Biological Conservation*, 188, 109-115.

Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M. & Jeltsch, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31(1), 79-92.

Tobias, J. A., Sekercioglu, Ç. H., & Vargas, F. H. 2013. Bird conservation in tropical ecosystems: challenges and opportunities. *Key Topics in Conservation Biology*, 2, 258-276.

Uezu, A. & Metzger, J. P. 2011. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. *Biodiversity and Conservation*, 20(14), 3627-3643.

Watson, J. E., Evans, T., Venter, O., Williams, B., Tulloch, A., Stewart, C. & Lindenmayer, D. 2018. The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature Ecology and Evolution*, 2(4), 599-610.

Wright, S. J. & Muller-Landau, H. C. 2006. The future of tropical forest species. *Biotropica: The Journal of Biology and Conservation*, 38(3), 287-301.

Wright, S. J. 2010. The future of tropical forests. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1195, 1-27.

Diversidade de aves em áreas de regeneração florestal: uma meta-análise global

Paula Caetano^a e José Carlos Morante-Filho^a

^aApplied Conservation Ecology Lab, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz, Rodovia Ilhéus-Itabuna, km 16, Salobrinho, 45662-000 Ilhéus, Bahia, Brazil. E-mail: paulacaetanocosta@outlook.com; jcmfilho9@hotmail.com

Introdução

A perda de biodiversidade é causada especialmente pela contínua e intensa exploração das florestas pela humanidade (Curtis et al. 2018). Devido ao aumento da população humana e, sobretudo das demandas por recursos (Curtis et al. 2018), nas últimas três décadas as áreas florestais em torno do mundo diminuíram 80 milhões de hectares (FAO 2020). As perturbações de origem antrópica alteram os habitats florestais, e como resultado comprometem a biodiversidade em escala global, já que as florestas abrigam mais de 2/3 de toda biota (Wright & Muller-Landau 2006; Aerts & Honnay 2011). Por outro lado, o crescente abandono de terras agrícolas tem promovido um aumento no número de áreas em regeneração (Li & Li 2017; Chazdon et al. 2020).

Apesar das florestas secundárias possuírem grande potencial de manter a biodiversidade (Wright & Muller-Landau 2006; Bowen et al. 2007), diversos fatores podem afetar a reestruturação das comunidades biológicas (Bowen et al. 2007; Jakovac et al. 2016; Acevedo-Charry & Aide 2019) e, assim, interferir na sua capacidade de manter espécies nativas (Guariguata & Ostertag 2001; DeWalt et al. 2003; Bowen et al. 2007). Por exemplo, a medida que o tempo desde o abandono aumenta, áreas antropizadas podem se tornar florestas secundárias e, possivelmente, servir como habitat para diversas espécies nativas (Wright & Muller-Landau 2006; Chazdon 2014, 2016). Entretanto, o tipo e intensidade de perturbação dessas áreas afetam nas características do solo e da vegetação local, que por sua vez influenciam as taxas de colonização da fauna (Chazdon 2016). Logo, se torna complexo prever como ocorrerá a sucessão ecológica e identificar padrões na recuperação das comunidades (Chazdon 2016).

Alguns táxons como formigas (Floren & Linsenmair 2005; Bihn et al. 2011) e morcegos (Loeb & O'keefe 2006; Avila-Cabadilla et al. 2012; Farneda et al. 2018) podem ser bons indicadores do equilíbrio do habitat e, assim podem servir como modelos para verificar o potencial das florestas secundárias em manter as comunidades biológicas. De forma similar, as aves podem ser um excelente grupo biológico para explorar os efeitos da regeneração florestal, uma vez que as florestas podem servir de habitat para 75% de todas as espécies deste grupo (Stratford & Sekercioglu 2015; FAO 2020). Além disso, as aves podem ser facilmente estudadas (Vandewalle et al. 2010) e são consideradas indicadores da qualidade ambiental, pois respondem rapidamente às alterações do habitat (Gregory et al. 2005). Ainda, por desempenharem diversas funções ecológicas, como a dispersão de sementes, polinização de plantas, controle de populações de insetos e

ciclagem de nutrientes (Sekercioglu et al. 2004; Sekercioglu 2006), as aves podem acelerar o processo de regeneração da vegetação em áreas abandonadas (Gardner et al. 2019; Moran & Catterall 2014).

Muitas pesquisas buscam entender como comunidades de aves respondem à regeneração florestal (Dunn 2004a; Bowen et al. 2007; Chazdon et al. 2009; Acevedo-Charry & Aide 2019), no entanto, resultados divergentes são comumente relatados. Por exemplo, a riqueza de espécies e/ou abundância de indivíduos pode ser maior (Blake & Loiselle 2001; Durães et al. 2013; Duguid et al. 2016), menor (Díaz et al. 2005; Casas et al. 2016; Rey et al. 2019) ou não diferir (Andrade & Rubio-Torgler 1994; O'Dea & Whittaker 2006) em estágios iniciais de regeneração quando comparadas com florestas preservadas. Quando avaliado a influência do tempo desde o abandono, os resultados de diversos estudos são bastante contrastantes, com alguns estudos demonstrando que as comunidades de aves podem se recuperar à medida que a idade de regeneração aumenta (Dunn 2004a; Bradfer-Lawrence et al. 2018), enquanto outros não encontram efeito deste fator temporal (Dias et al. 2016). Estas variações nas respostas das aves provavelmente estão relacionadas à qualidade e complexidade do habitat que, por sua vez, são determinadas pelo estabelecimento e manutenção da comunidade vegetal ao longo do tempo (Bowen et al. 2007; Chazdon 2016; Rozendaal et al. 2019). Desta forma, diversas características locais e da paisagem podem afetar a manutenção das comunidades de aves em áreas em regeneração (Chazdon 2016).

A persistência das comunidades de aves em áreas em regeneração também pode ser influenciada pela proximidade entre a área em regeneração e o remanescente florestal (Casas et al. 2016; Dias et al. 2016; Mayhew et al. 2019), densidade de árvores local (Raman et al. 1998; Stratford & Stouffer 2013; Santamaria-Rivero et al. 2016; Salas-Correa & Mancera-Rodríguez 2018), composição de espécies vegetais (DeWalt et al. 2003; Adams & Matthews 2019), dentre muitos outros fatores (Díaz et al. 2005; Santamaria-Rivero et al. 2016). De forma similar, o tipo e a intensidade da perturbação podem interferir nas taxas de recuperação das plantas (Guariguata & Ostertag 2001; Jakovac et al. 2015, 2016, 2021) e, conseqüentemente, na estruturação das comunidades de aves (Gibson et al. 2011; LaManna & Martin 2017; Zlonis et al. 2019). Por exemplo, a magnitude do incêndio apresenta forte influência sobre as comunidades de aves em áreas em regeneração, normalmente reduzindo a abundância de indivíduos e modificando a composição de espécies (Robinson et al. 2014; Stephens et al. 2015; Zlonis et al. 2019).

Diversas revisões de literatura investigaram como ocorre a recuperação das comunidades de aves ao longo da regeneração, destacando a necessidade de mais estudos e também as lacunas de conhecimento sobre o tema (Dunn 2004a; Bowen et al. 2007; Chazdon et al. 2009; Dent & Wright 2009). A maioria dessas revisões normalmente focam em verificar o efeito do tempo desde o abandono ou do estágio sucessional definido pelos estudos primários e algumas vezes não apresentam replicação dos tratamentos. Além disso, tais revisões não utilizam métodos meta-analíticos para verificar as respostas das comunidades e apresentam grande variação entre os fatores explicativos utilizados. Desta forma, uma generalização dos resultados obtidos nessas revisões pode ser equivocada, pois desconsideram fatores potencialmente importantes na estruturação das comunidades de aves. Assim, uma abordagem meta-analítica pode complementar os achados por estas revisões prévias e permitir uma melhor compreensão dos padrões observados da diversidade de aves diante da regeneração florestal de áreas perturbadas. Além de investigar um efeito geral, combinando os resultados de diferentes pesquisas sobre o mesmo tema, a meta-análise permite investigar as fontes de variação entre os estudos (Borenstein et al. 2009). Contudo, as meta-análises realizadas até o momento são restritas a estudos realizados em uma única região biogeográfica (tropical ou temperada), abrangendo diversos táxons, além de não considerarem a abundância de indivíduos como componente da diversidade de aves e tão pouco a influência de fatores locais da vegetação (Schieck & Song 2006; Gibson et al. 2011; Acevedo-Charry & Aide 2019).

No presente estudo, conduzimos uma meta-análise global dos efeitos da regeneração florestal sobre as comunidades de aves. Especificamente, analisamos os resultados de estudos primários que avaliaram como a regeneração florestal afeta a diversidade de aves (i.e., riqueza e abundância), através da comparação entre áreas abandonadas após perturbações e remanescentes florestais ou ao longo dos anos após o distúrbio. Nossa hipótese é que a diversidade de aves em áreas de regeneração seja distinta da diversidade encontrada em florestas, especificamente previmos que áreas em regeneração florestal apresentem menor diversidade de aves (riqueza de espécies e abundância de indivíduos) quando comparadas aos fragmentos florestais, pois estes teoricamente fornecem maior qualidade e complexidade de habitat em comparação às áreas em regeneração (Chazdon et al. 2009, Chazdon 2016). Além disso, devido à dificuldade de identificar padrões de resposta em meta-análises ecológicas por conta de toda a complexidade e diferenças entre os estudos primários, investigamos também as possíveis causas da heterogeneidade dos resultados. Assim, para explorar as possíveis

fontes de variação nas respostas encontradas pelos estudos realizamos análises de heterogeneidade (análises de subgrupos e modelos de meta-regressões), utilizando as seguintes variáveis: parâmetros da comunidade de aves (riqueza ou abundância), região biogeográfica (tropical ou temperada) onde o estudo foi conduzido, tipo de perturbação (agropecuária, fogo e exploração de madeira), idade da área em regeneração, características locais da vegetação (densidade local de árvores, área basal das árvores e abertura do dossel) e distância entre a área em regeneração (tratamento) e a floresta referência (controle). Especificamente, prevemos que:

(i) a riqueza de espécies presente uma redução menos drástica do que a abundância de indivíduos, pois de modo geral espécies adaptadas a locais perturbados podem vir a substituir as espécies sensíveis, promovendo a manutenção da riqueza (Dunn 2004a; Acevedo-Charry & Aide 2019; Rutt et al. 2019). Por outro lado, valores similares no número de indivíduos entre áreas em regeneração e remanescentes florestais é menos provável de ocorrer, uma vez que as espécies que colonizam áreas em regeneração ainda não possuem populações estabelecidas (Nichols & Nichols 2003; Laurance 2004; Bregman et al. 2014);

(ii) a menor diversidade de aves observada em áreas de regeneração seja mais evidente em regiões tropicais, já que aves tropicais apresentam maior sensibilidade às perturbações do que aves de regiões temperadas (Bregman et al. 2014). Sabe-se que a maior estabilidade climática nos trópicos promoveu uma alta especialização ecológica das espécies de aves (Janzen 1967; Stratford & Robinson 2005; Salisbury et al. 2012). Portanto, quando ocorrem perturbações que alteram o habitat, as espécies tropicais podem levar mais tempo para se restabelecer quando comparadas às espécies de áreas temperadas (Bregman et al. 2014);

(iii) áreas em regeneração onde ocorreram perturbações intensas, como agricultura ou incêndios, apresentem uma redução mais acentuada da diversidade do que remanescentes florestais (Barlow et al. 2006; Moura et al. 2013; Neate-Clegg & Şekercioglu 2020), pois tais perturbações podem desencadear grandes alterações na estrutura e complexidade do habitat, inclusive do solo (Guariguata & Ostertag 2001; Jakovac et al. 2015, 2016). Por outro lado, esperamos que perturbações menos intensas, como exploração de madeira, apresentem um efeito menos severo sobre a diversidade de aves (Dunn 2004b; Barlow et al. 2006; Edwards et al. 2011);

(iv) o aumento da idade das áreas em regeneração promova um aumento na

diversidade de aves, já que a capacidade destas áreas em abrigar a biodiversidade aumenta à medida que decorre o tempo desde o abandono, devido especialmente ao incremento na complexidade e qualidade estrutural da floresta (DeWalt et al. 2003; Chazdon 2016; Rozendaal et al. 2019).

(v) ocorrerá um aumento na diversidade de aves conforme a densidade e área basal de árvores aumentam e a abertura do dossel diminui, já que estes atributos da vegetação local definem a complexidade estrutural do habitat, a qual está relacionada positivamente com a capacidade das florestas em regeneração de abrigar maior riqueza e abundância de espécies vegetais e animais (DeWalt et al. 2003; Rozendaal et al. 2019).

(vi) a diversidade de aves seja menor nas áreas em regeneração que estiverem mais distantes de remanescentes florestais, pois quanto maior a distância entre a área perturbada e a floresta, menor será a probabilidade de colonização e estabelecimento das espécies provenientes destes habitats nativos (Bowen et al. 2007; Casas et al. 2016; Dias et al. 2016; Mayhew et al. 2019).

Material e métodos

Pesquisa de literatura e seleção de estudos

Por meio de uma pesquisa bibliográfica sistemática realizada entre 18 de junho e 11 de novembro de 2020, buscamos por estudos que avaliaram o efeito da regeneração natural na riqueza e abundância de aves. A pesquisa foi realizada no banco de dados ISI Web of Knowledge (www.webofknowledge.com) usando a seguinte sequência de palavras-chave: [("bird" OR "avian") AND ("community" OR "assemblage" OR "richness" OR "abundance" OR "diversity") AND ("secondary forest" OR "succession" OR "second growth" OR "natural regeneration" OR "land abandonment")] e sem idioma, período de publicação ou área de pesquisa pré-definido. Os artigos de revisão encontrados na busca inicial (Gibson et al. 2011; Sayer et al. 2017; Hughes et al. 2020) e que já constavam em nosso acervo bibliográfico (Dunn 2004a; Bowen et al. 2007; Chazdon et al. 2009; Dent & Wright 2009; Gardner et al. 2009; Acevedo-Charry & Aide, 2019) foram utilizadas como fonte de estudos adicionais para nosso banco de dados, resultando na inclusão de 20 novos artigos.

