

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA**  
**PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE**  
**RECURSOS NATURAIS**

**VULNERABILIDADE E ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA**  
**COLETA DE *PHYLLOCYCLA* (CALVERT, 1948) NO**  
**BRASIL**

**MAYSA FARIAS DE ALMEIDA ARAÚJO**

**2016**

Maysa Farias de Almeida Araújo

**VULNERABILIDADE E ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA  
COLETA DE *PHYLLOCYCLA* (CALVERT, 1948) NO  
BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.

Orientadora: Dra. Natália Mundim Tôrres

Co-orientador: Dr. Leandro Juen

Uberlândia, MG

Fevereiro de 2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

---

A659v  
2016      Araújo, Maysa Farias de Almeida, 1991-  
            Vulnerabilidade e áreas prioritárias para coleta de *PHYLLOCYCLA*  
            (CALVERT, 1948) no Brasil [recurso eletrônico] / Maysa Farias de  
            Almeida Araújo. - 2016.

Orientadora: Natália Mundim Tôres.

Coorientador: Leandro Juen.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos  
Naturais.

Modo de acesso: Internet.

Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.di.2018.1191>

Inclui bibliografia.

Inclui ilustrações.

1. Ecologia. 2. Odonata. 3. Odonata - Brasil - Distribuição  
geográfica. I. Tôres, Natália Mundim (Orient.). II. Juen, Leandro  
(Coorient.). III. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-  
Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. IV. Título.

---

CDU: 574

Maria Salete de Freitas Pinheiro - CRB6/1262

**Maysa Farias de Almeida Araújo**

**VULNERABILIDADE E ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA COLETA DE  
*PHYLLOCYCLA* (CALVERT, 1948) NO BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.

APROVADA em 19 de Fevereiro de 2016

Dra. Poliana Mendes – UFG *Poliana Mendes*

Prof. Dra. Ariádine Cristine de Almeida - UFU *Ariádine Cristine de Almeida*

*Natália Mundim Tôres*  
Prof. Dra. Natália Mundim Tôres

UFU

(Orientadora)

UBERLÂNDIA

Fevereiro, 2016

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente às instituições financiadoras desta dissertação: CAPES pela bolsa de mestrado, ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade e à Universidade Federal de Goiás pela parceria no projeto “Mapas de Vulnerabilidade de Espécies Ameaçadas Brasileiras” e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais - UFU pela estrutura oferecida.

Ao Dr. Paulo De Marco Júnior por ter contribuído com o desenvolvimento desta dissertação, desde o embasamento teórico, disponibilização do banco de dados e auxílio nas análises.

A minha orientadora Dra. Natália Mundim Tôrres por ter aceitado o desafio de orientar um trabalho com Odonata e pelas sugestões.

Ao meu co-orientador Dr. Leandro Juen por ter aceitado me co-orientar de tão longe e pelas valiosas considerações.

Ao amigo Daniel Paiva por todo o apoio ao longo desses últimos anos, por tantas vezes dedicar um pouco de seu tempo para esclarecer algumas dúvidas minhas e por acreditar tanto no meu trabalho.

Aos colegas André Felipe Alves de Andrade, Leandro Schlemmer Brasil e demais membros do laboratório TheMetaLand pelo auxílio nas análises e pela acolhida em vários momentos do mestrado.

A Gisele Bastos Alves e Alexandre Ferreira Righi por disporem de tempo para a leitura e revisão de minha dissertação em várias ocasiões e pelo apoio emocional.

A minha turma de mestrado por compartilharem comigo todos os momentos de aprendizado e angústias ao longo desses dois anos.

Aos membros da banca Dra. Ariádine Cristine de Almeida e Dra. Poliana Mendes por aceitarem o convite e por contribuírem com a finalização deste trabalho.

Por fim, mas não menos importante, agradeço a minha família por compreenderem a minha ausência. Obrigada pelo apoio e principalmente pelo amor, sem vocês nada disso teria sido possível.

## ÍNDICE

<b>Resumo</b> .....	iv
<b>Abstract</b> .....	v
<b>Introdução</b> .....	01
<b>Material e Métodos</b> .....	05
<i>Dados de ocorrência e variáveis preditoras</i> .....	05
<i>Modelos de distribuição</i> .....	08
<i>Áreas prioritárias para coleta</i> .....	10
<i>Análise de vulnerabilidade</i> .....	11
<b>Resultados</b> .....	14
<i>Modelos de distribuição</i> .....	14
<i>Áreas prioritárias para coleta</i> .....	16
<i>Vulnerabilidade</i> .....	17
<b>Discussão</b> .....	19
<i>Modelos de distribuição</i> .....	19
<i>Áreas prioritárias para coleta</i> .....	20
<i>Vulnerabilidade</i> .....	22
<b>Referências bibliográficas</b> .....	25
<b>Anexos</b> .....	35

## RESUMO

Araújo, Maysa F.A. 2016. Vulnerabilidade e áreas prioritárias para coleta de *Phyllocycla* (Calvert, 1948) no Brasil. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. UFU. Uberlândia-MG. 36p.

A perda e a fragmentação de habitats constituem algumas das principais ameaças a biodiversidade no mundo todo. Diante disso e da necessidade em promover estudos voltados para as espécies raras ou ameaçadas, a fim de gerar conhecimento e mitigar possíveis impactos, nós utilizamos técnicas de modelagem para identificar áreas prioritárias para coleta e avaliar a vulnerabilidade de um gênero de Odonata que ocorre principalmente no Brasil, *Phyllocycla*. Nós selecionamos áreas prioritárias para coleta a partir da associação da adequabilidade climática, resultante da modelagem de distribuição, com as áreas menos amostradas. Assim, as áreas consideradas como prioritárias para coleta foram aquelas com maior adequabilidade climática e maior distância dos pontos de coleta conhecidos para o grupo. Para a análise de vulnerabilidade do gênero, nós relacionamos os modelos de distribuição potencial com a área ocupada pelas atividades antrópicas existentes e as planejadas pelo governo brasileiro. Identificamos que as áreas prioritárias para coleta de *Phyllocycla* no Brasil compreendem principalmente a região sul da Amazônia e alguns fragmentos de Cerrado nas regiões nordeste e centro-oeste. A distribuição geográfica de *Phyllocycla* possivelmente é subestimada no Brasil, uma vez que os registros encontram-se distribuídos de forma desigual ao longo de todo o território nacional, com apenas algumas regiões bem amostradas, como o sudeste do Brasil e norte da região Amazônica. Apenas 55.3% da distribuição potencial original de *Phyllocycla* no Brasil permanece disponível. A área comprometida compreende principalmente os biomas Cerrado e Mata Atlântica, com menor impacto na Amazônia. No entanto, com a implementação das atividades planejadas, é provável que mais 13.6% da área potencial se torne indisponível, especialmente na Amazônia, onde o interesse na mineração e implementação de novas usinas hidrelétricas aumentou. Dessa forma, nós sugerimos o uso dos nossos modelos de distribuição para subsidiar planos de ação para as espécies de *Phyllocycla* ameaçadas de extinção e deficientes de dados e que os modelos de vulnerabilidade auxiliem os gestores públicos na tomada de decisões, especialmente no licenciamento de novas atividades.

Palavras-chave: Déficit Wallaceano, modelagem de distribuição de espécies, Odonata

## ABSTRACT

Araújo, Maysa F.A. 2016. Vulnerability and priority areas for collecting *Phyllocycla* (Calvert, 1948) in Brazil. MSc.thesis. UFU. Uberlândia-MG. 36p.

The loss and habitat fragmentation are among the main threats to biodiversity in the world. Given this and the need to promote studies with rare or endangered species, in order to generate knowledge and mitigate possible impacts, we use modeling techniques to identify priority areas for collection and to evaluate the vulnerability of a genus of Odonata occurring mainly in Brazil, *Phyllocycla*. We selected priority areas for collecting by associating a climatic suitability map, resulting from the distribution modeling, with a distance map, which considers the distance between each cell of the interest area and the nearest occurrence point. Thus, the areas considered as priority for collection were those with high climatic suitability and greater distance from known collection points. For the vulnerability analysis, we related the distribution models with the area occupied by the existing anthropic activities and those planned by the Brazilian government. We identified that the priority areas for collecting *Phyllocycla* in Brazil comprises mainly the southern Amazon region and some fragments of Cerrado in the northeast and center-west regions. The geographical distribution of *Phyllocycla* is possibly underestimated in Brazil, since the records are distributed unevenly throughout the country, with only a few well-sampled regions, such as southeastern Brazil and northern Amazon region. We found that only 55.3% of the original potential distribution of *Phyllocycla* in Brazil remains available. The area compromised by anthropic activities comprises mainly the Cerrado and Atlantic Forest biomes, with less impact in the Amazon. However, with the implementation of activities already planned by the Brazilian government, it is possible that an additional 13.6% of this area will be unavailable to species of *Phyllocycla*, especially in the Amazon, where interest in mining and the implementation of new hydroelectric production has increased. We recommend the use of our models to support possible action plans for endangered *Phyllocycla* species and that vulnerability models will help public managers in decision making, especially in the licensing of new activities.

Key words: Wallacean shortfalls, species distribution modeling, Odonata



## INTRODUÇÃO

A perda e a fragmentação de habitats, juntamente com as mudanças climáticas, constituem algumas das principais ameaças à biodiversidade no mundo todo (Thomas *et al.*, 2004; Foley *et al.*, 2005; Haddad *et al.*, 2015). No Brasil, a expansão agrícola tem sido vista como a principal causa de perda e fragmentação de habitats, entretanto, novas pressões antrópicas estão sendo exercidas e com grande potencial para expansão nos próximos anos, devido à grande demanda por recursos minerais, energéticos e a retomada dos investimentos em setores estruturantes do país com a criação do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC) a partir de 2007 (Ferreira *et al.*, 2014; Ministério do Planejamento, 2015).

A autorização de novas atividades em áreas detentoras de alta biodiversidade poderá fragilizar a conservação de muitas espécies raras ou ameaçadas, uma vez que a mudança no uso da terra continua a ser a principal causa de extinção de espécies (Ferreira *et al.*, 2014; Holffmann *et al.*, 2010). Dessa forma, um dos desafios mais urgentes para os conservacionistas atuais é detectar os padrões gerais de distribuição das espécies e identificar qual será o impacto dessas novas atividades sobre a biodiversidade, de modo a fornecer subsídios para os gestores públicos atuarem de maneira pró ativa (Brooks *et al.*, 2006; Ferreira *et al.*, 2014; Beroya-Eitner, 2016).

As espécies não percebem o ambiente da mesma forma, portanto, os efeitos desses novos impactos dependerão de vários fatores, como história de vida, distribuição geográfica, diversidade genética das populações e a intensidade do impacto, sendo que tais fatores estão relacionados à vulnerabilidade de cada espécie (Dawson *et al.*, 2011). De forma geral, a vulnerabilidade pode ser definida como o potencial de perda ou dano a qualquer nível de organização do sistema, desde genes até ecossistemas inteiros (Turner *et al.*, 2003; Willians, 2000).

A vulnerabilidade é considerada em função de três componentes básicos: exposição à atividade que gera perturbação, sensibilidade da espécie ao potencial estressor e a capacidade de adaptação da espécie (De Lange, 2010; Dawson *et al.*, 2011). Trabalhos com essa abordagem de vulnerabilidade frequentemente consideram apenas o componente de exposição, devido à dificuldade em mensurar a sensibilidade e capacidade de adaptação das espécies (De Marco *et al.*, 2015a). Entretanto, quando possível, sugere-se a utilização de todos os componentes, uma vez que eles podem subsidiar uma discussão mais consistente sobre a persistência ou não das espécies em uma dada área (Dawson *et*

*al.*, 2011; De Marco *et al.*, 2015a). Aqui, nós abordamos apenas os componentes exposição e sensibilidade, e propomos uma abordagem complementar para o componente sensibilidade, relacionando-o ao conceito de limiar de extinção, que baseia-se na relação não-linear entre uma resposta ecológica e a redução de habitats (Toms & Lesperance, 2003; Rigueira *et al.*, 2013).

