

DIEGO SANTOS POLIZELLO

**RIQUEZA, DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DE ESFINGÍDEOS
(LEPIDOPTERA: SPHINGIDAE) NA FLORESTA ATLÂNTICA
BRASILEIRA**

BOTUCATU – SP

2020



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

“Júlio de Mesquita Filho”

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA

INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS DE BOTUCATU

**RIQUEZA, DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DE ESFINGÍDEOS
(LEPIDOPTERA: SPHINGIDAE) NA FLORESTA ATLÂNTICA
BRASILEIRA**

DIEGO SANTOS POLIZELLO

Felipe Wanderley de Amorim

Orientador

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências,
campus de Botucatu, UNESP, para a obtenção do título
de Mestre em Ciências Biológicas (Zoologia)

BOTUCATU – SP

2020

P769r

Polizello, Diego Santos

Riqueza, diversidade e distribuição de esfingídeos (Lepidoptera: Sphingidae) na floresta atlântica brasileira / Diego Santos Polizello. -- Botucatu, 2020

124 p. : il., tabs., mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Botucatu

Orientador: Felipe Wanderley de Amorim

Coorientador: Daniel Paiva Silva

1. Zoologia. 2. Biogeografia. 3. Lepidoptera. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Biociências, Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

Agradecimentos

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ Processo: 133435/2018-0) pelo auxílio financeiro concedido para a realização do projeto durante todo período de do Mestrado.

Ao Prof. Dr. Felipe Wanderley de Amorim que de muito bom grado e entusiasmo aceitou me orientar, me ajudando deste modo a realizar o meu desejo em me tornar mestre em Zoologia.

Ao meu Co-orientador Prof. Dr. Daniel Paiva Silva pela colaboração ao projeto com discussões e ideias propostas.

Aos colegas e amigos de laboratório, Caio Simões Ballarin, Murilo Massufaru Giffu, Leandro Hachuy Filho, Maria Júlia Waldermarin Doria, Priscila Sanz Veiga e Pablo Oliveira, que foram muito importantes para a realização deste trabalho.

A minha namorada Isabella Maris de Lima que compartilhou comigo diversos momentos do desenvolvimento desta dissertação, por toda força, todo incentivo e apoio emocional proporcionado nos momentos mais difíceis.

A toda minha família pelo apoio, minha mãe, Cristiane Deise Lima Santos, meu pai Edson Pierri Polizello, minhas avós, Josefa Zenila Santos e Maria Yolanda Polizello, e a todos os familiares e amigos que de forma direta ou indireta me ajudaram.

“A ciência trabalha na fronteira entre conhecimento e ignorância. Não temos medo de admitir o que não sabemos. Não há vergonha nisso. A única vergonha é fingir que temos todas as respostas.”

Neil deGrasse Tyson

Sumário

Resumo	1
Introdução	3
Material e Métodos	7
Área de Estudo	7
Registro de Ocorrência das Espécies	8
Registro das Variáveis Climáticas	8
Análises	9
Modelo de Distribuição Potencial das Espécies	11
Resultados	14
Composição das Espécies	17
Análises do Padrão de Riqueza e Diversidade	16
Modelo de Distribuição Potencial das Espécies	19
Discussão	21
Conclusão	27
Referências	28
Anexos.....	41
Anexo 1. - Lista de ocorrência espécies de Sphingidae presentes na Floresta Atlântica e sua ocorrência nos estados brasileiros	41
Anexo 2. Lista de espécies de Sphingidae presentes na Mata Atlântica brasileira e suas ocorrências nas duas principais formações florestais deste bioma	46
Anexo 3. Mapas de distribuição de todas as espécies com registro de ocorrência para a Mata Atlântica Brasileira	50

RESUMO

A Mata Atlântica tem sido alvo de um longo histórico de desmatamento, e atualmente restam apenas 28% da sua cobertura original. Em razão desta crescente perda de habitat e da elevada concentração de espécies endêmicas a Mata Atlântica foi considerada um dos 25 *hotspots* mundiais de biodiversidade com prioridade para conservação. Tal ação antrópica gera um declínio populacional de fauna, o qual se estima uma taxa anual de extinção de 1.8% das espécies integrantes da ordem Lepidoptera. Os esfingídeos (Lepidoptera: Sphingidae) representam um importante componente biótico das comunidades tropicais, destacando-se por seu papel como polinizadores. Apesar da reconhecida diversidade de Sphingidae presente neste bioma e de sua importância ecológica, nenhum estudo abordou de forma quantitativa o padrão de riqueza, diversidade e distribuição deste grupo de mariposas para as diferentes fitofisionomias que compõem Mata Atlântica, tampouco quais fatores influenciam sua distribuição. O objetivo principal deste estudo foi atualizar a lista de espécies ocorrentes na Mata Atlântica, bem como, caracterizar os padrões de riqueza, diversidade e distribuição dos esfingídeos nas diferentes fitofisionomias que compõem o bioma. Os registros de ocorrência das espécies foram obtidos a partir de artigos científicos, teses, dissertações e bancos de dados online. Para analisar o padrão de riqueza e diversidade calculamos curvas de rarefação e extrapolação baseadas em indivíduos com base nos números de Hill. Calculamos a diversidade β para medir a troca de espécies entre as distintas regiões da Mata Atlântica. Estimamos a riqueza total de esfingídeos utilizamos os estimadores *iChao 1* e *iChao 2*. Realizamos uma *PERMANOVA* para analisar quais variáveis ambientais influenciam a composição da fauna dos esfingídeos. Para avaliar as mudanças na composição da fauna, realizamos uma análise de escalonamento multidimensional não-métrica (NMDS). Estimamos a distribuição potencial das espécies a partir da análise de modelagem de nicho. Foram detectadas 150 espécies para a Mata Atlântica, representando cerca de 80% da riqueza estimada para o Brasil e 10% para a fauna mundial. Observou-se

que as florestas ombrófilas possuem uma maior diversidade e abrigam a maior parte das espécies exclusivas, incluindo as nove espécies endêmicas identificadas. Dentre os fatores ambientais analisados (temperatura média, pluviosidade, altitude e fitofisionomia) a partir da PERMANOVA, a temperatura média e o tipo de fitofisionomia demonstraram ser as variáveis preditoras que mais influenciam o padrão de diversidade dos esfingídeos. A partir desse estudo foi possível delinear o padrão de distribuição e diversidade de Sphingidae, bem como indicar lacunas amostrais existentes para a fauna de esfingídeos ocorrentes nas porções florestais que ocupam as regiões Centro-oeste, Sudeste (Minas Gerais) e Nordeste do Brasil. As Florestas Ombrófilas são fonte de uma alta diversidade de fauna de esfingídeos, atuando como áreas fonte de diversidade para outras formações florestais tais como florestas estacionais decíduais e semidecíduais.

Palavras-chave: Fitofisionomias, Floresta Ombrófila, Floresta Estacional, Espécies Endêmicas, Centro de Endemismo, Distribuição Potencial

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é uma das maiores florestas tropicais das Américas (Leal & Câmara, 2003; Ribeiro et al., 2009) e originalmente possuía uma área de cerca de 150 milhões de hectares, o que equivale a 15% do território do Brasil. Localizada na costa leste do Brasil, este bioma se distribui por 17 estados, numa extensão que abrange do estado do Rio Grande do Norte ao estado do Rio Grande do Sul (seus extremos latitudinais de distribuição). Porém, a Mata Atlântica também possui fragmentos florestais isolados, que se estendem até a região central brasileira alcançando a bacia do Rio Paraná, ao norte da Argentina e ao leste do Paraguai (Leal & Câmara, 2003). Sua grande amplitude geográfica, com um amplo alcance latitudinal, que se distribui dentro de regiões tropicais e subtropicais, lhe propicia uma alta heterogeneidade topográfica (Leal & Câmara, 2003; Duarte-Junior & Schindewins, 2005), climática e pluviométrica (Leal & Câmara, 2003; Ribeiro et al., 2009), que em conjunto determinam a presença de formações florestais distintas, tais como as florestas ombrófilas (densas e mistas) e as florestas estacionais (deciduais e semi-deciduais) (IBGE, 2012).

A combinação das características ambientais da Mata Atlântica, em conjunto com a dinâmica dos eventos históricos, climáticos e geológicos, que promoveram a sua formação, é considerado por Haffer, 1969 por sua hipótese da teoria dos Refúgios florestais, como um dos principais condutores da alta biodiversidade contida neste bioma (Birgarella, 1982; Morley, 2000; Myers et al., 2000, Silva & Casteleti, 2003; Carnaval & Moriz, 2008). Tal teoria postula que as dinâmicas de retração vegetacional ocasionadas pelas condições climáticas áridas do período Pleistoceno (1.8 ma) conduziram a uma expansão da área de abrangência dos ambientes savânicos presentes na América do Sul (Birgarella, et al., 1975; Morley et al., 2000). Tal expansão teria causado separação entre os atuais biomas Floresta Amazônica e Mata Atlântica, que antes se mantinham conectadas de maneira continua (Birgarella, 1975; Morley, 2000), dando início ao surgimento da quase que isolado da Mata

Atlântica sob a forma de múltiplos fragmentos florestais isolados e estáveis climaticamente. Tais fragmentos teriam atuado como zonas de refúgio de fauna para espécies florestais (Bigarella, 1991), caracterizados por altas taxas de especiação alopátrica culminando em elevados índices de diversidade e endemismo (Bigarella, 1991; Morley, 2000 Silva & Casteleti, 2003; Carnaval & Moriz, 2008).

O número elevado de espécies endêmicas é tão notável na Mata Atlântica que, a partir da distribuição restrita e coincidente de diversos táxons endêmicos a uma porção menor do bioma, tornou-se possível realizar uma subdivisão da Mata Atlântica em quatro grandes centros de endemismos (Oliveira et al., 2015; DaSilva et al., 2016). Três destas regiões foram classificadas como uma subdivisão da província Atlântica proposta por Morrone (2014): 1) Centro Pernambuco com anfíbios, coleópteros, dípteros, mamíferos e répteis (Amorim & Pires, 1996; Brow, 1975; Muller, 1973, Costa et al., 2000, Costa et al., 2010); 2) Centro Bahia com plantas lenhosas, primatas, aves e lepidópteros (Prance, 1982; Silva & Castelletti, 1976; Brow, 1975); 3) Centro Serra do Mar com dípteros e lepidópteros (Muller, 1973; Prance, 1982; Silva & Castelletti, 1976) e a quarta área denominada como centro Floresta de Araucárias delimitada a partir da congruência distribucional de Aves, Coleópteros e Dípteros (Morrone, 2014).

Desde a sua colonização, a Mata Atlântica tem sido alvo de um longo histórico de desmatamento (Leal & Câmara, 2003; Duarte-Junior & Schlindewins, 2005; Ribeiro et al., 2009). As estimativas mais recentes sugerem que existam apenas 28% de sua cobertura original, que em grande parte (*ca.* 40%) está restrita a pequenos fragmentos florestais isolados menores que 100 hectares (Ribeiro, et al., 2009; Rezende et al., 2018). A ação antrópica sobre a Mata Atlântica ao longo dos últimos séculos tem causado o declínio populacional de várias espécies tanto de vertebrados, quanto de invertebrados (Dirzo et al., 2014; Pontes et al., 2016). Estima-se que a “defaunação do Antropoceno” tenha causado uma diminuição de 45% da abundância de diversas espécies de invertebrados, dentre elas, os

integrantes da ordem Lepidoptera (Dirzo et al., 2014), cuja taxa anual de extinção de espécies está na ordem de 1.8% (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Em razão da crescente perda de habitat e da elevada concentração de espécies endêmicas, a Mata Atlântica foi elevada ao status de um dos 25 *hotspots* mundiais de biodiversidade com prioridade para ações de conservação, estando entre os seis “*hottest*” *hotspot* mundiais de biodiversidade (Myers et al., 2000).

Por ocuparem um amplo espectro de nichos ecológicos, as espécies da ordem Lepidoptera, que inclui borboletas e mariposas, representam um importante componente biótico das comunidades tropicais. Estas espécies possuem importantes papéis ecológicos ao controlarem as populações de plantas durante seu período larval e por atuarem como polinizadores de diversas espécies vegetais durante a fase adulta. Algumas espécies vegetais de Mata Atlântica, incluindo espécies endêmicas, são exclusivamente dependentes de lepidópteros para sua reprodução (Amorim et al., 2014). Desta maneira, este grupo de insetos atua diretamente na estrutura e na dinâmica das comunidades vegetais (Palmer et al., 2003).

Dentre as mariposas, aquelas da família Sphingidae representam um dos grupos de grande importância ecológica e têm sido amplamente estudados em todo mundo (Kitching & Cadiou, 2000; Johnson et al., 2017, Camargo et al., 2019). Os esfingídeos possuem uma ampla distribuição geográfica e distribuem-se por todos os continentes e conjuntos de ilhas, com exceção da Antártida (Kitching & Cadiou, 2000). Atualmente, estima-se que existam cerca de 1.460 espécies de esfingídeos em todo o planeta (Nieukerken et al., 2011), com a maior diversidade nas regiões tropicais (Kitching & Cadiou, 2000). No Brasil, estima-se que ocorram pelo menos 190 espécies distribuídas em 29 gêneros (Corrêa, 2017), que compreendem cerca de 62% da riqueza de espécies registradas para a América do Sul e 12% da riqueza mundial de espécies (Kitching & Cadiou, 2000).

A Mata Atlântica é um dos biomas mais bem amostrados para a fauna de esfingídeos no Brasil (Corrêa, 2017). Apesar da reconhecida diversidade de Sphingidae presente neste bioma e de sua importância ecológica, nenhum estudo abordou de forma quantitativa o padrão de riqueza, diversidade e distribuição das espécies de esfingídeos para as diferentes fitofisionomias que compõem a Mata Atlântica, tampouco quais fatores ambientais e biogeográficos históricos influenciam sua distribuição e possíveis regiões de endemismo. Desta forma, o reconhecimento do padrão de distribuição das espécies, e de suas principais causas torna-se indispensável como uma importante ferramenta que pode auxiliar na identificação de regiões com potencial valor de conservação (Ferrier, 2002; Beck et al. 2011), bem como na criação de projetos de leis de conservação do meio ambiente (Primack & Rodrigues, 2001; Fairbanks, 2001).

A composição faunística e a distribuição de esfingídeos são determinadas por diversos fatores ambientais, como temperatura, precipitação, altitude, dimensões da área, pela presença de blocos de florestas úmidas tropicais e por fatores históricos, tais como os processos de isolamento geográfico, bem como características intrínsecas de cada subfamília como o seu poder de voo (Beck et al. 2006, Ignatov et al. 2011, Camargo et al. 2016). Considerando que a área de distribuição da Mata Atlântica situa-se dentro da mesma zona climática tropical que se encontram áreas de estudo de Beck et al. (2006): Ilhas da Malásia e de Camargo et al. (2016): Floresta Amazônica, pressupõe-se que o padrão de riqueza, diversidade e distribuição dos esfingídeos, presentes nas distintas fitofisionomias da Mata Atlântica, serão determinados por fatores abióticos e históricos similares àqueles que determinam a fauna de esfingídeos da Floresta Amazônica e Ilhas da Malásia. Além disso, levando em consideração os processos históricos que conduziram a formação da Mata Atlântica e a falta de estudos sobre o padrão de distribuição (Lacunas Wallaceanas) e composição taxonômica dos esfingídeos (Lacunas Linneanas) para suas distintas formações florestais, as duas principais hipóteses deste trabalho são: a) que as regiões que se

comportaram como zonas de refúgio de fauna exibirão uma alta riqueza e um alto índice de endemismo das espécies de esfingídeos, refletindo de tal forma os processos biogeográficos históricos de isolamento; b) que existem possíveis centros de endemismo para a fauna de Sphingidae. Caso existam tais centros, estes, possivelmente, ocorrerão dentro da mesma delimitação dos centros de endemismos previamente propostos para outros integrantes da ordem Lepidoptera (Brow, 1975; Silva & Castelletti, 1976).

Neste contexto, este estudo teve como objetivos: (1) atualizar a lista de ocorrência das espécies de esfingídeos para a Mata Atlântica; (2) caracterizar os padrões de riqueza e diversidade de esfingídeos presentes nas diferentes fitofisionomias da Mata Atlântica, bem como comparar tais padrões entre as duas principais fitofisionomias que compõem o bioma, i.e., Florestas Ombrófilas e Florestas Estacionais; (3) determinar quais são os principais fatores ambientais que influenciam a estruturação da fauna de esfingídeos; (4) identificar os possíveis núcleos de endemismo para a fauna de Sphingidae na Mata Atlântica e (5) estimar e descrever a distribuição potencial da riqueza das espécies de esfingídeos para a área total de abrangência da Mata Atlântica brasileira.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Com o objetivo de identificar o padrão de distribuição das espécies presentes na Mata Atlântica brasileira, nós delimitamos este domínio fitogeográfico, bem como as diferentes fitofisionomias que o compõe: Florestas Ombrófilas e Florestas Estacionais, seguindo os padrões e delimitações espaciais estabelecidos pelo IBGE (2012).

Seguindo as delimitações do IBGE (2012), a Mata Atlântica é composta por quatro principais fitofisionomias: Florestas Ombrófilas Densas, Florestas Ombrófilas Mistas, Florestas Estacionais Semi-decíduas e Florestas Estacionais Decíduas. Devido a uma

insuficiência de dados amostrais para realizarmos uma análise robusta, separando de maneira clara cada fitofisionomia, agrupamos os dados pertencentes a cada fitofisionomia em dois principais grupos: Florestas Ombrófilas e Florestas Estacionais, como forma de simplificação para a realização das análises.

Registros de Ocorrência das Espécies

Os registros de ocorrência das espécies foram reunidos a partir de 1) artigos científicos (Laroca & Mielke, 1975; Coelho *et al.*, 1979; Biezanko, 1982; Laroca *et al.*, 1989; Marinoni *et al.*, 1999; Darrault & Schlindwein, 2002; Eitschberger, 2005; Duarte Junior & Schlindwein, 2005; Monteiro *et al.*, 2007; Duarte *et al.*, 2008; Duarte Junior & Schlindwein, 2008; Ávila, 2009; Vaglia & Haxaire, 2009; Siewert & Silva, 2010; Cruz-Neto *et al.*, 2011; Martin *et al.*, 2011; Favretto, 2012; Primo *et al.*, 2013; Haxaire *et al.*, 2015; Santos *et al.*, 2015; Vieira *et al.*, 2015; Mielke, 2018), 2) teses e dissertações (Avila, 2009; Amorim, 2012; Avila, 2005; Machado, 2014), um livro (Martin *et al.*, 2011), 3) 14 bancos de dados *online* de coleções entomológicas (BOLD-Systems, 2018; CECA, 2018; CPAC, 2018; DZUP-Lepidoptera, 2018; Fiocruz-CEIOC, 2018; GBIF, 2018; Kitching, 2018; Lepbarcoding, 2018; MCTP-Insetos, 2018; NHM-LondonENT, 2018; NMNH-Animalia-BR, 2018; OBIS-BR, 2018; SinBiota, 2018; UnB, 2018), bem como, 4) dados da coleção entomológica do Instituto Uiraçu, Camacan (BA). Adicionalmente, nós também utilizamos Moré *et al.* (2005) para incluir as áreas de Mata Atlântica presentes na Argentina e Paraguai. A taxonomia e nomenclatura do grupo foram revisadas e atualizadas conforme Kitching (2019).

Registro das Variáveis Climáticas Ambientais

Obtivemos os registros das variáveis climáticas a partir do mapa de classificação climática do Brasil proposto por Köppen (IPEF, 2018). Reunimos dados plurianuais de

temperatura média e pluviosidade a partir de registros históricos obtidos mensalmente entre os anos de 1950 a 2000, dentro dos perímetros de cada município de coleta (IPEF, 2018). Os dados de altitude foram obtidos a partir das informações disponíveis na descrição da área de coleta disponibilizada nos trabalhos utilizados e, quando não disponível, nós obtivemos os dados de altitude a partir do SIG do Google Earth (version 1.3.33.23, 2019).

Análises

Para analisar o padrão de riqueza e diversidade consideramos 15 estudos conduzidos em 23 áreas amostrais. Como critério de padronização utilizamos inventários de fauna cujos dados de ocorrência das espécies foram coletados em um período de no mínimo 12 meses e com, pelo menos, uma noite completo de amostragem por mês. Ao todo, obtivemos 17 comunidades pertencentes a áreas de floresta ombrófila: (1) Laroca (1975): Morretes (25°28'S, 48°48'W, Altit. 478m); (2) Laroca *et al.* (1989): Quatro Barras (25°43'S, 29°00'W, Altit. 934m); (3) Marinoni *et al.* (1999): Antonina (25°25'S, 48°42'W, Altit. 601m); (4) Marinoni *et al.* (1999): Colombo (25°17'S, 49°13'W, Altit. 970m); (5) Marinoni *et al.* (1999): Guarapuava (25°23'S, 51°25'W, Altit. 740m); (6) Marinoni *et al.* (1999): Ponta Grossa (25°06'S, 50°09'W, Altit. 880m); (7) Marinoni *et al.* (1999): São Jose dos Pinhais (25°36'S, 49°08'W, Altit. 1050m); (8) Marinoni *et al.* (1999): Telêmaco Borba (25°23'S, 27°28'W, Altit. 750m); (9) Duarte Júnior (2005): Cabo de Santo Agostinho (8°15'S, 35°02'W, Altit. 82m); (10) Ávila (2005): Itatiaia (22°23'S, 44°39'W, Altit. 985m); (11) Ávila (2009): Ubatuba (23°20'S, 44°49'W, Altit. 471m); (12) Cruz-Neto *et al.* (2011): Colônia Leopoldina (20°6'S, 40°31'W, Altit. 66m); (13) Martin (2011): Parque Nacional Serra dos Órgãos (22°27'S, 42°46'W, Altit. 1100m); (14) Amorim (2012): Ubatuba (23°23'S, 45°10'W, Altit. 947m); (15) Machado (2014): Boracéia (23°39'S, 45°53'W, Altit. 851m); (16) Vieira (2015): Jundiaí (23°14'S, 47°01'W, Altit. 785m); (17) Santos *et al.* (2015): Tijucas do Sul (25°55'S, 49°02'W, Altit. 929m); e seis comunidades de áreas de

florestas estacionais: (18) Carvalho (1978): Santa Maria (29°41'S, 54°48'W, Altit. 92m); (19) Coelho *et al.* (1979): Piracicaba (22°43'S, 47°38'W, Altit. 537m); (20) Biezanko (1982): Guarani das Missões (28°08'S, 54°33'W, Altit. 242m); (21) Marinoni *et al.* (1999): Jundiá do Sul (23°26'S, 50°14'W, Altit. 500m); (22) Duarte Júnior (2008): Jaqueira (8°42'S, 50°30'W, Altit. 747m); (23) Primo *et al.* (2013): São Lourenço da Mata (8°02'S, 34°57'W, Altit. 105m).

Para comparar a riqueza e diversidade de espécies entre as distintas fitofisionomias calculamos curvas de rarefação e extrapolação baseadas em indivíduos utilizando os números de Hill de ordens $q=0$ (riqueza de espécies), $q=1$ (diversidade de Shannon) e $q=2$ (diversidade de Simpson) (Chao *et al.*, 2014). Para obter intervalos de confiança de 95% para todas as curvas, nós utilizamos o método de *bootstrap* com 200 repetições (Hsieh *et al.*, 2016). Conduzimos as análises de rarefação e extrapolação utilizando o pacote *iNEXT* (Hsieh *et al.*, 2016)

Para estimar a riqueza total de esfingídeos presentes na Floresta Atlântica utilizamos os estimadores *iChao 1*, baseado em abundância, e *iChao 2*, baseado na incidência das espécies (Chiu *et al.*, 2016). Tais estimadores são calculados utilizando o número de tripletons e quadrupletos para estimar o número de espécies “não vistas na assembleia”, corrigindo os possíveis vieses causados por uma homogeneidade amostral, diminuindo desta forma o intervalo de confiança e o erro quadrático dos valores estimados (Chiu *et al.*, 2016). Os cálculos da riqueza estimada foram conduzidos utilizando a função *ChaoSpecies* do pacote *SpadeR* (Linderman *et al.*, 2012)

Calculamos a diversidade β para medir a troca de espécies entre as distintas regiões da Mata Atlântica. Então, para evitar os vieses causados pelo esforço e tamanho amostral (Barwell, 2015), nós utilizamos o índice Chao-Jaccard, que se trata de uma versão probabilística baseada em abundância, que incorpora o efeito das espécies “não vistas” compartilhadas entre as áreas. Para o cálculo do índice $\beta_{\text{Chao-Jaccard}}$ nós utilizamos a função

dis.chao no pacote *CommEcol* (Melo, 2016). Os valores do índice $\beta_{\text{Chao-Jaccard}}$ variam entre 0 a 1, no qual valores próximos a 1 indicam uma alta troca de espécies.

Para analisar quais variáveis ambientais influenciam na distribuição de espécies e composição dos esfingídeos na Mata Atlântica, nós realizamos uma análise de variância permutacional multivariada (*PERMANOVA*) utilizando dados de temperatura média, pluviosidade e altitude. Conduzimos a análise utilizando a função *adonis2* no pacote *vegan* (Oksanen et al., 2017).

Para avaliar as mudanças nas assembleias de espécies contidas dentre as diferentes fisionomias de Mata Atlântica, conduzimos uma análise de escalonamento multidimensional não métrico (*NMDS*) baseada no índice de similaridade de Sørensen (Legendre & Legendre, 1998). Para tal, utilizamos a função *metaMDS* do pacote *vegan* (Oksanen et al., 2017). Nós ajustamos superfícies de dados ambientais sobre a ordenação resultante do *NMDS* para avaliar como tais variáveis afetam a distribuição das comunidades de esfingídeos na Mata Atlântica. Para tal análise utilizamos a função *ordisurf* no pacote *vegan* (Oksanen et al., 2017).

Distribuição potencial de espécies

O procedimento do modelo de distribuição potencial de espécies (*MDP*) consiste na interpolação de três fontes de informações distintas: (1) Registro de ocorrência das espécies (Presença); (2): Conjunto de dados climáticos ambientais; (3) métodos matemáticos (veja detalhes em Franklin, 2009; Peterson et al., 2011). Os registros de ocorrência das espécies em conjunto com os dados ambientais representam o sub-espço de condições do nicho ecológico das espécies. Desta forma o *MDP* produz funções para predizer em quais locais no espaço geográfico é provável a existência de um grupo em questão. Assim, na aplicação de *MDP*, se considera que o nicho ecológico é o modelo básico que sustenta a possibilidade de produzir previsões sobre a ocorrência das espécies (Peterson, 2001; Stockwell, 2006).

Para analisar a distribuição potencial da riqueza dos esfingídeos, utilizamos um mínimo de pontos amostrais. Em nossos modelos, consideramos uma quantidade mínima de 10 ocorrências únicas no espaço geográfico para que pudéssemos modelar a distribuição da espécie. Assim, das cerca de 150 espécies que para as quais encontramos registros na Mata Atlântica, 118 (cerca de 79% do total) caíram dentro do critério mínimo para a realização da modelagem de distribuição. Para construir os modelos distribucionais baseados no clima, obtivemos dados plurianuais de 19 variáveis ambientais (BIO1: Temperatura média anual, BIO2: Variação diurna média (Média mensal (Temperatura máxima / temperatura mínima)), BIO3: Isotermalidade (BIO2/BIO7) (* 100), BIO4: Sazonalidade da temperatura (desvio padrão * 100), BIO5: Temperatura máxima do mês mais quente, BIO6: Temperatura mínima do mês mais frio, BIO7: Variação anual da temperatura (BIO5-BIO6), BIO8: Temperatura média do quartil mais úmido, BIO9: Temperatura média do quartil mais seco, BIO10: Temperatura média do quartil mais quente, BIO11: Temperatura média do quartil mais frio, BIO12: Precipitação anual, BIO13: Precipitação do mês mais chuvoso, BIO14: Precipitação do mês mais seco, BIO15: Sazonalidade da precipitação, BIO16: Precipitação do quartil mais chuvoso, BIO17: Precipitação do quartil mais seco, BIO18: Precipitação do quartil mais quente, BIO19: Precipitação do quartil mais frio) a partir de registros históricos obtidos mensalmente entre os anos de 1970 a 2000 considerando 4 Km de resolução, disponíveis no banco de dados Worldclim (<https://www.worldclim.org/>). Padronizamos as variáveis ambientais para que tivessem sua média igual a zero e suas variações iguais a 1, o cálculo dessa padronização se dá a partir do valor contido para cada uma das células do mapa, menos o valor da média de todas as células da variável em questão dividido pelo desvio padrão da variável ambiental. O cálculo foi realizado para cada uma das 19 variáveis ambientais.

Posteriormente, executamos uma análise de componentes principais (PCA) para derivar componentes principais (CPs) ortogonais especializados, que diminuam a

colinearidade das espécies. Em seguida, selecionamos os seis primeiros *CPs* da *PCA* para utilizarmos como as novas variáveis preditoras das espécies. Estes *CPs* eram responsáveis pela explicação de ~97% da variação original das variáveis climáticas.

Antes de produzirmos nossos modelos, considerando as novas variáveis ambientais baseadas na *PCA* que produzimos para o cenário atual e obtivemos um *shapefile* (Formato de arquivo contendo dados geoespaciais em forma de vetor usado por Sistemas de Informações Geográficas) de ecorregiões do site do World Wildlife Fund (<https://www.worldwildlife.org/biomes>) e restringimos nossos modelos a ecorregiões da Mata Atlântica onde as ocorrências das espécies foram previamente registradas. Estudos anteriores demonstraram os efeitos do uso irrestrito da extensão geográfica das faixas de previsão de ocorrência das espécies (VanDerWal et al. 2009; Giovanelli et al. 2010; Acevedo et al. 2017), que podem gerar intervalos previstos com baixa confiabilidade para as espécies analisadas. Em resumo, usar uma menor extensão da área de estudo, reduz as possibilidades de obter intervalos previstos com baixa confiabilidade para as espécies analisadas, uma vez que a predição de espécies em largas escalas pode ser afetada por condições climáticas incapazes de ser naturalmente acessado pelas espécies (Barve et al. 2011).

Após essa primeira restrição espacial da extensão da área de estudo como área de calibração para os modelos, nós usamos uma partição espacialmente estruturada das ocorrências das espécies de esfingídeos para prever sua distribuição. Para isso, a extensão do estudo foi dividida em quadriculado, com um fator de agregação de dois. Neste procedimento de partição, as ocorrências são divididas em dois subconjuntos de dados estruturados no espaço geográfico, semelhantes a um tabuleiro de xadrez “checkerboard fashion”. Inicialmente, um dos subconjuntos é usado para prever a distribuição da espécie, enquanto o outro é usado para avaliar o intervalo de distribuição produzido (Muscarella et al., 2014).

Consideramos seis diferentes métodos de modelagem em nossos procedimentos: Modelo Aditivo Generalizado (*GAM*; Hastie e Tibshirani 1986), Modelo Linear Generalizado (*GLM*; Guisan et al. 2002), Random Forest (*RDF*; Breiman 2001), Entropia Máxima (*MAX*; Phillips et al. 2006; Phillips e Dudík 2008), Modelo Gaussiano (*GAU*; Vanhatalo et al. 2012) e Máxima verossimilhança (*MXL*; Royle et al. 2012; Merow e Silander 2014). Os métodos *GAM*, *GLM* e *RDF* são métodos estatísticos que relacionam a distribuição da variável dependente (distribuição potencial das espécies) com as variáveis explicativas (dados climáticos). Já o método *MAX* é um método computacional de aprendizado de padrões, enquanto *GAU* e *MXL* são métodos Bayesianos.

A métrica de avaliação utilizada para avaliar nossos modelos foi o Índice de Similaridade de Jaccard ($J = VP/(FN + VN + FP)$), onde *VP*: verdadeiros positivos, *FN*: falso negativos, *FP*: falso positivos, *VN*: verdadeiros negativos, veja Leroy et al., 2018. A métrica varia de - 1 a + 1. Valores negativos e quase zero correspondem a previsões de espécies pouco consistentes, enquanto previsões com um valor mínimo de 0,5 são aceitáveis e aquelas com valores em torno de 0,7 são consideradas de alta consistência. Para realizar a modelagem preditiva da riqueza das espécies, concatenamos o resultado da distribuição potencial das 118 espécies, assim gerando um mapa de riqueza estimada para área total da Mata Atlântica. Os cálculos da Modelagem preditiva de ocorrência das espécies foram conduzidos utilizando a função *Dismo* do pacote *MaxEnt* (Maximum Entropy) (Shipley 2010). Nós realizamos todas as análises deste estudo no ambiente R 3.5.2 (Development Core Team, 2019).

Para o georreferenciamento dos registros de ocorrência das espécies de esfingídeos utilizamos o software *Quantum Gis* v3.4.4 “Madeira” (QGIS, 2019).

RESULTADOS

Composição de espécies

Nós obtivemos 2.930 registros de ocorrência das espécies de Sphingidae em 226 pontos de coleta (Figura 1), distribuídos por 11 estados brasileiros. Os estados com maior número de áreas amostradas localizam-se na região Sudeste e Sul: Rio de Janeiro (51 áreas; 123 espécies), São Paulo (44 áreas; 134 espécies), Paraná (41 áreas; 102 espécies), Santa Catarina (30 áreas; 99 espécies), Rio Grande do Sul (28 áreas; 55 espécies). Apenas os estados do Espírito Santo (10 áreas; 28 espécies) e de Minas Gerais (3 áreas; 4 espécies), apresentaram menos áreas amostradas. Os estados pertencentes à região Centro-Oeste e Nordeste apresentaram o menor número de áreas amostradas: Goiás (0 áreas; 0 espécies), Mato Grosso do Sul (0 áreas; 0 espécies), Bahia (10 áreas; 68 espécies), Pernambuco (4 áreas; 60 espécies), Alagoas (3 áreas; 28 espécies) e Rio Grande do Norte com dois pontos amostrais e oito espécies (Anexo 1).