Inicialmente, nossa busca resultou em 810 estudos que foram filtrados por título, resumo e palavras-chave, restando 314 estudos possivelmente elegíveis para a meta-análise (Fig. 1). Em seguida, os estudos foram selecionados com base nos seguintes critérios de elegibilidade: (1) estudos que apresentavam área controle (floresta referência) e tratamento (área em regeneração natural, i.e., áreas abandonadas que seguem o processo de sucessão ecológica após uma perturbação sem intervenção humana), independentemente se a pesquisa ocorreu ao longo dos anos ou através de uma cronosequência. Definimos todas áreas controle e tratamento a partir da descrição dos estudos primários, e assim presumimos que a identificação e descrição destas áreas foram feitas corretamente pelos autores; (2) estudos que avaliaram pelo menos um dos parâmetros da comunidade de aves (i.e. riqueza de espécies e/ou abundância de indivíduos); (3) estudos que forneceram valores do tamanho da amostra (número de amostras), médias e medidas de variância (erros ou desvios padrão) da diversidade de aves em cada local; (4) estudos que apresentaram no mínimo uma réplica no tratamento e no controle. No final deste processo de triagem, 38 estudos realizados em 18 países e que foram publicados entre 1994 e 2020 (Fig.2) foram incluídos em nossas análises. Destes estudos, obtivemos 174 comparações (média \pm desvio padrão = $4,44 \pm 3,83$, comparações por estudo), porque os estudos geralmente pesquisaram um gradiente de áreas em regeneração e avaliaram riqueza de espécies e/ou a abundância de indivíduos.

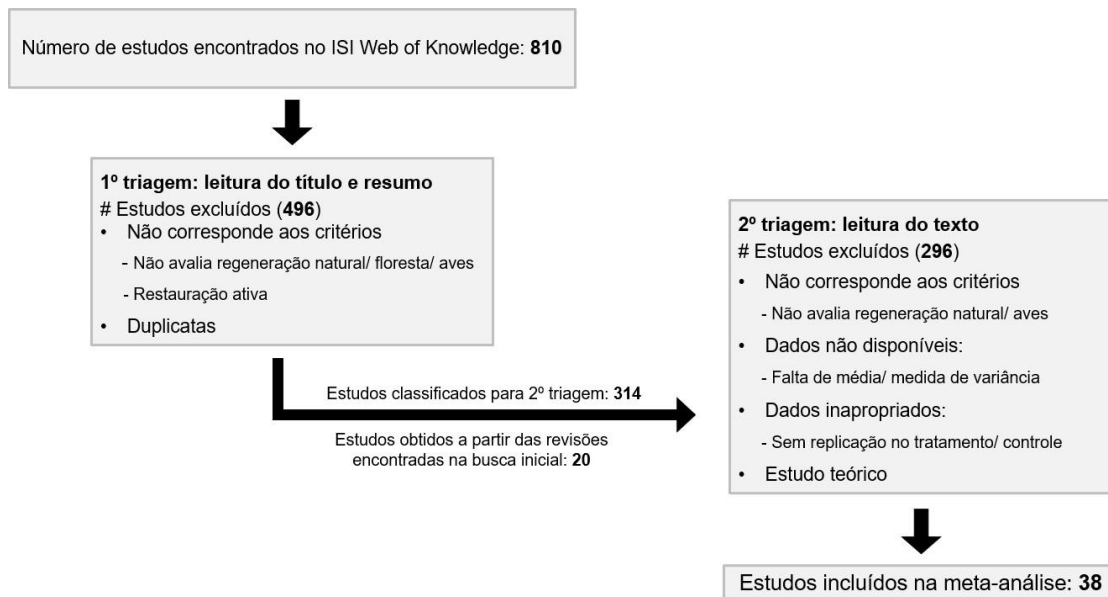


Fig. 1. Diagrama representando o processo de triagem dos estudos incluídos na meta-análise.

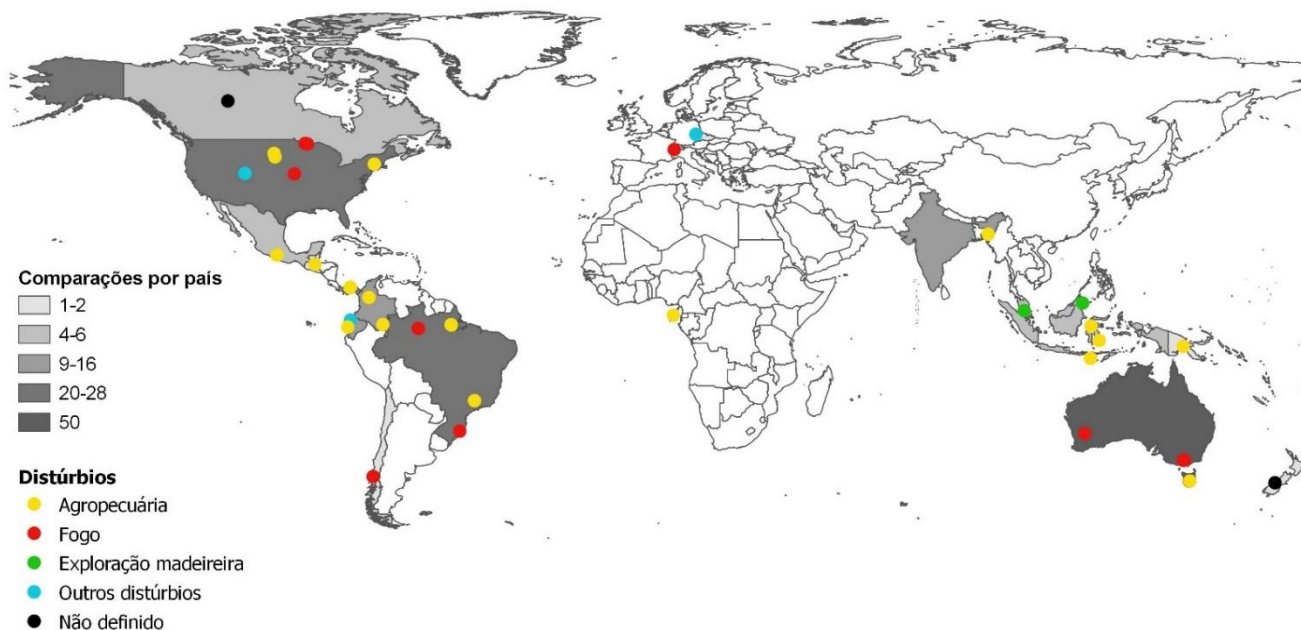


Fig. 2. Distribuição geográfica dos estudos ($n = 38$) incluídos na meta-análise. Os diferentes tons de cinza indicam o número de comparações realizadas em cada país ($n = 18$ países) e a cor dos círculos representam o tipo de distúrbio que ocorreu em cada estudo. Os círculos azuis simbolizam perturbações que não entraram em nossas análises de subgrupos devido ao baixo número de comparações ($n < 5$) e círculos pretos representam estudos que não informaram o tipo de perturbação sofrida pela área em regeneração.

Para cada estudo que comparou áreas em regeneração com florestas referência, extraímos o número de locais avaliados, ou seja, o número de áreas (tamanho da amostra; n), o valor médio do parâmetro de diversidade (riqueza e/ou abundância) e o desvio padrão em cada grupo (controle e tratamento). Quando os dados eram apresentados em gráficos, usamos o programa GetData Graph Digitizer (versão 2.26; <http://getdata-graph-digitizer.com/>) para extrair uma estimativa do dado apresentado nas figuras de cada artigo. Em estudos que apresentaram erro padrão (EP) como medida de variância, convertemos os valores em desvio padrão (DP) utilizando a seguinte fórmula: $DP = EP \cdot \sqrt{n}$. Além disso, de cada estudo obtivemos as seguintes informações (ver também Tabela 1): (i) parâmetro da comunidade de aves, (ii) região biogeográfica onde o estudo foi desenvolvido, (iii) tipo de perturbação, (iv) idade da área em regeneração, (v) densidade local de árvores, (vi) área basal das árvores, (vii) abertura do dossel, e (viii) distância entre a área em regeneração e a floresta referência.

Tabela 1. Subgrupos utilizados para explorar a heterogeneidade das respostas dos estudos avaliados.

Variáveis moderadoras	Categorias (nº de estudos / nº de comparações)	Tipo de análise
1. Parâmetro da comunidade de aves	1.1 Riqueza de espécies (37/96)	Subgrupo
	1.2. Abundância de indivíduos (25/78)	
2. Região biogeográfica	2.1. Tropical (20/80) Latitude < 23,5 ° N / S	Subgrupo
	2.2. Temperada (18/94) Latitude > 23,5° N / S	
3. Tipo de perturbação	3.1 Agropecuária (20/76)	Subgrupo
	3.2 Fogo (11/74)	
	3.3 Exploração madeireira (3/14)	
	3.4 Outros distúrbios (2/3)	
	3.5 Não definido (2/7)	
4. Tempo desde o abandono	4.1. Idade média desde o abandono da área em regeneração (33/160)	Meta-regressão
5. Densidade de árvores	5.1. Número de árvores por hectare (7/39)	Meta-regressão
6. Área basal	6.1 Área basal (m ² /ha ⁻¹) das árvores (7/36)	Meta-regressão
7. Abertura do dossel	7.1. Porcentagem de abertura do dossel (14/42)	Meta-regressão
		Meta-regressão
8. Distância entre tratamento e área controle	8.1. Distância média (m) entre áreas em regeneração e floresta referência (8/38)	Meta-regressão

Meta-análise multinível

Para verificar se há um efeito geral da regeneração natural na diversidade de aves, realizamos uma meta-análise com 174 comparações (Borenstein et al. 2009). Calculamos o tamanho de efeito para cada comparação através da diferença média padronizada entre os tratamentos (d de Cohen), a qual foi obtida pela diferença entre os valores médios dos tratamentos em regeneração e controle, divididos pelo desvio padrão combinado do estudo, que considera desvios dentro de cada tratamento:

$$d \text{ de Cohen} = \frac{M_1 - M_2}{DP_{\text{combinado}}}$$

Onde M_1 e M_2 são as médias dos grupos de tratamento e controle, respectivamente. O desvio padrão combinado dos grupos ($DP_{\text{combinado}}$) foi obtido através da fórmula:

$$DP_{\text{combinado}} = \frac{(n_1 - 1)DP_1^2 + (n_2 - 1)DP_2^2}{n_1 + n_2 - 2}$$

Onde número amostral e desvios padrão do tratamento é representado por n_1 e DP_1 e o do controle por n_2 e DP_2 , respectivamente. Em seguida, aplicamos o fator de correção (J):

$$J = 1 - \frac{3}{4gl - 1}$$

Onde gl representa os graus de liberdade. Por fim, calculamos a diferença média padronizada corrigida para viés de pequenas amostras (g de Hedges) a qual foi utilizada como medida do tamanho de efeito em nossa meta-análise (Borenstein et al. 2009):

$$g \text{ de Hedges} = \frac{M_1 - M_2}{DP_{\text{combinado}}} \left(1 - \frac{3}{4gl - 1}\right)$$

A variância foi usada pra calcular o intervalo de confiança do tamanho de efeito de cada comparação através da seguinte fórmula:

$$V = J^2 \left(\frac{n_1 + n_2}{(n_1 \times n_2)} + \frac{\left(\frac{M_1 - M_2}{DP_{\text{combinado}}} \right)^2}{2(n_1 + n_2)} \right)$$

O tamanho de efeito médio da meta-análise foi calculado através da média entre todos os tamanhos de efeito de todas as comparações e seus respectivos intervalos de confiança. Tamanhos de efeito com valores negativos e positivos indicam redução e aumento na diversidade de aves, respectivamente, quando comparamos áreas em regeneração e florestas referência. Para ser considerado significativo o intervalo de confiança do tamanho de efeito não deve cruzar a linha do zero. Uma vez que a maioria dos estudos apresentou a estimativa de mais de um tamanho de efeito, devido à comparação de diversos tratamentos (áreas em regeneração) com um mesmo controle (floresta referência), o que pode superestimar o tamanho amostral e, conseqüentemente, as estimativas do tamanho de efeito, aumentando as chances de erro Tipo I, utilizamos uma meta-análise multinível. Essa abordagem permite incluir mais de um fator aleatório nas análises (Nakagawa & Santos 2012). Então, utilizamos em nossas análises a repetição do efeito em nível de estudo (comparações dentro do mesmo estudo) e a variação entre estudos (cada estudo) como fator aleatório para diminuir este possível viés.

Análise de heterogeneidade

Realizamos análises de subgrupos para explorar a heterogeneidade dos tamanhos de efeito, especificamente avaliando a influência do parâmetro da comunidade de aves, região biogeográfica e tipo de perturbação. As categorias “outros distúrbios” e “não definido” identificados no subgrupo “tipo de perturbação” não foram incluídos nas análises devido ao baixo número de comparações ($n < 5$). Além disso, através de modelos de meta-regressão de efeitos aleatórios, avaliamos a relação do tempo desde o abandono, da densidade de árvores, da área basal das árvores, da abertura do dossel e da distância entre os fragmentos na heterogeneidade do tamanho de efeito individual (Tabela 1). Por fim, extraímos o coeficiente de determinação (Pseudo R^2) de cada modelo de meta-

regressão (Borenstein et al. 2009). Todas as análises foram realizadas controlando o possível efeito de pseudoreplicação utilizando o software R CoreTeam (2020), com o pacote R Metafor (Viechtbauer 2010).

Viés de publicação

Utilizamos duas abordagens para verificar a robustez dos resultados da meta-análise perante um possível viés de publicação: (1) teste de Egger (Egger et al. 1997) e (2) método *Trim and Fill* (Duval & Tweedie 2000). Primeiro, realizamos o teste de Egger para verificar a simetria do gráfico de funil (um gráfico dos tamanhos do efeito em relação a medida de variância, onde a simetria indica uma ausência de viés), onde $P < 0,05$ indica assimetria (Egger et al. 1997). Em seguida, executamos o método *Trim and Fill* para estimar o número de estudos ausentes que seriam necessários para completar um gráfico funil simétrico e verificar se a inclusão dos estudos faltantes modificaria o resultado observado (Duval & Tweedie 2000). Utilizamos o pacote R Metafor (Viechtbauer 2010; R CoreTeam 2020) para as análises.

Resultados

Efeito geral da regeneração florestal sobre a diversidade de aves

Dos 38 estudos e 174 comparações, 18 estudos (94 comparações) foram realizados em florestas temperadas com áreas em regeneração natural variando entre 1 e 163 anos (média \pm desvio padrão = 27.0 ± 35 anos), enquanto 20 estudos (80 comparações) foram desenvolvidos em florestas tropicais com idades de regeneração variando entre 1 e 120 anos (média \pm desvio padrão = 31.5 ± 32 anos).

Nossos resultados indicaram que apesar do efeito médio ser negativo (g de Hedges = $-0,22$ [IC95%: $-0,70; 0,26$]; efeito geral em Fig. 3), não é possível identificar um padrão na resposta das aves entre áreas de regeneração e florestas referência, visto que o intervalo de confiança (IC) inclui resultados positivos e neutros.