A exposição das espécies a determinado impacto é frequentemente obtida sobrepondo as áreas de atividades antrópicas com a área de distribuição geográfica da espécie de interesse (De Marco *et al.*, 2015a). Contudo, ainda existe uma enorme lacuna de conhecimento sobre a distribuição geográfica das espécies, problema conhecido como déficit Wallaceano (Cardoso *et al.*, 2011; Whittaker *et al.*, 2005). Atualmente, existem três alternativas para estimar a distribuição geográfica das espécies (Boitani *et al.*, 2011; Lemes *et al.*, 2011): 1) uso de dados de ocorrência reais, obtidos em campo ou em coleções de museus; 2) mapas de extensão de ocorrência ou polígonos espacializados e; 3) uso de mapas de distribuição potencial, gerados a partir de modelos de distribuição de espécies. Todas essas alternativas possuem vantagens e desvantagens (Cardoso *et al.*, 2011), sendo a Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE) uma ferramenta muito promissora e utilizada nos últimos anos (Diniz-Filho *et al.*, 2010; Peterson & Soberón, 2012).

A MDE pode ser útil para direcionar esforços amostrais para espécies ameaçadas ou deficientes de dados, reduzindo assim o viés de amostragem e auxiliando na definição de áreas importantes para a coleta de novos dados, além de avaliar possíveis impactos das atividades antrópicas sobre a distribuição das espécies (De marco *et al.*, 2015a; Nóbrega & De Marco, 2011; Siqueira *et al.*, 2009). O principal fundamento para o desenvolvimento desses modelos é a teoria do Nicho Ecológico, que considera que indivíduos de uma mesma espécie têm sua distribuição geográfica limitada a um conjunto multidimensional de recursos e condições (Grinnell, 1917; Hutchinson, 1957, 1978; Peterson, 2011). As principais desvantagens dos métodos de MDE é que eles desconsideram alguns fatores importantes para a distribuição de espécies, tais como fatores evolutivos, de dispersão e interações bióticas (Franklin, 2009; Peterson, 2011; Soberón, 2010).

Apesar do nosso conhecimento limitado sobre a distribuição e a vulnerabilidade de muitas espécies, principalmente de invertebrados, as perspectivas são boas, devido aos avanços que têm ocorrido nos últimos anos, com um banco de dados online já bastante

completo sobre alguns grupos, avanços na MDE e a disponibilização das informações sobre as mudanças no uso do solo (Diniz-Filho *et al.*, 2010; Pimm *et al.*, 2014). A combinação desses três elementos é bastante promissora, principalmente porque aumenta a possibilidade de previsões sobre os possíveis impactos das atividades humanas sobre a biodiversidade (Pimm *et al.*, 2014).

No Brasil, a presença de taxonomistas reconhecidos mundialmente tem contribuído com informações importantes sobre Odonata (De Marco & Vianna, 2005), sobretudo nos últimos anos, em decorrência da formação de novos pesquisadores e incentivos a pesquisa no país (Miguel *et al.*, in prep.). Um reflexo mais recente desse avanço foi a publicação em 2014 da lista de espécies ameaçadas no Brasil, no qual das 800 espécies de Odonata registradas no país, 720 tiveram seu estado de conservação avaliado (MMA, 2014). Apesar disso, os registros de ocorrência de Odonata estão concentrados em apenas 29% da área territorial brasileira e estão distribuídos de forma desigual entre os biomas, sendo necessário extensos levantamentos de campo (De Marco & Vianna, 2005; Clausnitzer *et al.*, 2009; Vianna & De Marco, 2012) e estudos voltados para a área de conservação, visando avaliar possíveis impactos antropogênicos e efeitos das alterações climáticas, além de um planejamento mais sistemático do uso da paisagem (Bried & Samways, 2015).

O interesse na conservação do grupo tem crescido mundialmente nos últimos anos, uma vez que as libélulas são consideradas espécies bandeira para outros insetos ameaçados (Samways, 2008; Bried & Samways, 2015). Como se desenvolvem frequentemente próximo a ambientes aquáticos, a conservação dos habitats dessas espécies pode favorecer a formação de corredores ecológicos, importantes para a conservação de muitas outras espécies (Sahlén & Ekestubbe, 2001; Samways, 2008; Simaika & Samways, 2009). Estudos têm mostrado que mesmo mudanças pequenas na vegetação ciliar podem promover alterações significativas na riqueza, abundância e composição das espécies (Carvalho *et al.*, 2013; Monteiro-Júnior *et al.*, 2013; 2014; 2015; Oliveira-Junior *et al.*, 2015).

Dentre todas as espécies de Odonata, as mais ameaçadas mundialmente são aquelas que dependem de condições específicas de habitat, especialmente as de ambiente lótico e matas (Paulson, 2006; Samways, 2008; Clausnitzer *et al.*, 2009). Tais espécies são mais especialistas e por isso possuem maior risco de extinção que as de ambientes lênticos, que geralmente são mais generalistas (Corbet, 1999) e muitas vezes são até

favorecidas pelas modificações resultantes da retirada da mata ciliar (Oliveira-Junior *et al.*, 2015). As espécies do gênero *Phyllocycla*, por exemplo, são mais especialistas, pois apesar de sobrevoarem em áreas abertas, dependem dos rios e matas para completar seu ciclo de vida (Paulson, 2006). Tal gênero é primariamente sul-americano, ocorrendo principalmente no Brasil (Belle, 1988), sendo 19 espécies registradas atualmente. No entanto, a falta de informação sobre a distribuição de *Phyllocycla*, impede que os gestores públicos conheçam o atual estado de conservação de muitas espécies ocorrentes no Brasil. Na lista mais recente de fauna ameaçada, encontra-se apenas uma espécie deste gênero como vulnerável e outras doze como deficiente de dados (MMA, 2014).

Diante disso e da necessidade em promover estudos voltados para as espécies ameaçadas ou deficiente de dados, de forma a gerar conhecimento e mitigar possíveis impactos (Bried & Samways, 2015; MMA, 2014), nós utilizamos técnicas de modelagem de distribuição para: *i.* identificar áreas prioritárias para coleta de *Phyllocycla* no Brasil, como forma de redirecionar novos inventários e; *ii.* verificar a vulnerabilidade do gênero em relação às atividades antrópicas já estabelecidas e àquelas planejadas pelo Programa de Aceleração do Crescimento (PAC).

## MATERIAL E MÉTODOS

### *Dados de ocorrência e variáveis preditoras*

Nós compilamos um total de 53 registros de *Phyllocycla* na América do Sul, para as 19 espécies conhecidas no Brasil (Tabela 1A – Anexos). Esses dados de ocorrência foram obtidos em plataformas *online*: *Global Biodiversity Information Facility* (<http://gbif.sibbr.gov.br/>); artigos científicos; coleções de museus e outras instituições científicas brasileiras reconhecidas (por exemplo, Museu Paraense Emílio Goeldi, Instituto de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal da Bahia, Universidade Federal de Goiás e Universidade Federal de Minas Gerais). Para alguns registros que não possuíam coordenadas geográficas, como os registros mais antigos provenientes de museus, nós utilizamos as coordenadas geográficas aproximadas obtidas no Google Earth (Google Inc., 2013) a partir da descrição do local de coleta descrito no estudo.

As variáveis preditoras selecionadas para a modelagem de distribuição foram as 19 variáveis climáticas, disponíveis na plataforma *WorldClim* ([www.worldclim.org/download](http://www.worldclim.org/download); Hijmans *et al.*, 2005) conforme tabela 1, todas com resolução de 5 arc-minutos (9.2 km). Tais variáveis são comumente utilizadas em modelos de distribuição de espécies (De Marco *et al.*, 2015a; Faleiro *et al.*, 2015; Hassal, 2012), em trabalhos com diferentes aplicações, inclusive para prever a distribuição de espécies de Odonata, uma vez que estão relacionadas com a capacidade de termorregulação do grupo (Nóbrega & De Marco, 2011). Entretanto, há uma alta colinearidade entre essas variáveis (Dormann *et al.*, 2013) e para solucionar esse problema nós realizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA) com as 19 variáveis climáticas e utilizamos como entrada em nossos modelos os seis principais componentes da PCA (>95% de toda a variação climática original; Tabela 2).

**TABELA 1:** Variáveis climáticas utilizadas na PCA e disponibilizadas pelo *WorldClim*, com resolução de 5 arc-minutos.

<b>Código</b>	<b>Variáveis climáticas</b>
BIO 1	temperatura média anual
BIO 2	variação média diurna
BIO 3	isotermalidade (BIO2/BIO7) (*100)
BIO 4	sazonalidade da temperatura (desvio padrão*100)
BIO 5	temperatura máxima no mês mais quente
BIO 6	temperatura mínima no mês mais frio
BIO 7	variação da temperatura anual
BIO 8	temperatura média no trimestre mais úmido
BIO 9	temperatura média no trimestre mais seco
BIO 10	temperatura média no trimestre mais quente
BIO 11	temperatura média no trimestre mais frio
BIO 12	precipitação anual
BIO 13	precipitação no mês mais úmido
BIO 14	precipitação no mês mais seco
BIO 15	sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação)
BIO 16	precipitação no trimestre mais úmido
BIO 17	precipitação no trimestre mais seco
BIO 18	precipitação no trimestre mais quente
BIO 19	precipitação no trimestre mais frio

**TABELA 2:** Resumo da PCA que gerou os componentes principais (PCs) usados como camadas ambientais. Cada valor representa as cargas individuais das variáveis em cada um dos PCs.

<b>Código das variáveis climáticas (Conforme Tabela 1)</b>	<b>Componentes Principais</b>					
	<b>PC1</b>	<b>PC2</b>	<b>PC3</b>	<b>PC4</b>	<b>PC5</b>	<b>PC6</b>
BIO 1	0.269	0.257	0.095	0.062	0.074	0.017
BIO 2	0.188	0.319	0.327	0.076	0.023	0.034
BIO 3	0.292	0.183	0.065	0.062	0.106	0.053
BIO 4	0.276	0.198	0.077	0.207	0.143	0.105
BIO 5	0.279	0.075	0.066	0.305	0.253	0.288
BIO 6	0.153	0.354	0.288	0.004	0.107	0.358
BIO 7	0.041	0.292	0.388	0.381	0.132	0.117
BIO 8	0.280	0.084	0.062	0.301	0.248	0.274
BIO 9	0.163	0.352	0.286	0.008	0.079	0.322
BIO 10	0.174	0.183	0.148	0.500	0.514	0.204
BIO 11	0.211	0.204	0.066	0.085	0.636	0.171
BIO 12	0.206	0.205	0.063	0.488	0.094	0.480
BIO 13	0.242	0.008	0.333	0.047	0.067	0.510
BIO 14	0.245	0.034	0.394	0.022	0.166	0.108
BIO 15	0.136	0.372	0.344	0.026	0.100	0.042
BIO 16	0.300	0.121	0.064	0.179	0.083	0.007
BIO 17	0.255	0.119	0.314	0.226	0.166	0.037
BIO 18	0.205	0.308	0.182	0.072	0.192	0.052
BIO 19	0.269	0.177	0.018	0.166	0.098	0.049
<b>Proporção de variação acumulada</b>	<b>0.521</b>	<b>0.722</b>	<b>0.842</b>	<b>0.897</b>	<b>0.937</b>	<b>0.961</b>

### *Modelos de distribuição*

Nós elaboramos modelos de distribuição potencial para todo o gênero devido a limitação de registros para as espécies individuais, uma vez que modelos obtidos a partir de poucos registros podem gerar previsões inconsistentes com a realidade (Pearson *et al.*, 2007; Hortal *et al.*, 2008; Almeida *et al.*, 2010). A teoria do conservadorismo de nicho ecológico nos dá suporte para modelarmos o gênero, pois sustenta que espécies próximas provavelmente possuem nichos fundamentais semelhantes, uma vez que os nichos pouco mudam nos eventos de especiação (Peterson *et al.*, 1999; Peterson, 2011). A similaridade de nichos entre espécies próximas já foi observada em odonatas amazônicos (De Marco *et al.*, 2015a) e também em outros grupos, como plantas (Huntley *et al.*, 1989) e répteis (Raxworthy *et al.*, 2003; Kozak & Wiens, 2006).