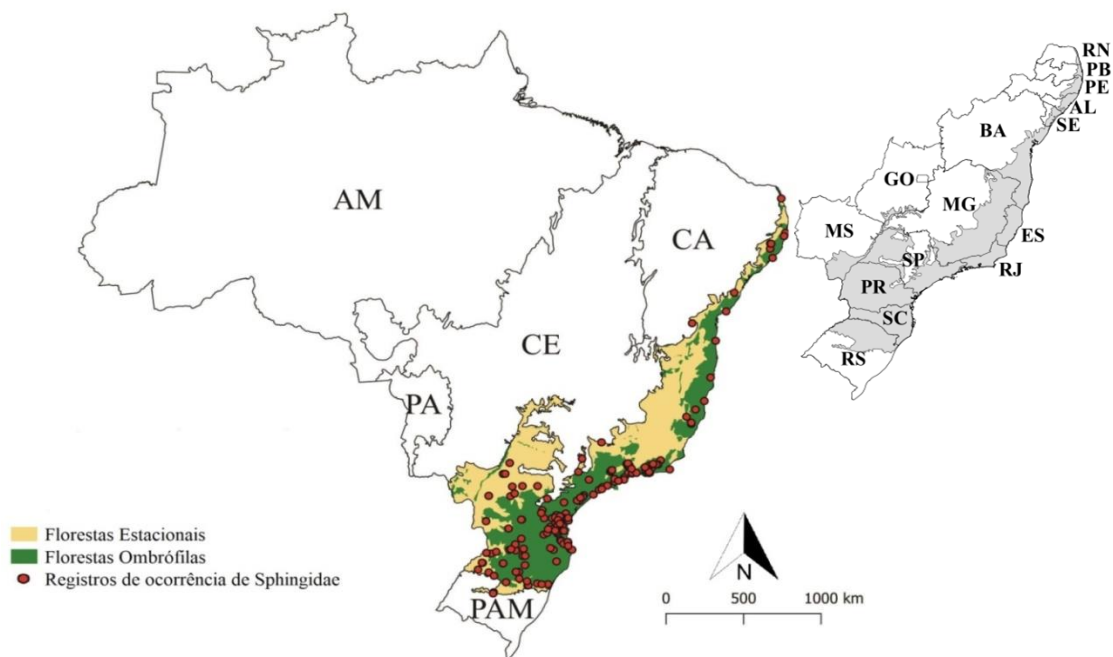


Figura 1. Distribuição dos registros de ocorrência (pontos vermelhos) de Sphingidae na Mata Atlântica considerando as suas duas principais fitofisionomias (Floresta Ombrófila e Floresta Estacional) e os biomas circundantes: Caatinga (CA), Cerrado (CE), Pantanal (PA), Pampa (PAM), além da Amazonas (AM) a oeste. No detalhe à direita denota-se os estados brasileiros através dos quais se distribui a Mata Atlântica: Alagoas (AL), Bahia (BA), Espírito Santo (ES), Goiás (GO), Minas Gerais (MG), Mato Grosso do Sul (MS), Paraíba (PB), Pernambuco (PE), Paraná (PR), Rio de Janeiro (RJ), Rio Grande do Norte (RN), Rio grande do Sul (RS), Santa Catarina (SC), São Paulo (SP) e Sergipe (SE). A classificação dos biomas e delimitação de limites estaduais segue o IBGE (2004).

Ao todo registramos 150 espécies de esfingídeos na Mata Atlântica brasileira. Considerando a extensão do bioma sobre a Argentina e Paraguai, encontramos 152 espécies ao todo. Tais espécies estão distribuídas em 30 gêneros, três subfamílias e quatro tribos. Das 150 espécies ocorrentes na Mata Atlântica, 148 espécies estavam presentes nas áreas de floresta ombrófila, e 115 em áreas de floresta estacional. Deste total, 35 espécies ocorreram exclusivamente em floresta ombrófila, e apenas duas foram exclusivas da floresta estacional. Ambas as fitofisionomias compartilharam um total de 113 espécies (Anexo 2). A subfamília Macroglossinae apresentou a maior riqueza acumulada de espécies, com um total de 105 espécies (72%, Dilophonotini: 75 e Macroglossini: 30 espécies), seguida por Sphinginae: Sphingini, 34 espécies (19,5%) e Smerinthinae: Ambulicini com 11 espécies (8%). Tal padrão se repetiu tanto para as áreas de floresta ombrófila, quanto para aquelas de floresta estacional (Figura 2). *Xylophanes* (Macroglossinae) foi o gênero com o maior número de espécies (n=29), o que correspondeu a 20% da riqueza total de amostrada para o bioma.

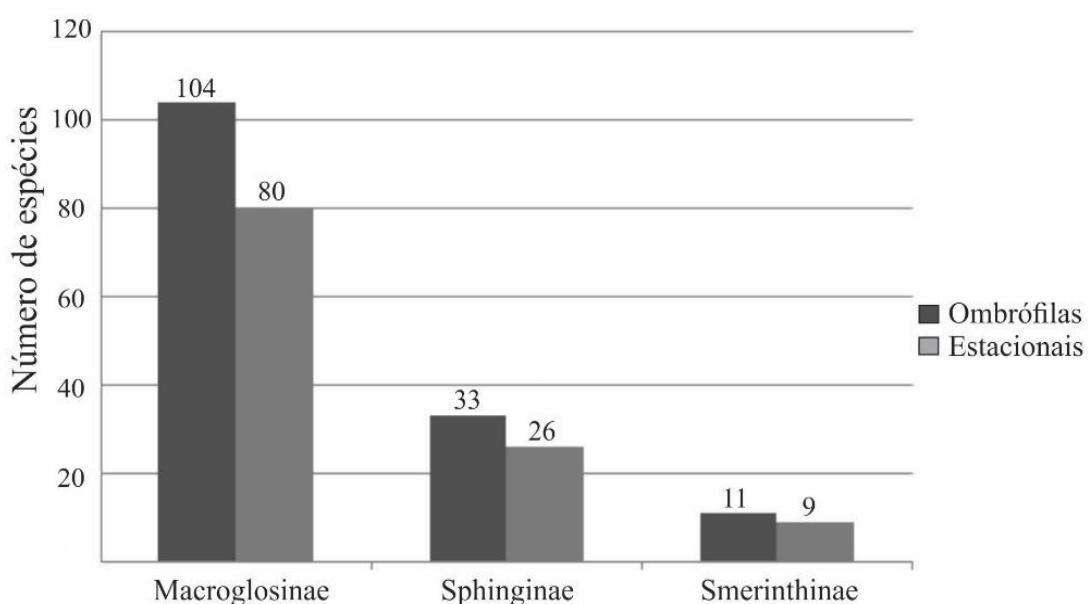


Figura 2. Número de espécies de Sphingidae registradas para cada subfamília entre as diferentes formações florestais (Floresta Ombrófila e Floresta Estacional) que compõem a Mata Atlântica.

Identificamos nove espécies endêmicas para Mata Atlântica. Deste total, sete espécies possuem distribuição restrita apenas às áreas de Floresta Ombrófila: *Cocytius mephisto* (Haxaire & Vaglia, 2002), *Manduca janira* (Jordan, 1911), *Aleuron prominens*

(Walker, 1856), *Aleuron ypanemae* (Boisduval, [1875]), *Callionima acuta* (Rothschild & Jordan, 1910), *Pachygonidia mielkei* (Cadiou, 1997) e *Xylophanes depuiseti* (Boisduval, [1875]). Outras duas espécies ocorreram tanto em áreas de florestas ombrófilas quanto em áreas de florestas estacionais: *Eumorpha translineatus* (Rothschild, 1895) e *Xylophanes indistincta* (Closs, 1915) (Anexo 1, 2 e 3). As espécies endêmicas possuem sua distribuição contida em três centros de endemismo: Centro Bahia, Centro Serra do Mar e Centro Florestas de Araucária (Figura 3). Das nove espécies endêmicas, sete possuem distribuição restrita ao Centro Serra do Mar (*A. prominens*, *A.ypanemae*, *C.acuta*, *C.mephisto*, *E. translineatus*, *P. mielkey* e *X. depuiseti*) e duas, *M.janira* e *X. indistincta* se distribuem por ambos centros de endemismos (Centro Bahia, Centro Serra do Mar e Centro Florestas de Araucária). De maneira geral, a distribuição das espécies endêmicas se restringem as regiões brasileiras sul e sudeste, ocupando os estados do Espírito Santo (ES), Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP), Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS).

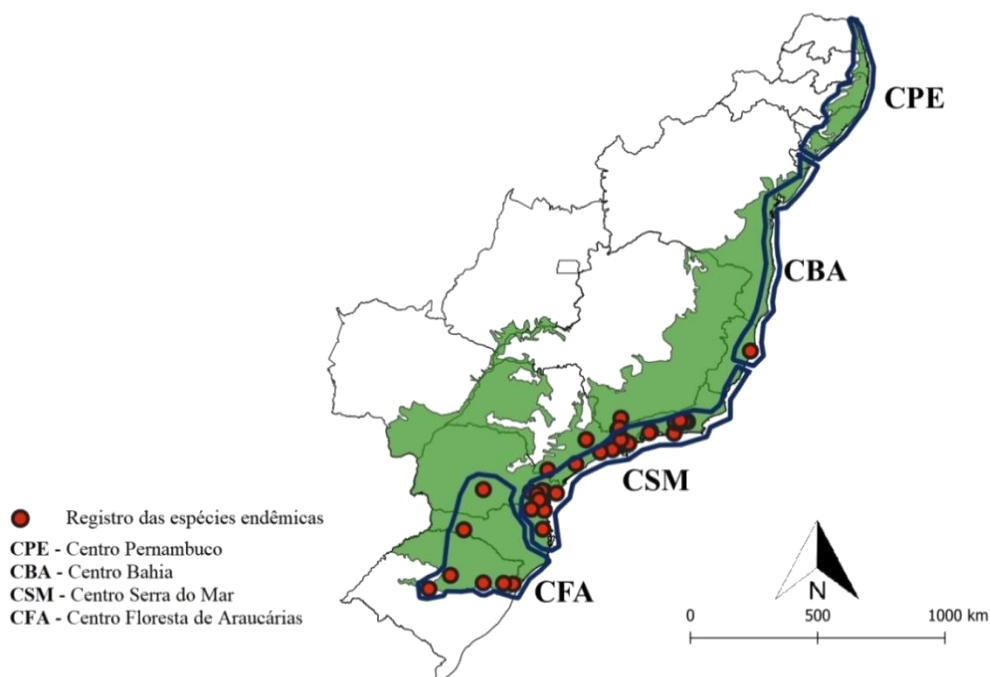


Figura 3. Distribuição dos registros de ocorrência das espécies endêmicas de Sphingidae em relação aos centros de endemismos propostos para a Mata Atlântica brasileira.

As curvas de extrapolação não apresentaram diferenças na riqueza de espécies entre Florestas Ombrófilas e Florestas Estacionais. Porém, houve uma clara diferença na diversidade de espécies entre as fitofisionomias. As áreas de Florestas Ombrófilas apresentaram uma maior diversidade de espécies quando comparadas as de Florestas Estacionais (Figura 4).

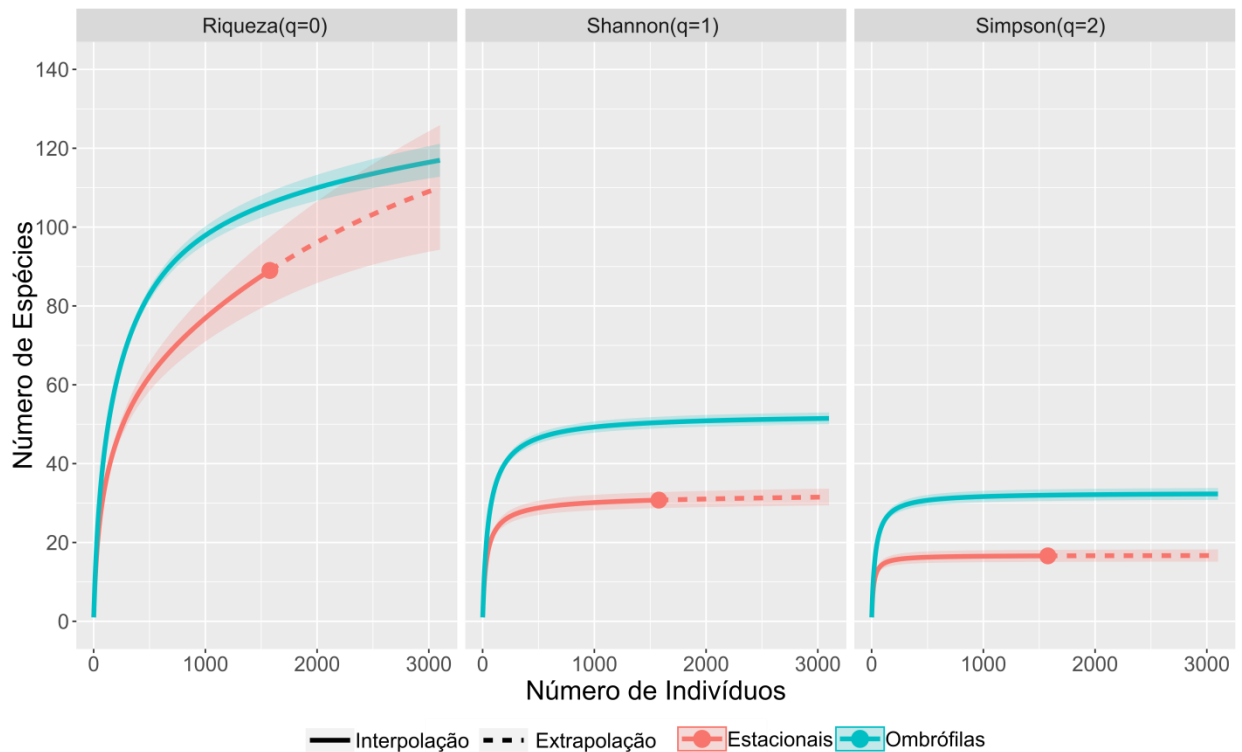


Figura 4. Curvas de rarefação (linhas sólidas) e extrapolação (linhas pontilhadas) baseadas em indivíduos calculadas com os números de Hill de ordem de diversidade de $q = 0$ (riqueza de espécies), $q = 1$ (Diversidade de Shannon) e $q = 2$ (Diversidade de Simpson) para a Floresta Estacional (linhas vermelhas) e Ombrófila (Linhas azuis). Áreas sombreadas indicam o intervalo de 95% de confiança para as amostras após 200 bootstraps. As curvas de rarefação da Floresta Estacional foram extrapoladas em duas vezes o seu valor total.

Os estimadores de riqueza apontam a existência de cerca de 160 espécies de esfingídeos presentes na Mata Atlântica (*iChao* 1: 158 espécies; *iChao* 2: 160 espécies). A diversidade β indicou que há uma baixa troca de espécies entre as duas fitofisionomias analisadas, totalizando 20% de dissimilaridade na composição faunística entre a Floresta Ombrófila e a Floresta Estacional ($\beta_{\text{Chao-Jaccard}} = 0.20$). Entretanto, a *PERMANOVA* mostrou que há uma diferença significativa na composição faunística entre as Florestas Ombrófilas e

Florestas Estacionais ($Pseudo-F=2.3046$, $p=0.0200$). Tais diferenças estão associadas principalmente à temperatura média anual ($Pseudo-F = 3.6441$, $p=0.0007$), a pluviosidade ($Pseudo-F = 1.7949$, $p=0.0654$) e altitude ($Pseudo-F = 1.7587$, $p=0.0763$), por sua vez, não afetaram a distribuição de espécies entre as distintas fitofisionomias do Bioma. O NDMS indicou que as comunidades presentes em Florestas Ombrófilas estão localizadas em áreas com temperatura mais elevada que as comunidades presentes em áreas de floresta estacional (Figura 5).

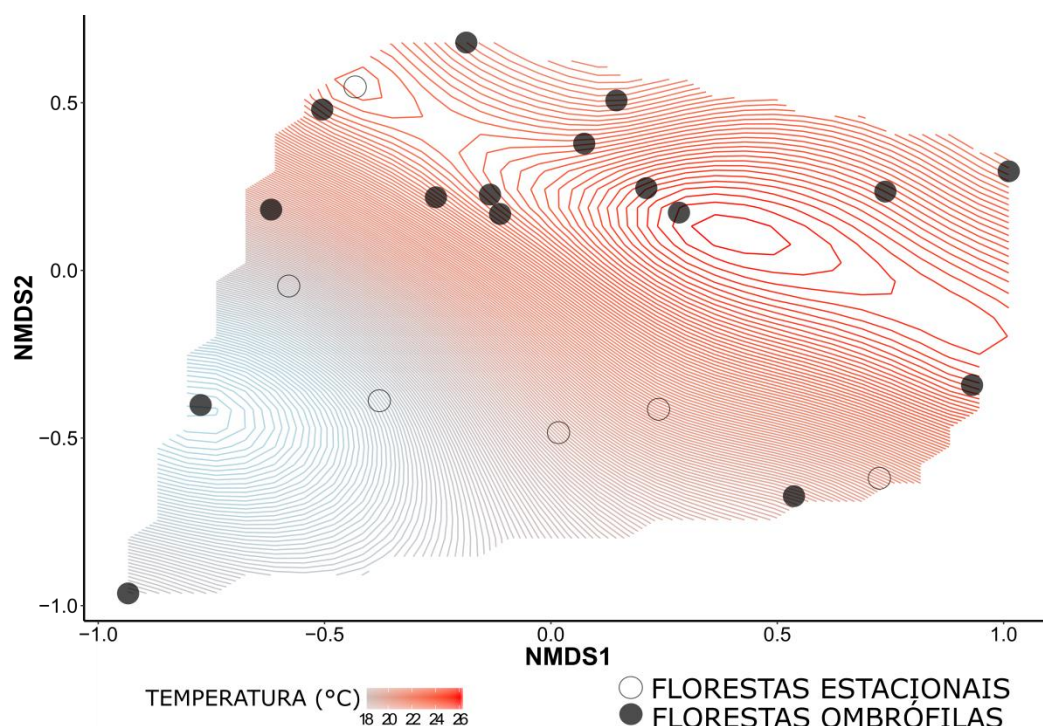


Figura 5. Análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) da composição de espécies de esfingídeos das comunidades presentes em áreas de Floresta Ombrófila e Floresta Estacional (Stress= 0.1) A superfície dos dados de temperatura média foi ajustada sob a ordenação resultante do NMDS destacando o efeito da temperatura média na composição de fauna de esfingídeos presentes na Floresta Ombrófila (pontos pretos) e Floresta Estacional (pontos abertos).

Distribuição potencial de espécies

Os resultados dos modelos apresentaram valores do índice de similaridade de Jaccard aceitáveis: 0.747 ± 0.131 (Média e Desvio padrão). A espécie com maior valor de índice de similaridade Jaccard foi *Xylophanes elara* (0.99), enquanto *Xylophanes hydrata* foi à espécie com menor valor (0.07). De acordo com o modelo climático gerado, as áreas

com alta riqueza prevista de espécies podem conter entre 99 – 115 espécies, e as áreas com menor riqueza prevista de espécies podem conter entre 1 - 19 espécies de esfingídeos. Os locais com alta riqueza de espécies concentram-se principalmente na porção sudeste da Mata Atlântica, na região ocupada pela Serra do Mar e a Serra da Mantiqueira (99 – 115 espécies). Outras áreas de alta riqueza incluem alguns pontos isolados nas porções de Florestas Estacionais localizadas nos estados do Mato Grosso do Sul (84 – 115 espécies), Minas Gerais (69 – 115 espécies), na região oeste do estado de São Paulo (84 – 115 espécies) e porções de Florestas Ombrófilas localizadas nos estados do Nordeste brasileiro (20 – 115 espécies). As áreas com menor riqueza estimada de espécies (menos da metade da riqueza máxima prevista) se localizam nas porções de florestas estacionais distribuídas nas regiões centro-oeste (Goiás e Mato Grosso do Sul), Sul (Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul), Sudeste (Minas Gerais) e Nordeste (Bahia). De modo geral, o modelo climático gerado aponta uma redução da riqueza estimada de espécies em direção às florestas estacionais (Figura 6).

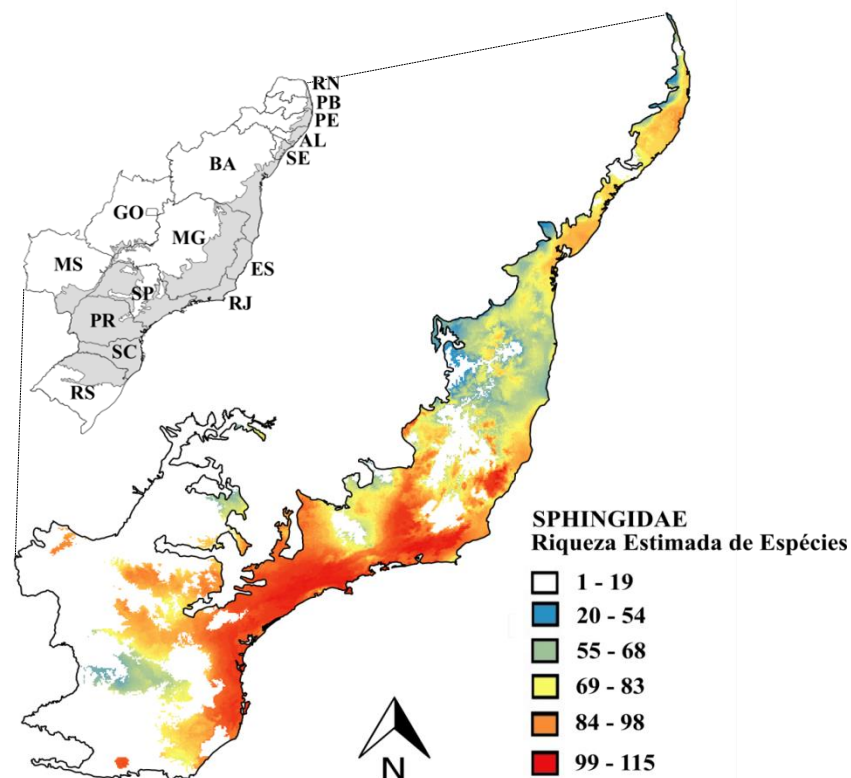


Figura 6. Distribuição da riqueza estimada das espécies de esfingídeos na Mata Atlântica brasileira a partir do modelo climático gerado. Cores mais quentes indicam uma alta riqueza estimada das espécies e cores mais frias indicam uma menor riqueza estimada de espécies.

DISCUSSÃO

A riqueza das espécies de esfingídeos registrada para a Mata Atlântica representa cerca de 80% da riqueza conhecida para o Brasil, com 190 espécies (Corrêa, 2017), 49% para a América do Sul, com 302 espécies e 10% da fauna mundial de Sphingidae (Kitching & Cadiou, 2000). Seguramente, nossa amostragem contabilizou mais de 90% de toda a fauna de Sphingidae existente na Floresta Atlântica, já que são registradas 152 espécies deste grupo distribuídas em toda extensão da Mata Atlântica (considerando Argentina, Paraguai e Brasil) e 150 espécies registradas apenas na Mata Atlântica brasileira. As subfamílias Smerinthinae e Sphinginae apresentaram menor riqueza de espécies quando comparadas a Macroglossinae em todas as formações florestais que compõem a Mata Atlântica. Tais padrões de riqueza de espécies identificados refletem os diferentes processos de distribuição biogeográfica ancestral apresentados por cada uma das subfamílias de Sphingidae (Kawahara et al. 2009). Segundo tais autores, as subfamílias Smerinthinae e Sphinginae teriam sua distribuição biogeográfica ancestral no Velho Mundo, correspondente às regiões Afrotropical, Paleártica e Oriental. Já Macroglossinae, teria sua distribuição ancestral no velho mundo, similar a Smerinthinae e Sphinginae, e no novo mundo nas regiões Neártica, Panamenha e Neotropical. No velho mundo, Macroglossinae encontra-se representada pela tribo Macroglossini e novo mundo por Dilophonotini, justificando desta forma a elevada riqueza de espécies e diversidade de Dilophonotini nas fisionomias vegetais da Mata Atlântica (Kawahara et al., 2009).

Apesar de ser um dos biomas mais bem amostrados do Brasil, a Mata Atlântica ainda possui lacunas importantes relacionadas à distribuição e composição de espécies de esfingídeos. Os maiores déficits amostrais situam-se nas porções de Florestas Estacionais presentes nos estados de Goiás, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, bem como nas porções de Florestas Ombrófilas do nordeste brasileiro. Tal falta de conhecimento relacionado à composição taxonômica e seus padrões distributivos biogeográficos, são denominados de Lacunas Linneanas e Lacunas Wallaceanas (Brown & Lomolino, 1998). As lacunas

Linneanas estão referidas à discrepância entre ao número de espécies formalmente descritas e o potencial número de espécies que ainda podem ser encontradas numa dada região. Já as lacunas Wallaceanas, são atribuídas à falta de conhecimento acerca do padrão de distribuição geográfica das espécies (Brown & Lomolino, 1998; Lomolino, 2004). Desta forma, demonstramos que a composição e distribuição da fauna de esfingídeos da Mata Atlântica ainda apresentam déficits de conhecimento em regiões que exibiram pontos de alta riqueza estimada de espécies pelos modelos climáticos. Assim, destacamos a lacuna Wallaceana como a mais proeminente, uma vez que amostramos mais de 90% da fauna de esfingídeos para a Mata Atlântica.

De maneira geral, as formações florestais que compõe a Mata Atlântica apresentaram um grau elevado de compartilhamento das espécies demonstrado pela diversidade β . Tal fato pode ser explicado por sua alta capacidade de voo (Janzen, 1987; Amorim et al., 2014) e dispersão (Lundmark, 2010), que aliadas à ausência de barreiras geográficas associadas à altitude entre as regiões estudadas que impeçam a livre dispersão das espécies de esfingídeos entre as diferentes formações florestais que compõe a Mata Atlântica (Pittway, 1993). Além disto, mariposas da família Sphingidae apresentam uma alta capacidade cognitiva relacionada à busca e obtenção de novos recursos alimentares (Kelber, 2002), conferindo ao grupo um hábito de forrageamento generalista (Kitching & Kadiou, 2000), facilitando desta forma, a ampla distribuição das espécies que compõem a comunidade de esfingídeos nas distintas fitofisionomias que formam o bioma Mata Atlântica (Beagon et al., 2009).

Analisando a composição de fauna dos esfingídeos, nota-se que as Florestas Ombrófilas possuem maior diversidade e abrigam a maior parte das espécies exclusivas, incluindo as espécies endêmicas, devido às características intrínsecas desta formação vegetal, tornando-a um importante preditor para a composição e alta diversidade das espécies de Sphingidae (Beck et al., 2006). Quando comparadas às Florestas Estacionais, as

Florestas Ombrófilas possuem temperaturas médias anuais mais altas, que se mantêm entre 22°C e 25°C, e são caracterizadas pela ausência de períodos sazonais de seca e caducifolia. Desta forma, se mantem úmidas durante todo ano devido à retenção de umidade provindas da sua proximidade com o oceano (Joly et al, 1999; Oliveira-Filho & Fontes, 2000; IBGE, 2004), abrigando até 31% a mais de espécies de angiospermas quando comparadas as Florestas Estacionais (IBGE, 2004, 2012). As Florestas Estacionais, por sua vez, possuem duas estações climáticas muito bem definidas (Rizzini et al., 1988) que consistem em um período quente e chuvoso e outro período seco e frio. As temperaturas médias anuais desta fitofisionomia se mantêm abaixo dos 21°C. Em sua distribuição subtropical, a floresta estacional atinge temperaturas inferiores a 12°C e possuem uma abundância predominante de árvores caducifólias (IBGE, 2004, 2012), cuja perda de folhas durante os períodos de frio e seca ultrapassa 80% da vegetação (Rizzini et al., 1988).

Assim, por possuírem uma maior riqueza de espécies de angiospermas e ausência de período de caducifolia, as Florestas Ombrófilas constituem um ambiente mais rico em recursos alimentares para as larvas e adultos de esfingídeos, uma vez que as larvas alimentam-se unicamente de folhas (Janzen, 1986; Janzen, 1987, Haber & Frankie, 1989) e os adultos exclusivamente de néctar floral (Kitching & Cadiou, 2000). Por se tratarem de organismos ectotérmicos, as mariposas da família Sphingidae possuem uma dependência direta de temperaturas ambientais elevadas para a regulação dos seus processos fisiológicos, como reprodução e crescimento em estágios imaturos, apresentando maiores taxas de crescimento e reprodução em ambientes cuja temperatura se situe acima dos 20°C (Knapp & Casey, 1986, Kitching & Cadiou, 2000; Bärtschi et al, 2019). Desta forma, as características ambientais apresentadas pelas Florestas Ombrófilas as tornam ambientes mais heterogêneos, contribuindo com um aumento na disponibilidade de nichos a serem explorados pelas espécies, suportando desta forma uma maior diversidade de fauna (Beagon et al., 2009; Bärtschi, 2019).

Além das características intrínsecas de cada táxon relacionadas ao seu poder de dispersão, o padrão de distribuição das espécies pode ser explicado também sob uma perspectiva biogeográfica histórica, uma vez que, os processos biogeográficos que promoveram origem dos biomas influenciam diretamente o padrão de distribuição das espécies (Carvalho & Almeida, 2016). As dinâmicas de expansão e retração vegetal ocasionadas pelas flutuações climáticas ocorridas durante os períodos glaciais e interglaciais do Pleistoceno, conduziram uma substituição das florestas tropicais úmidas pelo surgimento e expansão de ambientes savânicos, desérticos e decíduais, representadas na América do Sul pela “Diagonal Aberta Brasileira” (Morley et al., 2000), composta pelos biomas Caatinga, Cerrado e Chaco (Birgarella, et al., 1975). O surgimento deste cinturão de formações xéricas teria causado a separação entre os atuais biomas Floresta Amazônica e Mata Atlântica, que antes se mantinham conectadas de maneira contínua, sob a forma de uma única floresta tropical úmida por toda região do Brasil (Bigarella, 1975; Morley, 2000), dando início assim ao surgimento da forma quase que isolada da Mata Atlântica (Bigarella, 1991).

De acordo com a teoria dos refúgios proposta por Haffer (1969), durante o período Quaternário, sob as condições climáticas áridas causadas pelos períodos glaciais, as florestas tropicais densas e úmidas foram reduzidas, permanecendo sob a forma de pequenos fragmentos florestais úmidos e estáveis climaticamente. Tais fragmentos teriam atuado como zonas de refúgio de fauna, caracterizadas pelos seus altos índices de especiação alopátrica e consequentemente endemismos. Já durante os períodos interglaciais, estas mesmas zonas de refúgio teriam se expandido em decorrência do aumento de temperatura e umidade. Assim, tais zonas atuariam como centros de dispersão de diversos organismos antes restritos às zonas de refúgio para as formações florestais adjacentes, conduzindo a um aumento populacional e da área de abrangência dos grupos antes isolados (Lattin, 1967, Schreiber, 1978).

Dentro deste contexto biogeográfico histórico, a Mata Atlântica teria exercido estas duas funções ecológicas distintas, atuando como uma zona de refúgio da fauna (Cabbane, et al., 2016; Trujillo-Arias, et al., 2017), e como centro de dispersão de espécies para os biomas e fitofisionomias adjacentes (Lattin, 1967, Schreiber, 1978). Sua atuação como zona de refúgio de fauna está atribuída à alta estabilidade climática ambiental apresentada pelas formações de Florestas Ombrófilas, que demonstraram um potencial de manter níveis razoáveis de continuidade florestal durante os eventos climáticos áridos de retração vegetacional do Pleistoceno devido aos seus altos níveis de umidade provinda do oceano (Carnaval et al., 2014). Desta maneira, a alta estabilidade climática ambiental apresentada pelas Florestas Ombrófilas durante o pleistoceno, pode esclarecer os altos índices de riqueza, diversidade e de táxons endêmicos com ocorrência restrita a este tipo de formação vegetal como aves, borboletas, dípteros, primatas, aranhas, opiliões (Muller, 1973; Prance, 1982; Silva & Casteletti, 2005; DaSilva et al., 2011, Carnaval et al., 2014; Rodrigues et al., 2015), bem como as nove espécies endêmicas de esfingídeos que se distribuem de forma restrita a esta fitofisionomia. Segundo Carnaval et al., 2014, a alta estabilidade climática ambiental das formações ombrófilas também pode ser utilizada para explicar a alta riqueza de espécies estimada pelos modelos climáticos para as regiões Serra do Mar e Serra da Mantiqueira, uma vez que tais áreas ao Sudeste apresentaram os maiores índices de estabilidade climática e continuidade florestal durante os eventos de retração do pleistoceno.

Schreiber (1978) propôs a existência de 23 centros de dispersão de Sphingidae para a região Neotropical. Um destes centros de dispersão, localizado na faixa costeira da Mata Atlântica brasileira, foi denominado “Centro Serra do Mar”, cuja distribuição se estende entre 22° e 28° de latitude, abrangendo a Serra do Mar e a Serra da Mantiqueira. Assim como proposto por Schreiber (1978), os processos de dispersão de fauna ocorridos a partir destes núcleos de alta estabilidade de Florestas Ombrófilas, assim como o “Centro Serra do Mar”, podem estar diretamente relacionados à estruturação dos padrões de riqueza e

diversidade de outros complexos biogeográficos, tais como as formações de Florestas Estacionais adjacentes às Florestas Ombrófilas (Schreiber, 1978; Costa, 2003; Antonelli et al., 2018). Durante os períodos pós-glaciais, as florestas úmidas teriam expandido sua área de abrangência para regiões antes ocupadas por formações estacionais, permitindo a ocorrência de contínuos processos dispersão, entre estes ambientes, por diversos táxons tais como: anfíbios, angiospermas, aves, pteridófitas, mamíferos, répteis e insetos (Silva, 1995; Lundmark, 2010; Costa, 2003; Antonelli et al., 2018). Deste modo, a alta similaridade da assembleia de esfingídeos registrada entre as Florestas Ombrófilas e Florestas Estacionais pode estar diretamente associada à função de centro de dispersão de fauna exercida pelas Florestas Ombrófilas durante os períodos pós-glaciais do Pleistoceno (Lattin, 1967, Schreiber, 1978), uma vez que maiores eventos de migração de fauna ocorreram a partir das formações florestais úmidas para formações florestas secas (Antonelli et al., 2018).

CONCLUSÃO

Este se trata do primeiro estudo sobre os padrões de biodiversidade, distribuição e identificação dos núcleos de endemismo para Sphingidae ocorrente nas diferentes fitofisionomias que compõem a Mata Atlântica brasileira. A realização deste estudo nos permitiu identificar e estimar a composição faunística contida nos diferentes conjuntos florestais que compõe a Mata Atlântica, identificar as espécies endêmicas, delimitar os centros de endemismo onde tais espécies encontram-se inseridas e avaliar quais os principais fatores climáticos e históricos que atuam na composição da fauna de Sphingidae da Mata Atlântica. O padrão de riqueza e diversidade da fauna de esfingídeos contida Mata Atlântica parece ser estruturado pelos mesmos fatores climáticos e históricos apresentados por outros estudos em florestas tropicais.