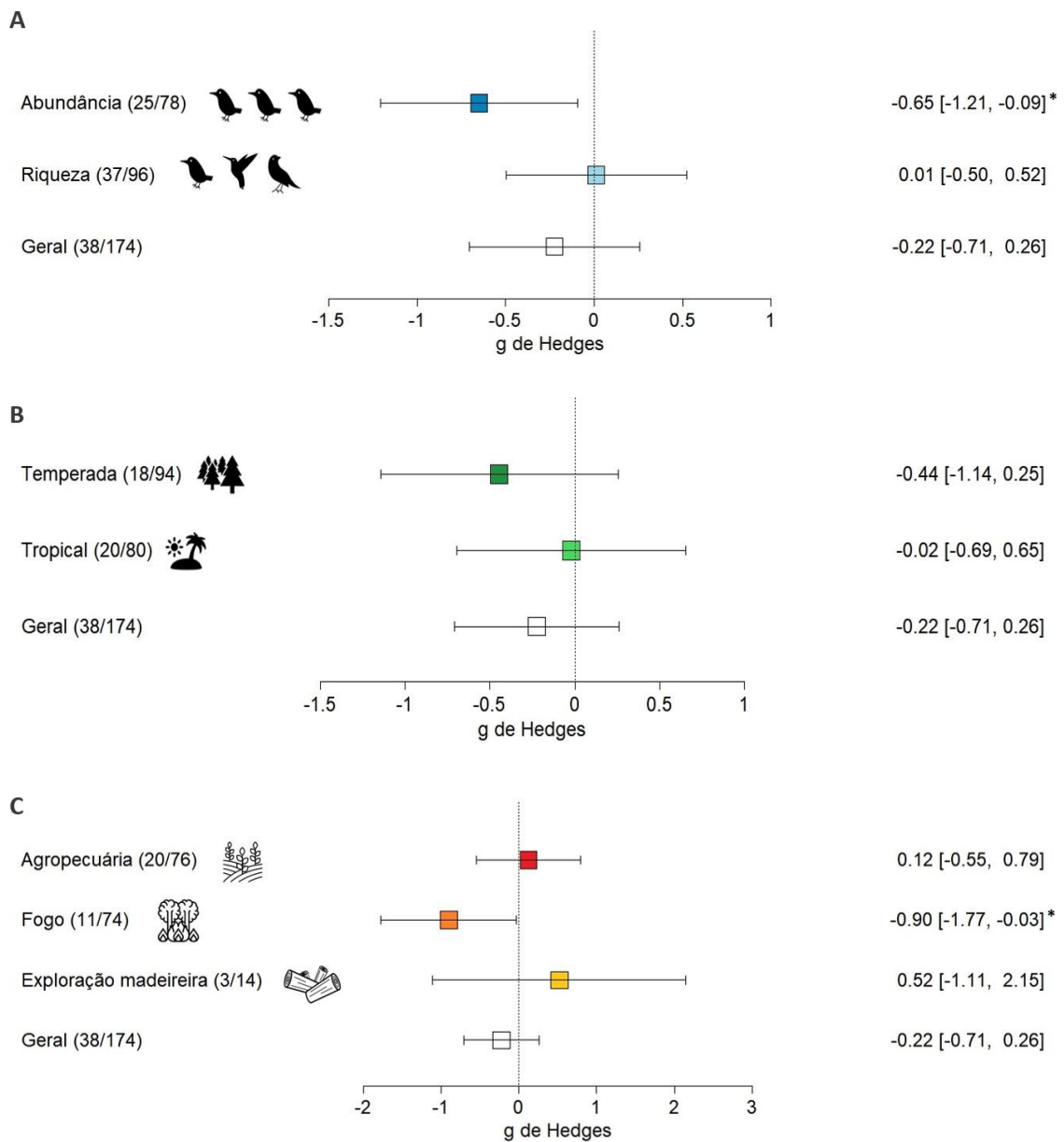


Fig. 3. Tamanhos de efeito da diversidade de aves separados por parâmetros da comunidade de aves (A); região biogeográfica (B); e tipo de perturbação (C). Tamanho de efeito médio para todos os estudos incluídos (geral). A linha vertical indica que não há efeito sobre a diversidade de aves. Valores médios de g de Hedges (quadrados) e Intervalos de Confiança (IC) de 95% (linhas) são exibidos no lado direito da figura. Asteriscos indicam significância estatística, $P < 0,05$. As categorias de cada grupo com o número de estudos e comparações individuais entre parênteses são apresentadas à esquerda.

Análises de subgrupos e modelos de meta-regressão

No geral, encontramos alta heterogeneidade (média $I^2 = 80\%$) entre os tamanhos de efeito dos estudos incluídos em nossa meta-análise, sendo 54% proveniente da variação entre os estudos e 26% do nível dos estudos. Através das análises de subgrupos, identificamos um efeito consistentemente negativo sobre a abundância de indivíduos, enquanto que para a riqueza de espécies não é possível prever o efeito (Fig. 3 A). Além disso, nossos resultados demonstraram que independente da região biogeográfica onde o estudo foi realizado não há uma tendência na resposta das aves (Fig. 3 B). Ainda, foi possível identificar que dentre os tipos de perturbações investigados, apenas áreas em regeneração após incêndios apresentam uma resposta negativa da diversidade de aves (Fig. 3 C), enquanto para as demais perturbações não foi possível identificar nenhum padrão.

Por fim, através dos modelos de meta-regressão não encontramos evidência de efeito para nenhum moderador contínuo analisado sobre a diversidade de aves. Os coeficientes de determinação estimados (Pseudo- R^2) demonstraram que os modelos de meta-regressão apresentam baixo poder preditivo (Tabela 2), ou seja, as variáveis contínuas apresentaram baixo efeito sobre a resposta geral.

Tabela 2. Estimativas dos moderadores contínuos utilizados na meta-regressão para explorar a heterogeneidade das respostas dos estudos avaliados.

	Estimativa	EP	IC_{inf}	IC_{sup}	t-Valor	p-Valor	Pseudo-R²
Intercepto	-0,211	0,290	-0,783	0,362	-0,728	0,468	
Idade de regeneração	-0,006	0,004	-0,008	0,007	-0,163	0,870	0
Intercepto	0,314	0,854	-1,416	2,043	0,368	0,715	
Densidade de árvores	0,000	0,000	0,000	0,000	-0,723	0,474	0,01
Intercepto	0,218	0,979	-1,770	2,207	0,223	0,825	
Área basal das árvores	-0,032	0,026	-0,085	0,022	-1,212	0,234	0
Intercepto	0,988	0,741	-0,511	2,486	1,332	0,190	
Abertura do dossel	-0,022	0,012	-0,047	0,002	-1,853	0,071	0,07
Intercepto	-1,743	1,696	-5,183	1,697	-1,027	0,311	
Distância entre tratamento e área controle	-0,001	0,002	-0,004	0,003	-0,483	0,632	0

EP, erro padrão; IC_{inf} e IC_{sup} representam os limites inferior e superior do intervalo de confiança de 95%, respectivamente.

Viés de publicação

Através do teste de Egger identificamos que nosso gráfico de funil é assimétrico ($t = 5,02$; $df = 172$; $P < 0,001$, Fig. 1 do Material Suplementar). A análise *Trim and Fill* indicou que 0 a 5 estudos podem estar faltando no lado direito do gráfico, sendo que com a inclusão destes estudos o efeito médio negativo (g de Hedges = $-0,22$ [IC95%: $-0,70$; $0,26$]) pode mudar para positivo (g de Hedges = $0,08$ [IC95%: $-0,42$; $0,59$]; $z = 0,32$; $P = 0,74$), mas igualmente sem um padrão consistente.

Discussão

As florestas secundárias podem ser indispensáveis para a manutenção da biodiversidade global, no entanto é necessário compreender os fatores que determinam o valor de conservação dessas áreas em regeneração natural. Nosso estudo revelou que a riqueza de espécies de aves não apresenta um padrão claro nas áreas em regeneração quando comparada à remanescentes florestais, enquanto a abundância de indivíduos foi consistentemente menor nas áreas previamente perturbadas. Os resultados mostraram que independente da região biogeográfica não há um padrão na resposta das aves e apenas áreas em regeneração as quais foram historicamente impactadas por incêndios a diversidade de aves foi menor do que em remanescentes florestais. Além disso, não encontramos relação da diversidade de aves com o tempo desde o abandono, nem com as características da vegetação local e distância entre áreas de regeneração e florestas referência.

Nossos resultados demonstraram que não há um padrão consistente na resposta das aves quando comparado áreas em regeneração com florestas remanescentes, especialmente para a riqueza de espécies. Esse achado pode estar relacionado às diferentes capacidades das espécies em persistir diante das modificações do habitat ao longo dos estágios de regeneração (Chazdon 2016). Por exemplo, aves generalistas de habitat ou de alimentação, as quais normalmente são encontradas em áreas perturbadas ou bordas florestais, demonstram ser favorecidas ou tolerantes em áreas em estágios iniciais da regeneração, pois perturbações intermediárias podem facilitar a colonização e manutenção dessas espécies de aves (Ruttet al. 2019; Borges et al. 2021). Por outro lado, a presença de aves especialistas florestais, como insetívoros de sub-bosque, pode ser

limitada em florestas secundárias iniciais (Dunn 2004a; Acevedo-Charry & Aide 2019), podendo demorar até 100 anos para recuperar os padrões encontrados em remanescentes florestais (Sayer et al. 2017). Dessa forma, comunidades de aves compostas por espécies com diferentes traços ecológicos podem levar a padrões divergentes em relação a manutenção da riqueza de espécies em áreas em regeneração. (Chazdon 2016; Santamaria-Rivero et al. 2016; Borges et al. 2021).

Em contraposição ao padrão observado para riqueza, a abundância de aves demonstrou ser claramente menor nas áreas em regeneração do que em remanescentes florestais. Nossos resultados, assim como de outros estudos, evidenciam que a abundância de indivíduos responde negativamente às alterações do habitat (Díaz et al. 2005; Robinson et al. 2014; Rey et al. 2019). Esta resposta pode estar relacionada ao fato de que indivíduos de determinadas espécies estão colonizando o local perturbado, por isso ainda não apresentam populações estabelecidas e, conseqüentemente com baixo número de indivíduos (Nichols & Nichols 2003; Brotons & Herrando 2005). A menor abundância constatada em áreas em regeneração pode também afetar o funcionamento do ambiente, uma vez que as aves normalmente apresentam populações com alto número de indivíduos e, por esta razão possuem alto impacto em diversos processos ecológicos (Sekercioglu et al. 2004; Tobias et al. 2013). Assim, mesmo que algumas espécies estejam presentes, populações extremamente reduzidas podem não ser funcionalmente atuantes, pois o número de indivíduos remanescentes nas populações determina as taxas de serviços prestados (Sekercioglu et al. 2004). Portanto, diversas alterações podem ocorrer no funcionamento dos ecossistemas quando as funções não são mantidas, como redução na densidade de plantas devido ao menor número de polinizadores (Anderson et al. 2011; Sekercioglu 2011) ou a diminuição no tamanho das sementes produzidas quando grandes frugívoros estão extintos localmente (Galetti et al. 2013). Até mesmo o processo de regeneração pode ser impactado pela redução populacional de certos grupos de aves, como os grandes frugívoros, especialmente nas florestas tropicais, onde as aves são os principais dispersores de sementes (Sekercioglu et al. 2004).

Os resultados obtidos mostraram a existência de uma grande variação das respostas das aves em estudos desenvolvidos ao longo do globo, até mesmo entre aqueles efetuados dentro da mesma região biogeográfica, como observado em estudos nos trópicos (Andrade & Rubio-Torgler 1994; Waltert et al. 2004; Marsden et al. 2006; Cajas et al. 2015; Salas-Correa & Mancera-Rodríguez 2020) e na região temperada (Rumble &

Gobeille 2004; Hingston et al. 2014; Duguid et al. 2016). Portanto, nosso resultado destaca que o efeito da regeneração florestal sobre a diversidade de aves não foi dependente da região onde o estudo foi executado. Diferente do que esperávamos, esse resultado ressalta ainda que sobre certas situações áreas em regeneração mesmo na região tropical podem abrigar alta diversidade de aves (Chazdon et al. 2009; Dias et al. 2016; Acevedo-Charry & Aide 2019; Mayhew et al. 2019), possivelmente devido a resiliência e capacidade de regeneração natural das florestas tropicais (Chazdon 2016; Rozendaal et al. 2019).

Em contrapartida, a resposta das comunidades de aves na região temperada pode estar relacionada às características ecológicas das espécies. As comunidades biológicas de clima temperado adquiriram adaptações a ambientes modificados, especialmente devido à sazonalidade bem definida que promove escassez de recursos em determinados períodos do ano e, em função da maior exposição da biodiversidade às perturbações históricas, como grandes incêndios naturais e glaciações (Bregman et al. 2014). Apesar disso, cada espécie apresenta um limiar de tolerância para persistir em habitats alterados (MacArthur & MacArthur 1961). Assim, quando perturbações intensas ou frequentes ocorrem, as taxas de estabelecimento e recuperação da vegetação demonstram ser efetivamente menores (Jakovac et al. 2015, 2016), por consequência, a colonização das comunidades animais pode demorar mais tempo para ocorrer (Chazdon 2016). Portanto, mesmo espécies de regiões temperadas podem ser incapazes de colonizar áreas altamente impactadas por distúrbios severos.

De acordo com nossa hipótese, nossos resultados destacaram que a diversidade de aves foi menor em áreas onde as perturbações foram oriundas de incêndios. De fato, incêndios florestais demonstram impactar fortemente as florestas e sua biodiversidade (Guariguata & Ostertag 2001; Barlow et al. 2006; Chazdon 2016). Em particular, incêndios severos pode reduzir a probabilidade de colonização e/ou do estabelecimento das plantas, devido a diminuição do banco de sementes no solo (Lee 2004; Slik et al. 2008). Como consequência, a fauna pode demorar mais tempo para retornar aos locais previamente queimados, uma vez que a recuperação da fauna é dependente da estrutura da vegetação (Chazdon 2016).