Vários métodos de modelagem estão disponíveis atualmente, alguns deles necessitam de registros de presença e ausência da espécie (Modelos Lineares, Modelos Aditivos Generalizados, Redes Neurais etc.), enquanto outros exigem apenas dados de presença (Bioclim, MaxEnt, *Random forest* etc.). Esses últimos são os mais utilizados, pois os registros de ausência são escassos para a maioria das espécies, uma vez que muitas regiões não foram amostradas completamente e mesmo aquelas que já foram amostradas é difícil identificar o que seria uma ausência verdadeira ou um erro de amostragem (Gu & Swihart, 2004). Para diminuir as incertezas que envolvem os modelos de distribuição de espécies (Barry & Elith, 2006), nós avaliamos a distribuição potencial de *Phyllocycla* usando quatro algoritmos diferentes - Bioclim, *Maximum Entropy* (MaxEnt), *Random Forest* (RF) e *Support Vector Machines* (SVM) -, que variam em grau de complexidade e exigem apenas dados de presença.

O Bioclim é um dos algoritmos mais simples e antigo (Busby, 1986). A distribuição modelada por esse algoritmo é obtida pelo total de áreas geográficas com características ambientais similares à amplitude das variáveis ambientais relacionada aos pontos de ocorrência conhecidos, formando, então, o envelope bioclimático (Busby, 1986; 1991). Assim, cada célula é classificada como: habitável (1) – valores ambientais dentro do envelope bioclimático; tolerável (0.5) – valores ambientais fora da média e desvio padrão, mas dentro dos limites máximo e mínimo e; inabitável (0) – valores ambientais fora dos limites máximo e mínimo (Busby, 1986; 1991).

Já o MaxEnt, RF e SVM são métodos mais complexos, que envolvem aprendizagem de máquina (Drake *et al.*, 2006; Cutler *et al.*, 2007; Elith *et al.*, 2011; Li &



Wang, 2013). O MaxEnt é um método de inteligência artificial e que utiliza “pseudo-ausências”, que são pontos escolhidos aleatoriamente dentro da área geográfica de interesse. Tal método segue o conceito de máxima entropia, desta forma o MaxEnt busca uma distribuição de probabilidade de ocorrência mais uniforme, sob a restrição de que os valores esperados de cada variável ambiental estejam de acordo com os valores observados nos pontos de ocorrência (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudik, 2008).

O RF é uma extensão dos modelos de classificação e árvores de regressão, que gera muitas árvores a partir de preditores aleatórios amostrados de forma independente (Breimam, 2001; Cutler *et al.*, 2007). Já o SVM é um método linear simples, em um espaço de alta dimensão, esse método foi utilizado a primeira vez em MDE por Guo *et al.* (2005). Em modelos SVM não há exigência teórica para que os dados sejam independentes, resolvendo assim o problema de autocorrelação dos registros e variáveis ambientais, embora o desempenho do modelo seja afetado por quão bem os dados observados representam a amplitude de variáveis ambientais (Drake *et al.*, 2006). Todos os modelos foram gerados no programa R (R Core Team, 2015) usando os seguintes pacotes: Dismo (Hijmans *et al.*, 2015) para o modelo Bioclim, rJava (Urbanek, 2015) para o MaxEnt, kernlab (Karatzoglou *et al.*, 2004) para o SVM e randomForest (Liaw & Wiener, 2002) para o RF.

Diferentes técnicas de modelagem podem gerar diferentes previsões, porque variam nas funções matemáticas utilizadas (Hijmans & Elith, 2015). Geralmente, em trabalhos com MDE os autores selecionam a melhor técnica de modelagem, a partir dos vários algoritmos disponíveis e em seguida justificam sua escolha (Araújo & New, 2007). No entanto, nos últimos anos técnicas alternativas têm sido utilizadas, como é o caso do *ensemble* ou conjunto de modelos (Araújo & New, 2007; Marmion *et al.*, 2009). O *ensemble* é utilizado para resolver o problema da variação dos modelos e consiste em explorar a variedade resultante de projeções geradas pelas diferentes técnicas de modelagem, fazendo uma previsão com consenso e diminuindo assim, a probabilidade de erro (Araújo & New, 2007). Em nosso trabalho, nós utilizamos a abordagem de *ensemble* para gerar o mapa final de distribuição potencial de *Phyllocycla* (Figura 1). O método utilizado foi a PCA, que consiste em uma pré-seleção dos algoritmos e é baseado na mediana das saídas dos modelos individuais (Marmion *et al.*, 2009). A análise foi realizada no programa R (R Core Team, 2015) e o primeiro componente (PC1) foi

utilizado para gerar o modelo consenso, pois reflete a tendência geral de previsões (Marmion *et al.*, 2009).

Para avaliar a qualidade dos modelos, nós particionamos aleatoriamente os dados de ocorrência em 70% treino e 30 % teste (Allouche *et al.*, 2006) (Figura 1). O conjunto de registros treinos foram aqueles utilizados para gerar os modelos e o conjunto teste foi usado para a avaliação. Com isso, uma matriz de confusão foi gerada, quantificando os erros de omissão (presenças preditas incorretamente) e os erros de comissão (ausências preditas incorretamente) (Allouche *et al.*, 2006). Dois índices que avaliam a capacidade de previsão dos modelos foram utilizados, *Area Under Curve* (AUC) e *True Skill Statistic* (TSS), um deles é independente do limiar de corte e o outro dependente desse limiar (Liu *et al.*, 2011).

O AUC avalia os erros para todos os limiares de cortes possíveis em uma predição de ocorrência, já o TSS avalia os erros somente a partir de um único limiar de corte. O método AUC é o mais utilizado para avaliar modelos, é construído a partir de uma curva que relaciona os erros de omissão e comissão à medida que diferentes cortes são feitos. Essa curva é conhecida como *Receiver Operator Curve* (ROC) e a área dessa curva como *Area Under Curve* (Elith *et al.*, 2006). A estatística AUC varia de 0 a 1, onde valores entre 0.5 e 0.7 sugerem baixa acurácia do modelo, valores entre 0.7 e 0.9 indicam resultados aceitáveis e valores próximos de 1 indicam alta acurácia (Allouche *et al.*, 2006; Swets, 1988). O TSS é uma medida de performance dos modelos que depende de um limiar de corte e por isso ele é mais recomendado nos casos em que as previsões dos modelos são obtidas como mapas de presença-ausência. É uma estatística que varia de -1 a 1, onde valores mais próximos de 1 indicam maior acurácia do modelo (Allouche *et al.*, 2006).

#### *Áreas prioritárias para coleta*

Na análise de áreas prioritárias para coleta, nós relacionamos a adequabilidade climática, resultante do modelo de distribuição consenso descrito anteriormente, com as áreas menos amostradas. Para isso, inicialmente nós realizamos uma análise de distância entre cada célula da área de estudo e o ponto de ocorrência mais próximo. Essa análise foi realizada no programa R (R Core Team, 2015), utilizando o pacote *flexclust* (Leisch, 2006) e o método de distância Euclidiana.

Após identificar a área de distribuição geográfica potencial para o gênero no Brasil, com seus respectivos valores de adequabilidade climática e a distância entre cada célula e o ponto de ocorrência mais próximo conhecido, nós padronizamos os valores de adequabilidade e das distância para uma mesma escala e em seguida multiplicamos esses dois mapas (Priorização = Adequabilidade x Distância). Assim, as áreas sugeridas como prioritárias para coleta foram aquelas com maior adequabilidade climática e com maior distância dos pontos de ocorrência conhecidos.

### *Análise de Vulnerabilidade*

Para a análise de vulnerabilidade nós utilizamos as seguintes atividades antrópicas: agropecuária, assentamentos rurais, instalações de produção de energia e extração de petróleo, transporte, mineração e áreas urbanas. Na categoria produção de energia nós incluímos energia elétrica, eólica, termelétrica, nuclear e linhas de transmissão. Em transportes nós incluímos ferrovias, rodovias, portos, aeroportos e dutos. Além das áreas das atividades, nós também calculamos, quando possível, *buffers* da área de influência. As informações sobre essas atividades foram obtidas em bases de dados oficiais do governo brasileiro (Ministério da Agricultura, Ministério das Cidades, Ministério do Transporte e Ministério de Minas e Energia) e essas atividades foram categorizadas como “executadas” ou “planejadas”.

Nós consideramos o componente de exposição descrito por Dawson *et al.* (2011) e propusemos uma abordagem complementar para o componente sensibilidade, ligando-o ao conceito de limiar de extinção (Figura 2). A capacidade adaptativa não foi considerada em nosso estudo devido à falta de informação sobre esse componente para qualquer espécie de *Phyllocycla* ou grupos taxonômicos próximos. O passo inicial da análise de vulnerabilidade foi calcular a exposição da área de distribuição potencial às atividades antrópicas. Essa informação foi obtida através da sobreposição das áreas adequadas climaticamente para a ocorrência de *Phyllocycla*, já convertidas em mapas binários de presença-ausência (thROC-Liu *et al.*, 2013), com a área das atividades. Dessa forma, nós estimamos a porcentagem de área climaticamente adequada que foi impactada pelas atividades executadas e a porcentagem de área que pode ser impactada com base nas atividades planejadas.

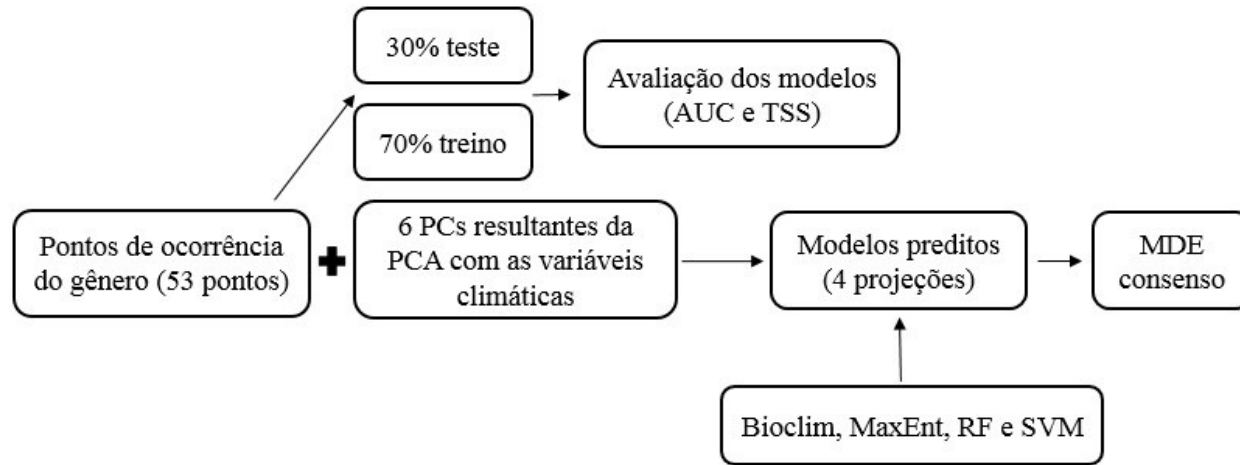
A etapa seguinte desta análise incluiu o componente sensibilidade, definido aqui como a tolerância do gênero à perda do habitat. Um limiar de extinção foi utilizado para

avaliar a perda de habitat em cada célula da distribuição geográfica potencial, assumindo que a adequabilidade climática está positivamente relacionada à abundância (Tôrres *et al.*, 2012) e que cada célula funciona como uma paisagem (Fahrig, 2013). Apesar da falta de informação sobre a sensibilidade de espécies de *Phyllocycla* à perda e/ou fragmentação de habitat, existem dados para o grupo Odonata, que indicam um limiar de extinção que varia de 40% a 60% de área remanescente (Rodrigues *et al.*, 2016). Diante disso, nós adotamos um limiar de extinção mais conservador, de 50% de área remanescente, uma vez que espécies deste gênero são dependentes de formações florestais para completarem seu ciclo de vida. Assim, a ocupação por qualquer atividade em 50% ou mais da área de uma célula implica o desaparecimento do gênero naquela célula.

