

Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Instituto de Biociências

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Dissertação de Mestrado

*A influência do impacto antrópico dimensionalidade de uma meta-comunidade de
borboletas frugívoras do Brasil*

Lucas Vieira Cortez

Porto Alegre, março de 2023

*A influência do impacto antrópico na dimensionalidade de uma meta-comunidade
de borboletas frugívoras do Brasil*

Lucas Vieira Cortez

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biotecnologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Leandro da Silva Duarte

Coorientador: Dr. Gabriel Nakamura

Porto Alegre, março de 2023

CIP - Catalogação na Publicação

Cortez, Lucas Vieira

A influência do impacto antrópico dimensionalidade de uma meta-comunidade de borboletas frugívoras do Brasil / Lucas Vieira Cortez. -- 2023.

60 f.

Orientador: Leandro da Silva Duarte.

Coorientador: Gabriel Nakamura.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Porto Alegre, BR-RS, 2023.

1. Diversidade. 2. Dimensionalidade. 3. Ecologia de comunidades. I. Duarte, Leandro da Silva, orient. II. Nakamura, Gabriel, coorient. III. Título.

Agradecimentos

Eu gostaria de agradecer ao meu orientador Leandro Duarte pela paciência que foi fundamental durante o cenário da pandemia. Além de acessível durante esse período crítico, sem dúvidas, essencial para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao coorientador, Gabriel Nakamura, pela prestatividade, paciência e motivação durante a escrita da dissertação.

A CAPES pela concessão da bolsa que foi essencial para este trabalho, e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da UFRGS pela oportunidade.

A Aline Richter pela disponibilização da parte dos dados utilizados no trabalho, além de ser uma das minhas principais fonte de troca de ideias.

Aos meus colegas de apartamento que fizeram o período da pandemia ser menos solitário, com troca de ideias e bons momentos.

À minha família pelo constante suporte em todas as minhas escolhas.

À Julia que sorriu comigo nos melhores e também nos piores momentos, nunca deixando de me apoiar.

Muito obrigado!

Sumário

RESUMO	5
ABSTRACT	7
ÍNDICE DE TABELAS	9
ÍNDICE DE FIGURAS	10
A influência do impacto antrópico na dimensionalidade de uma meta-comunidade de borboletas frugívoras do Brasil.....	22
Resumo.....	23
INTRODUÇÃO	24
MATERIAIS E MÉTODOS	29
Coleta de dados	29
Base de dados.....	31
Métricas de diversidade.....	34
Diversidade	35
Dimensionalidade.....	36
RESULTADOS	38
DISCUSSÃO.....	45
Apêndice 1	51
REFERÊNCIAS	55

RESUMO

O uso da terra é atualmente um dos maiores remodeladores de paisagem e de habitat natural, afetando diretamente as comunidades biológicas. Esse processo tem efeito homogeneizador e tende a reduzir a complexidade da diversidade, tornando evidente a necessidade de mensurar os efeitos das mudanças de habitat para a preservação da biodiversidade. Para melhor compreensão destes efeitos sob diferentes aspectos da biodiversidade, o uso de múltiplas métricas de diversidade vem sendo amplamente utilizado, com resultados e discussões cada vez mais aprofundados sobre a comunidade em questão. No entanto, o grande número de métricas e redundâncias que esses índices apresentam entre si, acaba nublando alguns resultados causando uma sub-representação da comunidade. É conveniente o uso das borboletas como grupo bioindicador justamente por sua sensibilidade as alterações ambientais. Contudo a maior parte das avaliações de efeito antrópico referentes ao grupo é baseado apenas no componente taxonômico, negligenciando outras fontes importantes da biodiversidade. Assim, a dimensionalidade, definida como: “a quantidade de informação necessária para representar de modo eficiente a variação presente de informação biológica”, tem como proposta avaliar as correlações entre métricas e a importância individual de cada uma, de modo a compreender quais componentes são mais importantes para representação da diversidade. Assim, nos perguntamos: i) Como o uso da terra afeta a diversidade de borboletas do Brasil? ii) Como alterações de habitats naturais, marcada pela redução de complexidade biológica, afeta a dimensionalidade da comunidade de borboletas? iii) Quais as dimensões e métricas mais importantes para representar para a variação na diversidade de borboletas. Para responder essas questões foi selecionada uma metacomunidade composta de sete comunidades de borboletas frugívoras do Brasil e avaliado o efeito do uso da terra sobre

sete métricas de diversidade diferentes distribuídas nas três dimensões ecológicas mais utilizadas: taxonômica, funcional e filogenética. Para responder a primeira questão, foi calculado o efeito do uso de terra sobre as métricas de diversidade a partir de uma meta-análise e para responder a segunda e terceira questões foram calculados dois índices de dimensionalidade, *Importance Values* (Ivs) -para a quantificar a variação capturada de cada métrica na metacomunidade, e *Evenness of eigenvalues* (EE) – para quantificar a correlação entre as métricas em cada tipo de ambiente. Encontramos que, o uso da terra de fato afetou a diversidade de borboletas frugívoras em todas as dimensões da diversidade, com menor riqueza taxonômica e filogenética e maior MFD (*Mean Pairwise Functional Distance*) nos ambientes impactados. Entretanto a desestruturação do habitat referente ao uso da terra não exerceu efeito nos componentes da dimensionalidade. A dimensão filogenética foi de longe a mais representativa, sendo as métricas MPD (*Mean Pairwise Phylogenetic Distance*) e MNPD (*Mean Nearest Phylogenetic Distance*) que mais capturaram variação e a dimensão taxonômica surpreendentemente foi a que menos capturou variação da diversidade. Esses resultados alertam sobre a utilização de apenas uma dimensão para a sumarização da diversidade de borboletas. Entretanto, mais estudos sobre os componentes da dimensionalidade são necessários, avaliando outros gradientes ambientais e outros grupos taxonômicos. Percebemos que ações baseadas em métricas muito redundantes e com pouca captura de informação torna-se um gasto dispendioso, em contrapartida, ações baseadas em métricas com maiores captura de variação de informação podem ser uma necessidade para evitar a perda da biodiversidade.

Palavras-chave: Borboletas frugívoras, Dimensionalidade, Métricas de diversidade, Efeitos do uso da terra, Comunidades ecológicas

ABSTRACT

Land use is currently one of the most important factors responsible for reshaping landscape and habitat, directly influencing biological communities. It has been increasingly noted that land use has a simplifying effect and tends to reduce the complexity of diversity. Therefore, there is a need to measure these effects in the best way, especially because we increasingly require more accurate results for the preservation of biodiversity with few resources. In search of a holistic view of the community studied, the use of multiple metrics has been widely used, with increasingly deeper results and discussions about the community in question. However, the large number of metrics, the lack of care in using them, and the intrinsic redundancies that these indexes possess may end up clouding some interpretations or even lead to an underrepresentation of the community. The use of butterflies as a bioindicator group is convenient precisely because of their sensitivity to environmental changes. However, most evaluations of anthropic effects on this group are based only on the taxonomic dimension, neglecting other important dimensions for summarizing the group. Thus, the dimensionality of diversity aims to evaluate and assess the correlations between these metrics and the individual importance of each one within a two-dimensional representation of the community, making it an excellent tool for multimetric analysis. High dimensionality is defined when the calculated metrics have little redundancy and present an equitability in their importance in the biological two-dimensional space, in the opposite way we have a lower dimensionality. Thus, we asked ourselves: i) Does land use affect butterfly diversity in Brazil? ii) If there is an effect, marked by a reduction in biological complexity, affect the dimensionality of the butterfly community? iii) What is the most representative dimension and metric for butterfly diversity. For this we selected a metacommunity

composed of seven frugivorous butterfly communities from Brazil and evaluated the effect of land use on seven different diversity metrics distributed in the three most used ecological dimensions: taxonomic, functional and phylogenetic. We calculated the effect of land management on diversity metrics using a random effects meta-analysis and also calculated the distribution of 999 means for each dimensionality component, with Importance Values (Ivs)-for captured variation and Evenness of eigenvalues (EE)-for the correlation between metrics in each environment type. Thus, accessing the differences between the components of dimensionality between the managed and unmanaged environments. We found that land use indeed affected the diversity of frugivorous butterflies in all diversity dimensions, with a decrease in taxonomic and phylogenetic richness and an increase in MFD (*Mean Pairwise Functional Distance*) in the impacted environments. Habitat disruption related to land use had no effect on the components of dimensionality. The phylogenetic dimension was by far the most representative, with the MPD (*Mean Pairwise Phylogenetic Distance*) and MNPD (*Mean Nearest Phylogenetic Distance*) metrics capturing the most variation. Conversely the taxonomic dimension surprisingly captured the least variation in diversity. These results emphasize the importance of using phylogenetic metrics and place a cautionary note to papers that only use one dimension for summarizing butterfly diversity. More studies on the components of dimensionality are needed, evaluating other environmental gradients and other taxonomic groups. We realized that actions based on metrics that are highly redundant and with little information capture become a costly expense, whereas actions based on metrics with greater information variation capture avoid a biodiversity loss.

Key-words: Fruit-feeding butterflies, Dimensionality, Diversity metrics, Land-use effects
Ecological communities

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 Diversidade alfa de borboletas frugívoras do Brasil dispostas em comunidades afetadas pelo o uso da terra (Ant) e pouco afetadas (Nat), números de unidades amostrais (Nº UAs) e biomas brasileiros que compõem o banco de dados. Referências marcadas com o símbolo ϕ são aquelas que foram coletadas pelo grupo de pesquisa para compor o banco de dados.	33
Tabela 2 Resultados da ANOVA entre média de IVS das diferentes dimensões da diversidade por ambientes Afetados e Não afetados pelo o uso da terra, valores de p menores que 0.05 foram evidenciados em negrito. Df = graus de liberdade.	43
Tabela 3 Resultados dos testes T para comparação dos IVs das métricas entre ambientes Afetados e Não Afetados pelo o uso da terra. XM = média de IVs do grupo afetado, XNM = média de IVs do ambiente não afetado; df = graus de liberdade.	44
Tabela 4 Comunidades de borboletas frugívoras coletadas em ambientes afetados e não afetados por três tipos uso da terra diferentes: Pisoteio por gado (2019), Plantação de pinus (2018), Plantação de pêssago (2016), os 0 correspondem a espécies ausentes do determinado ambiente.	51

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 A) Comunidade com baixa complementariedade entre as métricas (pequeno círculo vermelho). A maior parte da variação presente na comunidade é explicada por poucos eixos da PCA, com maiores diferenças entre os eixos de captura de variação (grande barra vermelha), resultando numa baixa dimensionalidade. B) Comunidade com alta complementariedade (grande círculo vermelho) no qual a variação de informação está distribuída igualmente nos eixos da PCA, com menores diferenças entre as variações capturada pelos eixos da PCA (pequena barra vermelha). As alturas das barras mostram a quantidade de variação capturada por cada componente principal (PC). Setas correspondem a quantidade de variação capturada pela métrica nos eixos e pontos o espaço tomado pela comunidade no espaço bidimensional da biodiversidade. Imagem adaptada de Stevens and Tello (2014) e Nakamura et al (2019). 18

Figura 2 A) Pontos de amostragem das comunidades de borboletas frugívoras utilizadas na totalidade do banco de dados (Tabela 1). B) Cidades em que foram coletadas as comunidades referentes aos municípios de São Francisco de Paula, Canguçu e Capão do Leão – Rio Grande do Sul. C) Exemplo das unidades amostrais por cidade e disposição das armadilhas para a coleta passiva de borboletas frugívoras. Quadrados brancos referem-se aos ambientes *nativos* e quadrados amarelos aos ambientes não *antropizados*. 31

Figura 3 Médias padronizadas das métricas de diversidade calculadas entre ambientes afetados (esquerda) e não afetados pelo o uso da terra (direita) da meta comunidade de borboletas frugívoras. Losangos coloridos representam o efeito geral, os quadrados

representam efeitos individuais de cada trabalho. H = heterogeneidade. SMD = Standard Mean Difference, 95%-CI = Intervalo de confiança..... 39

Figura 4 Resultado das PCAs através das matrizes **Ms** de cada ambiente analisado. A) Perfil de acúmulo de variação em cada eixo da PCA; B) representação bidimensional da PCA ilustrando a correlação e a importância entre as métricas utilizadas em cada ambiente. Pontos representam cada comunidade utilizada na sumarização da informação. 40

Figura 5 Comparação dos IVs entre nível de uso da terra para cada dimensão da diversidade. A dimensão filogenética apresenta a maior média de IVs, seguido pela funcional e a dimensão que captura menor variação da diversidade sendo a taxonômica. Entre os ambientes a única faceta não afetada é a filogenética, contudo, a mais representativa entre as facetas da diversidade analisadas. Dimensões marcadas com asteriscos (*) apresentam médias diferentes entre níveis. 41

Figura 6 Comparação dos IVs entre ambientes das métricas de biodiversidade. Métricas marcadas com asteriscos (*) apresentam médias diferentes entre níveis..... 43

ÍNDICE DE EQUAÇÕES

Eq 1 - <i>Standard Effect Size</i> (SES). Efeito padronizado relacionado a métrica a partir de um modelo nulo simulado do pool regional de espécies.	35
Eq 2 Efeito padronizado Hedges. O valor de hedges é o efeito padronizado baseado na divisão da diferença das médias dos grupos pelo desvio padrão agrupado	35
Eq 3 Desvio padrão agrupado	36

INTRODUÇÃO GERAL

No decorrer de bilhões de anos as interações entre os organismos, ambientes e variáveis que conhecemos e que não conhecemos, resultam na biodiversidade como a observamos hoje, complexa e multidimensional. Muitos esforços da ecologia são voltados em entender de maneira quantitativa e qualitativa as dimensões mensuráveis da diversidade, utilizando métricas que as investigam de diferentes ângulos. Ainda assim, a abordagem mais comum utilizada na literatura é a taxonômica alfa, por ser uma abordagem convencional e mensurada desde muito tempo através de medidas como riqueza e abundância, (Fleishman et al, 2006; McGill et al, 2015). Contudo, a biodiversidade não se limita apenas ao número de indivíduos ou espécies encontradas em um determinado ambiente. Reportar apenas o número de espécies e indivíduos é negligenciar grande parte da diversidade existente em um momento em que a biodiversidade vem sendo A utilização de métricas que derivem de outras fontes de variação é essencial para um bom conhecimento e entendimento da diversidade. Na literatura fontes de variação como os atributos funcionais e a história evolutiva são recorrentemente utilizadas por suas importâncias ecológicas (Tilman, 2001; Winter et al, 2013) e explorarem padrões que a dimensão taxonômica não alcança. Além disso, outras tantas fontes de variação de diversidade podem ser exploradas (como fontes genéticas, de interações, fenotípicas) a fim de otimizar a representação da diversidade natural.