As Florestas Ombrófilas são fonte de uma alta diversidade de fauna de esfingídeos, atuando como áreas fonte de diversidade para outras formações florestais tais como florestas estacionais decíduais e semidecíduais. Considerando que os esfingídeos são um grupo de extrema importância ecológica, e cujos padrões de distribuição ainda apresentam déficits de estudos, este trabalho se mostra como um importante passo para a ampliação sobre o conhecimento dos padrões de distribuição das espécies de Sphingidae. Futuros estudos devem ser realizados para o melhor entendimento sobre a diversidade e distribuição destes organismos, uma vez que, esclarecer tais padrões de distribuição, diversidade e suas principais causas tornam-se indispensáveis como uma significativa ferramenta de auxílio para a identificação de regiões com potencial valor de conservação, e subsequentemente, para a criação de projetos de leis de proteção do meio ambiente.

REFERÊNCIAS

- Acevedo, P., Ferreres, J., Escudero, M. A., Jimenez, J., Boadella, M., & Marco, J. 2017. Population dynamics affect the capacity of species distribution models to predict species abundance on a local scale. *Diversity and Distributions*, 23(9): 1008-1017.
- Antonelli, A., Zizka, A., Carvalho, F. A., Scharn, R., Bacon, C. D., Silvestro, D., & Condamine, F. L. 2018. Amazonia is the primary source of Neotropical biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(23), 6034-6039.
- Amorim, D.S., Pires, M.R. 1996. Neotropical biogeography and a method for a maximum biodiversity estimation. In: Bicudo, C.E.M., Menezes, N.A. *Biodiversity in Brazil. A first approach*. São Paulo. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. p 183-189.
- Amorim, F.W., Avila Jr., R.S., de Camargo, A.J.A., Vieira, A.L. & Oliveira, P.E., 2009. A hawkmoth crossroads? Species richness, seasonality and biogeographical affinities of Sphingidae in a Brazilian Cerrado. *Journal of Biogeography*, 36, 662–674.
- Amorim, F.W. 2012. A flora esfingófila de uma Floresta Ombrófila Densa Montana no sudeste brasileiro e relações mutualísticas com a fauna de Sphingidae. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas.
- Amorim, F.W., Wyatt, G.E., Sazima, M. 2014. Low abundance of long-tongued pollinators leads to pollen limitation in four specialized hawkmoth-pollinated plants in the Atlantic Rain forest, Brazil. *Naturwissenschaften*, 101:893–905.
- Ávila Jr, R.S. 2009. A guilda de plantas esfingófilas e a comunidade de Sphingidae em uma área de Floresta Atlântica do sudeste do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas.

- Bärtschi, F., McCain, C. M., Ballesteros-Mejia, L., Kitching, I. J., Beerli, N., & Beck, J. 2019. Elevational richness patterns of sphingid moths support area effects over climatic drivers in a near-global analysis. *Global Ecology and Biogeography*.
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S. P., Peterson, A. T. & Villalobos, F. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222(11): 1810-1819.
- Barwell, L.J, Isaac, N.J.B., Kunin, W.E. 2015. Measuring β -diversity with species abundance data. *Journal of Animal Ecology*, 84: 1112–1122
- Batalha-Filho, H., Fjeldsa, J., Fabre, P.H., Miyaki, C.Y. 2012. Connections between the Atlantic and the Amazonian forest avifaunas represent distinct historical events. *J Ornithol*, 154: 41–50.
- Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. 2009. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. Artmed Editora, 650p.
- Biezanko, C.M., 1982. Sphingidae da Zona Missioneira do Rio Grande do Sul. *Revista Cent. Ciências Rurais* 12, 77–92
- Bigarella, J.J., Andrade-Lima, D., Riehs, P. 1975. Considerações a respeito das mudanças paleoambientais na distribuição de algumas espécies vegetais e animais no Brasil. *Anais Academia Brasileira de Ciência*, v. 47: 441- 464.
- Bigarella, J.J & Andrade-Lima, D. 1982. Paleoenvironmental changes in Brazil. Biological diversification in the tropics. Columbia University Press.
- Bigarella, J.J. 1991. Aspectos físicos da paisagem / Physical landscape features. In: *Mata Atlântica /Atlantic Rain Forest*, I. de G. Câmara (ed.), pp.63–93. Editora Index Ltd. and Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo.
- Beck, J., Kitching, I.J & Linsenmar, K.E. 2006. Determinants of regional species richness: an empirical analysis of the number of hawkmoth species (Lepidoptera: Sphingidae) on the Malesian archipelago. *Journal of Biogeography*, 33: 694-706

- Beck, J. & Kitching, I.J. 2007. Correlates of range size and dispersal ability: a comparative analysis of sphingid moths from the Indo-Australian tropics. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 341-349.
- Beck, J. & Kitching, I.J. 2009. Drivers of moth sp/ecies richness on tropical altitudinal gradients: a cross-regional comparison. *Global Ecology and Biogeography*, 18: 361-371.
- Blackburn, T. M., & Gaston, K. J. 2003. *Macroecology: concepts and consequences*: 43rd symposium of the British Ecological Society (Vol. 43). Cambridge University Press.
- BOLD-Systems, 2017. BOLD: The Barcode of Life Data System [WWW Document]. 49. URL <http://www.boldsystems.org/>. 49
- Breiman, L. 2001. Random forests. *Machine learning*, 45: 5-32.
- Brown, K.S. 1975. Geographical patterns of evolution in Neotropical Lepidoptera. Systematics and derivation of known and new Heliconiini (Nymphalidae : Nymphalinae). *Journal of Entomology*. 44: 201-242
- Brown, K.S.1987. Biogeography and evolution of Neotropical butterflies. In: Whitmore T, Prance G, editors. *Biogeography and Quaternary History in Tropical America*. Oxford: Oxford University Press. pp. 66–104.
- Brown, J.H. & Lomolino, M.V.1998. *Biogeography*. Sunderland, Massachusetts, 2 ed. 691p.
- Cabanne, G. S., Calderón, L., Trujillo Arias, N., Flores, P., Pessoa, R., d'Horta, F. M., & Miyaki, C. Y. 2016. Effects of Pleistocene climate changes on species ranges and evolutionary processes in the Neotropical Atlantic Forest. *Biological Journal of the Linnean Society*, 119(4): 856-872.
- Camargo, A. J., de Camargo, N. F., Corrêa, D. C., de Camargo, W. R., Vieira, E. M., Marini-Filho, O., & Amorim, F. W. 2016. Diversity patterns and chronobiology of hawkmoths (Lepidoptera, Sphingidae) in the Brazilian Amazon rainforest. *Journal of insect conservation*, 20(4): 629-641.
- Carnaval, A. C., & Moritz, C. 2008. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography*, 35(7): 1187-1201. Carnaval, A. C., Waltari, E., Rodrigues, M. T., Rosauer, D., VanDerWal, J.,

- Damasceno, R., ... & Pie, M. R. 2014. Prediction of phylogeographic endemism in an environmentally complex biome. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1792), 20141461.
- CECA, 2017. Coleção Entomológica do Curso de Agronomia/UEMA [WWW Document]. Rede SpeciesLink. URL 50 <http://www.splink.org.br>.
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Colwell, R.K., Ellison, A.M. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84:45–67.
- Chiu, C., Wang, Y., Walther, B.A., Chao, A. 2016. An improved nonparametric lower bound of species richness via a modified good–turing frequency formula. *Biometric Methodology*, 70:671-682
- Coelho, I.P., Neto, S., Dieas, J.F.S., Forti, L.C., Chagas, E.F. & Lara, F.M., 1979. Fenologia e análise faunística da família Sphingidae (Lepidoptera); através de levantamentos com armadilha luminosa em Piracicaba SP. *An. Soc. Entom. Bras.* 8, 295– 307.
- Corrêa, C.V.C. 2017. Biodiversidade de Sphingidae (Lepidoptera) nos biomas brasileiros, padrões de atividade temporal diária e áreas prioritárias para conservação de Sphingidae e Saturniidae no Cerrado. 179 pp. Dissertação de Mestrado - Universidade de Brasília Instituto de Ciências Biológicas Programa de Pós-Graduação em Ecologia
- Costa, L. P., Leite, Y. L., da Fonseca, G. A., & da Fonseca, M. T. (2000). Biogeography of South American forest mammals: endemism and diversity in the Atlantic Forest 1. *Biotropica*, 32(4b): 872-881.
- Costa, L.P. 2003. The historical bridge between the Amazon and the Atlantic Forest of Brazil: a study of molecular phylogeography with small mammals. *Journal of Biogeography*, 30: 71–86.
- CPAC, 2018. Coleção Entomológica Embrapa Cerrados, Planaltina, DF.
- Cruz-Neto, O., Machado, I.C., Duarte, J.A. & Lopes, A.V. 2011. Synchronous phenology of hawkmoths (Sphingidae) and Inga species (Fabaceae–Mimosoideae): implications for the restoration of the Atlantic forest of northeastern Brazil. *Biodivers. Conserv.* 20: 751–765

- DaSilva, M.B. & Rocha, R.P. 2011. A história biogeográfica da Mata Atlântica: Opiliões (Arachnida) como modelo para sua inferência. In: Biogeografia da América do Sul: padrões e processos. 2º. ed. São Paulo: Roca, 2011. cap. 14, p. 221-239.
- Darrault, R.O. & Schlindwien, C. 2002. Esfingídeos (Lepidoptera, Sphingidae) no Tabuleiro Paraibano, nordeste do Brasil: abundância, riqueza e relação com plantas esfingófilas. *Rev. Bras. Zool*, 19: 429–443
- De Vivo, M. 1997. Mammalian evidence of historical ecological change in the Caatinga semiarid vegetation of northeastern Brazil. *J Comp Biol*, 2: 65–73
- Diniz-Filho, J. A. F., De Marco Jr, 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.
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Collen, B., 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345: 401-406.
- Duarte Junior, J.A. & Schlindewins, C. 2005. Riqueza, abundância e sazonalidade de Sphingidae (Lepidoptera) num fragmento de Mata Atlântica de Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de. Zoologia*, 22: 662–666.
- Duarte Junior, J.A. & Schlindewins, C. 2008. Hawkmoth fauna of a northern atlantic rain forest remnant (Sphingidae). *J. Lepid. Soc.*, 62: 71–79.
- Duarte, M., Carlin, L.F. & Marconato, G. 2008. Light-attracted hawkmoths (Lepidoptera: Sphingidae) of Boracéia, municipality of Salesópolis, state of São Paulo, Brazil. *Check List*, 4: 123
- DZUP-Lepidoptera, 2018. Coleção Entomológica Pe. Jesus Santiago Moure (Lepidoptera) [WWW Document]. Rede SpeciesLink. URL <http://www.splink.org.br>.
- Eitschberger, U. 2005. Revision der Gattungen *Amphimoea* Rothschild & Jordan, 1903, *Cocytius* auct. (nec Hübner, [1819]) und *Neococytius* Hodges, 1971 mit der Neugliederung der Gattung *Cocytius* auct. *Neue Entomol. Nachrichten*, 59: 171–288
- Favretto, M.A. 2012. Borboletas e mariposas (Insecta: Lepidoptera) da área urbana de Joaçaba, Santa Catarina, Brasil. *Entomobrasilis*, 5: 167–169.

- Ferrier, S. 2002. Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: where to from here?. *Systematic biology*, 51(2), 331-363.
- Fouquet, A., Recoder, R., Teixeira, M., Cassimiro, J., Amaro, R.C. 2012. Molecular phylogeny and morphometric analyses reveal deep divergence between Amazonia and Atlantic Forest species of *Dendrophryniscus*. *Mol Phylogenet Evol*, 62: 826–838.
- Fouquet, A., Loebmann, D., Castroviejo-Fisher, S., Padial, J.M., Orrico, V.G.D. 2012. From Amazonia to the Atlantic forest: molecular phylogeny of *Phyzelaphryninae* frogs reveals unexpected diversity and a striking biogeographic pattern emphasizing conservation challenges. *Mol Phylogenet Evol*, 65: 547–561.
- FIOCRUZ-CEIOC, 2017. Coleção Entomológica do Instituto Oswaldo Cruz [WWW Document]. Rede SpeciesLink. URL <http://www.splink.org.br>
- GBIF, 2018. Global Biodiversity Information Facility [WWW Document]. URL <http://www.gbif.org/>.
- Giovanelli, J. G., de Siqueira, M. F., Haddad, C. F., & Alexandrino, J. 2010. Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: How the size of calibration area affects the performance of five presence-only methods. *Ecological Modelling*, 221(2): 215-224.
- Guisan, A., Edwards Jr, T. C., & Hastie, T. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological modelling*, 157(2-3), 89-100.
- Haffer, J. 1969. Speciation in Amazonian forest birds. *Science* 165: 131-137.
- Hastie, T.J. and Tibshirani, R.J. 1986. “Generalized additive models,” *Statistical Science*, 1, 297–310.
- Haxaire, J., Rougerie, R., Mielke, C.G.C. & Kitching, I.J. 2015. *Manduca exiguus* (GEHLÉN, 1942): a valid species from southern and south - eastern Brazil, Uruguay and northeastern Argentina (Lepidoptera: Sphingidae). *Nachrichten des Entomol. Vereins Apollo*, 36: 49–54.
- Haber, W. A., & Frankie, G. W. 1989. A tropical hawkmoth community: Costa Rican dry forest Sphingidae. *Biotropica*, 155-172.

- Hsieh, T.C & Chao, A. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *British Ecological Society*, 7:1451-1456.
- IBGE, 2004. Mapa da Vegetação do Brasil. Inst. Bras. Geogr. e Estatística.
- IBGE, 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Inst. Bras. Geogr. e Estatística IBGE 1–271.
- Ignatov, I.I., Janovec, J.P., Centeno, P., Tobler, M. 2011. Patterns of Richness, Composition, and Distribution of Sphingid Moths Along an Elevational Gradient in the Andes-Amazon Region of Southeastern Peru. *Annals of the Entomological Society of America*, 104: 68-76.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VII – Invertebrados -- 1. ed. -- Brasília, DF: ICMBio/MMA, 2018. 7 v. : il.
- Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais– IPEF. 2018. Mapa de classificação climática do Brasil. Disponível em: [http:// https://www.ipef.br/](http://https://www.ipef.br/).
- Janzen, D.H. 1986. Biogeography of an unexceptional place: what determines the saturniid and sphingid moth fauna of Santa Rosa National Park, Costa Rica, and what does it mean to conservation biology? *Brenesia*, 25/26: 51– 87.
- Janzen, D.H. 1987. How moths pass the dry season in a Costa Rican dry forest. *Insect Science and its Applications*, 8: 489 – 500
- Johnson, S.D., Moré, M., Amorim, F.W., Haber, W.A., Frankie, G.W., Stanley, D.A., Coccuci, A.A., & Raguso, R.A., 2017. The long and the short of it: a global analysis of hawkmoth pollination niches and interaction networks. *Functional Ecology*, 31, 101– 115.
- Joly, C.A., Aidar, M.P.M., Klink, C.A., Mcgrath, D.G., Moreira, A.G., Moutinho, P., Nepstad, D.C., Oliveira, A.A., Pott, A., Rodal, M.J.N. & Sampaio, E.V.S.B. 1999. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. *Cien. Cult.* 51(5): 331-348.

- Kawahara, A.Y., Mignault, A.A., Jerome, C., Kitching, I.J.; Mitter, C. 2009. Phylogeny and Biogeography of Hawkmoths (Lepidoptera: Sphingidae): Evidence from Five Nuclear Genes. PLoS ONE 4, n5.
- Kelber, A. 2002. Pattern discrimination in a hawkmoth: innate preferences, learning performance and ecology. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences, 269(1509), 2573-2577.
- Kitching, I.J., 2017. Sphingidae Taxonomic Inventory [WWW Document]. Sphingidae Taxon. Invent. URL <http://sphingidae.myspecies.info/>
- Kitching, I. J. & Cadiou, J.M. 2000. Hawkmoths of the world: Na annotated and illustrated revisionary checklist (Lepidoptera: Sphingidae). Cornell University Press, Ithaca.
- Knapp R. & Casey T. H. 1986. Thermal ecology, behavior, and growth of gypsy moth and eastern tent caterpillars. Ecology 67: 598-608.
- Laroca, S. & Mielke, O.H.H., 1975. Ensaios sobre ecologia de comunidade em Sphingidae na Serra do Mar, Paraná, Brasil (Lepidoptera). Rev. Bras. Biol., 35: 1–19.
- Laroca, S., Becker, V.O. & Zanella, F.C. V., 1989. Diversidade, abundância relativa e fenologia em Sphingidae (Lepidoptera) na Serra do Mar (Quatro Barras, PR), Sul do Brasil. Acta Biológica Paraná, 18: 13–53.
- Lattin, G. D. 1967. Grundriss der zoogeographie. G. Fischer VEB, 602 p.
- Legendre, P., Legendre, L. 1998. Numerical Ecology. Elsevier, Amsterdam 504 Magurran.
- Leal, C.G. & Câmara, I.G. 2003. The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. Washington, D.C.: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press.
- LEPBARCODING, 2017. Lepidoptera Barcode of Life [WWW Document]. iBOL - Terr. Biosuveillance. URL <http://lepbarcoding.org/7>
- Linderman, M.D., Bjornson, Z., Simonds, E.F., Qiu, P., Bruggner, R.V., Sheode, K., Meng, T.H., Plevritis, S.K., Nolan, G.P., "CytoSPADE: high-performance analysis and visualization of high-dimensional cytometry data". Bioinformatics, 2012

- Lomolino, M.V. 2004. Conservation biogeography. In *Frontiers of Biogeography: New Directions in the Geography of Nature*, ed. MV Lomolino, LR Heaney, pp. 293–96. Sunderland, MA: Sinaue
- Lundmark, C., 2010. Long-distance insect migration. *Bioscience* 60: 400–400. doi:10.1525/bio.2010.60.5.15
- MCTP-Insetos. 2017. Coleção de Insetos do Museu de Ciências e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul [WWW Document]. Rede SpeciesLink. URL <http://www.splink.org.br>
- Machado, P.I.C., 2014. Estrutura e composição da comunidade de esfingídeos (Lepidoptera: Sphingidae) atraídos por luz da Estação Biológica de Boraceia, Salesópolis, São Paulo. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Mayr, E. 1966. *Animal species and evolution*. The Belknap Press, Harvard University Press, Cambridge, Mass.
- Merow, C. & Silander Jr, J. A. 2014. A comparison of M axlike and M axent for modelling species distributions. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(3), 215–225.
- Monteiro, R.F., Macedo, M.V., Nascimento, M.D.S. & Cury, R.S.F. 2007. Composição, abundância e notas sobre a ecologia de espécies de larvas de lepidópteros associadas a cinco espécies de plantas hospedeiras no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. *Rev. Bras. Entomol.*, 51: 476–483.
- Marinoni, R.C., Dutra, R.R.C. & Mielke, O.H.H., 1999. Levantamento da fauna entomológica no Estado do Paraná. IV. Sphingidae (Lepidoptera): diversidade alfa e estrutura de comunidade. *Rev. Bras. Zool.*, 16: 223–240.
- Morley, R. J. 2000. *Origin and evolution of tropical rain forests*. John Wiley & Sons, 378 p.
- Martin, A., Soares, A. & Bizarro, J. 2011. *Guia dos Sphingidae da Serra dos Órgãos*. Rio de Janeiro: REGUA Publications.
- Méio, B.B., Freitas, C.V., Jatobá, L., Silva, M.E.F., Ribeiro, R.P.B. 2003. Influência da flora das florestas Amazônica e Atlântica na vegetação do cerrado sensu stricto. *Rev Bras Botânica*, 26: 437–444

- Melo, A.S. 2016. CommEcol: Community Ecology Analyses. R package version 1.6.4. Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=CommEcol>.
- Melo Santos, A. M., Cavalcanti, D. R., Silva, J. M. C. D., & Tabarelli, M. 2007. Biogeographical relationships among tropical forests in north-eastern Brazil. *Journal of Biogeography*, 34(3): 437-446.
- Mielke, G.C. & Haxaire, J.H. 2018. Two new species of hawkmoth of the *Xylophanes porcus* (Hübner,[1823]) group from Brazil and Paraguay (Lepidoptera: Sphingidae). *The European Entomologist*, Vol. 9, No. 2:61-76
- Moré, M., Kitching, I. J., & Cocucci, A. A. 2005. Sphingidae: esfíngidos de Argentina. Apollo Books.
- Morley, R.L. 2000. Origin and evolution of tropical Rainforests. Wiley, New York
- Morrone, J. J. 2014. Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. *Zootaxa*, 3782(1): 1-110.
- Muller, P. 1973. Vie dispersal centers of terrestrial vertebrates in the Neotropical realm. The Hague, B.V. Publishers, 244p.
- Muscarella, R., Galante, P. J., Soley-Guardia, M., Boria, R. A., Kass, J. M., Uriarte, M., & Anderson, R. P. 2014. ENM eval: An R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for Maxent ecological niche models. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(11), 1198-1205.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; daFonseca, G.A.B. & Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853–858.
- Nieukerken, E. V., Kaila, L., Kitching, I. J., Kristensen, N. P., Lees, D. C., Minet, J. & Wahlberg, N. 2011. Order Lepidoptera Linnaeus, 1758. *Zootaxa*, 3148(212): 21.
- NHM-London-ENT, 2018. Entomological collections. Natural History Museum London [WWW Document]. Rede Species Link. URL <http://splink.cria.org.br/>.
- NMNH-Animalia-BR, 2018. Extant Specimen and Observation Records. National Museum of Natural History, Smithsonian Institution. [WWW Document]. Rede SpeciesLink. URL <http://www.splink.org.br>

- OBIS-BR, 2018. Centro de Referência em Informação Ambiental [WWW Document]. Rede SpeciesLink. URL <http://www.splink.org.br>.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P. McGlinn, D., Minchin, P.R., Ohara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Scoes, E., Wagner, H. 2017. Ordination methods, diversity analysis and other functions for community and vegetation ecologists, 2: 4-3.
- Oliveira-Filho, A.T., Ratter, J.A. 1995. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh J Bot*, 52: 141–194.
- Oliveira-Filho, A. T., & Fontes, M. A. L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate 1. *Biotropica*, 32(4b): 793-810.
- Oliveira, U., Brescovit, A. D., & Santos, A. J. 2015. Delimiting areas of endemism through kernel interpolation. *PloS one*, 10(1), e0116673.
- Palmer, T. M., Stanton, M.L. & Young, T.P. 2003. Competition and coexistence: exploring mechanisms that restrict and maintain diversity within mutualist guilds. *The American Naturalist*, 162: 63-79
- Pittaway, A. R. 1993. The hawkmoths of the western Palaearctic. Harley books. 240p.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, 190(3-4), 231-259.
- Phillips, S. J., & Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2): 161-175.
- Pontes, A. R. M., Beltrão, A. C. M., Normande, I. C., Malta, A. D. J. R., da Silva Júnior, A. P., & Santos, A. M. M. 2016. Mass extinction and the disappearance of unknown mammal species: scenario and perspectives of a biodiversity hotspot's hotspot. *PloS one*, 11(5):1-26.
- Prance, G. T. 1982. A review of the phytogeographic evidences for Pleistocene climate changes in the Neotropics. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 69(3), 594-624.

- Primo, L.M., Duarte, J.A., Machado, I.C., 2013. Hawkmoth fauna (Sphingidae, Lepidoptera) in a semi-deciduous rainforest remnant: composition, temporal fluctuations, and new records for northeastern Brazil. *An. Acad. Bras. Cienc.*, 85: 1177–1188.
- QGIS, 2019. Sistema de Informações Geográficas QGIS. Projeto Código Aberto Geospatial Foundation. Disponível em <http://qgis.osgeo.org>
- R CORE TEAM, 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. R version 3.5.2. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rezende, C.L., Scarano, F.R., Assad, E.D., Joly, C.A., Metzger, J.P., Strassburg, B.B.N., Tabarelli, M., Fonseca, G.A., Mittermeier, R.A. 2018. From hotspot to hopespot: an opportunity from the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16: 208-2014
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martense, A.C., Ponzoni, F.J. & Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142: 1141–1153.
- Rizzini, C. T. 1963. Nota prévia sobre a divisão fitogeográfica do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Conselho Nacional de Geografia. 25: 3-63.
- Rizzini, C.T., Coimbra-Filho, A.F. and Houaiss, A. 1988. *Ecossistemas Brasileiros /Brazilian Ecosystems*. Editora Index, Rio de Janeiro, 1634p.
- Rodrigues, B. V., Aguiar-Neto, M. B., Oliveira, U. D., Santos, A. J., Brescovit, A. D., Martins, M. B., & Bonaldo, A. B. 2017. Spider species richness and sampling effort at Cracraft's Belém Area of Endemism. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 89(3), 1543-1553.
- Royle, J. A., R. B. Chandler, C. Yackulic, and J. D. Nichols. 2012. Likelihood analysis of species occurrence probability from presence-only data for modelling species distributions. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 545 – 55.
- Sánchez-Bayo, F. & Wyckhuys, K.A.G. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232: 8-27

- Santos, F.L., Casagrande, M.M. & Mielke, O.H.H., 2015. Saturniidae and Sphingidae (Lepidoptera, Bombycoidea) assemblage in Vossoroca, Tijucas do Sul, Paraná, Brazil. *An. Acad. Bras. Cienc.*, 87: 843–860. doi: 10.1590/0001-3765201520140368
- Schreiber, H. 1978. Dispersal Centres of Sphingidae (Lepidoptera) in the Neotropical Region. doi:10.1007/978-94-009-9960-2
- Shipley, B. 2010. Community assembly, natural selection and maximum entropy models. *Oikos*, 119(4), 604-609.
- Silva, F. A. B., Costa, C. M. Q., Moura, R. C. & Farias, A. I. 2010. Study of the dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) community at two sites: Atlantic forest and clear-cut, Pernambuco, Brazil. *Environmental Entomology*, 39(2); 359-367.
- Silva, J. M., & Bates, J. M. 2002. Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot: The Cerrado, which includes both forest and savanna habitats, is the second largest South American biome, and among the most threatened on the continent. *BioScience*, 52(3): 225-234.
- Silva, J.M.C. 1995. Birds of the Cerrado region, South America. *Steenstrupia*, 21, 69–92
- Silva, J.M.C. 1996. Distribution of Amazonian and Atlantic birds in gallery forests of the Cerrado region, South America. *Ornitol Neotrop*, 7: 1–18.
- Silva, J.M.C. & Casteleti, C.H.M. 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: Galindo, L.C, Camara, I.G. eds. *The Atlantic Forest of south America: Biodiversity status, threats, and outlook*. Washington: CABS and Island Press, 43 – 59.
- Silva, J.M.C & Casteleti, C.H.M. 2005. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas* (C. Galindo-Leal & I.G. Câmara, eds.). Fundação SOS Mata Atlântica/Conservação Internacional, Belo Horizonte/São Paulo, p. 43-59.
- Siewert, R. & Silva, E.J.E. 2010. Contribution to the knowledge of the hawkmoths fauna in the state of Santa Catarina, Brazil (Lepidoptera: Sphingidae). *Nachrichten des Entomological Vereins Apollo*, 31: 63–66.

- Simpson, G.C.1969. South American mammals. In: Fittkau EJ, Illies J, Klinge H, editors. Biogeography and ecology in South America.Vol. 1. The Hague. pp. 113–134
- SinBIOTA, 2017. Sistema de Informação Ambiental do Programa Biota/Fapesp [WWW Document]. Rede SpeciesLink. URL <http://www.splink.org.br>
- Stockwell, D. 2006. Niche modeling: predictions from statistical distributions. Chapman and Hall/CRC.
- Tabarelli, M., & Santos, A. M. M. 2004. Uma breve descrição sobre a história natural dos brejos nordestinos. Brejos de Altitude em Pernambuco e Paraíba, História Natural, Ecologia e Conservação, 9: 17-24.
- Trujillo-Arias, N., Dantas, G. P., Arbeláez-Cortés, E., Naoki, K., Gómez, M. I., Santos, F. R. & Cabanne, G. S. 2017. The niche and phylogeography of a passerine reveal the history of biological diversification between the Andean and the Atlantic forests. Molecular phylogenetics and evolution, 112, 107-121.
- UnB, 2017. Coleção Entomológica UnB. Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Zoologia - Universidade de Brasília
- Vaglia, T. & Haxaire, J. 2009. Description d'un nouveau Sphingidae néotropical, *Xylophanes crenulata* (Lepidoptera , Sphingidae). Eur. Entomol., 1: 95–102.
- VanDerWal, J., Shoo, L. P., Graham, C., & Williams, S. E. 2009. Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling: how far should you stray from what you know?. Ecological modelling, 220(4), 589-594.
- Vanhatalo, J., & Vehtari, A. 2012. Modelling local and global phenomena with sparse Gaussian processes. arXiv preprint arXiv:1206.3290.
- Vieira, K.C.R., Moraes, S.S., Machado, P.I. & Duarte, M. 2015. Crepuscular and nocturnal hawkmoths (Lepidoptera: Sphingidae) from a fragment of Atlantic Rainforest in the State of São Paulo, Southeastern Brazil. Florida Entomol.
- World Clime, 2019. Global Climate Data (Free climate data for ecological modeling and GIS). URL <https://www.worldclim.org/>

ANEXOS

Anexo 1 - Lista de ocorrência espécies de Sphingidae presentes na Floresta Atlântica e sua ocorrência nos estados brasileiros.