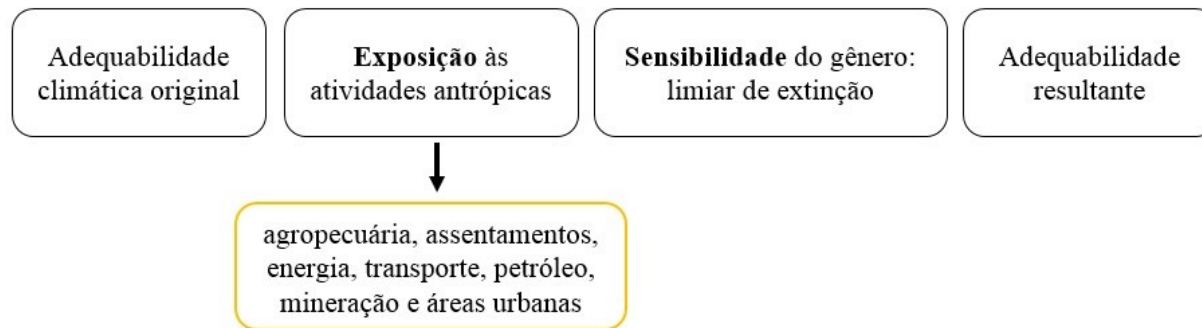
Finalmente, esta análise gerou os seguintes resultados: a vulnerabilidade no gênero no espaço e a importância das áreas perdidas, obtida através de um Índice de Adequabilidade Perdida. Esse índice representa a porcentagem de área climaticamente adequada que foi perdida, considerando o valor de adequabilidade climática em cada célula, calculado pela seguinte equação:

$$IAP = \sum (P_{lost} \times suitability) / \sum (P_{original} \times suitability)$$

Onde, IAP = Índice de Adequabilidade Perdida,  $P_{lost}$  = porcentagem de área perdida,  $P_{original}$  = porcentagem de área original (antes do impacto), *suitability* = adequabilidade climática na célula. Valores altos desse índice indicam que mais áreas de alta adequabilidade climática foram perdidas, enquanto valores baixos indicam que menos áreas adequadas foram perdidas.



**FIGURA 1:** Fluxograma representando os métodos de MDE utilizados para prever a distribuição potencial de *Phyllocycla* no Brasil.



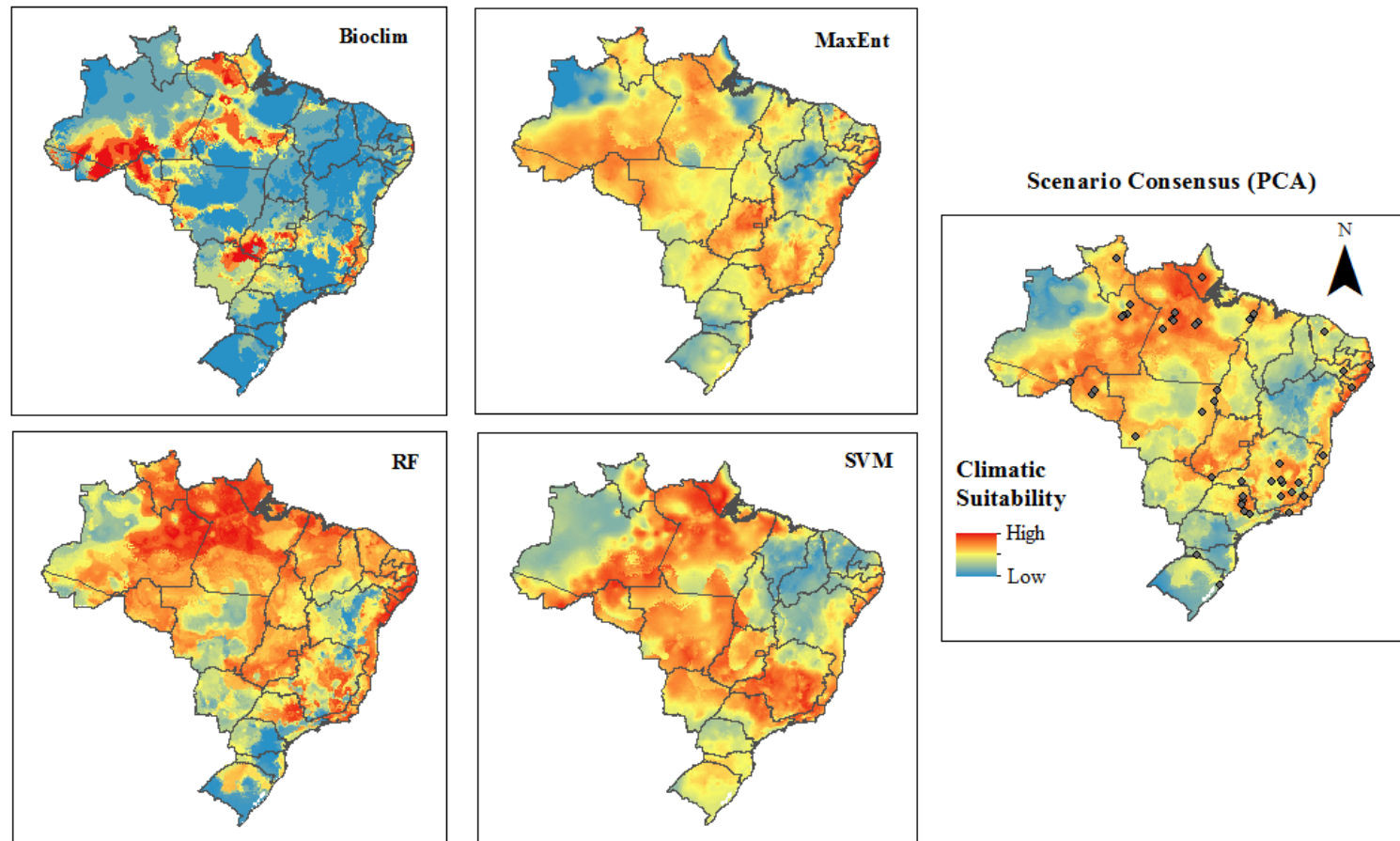
**FIGURA 2:** Esquema conceitual da análise de vulnerabilidade de *Phyllocycla* no Brasil.

## RESULTADOS

### *Modelos de distribuição*

Em relação à área de distribuição potencial para *Phyllocycla* no Brasil, as áreas centrais de distribuição correspondem a grande parte da Amazônia, Mata Atlântica e região central do Cerrado (Figura 3). Esse padrão foi equivalente em três (RF, MaxEnt e SVM) dos quatro modelos de distribuição utilizados. O gênero possui distribuição potencial ampla, ocorrendo em quase todo o território brasileiro e com apenas algumas manchas isoladas com baixa adequabilidade climática localizadas na Caatinga, noroeste da Amazônia e região sul do país.

O modelo gerado pelo método Bioclim foi o mais distinto de todos, apresentando a maior parte do Brasil com baixa adequabilidade climática e apenas algumas áreas isoladas com alta adequabilidade na região amazônica, sul do Cerrado e algumas manchas na Mata Atlântica (Figura 3). O modelo de consenso representa o padrão geral obtido pelos modelos individuais, no qual o primeiro eixo da PCA conseguiu explicar 79% da variabilidade dos modelos, sendo que o Bioclim foi o menos significativo nesse eixo.



**FIGURA 3:** Modelos de distribuição potencial de *Phyllocycla* para o Brasil. Representação dos quatro diferentes algoritmos utilizados no trabalho: Bioclim, MaxEnt, RF = *Random Forest* e SVM = *Support Vector Machines* mais o mapa consenso (*Scenario consensus*) resultante da PCA. As cores representam a adequabilidade ambiental em cada célula, áreas em vermelho apresentam alta adequabilidade ambiental, em amarelo são áreas com valores de adequabilidade ambiental intermediários e azul áreas com baixa adequabilidade.

Considerando os dois métodos de avaliação de modelos, o método de consenso (*ensemble*) foi o mais adequado para prever a distribuição de *Phyllocycla* no Brasil (Tabela 3). Isso quer dizer que a maior parte dos pontos de ocorrência não utilizados no conjunto treino foram previstos corretamente pelo modelo. Além disso, todos os métodos de modelagem utilizados apresentaram bom desempenho, mesmo o MaxEnt, que apresentou menor valor de AUC e TSS, o resultado é considerado aceitável.

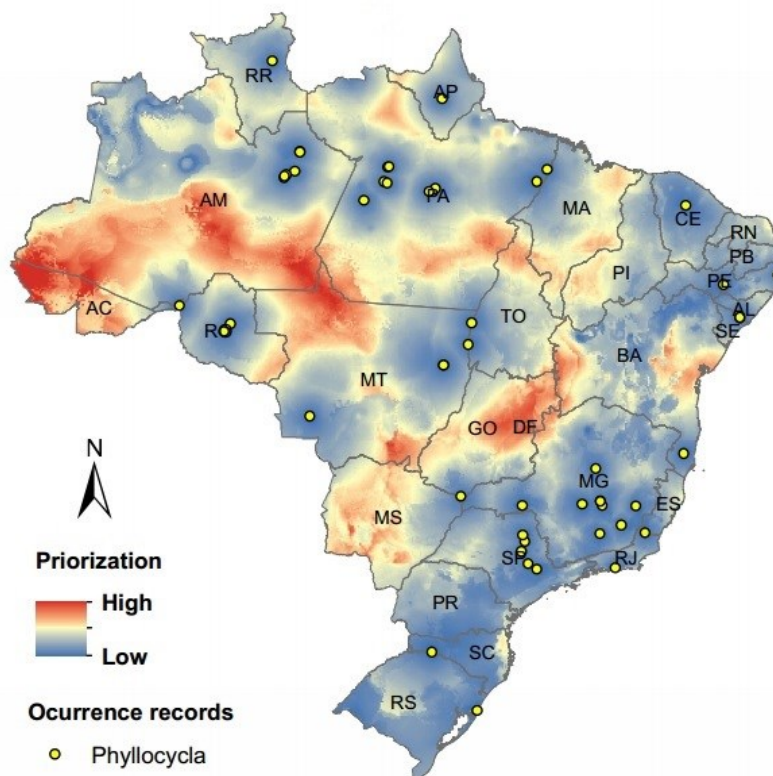
**TABELA 3:** Resultado da avaliação dos modelos para o gênero *Phyllocycla*, considerando os diferentes algoritmos e a PCA.