Nosso estudo também destaca que a diversidade de aves pode ser afetada de distintas formas (positivamente e/ou negativamente) em áreas em regeneração

previamente impactadas pela agropecuária e a exploração de madeira. Na verdade, uma recente revisão (LaManna & Martin 2017) destacou que o efeito da exploração de madeira sobre as aves pode variar até mesmo entre as regiões biogeográficas. Por exemplo, nos trópicos a exploração madeireira ocasiona uma redução no número de espécies de aves em áreas em regeneração quando comparadas a remanescente florestais, enquanto que na região temperada essa perturbação leva a uma menor abundância de aves em áreas em regeneração, porém sem exercer efeito sobre a riqueza de espécies (LaManna & Martin 2017). Ainda, a extração de madeira pode influenciar a resiliência e recuperação da vegetação de acordo com a intensidade e frequência (Ding et al. 2017), assim como a agropecuária (Jakovac et al. 2015, 2016), o que por sua vez interfere nas respostas das comunidades animais (Chazdon 2016; Neate-Clegg & Şekercioglu 2020). Embora, diversos estudos tenham sido desenvolvidos para avaliar a estruturação das comunidades ao longo da regeneração após práticas agropecuárias (Raman et al. 1998; Parry et al. 2007; Martin & Blackburn 2010; Almazán-Núñez et al. 2015; Dias et al. 2016), os resultados obtidos são altamente divergentes, inclusive entre estudos realizados na mesma região biogeográfica, como tropical (Andrade & Rubio-Torgler 1994; Waltert et al. 2004; Marsden et al. 2006; Cajas et al. 2015; Salas-Correa & Mancera-Rodríguez 2020) ou temperada (Duguid et al. 2016; Rumble & Gobeille 2004; Hingston et al. 2014). Essa grande variação nas respostas das aves pode estar relacionada às diferentes intensidades das práticas agrícolas adotadas, desde cultivo em pequena escala a grandes extensões de terra destinadas a agricultura mecanizada, ou exploração seletiva de madeira a corte raso da vegetação. Embora a intensidade do distúrbio não tenha sido considerada em nossas análises, nossos resultados podem ter sido influenciado por esta variável uma vez que pesquisas prévias frequentemente demonstram relação entre a magnitude da perturbação e a diversidade de aves (Robinson et al. 2014; Burivalova et al. 2015; Stephens et al. 2015; Zlonis et al. 2019; Newbold et al. 2013; Neate-Clegg & Şekercioglu 2020).

Diferentemente do que prevíamos, os resultados obtidos não revelaram um efeito da idade da área em regeneração, densidade local de árvores, área basal das árvores, abertura do dossel e distância entre a área em regeneração e a floresta referência sobre a diversidade geral de aves. Em geral, o tempo desde o abandono pode ser um dos fatores mais importantes para a recuperação da vegetação e, conseqüentemente, do ecossistema (Crouzeilles et al. 2016), pois somente com a decorrência deste fator temporal é que as

comunidades conseguem colonizar e persistir nessas áreas (Chazdon 2016). Entretanto, muitas pesquisas relatam resultados conflitantes quando testam a relação entre a idade de regeneração e a diversidade de aves, variando de um efeito positivo (Dunn 2004a; Bradfer-Lawrence et al. 2018) a nulo (Dias et al. 2016; Borges et al. 2021). Evidentemente o tempo desde a perturbação é um fator importante para o desenvolvimento do ecossistema, mas assim como em pesquisas prévias (Dias et al. 2016; Mayhew et al. 2019; Borges et al. 2021), outros fatores não avaliados pelo nosso estudo podem ter uma influência tão importante quanto o tempo desde o distúrbio.

Em nossa pesquisa as características da vegetação local e a distância entre locais em regeneração e florestas demonstraram não interferir na diversidade geral das aves. No entanto, diversos estudos prévios encontraram relação entre os atributos da vegetação local, como a densidade de árvores, área basal e abertura do dossel e a manutenção de determinadas espécies ou grupos de aves (Raman et al. 1998; Díaz et al. 2005; Stratford & Stouffer 2013; Santamaria-Rivero et al. 2016; Salas-Correa & Mancera-Rodríguez 2018), demonstrando que características específicas podem influenciar na persistência das aves. De forma similar, a diversidade de aves é frequentemente afetada pela distância entre locais em regeneração e remanescentes florestais (Bowen et al. 2007; Casas et al. 2016; Dias et al. 2016; Mayhew et al. 2019), mas aqui não encontramos essa associação. Em geral, os estudos incluídos em nossa meta-análise avaliam diferentes características da vegetação local ou não apresentaram estas informações, o que gerou em um baixo número amostral em relação a essas variáveis e pode justificar que uma associação clara não foi detectada em nossos resultados. Desta forma, sugerimos que novos estudos descrevam e disponibilizem em suas pesquisas diferentes variáveis da vegetação local e, sobretudo do contexto da paisagem para ampliar o conhecimento e auxiliar na identificação dos fatores que predizem a diversidade de aves em áreas de regeneração natural.

Conclusão

Esse estudo se diferencia das demais pesquisas que avaliaram a diversidade de espécies em áreas de regeneração, pois avaliamos como diversos fatores ambientais podem afetar o padrão observado, que até o momento não tinha sido investigado em estudos metanalíticos prévios. Por exemplo, compilamos dados de estudos realizados em florestas de todo o mundo, em contraponto a estudos que normalmente tinham enfoque em regiões específicas.

Nossos resultados mostraram que não há um padrão consistente na resposta das aves em áreas em regeneração. Na verdade, os resultados demonstram que em alguns casos áreas em regeneração podem apresentar métricas semelhantes de diversidade comparado à florestas referência, indicando que estas áreas podem servir de habitat para diversas espécies de aves. Também observamos que a abundância de indivíduos demonstrou ser particularmente menor nessas áreas, demonstrando que a capacidade das áreas de regeneração em abrigar populações pode ser reduzida em comparação com às florestas. Além disso, foi detectado um efeito consistentemente negativo sobre a diversidade de aves apenas em áreas de regeneração previamente impactadas por incêndios.

Por fim, destacamos que novos estudos devem ser realizados investigando além da riqueza e abundância, a composição de espécies da comunidade ao longo da regeneração, a fim de responder se a manutenção da riqueza nessas áreas se deve à mudança na composição, ou se realmente as espécies de aves se mantêm independente da área sofrer algum tipo de perturbação. Ainda, ressalta-se que tais estudos foquem em quais populações apresentam redução no número de indivíduos e, especificamente quais guildas são reduzidas, já que alguns grupos de aves podem auxiliar a recuperação da comunidade vegetal.

Referências bibliográficas

Acevedo-Charry, O. & Aide, T. M. 2019. Recovery of amphibian, reptile, bird and mammal diversity during secondary forest succession in the tropics. *Oikos*, 128(8), 1065-1078.

Adams, B. T. & Matthews, S. N. 2019. Diverse temperate forest bird assemblages demonstrate closer correspondence to plant species composition than vegetation structure. *Ecography*, 42(10), 1752-1764.

Aerts, R. & Honnay, O. 2011. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC ecology*, 11(1), 29.

Almazán-Núñez, R. C., del Coro Arizmendi, M., Eguiarte, L. E. & Corcuera, P. 2015. Distribution of the community of frugivorous birds along a successional gradient in a tropical dry forest in south-western Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 31(1), 57-68.

Anderson, S. H., Kelly, D., Ladley, J. J., Molloy, S. & Terry, J. 2011. Cascading effects of bird functional extinction reduce pollination and plant density. *Science*, 331(6020), 1068-1071.

Andrade, G. I. & Rubio-Torgler, H. 1994. Sustainable use of the tropical rain forest: evidence from the avifauna in a shifting-cultivation habitat mosaic in the Colombian Amazon. *Conservation Biology*, 8(2), 545-554.

Avila-Cabadilla, L. D., Sanchez-Azofeifa, G. A., Stoner, K. E., Alvarez-Añorve, M. Y., Quesada, M. & Portillo-Quintero, C. A. 2012. Local and landscape factors determining occurrence of phyllostomid bats in tropical secondary forests. *PloS one*, 7(4), e35228.

Barlow, J., Peres, C. A., Henriques, L. M. P., Stouffer, P. C. & Wunderle, J. M. 2006. The responses of understorey birds to forest fragmentation, logging and wildfires: an Amazonian synthesis. *Biological Conservation*, 128(2), 182-192.

Bihn, J. H., Gebauer, G. & Brandl, R. 2010. Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. *Ecology*, 91(3), 782-792.

Blake, J. G. & Loiselle, B. A. 2001. Bird assemblages in second-growth and old-growth forests, Costa Rica: perspectives from mist nets and point counts. *The Auk*, 118(2), 304-326.

Borenstein, M., Hedges, L. V., Higgins, J. P. & Rothstein, H. R. 2011. *Introduction to meta-analysis*. John Wiley & Sons.

Borges, S. H., do R. S. Tavares, T., Crouch, N. M. & Baccaro, F. 2021. Successional trajectories of bird assemblages in Amazonian secondary forests: Perspectives from complementary biodiversity dimensions. *Forest Ecology and Management*, 483, 118731.

Bowen, M. E., McAlpine, C. A., House, A. P. & Smith, G. C. 2007. Regrowth forests on abandoned agricultural land: a review of their habitat values for recovering forest fauna. *Biological Conservation*, 140, 273–296.

Bradfer-Lawrence, T., Gardner, N. & Dent, D. H. 2018. Canopy bird assemblages are less influenced by habitat age and isolation than understory bird assemblages in Neotropical secondary forest. *Ecology and Evolution*, 8(11), 5586-5597.

Bregman T. P., Sekercioglu C. H. & Tobias J. A. 2014. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation* 169, 372-383.

Brotons, L., Pons, P. & Herrando, S. 2005. Colonization of dynamic Mediterranean landscapes: where do birds come from after fire? *Journal of Biogeography*, 32(5), 789-798.

Burivalova, Z., Lee, T. M., Giam, X., Şekercioglu, Ç. H., Wilcove, D. S. & Koh, L. P. 2015. Avian responses to selective logging shaped by species traits and logging practices. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1808), 20150164.

Cajas-Castillo, O. J., Cobar-Carranza, J. A., Cruz, A. S. R. C., Kraker-Castaneda, C. & Quinonez-Guzman, J. M. 2015. Diversity of understory birds in tropical forests, natural recovery areas, and African oil palm crops in wetlands of the Izabal Lake, Guatemala. *Ornitologia Neotropical*, 26(1), 1-12.

Casas, G., Darski, B., Ferreira, P. M., Kindel, A. & Müller, S. C. 2016. Habitat structure influences the diversity, richness and composition of bird assemblages in successional Atlantic rain forests. *Tropical Conservation Science*, 9(1), 503-524.

Chazdon, R. L., Peres, C. A., Dent, D., Sheil, D., Lugo, A. E., Lamb, D., Stork, N. E & Miller, S. E. 2009. The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conservation Biology*, 23, 1406-1417.

Chazdon, R. L. 2014. *Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. University of Chicago Press.

Chazdon, R. L. 2016. *Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*. University of Chicago Press, Chicago.

Chazdon, R. L., Lindenmayer, D., Guariguata, M. R., Crouzeilles, R., Benayas, J. M. R. & Chavero, E. L. 2020. Fostering natural forest regeneration on former agricultural land through economic and policy interventions. *Environmental Research Letters*, 15(4), 043002.

Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M. S., Lindenmayer, D. B., Grelle, C. E. & Benayas, J. M. R. 2016. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature communications*, 7(1), 1-8.

Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A. & Hansen, M. C. 2018. Classifying drivers of global forest loss. *Science*, 361(6407), 1108-1111.

Dent, D.H. & Wright, S.J. 2009. The future of tropical species in secondary forests: a quantitative review. *Biological Conservation*, 142, 2833-2843.

DeWalt, S. J., Maliakal, S. K. & Denslow, J. S. 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, 182(1-3), 139-151.

Dias, D. F., Ribeiro, M. C., Felber, Y. T., Cintra, A. L., de Souza, N. S. & Hasui, É. 2016. Beauty before age: landscape factors influence bird functional diversity in naturally regenerating fragments, but regeneration age does not. *Restoration Ecology*, 24(2), 259-270.

Díaz, I. A., Armesto, J. J., Reid, S., Sieving, K. E. & Willson, M. F. 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in successional forests of Chiloé Island, Chile. *Biological conservation*, 123(1), 91-101.

Ding, Y., Zang, R., Lu, X. & Huang, J. 2017. The impacts of selective logging and clear-cutting on woody plant diversity after 40 years of natural recovery in a tropical montane rain forest, south China. *Science of the Total Environment*, 579, 1683-1691.

Duguid, M. C., Morrell, E. H., Goodale, E. & Ashton, M. S. 2016. Changes in breeding bird abundance and species composition over a 20-year chronosequence following shelterwood harvests in oak-hardwood forests. *Forest Ecology and Management*, 376, 221-230.

Dunn, R. R. 2004a. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, 18(2), 302-309.

Dunn, R. R. 2004b. Managing the tropical landscape: a comparison of the effects of logging and forest conversion to agriculture on ants, birds, and lepidoptera. *Forest Ecology and Management*, 191(1-3), 215-224.

Durães, R., Carrasco, L., Smith, T. B. & Karubian, J. 2013. Effects of forest disturbance and habitat loss on avian communities in a Neotropical biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, 166, 203-211.

Duval, S. & Tweedie, R. 2000. Trim and fill: a simple funnel-plot-based method of testing and adjusting for publication bias in meta-analysis. *Biometrics*, 56(2), 455-463.

Edwards, D. P. et al. 2011. Degraded lands worth protecting: the biological importance of Southeast Asia's repeatedly logged forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1702), 82-90.

Egger, M., Smith, G. D., Schneider, M. & Minder, C. 1997. Bias in meta-analysis detected by a simple, graphical test. *Bmj*, 315(7109), 629-634.

FAO (Food and Agriculture Organisation of the United Nations). 2020. *The State of the World's Forests*. Rome, Italy.

Farneda, F. Z., Rocha, R., López-Baucells, A., Sampaio, E. M., Palmeirim, J. M., Bobrowiec, P. E... & Meyer, C. F. 2018. Functional recovery of Amazonian bat assemblages following secondary forest succession. *Biological Conservation*, 218, 192- 199.

Floren, A. & Linsenmair, K. E. 2005. The importance of primary tropical rain forest for species diversity: an investigation using arboreal ants as an example. *Ecosystems*, 8(5), 559-567.

Galetti, M., Guevara R., Côrtes, M. C., Fadini, R., Von Matter, S., Leite, A. B., Labacca, F., Ribeiro, T., Carvalho, C. S., Collevatti, R. G., Pires, M. M., Guimarães, P. R., Brancalion, P. H., Ribeiro, M. C. & Jordano, P. 2013. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. *Science* 340, 1086-1090.

Gardner, T. A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R. M., Harvey, C. A., Peres, C. A. & Sodhi, N. S. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, 12(6), 561-582.

Gardner, C. J., Bicknell, J. E., Baldwin-Cantello, W., Struebig, M. J. & Davies, Z. G. 2019. Quantifying the impacts of defaunation on natural forest regeneration in a global meta-analysis. *Nature communications*, 10(1), 1-7.

Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B. W., Gardner, T. A., Barlow, J., Peres, C. A., Bradshaw, C. J. A., Laurence, W. F., Lovejoy, T. E. & Sodhi, N. S. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478(7369), 378-381.

Gosper, C. R., Fox, E., Burbidge, A. H., Craig, M. D., Douglas, T. K., Fitzsimons, J. A. & Yates, C. J. 2019. Multi-century periods since fire in an intact woodland landscape favour bird species declining in an adjacent agricultural region. *Biological Conservation*, 230, 82-90.

Gregory R.D, van Strien A, Vorisek P, Meyling A. W. G., Noble D. G., Foppen R. P. B. & Gibbons D. W. 2005 Developing indicators for European birds. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 360(1454), 269–288.

Guariguata, M. R. & Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148, 185-206.