	Estados Brasileiros										
	AL	BA	ES	MG	PE	PR	RJ	RN	RS	SC	SP
<u>Smerinthinae</u>											
<i>Adhemarius daphne</i> (Boisduval, [1875])	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	1
<i>Adhemarius eurysthenes</i> (Felder, C. & Felder, R., 1874)	-	-	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Adhemarius gagarini</i> (Zikán, 1935)	-	1	1	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Adhemarius gannascus</i> (Stoll, 1970)	1	1	-	-	1	1	1	-	1	1	1
<i>Adhemarius palmeri</i> (Boisduval, [1875])	1	1	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Orecta lycidas</i> (Boisduval, [1875])	-	-	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Protambulyx astygonus</i> (Boisduval, [1875])	1	1	1	-	1	-	1	-	-	1	1
<i>Protambulyx eurycles</i> (Herrich-Schäffer, 1854)	1	1	1	-	1	1	1	-	-	1	1
<i>Protambulyx goeldii</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-
<i>Protambulyx strigilis</i> (Linnaeus, 1771)	-	1	-	-	1	1	1	-	-	1	1
<i>Protambulyx sulphurea</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	-	1	-	-	1	1	1	-	1	1	1
<u>Sphinginae</u>											
<i>Agrius cingulata</i> (Fabricius, 1775)	-	-	-	-	1	1	1	1	1	-	1
<i>Amphimoea walkeri</i> (Boisduval, [1875])	1	-	-	-	1	-	1	-	-	-	1
<i>Cocytius antaeus</i> (Drury, 1773)	1	-	-	-	1	1	1	-	-	1	1
<i>Cocytius beelzebuth</i> (Boisduval, [1875])	-	-	1	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Cocytius duponchel</i> (Poey, 1832)	-	1	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Cocytius lucifer</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	-	1	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Cocytius mephisto</i> (Haxaire & Vaglia, 2002)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	1
<i>Lintneria justiciae</i> (Walker, 1856)	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Manduca albiplaga</i> (Walker, 1856)	-	1	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Manduca armatipes</i> (Rothschild & Jordan, 1916)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-
<i>Manduca bergarmatipes</i> (Clark, 1927)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
<i>Manduca brasiliensis</i> (Jordan, 1911)	-	1	-	-	1	1	1	-	1	-	1
<i>Manduca clarki</i> (Rothschild & Jordan, 1916)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Manduca contracta</i> (Butler, 1875)	-	-	-	-	1	1	1	-	-	1	1
<i>Manduca dalica</i> (Kirby, 1877)	-	-	1	-	-	-	1	-	-	1	1
<i>Manduca diffissa</i> (Butler, 1871)	-	1	-	-	1	1	1	-	1	1	1
<i>Manduca exiguus</i> (Gehlen, 1942)	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Manduca florestan</i> (Stoll, 1782)	1	1	1	-	1	1	1	-	1	1	1
<i>Manduca hannibal</i> (Cramer, 1779)	1	1	1	-	1	1	1	-	-	1	1
<i>Manduca incisa</i> (Walker, 1856)	-	1	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Manduca janira</i> (Jordan, 1911)	-	-	1	-	-	1	1	-	-	-	1
<i>Manduca lefeburii</i> (Guérin-Méneville, 1844)	-	-	1	-	1	1	1	-	-	1	1
<i>Manduca leucospila</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Manduca lichenea</i> (Burmeister, 1855)	-	-	-	-	-	1	1	-	1	-	1
<i>Manduca lucetius</i> (Cramer, 1780)	1	1	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Manduca manducoides</i> (Rothschild, 1895)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Manduca pellenia</i> (Herrich-Schäffer, 1854)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Manduca scutata</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1

	AL	BA	ES	MG	PE	PR	RJ	RN	RS	SC	SP
<i>Manduca sexta</i> (Linnaeus, 1763)	-	1	1	-	1	1	1	1	1	1	1
<i>Manduca tucumana</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Neococytius cluentius</i> (Cramer, 1775)	-	1	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Neogene dynaeus</i> (Hübner, [1831])	1	1	1	-	1	-	1	-	-	-	1
<i>Neogene reevei</i> (Druce, 1882)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1
<u>Macroglossinae</u>											
<i>Aellopos clavipes</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	1	1	1	1	-	1	1	-	-	1	1
<i>Aellopos ceculus</i> (Cramer, 1777)	-	-	-	1	-	-	-	-	1	1	-
<i>Aellopos fadus</i> (Cramer, 1775)	-	-	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Aellopos tantalus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	1	1	-	1	1	-	1	1	1
<i>Aellopos titan</i> (Cramer, 1777)	1	1	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Aleuron carinata</i> (Walker, 1856)	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Aleuron chloroptera</i> (Perty, 1833)	-	-	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Aleuron iphis</i> (Walker, 1856)	-	1	-	-	1	-	1	-	-	1	1
<i>Aleuron neglectum</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	-	-	1	-	-	-	1	-	-	1	1
<i>Aleuron prominens</i> (Walker, 1856)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1
<i>Aleuron ypanemae</i> (Boisduval, [1875])	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Callionima acuta</i> (Rothschild & Jordan, 1910)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Callionima falcifera</i> (Gehlen, 1943)	-	1	-	-	1	-	1	-	-	1	1
<i>Callionima grisescens</i> (Rothschild, 1894)	1	-	-	-	-	-	1	1	-	1	1
<i>Callionima inuus</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	-	1	1	-	1	-	1	-	1	1	1
<i>Callionima nomius</i> (Walker, 1856)	-	-	1	-	1	1	1	-	1	1	1
<i>Callionima pan</i> (Cramer, 1779)	-	1	-	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Callionima parce</i> (Fabricius, 1775)	1	-	-	-	1	1	1	-	1	1	1
<i>Enyo cavifer</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	1
<i>Enyo gorgon</i> (Cramer, 1777)	-	1	1	-	1	1	1	-	-	1	1
<i>Enyo lugubris</i> (Linnaeus, 1771)	1	1	-	-	1	1	1	-	1	1	1
<i>Enyo ocypete</i> (Linnaeus, 1758)	-	1	-	-	1	1	1	-	-	1	1
<i>Enyo taedium</i> (Schaus, 1890)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Erinnyis alope</i> (Drury, 1773)	-	1	1	-	1	1	-	-	-	-	-
<i>Erinnyis crameri</i> (Schaus, 1898)	-	-	-	-	1	1	1	-	-	1	1
<i>Erinnyis ello</i> (Linnaeus, 1758)	-	1	-	-	1	1	1	1	-	1	1
<i>Erinnyis lassauxii</i> (Boisduval, 1859)	1	-	-	-	1	1	1	-	1	-	1
<i>Erinnyis obscura</i> (Fabricius, 1775)	-	-	-	-	1	1	1	-	-	1	1
<i>Erinnyis oenotrus</i> (Cramer, 1780)	1	1	-	-	-	1	1	-	1	-	1
<i>Eumorpha analis</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Eumorpha anchemolus</i> (Cramer, 1779)	1	1	-	-	1	1	1	-	1	1	1
<i>Eumorpha fasciatus</i> (Sulzer, 1776)	-	-	-	-	1	1	1	-	-	1	1
<i>Eumorpha labruscae</i> (Linnaeus, 1758)	-	1	-	-	1	1	1	1	-	1	1
<i>Eumorpha obliquus</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	-	-	-	-	1	1	1	-	-	1	1
<i>Eumorpha orientis</i> (Daniel, 1949)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Eumorpha phorbis</i> (Cramer, 1775)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Eumorpha satellitia</i> (Linnaeus, 1771)	1	-	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Eumorpha translineatus</i> (Rothschild, 1895)	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Eupyrhoglossum sagra</i> (Poey, 1832)	-	-	-	-	1	1	1	-	-	1	1
<i>Hemeroplanes longistriga</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Hemeroplanes ornatus</i> (Rothschild, 1894)	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	1

	AL	BA	ES	MG	PE	PR	RJ	RN	RS	SC	SP
<i>Hemeroplanes triptolemus</i> (Cramer, 1779)	-	1	-	-	1	1	1	-	-	1	1
<i>Hyles euphorbium</i> (Guérin & Percheron, 1835)	1	1	-	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Isognathus allamandae</i> (Clark, 1920)	1	1	-	-	1	-	1	-	-	-	1
<i>Isognathus australis</i> (Clark, 1917)	-	1	1	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Isognathus caricae</i> (Linnaeus, 1758)	-	1	-	-	1	-	1	-	-	-	1
<i>Isognathus excelsior</i> (Boisduval, [1875])	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Isognathus leachii</i> (Swainson, 1823)	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Isognathus menechus</i> (Boisduval, [1875])	-	-	-	-	1	-	1	1	-	-	1
<i>Isognathus rimosa</i> (Grote, 1865)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
<i>Isognathus swainsonii</i> (Felder, C. & Felder, R., 1862)	-	1	1	-	1	-	1	-	-	-	1
<i>Madoryx bubastus</i> (Cramer, 1777)	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	1
<i>Madoryx oiclus</i> (Cramer, 1779)	-	1	-	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Madoryx plutonius</i> (Hübner, [1819])	1	1	-	-	1	-	1	-	-	1	1
<i>Nyceryx alophus</i> (Boisduval, [1875])	-	-	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Nyceryx brevis</i> (Becker, 2001)*	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nyceryx coffaeae</i> (Walker, 1856)	-	1	1	-	1	-	1	-	-	-	1
<i>Nyceryx continua</i> (Walker, 1856)	-	-	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Nyceryx nephus</i> (Boisduval, [1875])	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Nyceryx nictitans</i> (Boisduval, [1875])	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Nyceryx riscus</i> (Schaus, 1890)	-	1	-	-	-	1	1	-	-	-	1
<i>Oryba kadeni</i> (Schaufuss, 1870)	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	1
<i>Pachygonidia caliginosa</i> (Boisduval, 1870)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pachygonidia mielkei</i> (Cadiou, 1997)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-
<i>Pachylia darceta</i> (Druce, 1881)	-	1	1	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Pachylia ficus</i> (Linnaeus, 1758)	-	1	-	-	1	1	1	-	1	1	-
<i>Pachylia syces</i> (Hübner, [1819])	-	-	-	-	1	1	1	-	1	-	1
<i>Pachylioides resumens</i> (Walker, 1856)	-	1	-	-	1	1	1	-	1	1	1
<i>Perigonia lusca</i> (Fabricius, 1777)	-	1	-	-	1	1	1	-	1	-	1
<i>Perigonia pallida</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	1	-	-	-	1	1	1	1	-	-	1
<i>Perigonia passerina</i> (Boisduval, [1875])	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Perigonia stulta</i> (Herrich-Schäffer, [1854])	-	1	-	-	1	1	1	-	-	1	1
<i>Phryxus caicus</i> (Cramer, 1777)	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	1
<i>Pseudosphinx tetrio</i> (Linnaeus, 1771)	-	1	1	-	1	1	1	1	1	1	1
<i>Unzela japix</i> (Cramer, 1776)	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Xylophanes aglaor</i> (Boisduval, [1875])	-	1	-	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Xylophanes alineae</i> (Haxaire & Mielke, C., [2018])	-	-	1	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Xylophanes amadis</i> (Stoll, 1782)	-	1	1	-	1	1	1	-	-	-	1
<i>Xylophanes anubus</i> (Cramer, 1777)	1	1	-	-	1	1	1	-	1	1	1
<i>Xylophanes ceratomioides</i> (Grote & Robinson, 1866)	-	-	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Xylophanes chiron</i> (Drury, 1773)	-	1	-	-	1	1	1	-	1	1	1
<i>Xylophanes cosmius</i> (Rothschild & Jordan, 1906)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Xylophanes crenulata</i> (Vaglia & Haxaire, 2009)	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Xylophanes depuseti</i> (Boisduval, [1875])*	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Xylophanes elara</i> (Druce, 1878)	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Xylophanes epaphus</i> (Boisduval, [1875])	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Xylophanes eumedon</i> (Boisduval, [1875])	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Xylophanes fosteri</i> (Rothschild & Jordan, 1906)	-	1	-	-	-	1	-	-	1	1	1

	AL	BA	ES	MG	PE	PR	RJ	RN	RS	SC	SP
<i>Xylophanes fusimacula</i> (Felder, C. & Felder, R., 1874)	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Xylophanes hydrata</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	-	1	-	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Xylophanes indistincta</i> (Closs, 1915)	-	-	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Xylophanes isaon</i> (Boisduval, [1875])	-	-	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Xylophanes libya</i> (Druce, 1878)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
<i>Xylophanes loelia</i> (Druce, 1878)	1	1	-	-	1	-	1	-	-	-	1
<i>Xylophanes marginalis</i> (Clark, 1917)	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Xylophanes pistacina</i> (Boisduval, [1875])	-	1	-	-	-	1	-	-	-	1	1
<i>Xylophanes pluto</i> (Fabricius, 1777)	-	1	-	-	1	1	1	-	1	1	1
<i>Xylophanes schausi</i> (Rothschild, 1894)	-	1	1	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Xylophanes soaresi</i> (Haxaire & Mielke, C., [2018])	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Xylophanes tersa</i> (Linnaeus, 1771)	-	1	-	-	1	1	1	-	1	1	1
<i>Xylophanes thyelia</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	-	-	1	1	1	-	1	1	1
<i>Xylophanes titana</i> (Druce, 1878)	-	1	-	-	-	1	1	-	1	1	1
<i>Xylophanes tyndarus</i> (Boisduval, [1875])	-	-	1	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Xylophanes xylobotes</i> (Burmeister, 1878)	-	1	1	-	-	1	1	-	1	1	1
Número total de espécies	28	68	28	4	60	102	123	8	55	99	134

Anexo 2 – Lista de espécies de Sphingidae presentes na Floresta Atlântica brasileira e suas ocorrências nas duas principais formações florestais deste bioma. “*” Indica o status de espécie endêmica.

Espécies	Fitofisionomia	
	Ombrofila	Estacional
<u>Smerinthinae</u>		
<i>Adhemarius daphne</i> (Boisduval, [1875])	X	-
<i>Adhemarius eurysthenes</i> (Felder, C. & Felder, R., 1874)	X	X
<i>Adhemarius gagarini</i> (Zikán, 1935)	X	X
<i>Adhemarius gannascus</i> (Stoll, 1970)	X	X
<i>Adhemarius palmeri</i> (Boisduval, [1875])	X	X
<i>Orecta lycidas</i> (Boisduval, [1875])	X	X
<i>Protambulyx astygonus</i> (Boisduval, [1875])	X	X
<i>Protambulyx eurycles</i> (Herrich-Schäffer, 1854)	X	X
<i>Protambulyx goeldii</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	X	-
<i>Protambulyx strigilis</i> (Linnaeus, 1771)	X	X
<i>Protambulyx sulphurea</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	X	X
<u>Sphinginae</u>		
<i>Agrius cingulata</i> (Fabricius, 1775)	X	X
<i>Amphimoea walkeri</i> (Boisduval, [1875])	X	X
<i>Cocytius antaeus</i> (Drury, 1773)	X	X
<i>Cocytius beelzebuth</i> (Boisduval, [1875])	X	X
<i>Cocytius duponchel</i> (Poey, 1832)	X	X
<i>Cocytius lucifer</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	X	X
<i>Cocytius mephisto</i> (Haxaire & Vaglia, 2002)*	X	-
<i>Lintneria justiciae</i> (Walker, 1856)	X	X
<i>Manduca albiplaga</i> (Walker, 1856)	X	X
<i>Manduca armatipes</i> (Rothschild & Jordan, 1916)	X	X
<i>Manduca bergarmatipes</i> (Clark, 1927)	X	X
<i>Manduca brasiliensis</i> (Jordan, 1911)	X	X
<i>Manduca clarki</i> (Rothschild & Jordan, 1916)	X	X
<i>Manduca contracta</i> (Butler, 1875)	X	X
<i>Manduca dalica</i> (Kirby, 1877)	X	-
<i>Manduca diffissa</i> (Butler, 1871)	X	X
<i>Manduca exiguus</i> (Gehlen, 1942)	X	-
<i>Manduca florestan</i> (Stoll, 1782)	X	X
<i>Manduca hannibal</i> (Cramer, 1779)	X	X
<i>Manduca incisa</i> (Walker, 1856)	X	X
<i>Manduca janira</i> (Jordan, 1911)*	X	-
<i>Manduca lefeburii</i> (Guérin-Méneville, 1844)	X	X
<i>Manduca lichenea</i> (Burmeister, 1855)	X	X
<i>Manduca lucetius</i> (Cramer, 1780)	X	X

Espécies	Ombrófilas	Estacionais
<i>Manduca manducoides</i> (Rothschild, 1895)	X	-
<i>Manduca pellenia</i> (Herrich-Schäffer, 1854)	X	-
<i>Manduca rustica</i> (Fabricius, 1775)	X	X
<i>Manduca scutata</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	X	-
<i>Manduca sexta</i> (Linnaeus, 1763)	X	X
<i>Manduca tucumana</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	-	X
<i>Neococytius cluentius</i> (Cramer, 1775)	X	X
<i>Neogene dynaeus</i> (Hübner, [1831])	X	X
<i>Neogene reevei</i> (Druce, 1882)	X	X
<u>Macroglossinae</u>		
<i>Aellopos clavipes</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	X	X
<i>Aellopos ceculus</i> (Cramer, 1777)	X	X
<i>Aellopos fadus</i> (Cramer, 1775)	X	X
<i>Aellopos tantalus</i> (Linnaeus, 1758)	X	X
<i>Aellopos titan</i> (Cramer, 1777)	X	X
<i>Aleuron carinata</i> (Walker, 1856)	X	X
<i>Aleuron chloroptera</i> (Perty, 1833)	X	X
<i>Aleuron iphis</i> (Walker, 1856)	X	X
<i>Aleuron neglectum</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	X	X
<i>Aleuron prominens</i> (Walker, 1856)*	X	-
<i>Aleuron ypanemae</i> (Boisduval, [1875])*	X	-
<i>Callionima acuta</i> (Rothschild & Jordan, 1910)*	X	-
<i>Callionima falcifera</i> (Gehlen, 1943)	X	X
<i>Callionima grisescens</i> (Rothschild, 1894)	X	X
<i>Callionima inuus</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	X	X
<i>Callionima nomius</i> (Walker, 1856)	X	X
<i>Callionima pan</i> (Cramer, 1779)	X	X
<i>Callionima parce</i> (Fabricius, 1775)	X	X
<i>Enyo caviifer</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	X	-
<i>Enyo gorgon</i> (Cramer, 1777)	X	X
<i>Enyo lugubris</i> (Linnaeus, 1771)	X	X
<i>Enyo ocypete</i> (Linnaeus, 1758)	X	X
<i>Enyo taedium</i> (Schaus, 1890)	X	-
<i>Erinnyis alope</i> (Drury, 1773)	X	X
<i>Erinnyis crameri</i> (Schaus, 1898)	X	X
<i>Erinnyis ello</i> (Linnaeus, 1758)	X	X
<i>Erinnyis lassauxii</i> (Boisduval, 1859)	X	X
<i>Erinnyis obscura</i> (Fabricius, 1775)	X	X
<i>Erinnyis oenotrus</i> (Cramer, 1780)	X	X
<i>Eumorpha analis</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	X	X
<i>Eumorpha anchemolus</i> (Cramer, 1779)	X	X
<i>Eumorpha labruscae</i> (Linnaeus, 1758)	X	X
<i>Eumorpha obliquus</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	X	X
<i>Eumorpha orientis</i> (Daniel, 1949)	X	-
<i>Eumorpha phorbis</i> (Cramer, 1775)	X	-

Espécies	Ombrófilas	Estacionais
<i>Eumorpha satellitia</i> (Linnaeus, 1771)	X	X
<i>Eumorpha translineatus</i> (Rothschild, 1895)*	X	X
<i>Eumorpha vitis</i> (Linnaeus, 1758)	X	X
<i>Eupyrrhoglossum sagra</i> (Poey, 1832)	X	X
<i>Hemeroplanes longistriga</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	X	X
<i>Hemeroplanes ornatus</i> (Rothschild, 1894)	X	-
<i>Hemeroplanes triptolemus</i> (Cramer, 1779)	X	X
<i>Hyles euphorbium</i> (Guérin-Ménéville & Percheron, 1835)	X	X
<i>Isognathus allamandae</i> (Clark, 1920)	X	X
<i>Isognathus australis</i> (Clark, 1917)	X	-
<i>Isognathus caricae</i> (Linnaeus, 1758)	X	X
<i>Isognathus excelsior</i> (Boisduval, [1875])	X	-
<i>Isognathus leachii</i> (Swainson, 1823)	X	X
<i>Isognathus menechus</i> (Boisduval, [1875])	X	X
<i>Isognathus rimosa</i> (Grote, 1865)	X	X
<i>Isognathus swainsonii</i> (Felder, C. & Felder, R., 1862)	X	X
<i>Madoryx bubastus</i> (Cramer, 1777)	X	X
<i>Madoryx oiclus</i> (Cramer, 1779)*	X	-
<i>Madoryx plutonius</i> (Hübner, [1819])	X	X
<i>Nyceryx alophus</i> (Boisduval, [1875])	X	X
<i>Nyceryx brevis</i> (Becker, 2001)	-	X
<i>Nyceryx coffaeae</i> (Walker, 1856)	X	X
<i>Nyceryx continua</i> (Walker, 1856)	X	X
<i>Nyceryx nephus</i> (Boisduval, [1875])	X	-
<i>Nyceryx nictitans</i> (Boisduval, [1875])	X	X
<i>Nyceryx riscus</i> (Schaus, 1890)	X	X
<i>Oryba kadeni</i> (Schaufuss, 1870)	X	X
<i>Pachygonidia caliginosa</i> (Boisduval, 1870)	X	-
<i>Pachygonidia mielkei</i> (Cadiou, 1997)*	X	-
<i>Pachylia darceta</i> (Druce, 1881)	X	-
<i>Pachylia ficus</i> (Linnaeus, 1758)	X	X
<i>Pachylia syces</i> (Hübner, [1819])	X	X
<i>Pachylioides resumens</i> (Walker, 1856)	X	X
<i>Perigonia lusca</i> (Fabricius, 1777)	X	X
<i>Perigonia pallida</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	X	X
<i>Perigonia passerina</i> (Boisduval, [1875])	X	-
<i>Perigonia stulta</i> (Herrich-Schäffer, [1854])	X	X
<i>Phryxus caicus</i> (Cramer, 1777)	X	X
<i>Pseudosphinx tetrio</i> (Linnaeus, 1771)	X	X
<i>Unzela japix</i> (Cramer, 1776)	X	-
<i>Xylophanes aglaor</i> (Boisduval, [1875])	X	X
<i>Xylophanes alineae</i> (Haxaire & Mielke, C., [2018])	X	-
<i>Xylophanes amadis</i> (Stoll, 1782)	X	X
<i>Xylophanes anubus</i> (Cramer, 1777)	X	X
<i>Xylophanes ceratomioides</i> (Grote & Robinson, 1866)	X	X

Espécies	Omrófilas	Estacionais
<i>Xylophanes chiron</i> (Drury, 1773)	X	X
<i>Xylophanes cosmius</i> (Rothschild & Jordan, 1906)	X	-
<i>Xylophanes crenulata</i> (Vaglia & Haxaire, 2009)	X	-
<i>Xylophanes depuiseti</i> (Boisduval, [1875])*	X	-
<i>Xylophanes elara</i> (Druce, 1878)	X	X
<i>Xylophanes epaphus</i> (Boisduval, [1875])	X	-
<i>Xylophanes eumedon</i> (Boisduval, [1875])	X	X
<i>Xylophanes fosteri</i> (Rothschild & Jordan, 1906)	X	-
<i>Xylophanes fusimacula</i> (Felder, C. & Felder, R., 1874)	X	-
<i>Xylophanes hydrata</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	X	X
<i>Xylophanes indistincta</i> (Closs, 1915)*	X	X
<i>Xylophanes isaon</i> (Boisduval, [1875])	X	X
<i>Xylophanes libya</i> (Druce, 1878)	X	X
<i>Xylophanes loelia</i> (Druce, 1878)	X	X
<i>Xylophanes marginalis</i> (Clark, 1917)	X	X
<i>Xylophanes pistacina</i> (Boisduval, [1875])	X	X
<i>Xylophanes pluto</i> (Fabricius, 1777)	X	X
<i>Xylophanes schausi</i> (Rothschild, 1894)	X	X
<i>Xylophanes soaresi</i> (Haxaire & Mielke, C., [2018])	X	-
<i>Xylophanes tersa</i> (Linnaeus, 1771)	X	X
<i>Xylophanes thyelia</i> (Linnaeus, 1758)	X	X
<i>Xylophanes titana</i> (Druce, 1878)	X	X
<i>Xylophanes tyndarus</i> (Boisduval, [1875])	X	X
<i>Xylophanes xylobotes</i> (Burmeister, 1878)	X	-
Número total de espécies	148	115

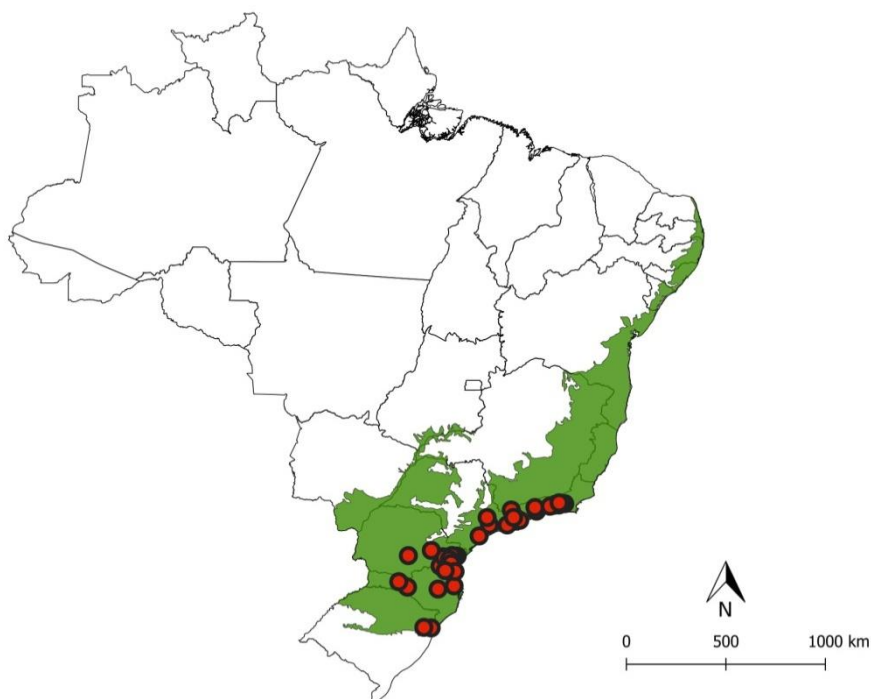
Anexo 3 – Mapas de distribuição de todas as espécies com registro de ocorrência para a Floresta Atlântica brasileira. Para acessar figuras das distintas espécies, consulte:

<http://sphingidae.myspecies.info/>. Acesso em 15/07/2020.

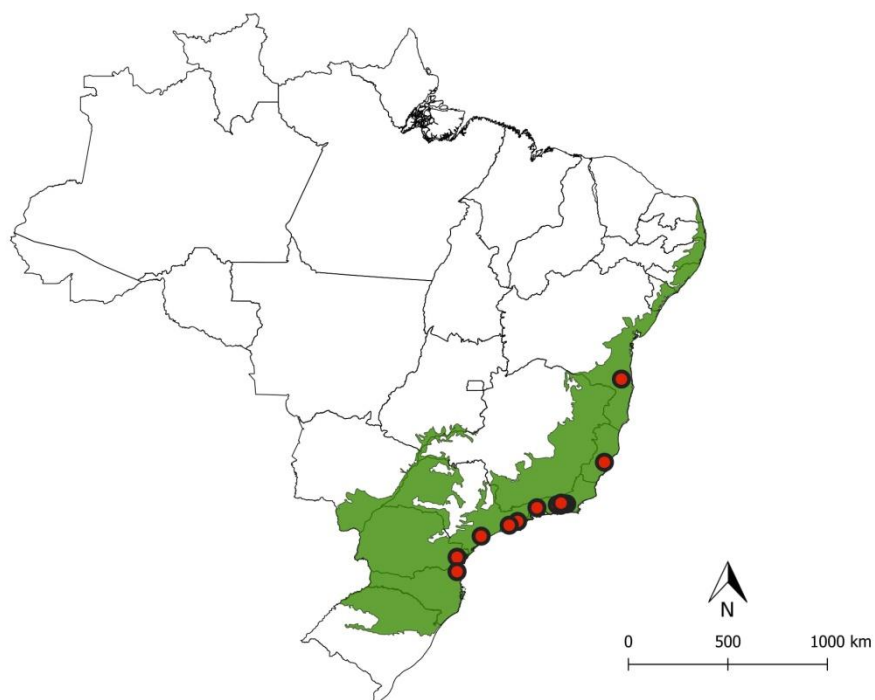
Adhemarius daphne (Boisduval, [1875])



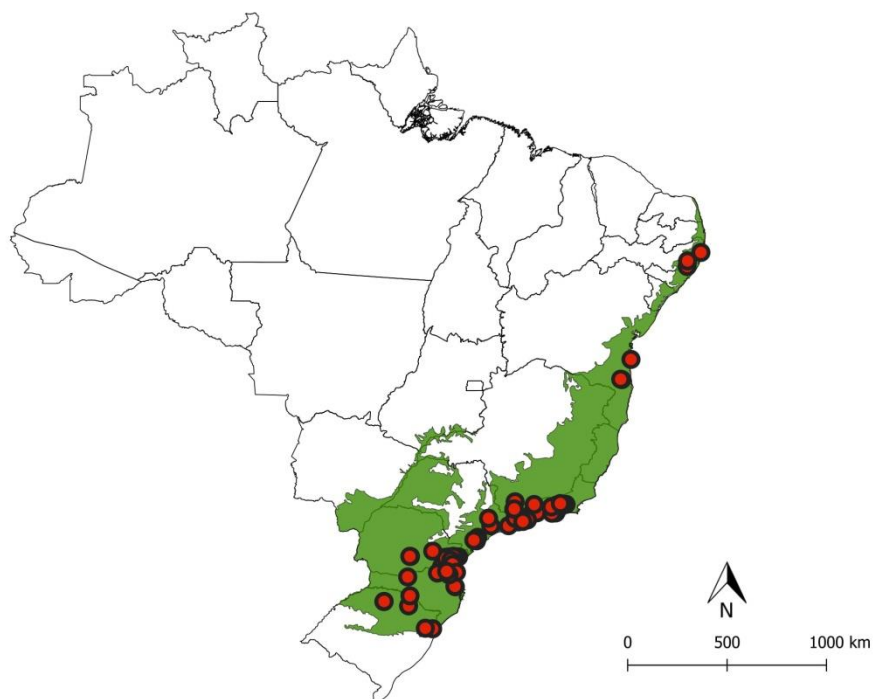
Adhemarius eurysthenes (Felder, C. & Felder, R., 1874)



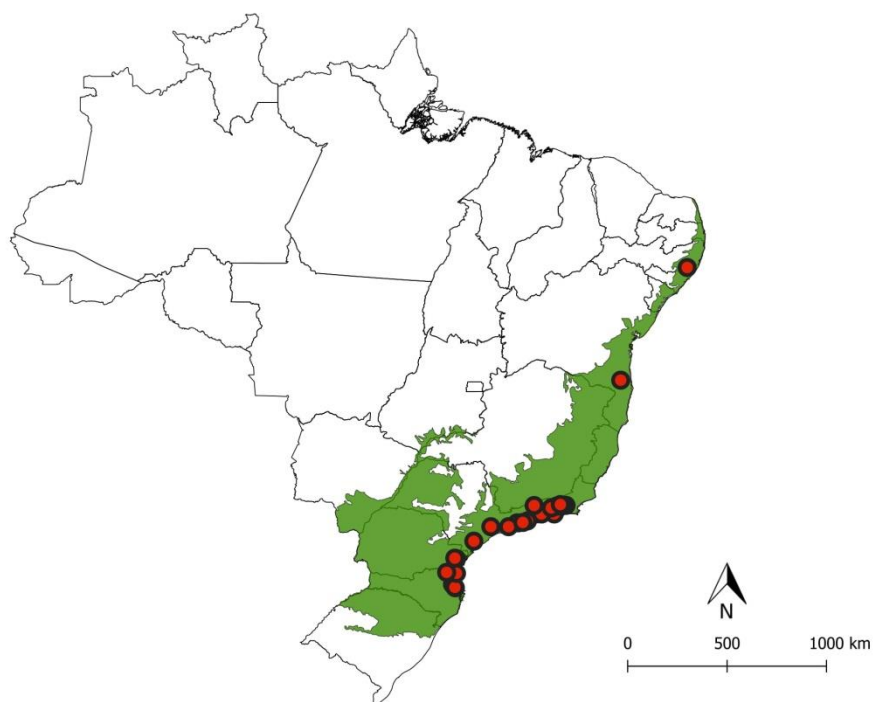
Adhemarius gagarini (Zikán, 1935)



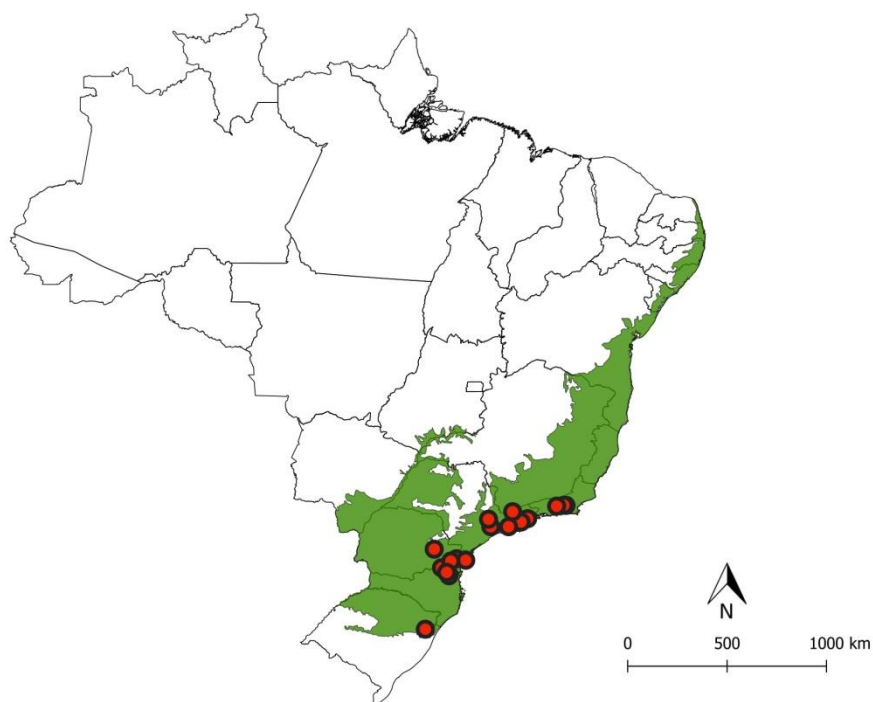
Adhemarius gannascus (Stoll, 1790)



Adhemarius palmeri (Boisduval, [1875])



Orecta lycidas (Boisduval, [1875])



Protambulyx astygonus (Boisduval, [1875])



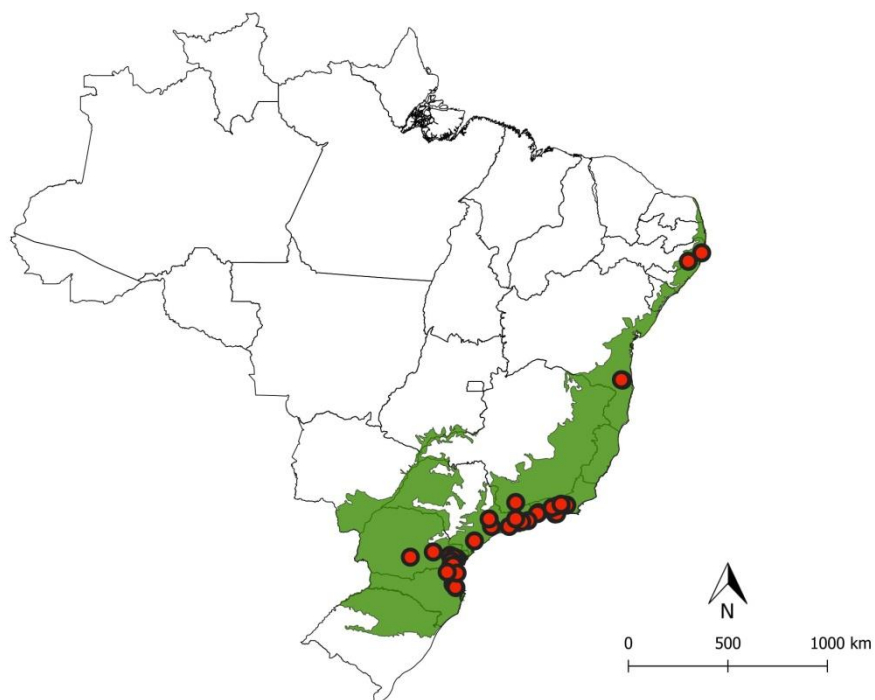
Protambulyx eurycles (Herrich-Schäffer, 1854)



Protambulyx goeldii (Rothschild & Jordan, 1903)



Protambulyx strigilis (Linnaeus, 1771)



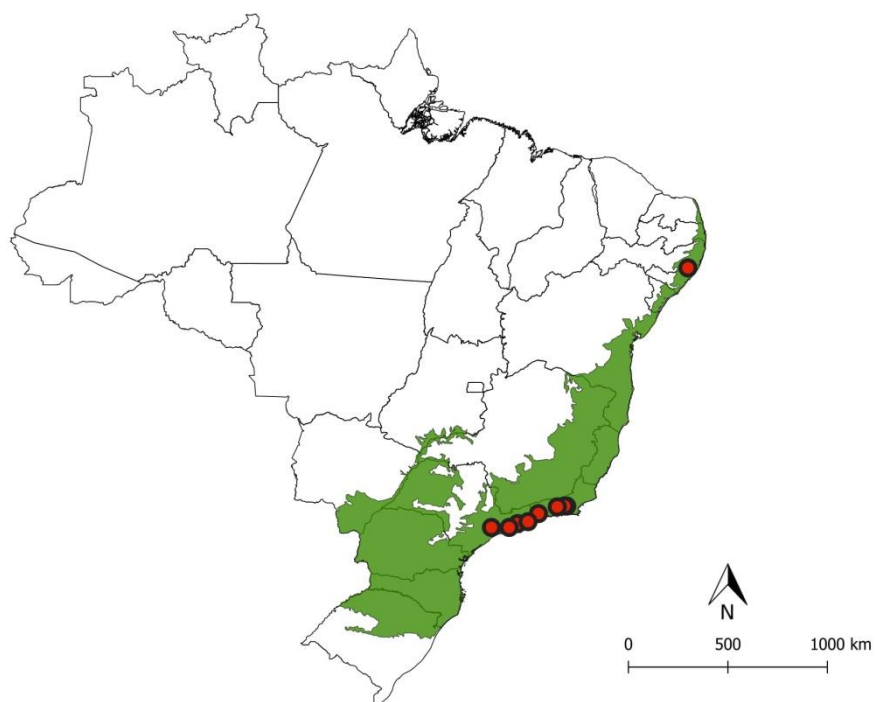
Protambulyx sulphurea (Rothschild & Jordan, 1903)