Representar a diversidade da melhor maneira possível é essencial para conhecermos e conservarmos a biodiversidade. No entanto, a conversão e degradação do habitat natural referentes a presença humana é um dos fatores mais relevantes para o declínio da biodiversidade (MacDougall et al, 2013; Liu et al. 2019). Dito isso, o uso da terra atualmente é um dos maiores remodeladores da paisagem natural (Haines-Young, 2009) e entender suas

variações e características torna-se cada vez mais urgente para a preservação da natureza. As consequências diretas do uso da terra refletem diretamente na diminuição diversidade vegetal (Flynn et al, 2009; Villalobos and Vamosi, 2015; Turley and Brudvig, 2016), que por ser base energética fundamental da biodiversidade local determina toda a estruturação do habitat e das comunidades dependentes dos produtores (Tillman et al, 2002; Ekroos et al, 2010). O efeito negativo na comunidade de plantas é principalmente sentido na diminuição e complexidade da diversidade dos menores níveis tróficos (Scherber et al, 2010). Bons exemplos desse efeito são: a diminuição da diversidade de cigarras com a substituição de espécies especialistas por generalistas de acordo com o aumento do uso da terra (Chisté, et al 2017), o aumento do padrão tigrado de coloração em borboletas em ambientes urbanizados (Iserhard et al, 2019) ou a predominância de alguns clados em detrimento de outros em ambientes impactados (Spaniol et al, 2019). Os efeitos do uso da terra são sentidos em muitas outras facetas da diversidade além da taxonômica, e expõem que muitas vezes podemos estar perdendo grande parte da variação por utilizarmos apenas uma visão monotônica dos padrões complexos que a biodiversidade apresenta para mensurar os efeitos causados pelo homem.

Os invertebrados têm papel fundamental na indicação de alterações e perturbações de um sistema natural pela velocidade no qual respondem a essas variações ambientais (Freitas et al, 2005). A classe Insecta, por ser de fácil coleta e manuseio, torna-se um dos mais importantes grupos bioindicadores de alterações antrópicas do habitat. Dentre os insetos, um grupo muito utilizado para a avaliação ambiental é o das borboletas, o qual se destaca por: i) ser sensível as alterações, mesmo que pequenas, em seu habitat; ii) ter uma coleta prática e econômica; iii) ser intimamente relacionado a outros táxons e recursos ambientais; iv) e possuir uma taxonomia muito bem conhecida (Santos et al, 2015). O uso da terra surte efeitos diretos na diversidade de borboletas. Em ambientes agricultáveis e urbanizados, por exemplo,

há o aumento da prevalência de espécies com maior motilidade (Merckx and Dyck, 2019) que resulta numa homogeneização funcional e taxonômica de borboletas e mariposas. Ainda sobre a homogeneização, a alteração dos padrões de cor da comunidade de borboletas é uma resposta recorrente sob uma perspectiva do desmatamento (Spaniol et al, 2020) e da urbanização (Iserhard et al, 2019). Mudanças na dimensão filogenética também são percebidas, Spaniol et al (2019) notou que atributos de motilidade intimamente relacionados a história evolutiva dos clados são mais recorrentes em áreas abertas pelo desmatamento, diferenciando a composição funcional e filogenética da comunidade de borboletas de um ambiente afetado pelo desmatamento e simplificação de habitat.

Os efeitos do uso da terra sobre a diversidade alfa taxonômica de borboletas são muito explorados (Dolek and Geyer, 1997; Gril et al. 2005; Debinski, et al. 2011; Jonason, D. 2011; Sagwe et al. 2015; Panjaitan et al. 2020). Em uma menor escala, a diversidade alfa funcional também é utilizada nesses tipos de trabalhos (Goded et al, 2019, Jonason et al, 2017). Contudo, são poucos os trabalhos que avaliam a importância dos índices de diversidade filogenética para o entendimento de impactos antrópicos com borboletas. Uma alternativa a visão monotônica causada pela utilização de apenas uma faceta da diversidade é a abordagem multimétrica, método que tenta capturar uma maior parte de variação da comunidade (*E.g* Iserhard et al, 2019). No entanto, esse método pode acabar sendo ineficaz pois: as métricas de diversidade apresentam redundâncias entre si (Pavoinne et al, 2013), o número de métricas disponíveis na bibliografia é enorme e as métricas com maior poder de sumarização da comunidade são ignoradas no meio da grande quantidade de informação que o uso de muitas métricas traz.

Calcular a dimensionalidade da diversidade é uma perspectiva teórica que auxilia a avaliação da comunidade biológica estudada, principalmente quando agregamos uma grande

quantidade de informação de múltiplas métricas de diversidade. Stevens and Tello (2014) demonstram que o cálculo de dimensionalidade é uma forma de integração eficiente entre métricas, demonstrando o quão correlacionadas essas métricas estariam (Figura 1). Essa abordagem fundamenta-se nas complementariedades entre as métricas, assim, quanto mais complementares as métricas utilizadas na representação da comunidade, melhor a comunidade estaria sintetizada. Nessa perspectiva, a utilização de inúmeros índices também pode tornar-se um problema. Quando esses índices são elaborados apresentam propostas e visões diferentes da diversidade, porém na prática são extremamente semelhantes ou correlacionados o que reduz a dimensionalidade e empobrece a representação da biodiversidade (DeVictor, 2008; Stevens et al, 2013; Stevens and Tello, 2014). Desse modo, a redução de informação redundante é necessária para representações mais informativas sobre a comunidade estudada.

Indo além, Nakamura et al. (2019) demonstram que apenas a complementariedade não seria suficiente para uma representação eficiente das comunidades biológicas, ressaltando a necessidade de quantificar o componente de variação de cada métrica utilizada no cálculo de dimensionalidade. Os autores resumem dimensionalidade a nível de comunidade como: “a quantidade de informação necessária para representar de modo eficiente a variação presente de informação biológica”, os quais consideram a complementariedade e as importâncias entre as métricas nessa definição (Figura 1). A definição de Nakamura separa a dimensionalidade em dois componentes: a complementariedade e os valores de importâncias relativos a partir das métricas utilizadas para representar a comunidade. Essa abordagem demonstrou ser uma ótima resolução do problema da utilização de muitos índices na análise da dimensionalidade uma vez que destaca a quantidade de informação capturada da comunidade métrica a métrica para a representação

da comunidade estudada, além de indicar o quão complementares essas métricas são. O uso do cálculo dos componentes da dimensionalidade, principalmente enfatizando a importância da métrica na captura de informação biológica, justamente por evidenciar as métricas mais eficientes na sumarização do grupo biológico afetado pelo uso da terra.

Muitos estudos sobre os efeitos do uso da terra na diversidade de borboletas estão disponíveis na bibliografia (Dolek and Geyer, 1997; Gril et al. 2005; Debinski, et al. 2011; Jonason, D. 2011; Brito et al, 2014; Sagwe et al. 2015; Cambui et al, 2017; Vasconcellos et al, 2019; Santos et al, 2020; Panjaitan et al. 2020, entre outros) e é explícito as diferenças entre as comunidades dos ambientes impactados pela perturbação humana quando comparamos as comunidades de ambientes nativos, porém nenhum trabalho se propôs em avaliar se os efeitos antrópicos do uso da terra resultam em alterações nos componentes da dimensionalidade da comunidade de borboletas. E mesmo que o uso da terra afete ou não as métricas de biodiversidade, não sabemos se o efeito é sentido da mesma maneira nesses componentes e nas métricas que mais capturam informação sobre a comunidade de borboletas frugívoras. Dessa maneira, o que objetivamos nessa dissertação é avaliar o quanto alteração do ambiente pelo o uso da terra afeta a dimensionalidade e seus componentes, e destacar dentre essas métricas estudadas quais apresentam uma maior quantidade de informação na sumarização da comunidade e como essas métricas respondem ao efeito antrópico.

Ao analisarmos a influência do uso da terra sobre os componentes de dimensionalidade de borboletas frugívoras esperamos que: i) o uso da terra exerça uma alteração na complementariedade entre as métricas. ii) Que os valores de importância para a representação da comunidade sejam diferentes em ambientes nativos e antropizados.

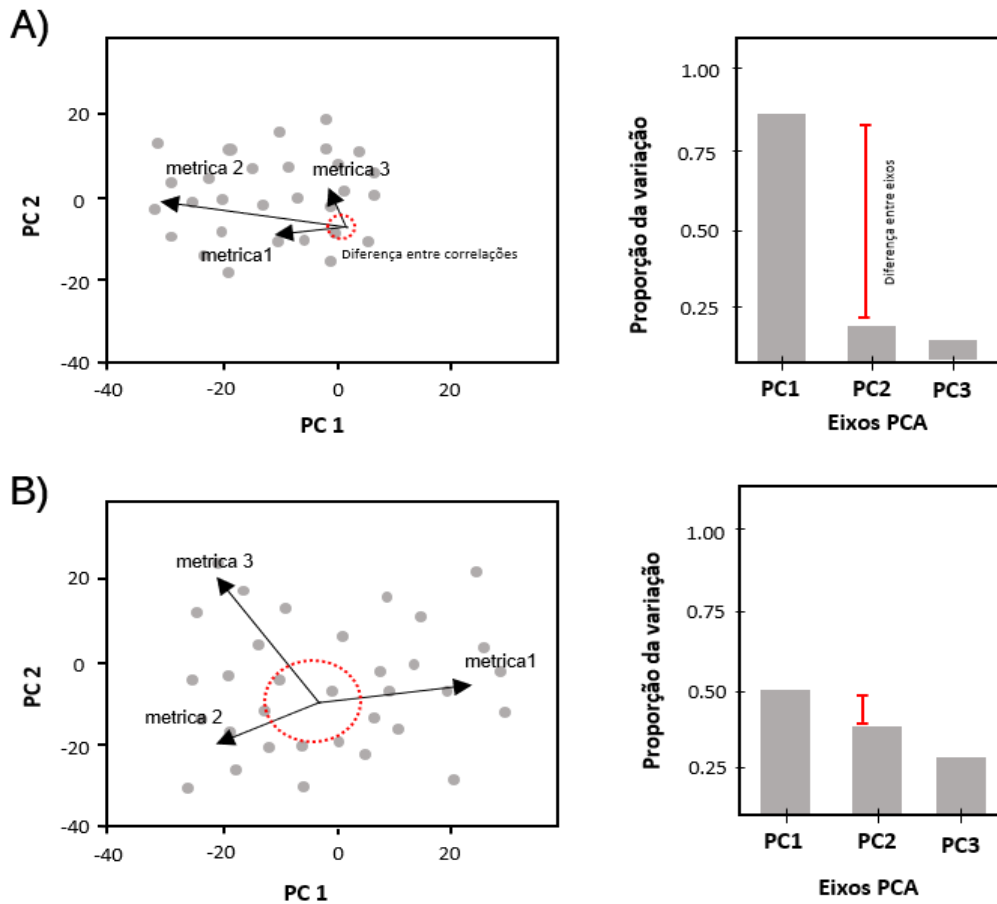


Figura 1 A) Comunidade com baixa complementariedade entre as métricas (pequeno círculo vermelho). A maior parte da variação presente na comunidade é explicada por poucos eixos da PCA, com maiores diferenças entre os eixos de captura de variação (grande barra vermelha), resultando numa baixa dimensionalidade. B) Comunidade com alta complementariedade (grande círculo vermelho) no qual a variação de informação está distribuída igualmente nos eixos da PCA, com menores diferenças entre as variações capturada pelos eixos da PCA (pequena barra vermelha). As alturas das barras mostram a quantidade de variação capturada por cada componente principal (PC). Setas correspondem a quantidade de variação capturada pela métrica nos eixos e pontos o espaço tomado pela comunidade no espaço bidimensional da biodiversidade. Imagem adaptada de Stevens and Tello (2014) e Nakamura et al (2019).