Hingston, A. B., Jordan, G. J., Wardlaw, T. J. & Baker, S. C. 2014. Bird assemblages in Tasmanian clearcuts are influenced by the age of eucalypt regeneration but not by distance from mature forest. *Global Ecology and Conservation*, 2, 138-147.

Howe, H. F. & Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual review of ecology and systematics*, 13(1), 201-228.

Hughes, E. C., Edwards, D. P., Sayer, C. A., Martin, P. A. & Thomas, G. H. 2020. The effects of tropical secondary forest regeneration on avian phylogenetic diversity. *Journal of Applied Ecology*, 57(7), 1351-1362.

Jakovac, C. C., Peña-Claros, M., Kuyper, T. W. & Bongers, F. 2015. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. *Journal of Ecology*, 103(1), 67-77.

Jakovac, C. C., Bongers, F., Kuyper, T. W., Mesquita, R. C. & Peña-Claros, M. 2016. Land use as a filter for species composition in Amazonian secondary forests. *Journal of vegetation science*, 27(6), 1104-1116.

Jakovac, C. C., Junqueira, A. B., Crouzeilles, R., Peña-Claros, M., Mesquita, R. C. & Bongers, F. 2021. The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. *Biological Reviews*.

Janzen, D. H. 1967. Why mountain passes are higher in the tropics. *The American Naturalist*, 101(919), 233-249.

Johnson, E. A., Miyanishi, K. & Bridge, S. R. J. 2001. Wildfire regime in the boreal forest and the idea of suppression and fuel buildup. *Conservation Biology*, 15(6), 1554-1557.

LaManna, J. A. & Martin, T. E. 2017. Logging impacts on avian species richness and composition differ across latitudes and foraging and breeding habitat preferences. *Biological Reviews*, 92(3), 1657-1674.

Laurance, S. G. 2004. Responses of understory rain forest birds to road edges in central Amazonia. *Ecological Applications*, 14(5), 1344-1357.

Lee, P. 2004. The impact of burn intensity from wildfires on seed and vegetative banks, and emergent understory in aspen-dominated boreal forests. *Canadian Journal of Botany*, 82(10), 1468-1480.

Li, S. & Li, X. 2017. Global understanding of farmland abandonment: A review and prospects. *Journal of Geographical Sciences*, 27(9), 1123-1150.

Loeb, S. C. & O'keefe, J. M. 2006. Habitat use by forest bats in South Carolina in relation to local, stand, and landscape characteristics. *The Journal of Wildlife Management*, 70(5), 1210-1218.

MacArthur, R.H. & MacArthur, J. W. 1961. On Bird Species Diversity. *Ecology*, 42(3), 594-598.

Marsden, S. J., Symes, C. T. & Mack, A. L. 2006. The response of a New Guinean avifauna to conversion of forest to small-scale agriculture. *Ibis*, 148(4), 629-640.

Martin, T. E. & Blackburn, G. A. 2010. Impacts of tropical forest disturbance upon avifauna on a small island with high endemism: implications for conservation. *Conservation and Society*, 8(2), 127-139.

Mayhew, R. J., Tobias, J. A., Bunnefeld, L. & Dent, D. H. 2019. Connectivity with primary forest determines the value of secondary tropical forests for bird conservation. *Biotropica*, 51(2), 219-233.

Moran, C. & Catterall, C. P. 2014. Responses of seed-dispersing birds to amount of rainforest in the landscape around fragments. *Conservation Biology*, 28(2), 551-560.

Moura, N. G., Lees, A. C., Andretti, C. B., Davis, B. J., Solar, R. R., Aleixo, A. & Gardner, T. A. 2013. Avian biodiversity in multiple-use landscapes of the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 167, 339-348.

Nakagawa, S. & Santos, E. S. 2012. Methodological issues and advances in biological meta-analysis. *Evolutionary Ecology*, 26(5), 1253-1274.

Neate-Clegg, M. H., & Şekercioglu, Ç. H. 2020. Agricultural land in the Amazon basin supports low bird diversity and is a poor replacement for primary forest. *The Condor*, 122(3), duaa020.

Newbold T., Scharlemann J. P. W., Butchart S. H. M., Şekercioglu Ç. H., Alkemade R., Booth H. & Purves D. W. 2013. Ecological traits affect the response of tropical forest bird species to land-use intensity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1750), 20122131.

Nichols, O. G. & Nichols, F. M. 2003. Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the jarrah forest of southwestern Australia. *Restoration Ecology*, 11(3), 261-272.

O'Dea, N. & Whittaker, R. J. 2006. How resilient are Andean montane forest bird communities to habitat degradation? *Vertebrate Conservation and Biodiversity*. Springer, Dordrecht, 305-333.

Parry, L., Barlow, J. & Peres, C. A. 2007. Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 653-662.

Pejchar, L., Pringle, R. M., Ranganathan, J., Zook, J. R., Duran, G., Oviedo, F. & Daily, G. C. 2008. Birds as agents of seed dispersal in a human-dominated landscape in southern Costa Rica. *Biological Conservation*, 141(2), 536-544.

Raman, S., Rawat, G. & Johnsingh, J. 1998. Recovery of tropical rainforest avifauna in relation to vegetation succession following shifting cultivation in Mizoram, Northeast India. *Journal of Applied Ecology* 35, 214231.

R Development Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>.

Rey, L., Kéry, M., Sierro, A., Posse, B., Arlettaz, R. & Jacot, A. 2019. Effects of forest wildfire on inner-Alpine bird community dynamics. *Plos One*, 14(4), e0214644.

Robinson, N. M., Leonard, S. W., Bennett, A. F. & Clarke, M. F. 2014. Refuges for birds in fire-prone landscapes: the influence of fire severity and fire history on the distribution of forest birds. *Forest Ecology and Management*, 318, 110-121.

Rozendaal, D.M., et al. 2019. Biodiversity recovery of neotropical secondary forests. *Science Advances*, 5(3), Eaa3114.

Rumble, M. A. & Gobeille, J. E. 2004. Avian use of successional cottonwood (*Populus deltoides*) woodlands along the middle Missouri River. *The American midland naturalist*, 152(1), 165-177.

Rutt, C. L., Jirinec, V., Cohn-Haft, M., Laurance, W. F. & Stouffer, P. C. 2019. Avian ecological succession in the Amazon: A long-term case study following experimental deforestation. *Ecology and Evolution*, 9(24), 13850-13861.

Salas-Correa, A.D. & Mancera-Rodríguez N.J. 2018. Relationships between bird diversity and vegetation structure in four secondary forest successional stages, Antioquia, Colombia. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 21(2), 519-529.

Salas-Correa, Á. D. & Mancera-Rodríguez, N. J. 2020. Birds as ecological indicators of successional stages in a secondary forest, Antioquia, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 68(1), 23-39.

Salisbury, C. L., Seddon, N., Cooney, C. R. & Tobias, J. A. 2012. The latitudinal gradient in dispersal constraints: ecological specialisation drives diversification in tropical birds. *Ecology Letters*, 15(8), 847-855.

Santamaria-Rivero, W., Leyequien, E., Hernandez-Stefanoni, J. L. & Wood, P. 2016. Influence of landscape structure and forest age on the richness and abundance of different bird feeding guilds and forest-dependent birds in a seasonal dry tropical forest of Yucatan, Mexico. *Tropical Ecology*, 57(2), 313-332.

Sayer, C. A., Bullock, J. M. & Martin, P. A. 2017. Dynamics of avian species and functional diversity in secondary tropical forests. *Biological Conservation*, 211, 1-9.

Schieck, J. & Song, S. J. 2006. Changes in bird communities throughout succession following fire and harvest in boreal forests of western North America: literature review and meta-analyses. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(5): 1299-1318.

Sekercioglu, Ç. H., Daily, G. C. & Ehrlich, P. R. 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(52), 18042-18047.

Sekercioglu, Ç.H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecology Evolution*, 21(8), 464-471.

Sekercioglu, Ç. H. 2011. Functional extinctions of bird pollinators cause plant declines. *Science*, 331(6020), 1019-1020.

Slik, J. F., Bernard, C. S., Van Beek, M., Breman, F. C., & Eichhorn, K. A. 2008. Tree diversity, composition, forest structure and aboveground biomass dynamics after single and repeated fire in a Bornean rain forest. *Oecologia*, 158(3), 579-588.

Stephens, J. L., Ausprey, I. J., Seavy, N. E. & Alexander, J. D. 2015. Fire severity affects mixed broadleaf–conifer forest bird communities: Results for 9 years following fire. *The Condor: Ornithological Applications*, 117(3), 430-446.

Stratford, J. A. & Robinson, W. D. 2005. Gulliver travels to the fragmented tropics: geographic variation in mechanisms of avian extinction. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(2), 85-92.

Stratford, J. A. & Sekercioglu, Ç. H. 2015. Birds in Forest Ecosystems. In book: *Handbook of Forest Ecology*. Ecosystems Publisher: Routledge Press Editors: Richard Corlett, Kelvin Peh, Yves Bergeron, 281-296.

Stratford, J. A. & Stouffer, P. C. 2013. Microhabitat associations of terrestrial insectivorous birds in Amazonian rainforest and second-growth forests. *Journal of Field Ornithology*, 84(1): 1-12.

Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'antonio, C., Dobson, A., Howarth, R. & Swackhamer, D. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292(5515), 281-284.

Tobias, J. A., Sekercioglu, Ç. H., & Vargas, F. H. 2013. Bird conservation in tropical ecosystems: challenges and opportunities. *Key Topics in Conservation Biology*, 2, 258-276.

Vandewalle, M., et al. 2010. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, 19(10), 2921-2947.

Viechtbauer, W. 2010. Conducting meta-analyses in R with the metafor package. *Journal of statistical software*, 36(3), 1-48.

Waltert, M., Mardiastuti, A. & Mühlenberg, M. 2004. Effects of land use on bird species richness in Sulawesi, Indonesia. *Conservation Biology*, 18(5), 1339-1346.

Wright, S. J., Muller-Landau, H. C. 2006. The future of tropical forest species. *Biotropica: The Journal of Biology and Conservation*, 38(3), 287-301.

Zlonis, E. J., Walton, N. G., Sturtevant, B. R., Wolter, P. T., Niemi, G. J. 2019. Burn severity and heterogeneity mediate avian response to wildfire in a hemiboreal forest. *Forest Ecology and Management*, 439, 70-80.

Material Suplementar

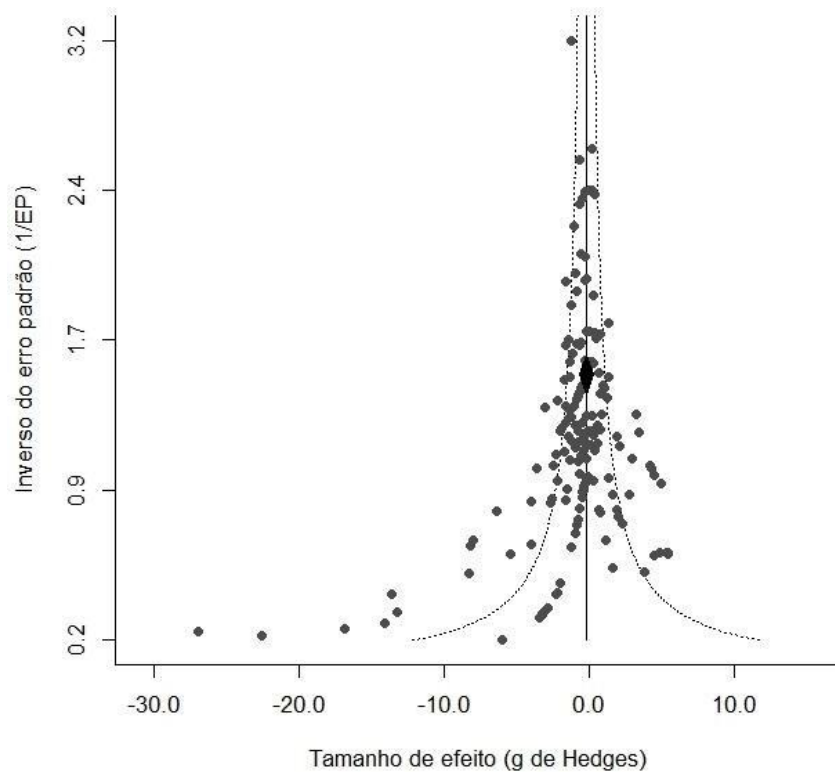


Fig. 1. Gráfico de funil ilustrando a relação entre o tamanho de efeito geral e o inverso do erro padrão. A linha sólida representa o efeito nulo, o losango indica o tamanho de efeito médio e a linha pontilhada ilustra um pseudo-intervalo de confiança de 95%.

Tabela 1. Conjunto de dados das 174 comparações entre áreas em regeneração e remanescentes florestais. Cada comparação apresenta a referência do estudo e os moderadores utilizados para verificar a heterogeneidade dos tamanhos de efeitos. No lado esquerdo da tabela estão os números amostrais por tratamento (n_t) e controle (n_c) com suas médias (M_t e M_c) e respectivos desvios padrão (DP_t e DP_c). No lado direito estão os moderadores categóricos (parâmetro da comunidade, região biogeográfica e tipo de perturbação) e contínuos (idade de regeneração, densidade de árvores, área basal das árvores, abertura do dossel e distância entre área em regeneração tratamento e floresta referência (controle)).