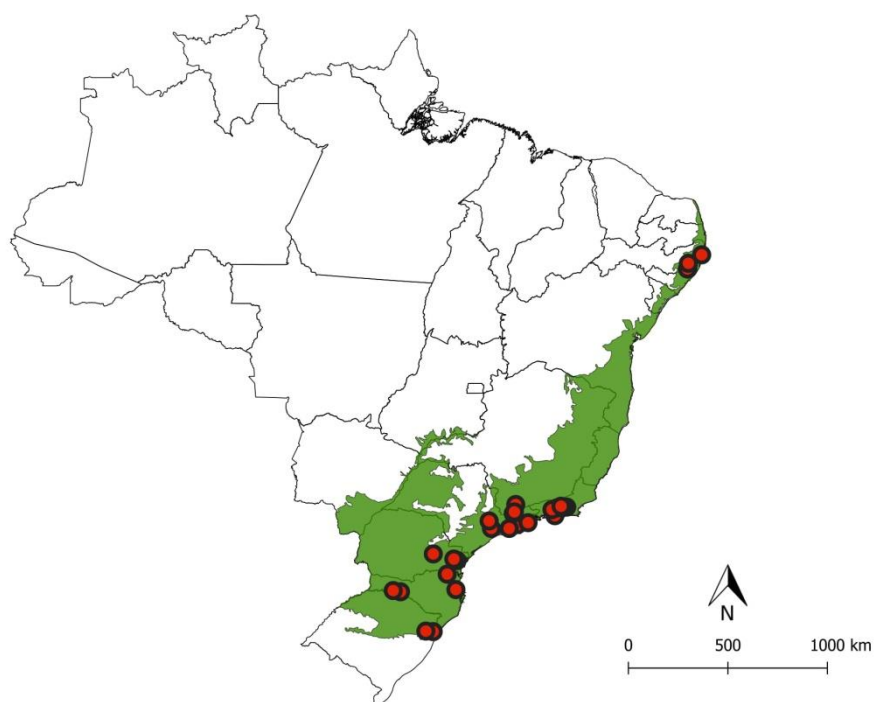
Agrius cingulata (Fabricius, 1775)



Amphimoea walkeri (Boisduval, [1875])



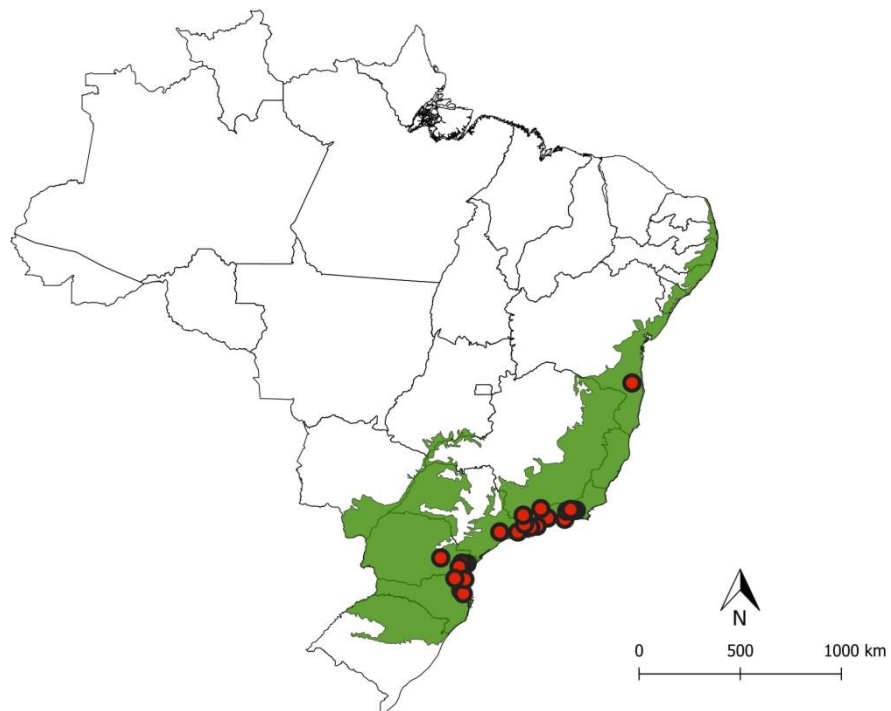
Cocytius antaeus (Drury, 1773)



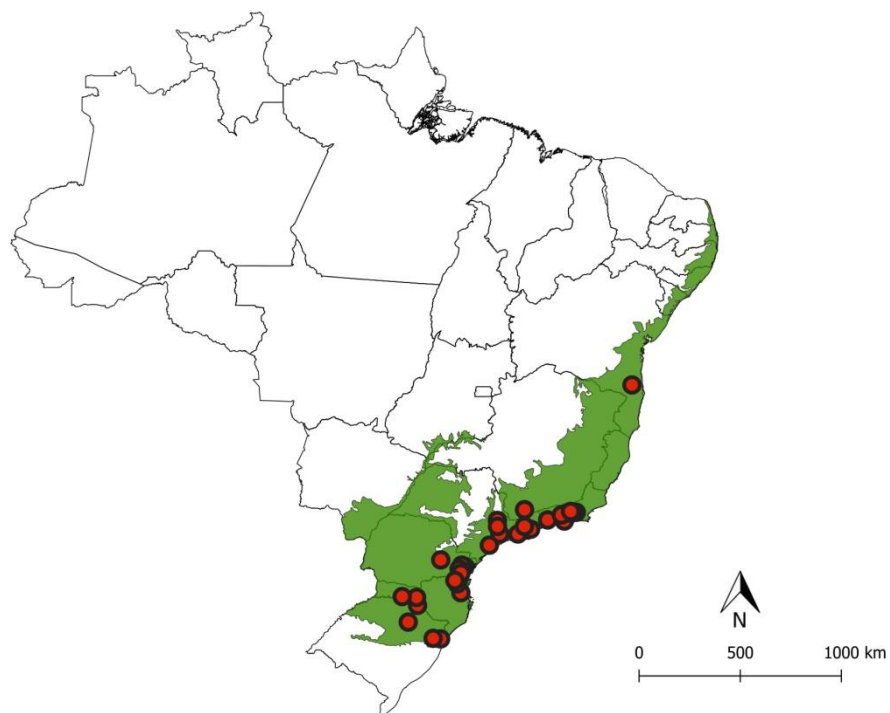
Cocytius beelzebuth (Boisduval, [1875])



Cocytius duponchel (Poey, 1832)



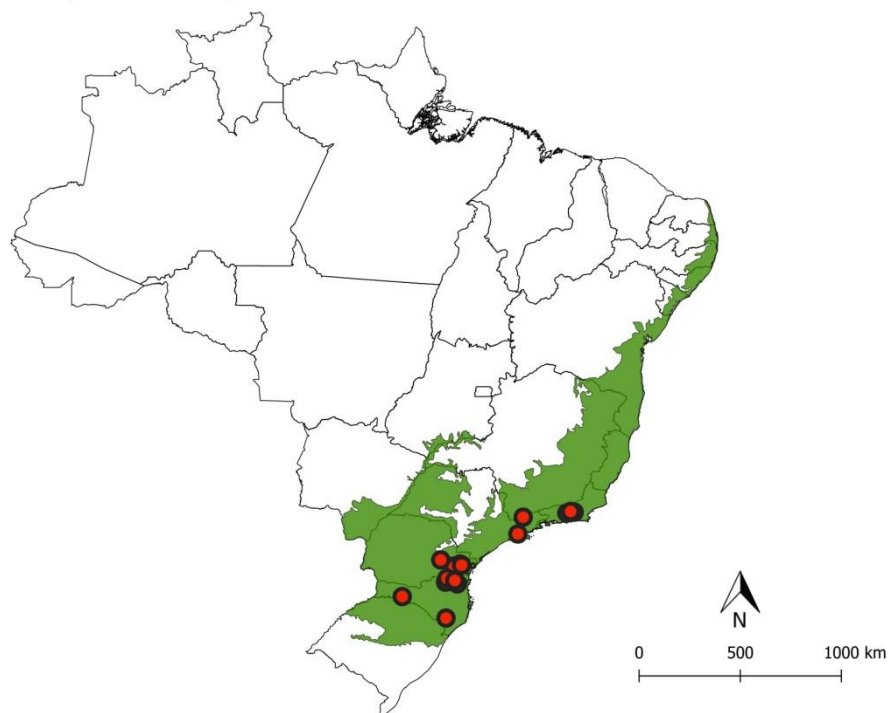
Cocytius lucifer (Rothschild & Jordan, 1903)



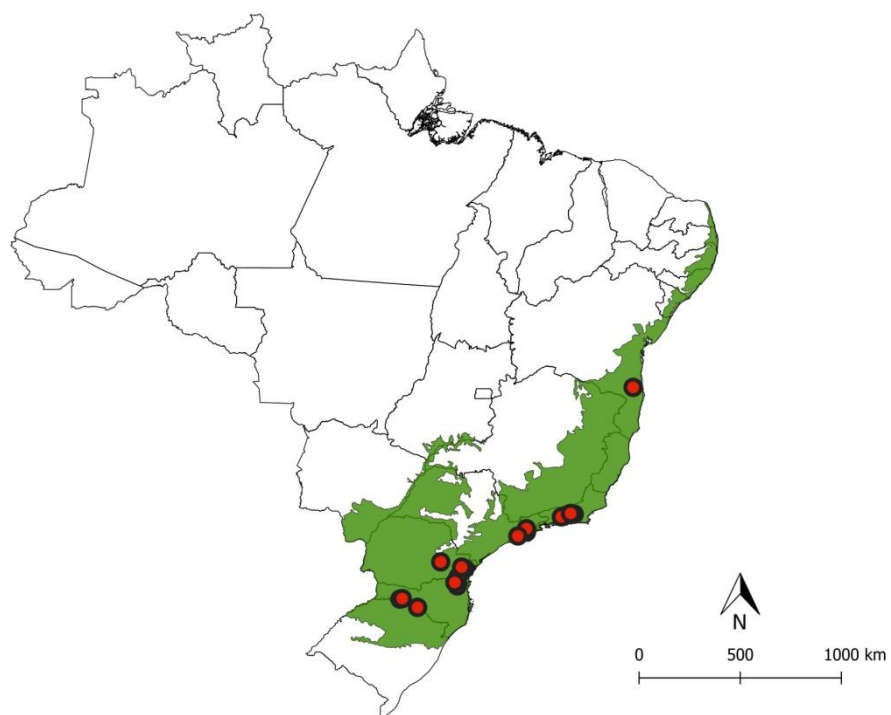
Cocytius mephisto (Haxaire & Vaglia, 2002)



Lintneria justiciae (Walker, 1856)



Manduca albiplaga (Walker, 1856)



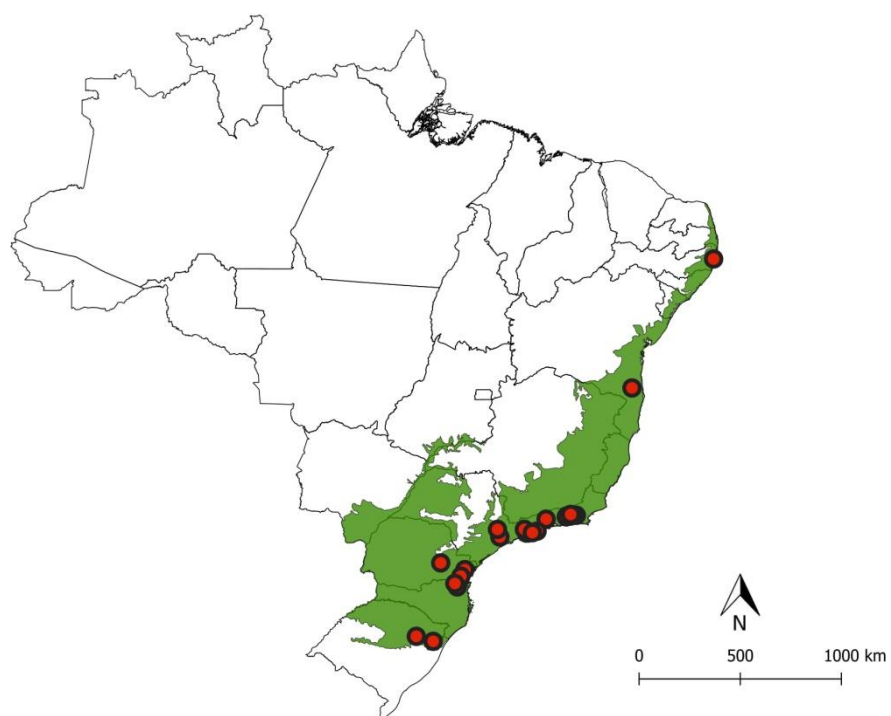
Manduca armatipes (Rothschild & Jordan, 1916)



Manduca bergarmatipes (Clark, 1927)



Manduca brasiliensis (Jordan, 1911)



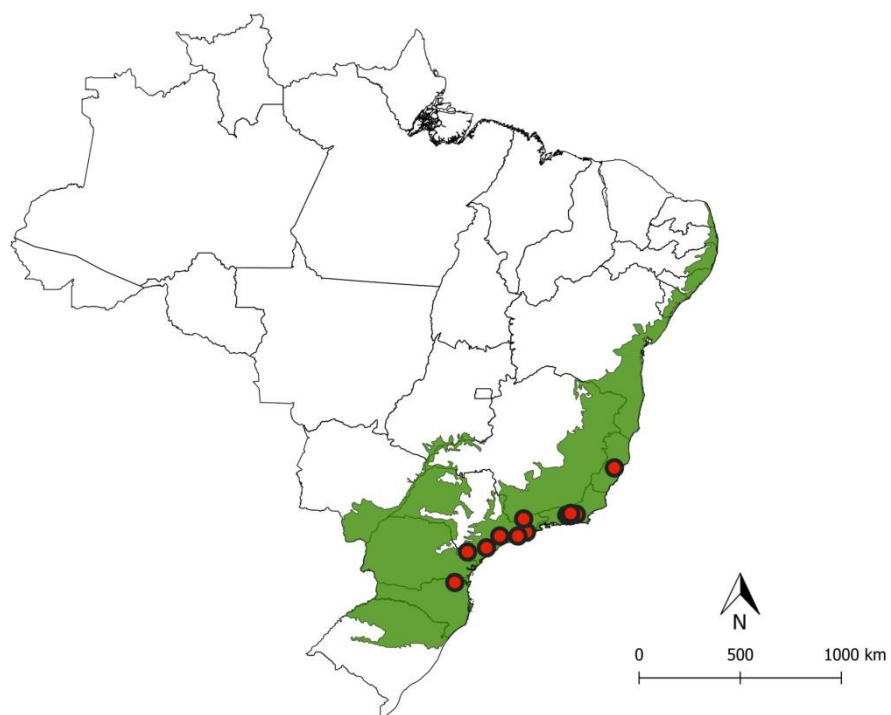
Manduca clarki (Rothschild & Jordan, 1916)



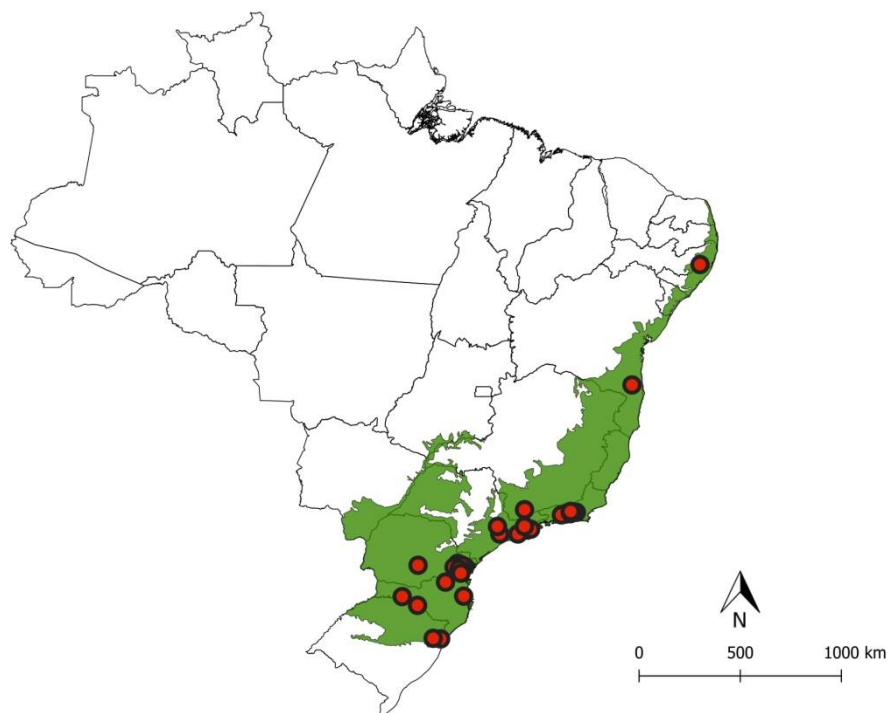
Manduca contracta (Butler, 1875)



Manduca dalica (Kirby, 1877)



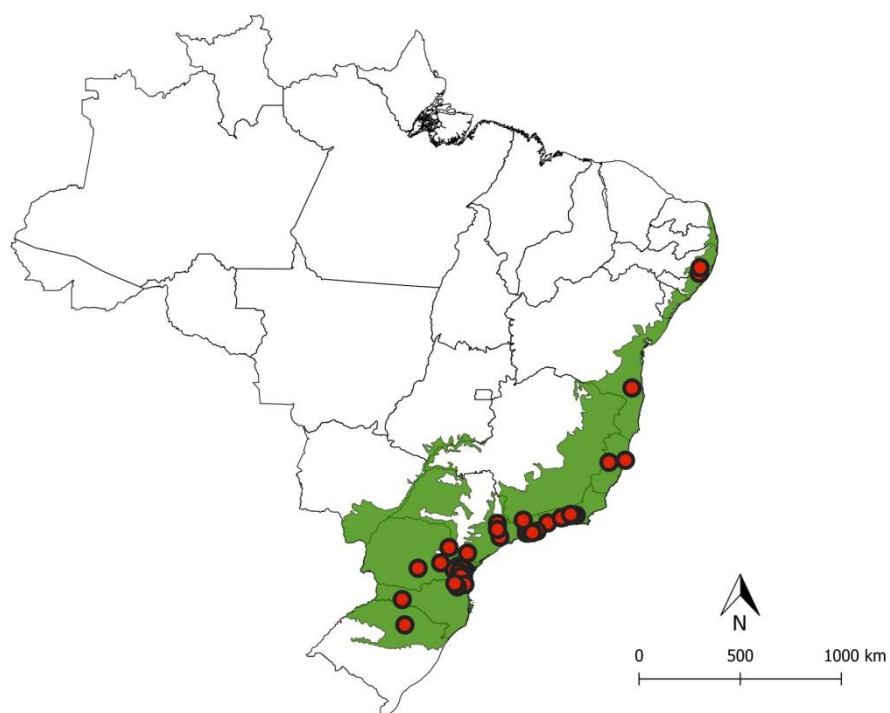
Manduca diffissa (Butler, 1871)



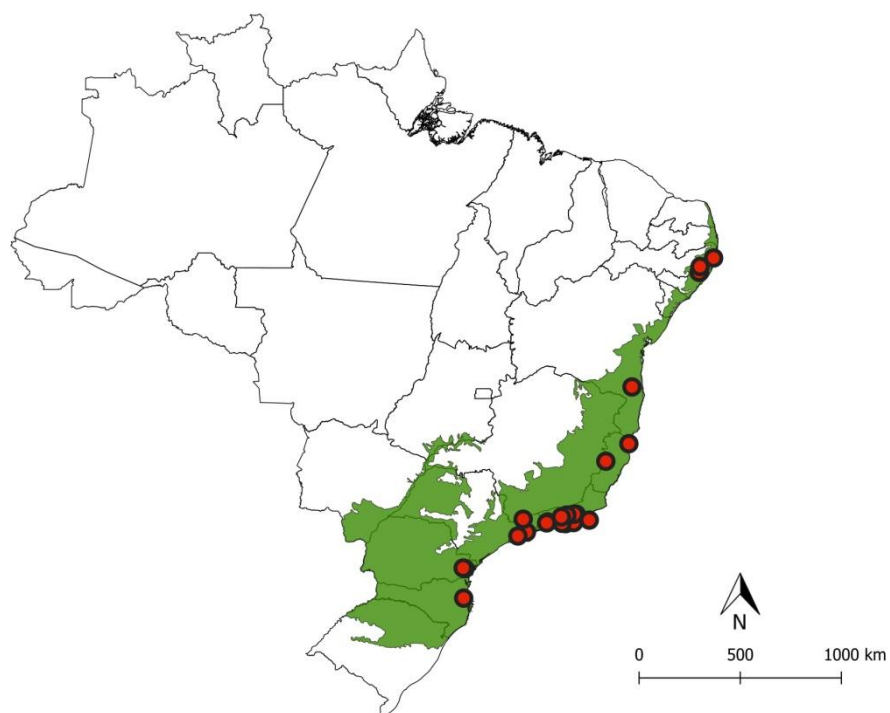
Manduca exiguus (Gehlen, 1942)



Manduca florestan (Stoll, 1782)



Manduca hannibal (Cramer, 1779)



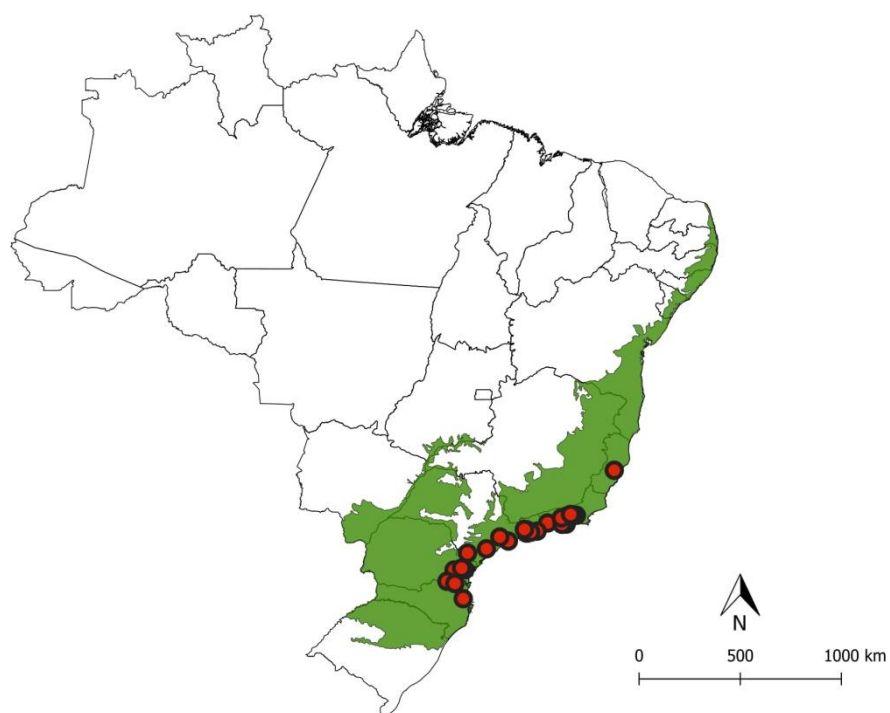
Manduca incisa (Walker, 1856)



Manduca janira (Jordan, 1911)



Manduca lefeburii (Guérin-Méneville, 1844)



Manduca leucospila (Rothschild & Jordan, 1903)



Manduca lichenea (Burmeister, 1855)



Manduca lucetius (Cramer, 1780)



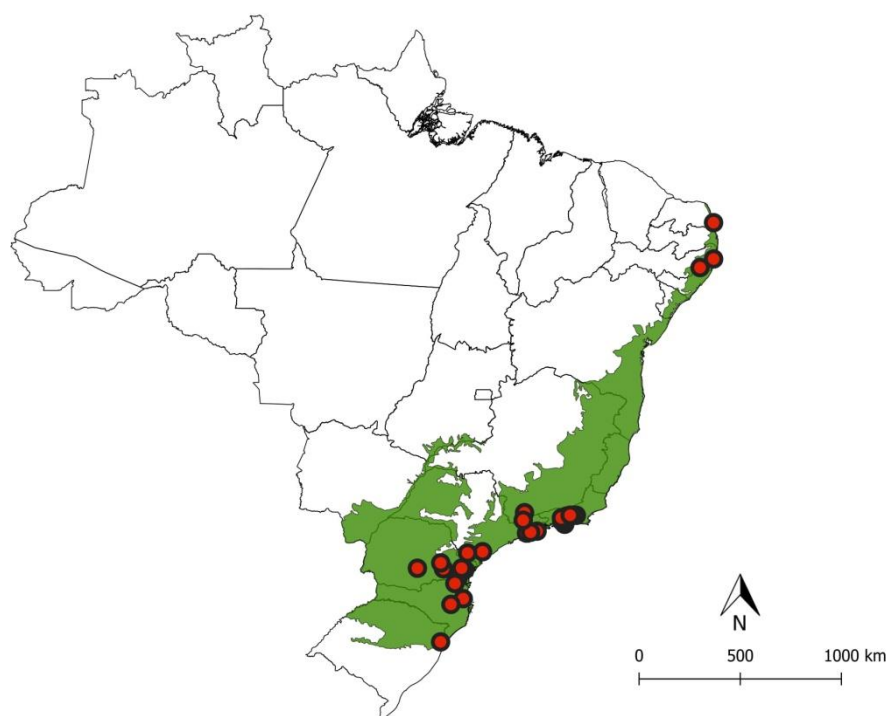
Manduca manducoides (Rothschild, 1895)



Manduca pellenia (Herrich-Schäffer, 1854)



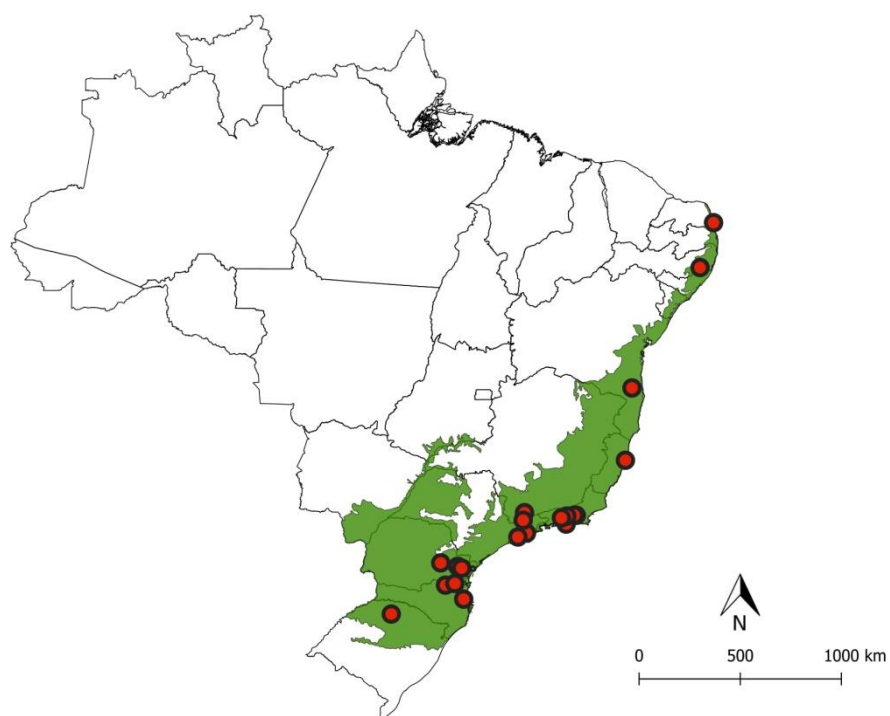
Manduca rustica (Fabricius, 1775)



Manduca scutata (Rothschild & Jordan, 1903)



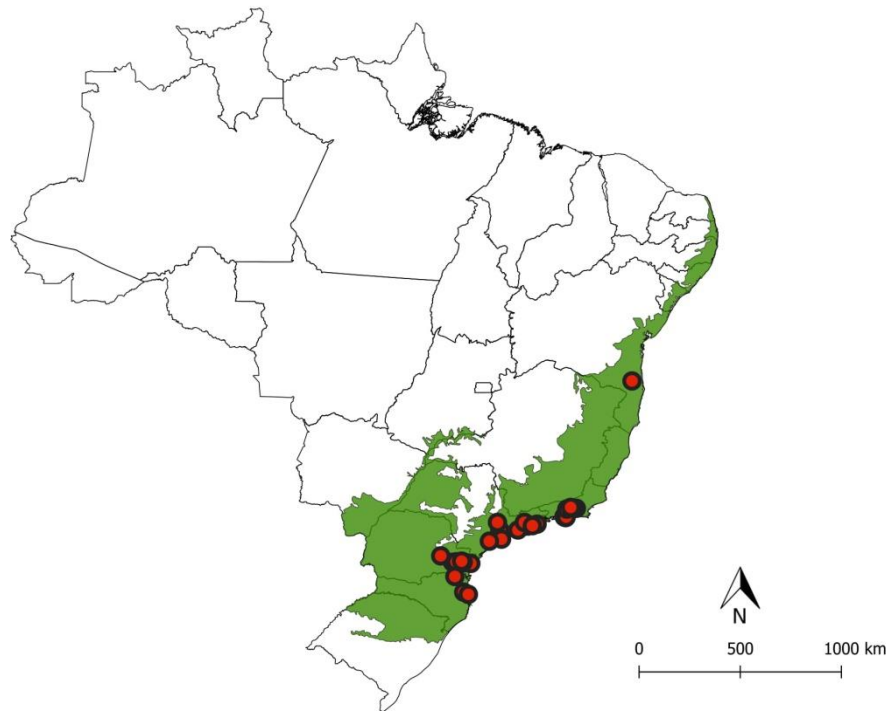
Manduca sexta (Linnaeus, 1763)



Manduca tucumana (Rothschild & Jordan, 1903)



Neococytius cluentius (Cramer, 1775)



Neogene dynaeus (Hübner, [1831])



Neogene reevei (Druce, 1882)



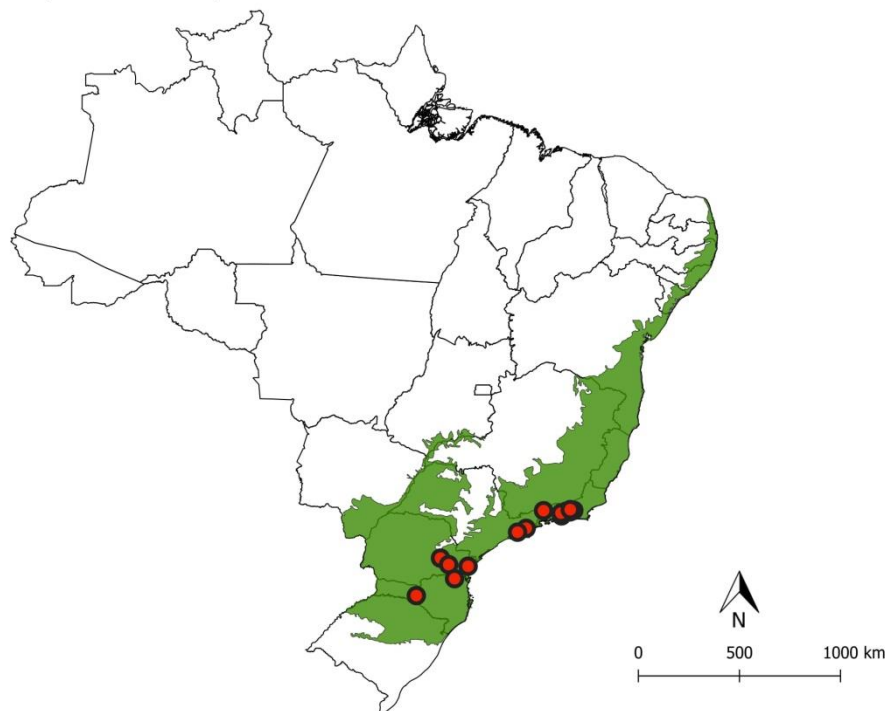
Aellopos clavipes (Rothschild & Jordan, 1903)



Aellopos ceculus (Cramer, 1777)



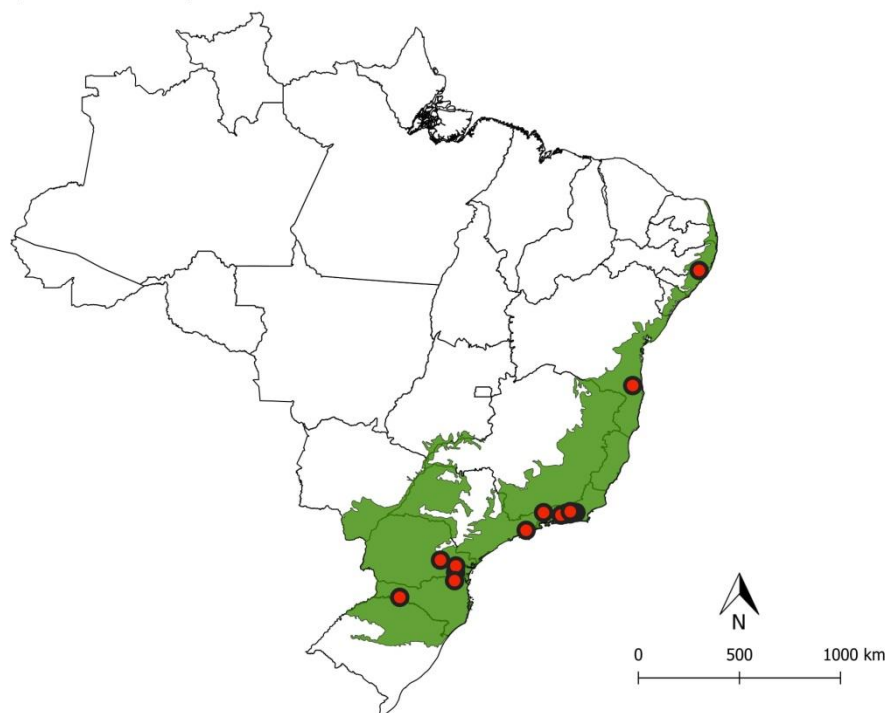
Aellopos fadus (Cramer, 1775)



Aellopos tantalus (Linnaeus, 1758)



Aellopos titan (Cramer, 1777)