REFERÊNCIAS

- Brito, M. M., D. B. Ribeiro, M. Raniero, É. Hasui, F. N. Ramos, and A. Arab. 2014. Functional composition and phenology of fruit-feeding butterflies in a fragmented landscape: Variation of seasonality between habitat specialists. *Journal of Insect Conservation* 18:547–560.
- Clavel, J., R. Julliard, and V. Devictor. 2011. Worldwide decline of specialist species: Toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:222–228.
- Cristina Barbosa Cambui, E., R. Nogueira de Vasconcelos, E. Mariano-Neto, B. Felipe Viana, and M. Zikán Cardoso. 2017. Positive forestry: The effect of rubber tree plantations on fruit feeding butterfly assemblages in the Brazilian Atlantic forest. *Forest Ecology and Management* 397:150–156.
- Debinski, D. M., R. A. Moranz, J. T. Delaney, J. R. Miller, D. M. Engle, L. B. Winkler, D. A. McGranahan, R. J. Barney, J. C. Trager, A. L. Stephenson, and M. K. Gillespie. 2011. A cross-taxonomic comparison of insect responses to grassland management and land-use legacies. *Ecosphere* 2:art131.
- Devictor, V., R. Julliard, J. Clavel, F. Jiguet, A. Lee, and D. Couvet. 2008. Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography* 17:252–261.
- Dolek, M., and A. Geyer. 1997. Influence of management on butterflies of rare grassland ecosystems in Germany. *Journal of Insect Conservation* 1:125–130.
- Ekroos, J., J. Heliölä, and M. Kuussaari. 2010. Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 47:459–467.
- Fleishman, E., R. F. Noss, and B. R. Noon. 2006. Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecological Indicators* 6:543–553.
- Freitas, A. V. L., I. R. Leal, M. Uehara-Prado, and L. Iannuzzi. 2006. Insetos como Indicadores de Conservação da Paisagem. *Biologia da Conservação*:1–28.
- Frishkoff, L. O., D. S. Karp, L. K. M’Gonigle, C. D. Mendenhall, J. Zook, C. Kremen, E. A. Hadly, and G. C. Daily. 2014. Loss of avian phylogenetic diversity in neotropical agricultural systems. *Science* 345:1343–1346.
- Goded, S., J. Ekroos, J. G. Azcárate, J. A. Guitián, and H. G. Smith. 2019. Effects of organic farming on plant and butterfly functional diversity in mosaic landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 284.
- Grill, A., B. Knoflach, D. F. R. Cleary, and V. Kati. 2005. Butterfly, spider, and plant communities in different land-use types in Sardinia, Italy. *Biodiversity and Conservation* 14:1281–1300.
- Haines-Young, R. 2009. Land use and biodiversity relationships. *Land Use Policy* 26:178–186.
- Harrison, T.; Gibbs, J.; Winfree, R. 2018. Forest bees are replaced in agricultural and urban landscapes by native species with different phenologies and life-history traits. – *Global Change Ecology*. 24:287-296.

- Iserhard, C. A., L. Duarte, N. Seraphim, and A. V. L. Freitas. 2019. How urbanization affects multiple dimensions of biodiversity in tropical butterfly assemblages. *Biodiversity and Conservation* 28:621–638.
- Jonason, D., G. K. S. Andersson, E. Öckinger, M. Rundlöf, H. G. Smith, and J. Bengtsson. 2011. Assessing the effect of the time since transition to organic farming on plants and butterflies. *Journal of Applied Ecology* 48:543–550.
- Jonason, D., J. Ekroos, E. Öckinger, J. Helenius, M. Kuussaari, J. Tiainen, H. G. Smith, and R. Lindborg. 2017. Weak functional response to agricultural landscape homogenisation among plants, butterflies and birds. *Ecography* 40:1221–1230.
- Laureto, L. M. O., M. V. Cianciaruso, and D. S. M. Samia. 2015. Functional diversity: An overview of its history and applicability. *Natureza e Conservacao* 13:112–116.
- Liu, J., D. A. Coomes, L. Gibson, G. Hu, J. Liu, Y. Luo, C. Wu, and M. Yu. 2019. Forest fragmentation in China and its effect on biodiversity. *Biological Reviews* 94:1636–1657.
- Macdougall, A. S., K. S. McCann, G. Gellner, and R. Turkington. 2013. Diversity loss with persistent human disturbance increases vulnerability to ecosystem collapse. *Nature* 494:86–89.
- McGill, B. J., M. Dornelas, N. J. Gotelli, and A. E. Magurran. 2015. Fifteen forms of biodiversity trend in the anthropocene. *Trends in Ecology and Evolution* 30:104–113.
- Merckx, T., and H. Van Dyck. 2019. Urbanization-driven homogenization is more pronounced and happens at wider spatial scales in nocturnal and mobile flying insects. *Global Ecology and Biogeography* 28:1440–1455.
- Murphy, G. E. P., and T. N. Romanuk. 2014. A meta-analysis of declines in local species richness from human disturbances. *Ecology and Evolution* 4:91–103.
- Nakamura, G., L. O. Gonçalves, and L. da S. Duarte. 2020. Revisiting the dimensionality of biological diversity. *Ecography* 43:539–548.
- Panjaitan, R., J. Drescher, D. Buchori, D. Peggie, I. S. Harahap, S. Scheu, and P. Hidayat. 2020. Diversity of butterflies (Lepidoptera) across rainforest transformation systems in Jambi, Sumatra, Indonesia. *Biodiversitas* 21:5119–5127.
- Peel, M. C.; Finlayson, B. L. and McMahon, T. A. 2007. Updated world map of the K'oppen-Geiger climate classification. – *Hydrol. Earth Syst.* 11:1633-1644.
- Sagwe, R. N., S. M. Muya, and R. Maranga. 2015. Effects of land use patterns on the diversity and conservation status of butterflies in Kisii highlands, Kenya. *Journal of Insect Conservation* 19:1119–1127.
- Santos, A. de C., P. C. L. Sales, D. B. Ribeiro, and P. R. R. Silva. 2020. Habitat conversion affects beta diversity in frugivorous butterfly assemblages. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 55:180–192.
- Santos, J. P., O. J. Marini-Filho, A. V. L. Freitas, and M. Uehara-Prado. 2016. Monitoramento de Borboletas : o Papel de um Indicador Biológico na Gestão de Unidades de Conservação. *Biodiversidade Brasileira* 6:87–99.
- Spaniol, R. L., L. da S. Duarte, M. de S. Mendonça, and C. A. Iserhard. 2019. Combining functional

traits and phylogeny to disentangling Amazonian butterfly assemblages on anthropogenic gradients. *Ecosphere* .

- Stevens, R. D., J. S. Tello, and M. M. Gavilanez. 2013. Stronger Tests of Mechanisms Underlying Geographic Gradients of Biodiversity: Insights from the Dimensionality of Biodiversity. *PLoS ONE*.
- Stevens, R. D., and J. S. Tello. 2014. On the measurement of dimensionality of biodiversity. *Global Ecology and Biogeography* 23:1115–1125.
- Tilman, D., K. G. Cassman, P. A. Matson, R. Naylor, and S. Polasky. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418:671–677.
- Tucker, C. M., M. W. Cadotte, S. B. Carvalho, T. J. Davies, S. Ferrier, S. A. Fritz, R. Grenyer, M. R. Helmus, L. S. Jin, A. O. Mooers, S. Pavoine, O. Purschke, D. W. Redding, D. F. Rosauer, M. Winter, and F. Mazel. 2016. A guide to phylogenetic metrics for conservation, community ecology and macroecology. *Biological Reviews*.
- Vasconcelos, R. N., E. C. B. Cambui, E. Mariano-Neto, P. L. B. da Rocha, and M. Z. Cardoso. 2019. The role of Eucalyptus planted forests for fruit-feeding butterflies' conservation in fragmented areas of the Brazilian Atlantic forest. *Forest Ecology and Management* 432:115–120.
- Winter, M., V. Devictor, and O. Schweiger. 2013. Phylogenetic diversity and nature conservation: Where are we? *Trends in Ecology and Evolution* 28:199–204.

A influência do impacto antrópico na dimensionalidade de uma meta-comunidade de borboletas frugívoras do Brasil

Lucas Vieira Cortez¹

L. V. Cortez (vieira.cortez2@gmail.com)

*1 Laboratório de Ecologia Filogenética e Funcional, Departamento de Ecologia,
Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves 9500, Porto Alegre, RS
91501-970, Brasil. (www.ufrgs.br/leff)*

*Artigo formatado segundo as normas do periódico *Ecology*, porém, em Língua Portuguesa e com o texto justificado em ambas as margens.

Gabriel Nakamura, Cristiano Agra Iserhard, Aline Richter e Leandro da Silva Duarte.

Resumo

Tradicionalmente a dimensão taxonômica é a mais utilizada para mensurar os efeitos do uso da terra sobre a biodiversidade, contudo apenas o número de espécies não captura toda variação da diversidade. Logo, é normal a utilização de métricas complementares que abordem outras dimensões ecológicas, como a funcional e a filogenética, para a captura da maior quantidade de informação possível. Essas abordagens multimétricas podem muitas vezes acabar explorando informações redundantes decorrendo numa representação pouco otimizada da comunidade estudada, demonstrando ser uma ótima ferramenta para o conhecimento da diversidade. Um método que auxilia nessa otimização e compreensão na descrição de uma comunidade é o cálculo dos componentes de dimensionalidade: complementariedade e importância relativa. Esses componentes valoram o quanto as métricas utilizadas para a representação de uma comunidade são importantes para a captura de informação da diversidade. Nesse estudo, avaliamos os efeitos do uso da terra na diversidade e nos componentes de dimensionalidade numa metacomunidade de borboletas frugívoras. Encontramos que há uma influência majoritariamente negativa nas métricas de diversidade da metacomunidade de borboletas frugívoras, no entanto, há pouca diferença entre o ambiente nativo e utilizado para o uso da terra nos componentes de dimensionalidade calculados. Evidenciamos a pouca representatividade da dimensão taxonômica e grande importância da dimensão filogenética para a sumarização da comunidade de borboletas frugívoras no ambiente nativo e antropizado. Ressaltando a importância da complementação com outras métricas além da riqueza, que abrangem outras dimensões da diversidade para a avaliação de impactos antrópicos.

INTRODUÇÃO

A representação ideal das comunidades biológicas é parte precípua no processo de conhecimento da biodiversidade principalmente em momentos onde a natureza é cada vez mais ameaçada pela presença humana. No entanto, a riqueza é a métrica mais utilizada para a sumarização de comunidades (McGill et al, 2015), contudo apenas a contagem de espécies não captura toda a informação que uma comunidade biológica retém e informar apenas a riqueza torna a representação da diversidade parcial e monotônica (Fleishman et al, 2006). A complexidade biológica se estende temporal e espacialmente e a utilização conjunta de outras métricas que derivem de fontes diferentes da taxonômica, como funcionais ou histórico-evolutivas, tendem a ampliar o escopo de representação da comunidade (Pavoine and Bonsall, 2011; Iserhard et al, 2019; Pakeman, 2011).

Desse modo, explorar fontes variadas de informação implica em representações menos parciais da diversidade com o benefício do acúmulo de informação disponível ausente nas representações que utilizam poucas fontes de variação (Granger et al, 2015; Pavoine and Bonsall, 2010). O uso de múltiplas métricas de facetas diferentes da diversidade para a representar a estrutura da comunidade alvo tem bastante espaço na bibliografia (Muvengwi et al, 2022; Iserhard et al, 2019; Chollet et al, 2018; Athayde et al, 2015; e outros muitos), mas a utilização descuidada de muitas métricas pode acabar limitando a informação a ser reportada. Essa limitação é devido a muitos dos índices de diversidade apresentarem grandes correlações e convergências entre si (DeBenedicts, 1973; Pavoine et al, 2013; Bandeira et al, 2013, Stevens et al, 2013; Stevens and Tello, 2014), e no processo de representação da

comunidade biológica condensamos informações redundantes e ignoramos as métricas mais representativas.

A dimensionalidade é uma abordagem teórica que agrega uma maior quantidade de informação aos dados reportados integrando múltiplas métricas de diversidade (Stevens and Tello, 2014). Os autores demonstraram uma forma de integração eficiente entre métricas, calculando o quão correlacionadas essas métricas estariam numa representação bidimensional da comunidade. Essa abordagem enfatiza a complementariedade entre os índices utilizados para representar a comunidade, contudo a quantidade de variação capturada por cada métrica é pouco explorada numa metodologia que utiliza muitas métricas na definição de dimensionalidade. Indo além, Nakamura et al (2019) demonstraram que apenas a complementariedade não seria suficiente para uma representação eficiente da dimensionalidade, ressaltando a necessidade de quantificar no subconjunto de métricas utilizadas, quais eram mais informativas para a representação da comunidade biológica. Os autores definem dimensionalidade a nível de comunidade como: “a quantidade de informação necessária para representar de modo eficiente a variação presente de informação biológica”, considerando como componentes da dimensionalidade: a complementariedade e as importâncias relativas entre as métricas utilizadas nessa definição. Essa abordagem é uma ótima resolução do problema para utilização de múltiplas métricas para a análise de comunidades, e indica se comunidades diferentes podem ser representadas com a mesma eficácia a partir do subconjunto de métricas escolhido e resalta quais das métricas desse subconjunto tem maior valor informativo para a representação da comunidade.