<b>Algoritmos</b>	<b>AUC</b>	<b>TSS (ROC)</b>
<b>Bioclim</b>	0.884	0.722
<b>MaxEnt</b>	0.795	0.666
<b>Random Forest</b>	0.926	0.759
<b>Support Vector Machines</b>	0.913	0.774
<b>Consenso (PCA)</b>	0.929	0.787

#### *Áreas prioritárias para coleta*

As áreas prioritárias para coleta de *Phyllocycla* no Brasil, compreendem as regiões sul do Amazonas, Pará, Maranhão e Piauí; todo o estado do Acre; noroeste do Mato Grosso; Norte do Tocantins; Distrito Federal; quase todo o estado de Goiás e Mato Grosso do Sul e; mais algumas manchas isoladas na Bahia (Figura 4). Essas áreas foram definidas como mais urgentes para coleta, porque apresentam alta adequabilidade climática e possivelmente ainda não foram bem amostradas.



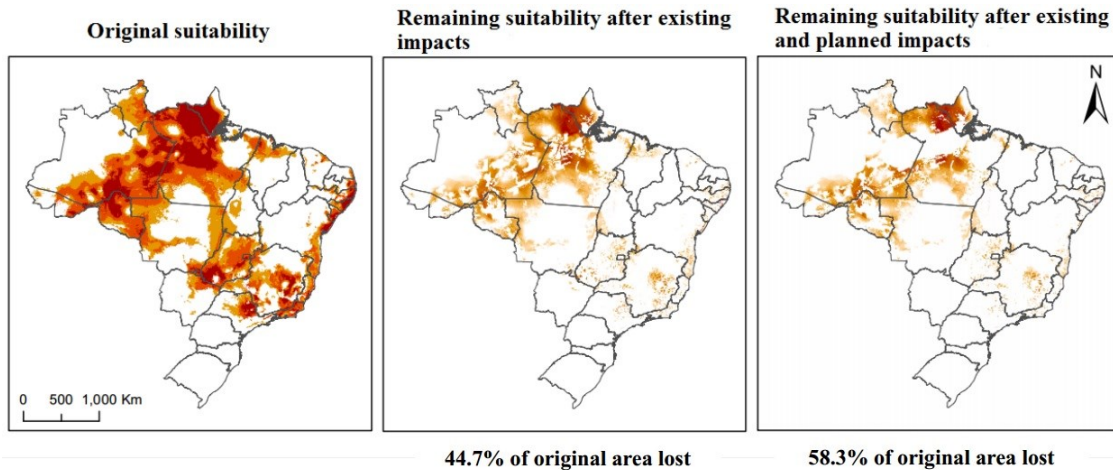


**FIGURA 4:** Áreas prioritárias para coleta de *Phyllocycla* no Brasil. Os pontos amarelos representam as ocorrências conhecidas para o gênero no Brasil e as linhas delimitam os estados brasileiros. Áreas em vermelho representam alta prioridade de coleta e áreas em azul baixa prioridade.

### *Vulnerabilidade*

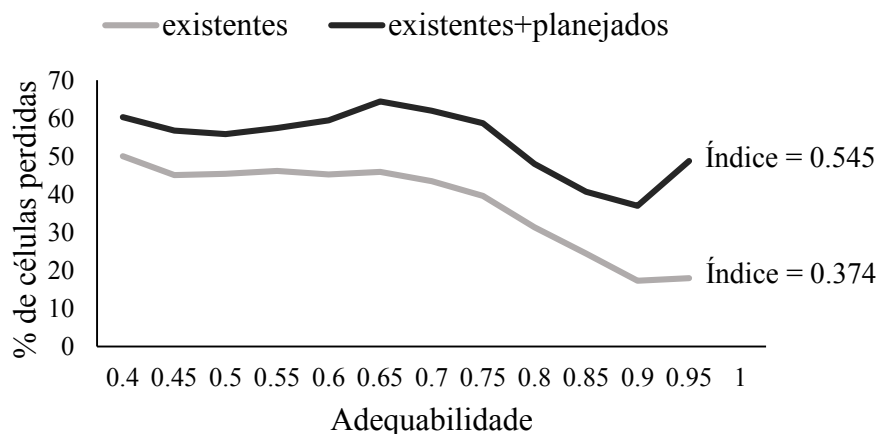
Atualmente, no Brasil existe apenas 55,3% da área total climaticamente adequada para a ocorrência de *Phyllocycla*, a área perdida compreende principalmente os biomas Cerrado e Mata Atlântica, com pouco impacto ainda na região Amazônica. No entanto, com a continuidade das ações antrópicas, aqui definidas como as ações planejadas pelo PAC, é possível que uma área maior possa ser perdida (mais 13,6% da área original), comprometendo inclusive áreas climaticamente adequadas na região amazônica (Figura 5).

Caso os empreendimentos planejados pelo PAC sejam implantados nos locais previstos, possivelmente ocorrerá um isolamento dos indivíduos de *Phyllocycla* que ocorrem na região Amazônica e uma perda ainda maior de habitats adequados na Mata Atlântica e Cerrado (Figura 5).



**FIGURA 5:** Impacto das atividades antrópicas existentes e existentes mais planejadas sobre as áreas climaticamente adequadas para as espécies de *Phyllocycla* no Brasil. Valor de corte (thROC) = 0.414.

Apesar da área perdida com os novos empreendimentos ser de apenas 13,6%, tais regiões são de grande importância para o gênero, uma vez que as áreas possivelmente impactadas serão aquelas com valores de adequabilidade climática mais elevados, o que pode resultar em uma perda de indivíduos nas populações, se considerarmos que as adequabilidades estão correlacionadas positivamente com a densidade populacional (Figura 6). Quando consideramos conjuntamente os impactos das atividades antrópicas existentes e das planejadas a quantidade de área adequada perdida aumenta, conforme mostra o valor do Índice de Adequabilidade Perdida.



**FIGURA 6:** Porcentagem de células perdidas para cada classe de adequabilidade a partir dos valores de adequabilidade maiores ou iguais ao valor de thROC (0.414). A linha cinza

representa a porcentagem de células perdidas por empreendimentos existentes e a linha preta por empreendimentos existentes mais os planejados. O Índice citado na figura se refere ao Índice de Adequabilidade Perdida descrito nos métodos.

## DISCUSSÃO

### *Modelos de distribuição*

Em geral, os modelos de distribuição individuais e o consenso apresentaram ótimo desempenho de acordo com os dois métodos de avaliação utilizados. As técnicas de modelagem mais recentes, tais como RF e SVM foram as que apresentam maior capacidade de previsão dentre os modelos individuais, semelhante ao resultado já encontrado em trabalhos anteriores, onde as técnicas de MDE mais novas superaram técnicas mais antigas (Drake *et al.*, 2006; Cutler *et al.*, 2007; Marmion *et al.*, 2009). As previsões geradas pelos diferentes métodos de modelagem foram relativamente similares, com exceção da previsão gerada pelo algoritmo Bioclim, que apresentou grandes áreas com baixa adequabilidade climática para *Phyllocycla*. Esse padrão é comum em modelos que utilizam o Bioclim, pois o valor de adequabilidade 0 é atribuído a todas as células fora dos limites máximo e mínimo para pelo menos uma das variáveis ambientais e o valor 1 é raramente observado, pois exigiria que a célula tivesse valor médio para todas as variáveis consideradas (Hijmans & Elith, 2015).

Ao contrário do que foi encontrado em muitos estudos relacionados a modelos de distribuição (Elith *et al.*, 2006; Elith & Graham, 2009; Phillips *et al.*, 2006; Tôrres *et al.*, 2012), em nosso trabalho o algoritmo MaxEnt foi o que possuiu menor capacidade preditiva, tal resultado reforça ainda mais a necessidade de usar mais de um algoritmo para prever a distribuição das espécies. Marmion *et al.* (2009) recomenda o uso de vários algoritmos únicos, uma vez que a eficiência dos métodos consenso dependem dos modelos em que se baseiam. Como nossos modelos individuais tiveram alta capacidade de previsão, o modelo consenso apresentou ótimo desempenho, conseguindo prever bem os pontos de ocorrência teste. Assim, assumimos que tal resultado é mais robusto que os métodos de modelagem individuais e portanto, foi utilizado nas análises de áreas prioritárias para coleta e vulnerabilidade.

Os modelos de distribuição de espécies têm sido úteis para inúmeras aplicações, como para prever a distribuição geográfica de espécies no passado (Lima-Ribeiro & Diniz-Filho, 2012), avaliar a distribuição geográfica de espécies exóticas (Silva *et al.*,

2014) e para estimar a densidade populacional (Tôrres *et al.*, 2012). No entanto, o pesquisador deverá sempre ter a compreensão das limitações associadas à MDE, que podem estar relacionadas a aspectos da história natural das espécies ou à dificuldade em obter pontos de ocorrência de qualidade (Pearson *et al.*, 2007; Franklin, 2009; Soberón, 2010; Taboada *et al.*, 2013).

Uma representação bastante útil para compreender o que realmente está sendo modelado é o diagrama BAM, que relaciona o conceito de nicho ecológico com a área de distribuição geográfica (Peterson & Soberón, 2012; Soberón, 2007). De acordo com esse modelo conceitual, a distribuição geográfica das espécies é limitada por três fatores: (B) interações bióticas; (A) condições abióticas adequadas para manter populações viáveis e; (M) área onde a espécie consegue acessar. Assim, a distribuição real da espécie é a área geográfica onde ocorre a sobreposição desses três fatores. Quando o táxon modelado não apresenta relação forte com outras espécies e possui alta capacidade de dispersão, os três componentes do diagrama BAM se sobrepõem e portanto, a área adequada ambientalmente possui grandes chances de ser a área de distribuição original do táxon (Taboada *et al.*, 2013). Sabendo disso, podemos argumentar que os modelos gerados para *Phyllocycla* se aproximam da distribuição original, visto que não há evidências de interações fortes com outras espécies e em relação à dispersão sabe-se que as espécies desse gênero conseguem dispersar por áreas abertas, apesar de depender de ambientes florestais para completar seu ciclo de vida (Paulson, 2006).

Além disso, a capacidade de dispersão das libélulas parece estar relacionada ao seu tamanho corporal (Conrad *et al.*, 1999; Juen & De Marco, 2012). Na região neotropical, os indivíduos da ordem Odonata são divididos em duas subordens: Anisoptera e Zygoptera, essa subdivisão está relacionada às diferenças na capacidade de voo e padrões ecofisiológicos das espécies (Corbet, 1999). Os indivíduos de *Phyllocycla* estão dentro da subordem Anisoptera, que são indivíduos com maior tamanho corporal e grande mobilidade (Corbet, 1999), apesar de que durante a fase larval só ocorrem em riachos de pequeno porte, com mata ciliar bem preservada e com capacidade de dispersão limitada.

#### *Áreas prioritárias para coleta*

A distribuição geográfica de *Phyllocycla* possivelmente é subestimada no Brasil, uma vez que os registros encontram-se distribuídos de forma desigual ao longo de todo o

território nacional, com apenas algumas regiões bem amostradas, como o sudeste do Brasil e norte da região Amazônica. Esse resultado é similar ao padrão de amostragem de todas as espécies de libélulas ocorrentes no Brasil (De marco & Vianna, 2005). De Marco & Vianna (2005) justificam que apesar do grupo ser bem estudado e possuir pesquisadores reconhecidos mundialmente no Brasil, as áreas mais amostradas ainda são aquelas próximas aos locais onde residem esses pesquisadores. A lacuna de informação sobre a distribuição de *Phyllocycla* é concordante com o padrão já observado para todas as libélulas ocorrentes no Brasil, no qual possuem enorme disparidade de informação, com a maioria dos registros para o grupo concentrados em apenas 29% da área territorial brasileira (De Marco & Vianna, 2005; Nóbrega & De Marco, 2011).