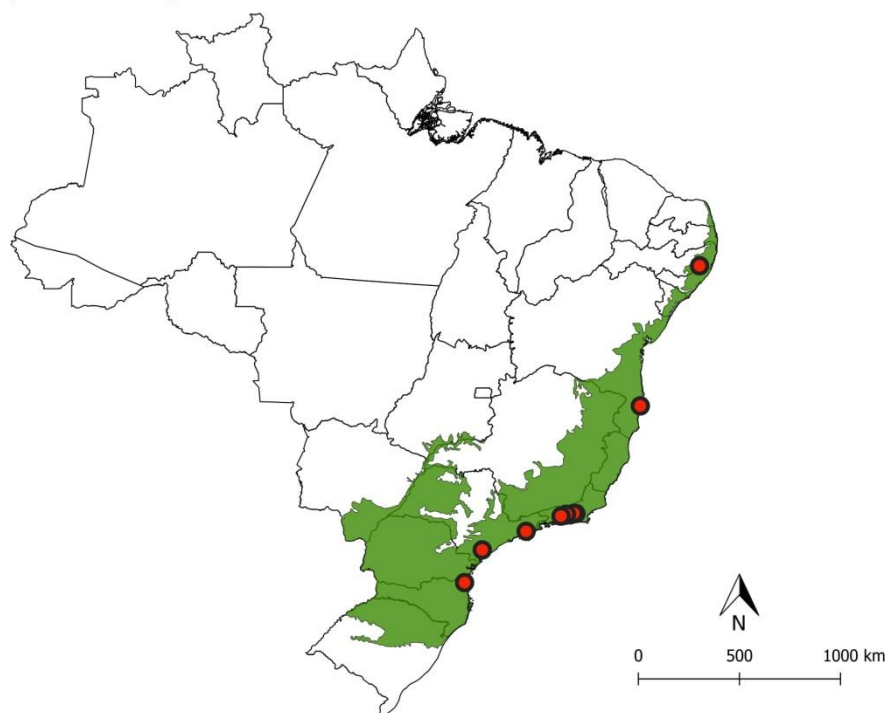
Aleuron carinata (Walker, 1856)



Aleuron chloroptera (Perty, [1833])



Aleuron iphis (Walker, 1856)



Aleuron neglectum (Rothschild & Jordan, 1903)



Aleuron prominens (Walker, 1856)



Aleuron ypanemae (Boisduval, [1875])



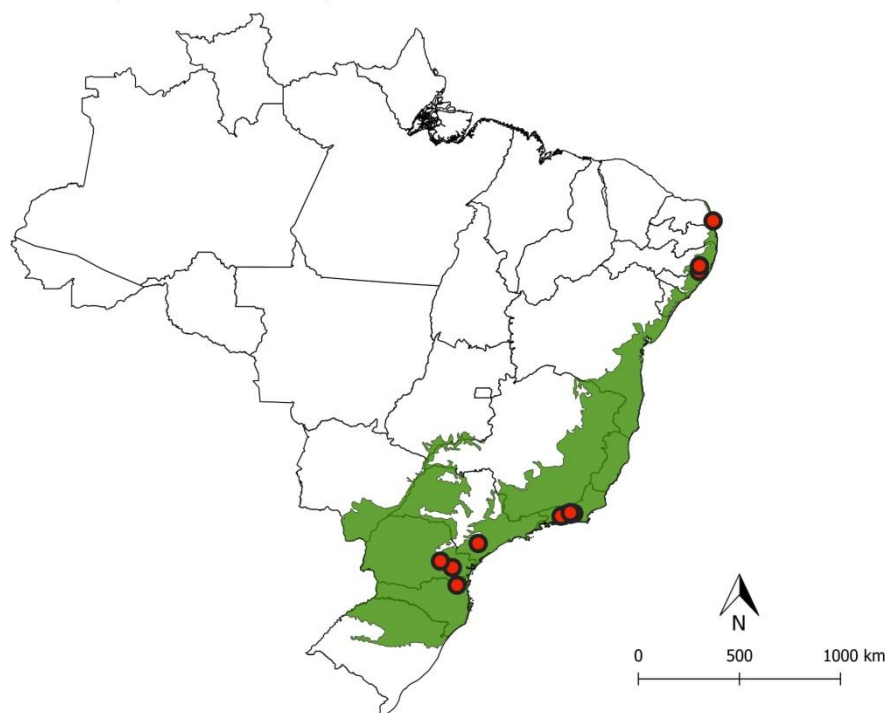
Callionima acuta (Rothschild & Jordan, 1910)



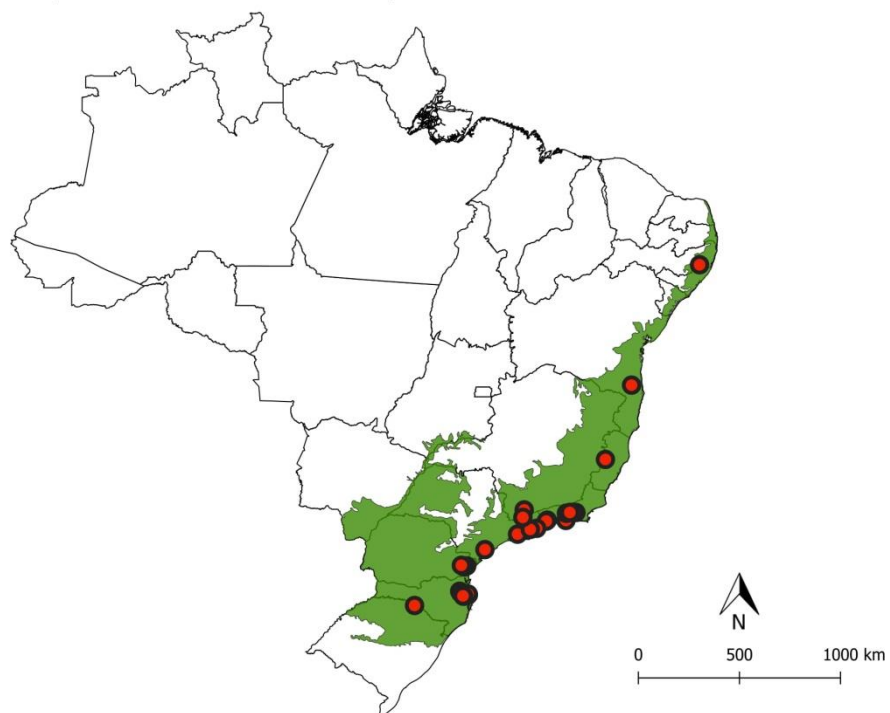
Callionima falcifera (Gehlen, 1943)



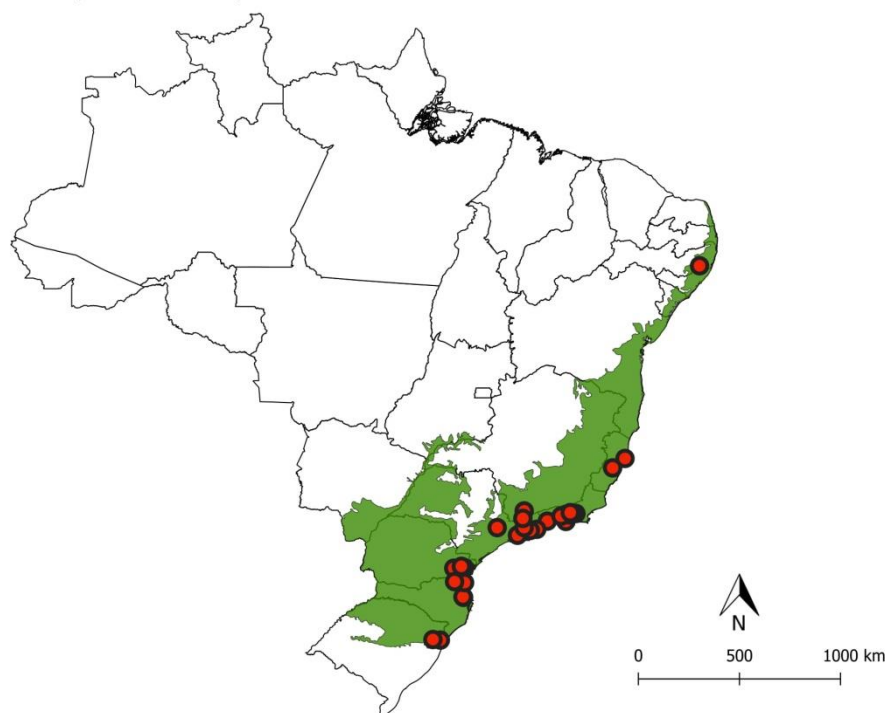
Callionima grisescens (Rothschild, 1894)



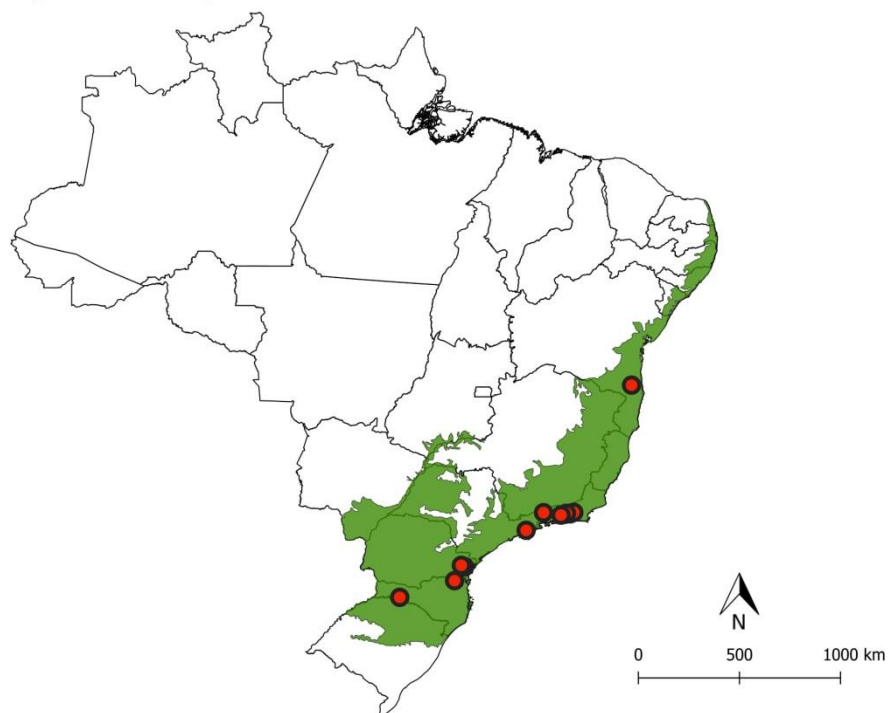
Callionima inuus (Rothschild & Jordan, 1903)



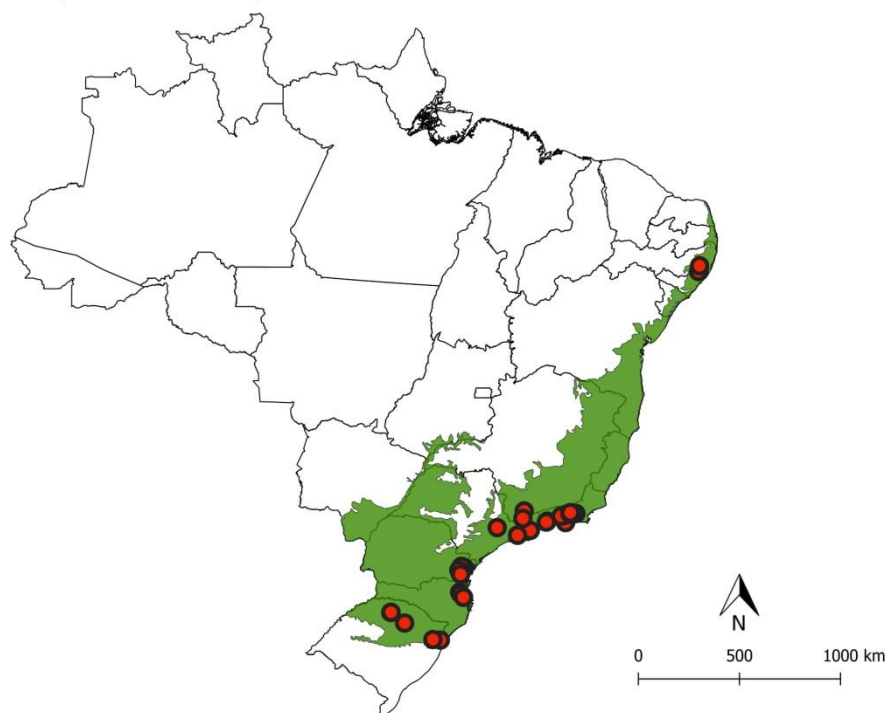
Callionima nomius (Walker, 1856)



Callionima pan (Cramer, 1779)



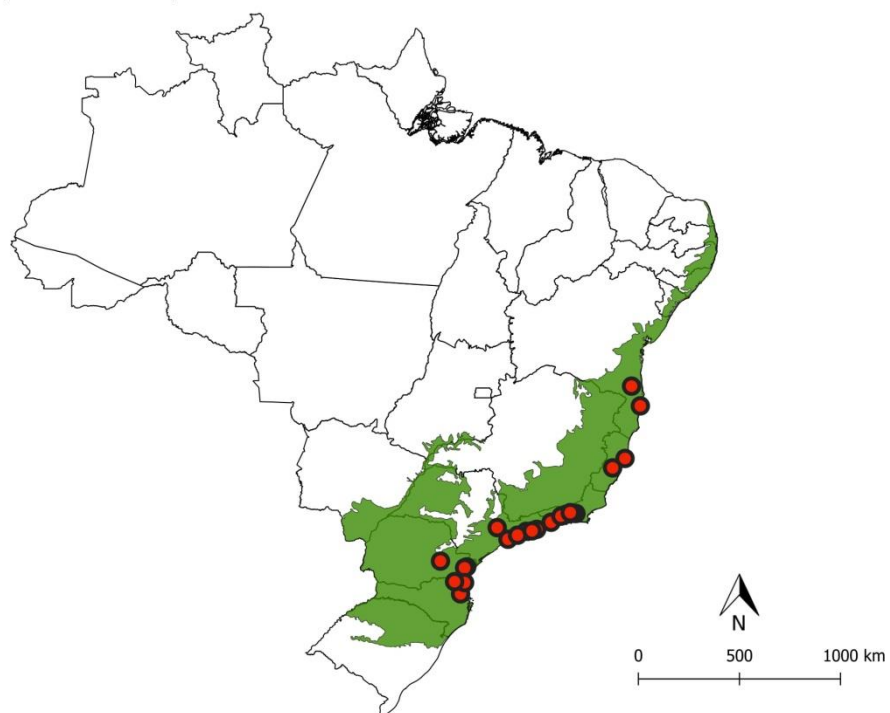
Callionima parce (Fabricius, 1775)



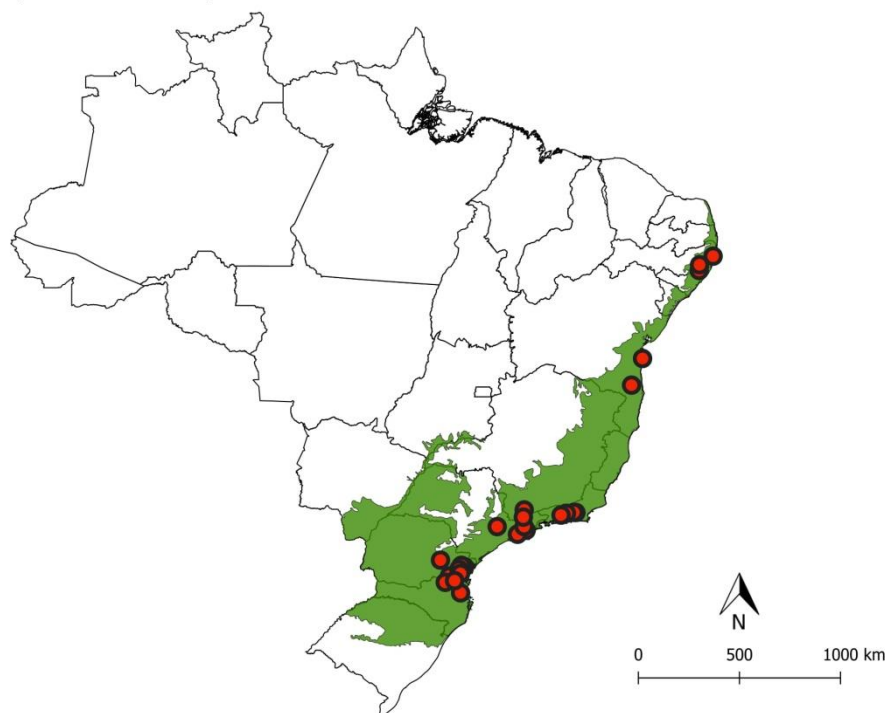
Enyo cavifer (Rothschild & Jordan, 1903)



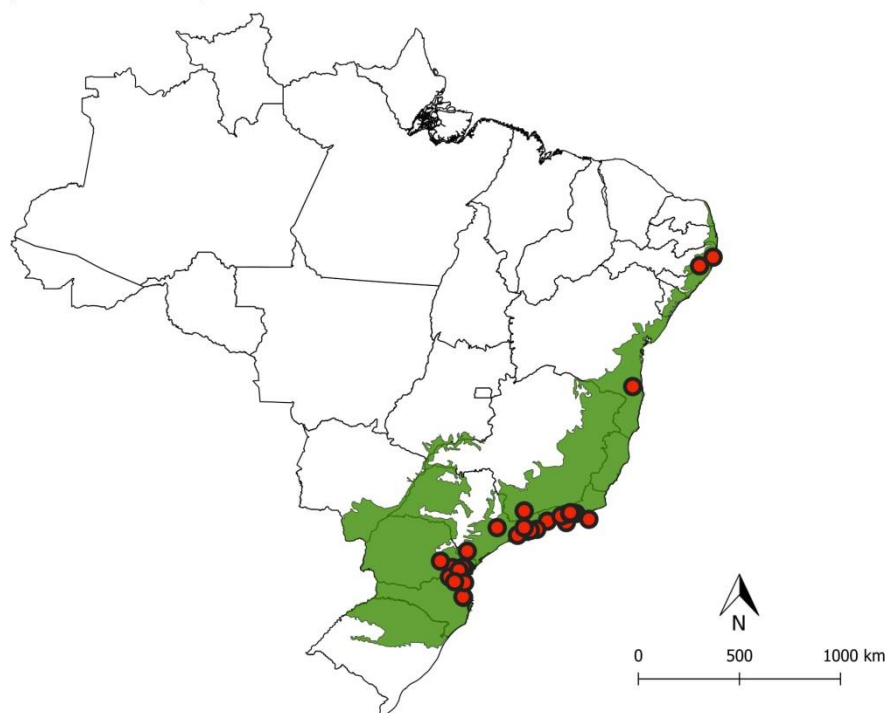
Enyo gorgon (Cramer, 1777)



Enyo lugubris (Linnaeus, 1771)



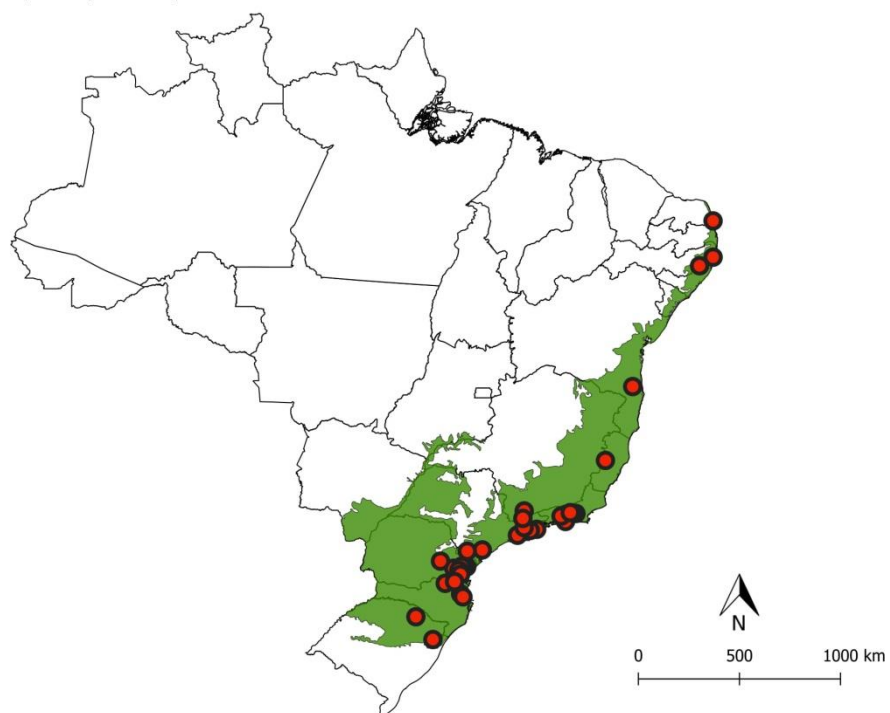
Enyo ocypete (Linnaeus, 1758)



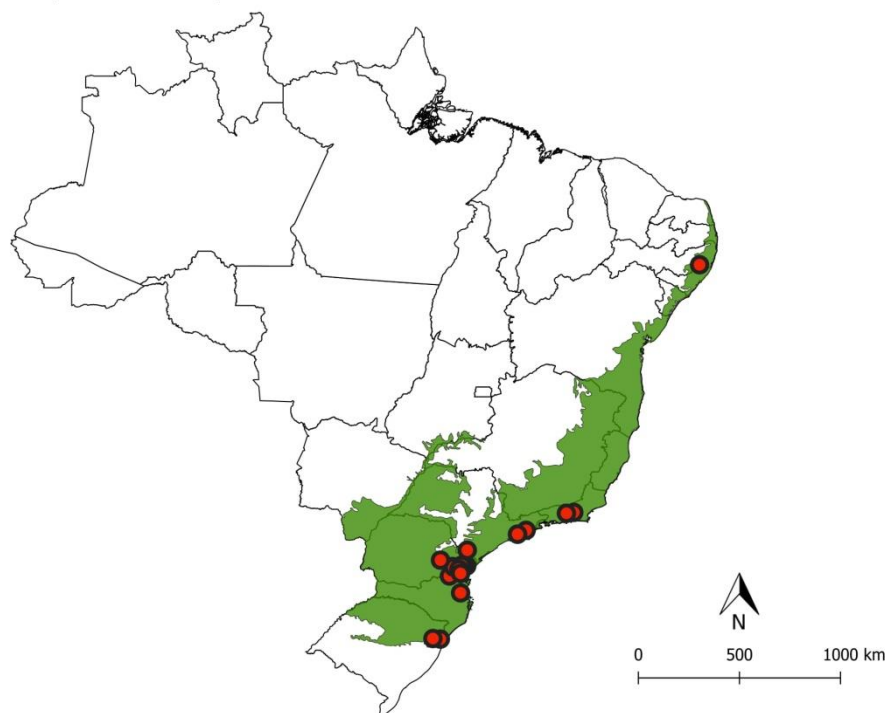
Enyo taedium (Schaus, 1890)



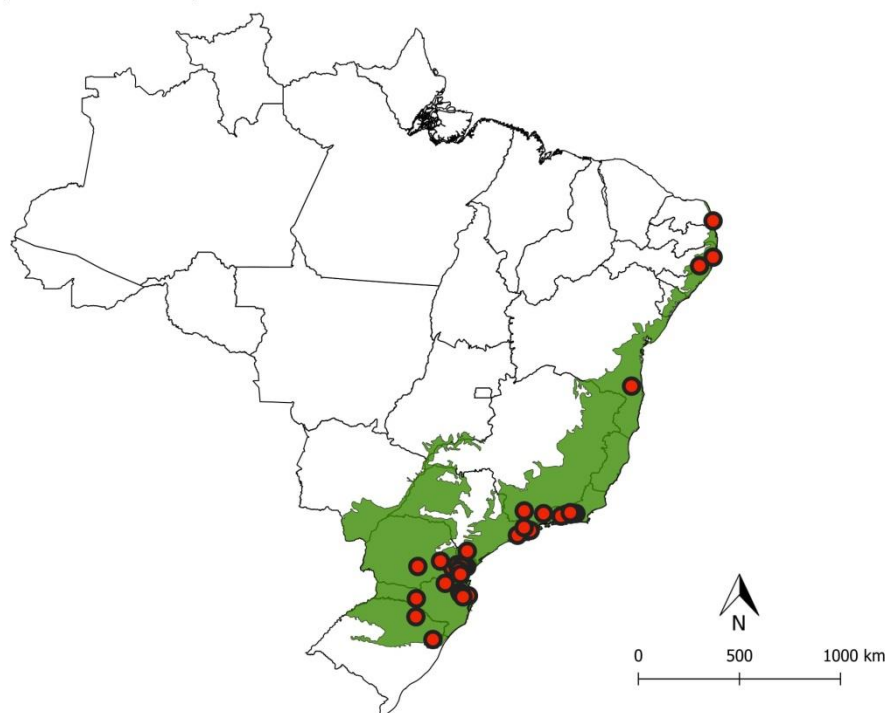
Erinnyis alope (Drury, 1773)



Erinnyis crameri (Schaus, 1898)



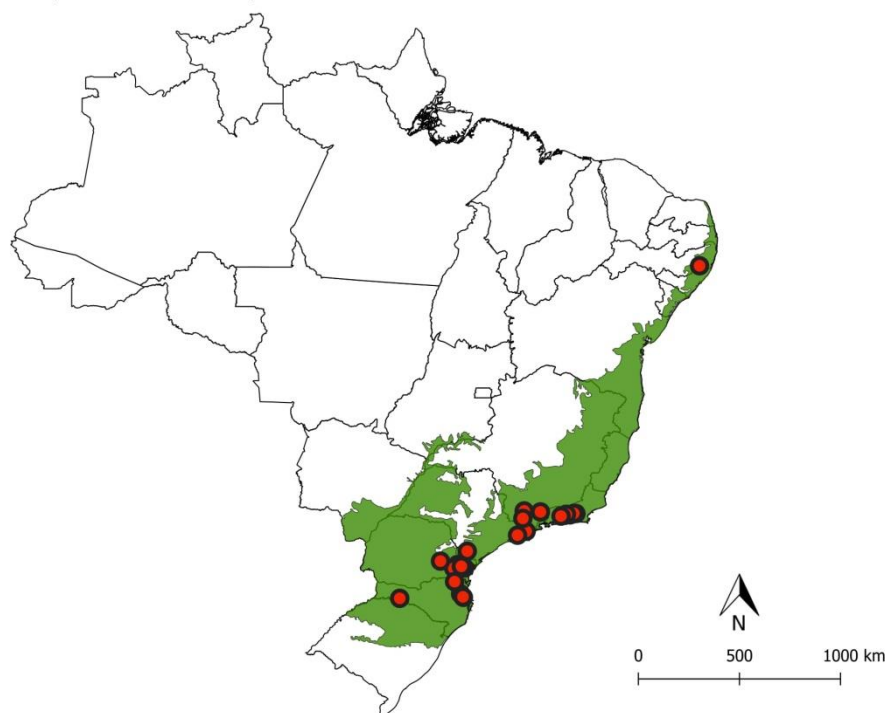
Erinnyis ello (Linnaeus, 1758)



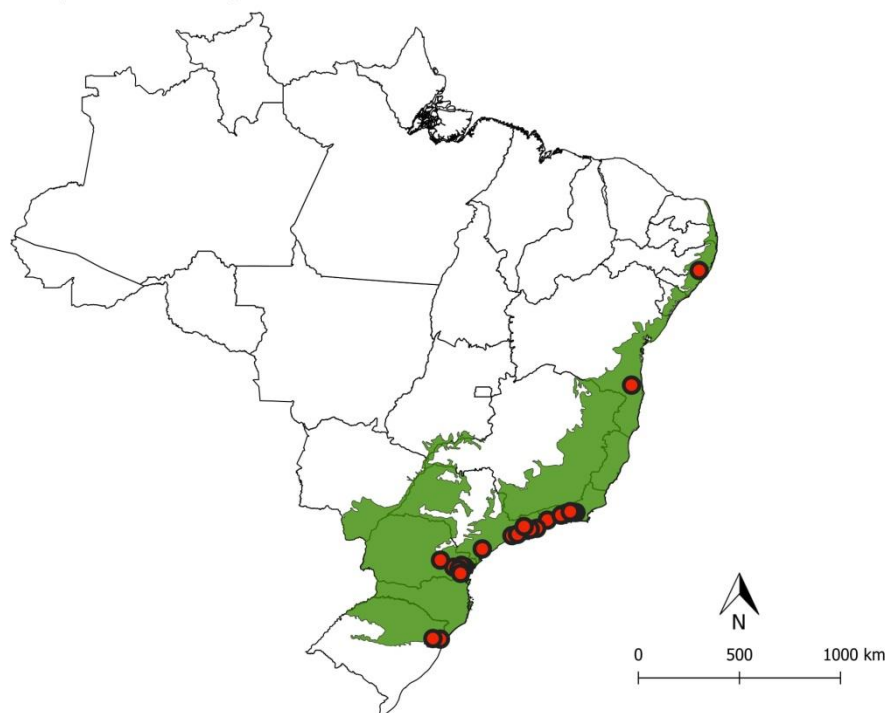
Erinnyis lassauxii (Boisduval, 1859)



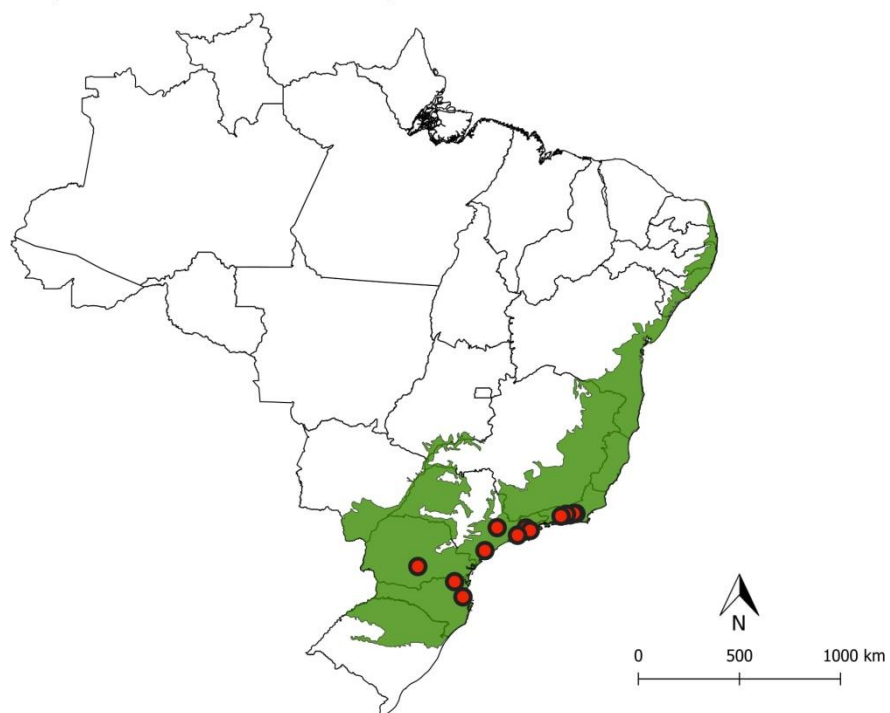
Erinnyis obscura (Fabricius, 1775)



Erinnyis oenotrus (Cramer, 1780)



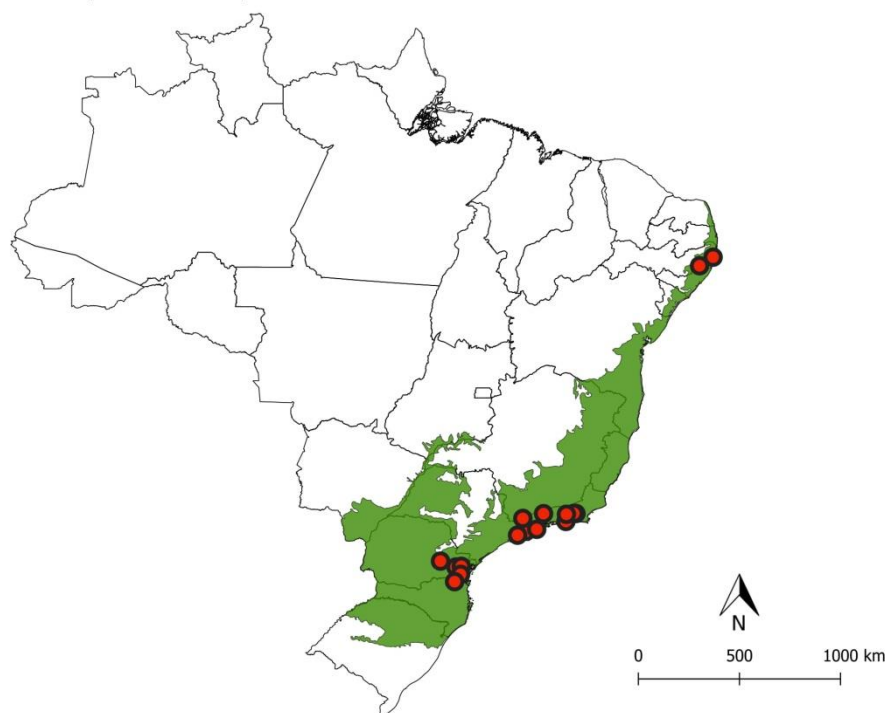
Eumorpha analis (Rothschild & Jordan, 1903)



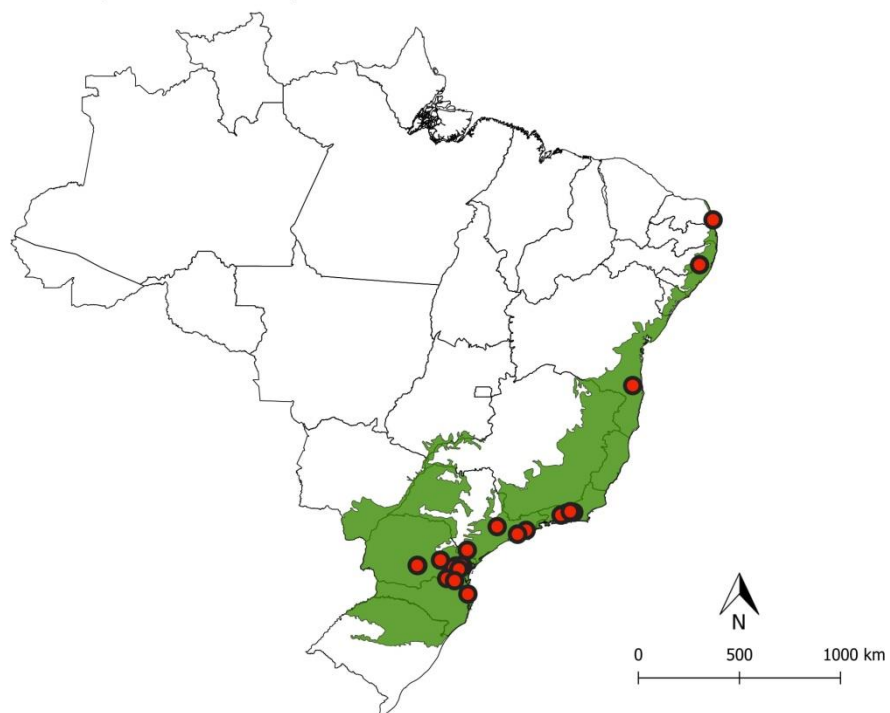
Eumorpha anchemolus (Cramer, 1779)