O uso da terra é atualmente é um dos maiores remodeladores antrópicos das comunidades biológicas e tem efeito direto na estruturação do habitat, simplificando e reduzindo a diversidade vegetal, base trófica da maior parte dos ecossistemas (Tillman et al,

2002; Ekroos et al, 2010). Esse efeito direto na estruturação de habitat é refletido na biodiversidade tornando-a homogênea, espécies ditas especialistas são substituídas por generalistas, ocorrendo uma uniformização dos atributos e táxons presentes no ambiente reduzindo a complementariedade entre as comunidades (Ekroos et al, 2010; Gossner et al, 2016; Liang et al, 2019; Archidona-Yuste et al, 2021; Dehling and Dehling, 2023). Desse modo, o uso da terra é um forte filtro que separa comunidade dos ambientes nativos e antropizados.

Os efeitos diretos na: estruturação de habitat, o uso do solo e comunidade vegetal, são estendidos também para os níveis tróficos superiores principalmente aqueles mais próximos à base, tal qual o grupo dos invertebrados (Scherber et al, 2010). A sua dependência ecológica e evolutiva da diversidade de plantas, apresentarem gerações rápidas e numerosas, além de possuírem uma alta sensibilidade às alterações em seu habitat principalmente aquelas derivadas de fontes antrópicas fazem que integrantes desse grupo sejam bons candidatos para a avaliação ambiental do uso da terra (Freitas et al, 2005; Czucz et al, 2021). Dentre os invertebrados, um grupo muito utilizado para a avaliação ambiental é o das borboletas, destacando-se por: i) ser sensível às alterações, mesmo que pequenas em seu habitat; ii) ter uma coleta prática e econômica; iii) ser intimamente relacionado a outros táxons e recursos ambientais; iv) e possuir uma taxonomia muito bem conhecida (Santos et al, 2015).

As comunidades de borboletas em áreas impactadas demonstram ser, na maior parte das vezes, diferentes em diversidade alfa quando comparadas às comunidades de vegetação nativas. Os efeitos da perturbação humana na diversidade de borboletas são reportados majoritariamente para as dimensões taxonômicas e funcionais (Dolek and Geyer, 1997; Gril et al. 2005; Debinski, et al. 2011; Jonason, D. 2011; Sagwe et al. 2015; Panjaitan et al. 2020;

Goded et al, 2019, Jonason et al, 2017), com poucos trabalhos que avaliam esses efeitos sobre uma perspectiva filogenética. Essa distinção entre as comunidades nativas e antropizadas vai além da diversidade alfa, com papel importante da composição funcional, filogenética e taxonômica. Contudo os componentes de dimensionalidade da comunidade são baseados em métricas de diversidade alfa e não convém explicitar os efeitos do uso da terra na diversidade beta de borboletas, mesmo sabendo que eles existem (Mac Nally et al. 2004, Zellweger et al. 2017, Sharma et al. 2020).

A dimensionalidade é derivada da informação capturada das métricas que utilizamos para a representação da comunidade biológica (Stevens and Tello, 2014; Nakamura et al, 2019). Desse modo, a avaliação da dimensionalidade das comunidades afetadas pelo uso da terra elucidada a partir de métricas pré-selecionadas quais componentes mais importantes para a representação da comunidade de borboletas em ambos os ambientes nativo ou antropizado e demonstra de maneira objetiva quais métricas tem maior poder informativo para a representação da comunidade de borboletas. A diminuição da dimensionalidade, é o resultado do favorecimento de poucas métricas mais representativas, em detrimento das demais métricas utilizadas geralmente muito correlacionadas no espaço bidimensional de biodiversidade. O aumento da dimensionalidade, no entanto, é o resultado de um leque maior de métricas representativas pouco correlacionadas no espaço dimensional da biodiversidade (Figura 2).

Desse modo, o objetivo desse trabalho foi avaliar os efeitos do uso da terra na dimensionalidade da comunidade de borboletas frugívoras. Esperamos que as métricas de diversidade alfa sofram uma redução nos ambientes alterados quando comparados aos não alterados pelo o uso da terra, visto que muitos trabalhos com borboletas demonstram esse comportamento. E seguido dessa alteração, esperamos que a dimensionalidade seja afetada

por essa distinção de ambientes, apresentando alteração no componente de correlação e de importância quando comparamos ambientes nativos e antropizados. Além disso, dentro de cada ambiente, explorar quais as métricas mais informativas para a representação da comunidade de borboleta

MATERIAIS E MÉTODOS

Nossa meta-comunidade foi composta apenas pelas borboletas frugívoras estritas. O grupo é composto por quatro subfamílias da família Nymphalidae: Charaxinae, Satyrinae, Biblidinae e Nymphalinae (Coeini) (Wahlberg et al, 2009), sendo excluídas do conjunto de dados os trabalhos que não incluíram a guilda escolhida. Esse grupo chega a corresponder a cerca de 75% da diversidade da família Nymphalidae, o que as tornam muito representativas no Neotrópico. Sua dieta restrita aos exsudatos de frutos fermentados às tornam sensíveis às variações ambientais e diminuição da disponibilidade de recursos (DeVries and Walla, 2001; Uehara-Prado et al, 2007). A frugivoria promove facilidade na padronização de coleta a partir de armadilhas atrativas, além disso, apresentam muitas características filogenéticas e funcionais disponíveis, o que não nos limita a abordagens monotônicas ou unidimensionais (Chazot et al, 2019; Wahlberg et al, 2009). As comunidades compuseram a metacomunidade são derivadas de dados coletados pelo nosso grupo de pesquisa e dados compilados da literatura biológica, todas seguindo o mesmo padrão de coleta de borboletas frugívoras.

Coleta de dados

Utilizamos três tipos distintos de uso da terra para a coleta dos animais: Monocultura de pinus (29°25'42" S; 50°23'31" O – Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS), coletado de 2016 até 2018 (Richter et al, 2018); Monocultura de pêssigo (31°40'1.44" S; 52°34'51.67" O – Fazenda Santo Amor, Canguçu, RS) coletado no verão de 2015 até 2016 (Gawlinsky et al, 2016); e pisoteio por gado (31°48'49.18" S; 52°25'37.12" O – Horto Botânico Universidade Federal de Pelotas (UFPEL), Capão do Leão, RS) coletado

mensalmente de 2014 até 2019 (Iserhard et al, 2019). Todos os ambientes estão enquadrados no clima Cfa de Koppen-Geiger, caracterizados por um clima temperado, sem estações secas muito definidas e verões quentes ≥ 22 °C (Peel et al, 2007).

Foram dispostas no mínimo quatro Unidades Amostras (UA's) por nível e cada UA partilhava de cinco armadilhas atrativas Von-Someren-Rydon dispostas em quadrats de 16 m² em média. Esses quadrats eram separados por no mínimo 800 metros para a garantia de independência amostral entre as UA's (Figura 3). As borboletas eram identificadas e coletadas quando a captura era inédita, e quando não, eram marcadas e soltas para evitar duplicatas. As borboletas coletadas foram depositadas na coleção da UFPel no Laboratório de Ecologia de Lepidoptera (LELEP). A identificação ocorria após a montagem técnica com alfinetes entomológicos e eram identificadas em sua maior parte pelos especialistas Dr. Cristiano Agra Iserhard (UFPel) e Ma. Aline Richter (UFRGS). O banco de dados teve a adição de mais quatro comunidades de borboletas frugívoras também divididas em ambientes afetados e não afetados pelo uso da terra. Procuramos pelas listas de espécies publicadas que comparassem ambientes impactados pelo uso da terra e não impactados nativos. Foram tabelados: os locais de coleta, o impacto antrópico e o bioma pertencente àquela região (Tabela 1). Assim, o trabalho totalizou sete listas de espécies distribuídas pelo Brasil.

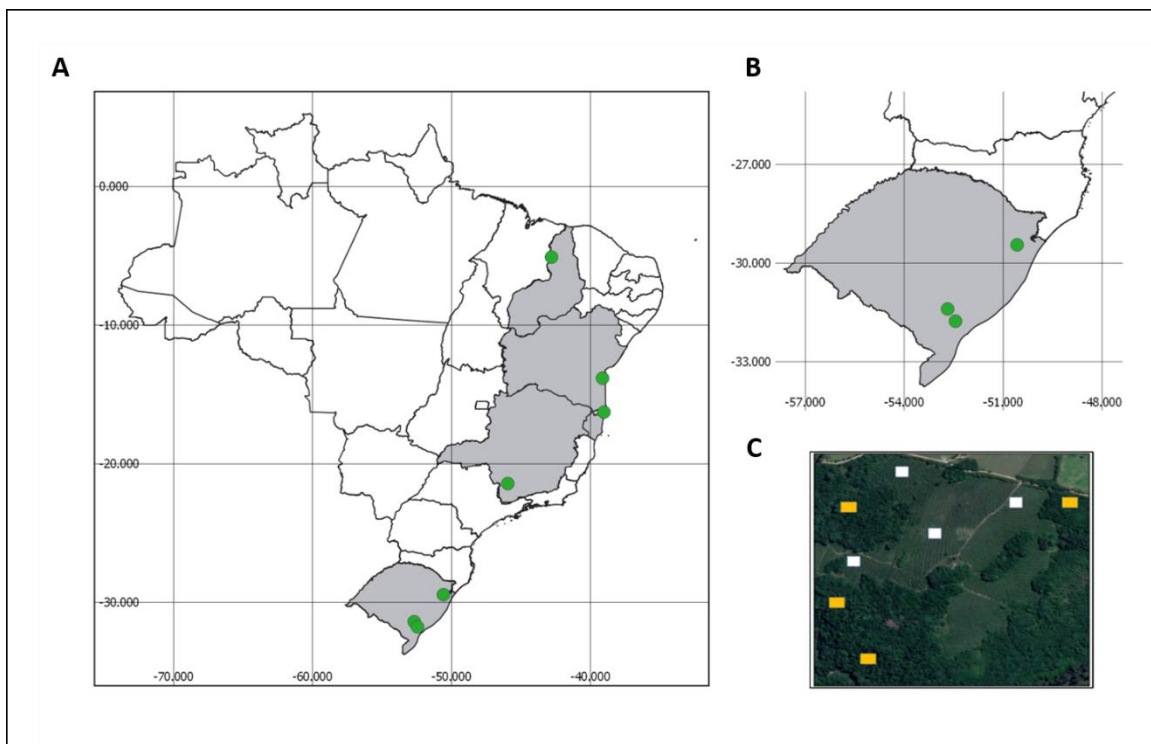


Figura 2 A) Pontos de amostragem das comunidades de borboletas frugívoras utilizadas na totalidade do banco de dados (Tabela 1). B) Cidades em que foram coletadas as comunidades referentes aos municípios de São Francisco de Paula, Canguçu e Capão do Leão – Rio Grande do Sul. C) Exemplo das unidades amostrais por cidade e disposição das armadilhas para a coleta passiva de borboletas frugívoras. Quadrados brancos referem-se aos ambientes *nativos* e quadrados amarelos aos ambientes não *antropizados*.

Base de dados

A compilação das demais listas de espécies derivou de uma busca bibliográfica pela literatura biológica por estudos que reportaram o efeito antrópico sobre a diversidade de borboletas frugívoras, utilizando o método de captura passiva com armadilhas atrativas. Essa busca foi conduzida através da plataforma de busca *Google Scholar* utilizando as mais

variadas combinações da palavras-chave *fruit-feeding butterflies* com as demais: *diversity*, *richness*, *communities*, *composition*. Utilizamos quatro critérios para a inclusão das listas de espécies: 1) utilização apenas de borboletas frugívoras; 2) listas de espécies publicadas e separadas entre ambiente nativo e afetado pelo o uso da terra; 3) identificação a nível específico 4) estarem localizados no Brasil. A partir destes critérios foram selecionadas quatro listas de espécies que correspondiam a todos os pressupostos (Tabela 1), dessas listas foram tabulados: o nome das espécies, abundância pelo sítio de coleta, bioma e tipo de distúrbio estudado.

Tabela 1 Diversidade alfa de borboletas frugívoras do Brasil dispostas em comunidades afetadas pelo o uso da terra (Ant) e pouco afetadas/nativas (Nat), números de unidades amostrais (Nº UAs) e biomas brasileiros que compõem o banco de dados. Referências marcadas com o símbolo ϕ são aquelas que foram coletadas pelo grupo de pesquisa para composição.

Distúrbio	Bioma	Comunidade		Diversidade (α)				Referência
		Nº UAs		Riqueza		Abundância		
		Ant	Nat	Ant	Nat	Ant	Nat	
Monocultura (Pinus)	Mata Atlântica	4	4	48	40	4584	486	Vasconcellos et al, 2019
Silvicultura	Floresta Amazônica	3	3	14	17	357	715	Santos et al, 2020
Monocultura (Borracha)	Mata Atlântica	8	12	72	54	3151	364	Cambui et al, 2017
Monocultura (Café/Cana)	Cerrado	9	9	35	38	220	335	Brito et al, 2014
Pisoteio por gado	Mata Atlântica	5	4	29	23	1135	432	Iserhard et al, 2019 ϕ
Monocultura (Pêssego)	Pampa	4	4	24	22	452	262	Gawlinsky et al, 2016 ϕ
Monocultura (Pinus)	Mata Atlântica	4	4	30	20	1306	707	Richter et al, 2018 ϕ

Métricas de diversidade

Todas as listas de espécies utilizadas para compor a metacomunidade foram padronizadas e atualizadas em nomenclatura taxonômica das espécies (Zacca, T et al, 2018). Espécies que não eram identificadas a nível específico (Gênero + *sp*), não foram inclusas nas análises de diversidade. Para representação da diversidade funcional foram escolhidos atributos relacionados à capacidade de voo das borboletas. A capacidade de voo é uma característica funcional importante na manutenção da vida do indivíduo adulto, além de serem atributos de fácil medição. Os atributos escolhidos foram: comprimento e largura da asa posterior e anterior (HWL, HWW, FWL, FWW), comprimento e largura de tórax e abdômen (TL, TW, AL, AW), comprimento do corpo (BL), área da asa anterior (FA), *Aspect Ratio* (AR), *Forewing-Windwing Ratio* (FHR), *Wing-torax ratio* (WTR). Para a obtenção das métricas filogenéticas, utilizamos a árvore filogenética das borboletas foi extraída de Chazot et al (2019) e recortada para o pool de espécies utilizado.