A falta de informação sobre a distribuição das espécies, principalmente de invertebrados, é um dos principais gargalos para a conservação no país (Diniz-Filho *et al.*, 2010; Cardoso *et al.*, 2011). Trabalhos recentes têm permitido identificar novas áreas de ocorrência e possíveis ameaças para espécies raras ou ameaçadas de extinção, utilizando técnicas de modelagem de distribuição (Siqueira *et al.*, 2009; Diniz-Filho *et al.*, 2010; De Marco *et al.*, 2015a). Siqueira *et al.* (2009) usaram a MDE para guiar esforços de campo de uma espécie de planta considerada rara (*Byrsonima subterranea* Brade & Markgr) e após coletas eles identificaram que a espécie é mais comum do que era esperado e com baixo risco de extinção. Apesar disso, somente os modelos de distribuição não são suficientes para guiar esforços de campo, visto que são gerados em uma escala espacial muito ampla. O conhecimento sobre a história natural das espécies de *Phyllocycla* e alguns grupos próximos, poderá auxiliar na seleção de sítios de amostragem em uma escala mais local.

Os indivíduos de *Phyllocycla*, assim como a maioria das libélulas, possuem desenvolvimento incompleto (ovo-larva-adulto), com os organismos passando grande parte do seu ciclo de vida em ecossistemas aquáticos, saindo somente para o ambiente terrestre na fase adulta (Corbet, 1980; 1999). É durante a fase larval que os indivíduos de *Phyllocycla* encontram-se mais vulneráveis, pois precisam de condições ambientais bastante específicas e possuem baixa capacidade de dispersão. Os indivíduos da família Gomphidae, a qual pertence o gênero *Phyllocycla*, são fossadores que habitam substratos arenosos ou argilosos e possuem adaptações para manter túneis no substrato (Salles & Ferreira-Júnior, 2014). As larvas de *Phyllocycla* são grandes (29-40mm) e podem se confundir com as de *Aphylla*, diferenciando-se delas por algumas diferenças no palpo

labial, sendo encontradas frequentemente em rios estreitos, de pouca profundidade e com mata ciliar preservada (Belle 1970; Costa *et al.*, 2004). São predadores do tipo senta e espera, permanecendo parcialmente enterrados no substrato até o momento do ataque as suas presas, que podem ser outros insetos ou até mesmo peixes e girinos.

Os adultos de *Phyllocycla* são mais difíceis de serem coletados, pois apresentam coloração críptica e ficam a maior parte do tempo em repouso nas matas adjacentes aos rios, escapando até mesmo de coletores mais experientes (Belle, 1988). Os machos ficam mais visíveis quando realizam voos sobre os rios e as fêmeas são ainda menos coletadas que os machos, pois passam a maior parte do tempo forrageando no interior das florestas, sendo mais facilmente observadas quando procuram os rios para ovopositar e por isso para muitas espécies elas ainda são desconhecidas (Belle, 1988). Apesar da dificuldade em capturar os adultos de *Phyllocycla*, nós sugerimos que novos levantamentos de campo incluam a coleta tanto das larvas quanto dos adultos, uma vez que a identificação até espécie só é possível na fase adulta (Costa *et al.*, 2004; Ferreira-Peruquetti & De Marco, 2002).

Diante disso, esperamos que os nossos resultados possam servir de base para novos inventários de *Phyllocycla* no Brasil e assim contribuir para o aumento do nosso conhecimento sobre as espécies consideradas como insuficientes de dados e subsidiar futuros planos de ação para a conservação daquelas ameaçadas de extinção. Além disso, consideramos que novas coletas em áreas menos prioritárias também são importantes para informar se tais populações ainda persistem nessas áreas ou se foram extintas localmente.

### *Vulnerabilidade*

Atualmente, existe pouco mais da metade da área de distribuição original para *Phyllocycla* no Brasil, com as maiores perdas de áreas adequadas nos biomas Cerrado e Mata Atlântica, isso implica em um impacto ainda maior para as espécies que são restritas a esses biomas. Das 19 espécies de *Phyllocycla* ocorrentes no Brasil, três delas só possuem registros na Mata Atlântica: *P. signata*, *P. murrea* e *P. brasilia*, e *P. diphylla* ocorre em ambos os biomas, Mata Atlântica e Cerrado (Belle, 1988). Tais espécies são consideradas raras, pois possuem no máximo dois registros no mundo todo (Tabela 1A - Anexos) e além disso têm distribuição conhecida restrita a áreas com alta exposição aos empreendimentos existentes e os planejados, o que torna essas espécies mais vulneráveis (Dawson *et al.*, 2011). A eficácia das políticas públicas para restaurar ambientes naturais

complexos, como o Cerrado e a Mata Atlântica, ainda é incerta. Maron *et al.* (2012) enfatizaram três fatores que limitam o sucesso da política pública de restauração: incerteza da efetividade da atividade de restauração, o longo período necessário para a restauração e mensurabilidade do valor a ser compensado. Assim, a prevenção de novos impactos é essencial para a conservação de espécies vulneráveis.

Já as espécies que ocorrem na região Amazônica estão menos expostas aos empreendimentos existentes se comparado com os demais biomas brasileiros em que as espécies de *Phyllocycla* ocorrem, no entanto, a autorização de novas atividades antrópicas nesta região ocasionará a formação de um corredor de impacto que poderá atuar como barreira geográfica à dispersão de espécies de *Phyllocycla*, pois mesmo que sobrevoem áreas abertas, os indivíduos dependem da floresta para alimentação (Belle, 1988). A exploração da floresta Amazônica é relativamente recente (Young, 2003), entretanto, têm crescido muito o interesse econômico na região, principalmente no que se refere ao estabelecimento de novas usinas hidrelétricas e as atividades de mineração (Ferreira *et al.*, 2014).

As atividades de mineração são de grande preocupação para a conservação biológica, devido aos impactos que causam com a destruição e fragmentação do habitat natural e liberação de resíduos tóxicos (Gentes *et al.*, 2007; Sonter *et al.*, 2014; Pena *et al.*, 2017). É essencial reavaliar as áreas onde essas atividades serão implementadas, dada a proximidade entre a mineração e as áreas de proteção ambiental (Durán *et al.*, 2013; Ferreira *et al.*, 2014). Além do impacto imediato, a poluição causada por esse tipo de atividade pode persistir por muitas décadas (Lefcort *et al.*, 2010) e alcançar distâncias consideráveis (Durán *et al.*, 2013; Fernandes *et al.*, 2016). Um exemplo de como essas atividades afetam a biodiversidade foi o recente desastre que ocorreu no município de Mariana, Minas Gerais, quando uma barragem de ferro se rompeu, liberando milhões de metros cúbicos de rejeitos de minério de ferro e causando a morte de populações inteiras de espécies aquáticas, com impactos irreversíveis e imensuráveis (Fernandes *et al.*, 2016).

Espécies de *Phyllocycla* estão expostas a diferentes tipos de pressões antrópicas devido ao seu ciclo de vida bifásico (aquático e terrestre) (Corbet, 1999). Durante a fase larval, o risco de extinção local está associado principalmente a mudanças na qualidade da água e a conversão dos ambientes aquáticos lóticos em lênticos (Steytler & Samways, 1995; Johnson *et al.*, 1997; Korkeamäki & Suhonen, 2002). Os reservatórios hidrelétricos são a principal fonte de energia no Brasil, mas o uso de água para esse fim modifica suas

características químicas e físicas e os microhabitats disponíveis, provocando a substituição de espécies especialistas em ambientes lóticos por espécies típicas de ambientes lênticos (Steytler & Samways, 1995; Fulan *et al.*, 2010). Assim, consideramos que os indivíduos das espécies de *Phyllocycla* são mais vulneráveis durante o estágio larval, pois necessitam de condições ambientais específicas e possuem menor capacidade de dispersão.

Na fase adulta, consideramos que o principal impacto das atividades antrópicas sobre as espécies de *Phyllocycla* é a perda de habitats adequados disponíveis devido à ocupação e alteração do uso da terra, o que pode causar extinções locais (Fahrig, 2013). Além disso, mudanças na estrutura da vegetação e na composição, especialmente na mata ciliar, afetam a composição das espécies de Odonata e contribuem para a perda de serviços ecossistêmicos (Suh & Samways, 2005; Carvalho *et al.*, 2013; Monteiro-Júnior *et al.*, 2013; Rodrigues *et al.*, 2016), pois algumas espécies podem ser favorecidas em detrimento de outras em áreas abertas devido a restrições ecofisiológicas (De Marco *et al.*, 2015b). Aliado a isso, destacamos que a falta de informação sobre a resiliência das espécies de *Phyllocycla* às mudanças e supressão da vegetação perto de lagos e córregos pode ter um grande impacto na compreensão de todo o processo. A sensibilidade das espécies é um componente importante de sua vulnerabilidade (Dawson *et al.*, 2011) e pode refletir sua resiliência aos impactos estabelecidos.

De acordo com nossos resultados, parece improvável que a implementação das atividades antrópicas planejadas cause a extinção do gênero *Phyllocycla* no Brasil, entretanto, não podemos descartar a extinção de espécies individuais. Algumas espécies têm distribuição restrita e são conhecidos apenas alguns registros muito antigos, como *P. malkini* Belle, 1970; *P. murrea* Belle 1988; *P. sordida* (Selys, 1854); *P. pallida* Belle, 1970 e *P. propinqua* Belle, 1972. Esperamos que nossos modelos auxiliem na tomada de decisões para o licenciamento de novas atividades antrópicas. Além disso, sugerimos que atividades que se sobreponham a áreas de alta adequabilidade climática sejam realocadas, quando possível, para áreas menos adequadas, visando assim o crescimento econômico de forma sustentável.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allouche, O., Tsoar, A. & Kadmon, R. (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43, 1223-1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Almeida, M.C., Côrtes, L.G. & De Marco, P. (2010) New records and a niche model for the distribution of two Neotropical damselflies: *Schistolobos boliviensis* and *Tuberculobasis inversa* (Odonata: Coenagrionidae). *Insect Conservation and Diversity*, 3, 252-256. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00096.x>
- Araújo, M.B. & New, M. (2007) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, 22(1), 42-47. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>
- Barry, S. & Elith, J. (2006) Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology*, 43(3), 413-423. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01136.x>
- Belle, J. (1970) Studies on South American Gomphidae (Odonata): Studies on the Fauna of Suriname and other Guyanas. *Utrecht*, 11, 1-158.
- Belle, J. (1988) A synopsis of the species of *Phyllocycla* Calvert, with descriptions of four new taxa and a key to the genera of Neotropical Gomphidae (Odonata, Gomphidae). *Tijdschrift voor Entomologie*, 131, 73-102.
- Beroya-Eitner, M.A. (2016) Ecological vulnerability indicators. *Ecological Indicators*, 60, 329-334. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.07.001>
- Breimam, L. (2001) Random Forests. *Machine Learning*, 45, 5-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Bried, J.T. & Samways, M.J. (2015) A review of odonatology in freshwater applied ecology and conservation science. *Freshwater Science*, 34(3), 1023-1031. <https://doi.org/10.1086/682174>
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Da Fonseca, G.A.B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J.F., Mittermeier, C.G., Pilgrim, J.D. & Rodrigues, A.S.L. (2006) Global biodiversity conservation priorities. *Science*, 313(58), 58-61. <https://doi.org/10.1126/science.1127609>
- Boitani, L., Maiorano, L., Baisero, D., Falcucci, A., Visconti, P. & Rondinini, C. (2011) What spatial data do we need to develop global mammal conservation strategies? *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 366, 2623-2632. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0117>
- Busby, J.R. (1986) *Bioclimatic Prediction System (BIOCLIM)*. User's Manual Version 2.0. Australian Biological Resources Study Leaflet.