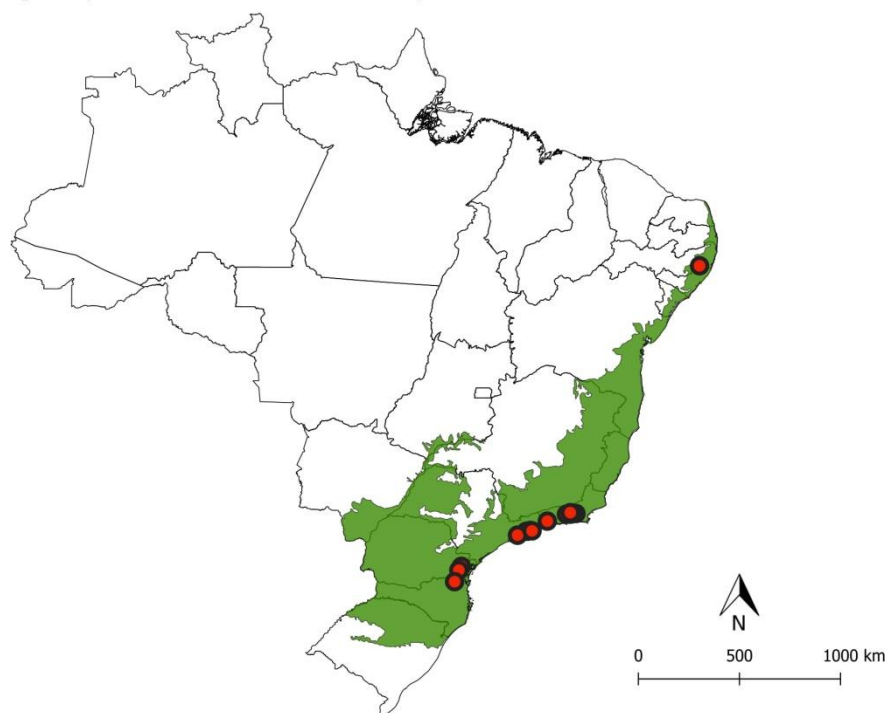
Eumorpha fasciatus (Sulzer, 1776)



Eumorpha labruscae (Linnaeus, 1758)



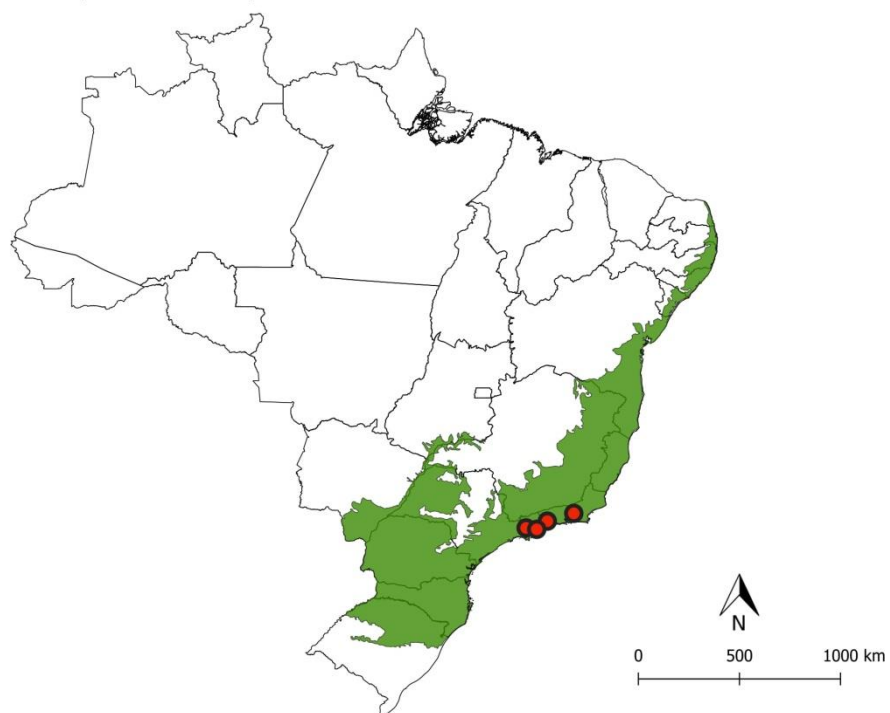
Eumorpha obliquus (Rothschild & Jordan, 1903)



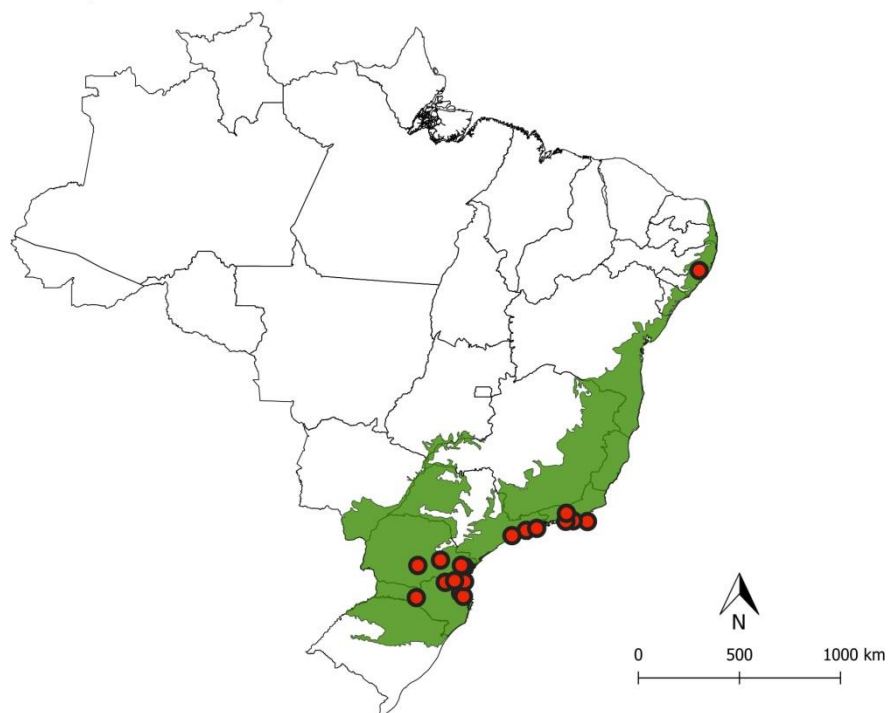
Eumorpha orientis (Daniel, 1949)



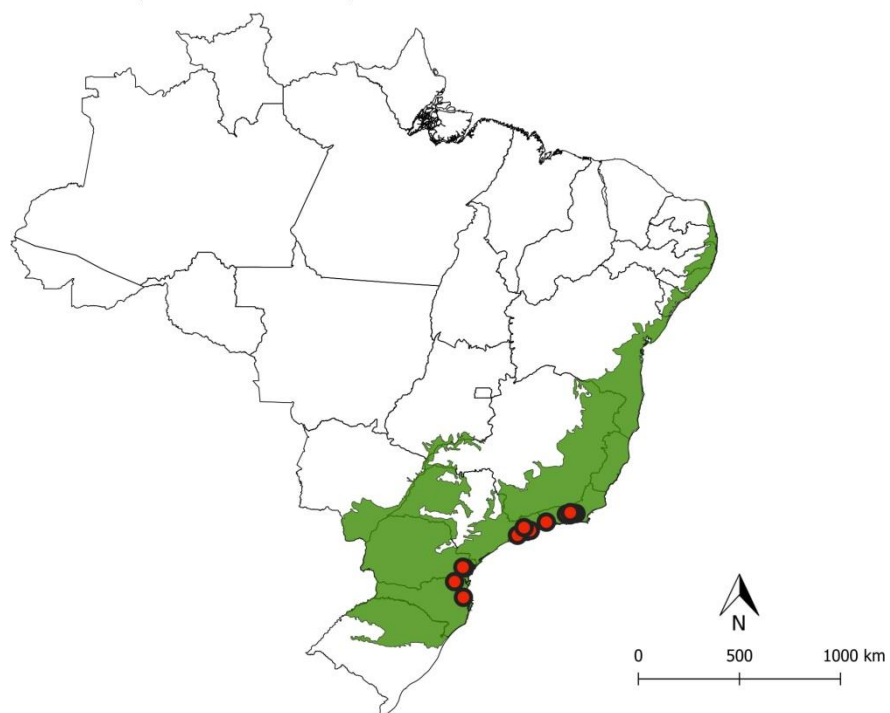
Eumorpha phorbas (Cramer, 1775)



Eumorpha satellitia (Linnaeus, 1771)



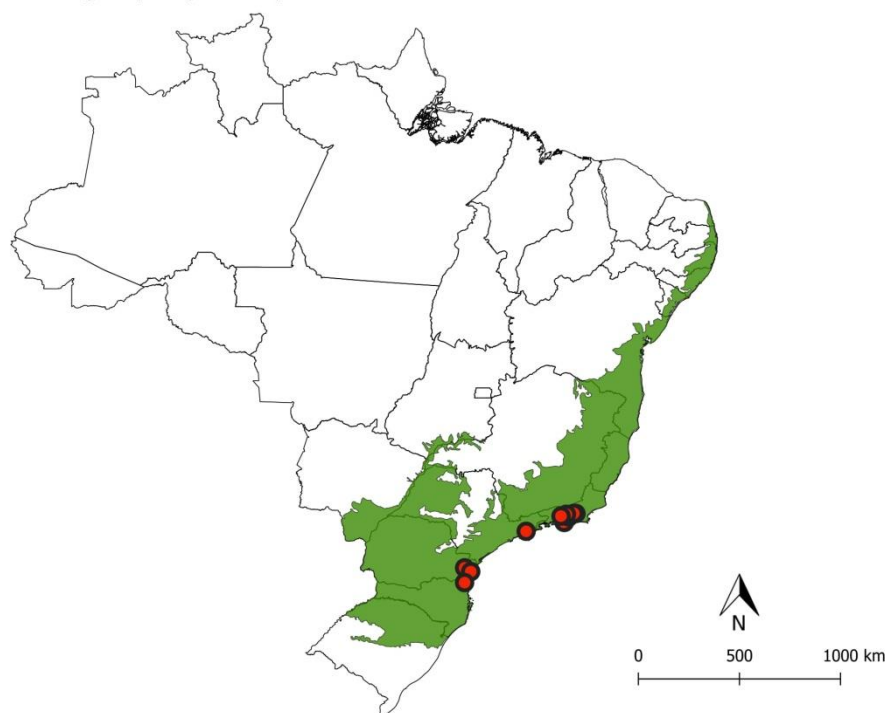
Eumorpha translineatus (Rothschild, 1895)



Eumorpha vitis (Linnaeus, 1758)



Eupyrrhoglossum sagra (Poey, 1832)



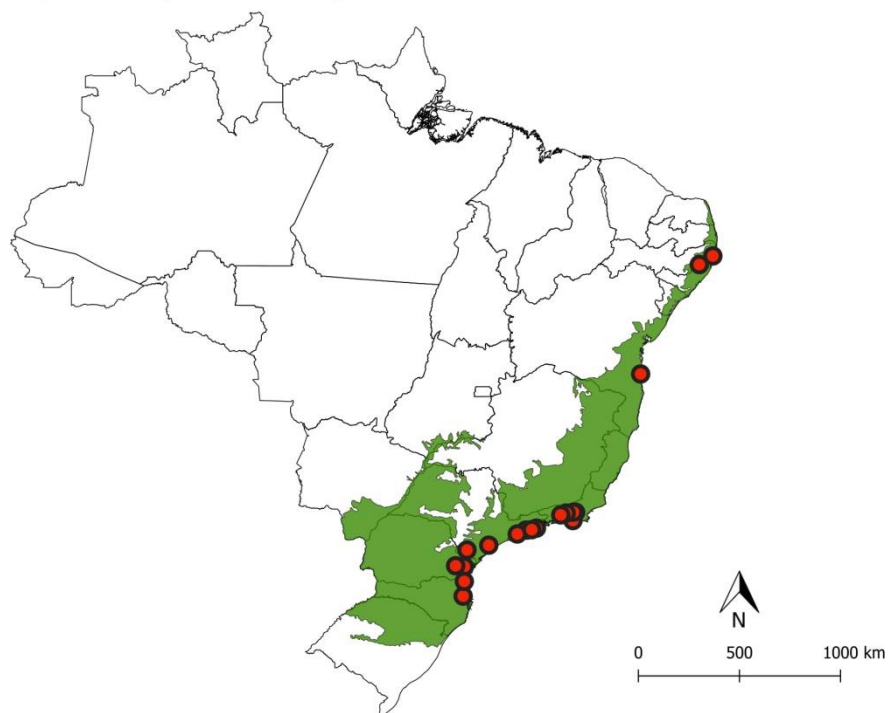
Hemeroplanes longistriga (Rothschild & Jordan, 1903)



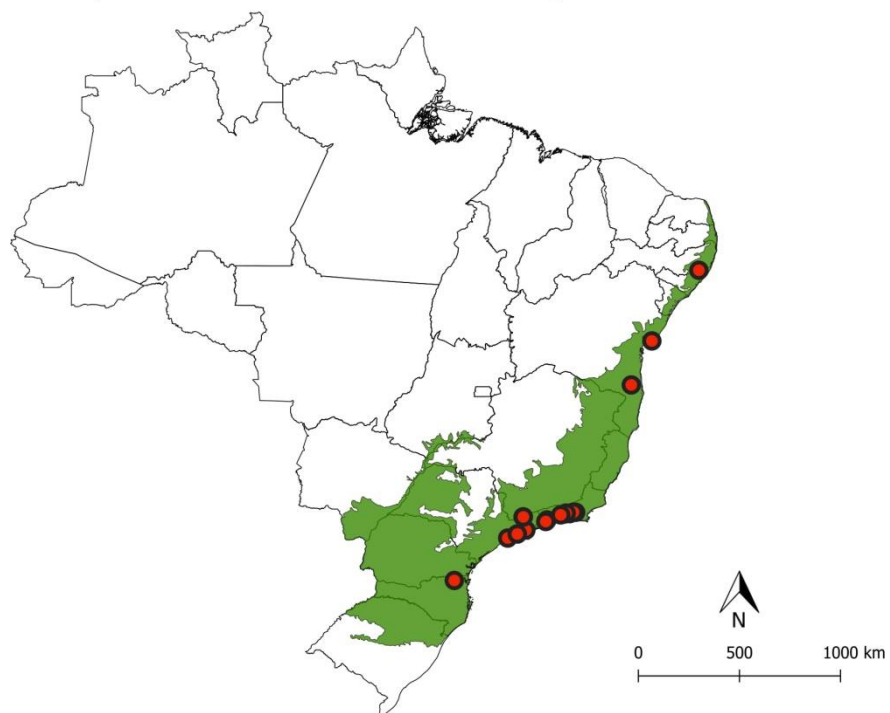
Hemeroplanes ornatus (Rothschild, 1894)



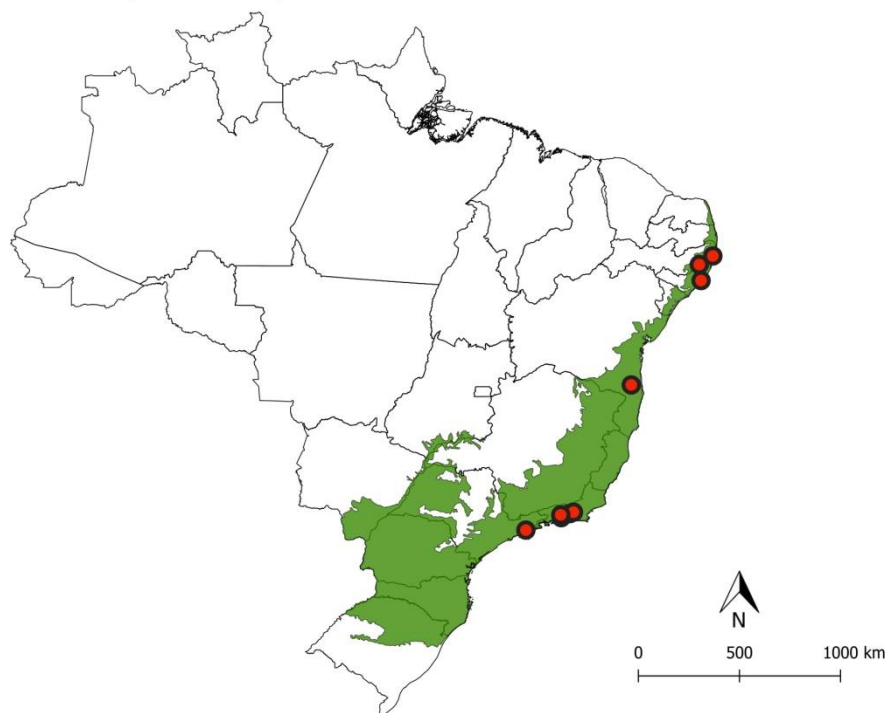
Hemeroplanes triptolemus (Cramer, 1779)



Hyles euphorbiarum (Guérin-Méneville & Percheron, 1835)



Isognathus allamandae (Clark, 1920)



Isognathus australis (Clark, 1917)



Isognathus caricae (Linnaeus, 1758)



Isognathus excelsior (Boisduval, [1875])



Isognathus leachii (Swainson, 1823)



Isognathus menechus (Boisduval, [1875])



Isognathus rimosa (Grote, 1865)



Isognathus swainsonii (Felder, C. & Felder, R., 1862)



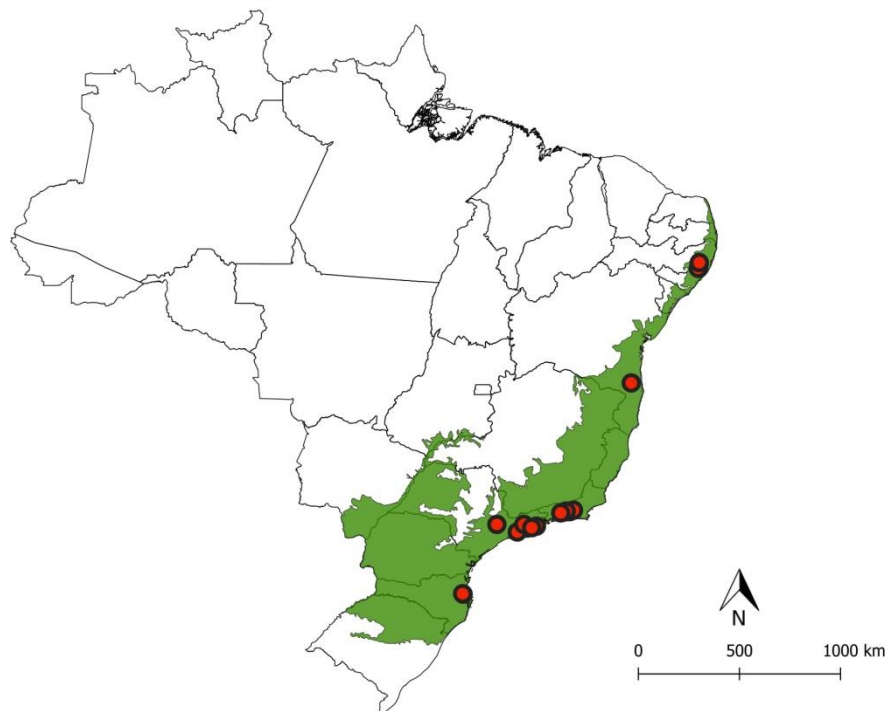
Madoryx bubastus (Kirby, 1877)



Madoryx oiclus (Cramer, 1779)



Madoryx plutonius (Hübner, [1819])



Nyceryx alophus (Boisduval, [1875])



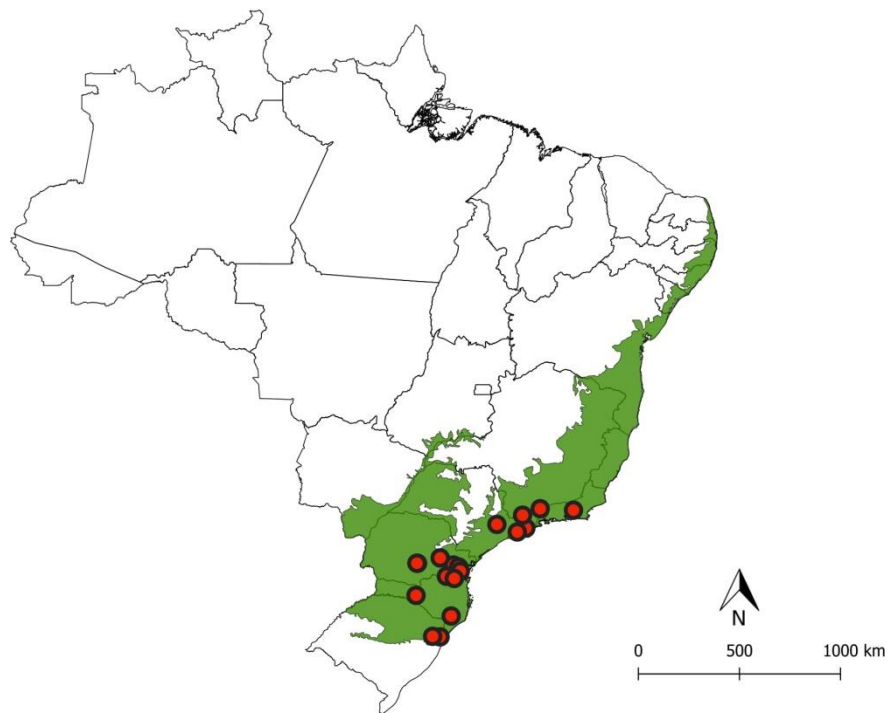
Nyceryx brevis (Becker, 2001)



Nyceryx coffaeae (Walker, 1856)



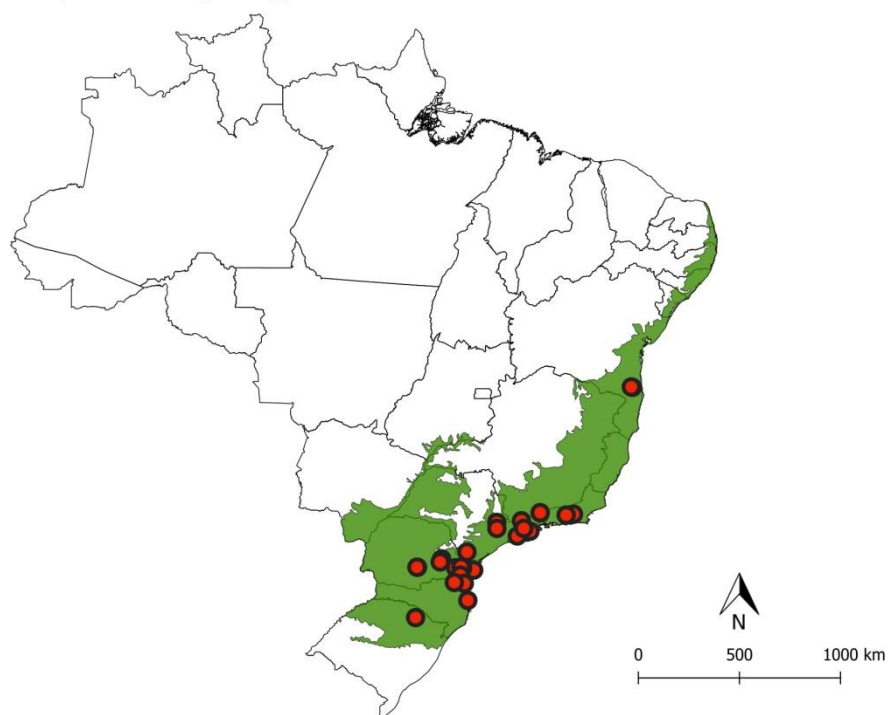
Nyceryx continua (Walker, 1856)



Nyceryx nephus (Boisduval, [1875])



Nyceryx nictitans (Boisduval, [1875])



Nyceryx riscus (Schaus, 1890)



Oryba kadeni (Schaufuss, 1870)



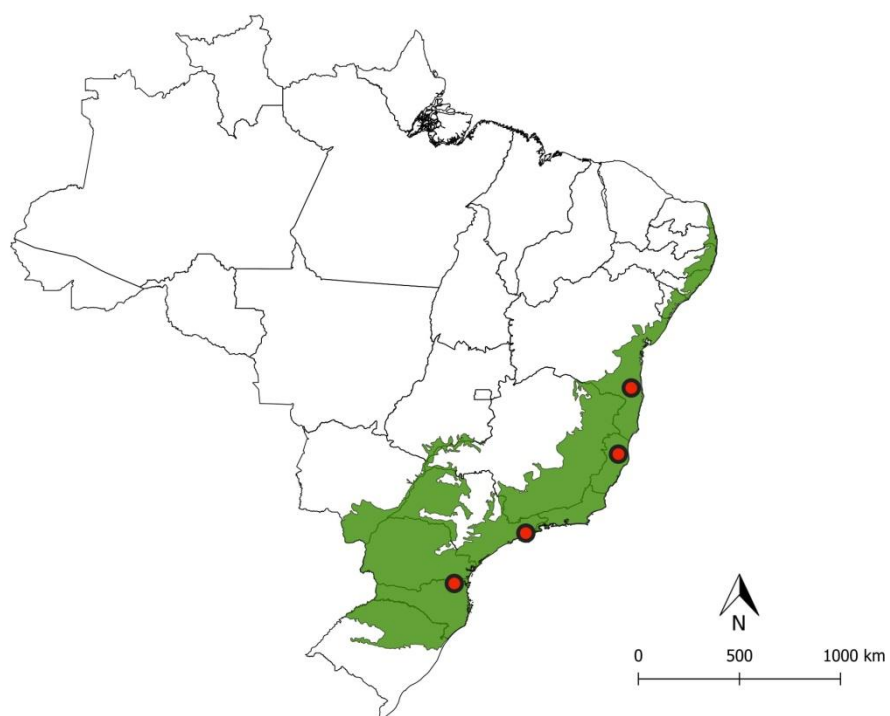
Pachygonidia caliginosa (Boisduval, 1870)



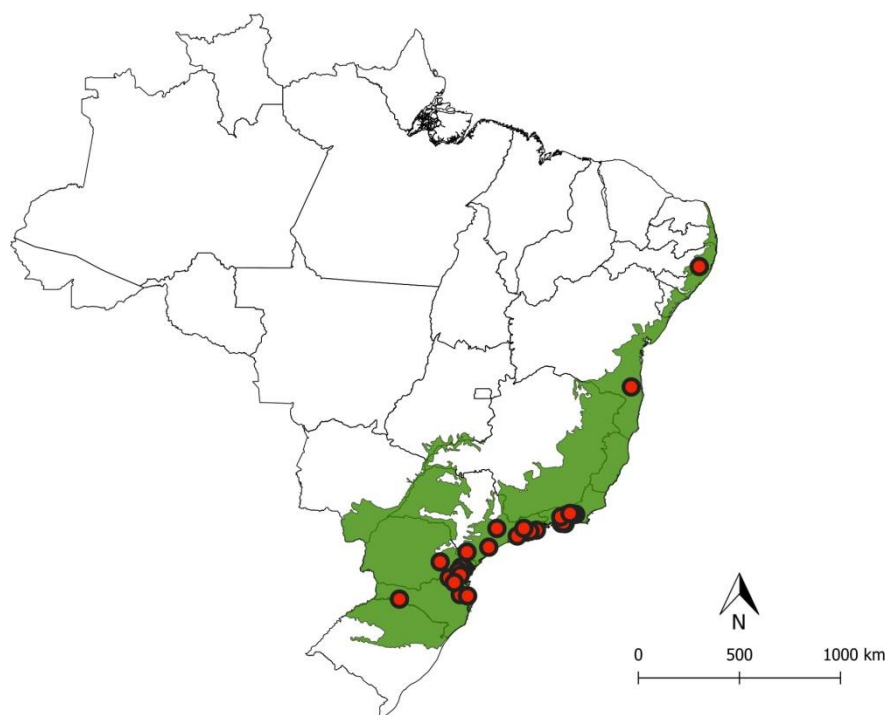
Pachygonidia mielkei (Cadiou, 1997)



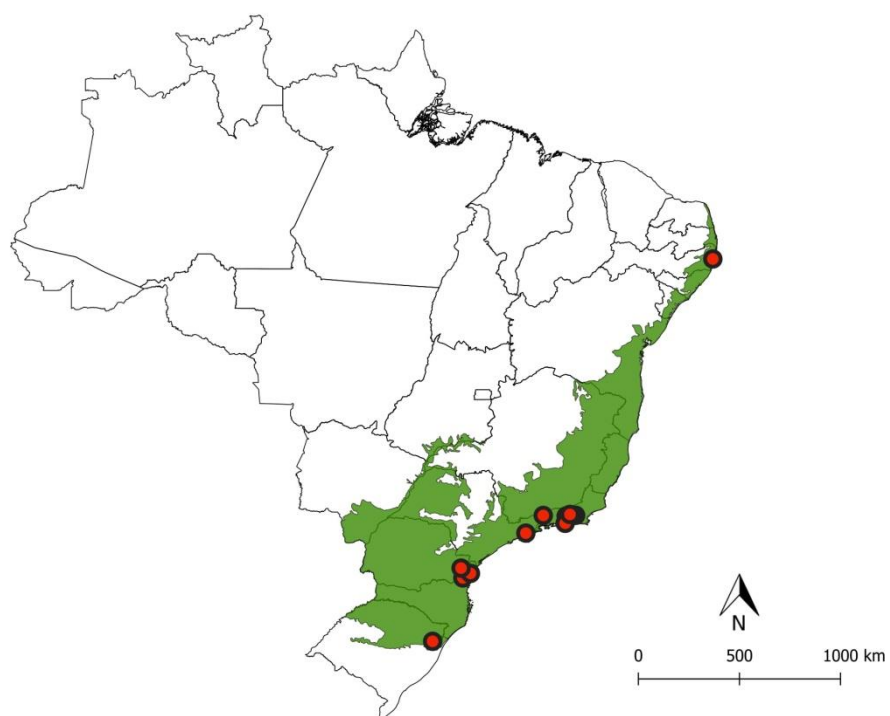
Pachylia darceta (Druce, 1881)



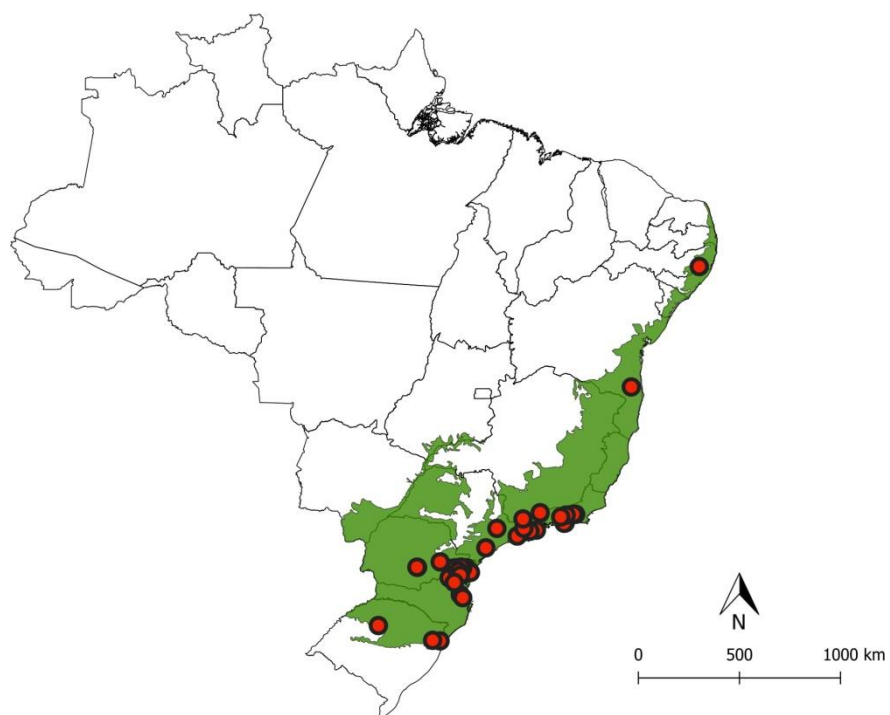
Pachylia ficus (Linnaeus, 1758)



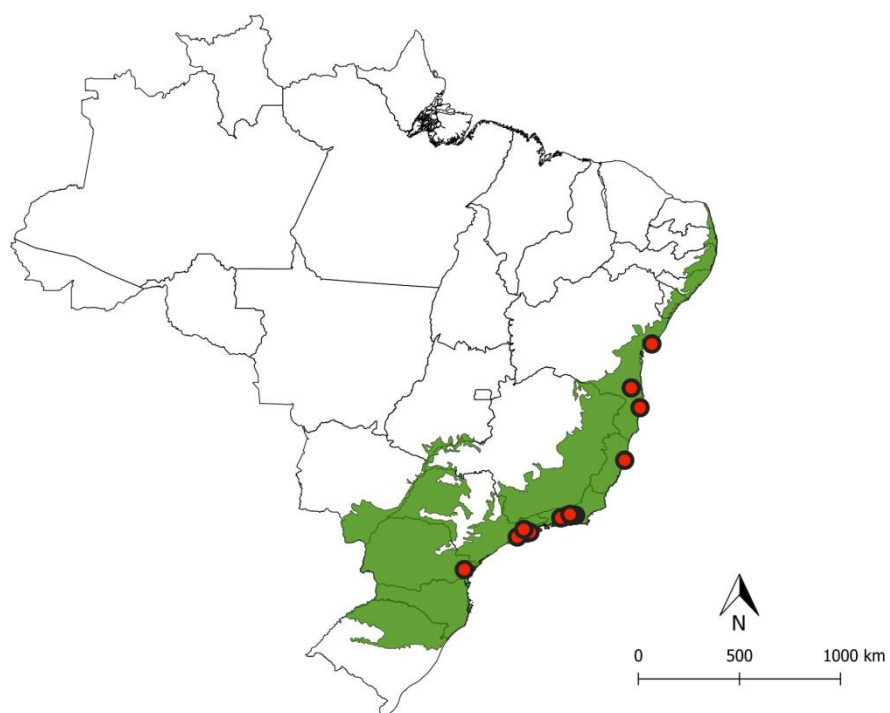
Pachylia syces (Hübner, [1819])