Utilizamos três métricas de biodiversidade para cada faceta abordada, com exceção da taxonômica representada apenas pelo número de espécies. Para a representação da dimensão funcional calculamos: *Functional Distance* (FD) (Petchey and Gaston, 2002), *Mean Pairwise Functional Distance* (sesMFD) e *Mean Nearest Functional Distance* (sesMNFD); e para a representação da dimensão filogenética: *Faith's Phylogenetic Diversity Index* (PD) (Faith, 1992), *Mean Pairwise Distance* (MPD) e *Mean Nearest Taxon Distance* (MNTD) (Webb et al, 2002). Para a garantia da independência das métricas funcionais e filogenéticas em relação à riqueza, foi utilizada a função *Standard Effect Size* (SES) do pacote *picante* (Kembel et al, 2010) (Eq. 1). Essa equação calcula o efeito padronizado relacionado a métrica a partir de um modelo nulo simulado do pool regional de espécies. Valores

positivos ou negativos do SES indicam respectivamente maiores ou menores diversidade funcional ou filogenética do que a esperada por pelo modelo nulo calculado. Após o cálculo dos efeitos padronizados, as métricas ponderadas pelo efeito padronizado: SES.PD/FD, SES.MPD/MFD, SES.MNPD/MNFD serão chamadas apenas pelo nome das métricas para melhor compreensão (e.g. SES.PD = PD).

$$SES = \frac{\text{Observed value}(x) - \text{Mean null values } (\bar{x}_0)}{SD \text{ of null values}_0} \quad \mathbf{Eq\ 1}$$

Foi utilizado também a estatística K (ou K de Blomberg) (Munkemuller, et al 2012) para quantificar se a variação nos atributos depende do sinal filogenético. Sinal filogenético pode ser definido como a covariação entre a medida do atributo e a distância filogenética que as separa (Blomberg et al, 2003). Quando o K for igual ou próximo a um, é indicativo de que espécies próximas compartilham o mesmo atributo respeitando o movimento browniano. De maneira oposta quando o K for igual ou próximo a 0 esse atributo tem um comportamento diferente do browniano na árvore filogenética.

Diversidade

Para a avaliação do efeito do uso da terra sobre a diversidade de borboletas frugívoras calculamos o efeito padronizado *Hedges g* (Hedges and Olkin, 1985; Cohen, 1997) (Eq.2). O valor de hedges é o efeito padronizado baseado na divisão da diferença das médias dos

grupos ($\bar{M}^1 - \bar{M}^2$) pelo desvio padrão agrupado ($SD * pooled$) (Eq. 3). Sendo SD os desvios padrão de cada grupo avaliado.

$$Hedges\ g = \frac{\bar{M}^1 - \bar{M}^2}{SD * pooled} \quad \mathbf{Eq\ 2}$$

$$SD\ pooled = \sqrt{\frac{SD_1^2 + SD_2^2}{2}} \quad \mathbf{Eq\ 3}$$

Para o cálculo do efeito utilizamos o modelo de efeitos aleatórios (*random effects meta-analyses*) com nível de significância de 0.05. Esse cálculo de tamanho de efeito geralmente é utilizado quando há variações aleatórias nos estudos utilizados para o cálculo. Esse modelo é mais apropriado que o de efeito fixo pela natureza variável dos estudos ecológicos. As análises foram executadas utilizando o pacote *metafor* (Viechtbauer, 2010) e *meta* (Balduzzi, et al 2019) no ambiente R.

Dimensionalidade

Em sequência foram estruturadas duas matrizes **M**, uma para o nativo e outra para o ambiente afetado pelo uso da terra. A matriz **M** consiste nas medidas de diversidade dispostas em colunas, pelas unidades amostrais de cada ambiente dispostas em linhas. Com a matriz **M** feita o próximo passo é o cálculo dos componentes da dimensionalidade exposto por Nakamura et al. (2020). Para o cálculo do componente de complementariedade utilizamos o índice de equitabilidade *Camargo* (EE), baixos valores de EE indicam um baixo valor de complementariedade entre as métricas da comunidade representada pela matriz **M**

padronizada onde a média é fixada em zero e com variâncias iguais (Stevens and Tello, 2014). Para o cálculo de componente de importância relativa dessas em sumarizar a comunidade amostrada, utilizamos o índice *Importance values* (IV). Para calcular os IVs as métricas da matriz **M** foram padronizadas pelo seu valor máximo de modo que as variâncias sejam preservadas. Logo, quanto maior o IV calculado maior a quantidade de informação capturada pela métrica em questão na comunidade abordada (Wilsey et al, 2005). As funções para o ambiente R estão disponíveis em: https://github.com/GabrielNakamura/Dimensionality_package.

Para a comparação entre os componentes da dimensionalidade (correlação (EEs) e a importância de métricas (IVs)), foram simulados 999 conjuntos de comunidades por reamostragem (*bootstrap*) em cada ambiente analisado (Nativo e Antropizado) e para cada uma dessas foi gerada a média. Para avaliarmos qual dimensão e quais métricas capturavam maior quantidade de informação (maiores valores de IVs) realizamos uma ANOVA entre dimensões com posterior teste de contrastes e um teste t para cada par de métricas entre cada nível de uso da terra. Para a comparação dos índices EEs, foi extraído o intervalo de confiança de 95% e a média dos índices calculados através das simulações.

RESULTADOS

A meta-comunidade foi composta de sete comunidades, contendo 11.205 indivíduos distribuídos em 55 espécies de borboletas frugívoras no ambiente antropizado e 3301 indivíduos em 58 espécies em ambiente nativo (Tabela 1). As comunidades coletadas referentes aos distúrbios Monocultura de Pinus, Monocultura de Pêssego e Pisoteio de gado têm suas comunidades disponibilizadas no material suplementar (Apêndice 1). Nossos resultados demonstram que os ambientes nativos, pouco afetados pelo uso da terra, apresentam em média maior riqueza (Figura 3-A) e maior riqueza filogenética (Figura 3-B). Vemos, também uma alteração na dimensão funcional em ambientes afetados pelo uso da terra, e do modo inesperado esses ambientes apresentaram maiores valores médios de MFD (Figura 3-C). As outras métricas testadas não apresentaram diferenças entre as médias dos tratamentos afetados pelo uso da terra e nativos.

O componente de complementariedade entre as métricas não apresentou diferença estatística em ambientes nativos e afetados pelo uso da terra. Em ambientes nativos a média dos EEs foi de 0.35 [CI 0.95: 0.23 ± 0.46] e em ambientes afetados pelo uso da terra: 0.36 [CI 0.95: 0.23 ± 0.48]. A análise de componentes principais de ambas as matrizes **M** identificaram que a maior parte da variação dos dados está disposta nos 4 primeiros componentes principais, contabilizando cerca de 90% da variação presente na comunidade. O primeiro eixo da PCA do ambiente nativo está fortemente relacionado às métricas filogenéticas: MPD e MNPD. A riqueza e as métricas MNFD e FD apresentaram forte relação ao segundo eixo de variação, e nos PC 3 e PC 4 relacionados às métricas MFD e PD respectivamente. A PCA dos ambientes afetados pelo uso da terra demonstrou padrões semelhantes aos dos ambientes nativos, indo de acordo com a pouca variação encontrada no

índice EE. Relacionadas ao PC1 estão as métricas filogenéticas e funcionais: MNPD, PD, MPD, MNFD e MFD. A riqueza mostrou-se fortemente correlacionada ao terceiro componente principal, tendo uma menor importância (menores médias de IVs) quando comparada com os ambientes não afetados pelo o uso da terra (Figura 4).

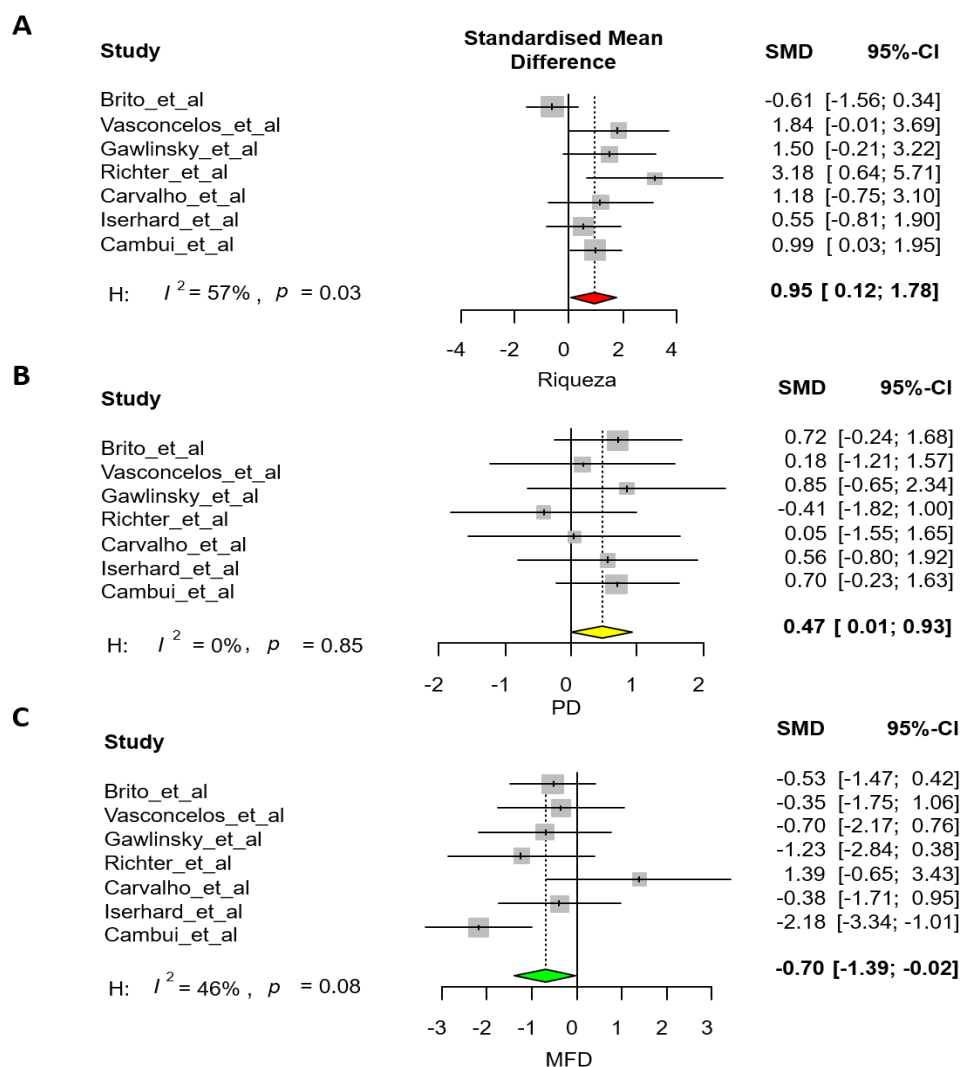


Figura 3 Médias padronizadas das métricas de diversidade calculadas entre ambientes afetados (esquerda) e não afetados pelo o uso da terra (direita) da meta comunidade de borboletas frugívoras. Losangos coloridos representam o efeito geral, os quadrados representam efeitos individuais de cada trabalho. H = heterogeneidade. SMD = Standard Mean Difference, 95%-CI = Intervalo de confiança.