Busby, J.R. (1991) BIOCLIM - a bioclimate analysis and prediction system. *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis* (ed. by C.R. Margules and M.P. Austin), pp. 64-68. CSIRO, Australia.

Cardoso, P., Erwin, T.L., Borges, P.A.V. & New, T.R. (2011) The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation*, 144, 2647-2655. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.024>

Carvalho, F.G., Oliveira Junior, J.M.B., Farias, A.P.J. & Juen, L. (2013) Uso da curva ABC como método para detectar o efeito da modificação antropogênica sobre assembleia de Odonata (Insecta). *Interciência*, 38(7), 516-522.

Clausnitzer, V., Kalkman, V.J., Ram, M., Collen, B., Baillie, J.E.M., Bedjanic, M., Darwall, W.R.T., Dijkstra, K.B., Dow, R., Hawking, J., Karube, H., Malikova, E., Paulson, D., Schutte, K., Suhling, F., Villanueva, R.J., Ellenrieder, N.V. & Wilson, K. (2009) Odonata enter the biodiversity crisis debate: The first global assessment of an insect group. *Biological Conservation*, 142, 1864-1869. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.03.028>

Conrad, K.F., Wilson, K.H., Harvey, I.V., Thomas, C.J. & Sherratt, T.N. (1999) Dispersal characteristics of seven odonate species in an agricultural landscape. *Ecography*, 22, 524-531. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1999.tb00541.x>

Corbet, P.S. (1980) Biology of Odonata. *Annual Review of Entomology*, 25, 189-217. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.25.010180.001201>

Corbet, P.S. (1999) *Dragonflies: Behavior and Ecology of Odonata*. Cornell University Press, Ithaca, NY.

Costa, J.M., Souza, L.O.I. & Oldrini, B.B. (2004). *Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de Odonata do Brasil: comentários e registros bibliográficos (Insecta, Odonata)*. Publicações Avulsas do Museu Nacional, Rio de Janeiro, Brazil.

Cutler, D.R., Edwards, T.C. Jr, Beard, K.H., Cutler, A., Hess, K.T., Gibson, J. & Lawler, J.J. (2007) Random forests for classification in ecology. *Ecology*, 88(11), 2783-2792. <https://doi.org/10.1890/07-0539.1>

Dawson, T.P., Jackson, S.T., House, J.I., Prentice, I.C. & Mace, G.M. (2011) Beyond predictions: Biodiversity conservation in a changing climate. *Science*, 332(53), 53-58. <https://doi.org/10.1126/science.1200303>

De Lange, H.J., Sala, S., Vighi, M. & Faber, J.H. (2010) Ecological vulnerability in risk assessment – A review and perspectives. *Science of the Total Environment*, 408, 3871-3879. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.009>

De Marco, P. & Vianna, D.M. (2005) Distribuição do esforço de coleta de Odonata no Brasil: subsídios para escolha de áreas prioritárias para levantamentos faunísticos. *Lundiana*, 6, 13-26.

De Marco, P., Nóbrega, C.C., Souza, R.A. & Neiss, U.G. (2015a) Modeling the distribution of a rare Amazonian odonate in relation to future deforestation. *Freshwater science*, 34(4), 1123-1132.

De Marco, P., Batista, J.D. & Cabette, H.S.R. (2015b) Community assembly of adult odonates in tropical streams: an ecophysiological hypothesis. *PLoS One*, 10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123023>

Diniz-Filho, J.A.F., De Marco, P. & Hawkins, B.A. (2010) Defying the curse of ignorance: perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. *Insect Conservation and Diversity*, 3(3), 172–179. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00091.x>

Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., García Marquéz, J.R., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P.J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P.E., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A.K., Zurell, D. & Lautenbach, S. (2013) Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27-46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>

Drake, J.M., Randin, C. & Guisan, A. (2006) Modelling ecological niches with support vector machines. *Journal of Applied Ecology*, 43, 424-432. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01141.x>

Durán, A.P., Rauch, J. & Gaston, K.J. (2013) Global spatial coincidence between protected areas and metal mining activities. *Biological Conservation*, 160, 272-278. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.02.003>

Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P. et al. (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129–151. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>

Elith, J. & Graham, C.H. (2009) Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography*, 32(1), 66-77. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05505.x>

Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudik, M., En Chee, Y. & Yates, C.J. (2011) A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43-57. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>

Faleiro, F.V., Silva, D.P., Carvalho, R.A., Sarkinen, T. & De Marco, P. (2015) Ring out the bells, we are being invaded! Niche conservatism in exotic populations of the Yellow Bells, *Tecoma stans* (Bignoniaceae). *Natureza & Conservação*, 13(1), 24-29. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.04.004>

Fahrig, L. (2013) Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40, 1649-1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>

Fernandes, G.W., Goulart, F.F., Ranieri, B.D., Coelho, M.S., Dale, K., Boesche, N., Bustamante, M., Carvalho, F.A., Carvalho, D.C., Dirzo, R., Fernandes, S., Galetti, P.M., Millan, V.E.G., Mielke, C., Ramirez, J.L., Neves, A., Rogass, C., Ribeiro, S.P., Scariot, A. & Soares-Filho, B. (2016) Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Brazilian Journal for Nature Conservation*, 14, 35-45. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.10.003>

Ferreira, J., Aragão, L.E.O.C., Barlow, J., Barreto, E., Berenguer, E., Bustamante, M., Gardner, T.A., Lees, A.C., Lima, A., Louzada, J., Parry, L., Peres, C.A., Pardini, R., Pompeu, P.S., Tabarelli, M. & Zuanon, J. (2014) Brazil's environmental leadership at risk: Mining and dams threaten protected areas. *Science*, 346(6210), 706-707. <https://doi.org/10.1126/science.1260194>

Ferreira-Peruquetti, P. & De Marco, P. (2002) Efeito da alteração ambiental sobre comunidades de Odonata em riachos de Mata Atlântica de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19, 317-327. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752002000200002>

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, C., Ramankutty, N. & Snyder, P.K. (2005) Global consequences of land use. *Science*, 309, 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>

Franklin, J. (2009) *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction*. Cambridge University Press, Cambridge.

Fulan, J.A., Raimundo, R., Figueiredo, D. & Correia, M. (2010) Abundance and diversity of dragonflies four years after the construction of a reservoir. *Limnetica*, 29, 279-286.

Gentes, M.L., Whitworth, T.L., Waldner, C., Fenton, H. & Smits, J.E. (2007) Tree swallows (*Tachycineta bicolor*) nesting on wetlands impacted by oil sands mining are highly parasitized by the bird blow fly *Protocalliphora* spp. *Journal of Wildlife Diseases*, 43, 167-171. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-43.2.167>

Google Inc. (2013) Google Earth. version 7.0.3.8542

Grinnell J. (1917) Field tests of theories concerning distributional control. *The American Naturalist*, 51(602), 115-128. <https://doi.org/10.1086/279591>

Gu, W. & Swihart, R.K. (2004) Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. *Biological Conservation*, 116, 195-203. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00190-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00190-3)

Guo, Q., Kelly, M. & Graham, C.H. (2005) Support vector machines for predicting distribution of Sudden Oak Death in California. *Ecological Modelling*, 182, 75-90. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.07.012>

Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D. & Townshend, J.R. (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), 1-9. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>

Hassal, C. (2012) Predicting the distributions of under-recorded Odonata using species distribution models. *Insect Conservation and Diversity*, 5, 192-201. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00150.x>

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(5), 1965–1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>

Hijmans, R. J. & Elith, J. (2015) Species distribution modeling with R.

Hijmans, R.J., Phillips, S., Leathwick J. & Elith, J. (2015) dismo: Species Distribution Modeling. R package version 1.0-12. <http://CRAN.R-project.org/package=dismo>

Hoffmann, M. et al. (2010) The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science*, 330(6010), 1503-1509. <https://doi.org/10.1126/science.1194442>

Hortal, J., Jimenez-Valverde, A., Gomez, J.F., Lobo, J.M. & Baselga, A. (2008) Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *Oikos*, 117(6), 847–858. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16434.x>

Huntley, B., Bartlein, P.J. & Prentice, I.C. (1989) Climatic control of the distribution and abundance of Beech (*Fagus* L.) in Europe and North America. *Journal of Biogeography*, 16, 551-560. <https://doi.org/10.2307/2845210>

Hutchinson, G.E. (1957) Concluding Remarks. *Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology*, 22, 415-427. <https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>

Hutchinson, G.E. (1978) *An Introduction to Population Ecology*. Yale University Press, New Haven.

Johnson, L.B., Richards, C., Host, G. & Arthur, J.W. (1997) Landscape influences on water chemistry in Midwest stream ecosystems. *Freshwater Biology*, 37, 193-208. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.d01-539.x>

Juen, L. & De Marco, P. (2012) Dragonfly endemism in the Brazilian Amazon: competing hypotheses for biogeographical patterns. *Biodiversity and Conservation*, 21(13), 3507-3521. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0377-0>

Karatzoglou, A., Smola, A., Hornik, K. & Zeileis, A. (2004) kernlab - An S4 Package for Kernel Methods in R. *Journal of Statistical Software*, 11(9), 1-20. <https://doi.org/10.18637/jss.v011.i09>

Korkeamäki, E. & Suhonen, J. (2002) Distribution and habitat specialization of species affect local extinction in dragonfly Odonata populations. *Ecography*, 25, 459-465. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250408.x>

Kozak, K.H. & Wiens, J.J. (2006) Does niche conservatism promote speciation? A case study in North American salamanders. *Evolution*, 60, 2604-2621. <https://doi.org/10.1111/j.0014-3820.2006.tb01893.x>

Lefcort, H., Vancura, J. & Lider, E.L. (2010) 75 years after mining ends stream insect diversity is still affected by heavy metals. *Ecotoxicology*, 19, 1416-1425. <https://doi.org/10.1007/s10646-010-0526-8>

Leisch, F. (2006) A Toolbox for K-Centroids Cluster Analysis. *Computational Statistics and Data Analysis*, 51(2), 526-544. <https://doi.org/10.1016/j.csda.2005.10.006>

Lemes, P., Faleiro, F.A.M.V., Tessarolo, G. & Loyola, R.D. (2011) Refinando dados espaciais para a conservação da biodiversidade. *Natureza & Conservação*, 9(2), 240-243. <https://doi.org/10.4322/natcon.2011.032>

Li, X. & Wang, Y. (2013) Applying various algorithms for species distribution modelling. *Integrative Zoology*, 8(2) 124-135. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12000>

Liaw, A. & Wiener, M. (2002) Classification and Regression by randomForest. *R News*, 2(3), 18-22.

Lima-Ribeiro, M.S. & Diniz-Filho, J.A.F. (2012) Modelando a distribuição geográfica das espécies no passado: uma abordagem promissora em paleoecologia. *Revista Brasileira de Paleontologia*, 15(3): 371-385. <https://doi.org/10.4072/rbp.2012.3.12>

Liu, C., White, M. & Newell, G. (2011) Measuring and comparing the accuracy of species distribution models with presence-absence data. *Ecography*, 34, 232-243. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06354.x>

Liu, C.R., White, M. & Newell, G. (2013) Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography*, 40, 778-789. <https://doi.org/10.1111/jbi.12058>

Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R.K. & Thuiller, W. (2009) Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distribution*, 15, 59-69. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00491.x>

Maron, M., Hobbs, R.J., Moilanen, A., Matthews, J.W., Christie, K., Gardner, T.A., Keith, D.A., Lindenmayer, D.B. & McAlpine, C.A. (2012) Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation*, 155, 141-148. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.003>

Miguel, T.B., Vital, M.V.C. & Juen, L. Manuscript in preparation. O quanto sabemos sobre as libélulas? Um estudo cienciométrico sobre a ordem Odonata.