Estudo	n_t	M_t	DP_t	n_c	M_c	DP_c	Parâmetro da comunidade	Tipo de floresta	Tipo de perturbação	Idade de regeneração	Densidade de árvores	Área basal	Abertura do dossel (%)	Distância (m)
Andrade & Rubio-Torgler (1994)	3	28.7	21.0	4	32.0	2.2	Riqueza	Tropical	Agropecuária	3.0	NA	NA	NA	NA
Andrade & Rubio-Torgler (1994)	3	33.0	5.6	4	32.0	2.2	Riqueza	Tropical	Agropecuária	13.0	NA	NA	NA	NA
Andrade & Rubio-Torgler (1994)	3	100.0	25.1	4	86.3	14.0	Abundância	Tropical	Agropecuária	3.0	NA	NA	NA	NA
Andrade & Rubio-Torgler (1994)	3	80.0	31.2	4	86.3	14.0	Abundância	Tropical	Agropecuária	13.0	NA	NA	NA	NA
Robertson (1995)	2	26.5	0.7	2	24.5	2.1	Riqueza	Temperada	NA	93.0	215.0	NA	NA	0.0
Kirk et al. (1996)	6	21.3	3.3	6	17.2	2.2	Riqueza	Temperada	NA	4.5	NA	NA	NA	NA
Kirk et al. (1996)	6	24.2	2.2	6	17.2	2.2	Riqueza	Temperada	NA	17.5	NA	NA	NA	NA
Kirk et al. (1996)	3	13.3	1.2	6	17.2	2.2	Riqueza	Temperada	NA	40.0	NA	NA	NA	NA
Kirk et al. (1996)	6	147.0	26.7	6	188.9	30.5	Abundância	Temperada	NA	4.5	NA	NA	NA	NA
Kirk et al. (1996)	6	171.2	11.3	6	188.9	30.5	Abundância	Temperada	NA	17.5	NA	NA	NA	NA
Kirk et al. (1996)	3	139.3	29.4	6	188.9	30.5	Abundância	Temperada	NA	40.0	NA	NA	NA	NA
Rumble & Gobeille (1998)	2	11.1	1.3	2	12.4	1.6	Riqueza	Temperada	Agropecuária	NA	518.5	7.3	48.8	NA
Rumble & Gobeille (1998)	2	65.4	11.8	2	91.2	12.2	Abundância	Temperada	Agropecuária	NA	518.5	7.3	48.8	NA
Raman et al. (1998)	2	11.0	0.7	2	24.9	1.7	Riqueza	Tropical	Agropecuária	1.0	NA	NA	NA	0.0
Raman et al. (1998)	2	15.8	1.9	2	24.9	1.7	Riqueza	Tropical	Agropecuária	5.0	NA	NA	NA	0.0
Raman et al. (1998)	2	15.2	1.7	2	24.9	1.7	Riqueza	Tropical	Agropecuária	10.0	NA	NA	NA	0.0
Raman et al. (1998)	2	19.1	1.6	2	24.9	1.7	Riqueza	Tropical	Agropecuária	25.0	NA	NA	NA	0.0

Raman et al. (1998)	2	23.9	2.0	2	24.9	1.7	Riqueza	Tropical	Agropecuária	100.0	NA	NA	NA	0.0
Raman et al. (1998)	2	36.8	5.9	2	68.2	6.1	Abundância	Tropical	Agropecuária	1.0	NA	NA	NA	0.0
Raman et al. (1998)	2	34.3	5.0	2	68.2	6.1	Abundância	Tropical	Agropecuária	5.0	NA	NA	NA	0.0
Raman et al. (1998)	2	39.4	4.7	2	68.2	6.1	Abundância	Tropical	Agropecuária	10.0	NA	NA	NA	0.0
Raman et al. (1998)	2	45.6	4.9	2	68.2	6.1	Abundância	Tropical	Agropecuária	25.0	NA	NA	NA	0.0
Raman et al. (1998)	2	66.5	6.6	2	68.2	6.1	Abundância	Tropical	Agropecuária	100.0	NA	NA	NA	0.0
Jones et al. (2003)	2	23.4	8.2	2	24.9	3.9	Riqueza	Tropical	Agropecuária	NA	NA	NA	70.9	NA
Waltert et al. (2004)	4	16.7	3.7	4	25.3	1.0	Riqueza	Tropical	Agropecuária	5.5	NA	NA	NA	NA
Waltert et al. (2004)	4	9.5	2.1	4	15.8	2.1	Abundância	Tropical	Agropecuária	5.5	NA	NA	NA	NA
Rumble & Gobeille (2004)	8	4.5	0.8	6	10.7	2.3	Riqueza	Temperada	Agropecuária	NA	29.6	NA	87.0	NA
Rumble & Gobeille (2004)	4	5.1	1.5	6	10.7	2.3	Riqueza	Temperada	Agropecuária	NA	2471.4	NA	40.8	NA
Rumble & Gobeille (2004)	18	8.4	2.5	6	10.7	2.3	Riqueza	Temperada	Agropecuária	NA	949.7	NA	41.3	NA
Rumble & Gobeille (2004)	8	3.1	1.7	6	12.7	6.1	Abundância	Temperada	Agropecuária	NA	29.6	NA	87.0	NA
Rumble & Gobeille (2004)	4	5.3	1.6	6	12.7	6.1	Abundância	Temperada	Agropecuária	NA	2471.4	NA	40.8	NA
Rumble & Gobeille (2004)	18	10.8	6.5	6	12.7	6.1	Abundância	Temperada	Agropecuária	NA	949.7	NA	41.3	NA
Becker & Agreda (2005)	7	15.0	4.7	6	11.6	3.4	Riqueza	Tropical	Agropecuária	17.5	NA	NA	54.0	1000.0
Díaz et al. (2005)	2	3.4	0.5	2	8.5	1.3	Abundância	Temperada	Fogo	12.0	4.0	2.3	100.0	NA
Díaz et al. (2005)	2	3.1	0.3	2	8.5	1.3	Abundância	Temperada	Fogo	45.0	1680.0	48.0	25.0	NA
Marsden et al. (2006)	2	87.0	2.8	2	98.0	12.7	Riqueza	Tropical	Agropecuária	14.0	NA	NA	39.7	NA
Marsden et al. (2006)	2	609.5	126.6	2	1067.5	808.2	Abundância	Tropical	Agropecuária	14.0	NA	NA	39.7	NA
Borges (2007)	4	29.8	11.7	12	38.3	5.4	Riqueza	Tropical	Fogo	4.5	NA	NA	39.8	250.0
Borges (2007)	4	40.3	9.5	12	38.3	5.4	Riqueza	Tropical	Fogo	11.0	NA	NA	31.8	250.0
Borges (2007)	4	28.5	5.2	12	38.3	5.4	Riqueza	Tropical	Fogo	27.5	NA	NA	29.3	250.0

Borges (2007)	4	41.3	16.9	12	52.3	11.1	Abundância	Tropical	Fogo	4.5	NA	NA	39.8	250.0
Borges (2007)	4	56.5	15.6	12	52.3	11.1	Abundância	Tropical	Fogo	11.0	NA	NA	31.8	250.0
Borges (2007)	4	37.5	9.0	12	52.3	11.1	Abundância	Tropical	Fogo	27.5	NA	NA	29.3	250.0
Barlow et al. (2007)	5	55.4	4.5	5	87.6	6.0	Riqueza	Tropical	Agropecuária	16.5	NA	6.4	31.0	1725.0
Barlow et al. (2007)	5	27.4	1.7	5	25.4	3.5	Riqueza	Tropical	Agropecuária	16.5	NA	6.4	31.0	1725.0
Parry et al. (2007)	4	12.3	1.0	4	14.3	0.5	Riqueza	Tropical	Agropecuária	15.5	NA	3.5	8.5	NA
Parry et al. (2007)	4	10.2	0.4	4	18.5	2.5	Abundância	Tropical	Agropecuária	15.5	NA	3.5	8.5	NA
Haney (2008)	3	23.3	1.5	3	20.3	5.7	Riqueza	Temperada	Fogo	3.6	NA	NA	77.3	NA
Haney (2008)	4	23.5	1.3	3	20.3	5.7	Riqueza	Temperada	Fogo	25.0	NA	NA	62.0	NA
Thogmartin (2009)	4	34.9	78.0	7	67.3	124.5	Riqueza	Temperada	Fogo	10.0	NA	NA	NA	NA
Hingston & Grove (2010)	2	10.5	3.5	2	14.5	0.7	Riqueza	Temperada	Fogo	7.0	NA	NA	NA	NA
Hingston & Grove (2010)	2	13.5	2.1	2	14.5	0.7	Riqueza	Temperada	Fogo	43.0	NA	NA	NA	NA
Hingston & Grove (2010)	2	13.5	0.7	2	14.5	0.7	Riqueza	Temperada	Fogo	43.0	NA	NA	NA	NA
Hingston & Grove (2010)	2	16.5	0.7	2	14.5	0.7	Riqueza	Temperada	Fogo	111.0	NA	NA	NA	NA
Hingston & Grove (2010)	2	42.0	24.0	2	73.5	7.8	Abundância	Temperada	Fogo	7.0	NA	NA	NA	NA
Hingston & Grove (2010)	2	44.0	7.1	2	73.5	7.8	Abundância	Temperada	Fogo	43.0	NA	NA	NA	NA
Hingston & Grove (2010)	2	40.0	4.2	2	73.5	7.8	Abundância	Temperada	Fogo	43.0	NA	NA	NA	NA
Hingston & Grove (2010)	2	55.5	12.0	2	73.5	7.8	Abundância	Temperada	Fogo	111.0	NA	NA	NA	NA
Edwards et al. (2011)	6	87.0	11.3	6	93.8	9.3	Riqueza	Tropical	Extração madeireira	NA	NA	NA	NA	NA
Edwards et al. (2011)	6	93.5	12.0	6	93.8	9.3	Riqueza	Tropical	Extração madeireira	NA	NA	NA	NA	NA
Edwards et al. (2011)	6	35.0	7.3	6	36.2	6.6	Riqueza	Tropical	Extração madeireira	NA	NA	NA	NA	NA

									Extração					
Edwards et al. (2011)	6	39.7	6.9	6	36.2	6.6	Riqueza	Tropical	madeira	NA	NA	NA	NA	NA
Martin & Blackburn (2011)	3	9.3	1.4	3	7.2	1.2	Riqueza	Tropical	Agropecuária	30.0	NA	NA	NA	NA
Salek (2012)	9	8.3	2.3	14	13.8	3.6	Riqueza	Temperada	Mineração	6.0	NA	NA	NA	NA
Salek (2012)	7	11.7	4.1	14	13.8	3.6	Riqueza	Temperada	Mineração	14.0	NA	NA	NA	NA
Dallimer et al. (2012)	3	6.1	0.5	6	4.7	0.4	Riqueza	Tropical	Agropecuária	NA	NA	NA	42.2	NA
Serong & Lill (2012)	12	17.8	3.4	12	21.3	3.0	Riqueza	Temperada	Fogo	3.5	NA	NA	NA	NA
Serong & Lill (2012)	12	21.4	3.4	12	21.3	3.0	Riqueza	Temperada	Fogo	12.0	NA	NA	NA	NA
Serong & Lill (2012)	12	22.3	2.1	12	21.3	3.0	Riqueza	Temperada	Fogo	24.5	NA	NA	NA	NA
Serong & Lill (2012)	12	20.4	3.4	12	21.3	3.0	Riqueza	Temperada	Fogo	60.0	NA	NA	NA	NA
Serong & Lill (2012)	12	119.6	47.7	12	146.0	27.2	Abundância	Temperada	Fogo	3.5	NA	NA	NA	NA
Serong & Lill (2012)	12	151.6	30.7	12	146.0	27.2	Abundância	Temperada	Fogo	12.0	NA	NA	NA	NA
Serong & Lill (2012)	12	138.5	30.7	12	146.0	27.2	Abundância	Temperada	Fogo	24.5	NA	NA	NA	NA
Serong & Lill (2012)	12	129.7	35.7	12	146.0	27.2	Abundância	Temperada	Fogo	60.0	NA	NA	NA	NA
									Extração					
Duraes et al. (2013)	5	105.0	3.5	5	104.0	4.3	Riqueza	Tropical	madeira	24.5	NA	NA	17.4	NA
Duraes et al. (2013)	5	134.0	5.7	5	104.0	4.3	Riqueza	Tropical	madeira	24.5	NA	NA	20.5	NA
Duraes et al. (2013)	5	67.0	5.1	4	45.0	1.7	Riqueza	Tropical	madeira	24.5	NA	NA	10.5	NA
Duraes et al. (2013)	4	56.0	2.5	4	45.0	1.7	Riqueza	Tropical	madeira	24.5	NA	NA	13.7	NA
Duraes et al. (2013)	5	51.4	30.4	5	55.4	40.5	Abundância	Tropical	madeira	24.5	NA	NA	17.4	NA

Duraeset al. (2013)	5	67.0	34.8	5	55.4	40.5	Abundância	Tropical	Extração madeira	24.5	NA	NA	20.5	NA
Duraeset al. (2013)	5	49.8	13.8	4	38.5	13.9	Abundância	Tropical	Extração madeira	24.5	NA	NA	10.5	NA
Duraes et al. (2013)	4	61.5	30.3	4	38.5	13.9	Abundância	Tropical	Extração madeira	24.5	NA	NA	13.7	NA
Hashim & Ramli (2013)	2	74.0	11.3	2	64.0	2.8	Riqueza	Tropical	Extração madeira	28.0	NA	NA	NA	NA
Hashim & Ramli (2013)	2	669.5	473.0	2	515.5	167.5	Abundância	Tropical	Extração madeira	28.0	NA	NA	NA	NA
Robinson et al. (2014)	15	32.1	1.1	5	29.9	2.9	Riqueza	Temperada	Fogo	3.0	NA	NA	NA	970.0
Robinson et al. (2014)	14	30.4	1.5	5	29.9	2.9	Riqueza	Temperada	Fogo	3.0	NA	NA	NA	970.0
Robinson et al. (2014)	6	26.1	1.3	5	29.9	2.9	Riqueza	Temperada	Fogo	3.0	NA	NA	NA	970.0
Robinson et al. (2014)	5	23.7	2.0	5	29.9	2.9	Riqueza	Temperada	Fogo	3.0	NA	NA	NA	970.0
Robinson et al. (2014)	13	31.0	1.1	6	35.6	2.0	Riqueza	Temperada	Fogo	20.0	NA	NA	NA	970.0
Robinson et al. (2014)	14	26.2	1.1	6	35.6	2.0	Riqueza	Temperada	Fogo	20.0	NA	NA	NA	970.0
Robinson et al. (2014)	6	27.8	1.5	6	35.6	2.0	Riqueza	Temperada	Fogo	20.0	NA	NA	NA	970.0
Robinson et al. (2014)	7	22.4	0.9	6	35.6	2.0	Riqueza	Temperada	Fogo	20.0	NA	NA	NA	970.0
Robinson et al. (2014)	15	199.7	2.8	5	233.3	6.7	Abundância	Temperada	Fogo	3.0	NA	NA	NA	970.0
Robinson et al. (2014)	14	175.0	2.8	5	233.3	6.7	Abundância	Temperada	Fogo	3.0	NA	NA	NA	970.0
Robinson et al. (2014)	6	129.0	4.6	5	233.3	6.7	Abundância	Temperada	Fogo	3.0	NA	NA	NA	970.0
Robinson et al. (2014)	5	141.4	5.0	5	233.3	6.7	Abundância	Temperada	Fogo	3.0	NA	NA	NA	970.0
Robinson et al. (2014)	13	229.8	3.5	6	268.7	6.4	Abundância	Temperada	Fogo	20.0	NA	NA	NA	970.0
Robinson et al. (2014)	14	157.3	2.5	6	268.7	6.4	Abundância	Temperada	Fogo	20.0	NA	NA	NA	970.0