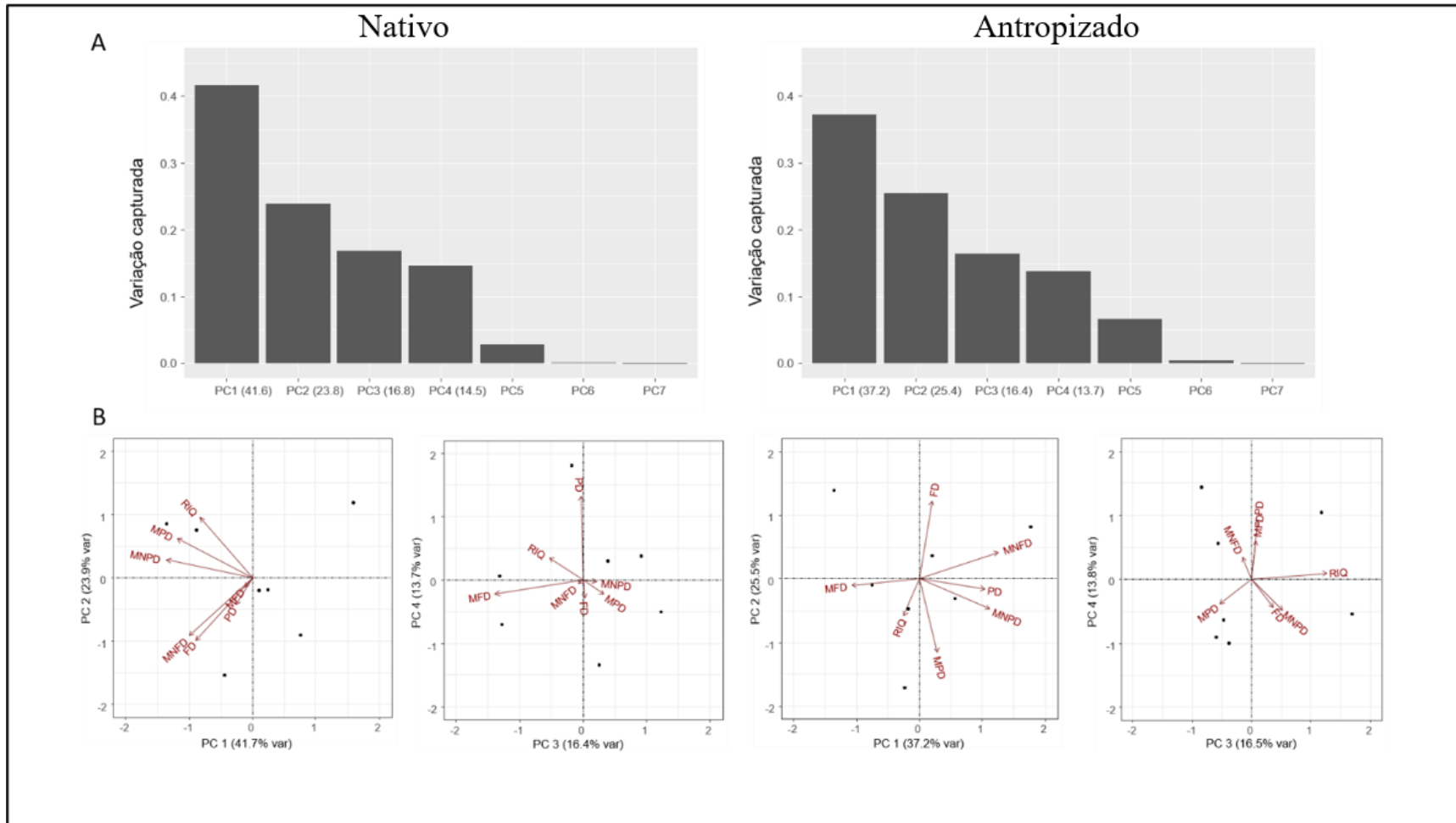


Figura 4 Resultado das PCAs através das matrizes **Ms** de cada ambiente analisado. A) Perfil de acúmulo de variação em cada eixo da PCA; B) representação bidimensional da PCA ilustrando a correlação e a importância entre as métricas utilizadas em cada ambiente. Pontos representam cada comunidade utilizada na sumarização da informação.

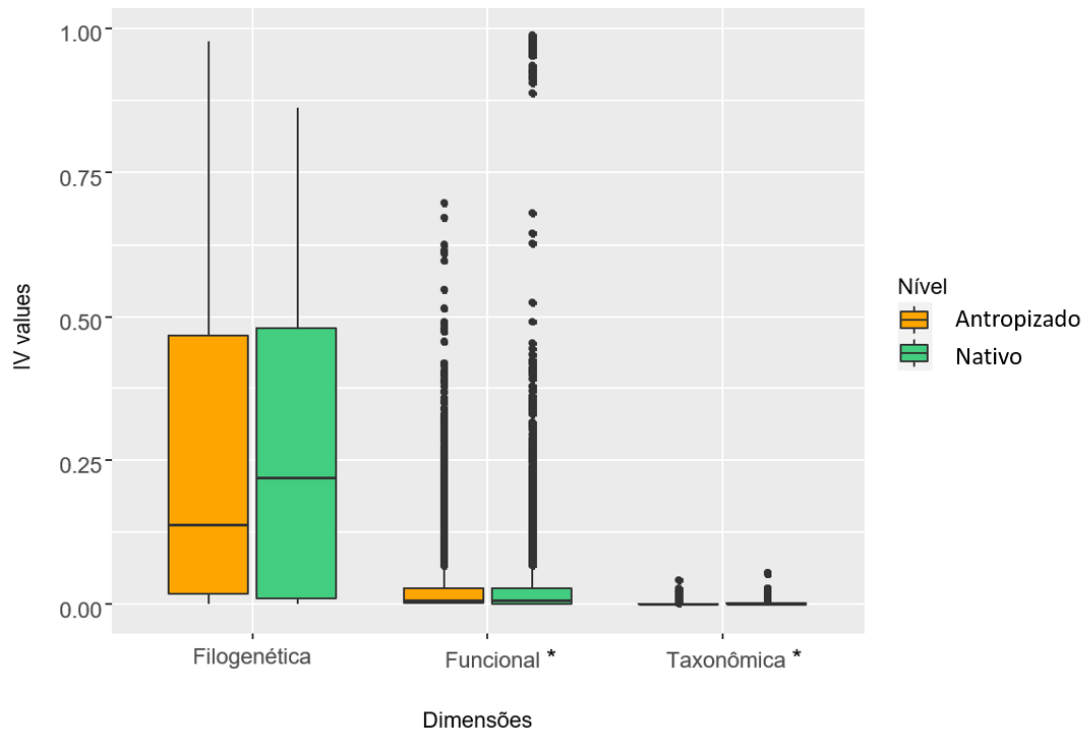


Figura 5 Comparação dos IVs entre nível de uso da terra para cada dimensão da diversidade. A dimensão filogenética apresenta a maior média de IVs, seguido pela funcional e a dimensão que captura menor variação da diversidade sendo a taxonômica. Entre os ambientes a única faceta não afetada é a filogenética, contudo, a mais representativa entre as facetas da diversidade analisadas. Dimensões marcadas com asteriscos (*) apresentam médias diferentes entre níveis.

Sobre o componente de Importância relativa das métricas (IVs) entre as facetas da diversidade dentro do mesmo tratamento, a ANOVA demonstra uma hierarquia na importância das dimensões para representação da comunidade, capturando uma diferença significativa nas médias dos IVs em cada faceta (Antropizado: Df = 2, F = 1332, p < 0.001; Nativo: Df = 2, F = 1479, p < 0.001). Essa hierarquia formada tem como base a faceta a taxonômica, sendo essa a que apresenta menores valores de IVs, seguida pela funcional e

filogenética respectivamente (Figura 5). Esse padrão na captura de informação (maiores IVs) enfatiza a importância da dimensão filogenética para as comunidades de borboletas frugívoras, padrão mantido tanto nos ambientes alterados pelo uso da terra quanto os nativos. Em contrapartida, demonstra também a utilizar apenas a faceta taxonômica como representante principal da diversidade é preocupante, uma vez que para a comunidade de borboletas frugívoras essa faceta é a que captura menor informação.

A ANOVA mostrou também que ao compararmos as dimensões entre tratamentos, apenas a dimensão filogenética não apresentou diferenças entre suas médias dos IVs (Tabela 2). Nos ambientes antropizados, verificamos que as dimensões taxonômica e funcional apresentaram médias de IVs maiores que as médias de IVs nos ambientes nativos. Métrica a métrica percebemos que os valores de importância por tratamento foram em sua maioria diferentes em ambientes nativos e antropizados, o teste T demonstra que a única métrica que não demonstrou variação em seus IVs pelo uso da terra é a MPD, métrica que coincidentemente é a mais informativa nos dois tipos de ambientes (Tabela 3, Figura 6)

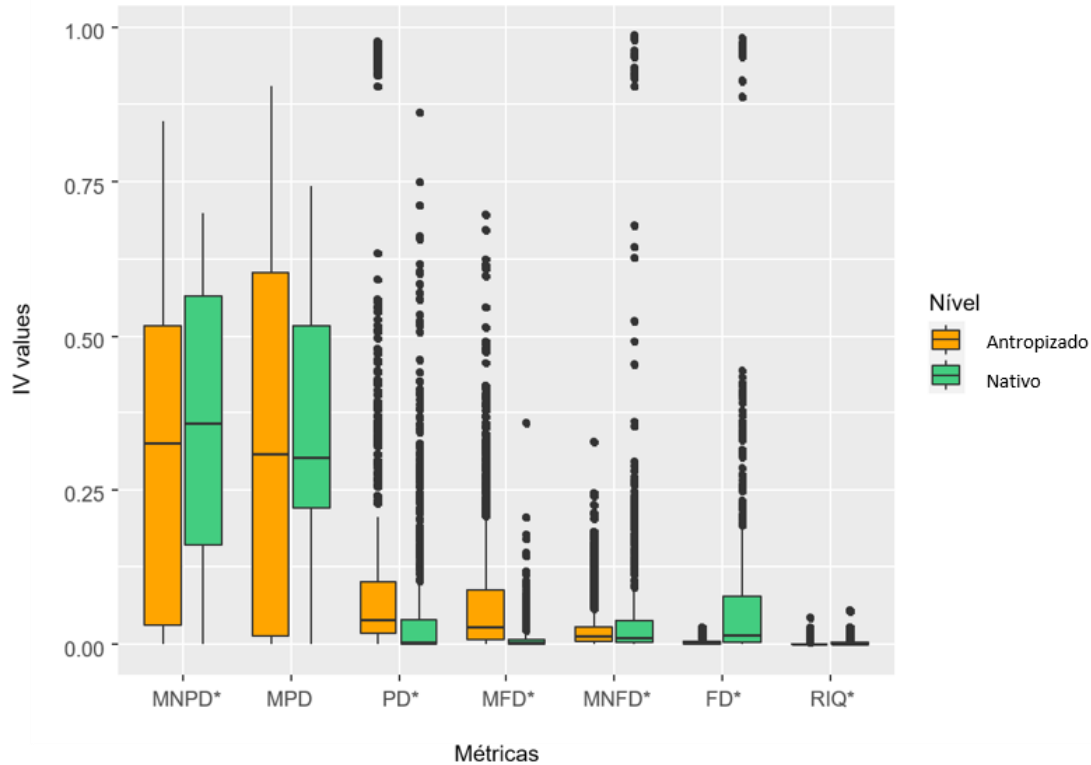


Figura 6 Comparação dos IVs entre ambientes das métricas de biodiversidade. Métricas marcadas com asteriscos (*) apresentam médias diferentes entre níveis

Tabela 2 Resultados da ANOVA entre média de IVS das diferentes dimensões da diversidade por ambientes Antropizados e Nativos, valores de p menores que 0.05 foram evidenciados em negrito. Df = graus de liberdade.

Dimensão	F	P	Df
Taxonômica	20.65	<0.001	1996
Funcional	10.28	0.0013	5992
Filogenética	3.603	0.057	5992

Tabela 3 Resultados dos testes T para comparação dos IVs das métricas entre ambientes Antropizados e Nativos. XM = média de IVs do grupo afetado, XNM = média de IVs do ambiente não afetado; df = graus de liberdade.

Métrica	XM	XNM	T	P	Df
Riqueza	0.00187	0.0027	-4.5439	<0.001	1937
FD	0.00378	0.0685	-14.171	<0.001	998
MFD	0.076	0.011	18.128	<0.001	1105.7
MNFD	0.029	0.05	-5.6269	<0.001	1185
PD	0.141	0.062	8.82	<0.001	1480.1
MPD	0.33	0.34	-0.791	0.428	1696
MNPD	0.32	0.36	-2.9283	0.003	1868

DISCUSSÃO

Neste estudo encontramos diferenças em todas as facetas da diversidade de borboletas frugívoras. No entanto, essa diferença não foi observada nos componentes de dimensionalidade, os quais apresentaram pouca variação (IVs) ou nenhuma (EEs) quando comparamos os diferentes ambientes. Em ambos os níveis de uso da terra verificamos que a hierarquia nos IVs (quantidade de variação capturada) das facetas ecológicas é a mesma. A dimensão filogenética foi a que apresentou maior quantidade de informação capturada, seguida pela funcional e, por último, a taxonômica com menores valores médios de IV's. Resultados que marcaram uma constância de baixa quantidade de informação representada pela faceta taxonômica (a mais utilizada em trabalhos com o grupo), e de alta quantidade de informação que contém a faceta filogenética para a representação das comunidades de borboletas frugívoras.

Como previsto, a riqueza apresentou uma diminuição nos ambientes com maior nível de antropização conforme a maior parte de trabalhos que abordaram o mesmo assunto (Schulze et al, 2004; Munyuli, 2013). A riqueza filogenética (PD), pouco abordada em trabalhos com borboletas frugívoras, também foi responsiva demonstrando uma redução em ambientes não afetados pelo uso da terra, contudo nos poucos resultados com borboletas, esse padrão também foi encontrado (Franke et al, 2020). O uso da terra tem efeitos negativos diretos na estruturação do habitat (Koellner and Scholz, 2008), essa simplificação e redução da diversidade vegetal no ambiente manejado resulta numa menor quantidade de nichos, recursos e plantas hospedeiras. Como consequência da forte dependência ecológica e evolutiva que esses organismos apresentam com as plantas, as riquezas taxonômica e filogenética tendem a diminuir principalmente em grandes escalas (Elrich and Raven, 1964;

Janz and Nylin, 2017). Em contrapartida, a métrica MFD respondeu ao uso de terra de maneira oposta às das outras métricas responsivas calculadas. Há um aumento na sua média nos ambientes afetados pelo o uso da terra indicando uma maior dissimilaridade funcional. Essa dissimilaridade, relacionada ao tamanho das asas, pode estar atribuída abertura do dossel e permeabilidade ambiental atrelada ao uso da terra. A livre passagem desses organismos no ambiente possibilita o acesso de borboletas até o recurso disponível devido remoção de alguns filtros atrelados a própria densidade e permeabilidade de vegetação e dossel (Gandolfi et al, 2007; Hill et al, 2001) o que tende aumentar o MFD da comunidade.