Ministério do Meio Ambiente – MMA. (2014) Lista Oficial das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF.

Ministério do Planejamento. (2015) Programa de Aceleração do Crescimento (PAC). Disponível em: < <http://www.pac.gov.br/>>.

Monteiro-Júnior, C.S., Couceiro, S.R.M., Hamada, N. & Juen, L. (2013) Effect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonia, Brazil. *International Journal of Odonatology*.

Monteiro-Júnior, C.S., Juen, L. & Hamada, N. (2014) Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia. *Landscape and Urban Planning*, 127, 28-40. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.03.006>

Monteiro-Júnior, C.S., Juen, L. & Hamada, N. (2015) Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: Adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecological Indicators*, 48, 303-311. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.021>

Nóbrega, C.C. & De Marco, P. (2011) Unprotecting the rare species: a niche-based gap analysis for odonates in a core Cerrado area. *Diversity and Distributions*, 17(3), 491-505. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00749.x>

Oliveira-Junior, J.M.B., Shimano, Y., Gardner, T.A., Hughes, R.M., De Marco, P. Jr & Juen, L. (2015) Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. *Austral Ecology*, 40, 733-744. <https://doi.org/10.1111/aec.12242>

Paulson, D.R. (2006) The importance of forest to Neotropical dragonflies. *Forests and dragonflies* (ed. by A. Cordero-Rivera), pp. 79-101. Pensoft, Sofia–Moscow, Russia.

Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M. & Peterson, T. (2007) Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34, 102-117. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x>

Pena, J.C.C., Goulart, F., Fernandes, G.W., Hoffmann, D., Leite, F.S.F., Santos, N.B., Soares-Filho, B., Sobral-Souza, T., Vancine, M.H. & Rodrigues, M. (2017) Impacts of mining activities on the potential geographic distribution of eastern Brazil mountaintop endemic species. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15, 172-178. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.07.005>

Peterson, A.T., Soberón, J. & Sánchez-Cordero, V. (1999) Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science*, 285, 1265-1267. <https://doi.org/10.1126/science.285.5431.1265>

Peterson, A.T. (2011) Ecological niche conservatism: a time structured review of evidence. *Journal of Biogeography*, 38(5): 817–827. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02456.x>

Peterson, A.T. & Soberón, J. (2012) Species distribution modeling and ecological niche modeling: Getting the concepts right. *Natureza & Conservação*, 10(2), 102-107. <https://doi.org/10.4322/natcon.2012.019>

Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. (2006) Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>

Phillips, S.J. & Dudik, M. (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161-175. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>

Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abell, R., Brooks, T.M., Gittleman, J.L., Joppa, L.M., Raven, P.H., Roberts, C.M. & Sexton, J.O. (2014) The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344(6187), 1246752. <https://doi.org/10.1126/science.1246752>

R Core Team (2015) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Raxworthy, C.J., Martinez-Meyer, E., Horning, N., Nussbaum, R.A., Schneider, G.E., Ortega-Huerta, M.A. & Peterson, T. (2003) Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature*, 426, 837-841. <https://doi.org/10.1038/nature02205>

Rigueira, D.M.G., Rocha, P.L.B. & Mariano-Neto, E. (2013) Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: resources for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 22, 3141-3163. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0575-4>

Rodrigues, M.E., Roque, F.O., Quintero, J.M.O., Pena, J.C.C., Sousa, D.C. & De Marco, P. (2016) Nonlinear responses in damselfly community along a gradient of habitat loss in a savanna landscape. *Biological Conservation*, 194, 113-120. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.001>

Sahlén, G. & Ekestubbe, K. (2001) Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. *Biodiversity and Conservation*, 10, 673-690. <https://doi.org/10.1023/A:1016681524097>

Salles, F.F. & Ferreira-Júnior, N. (2014) Hábitat e hábitos. *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia* (ed. by N. Hamada, J.L. Nessimian and R.B. Querino), pp. 39-50. Editora do INPA, Manaus, Brazil.

Samways, M.J. (2008) Dragonflies as focal organisms in contemporary conservation biology. *Dragonflies: Model Organisms for Ecological, Evolutionary Research* (ed. by



A. Córdoba-Aguilar), pp. 97-108. Oxford University Press, Oxford, UK.  
<https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199230693.003.0008>

Silva, D.P., Vilela, B., De Marco, P. & Nemésio, A. (2014) Using ecological niche models and niche analyses to understand speciation patterns: the case of sister Neotropical orchid bees. *PLoS ONE*, 9(11), e113246. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113246>

Simaika, J.P. & Samways, M.J. (2009) Reserve selection using Red Listed taxa in three global biodiversity hotspots: Dragonflies in South Africa. *Biological Conservation*, 42, 638-651. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.11.012>

Siqueira, M.F., Durigan, G., De Marco, P. & Peterson, A.T. (2009) Something from nothing: Using landscape similarity and ecological modeling to find rare plant species. *Journal for Nature Conservation*, 17(1), 25-32. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2008.11.001>

Soberón, J. (2007) Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10, 1115–1123. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x>

Soberón, J. (2010) Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective. *Ecography*, 33, 159-167. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06074.x>

Sonter, L.J., Barrett, D.J. & Soares-Filho, B.S. (2014) Offsetting the impacts of mining to achieve no net loss of native vegetation. *Conservation Biology*, 28, 1068-1076. <https://doi.org/10.1111/cobi.12260>

Steytler, N.S. & Samways, M.J. (1995) Biotope selection by adult male dragonflies (Odonata) at an artificial lake created for insect conservation. *Biological Conservation*, 72, 381-386. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00052-R](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00052-R)

Suh, A.N. & Samways, M.J. (2005) Significance of temporal changes when designing a reservoir for conservation of dragonfly diversity. *Biodiversity and Conservation*, 14, 165-178. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-3652-5>

Swets, K. (1988) Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, 240, 1285–1293. <https://doi.org/10.1126/science.3287615>

Taboada, A., Wehrden, H.V. & Assmann, T. (2013) Integrating life stages into ecological niche models: A case study on tiger beetles. *PLoS ONE*, 8(7): e70038. doi:10.1371/journal.pone.0070038. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070038>

Thomas C.D. et al., 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427, 145-148. <https://doi.org/10.1038/nature02121>

Toms, J.D. & Lesperance, M.L. (2003) Piecewise regression: a tool for identifying ecological thresholds. *Ecology*, 84, 2034-2041. <https://doi.org/10.1890/02-0472>

Tôrres, N.M., De Marco, P., Santos, T., Silveira, L., Jácomo, A.T.A. & Diniz-Filho, J.A.F. (2012) Can species distribution modelling provide estimates of population

densities? A case study with jaguars in the Neotropics. *Diversity and Distributions*, 18(6), 615–627. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00892.x>

Turner, B.L., Kasperson, R.E., Matson, P.A., McCarthy, J.J., Corell, R.W., Christensen, L., Eckley, N., Kasperson, J.X., Luers, A., Martello, M.L., Polsky, C., Pulsipher, A. & Schiller, A. (2003) A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(14), 8074-8079. <https://doi.org/10.1073/pnas.1231335100>

Urbanek, S. (2015) rJava: Low-Level R to Java Interface. R package version 0.9-7. <http://CRAN.R-project.org/package=rJava>

Vianna, D.M. & De Marco, P. (2012) Higher-taxon and cross-taxon surrogates for Odonate Biodiversity in Brazil. *Natureza & Conservação*, 10(1), 34-39. <https://doi.org/10.4322/natcon.2012.006>

Whittaker, R.J., Araújo, M.B., Jepson, P., Ladle, R.J., Watson, J.E.M. & Willis, K.J. (2005) Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11, 3-23. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00143.x>

Williams, L.R.R. & Kapustka, L.A. (2000) Ecosystem vulnerability: a complex interface with technical components. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(4), 1055-1058.

Young, C.E.F. (2003) Socioeconomic causes of deforestation in the Atlantic Forest of Brazil. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook* (ed. by C. Galinho-Leal and I.G. Câmara), pp. 103-117. Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International, Washington, Island Press.

## ANEXOS

**TABELA 1A:** Coordenadas geográficas dos pontos de ocorrência das espécies de *Phyllocycla* ocorrentes no Brasil e sua categoria de ameaça, de acordo com a lista de espécies ameaçadas do Brasil, elaborada pelo Ministério do Meio Ambiente, 2014. VU = vulnerável, DD = deficiente de dados.

Espécie	Categoria de ameaça	Coordenada geográfica		Localidade
		long	lat	
<i>P. argentina</i>	Não consta	-50.235	-30.160	RS
		-47.936	-19.750	MG
		-44.890	-19.682	MG
		-44.182	-17.873	MG
		-43.851	-19.769	MG
		-43.975	-21.183	MG
		-37.690	-8.540	MG
<i>P. armata</i>	Não consta	-60.041	-3.099	AM
		-59.503	-2.790	AM
		-59.254	-1.825	AM
		-59.252	-1.786	AM
		-55.983	-4.276	PA
		-51.947	-12.643	MT
<i>P. bartica</i>	VU	-39.700	-17.100	BA
		-55.983	-4.276	PA
		-54.964	-3.297	PA
		-54.805	-3.379	PA
		-54.778	-2.570	PA
<i>P. brasilia</i>	DD	-47.182	-3.294	PA
		-36.840	-10.211	SE
<i>P. diphylla</i>	DD	-47.800	-21.583	SP
		-47.634	-22.705	MG
<i>P. gladiata</i>	DD	-43.207	-22.920	RJ
		-39.620	-4.526	CE
		-34.904	-8.053	PE
<i>P. hamata</i>	DD	-63.116	-10.933	RO
		-62.800	-10.533	RO
		-65.367	-9.600	RO
		-58.729	-15.204	MT
<i>P. malkini</i>	DD	-76.638	-0.412	Ecuador
		-46.669	-2.706	MA
<i>P. medusa</i>	DD	-52.370	-3.650	PA
		-52.670	-3.830	PA
		-54.700	-2.566	PA

<i>P. modesta</i>	Não consta	-59.928	-2.962	PA
		-52.002	0.895	AP
<i>P. murrea</i>	DD	-36.838	-10.206	SE
<i>P. neotropica</i>	Não consta	-59.256	-1.811	AM
		-55.157	5.009	Suriname
		-59.254	-1.825	AM
<i>P. ophis</i>	Não consta	-60.033	-3.033	AM
		-56.655	2.330	Suriname
		-55.983	-4.276	PA
<i>P. pallida</i>	DD	-52.533	-27.183	SC
<i>P. pegasus</i>	DD	-50.503	-10.469	MT
		-50.665	-11.577	TO
<i>P. propinqua</i>	DD	-52.533	-27.183	SC
<i>P. signata</i>	DD	-41.679	-21.133	RJ
<i>P. sordida</i>	DD	-60.665	2.819	RR
<i>P. viridipleuris</i>	Não consta	-52.533	-27.183	SC
		-51.052	-19.284	GO
		-47.988	-22.072	SP
		-47.905	-21.250	SP
		-47.177	-22.991	SP
		-43.941	-19.534	MG
		-42.881	-20.753	MG
		-42.139	-19.789	MG
-43.942	-19.536	MG		