Robinson et al. (2014)	6	189.1	4.6	6	268.7	6.4	Abundância	Temperada	Fogo	20.0	NA	NA	NA	970.0
Robinson et al. (2014)	7	146.7	3.5	6	268.7	6.4	Abundância	Temperada	Fogo	20.0	NA	NA	NA	970.0
Hingston et al. (2014)	5	2.2	0.5	5	1.7	0.4	Riqueza	Temperada	Agropecuária	7.0	NA	NA	NA	NA
Hingston et al. (2014)	5	2.5	0.4	5	1.7	0.4	Riqueza	Temperada	Agropecuária	27.0	NA	NA	NA	NA
Cajas et al. (2015)	2	14.5	3.5	2	15.0	0.0	Riqueza	Tropical	Agropecuária	8.0	NA	NA	NA	NA
Cajas et al. (2015)	2	136.0	4.2	2	116.5	13.4	Abundância	Tropical	Agropecuária	8.0	NA	NA	NA	NA
Almazan-Nunez (2015)	3	27.0	3.0	3	13.7	2.5	Riqueza	Tropical	Agropecuária	20.0	NA	NA	NA	NA
Almazan-Nunez (2015)	3	18.3	2.1	3	13.7	2.5	Riqueza	Tropical	Agropecuária	35.0	NA	NA	NA	NA
Almazan-Nunez (2015)	3	12.8	7.3	3	14.8	1.7	Abundância	Tropical	Agropecuária	20.0	NA	NA	NA	NA
Almazan-Nunez (2015)	3	18.2	0.5	3	14.8	1.7	Abundância	Tropical	Agropecuária	35.0	NA	NA	NA	NA
Duguid et al. (2016)	9	25.4	1.4	8	19.4	1.0	Riqueza	Temperada	Agropecuária	7.0	107.4	8.6	42.7	NA
Duguid et al. (2016)	9	24.1	1.0	8	19.4	1.0	Riqueza	Temperada	Agropecuária	10.0	123.1	9.5	18.3	NA
Duguid et al. (2016)	10	23.0	1.1	8	19.4	1.0	Riqueza	Temperada	Agropecuária	17.5	363.3	15.5	6.0	NA
Duguid et al. (2016)	9	34.5	3.3	8	24.8	1.8	Abundância	Temperada	Agropecuária	7.0	107.4	8.6	42.7	NA
Duguid et al. (2016)	9	35.8	2.9	8	24.8	1.8	Abundância	Temperada	Agropecuária	10.0	123.1	9.5	18.3	NA
Duguid et al. (2016)	10	36.0	2.4	8	24.8	1.8	Abundância	Temperada	Agropecuária	17.5	363.3	15.5	6.0	NA
Dias et al. (2016)	3	15.0	4.0	2	16.0	4.2	Riqueza	Tropical	Agropecuária	16.7	NA	NA	NA	NA
Dias et al. (2016)	6	15.7	4.1	2	16.0	4.2	Riqueza	Tropical	Agropecuária	25.0	NA	NA	NA	NA
Dias et al. (2016)	6	13.8	1.2	2	16.0	4.2	Riqueza	Tropical	Agropecuária	30.0	NA	NA	NA	NA
Dias et al. (2016)	3	48.7	18.1	2	65.0	18.4	Abundância	Tropical	Agropecuária	16.7	NA	NA	NA	NA
Dias et al. (2016)	6	47.5	21.3	2	65.0	18.4	Abundância	Tropical	Agropecuária	25.0	NA	NA	NA	NA
Dias et al. (2016)	6	47.7	9.8	2	65.0	18.4	Abundância	Tropical	Agropecuária	30.0	NA	NA	NA	NA
Casas et al. (2016)	5	26.8	4.6	3	33.3	4.0	Riqueza	Temperada	Fogo	8.0	NA	NA	NA	NA

Casas et al. (2016)	4	26.3	9.9	3	33.3	4.0	Riqueza	Temperada	Fogo	18.5	NA	NA	NA	NA
Casas et al. (2016)	5	34.2	8.3	3	42.0	4.6	Abundância	Temperada	Fogo	8.0	NA	NA	NA	NA
Casas et al. (2016)	4	35.0	14.8	3	42.0	4.6	Abundância	Temperada	Fogo	18.5	NA	NA	NA	NA
Gallo & Pejchar (2017)	25	11.0	3.6	25	15.5	3.4	Riqueza	Temperada	Múltiplos	40.0	NA	NA	100.0	2400.0
Bradfer-Lawrence et al. (2018)	3	77.7	1.5	3	79.7	5.0	Riqueza	Tropical	Agropecuária	60.0	NA	NA	NA	NA
Bradfer-Lawrence et al. (2018)	3	92.7	5.7	3	79.7	5.0	Riqueza	Tropical	Agropecuária	90.0	NA	NA	NA	NA
Bradfer-Lawrence et al. (2018)	3	80.0	5.6	3	79.7	5.0	Riqueza	Tropical	Agropecuária	120.0	NA	NA	NA	NA
Bradfer-Lawrence et al. (2018)	3	712.0	47.1	3	834.7	78.3	Abundância	Tropical	Agropecuária	60.0	NA	NA	NA	NA
Bradfer-Lawrence et al. (2018)	3	863.3	70.2	3	834.7	78.3	Abundância	Tropical	Agropecuária	90.0	NA	NA	NA	NA
Bradfer-Lawrence et al. (2018)	3	794.7	75.4	3	834.7	78.3	Abundância	Tropical	Agropecuária	120.0	NA	NA	NA	NA
Gosper et al. (2019)	2	11.5	0.7	20	27.3	7.7	Riqueza	Temperada	Fogo	6.5	12209.2	0.3	NA	NA
Gosper et al. (2019)	11	22.5	7.0	20	27.3	7.7	Riqueza	Temperada	Fogo	11.5	4878.5	1.7	NA	NA
Gosper et al. (2019)	2	17.5	0.7	20	27.3	7.7	Riqueza	Temperada	Fogo	20.0	4209.4	3.0	NA	NA
Gosper et al. (2019)	5	25.0	2.8	20	27.3	7.7	Riqueza	Temperada	Fogo	39.5	2893.3	8.2	NA	NA
Gosper et al. (2019)	5	19.8	12.4	20	27.3	7.7	Riqueza	Temperada	Fogo	49.7	980.4	5.7	NA	NA
Gosper et al. (2019)	4	15.3	4.7	20	27.3	7.7	Riqueza	Temperada	Fogo	76.5	790.2	11.1	NA	NA
Gosper et al. (2019)	2	12.0	5.7	20	27.3	7.7	Riqueza	Temperada	Fogo	120.0	272.2	24.6	NA	NA
Gosper et al. (2019)	5	26.0	6.1	20	27.3	7.7	Riqueza	Temperada	Fogo	163.0	180.7	12.0	NA	NA
Gosper et al. (2019)	2	30.0	5.7	20	117.2	53.2	Abundância	Temperada	Fogo	6.5	12209.2	0.3	NA	NA
Gosper et al. (2019)	11	130.5	91.8	20	117.2	53.2	Abundância	Temperada	Fogo	11.5	4878.5	1.7	NA	NA
Gosper et al. (2019)	2	46.0	2.8	20	117.2	53.2	Abundância	Temperada	Fogo	20.0	4209.4	3.0	NA	NA
Gosper et al. (2019)	5	100.5	12.0	20	117.2	53.2	Abundância	Temperada	Fogo	39.5	2893.3	8.2	NA	NA
Gosper et al. (2019)	5	50.8	39.1	20	117.2	53.2	Abundância	Temperada	Fogo	49.7	980.4	5.7	NA	NA

Gosper et al. (2019)	4	43.3	7.5	20	117.2	53.2	Abundância	Temperada	Fogo	76.5	790.2	11.1	NA	NA
Gosper et al. (2019)	2	41.5	14.8	20	117.2	53.2	Abundância	Temperada	Fogo	120.0	272.2	24.6	NA	NA
Gosper et al. (2019)	5	107.3	55.4	20	117.2	53.2	Abundância	Temperada	Fogo	163.0	180.7	12.0	NA	NA
Zlonis et al. (2019)	4	5.5	3.8	5	8.5	2.9	Riqueza	Temperada	Fogo	1.0	NA	NA	NA	NA
Zlonis et al. (2019)	4	6.2	2.8	5	9.3	3.5	Riqueza	Temperada	Fogo	2.0	NA	NA	NA	NA
Zlonis et al. (2019)	4	6.4	2.6	5	8.4	2.5	Riqueza	Temperada	Fogo	3.0	NA	NA	NA	NA
Zlonis et al. (2019)	4	8.0	2.6	5	8.5	2.4	Riqueza	Temperada	Fogo	4.0	NA	NA	NA	NA
Zlonis et al. (2019)	4	6.1	3.2	5	7.7	2.8	Riqueza	Temperada	Fogo	5.0	NA	NA	NA	NA
Zlonis et al. (2019)	4	7.1	4.6	5	11.7	3.5	Abundância	Temperada	Fogo	1.0	NA	NA	NA	NA
Zlonis et al. (2019)	4	8.0	3.4	5	12.1	3.7	Abundância	Temperada	Fogo	2.0	NA	NA	NA	NA
Zlonis et al. (2019)	4	8.4	3.1	5	11.3	3.7	Abundância	Temperada	Fogo	3.0	NA	NA	NA	NA
Zlonis et al. (2019)	4	11.2	3.1	5	11.8	3.1	Abundância	Temperada	Fogo	4.0	NA	NA	NA	NA
Zlonis et al. (2019)	4	8.2	4.3	5	10.9	4.3	Abundância	Temperada	Fogo	5.0	NA	NA	NA	NA
Rey et al. (2019)	2	29.9	7.1	2	35.5	8.0	Riqueza	Temperada	Fogo	3.3	NA	NA	NA	0.0
Mayhew et al. (2019)	2	115.0	2.8	4	86.0	13.3	Riqueza	Tropical	Agropecuária	19.0	NA	NA	NA	NA
Mayhew et al. (2019)	2	87.0	4.2	4	86.0	13.3	Riqueza	Tropical	Agropecuária	40.0	NA	NA	NA	NA
Mayhew et al. (2019)	2	82.5	9.2	4	86.0	13.3	Riqueza	Tropical	Agropecuária	60.0	NA	NA	NA	NA
Mayhew et al. (2019)	2	89.0	8.5	4	86.0	13.3	Riqueza	Tropical	Agropecuária	90.0	NA	NA	NA	NA
Mayhew et al. (2019)	2	62.5	0.7	4	86.0	13.3	Riqueza	Tropical	Agropecuária	120.0	NA	NA	NA	NA
		1114.												
Mayhew et al. (2019)	2	5	14.8	4	1044.8	157.5	Abundância	Tropical	Agropecuária	19.0	NA	NA	NA	NA
Mayhew et al. (2019)	2	958.5	185.9	4	1044.8	157.5	Abundância	Tropical	Agropecuária	40.0	NA	NA	NA	NA
Mayhew et al. (2019)	2	937.5	45.9	4	1044.8	157.5	Abundância	Tropical	Agropecuária	60.0	NA	NA	NA	NA

		1022.												
Mayhew et al. (2019)	2	0	31.1	4	1044.8	157.5	Abundância	Tropical	Agropecuária	90.0	NA	NA	NA	NA
Mayhew et al. (2019)	2	917.5	23.3	4	1044.8	157.5	Abundância	Tropical	Agropecuária	120.0	NA	NA	NA	NA
Correa & Mancera-Rodriguez (2020)	5	80.3	3.5	5	47.3	6.9	Riqueza	Tropical	Agropecuária	2.5	190.0	7.4	NA	NA
Correa & Mancera-Rodriguez (2020)	5	81.5	4.2	5	47.3	6.9	Riqueza	Tropical	Agropecuária	11.5	1216.0	9.7	NA	NA
Correa & Mancera-Rodriguez (2020)	5	52.7	2.1	5	47.3	6.9	Riqueza	Tropical	Agropecuária	19.0	850.0	16.0	NA	NA
Correa & Mancera-Rodriguez (2020)	5	0	568.1	5	131.6	60.1	Abundância	Tropical	Agropecuária	2.5	190.0	7.4	NA	NA
Correa & Mancera-Rodriguez (2020)	5	538.8	424.5	5	131.6	60.1	Abundância	Tropical	Agropecuária	11.5	1216.0	9.7	NA	NA
Correa & Mancera-Rodriguez (2020)	5	156.8	85.2	5	131.6	60.1	Abundância	Tropical	Agropecuária	19.0	850.0	16.0	NA	NA

Script das análises utilizada no estudo

##carregando pacotes

```
library(Matrix); library(permute); library(lattice); library(metafor); library(ape); library(picante);  
library(phytools)
```

##importando dados

```
data<- read.csv("tam_ef.csv", head=T,  
sep=";")head(data)  
View(data)
```

#análises

#converte o d de cohen para g de hedges

```
dat<- escalc(measure="SMD", n1i=n_treat, n2i=n_control,  
sd1i=sd_treat, sd2i=sd_control, m1i=mean_treat,  
m2i=mean_control,data=data, append=TRUE, vtype = "UB")  
head(dat)
```

##número de estudos

```
study.id=unique(dat[,"N"])study<-length(study.id) study
```

##número de comparações (total de comparações)

```
obs.id=unique(dat[,"Obs"])obs<-length(obs.id)  
obs
```

##meta-análise multinível

```
three_metafor <- rma.mv(yi = yi,  
V = vi, # variâncias de  
amostragemrandom = list(~ 1 | N, # indicando nível 1  
~ 1 | Obs), # indicando nível  
2,data = dat, test = "t", method = "REML")  
summary(three_metafor)
```


##heterogeneidade

I^2 para rma.mv seguindo Nakagawa & Santos 2012:

s^2 é a variação dentro do estudo:

```
s2_fun<-function(vi){ wi<-1/vi
```

```
wi.2<-wi^2 k<-length(vi)
```

```
pri.ter<-(k-1)*sum(wi)
```

```
seg.ter<-(sum(wi)^2)-(sum(wi.2))s2_obs<-pri.ter/seg.ter return(s2_obs)}
```

```
s2_rma_mv<-s2_fun(vi = dat$vi)
```

#entre estudos I^2

```
I2_between_study <- three_metafor$sigma2[1]/ (sum(three_metafor$sigma2) + s2_rma_mv)
```

#nível de estudos I^2

```
I2_within_study <- three_metafor$sigma2[2]/ (sum(three_metafor$sigma2) + s2_rma_mv)
```

#erro de amostragem

```
I2_within <- s2_rma_mv / (sum(three_metafor$sigma2) + s2_rma_mv)
```