Mesmo com efeitos significativos em todas as facetas da diversidade, a magnitude de todos os efeitos encontrados é pequena, demonstrando uma pequena diferença entre a comunidade nativa e antropizada em diversidade alfa. Essa pequena diferença combinada com a não responsividade do componente de dimensionalidade EE é um padrão interessante, uma vez que as comunidades não foram suficientemente modificadas pelo o uso da terra a ponto de alterar as correlações das métricas no espaço bidimensional da diversidade.

O componente que teve maiores diferenças entre ambientes nativos e antropizados foi o IV. Nota-se que as métricas que apresentaram maiores valores de importância para a sumarização da comunidade não foram as mais responsivas ao impacto antrópico e surpreendentemente, a dimensão taxonômica, a mais utilizada na bibliografia ecológica, apresentou os menores valores médios de IVs. A dimensão taxonômica aqui é representada apenas pela riqueza, e mesmo sendo representada apenas por uma métrica, demonstrou ter menores valores de captura de variação. O número de espécies é uma métrica diretamente relacionada a fatores relacionados à amostragem, como o esforço amostral, curva do coletor e densidade de espécies no ambiente (Gotelli e Colwell, 2001). Desse modo, a quantidade informação capturada pela dimensão taxonômica torna-se dependente de condições alheias

ao grupo de estudo coletado, espécies muito ubíquas, diferenças sutis de horários, modos e períodos de observação alteram o conteúdo e a quantidade de informação capturada pela métrica (Hillebrand et al, 2017). Vale ressaltar que Nakamura et al (2020) com marsupiais sul-americanos encontrou a riqueza como a segunda mais expressiva métrica de diversidade em número médio de IVs, seguindo uma direção diferente do que encontramos.

Os IVs médios das métricas filogenéticas foram expressivamente maiores que das demais dimensões, em ambos os níveis de uso da terra. No entanto, é a dimensão menos explorada com comunidades de borboletas frugívoras. A informação contida na dimensão filogenética é resultado da interação histórica entre organismo e ambiente (Lean e Maclaurin, 2016). E diferente da dimensão funcional que é baseada em um conjunto de atributos escolhido pelo pesquisador, a filogenia através das distâncias filogenéticas representa uma grande variação do nicho da espécie baseado na história evolutiva do clado estudado (Véron et al, 2019). Na maior parte das análises de dimensionalidade realizadas, a dimensão filogenética se destacou dentre as outras (Stevens and Tello, 2014; Nakamura et al, 2020), grifando sua importância na sumarização de comunidades. Contudo, essa importância é seguida de algumas fragilidades teóricas como: o link entre a diversidade filogenética, singularidade funcional e diversidade; ou a importância e diferença do potencial evolutivo a curtos, médios e longos termos (Winter et al, 2013). Essa grande variação de informação da biodiversidade que já é grande pela natureza do componente filogenético, é também inflada por algumas características intrínsecas ao grupo de borboletas frugívoras: como a parafilia, que resulta no aumento das distâncias filogenéticas entre as subfamílias frugívoras refletindo diretamente na distância filogenética calculada. Outra ressalva que contribuiu para a amplificação da variação filogenética capturada é a grande distância entre as comunidades, taxa mais próximos filogeneticamente estão também mais próximos geograficamente

(Rundle and Nosil, 2005), a discrepância de distâncias geográficas entre as comunidades trabalhadas pode não exercer interferência na variação entre o número de espécies ou entre atributos funcionais escolhidos, porém filogeneticamente temos uma grande variação justamente pela diferença do pool regional de espécies atrelada aos diferentes ambientes coletados.

Desse modo, a baixa quantidade de informação capturada pela dimensão taxonômica remete à necessidade da complementariedade de outras facetas para a representação eficiente da comunidade de borboletas frugívoras. Já foi demonstrado muitas vezes de maneira empírica como a utilização de facetas complementares da diversidade são importantes para a avaliação dos efeitos antrópicos na biodiversidade (Frishkof et al, 2014; Pereira et al, 2018; Iserhard et al, 2019). Com o grande leque de índices de diversidade disponíveis na literatura, é importante ser criterioso na escolha dos índices que complementarizarão a sumarização da comunidade estudada (Stevens and Tello, 2014). Conclusões e ações baseadas em métricas que capturem pouca variação de informação torna-se um desperdício, em contrapartida, ações baseadas em métricas pouco redundantes e com maiores captura de variação de informação pode ser uma alternativa para melhor representação da biodiversidade.

CONCLUSÃO

Este é o primeiro estudo que avalia os efeitos do uso da terra sobre os componentes da dimensionalidade da diversidade. Mostramos que a dimensão filogenética é a que melhor captura a variação na biodiversidade de borboletas frugívoras. Visto que a maior parte dos resultados publicados sobre o efeito do uso da terra nas borboletas frugívoras não abordam o componente filogenético da diversidade. Negligenciar esse componente da diversidade em estudos de biodiversidade pode gerar uma subestimativa da variação da biodiversidade em comunidades de borboletas frugívoras. Desta forma atentamos para que trabalhos futuros incluam este componente, especialmente no contexto de efeitos antrópicos afetando a diversidade.

Apesar da riqueza ser a métrica mais utilizada em estudos de biodiversidade, ela demonstrou pouca efetividade na captura de variação de informação das comunidades de borboletas frugívoras. Por ser amplamente utilizada na bibliografia sua baixa representatividade de sumarização pode resultar na sub-representação da diversidade se utilizada desacompanhada de outras métricas complementares. Mesmo que sensível aos efeitos do uso da terra, a baixa quantidade de informação capturada por essa métrica afeta uma mínima parcela representativa da comunidade de borboletas frugívoras, desse modo, a ausência de efeito sobre as métricas que mais capturam variação demonstram que a parte mais representativa da comunidade não foi afetada pelo uso da terra. Dada a baixa representatividade da dimensão taxonômica para variação total da biodiversidade, vemos a necessidade da complementariedade com outras dimensões ecológicas em avaliações que seriam pautadas apenas pela variação da riqueza.

Aqui algumas ressalvas são levantadas como: i) a necessidade em avaliar a dimensionalidade de grupos taxonômicos diferentes, para a verificação de um padrão generalizável; ii) e da utilização de outros tipos de alterações antrópicas com o grupo das borboletas frugívoras, para o reforço do padrão encontrado nesse trabalho. Ressalvas importantes ao passo que a dimensionalidade ainda é pouco explorada, contudo muito importante para a avaliação da representação da diversidade.

Apêndice 1

Tabela 4 Comunidades de borboletas frugívoras coletadas em ambientes afetados e não afetados por três tipos uso da terra diferentes: Pisoteio por gado (2019), Plantação de pinus (2018), Plantação de pêsego (2016), os 0 correspondem a espécies ausentes do determinado ambiente.

Espécies	Pisoteio por gado		Plantação de Pinus		Plantação de pêsego	
	Não manejado	Manejado	Não manejado	Manejado	Não manejado	Manejado
<i>Archaeoprepona amphimachus</i>	3	1	2	20	0	0
<i>Archaeoprepona chalciope</i>	0	0	22	14	0	0
<i>Archaeoprepona demophon</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Archaeoprepona demophoon</i>	1	2	0	3	0	0
<i>Blepolenis bassus</i>	0	0	0	7	0	0
<i>Biblis hyperia</i>	2	11	0	0	1	21
<i>Caligo martia</i>	52	52	4	9	0	0
<i>Capronnieria galesus</i>	19	32	0	1	1	7
<i>Carminda paeon</i>	0	0	21	262	5	3
<i>Carminda griseldis</i>	0	0	0	54	0	0

<i>Catoblepia ampirhoe</i>	7	17	0	0	0	0
<i>Catonephele sabrina</i>	0	2	0	1	2	6
<i>Diaethria candrena</i>	0	1	1	0	1	33
<i>Diaethria clymena</i>	0	0	0	0	3	22
<i>Dynastor darius</i>	3	2	0	0	0	0
<i>Epiphile hubneri</i>	1	5	2	6	0	1
<i>Epiphile orea</i>	0	0	1	4	0	0
<i>Eryphanis reevesii</i>	18	51	89	8	4	2
<i>Eteona tisiphone</i>	0	0	0	4	0	0
<i>Eunica eburnea</i>	2	72	0	0	0	3
<i>Euptychoides castrensis</i>	0	0	0	506	0	0
<i>Forsterinaria necys</i>	0	0	103	78	0	0
<i>Forsterinaria pronophila</i>	0	0	13	55	0	0
<i>Forsterinaria quantius</i>	0	0	113	12	0	0
<i>Godartiana muscosa</i>	0	0	0	1	0	0
<i>Hamadryas epinome</i>	2	5	0	5	0	0

<i>Hamadryas februa</i>	0	2	0	0	0	0
<i>Historis odius</i>	0	1	0	0	0	0
<i>Memphis hirta</i>	0	0	0	49	0	0
<i>Memphis moruus</i>	14	6	0	2	0	3
<i>Moneuptychia soter</i>	0	0	0	8	17	58
<i>Morpho aega</i>	0	0	1	0	1	1
<i>Morpho epistrophus</i>	12	37	52	21	63	6
<i>Morpho portis</i>	0	0	5	0	0	0
<i>Narope cyllastros</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Opoptera fruhstorferi</i>	0	0	67	0	0	0
<i>Opoptera sulcius</i>	0	0	0	0	2	0
<i>Opsiphanes invirae</i>	27	99	0	0	1	0
<i>Opsiphanes quiteria</i>	4	1	0	0	1	1
<i>Paryphthimoides phronius</i>	159	471	0	57	94	179
<i>Paryphthimoides poltys</i>	28	40	0	0	29	21
<i>Praepedaliodes phanias</i>	1	0	2	2	0	0

<i>Prepona proschion</i>	0	0	0	1	0	0
<i>Prepona pylene</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Smyrna blomfieldia</i>	6	7	0	0	2	8
<i>Taygetis ypthima</i>	3	0	206	8	12	0
<i>Temenis laothoe</i>	0	1	1	0	0	0
<i>Ypthimoides ochracea</i>	0	0	0	87	1	0
<i>Ypthimoides ordinaria</i>	0	0	0	0	5	7
<i>Ypthimoides straminea</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Zaretis itys</i>	0	0	0	0	6	10
<i>Zaretis strigosus</i>	48	165	0	9	0	0
<i>Zischkaia pacarus</i>	0	0	0	0	7	19

REFERÊNCIAS

- Balduzzi, S., G. Rücker, and G. Schwarzer. 2019. How to perform a meta-analysis with R: A practical tutorial. *Evidence-Based Mental Health* 22:153–160.
- Bandeira, B., J. L. Jamet, D. Jamet, and J. M. Ginoux. 2013. Mathematical convergences of biodiversity indices. *Ecological Indicators* 29:522–528.
- Blomberg, S. P., T. Garland, and A. R. Ives. 2003. Testing for phylogenetic signal in comparative data: Behavioral traits are more labile. *Evolution* 57:717–745.
- Brito, M. M., D. B. Ribeiro, M. Raniero, É. Hasui, F. N. Ramos, and A. Arab. 2014. Functional composition and phenology of fruit-feeding butterflies in a fragmented landscape: Variation of seasonality between habitat specialists. *Journal of Insect Conservation* 18:547–560.
- Chazot, N., N. Wahlberg, A. V. L. Freitas, C. Mitter, C. Labandeira, J.-C. Sohn, R. K. Sahoo, N. Seraphim, R. de Jong, and M. Heikkilä. 2019. Priors and Posteriors in Bayesian Timing of Divergence Analyses: The Age of Butterflies Revisited. *Systematic Biology* 0:1–17.
- Chisté, M. N., K. Mody, G. Kunz, J. Gunczy, and N. Blüthgen. 2018. Intensive land use drives small-scale homogenization of plant- and leafhopper communities and promotes generalists. *Oecologia* 186:529–540.
- Clavel, J., R. Julliard, and V. Devictor. 2011. Worldwide decline of specialist species: Toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:222–228.
- Cohen, J. 1988. *Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences*. Second edition.
- Cristina Barbosa Cambui, E., R. Nogueira de Vasconcelos, E. Mariano-Neto, B. Felipe Viana, and M. Zikán Cardoso. 2017. Positive forestry: The effect of rubber tree plantations on fruit feeding butterfly assemblages in the Brazilian Atlantic forest. *Forest Ecology and Management* 397:150–156.
- Czúcz, B., H. Keith, J. Maes, A. Driver, B. Jackson, E. Nicholson, M. Kiss, and C. Obst. 2021. Selection criteria for ecosystem condition indicators. *Ecological Indicators*
- DeBenedicts, P. A. 1973. ON THE CORRELATIONS BETWEEN CERTAIN DIVERSITY INDICES. *The American Naturalist* 107:295–302.
- Debinski, D. M., R. A. Moranz, J. T. Delaney, J. R. Miller, D. M. Engle, L. B. Winkler, D. A. McGranahan, R. J. Barney, J. C. Trager, A. L. Stephenson, and M. K. Gillespie. 2011. A cross-taxonomic comparison of insect responses to grassland management and land-use legacies. *Ecosphere* 2:art131.
- Depatta, V., S. Jr, and E. Enio. 2003. an Improved Method for Searching. *Journal of Vegetation Science* 14:323–332.
- Devries, P. J., and T. R. Walla. 2001. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. *Biological Journal of the Linnean Society* 74:1–15.
- Dolek, M., and A. Geyer. 1997. Influence of management on butterflies of rare grassland ecosystems in Germany. *Journal of Insect Conservation* 1:125–130.
- Ekroos, J., J. Heliölä, and M. Kuussaari. 2010. Homogenization of lepidopteran communities in intensively