I^2 total

```
I2_total <- 1 - I2_within #Total  $I^2$ I2_total
```

##entre estudos

```
I2_between_study
```

##nível de estudo

```
I2_within_study
```

viés de publicação

```
##teste de Egger summary(lm(residuals.rma(three_metafor)~weights(three_metafor)))
```

```
##trim-and-fill:
```

```
mea.yi<-as.numeric(unlist(by(dat$yi,INDICES = dat$N,FUN=mean)))mea.vi<-  
as.numeric(unlist(by(dat$vi,INDICES = dat$N,FUN=mean)))rma_mea<-  
rma.uni(yi=mea.yi,vi=mea.vi) trimfill(rma_mea,estimator="L0")  
trimfill(rma_mea,estimator="R0")
```

```
###gráfico de funil
```

```
windows()  
funnel(three_metafor,yaxis="seinv",digits=1,back="white",xlab="Tamanho de efeito(g de  
Hedges)",cex.lab=1.1, cex.axis=1.1, col = "#dfe3ee")  
polygon(x=c(three_metafor$ci.lb,three_metafor$b,three_metafor$ci.ub,three_metafor$b),  
y=c(1.51,1.41,1.51,1.61),col="black")
```

```
##análises de subgrupos - efeito médio (moderador)
```

```
##parâmetro da comunidade
```

```
model_Div<-rma.mv(yi=dat$yi,V=dat$vi,dat = dat,  
random=list(~1|N,~1|Obs),test="t",method="REML",  
mods=~Diversity-1)  
model_Div
```

```
##região biogeográfica
```

```
model_Reg<-rma.mv(yi=dat$yi,V=dat$vi,dat = dat,  
random=list(~1|N,~1|Obs),test="t",method="REML",mods=~Region-1)  
model_Reg
```

```
##tipo de perturbação
```

```
model_Dist<-rma.mv(yi=dat$yi,V=dat$vi,dat = dat,  
random=list(~1|N,~1|Obs),test="t",method="REML",mods=~Disturbance-1)  
model_Dist
```

##modelos de meta-regressão

```
names(dat)
```

```
##tempo desde o abandono
```

```
##matriz filtrada
```

```
##extraí as colunas de N, obs, variável, yi e vi; identificando as colunas inseridas na matriz
```

```
dados_age_filt<- dat[,c(1, 2, 17, 23, 24)]
```

```
##excluindo NA
```

```
dados_age_filt<-na.exclude(dados_age_filt)
```

```
mods_age_int<- rma.mv(yi = dados_age_filt$yi,
```

```
V = dados_age_filt$vi, # variância de amostragem
```

```
random = list(~ 1 | N, # indicando nível 1
```

```
~ 1 | Obs), # indicando nível 2
```

```
data = dados_age_filt, test = "t", method = "REML")
```

```
mods_age<- rma.mv(yi = dados_age_filt$yi,
```

```
V = dados_age_filt$vi, # variância de amostragemrandom = list(~ 1 |
```

```
N, # indicando nível 1
```

```
~ 1 | Obs), # indicando nível 2
```

```
data = dados_age_filt, test = "t", method = "REML", mods= ~ Mean_Age)
```

```
mods_age
```

```
##r2
```

```
1-(sum(mods_age$sigma2)/sum(mods_age_int$sigma2))
```

```
##densidade de árvores
```

```
##matriz filtrada (extraí as colunas de N, obs, variável, yi e vi)
```

```
dados_density_filt<- dat[,c(1, 2, 20, 23, 24)]
```

```
##excluindo NA
```

```
dados_density_filt<-na.exclude(dados_density_filt)
```

```
mods_density_int<- rma.mv(yi = dados_density_filt$yi,
```

```

V = dados_density_filt$vi,          # variância de amostragem

random = list(~ 1 | N,              # indicando nível 1
~ 1 | Obs),                        # indicando nível 2
data = dados_density_filt, test = "t", method = "REML")

mods_density<- rma.mv(yi = dados_density_filt$yi,
V = dados_density_filt$vi,          # variância de amostragem

random = list(~ 1 | N,              # indicando nível 1
~ 1 | Obs),                        # indicando nível 2
data = dados_density_filt, test = "t", method = "REML", mods= ~ tree_density)

mods_density

##r²
1-(sum(mods_density$sigma2)/sum(mods_density_int$sigma2))

##área basal
##matriz filtrada (extraí as colunas de N, obs, variável, yi e vi)

dados_basal_filt<- dat[,c(1, 2, 22, 23, 24)]
##excluindo NA
dados_basal_filt<-na.exclude(dados_basal_filt)

mods_basal_int<- rma.mv(yi = dados_basal_filt$yi,
V = dados_basal_filt$vi,           # variâncias de amostragem
random = list(~ 1 | N,             # indicando nível 1
~ 1 | Obs),                        # indicando nível 2
data = dados_basal_filt, test = "t", method = "REML")

mods_basal<- rma.mv(yi = dados_basal_filt$yi,
V = dados_basal_filt$vi,           # variâncias de amostragem

random = list(~ 1 | N,             # indicando nível 1
~ 1 | Obs),                        # indicando nível 2

```

```

data = dados_basal_filt, test = "t", method = "REML", mods= ~ basal_area)

mods_basal

##r2
1-(sum(mods_basal$sigma2) /sum(mods_basal_int$sigma2))

##abertura dossel
##matriz filtrada (extraí as colunas de N, obs, variável, yi e vi)

dados_canop_filt<- dat[,c(1, 2, 19, 23, 24)]

##excluindo NA
dados_canop_filt<-na.exclude(dados_canop_filt)

mods_canop_int<- rma.mv(yi = dados_canop_filt$yi,
V = dados_canop_filt$vi,          # variâncias de amostragem

random = list(~ 1 | N,             # indicando nível level 1
~ 1 | Obs),                       # indicando nível level 2
data = dados_canop_filt, test = "t", method = "REML")

mods_canop<- rma.mv(yi = dados_canop_filt$yi,
V = dados_canop_filt$vi,          # sampling variances

random = list(~ 1 | N,             # indicando nível 1
~ 1 | Obs),                       # indicando nível 2
data = dados_canop_filt, test = "t", method = "REML", mods= ~ canopy_openness)

mods_canop

##r2
1-(sum(mods_canop$sigma2) /sum(mods_canop_int$sigma2))

```

```

##distância entre fragmentos

##matriz filtrada (extraí as colunas de N, obs, variável, yi e vi)

dados_dista_filt<- dat[,c(1, 2, 21, 23, 24)]

##excluindo NA
dados_dista_filt<-na.exclude(dados_dista_filt)

mods_distan_int<- rma.mv(yi = dados_dista_filt$yi,
V = dados_dista_filt$vi,          # variâncias de amostragem

random = list(~ 1 | N,           # indicando nível 1
~ 1 | Obs),                     # indicando nível 2
data = dados_dista_filt, test = "t", method = "REML")

mods_distan<- rma.mv(yi = dados_dista_filt$yi,
V = dados_dista_filt$vi,          # sampling variances

random = list(~ 1 | N,           # indicando nível 1
~ 1 | Obs),                     # indicando nível 2
data = dados_dista_filt, test = "t", method = "REML", mods= ~distance_contr)

mods_distan

##r²
1-(sum(mods_distan$sigma2) /sum(mods_distan_int$sigma2))

```

Referências

- Almazán-Núñez, R. C., del Coro Arizmendi, M., Eguiarte, L. E. & Corcuera, P. 2015. Distribution of the community of frugivorous birds along a successional gradient in a tropical dry forest in south-western Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 31(1), 57-68.
- Andrade, G. I. & Rubio-Torgler, H. 1994. Sustainable use of the tropical rain forest: evidence from the avifauna in a shifting-cultivation habitat mosaic in the Colombian Amazon. *Conservation Biology*, 8(2), 545-554.
- Barlow, J., Mestre, L. A., Gardner, T. A. & Peres, C. A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biological Conservation*, 136(2), 212-231.
- Becker, C. D. & Ágreda, A. 2005. Bird community differences in mature and second growth garúa forest in Machalilla National Park, Ecuador. *Ornitologia Neotropical*, 16, 297-319.
- Borges S. H. 2007. Bird assemblages in secondary forests developing after slash-and-burn agriculture in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 469-477.
- Bradfer-Lawrence, T., Gardner, N. Dent, D. H. 2018. Canopy bird assemblages are less influenced by habitat age and isolation than understory bird assemblages in Neotropical secondary forest. *Ecology and Evolution*, 8(11), 5586-5597.
- Cajas-Castillo, O. J., Cobar-Carranza, J. A., Cruz, A. S. R. C., Kraker-Castaneda, C. & Quinonez-Guzman, J. M. 2015. Diversity of understory birds in tropical forests, natural recovery areas, and African oil palm crops in wetlands of the Izabal Lake, Guatemala. *Ornitologia Neotropical*, 26(1), 1-12.
- Casas, G., Darski, B., Ferreira, P. M., Kindel, A. & Müller, S. C. 2016. Habitat structure influences the diversity, richness and composition of bird assemblages in successional Atlantic rain forests. *Tropical Conservation Science*, 9(1), 503-524.
- Dallimer, M., Parnell, M., Bicknell, J. E. & Melo, M. 2012. The importance of novel and agricultural habitats for the avifauna of an oceanic island. *Journal for Nature Conservation*, 20(4), 191-199.

Dias, D. F., Ribeiro, M. C., Felber, Y. T., Cintra, A. L., de Souza, N. S. & Hasui, É. 2016. Beauty before age: landscape factors influence bird functional diversity in naturally regenerating fragments, but regeneration age does not. *Restoration Ecology*, 24(2), 259-270.

Díaz, I. A., Armesto, J. J., Reid, S., Sieving, K. E. & Willson, M. F. 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in successional forests of Chiloé Island, Chile. *Biological Conservation*, 123(1), 91-101.

Duguid, M. C., Morrell, E. H., Goodale, E. & Ashton, M. S. 2016. Changes in breeding bird abundance and species composition over a 20-year chronosequence following shelterwood harvests in oak-hardwood forests. *Forest Ecology and Management*, 376, 221-230.

Durães, R., Carrasco, L., Smith, T. B. & Karubian, J. 2013. Effects of forest disturbance and habitat loss on avian communities in a Neotropical biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, 166, 203-211.

Edwards, D. P., Larsen, T. H., Docherty, T. D., Ansell, F. A., Hsu, W. W., Derhé, M. A. & Wilcove, D. S. 2011. Degraded lands worth protecting: the biological importance of Southeast Asia's repeatedly logged forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1702), 82-90.

Gallo, T. & Pejchar, L. 2017. Woodland reduction and long-term change in breeding bird communities. *The Journal of Wildlife Management*, 81(2), 259-268.

Gosper, C. R., Fox, E., Burbidge, A. H., Craig, M. D., Douglas, T. K., Fitzsimons, J. A. & Yates, C. J. 2019. Multi-century periods since fire in an intact woodland landscape favour bird species declining in an adjacent agricultural region. *Biological Conservation*, 230, 82-90.

Haney, A., Apfelbaum, S. & Burris, J. M. 2008. Thirty years of post-fire succession in a southern boreal forest bird community. *The American Midland Naturalist*, 159(2), 421-433.

Hashim, E. N. & Ramli, R. 2013. Comparative study of understorey birds diversity inhabiting lowland rainforest virgin jungle reserve and regenerated forest. *The Scientific World Journal*.

Hingston, A. B. & Grove, S. 2010. From clearfell coupe to old-growth forest: Succession of bird assemblages in Tasmanian lowland wet eucalypt forests. *Forest Ecology and Management*, 259(3), 459-468.

Hingston, A. B., Jordan, G. J., Wardlaw, T. J. & Baker, S. C. 2014. Bird assemblages in Tasmanian clearcuts are influenced by the age of eucalypt regeneration but not by distance from mature forest. *Global Ecology and Conservation*, 2, 138-147.

Jones, M. J., Marsden, S. J. & Linsley, M. D. 2003. Effects of habitat change and geographical variation on the bird communities of two Indonesian islands. *Biodiversity and Conservation*, 12(5), 1013-1032.

Kirk, D. A., Diamond, A. W., Hobson, K. A. & Smith, A. R. 1996. Breeding bird communities of the western and northern Canadian boreal forest: relationship to forest type. *Canadian Journal of Zoology*, 74(9), 1749-1770.

Marsden, S. J., Symes, C. T. & Mack, A. L. 2006. The response of a New Guinean avifauna to conversion of forest to small-scale agriculture. *Ibis*, 148(4), 629-640.

Martin, T. E. & Blackburn, G. A. 2010. Impacts of tropical forest disturbance upon avifauna on a small island with high endemism: implications for conservation. *Conservation and Society*, 8(2), 127-139.

Mayhew, R. J., Tobias, J. A., Bunnefeld, L. & Dent, D. H. 2019. Connectivity with primary forest determines the value of secondary tropical forests for bird conservation. *Biotropica*, 51(2), 219-233.

Parry, L., Barlow, J. & Peres, C. A. 2007. Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 653-662.

Raman, T. S., Rawat, G. S. & Johnsingh, A. J. T. 1998. Recovery of tropical rainforest avifauna in relation to vegetation succession following shifting cultivation in Mizoram, north-east India. *Journal of Applied Ecology*, 35(2), 214-231.

- Rey, L., Kéry, M., Sierro, A., Posse, B., Arlettaz, R. & Jacot, A. 2019. Effects of forest wildfire on inner-Alpine bird community dynamics. *Plos One*, 14(4), e0214644.
- Robertson, H. A. & Hackwell, K. R. 1995. Habitat preferences of birds in seral kahikatea *Dacrycarpus dacrydioides* (Podocarpaceae) forest of South Westland, New Zealand. *Biological Conservation*, 71(3), 275-280.
- Robinson, N. M., Leonard, S. W., Bennett, A. F. & Clarke, M. F. 2014. Refuges for birds in fire-prone landscapes: the influence of fire severity and fire history on the distribution of forest birds. *Forest Ecology and Management*, 318, 110-121.
- Rumble, M. A. & Gobeille, J. E. 2004. Avian use of successional cottonwood (*Populus deltoides*) woodlands along the middle Missouri River. *The American midland naturalist*, 152(1), 165-177.
- Rumble, M. A. & Gobeille, J. E. 1998. Bird community relationships to succession in green ash (*Fraxinus pennsylvanica*) woodlands. *The American Midland Naturalist*, 140(2), 372-381.
- Salas-Correa, Á. D. & Mancera-Rodríguez, N. J. 2020. Birds as ecological indicators of successional stages in a secondary forest, Antioquia, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 68(1), 23-39.
- Salek, M. 2012. Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 49(6), 1417-1425.
- Serong, M. & Lill, A. 2012. Changes in bird assemblages during succession following disturbance in secondary wet forests in south-eastern Australia. *Emu-Austral Ornithology*, 112(2), 117-128.
- Thogmartin, W. E., Gallagher, M., Young, N., Rohweder, J. J., Durbian, F. & Knutson, M. G. 2009. Avian assemblages in the lower Missouri River floodplain. *Wetlands*, 29(2), 552-562.
- Waltert, M., Mardiasuti, A. & Mühlenberg, M. 2004. Effects of land use on bird species richness in Sulawesi, Indonesia. *Conservation Biology*, 18(5), 1339-1346.

Zlonis, E. J., Walton, N. G., Sturtevant, B. R., Wolter, P. T. & Niemi, G. J. 2019. Burn severity and heterogeneity mediate avian response to wildfire in a hemiboreal forest. *Forest Ecology and Management*, 439, 70-80.