- cultivated agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 47:459–467.
- Faith, D. P. 2018. Phylogenetic diversity and conservation evaluation: Perspectives on multiple values, indices, and scales of application. *Phylogenetic Diversity: Applications and Challenges in Biodiversity Science*:1–26.
- Fleishman, E., R. F. Noss, and B. R. Noon. 2006. Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecological Indicators* 6:543–553.
- Flynn, D. F. B., M. Gogol-Prokurat, T. Nogeire, N. Molinari, B. T. Richers, B. B. Lin, N. Simpson, M. M. Mayfield, and F. DeClerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12:22–33.
- Franke, S., R. Brandl, C. Heibl, A. Mattivi, J. Müller, S. Pinkert, and S. Thorn. 2020. Predicting regional hotspots of phylogenetic diversity across multiple species groups. *Diversity and Distributions* 26:1305–1314.
- Freitas, A. V. L., I. R. Leal, M. Uehara-Prado, and L. Iannuzzi. 2006. Insetos como Indicadores de Conservação da Paisagem. *Biologia da Conservação*:1–28.
- Gandolfi, S., ; Carlos, A. Joly, ; Ricardo, and R. Rodrigues. 2007. Canopy trees as biodiversity filters PERMEABILITY-IMPERMEABILITY: CANOPY TREES AS BIODIVERSITY FILTERS PERMEABILIDADE-IMPERMEABILIDADE: ÁRVORES DO DOSSEL COMO FILTROS DA BIODIVERSIDADE. *Sci. Agric*:433–438.
- Goded, S., J. Ekroos, J. G. Azcárate, J. A. Guitián, and H. G. Smith. 2019. Effects of organic farming on plant and butterfly functional diversity in mosaic landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 284.
- Gotelli, N., and R. Colwell. 2011. Estimating species richness. *Biological Diversity. Frontiers in Measurement and Assessment*:39–54.
- Grill, A., B. Knoflach, D. F. R. Cleary, and V. Kati. 2005. Butterfly, spider, and plant communities in different land-use types in Sardinia, Italy. *Biodiversity and Conservation* 14:1281–1300.
- Harrison, T.; Gibbs, J.; Winfree, R. 2018. Forest bees are replaced in agricultural and urban landscapes by native species with different phenologies and life-history traits. – *Global Change Ecology*. 24:287-296.
- Hedges, L. V., and I. Olkin. 1980. Vote-counting methods in research synthesis. *Psychological Bulletin* 88:359–369.
- Hillebrand, H., B. Blasius, E. T. Borer, J. M. Chase, J. A. Downing, B. K. Eriksson, C. T. Filstrup, W. S. Harpole, D. Hodapp, S. Larsen, A. M. Lewandowska, E. W. Seabloom, D. B. Van de Waal, and A. B. Ryabov. 2018. Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: Consequences for conservation and monitoring. *Journal of Applied Ecology* 55:169–184.
- Hill, J., K. Hamer, J. Tangah, and M. Dawood. 2001. Ecology of tropical butterflies in rainforest gaps. *Oecologia* 128:294–302.
- Iserhard, C. A., L. Duarte, N. Seraphim, and A. V. L. Freitas. 2019. How urbanization affects multiple dimensions of biodiversity in tropical butterfly assemblages. *Biodiversity and Conservation* 28:621–638.

- Jonason, D., J. Ekroos, E. Öckinger, J. Helenius, M. Kuussaari, J. Tiainen, H. G. Smith, and R. Lindborg. 2017. Weak functional response to agricultural landscape homogenisation among plants, butterflies and birds. *Ecography* 40:1221–1230.
- Kembel, S. W., P. D. Cowan, M. R. Helmus, W. K. Cornwell, H. Morlon, D. D. Ackerly, S. P. Blomberg, and C. O. Webb. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26:1463–1464.
- Koellner, T., and R. W. Scholz. 2008. Assessment of land use impacts on the natural environment: Part 2: Generic characterization factors for local species diversity in Central Europe. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13:32–48.
- Lean, C. and Maclaurin, J. The value of Phylogenetic Diversity. *In*: Pellens, R., and P. Grandcolas. 2016. *Biodiversity Conservation and Phylogenetic Systematics: Drawing a Path into the Diversity of Life*. p.19-38.
- McGill, B. J., M. Dornelas, N. J. Gotelli, and A. E. Magurran. 2015. Fifteen forms of biodiversity trend in the anthropocene. *Trends in Ecology and Evolution* 30:104–113.
- Merckx, T., and H. Van Dyck. 2019. Urbanization-driven homogenization is more pronounced and happens at wider spatial scales in nocturnal and mobile flying insects. *Global Ecology and Biogeography* 28:1440–1455.
- Møllerand, A. P., and M. D. Jennions. 2001. Testing and adjusting for publication bias. *Trends in Ecology and Evolution* 16:580–586.
- Münkemüller, T., S. Lavergne, B. Bzeznik, S. Dray, T. Jombart, K. Schiffers, and W. Thuiller. 2012. How to measure and test phylogenetic signal. *Methods in Ecology and Evolution* 3:743–756.
- Munyuli, M. B. T. 2013. Drivers of species richness and abundance of butterflies in coffee-banana agroforests in Uganda. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 9:298–310.
- Murphy, G. E. P., and T. N. Romanuk. 2014. A meta-analysis of declines in local species richness from human disturbances. *Ecology and Evolution* 4:91–103.
- Nakamura, G., L. O. Gonçalves, and L. da S. Duarte. 2020. Revisiting the dimensionality of biological diversity. *Ecography* 43:539–548.
- Mac Nally, R., E. Fleishman, L. P. Bulluck, and C. J. Betrus. 2004. Comparative influence of spatial scale on beta diversity within regional assemblages of birds and butterflies. *Journal of Biogeography* 31:917–929
- Pavoine, S., and M. B. Bonsall. 2011. Measuring biodiversity to explain community assembly: A unified approach. *Biological Reviews* 86:792–812.
- Pavoine, S., A. Gasc, M. B. Bonsall, and N. W. H. Mason. 2013. Correlations between phylogenetic and functional diversity: Mathematical artefacts or true ecological and evolutionary processes? *Journal of Vegetation Science* 24:781–793.
- Pakeman, R. J. 2011. Functional diversity indices reveal the impacts of land use intensification on plant community assembly. *Journal of Ecology* 99:1143–1151.
- Peel, M. C.; Finlayson, B. L. and McMahon, T. A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate

classification. – *Hydrol. Earth Syst.* 11:1633-1644.

- De Palma, A., K. Sanchez-Ortiz, P. A. Martin, A. Chadwick, G. Gilbert, A. E. Bates, L. Börger, S. Contu, S. L. Hill, and A. Purvis. 2018. Challenges With Inferring How Land-Use Affects Terrestrial Biodiversity: Study Design, Time, Space and Synthesis. Page Advances in Ecological Research. First edition. Elsevier Ltd.
- Panjaitan, R., J. Drescher, D. Buchori, D. Peggie, I. S. Harahap, S. Scheu, and P. Hidayat. 2020. Diversity of butterflies (Lepidoptera) across rainforest transformation systems in Jambi, Sumatra, Indonesia. *Biodiversitas* 21:5119–5127.
- Pavoine, S., A. Gasc, M. B. Bonsall, and N. W. H. Mason. 2013. Correlations between phylogenetic and functional diversity: Mathematical artefacts or true ecological and evolutionary processes? *Journal of Vegetation Science* 24:781–793.
- Petchey, O. L., and K. J. Gaston. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5:402–411.
- Rundle, H. D., and P. Nosil. 2005. Ecological speciation. *Ecology Letters* 8:336–352.
- Rurangwa, M. L., J. Aguirre-Gutiérrez, T. J. Matthews, P. Niyigaba, J. P. Wayman, J. A. Tobias, and R. J. Whittaker. 2021. Effects of land-use change on avian taxonomic, functional and phylogenetic diversity in a tropical montane rainforest. *Diversity and Distributions* 27:1732–1746.
- Sagwe, R. N., S. M. Muya, and R. Maranga. 2015. Effects of land use patterns on the diversity and conservation status of butterflies in Kisii highlands, Kenya. *Journal of Insect Conservation* 19:1119–1127.
- Santos, A. de C., P. C. L. Sales, D. B. Ribeiro, and P. R. R. Silva. 2020. Habitat conversion affects beta diversity in frugivorous butterfly assemblages. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 55:180–192.
- Santos, J. P., O. J. Marini-Filho, A. V. L. Freitas, and M. Uehara-Prado. 2016. Monitoramento de Borboletas : o Papel de um Indicador Biológico na Gestão de Unidades de Conservação. *Biodiversidade Brasileira* 6:87–99.
- Scherber, C., N. Eisenhauer, W. W. Weisser, B. Schmid, W. Voigt, M. Fischer, E. D. Schulze, C. Roscher, A. Weigelt, E. Allan, H. Beler, M. Bonkowski, N. Buchmann, F. Buscot, L. W. Clement, A. Ebeling, C. Engels, S. Halle, I. Kertscher, A. M. Klein, R. Koller, S. König, E. Kowalski, V. Kummer, A. Kuu, M. Lange, D. Lauterbach, C. Middelhoff, V. D. Migunova, A. Milcu, R. Müller, S. Partsch, J. S. Petermann, C. Renker, T. Rottstock, A. Sabais, S. Scheu, J. Schumacher, V. M. Temperton, and T. Tschardt. 2010. Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature* 468:553–556.
- Schulze, C. H., K. E. Linsenmair, K. Fiedler, S. P. Ecology, T. Forest, and C. Ecology. 2010. Understorey versus Canopy : Patterns of Vertical Stratification and Diversity among Lepidoptera in a Bornean Rain Forest Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/20051052> versus canopy : patterns of vertical stratification Understorey in a Bornean rain fo. *Science* 153:133–134.
- Sharma, K., B. K. Acharya, G. Sharma, D. Valente, M. R. Pasimeni, I. Petrosillo, and T. Selvan. 2020. Land use effect on butterfly alpha and beta diversity in the Eastern Himalaya, India. *Ecological Indicators* 110.

- Stevens, R. D., and J. S. Tello. 2014. On the measurement of dimensionality of biodiversity. *Global Ecology and Biogeography* 23:1115–1125.
- Stevens, R. D., J. S. Tello, and M. M. Gavilanez. 2013. Stronger Tests of Mechanisms Underlying Geographic Gradients of Biodiversity: Insights from the Dimensionality of Biodiversity. *PLoS ONE* 8.
- Turley, N. E., and L. A. Brudvig. 2016. Agricultural land-use history causes persistent loss of plant phylogenetic diversity. *Ecology* 97:2240–2247.
- Uehara-Prado, M., K. S. Brown, and A. V. L. Freitas. 2007. Species richness, composition and abundance of fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic Forest: Comparison between a fragmented and a continuous landscape. *Global Ecology and Biogeography* 16:43–54.
- Vasconcelos, R. N., E. C. B. Cambui, E. Mariano-Neto, P. L. B. da Rocha, and M. Z. Cardoso. 2019. The role of Eucalyptus planted forests for fruit-feeding butterflies' conservation in fragmented areas of the Brazilian Atlantic forest. *Forest Ecology and Management* 432:115–120.
- Véron, S., V. Saito, N. Padilla-García, F. Forest, and Y. Bertheau. 2019. The Use of Phylogenetic Diversity in Conservation Biology and Community Ecology: A Common Base but Different Approaches. *The Quarterly Review of Biology* 94:123–148.
- Viechtbauer, W. 2010. Conducting meta-analyses in R with the metafor. *Journal of Statistical Software* 36:1–48.
- Wahlberg, N., J. Leneveu, U. Kodandaramaiah, C. Pena, S. Nylin, A. V. L. Freitas, and A. V. Z. Brower. 2009. Nymphalid butterflies diversify following near demise at the Cretaceous/Tertiary boundary. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276:4295–4302.
- Webb, C. O., D. D. Ackerly, M. A. McPeck, and M. J. Donoghue. 2002. Phylogenies and Community Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33:475–505.
- Wilsey, B. J., D. R. Chalcraft, C. M. Bowles, and M. R. Willig. 2005. Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. *Ecology* 86:1178–1184.
- Winter, M., V. Devictor, and O. Schweiger. 2013. Phylogenetic diversity and nature conservation: Where are we? *Trends in Ecology and Evolution* 28:199–204.
- Zacca, T. & Barbosa, E.P. & Freitas, A.V.L. 2018. Euptychiina Species Checklist Available at: https://www2.ib.unicamp.br/labor/site/?page_id=1020.
- Zellweger, F., T. Roth, H. Bugmann, and K. Bollmann. 2017. Beta diversity of plants, birds and butterflies is closely associated with climate and habitat structure. *Global Ecology and Biogeography* 26:898–906..