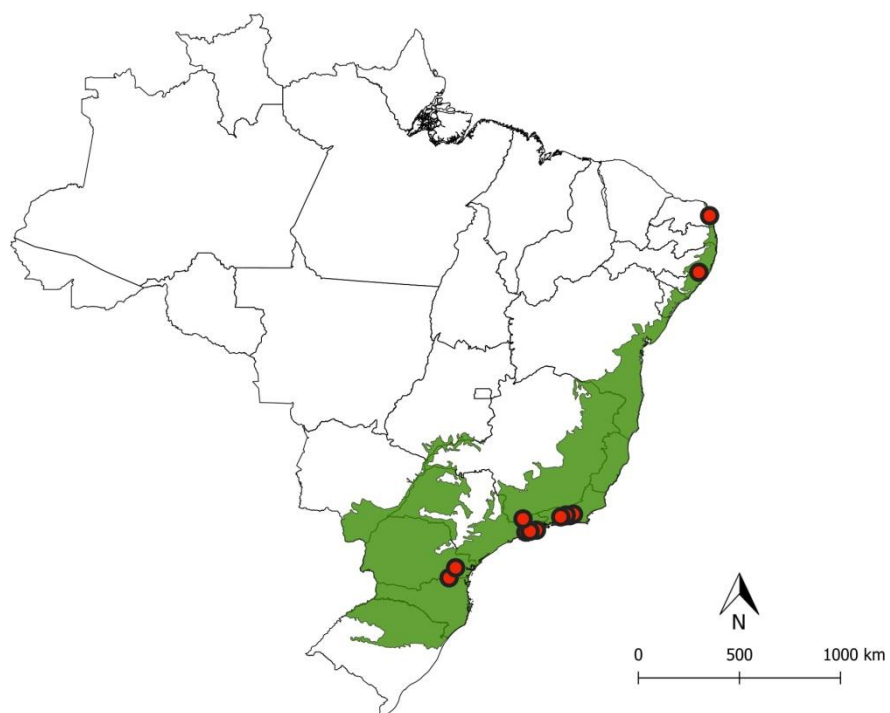
Pachylioides resumens (Walker, 1856)



Perigonia lusca (Fabricius, 1777)



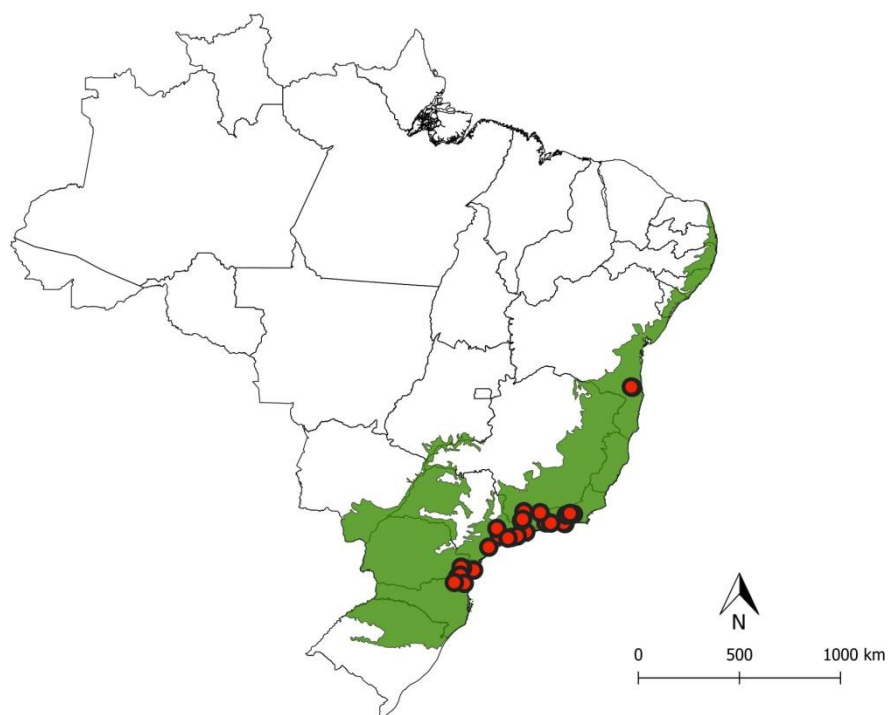
Perigonia pallida (Rothschild & Jordan, 1903)



Perigonia passerina (Boisduval, [1875])



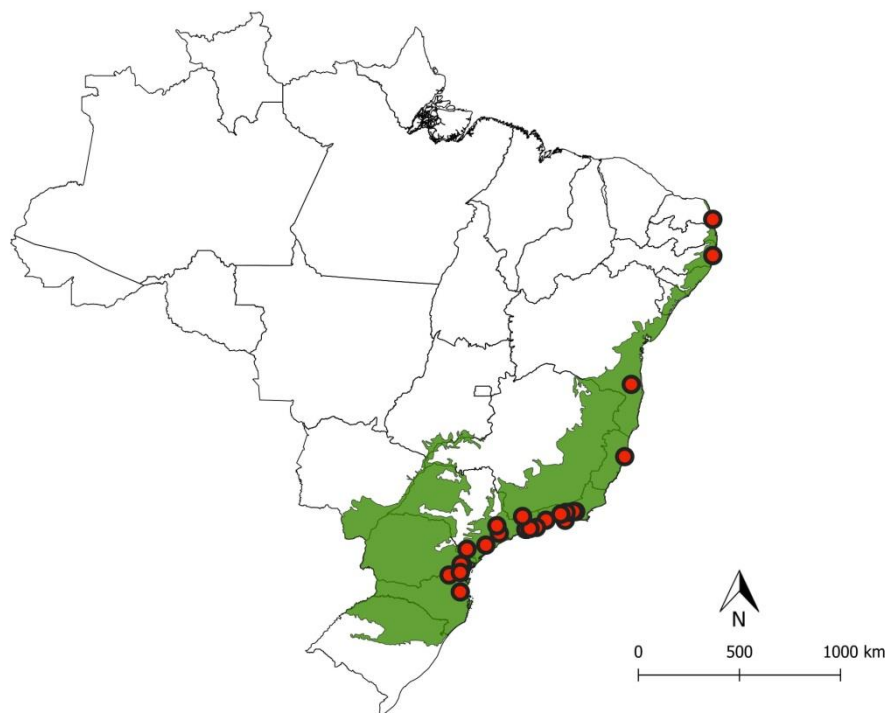
Perigonia stulta (Herrich-Schäffer, [1854])



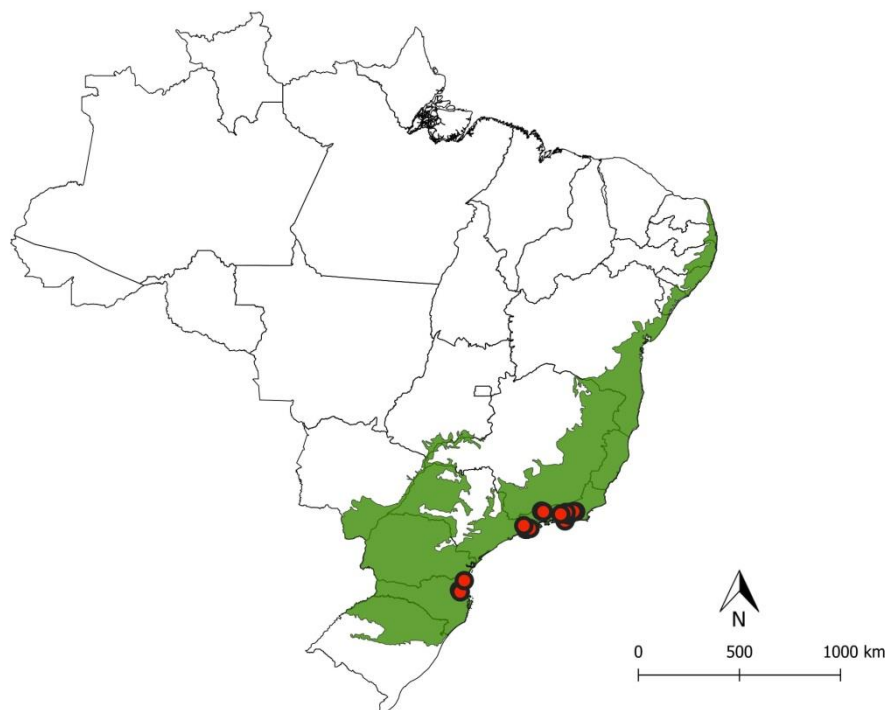
Phryxus caicus (Cramer, 1777)



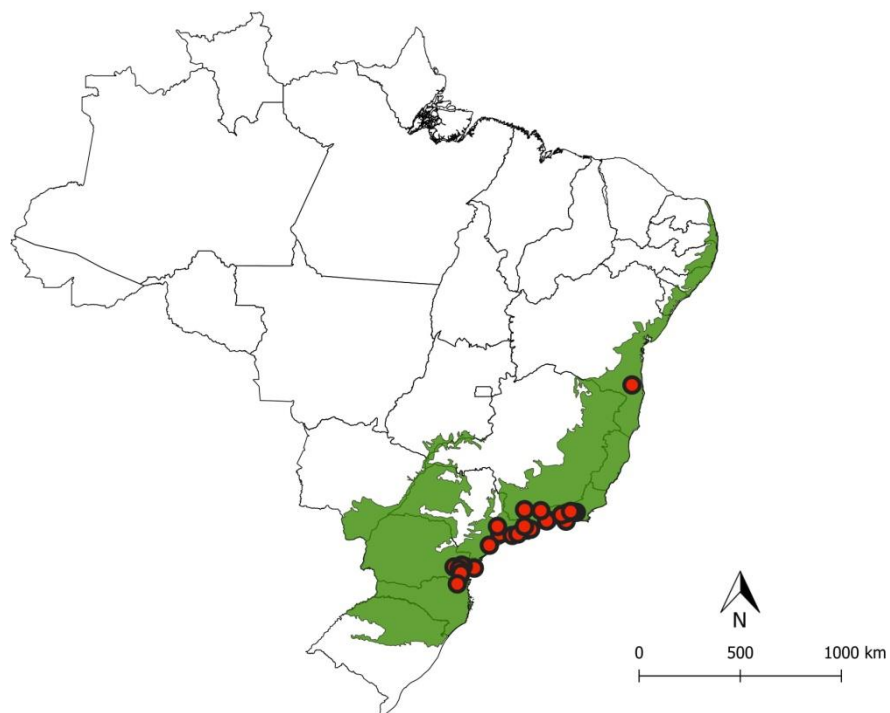
Pseudosphinx tetrio (Linnaeus, 1771)



Unzela japix (Cramer, 1776)



Xylophanes aglaor (Boisduval, [1875])



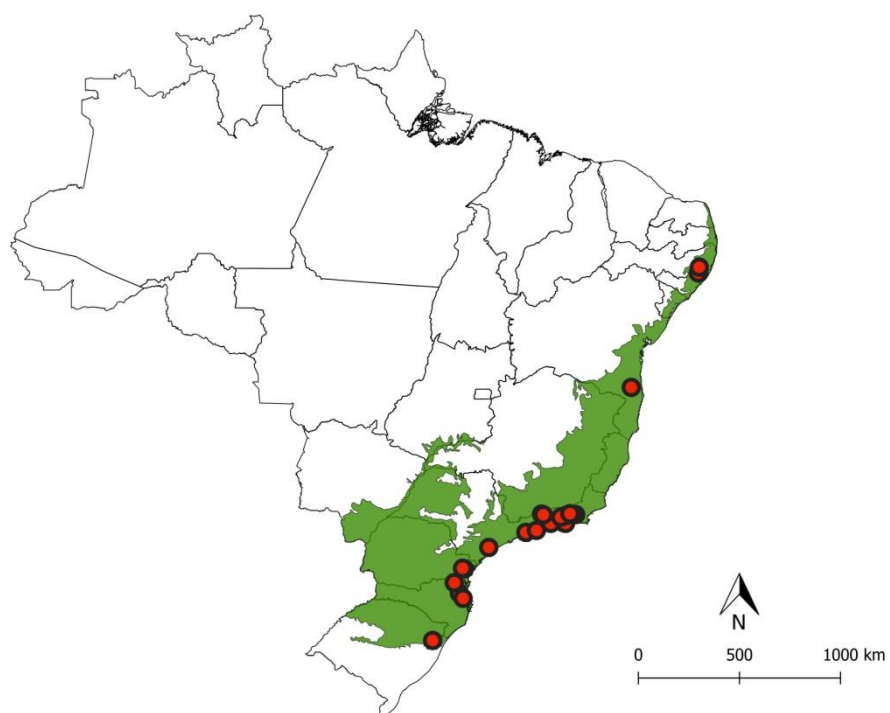
Xylophanes alineae (Haxaire & Mielke, C., [2018])



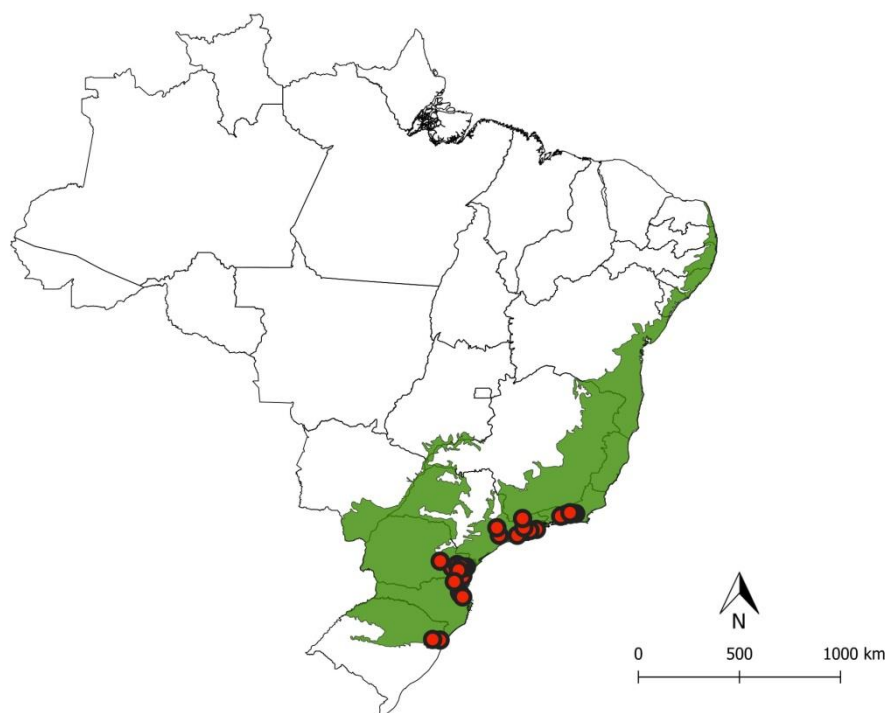
Xylophanes amadis (Stoll, 1782)



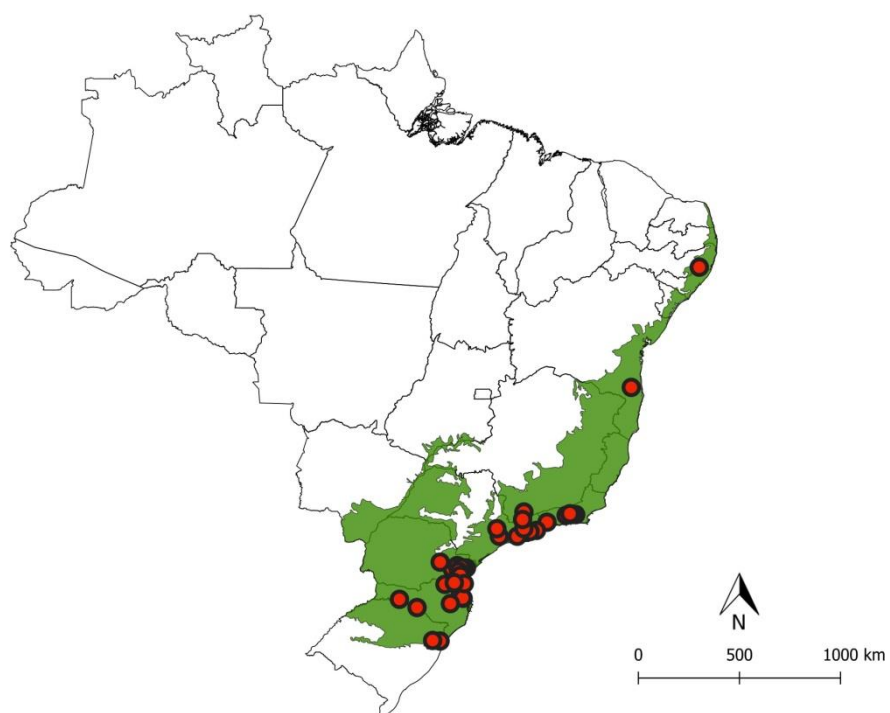
Xylophanes anubus (Cramer, 1777)



Xylophanes ceratomioides (Grote & Robinson, 1866)



Xylophanes chiron (Drury, 1773)



Xylophanes cosmius (Rothschild & Jordan, 1906)



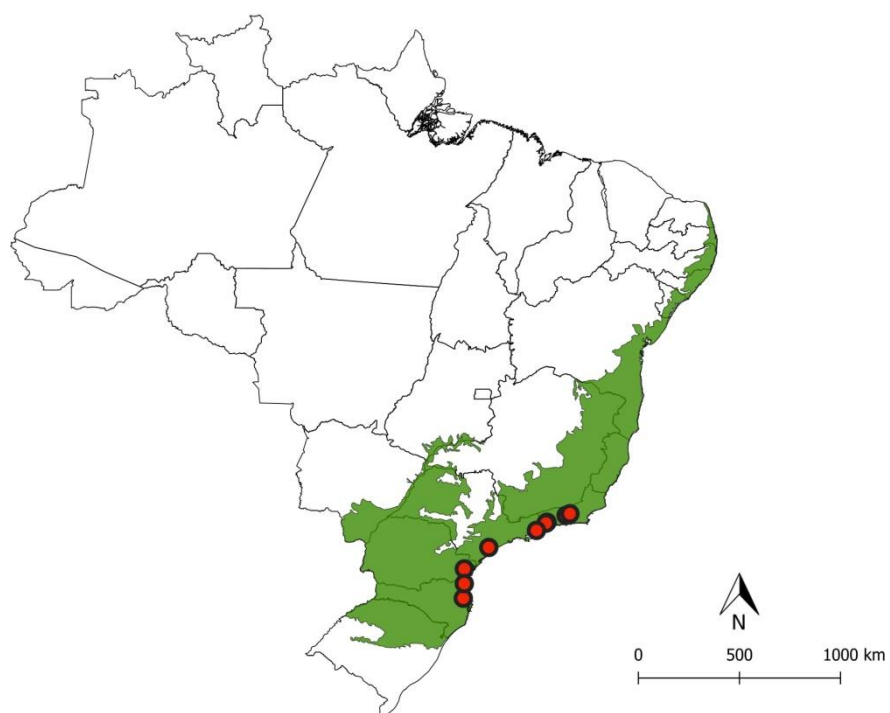
Xylophanes crenulata (Vaglia & Haxaire, 2009)



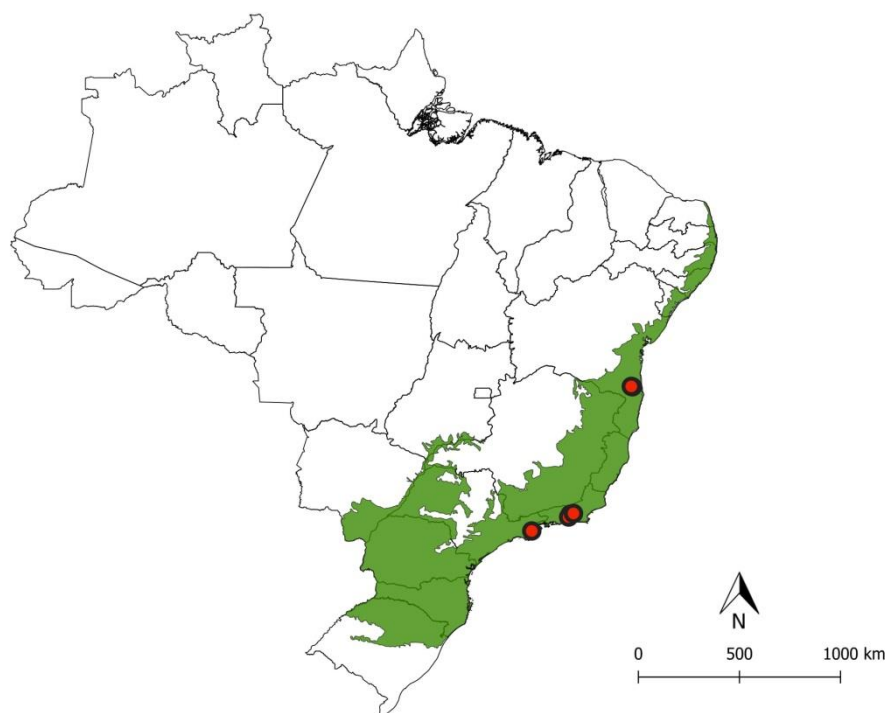
Xylophanes depuiseti (Boisduval, [1875])



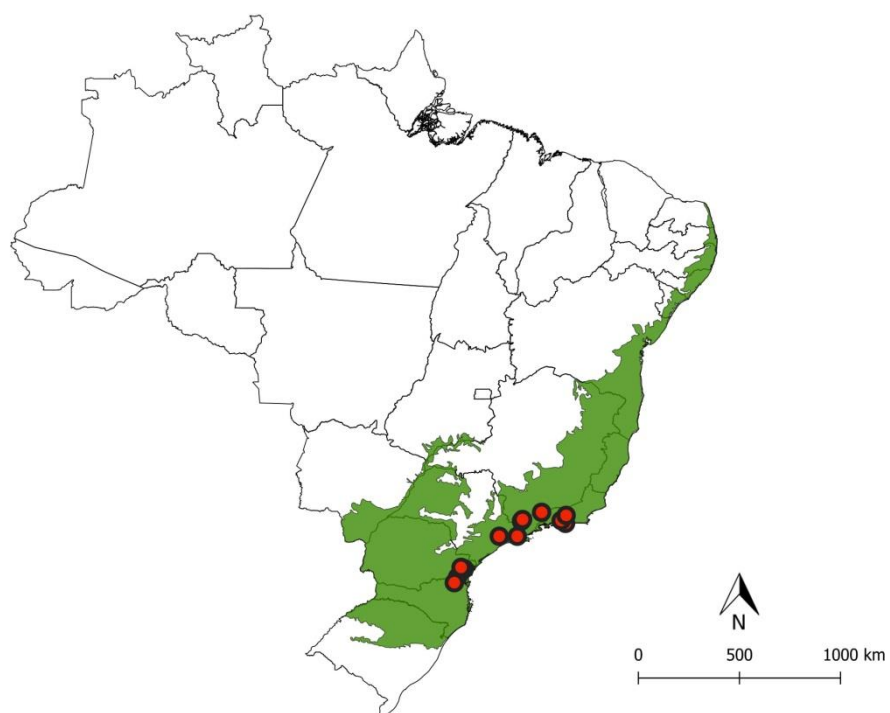
Xylophanes elara (Druce, 1878)



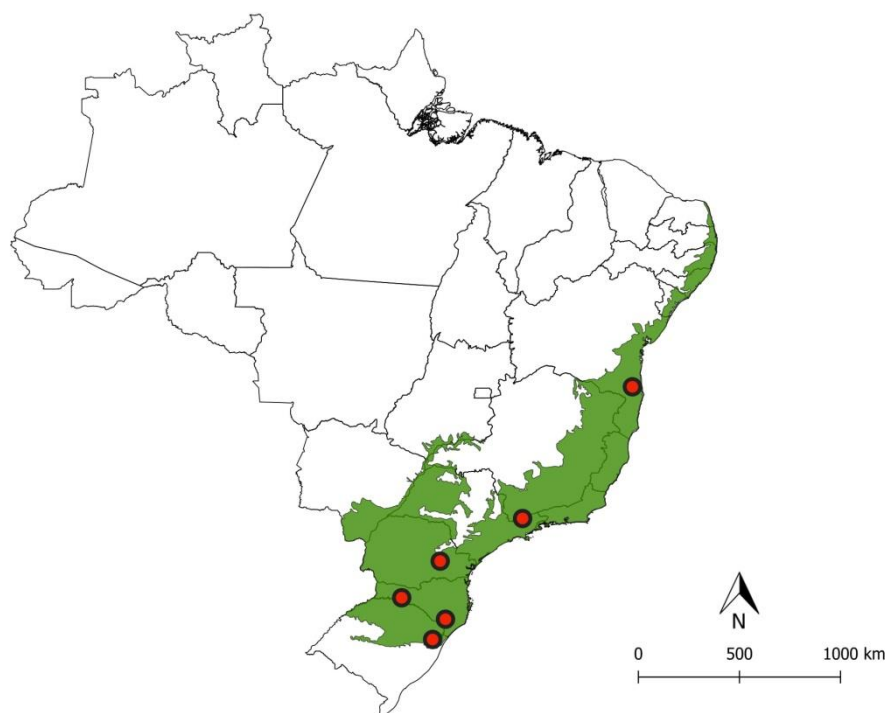
Xylophanes epaphus (Boisduval, [1875])



Xylophanes eumedon (Boisduval, [1875])



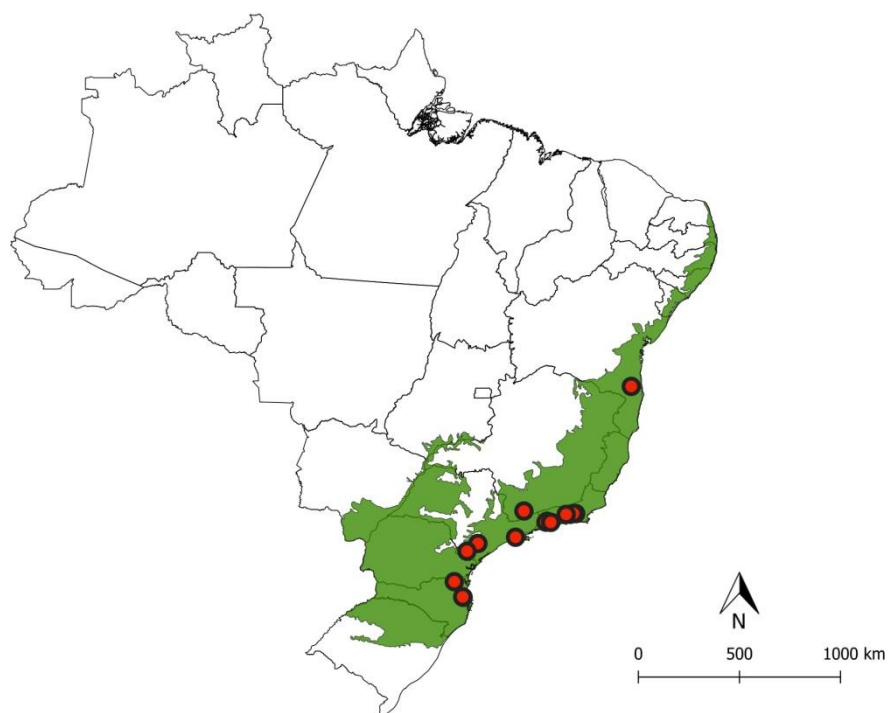
Xylophanes fosteri (Rothschild & Jordan, 1906)



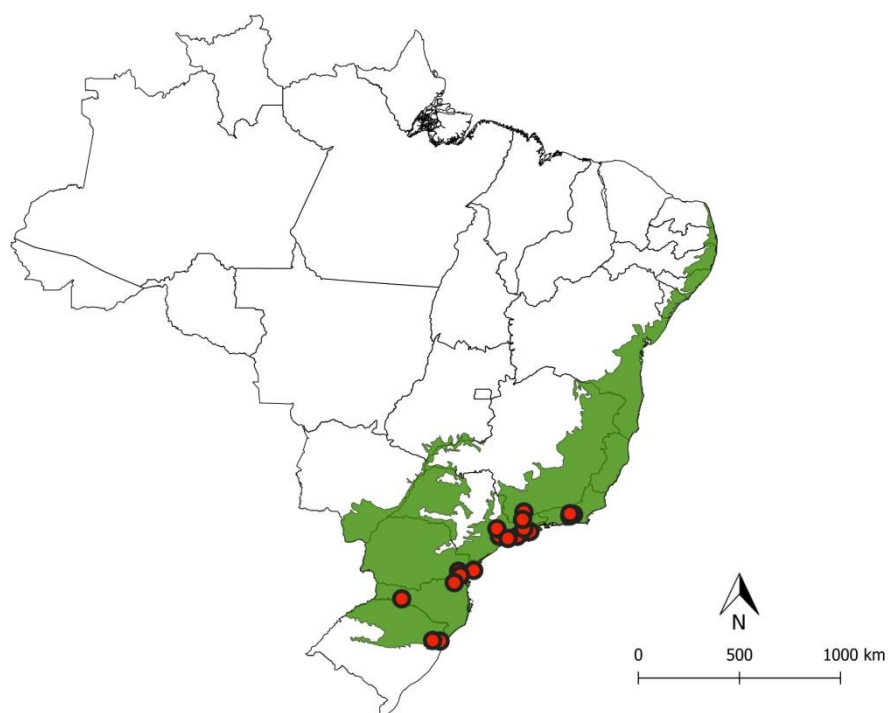
Xylophanes fusimacula (Felder, C. & Felder, R., 1874)



Xylophanes hydrata (Rothschild & Jordan, 1903)



Xylophanes indistincta (Closs, 1915)



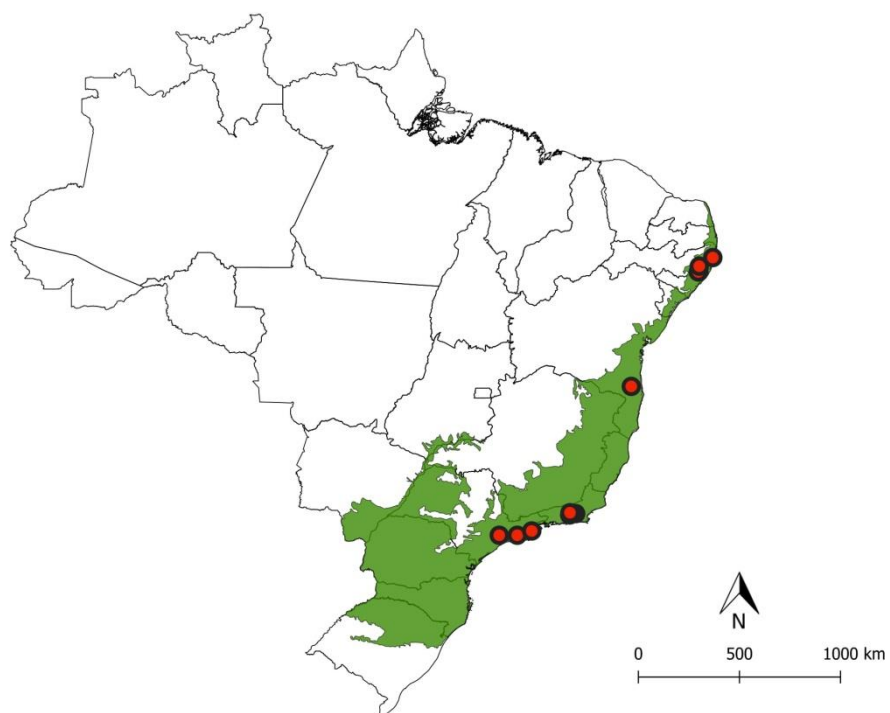
Xylophanes isaon (Boisduval, [1875])



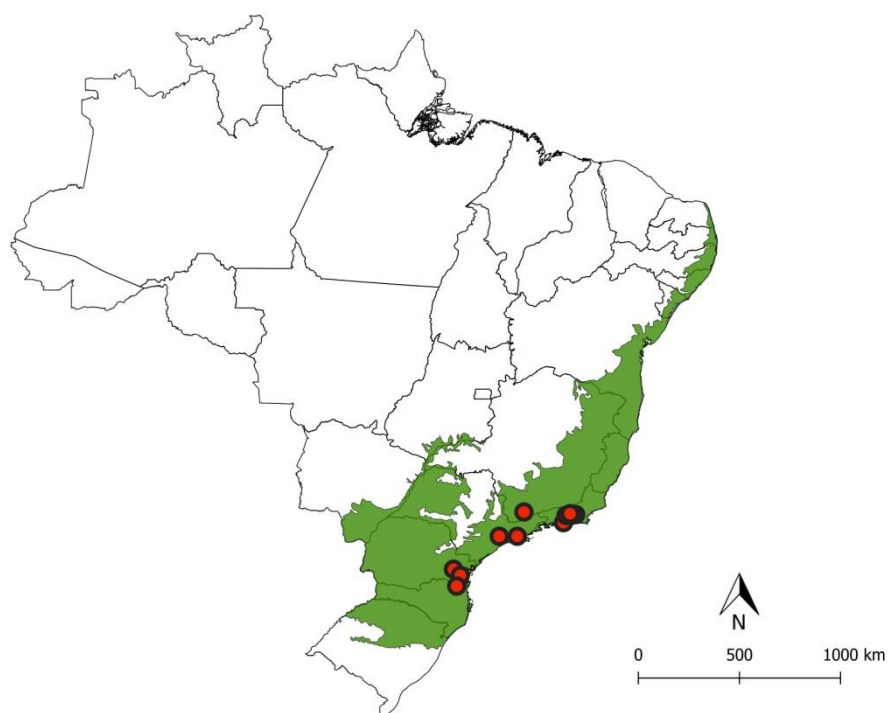
Xylophanes libya (Druce, 1878)



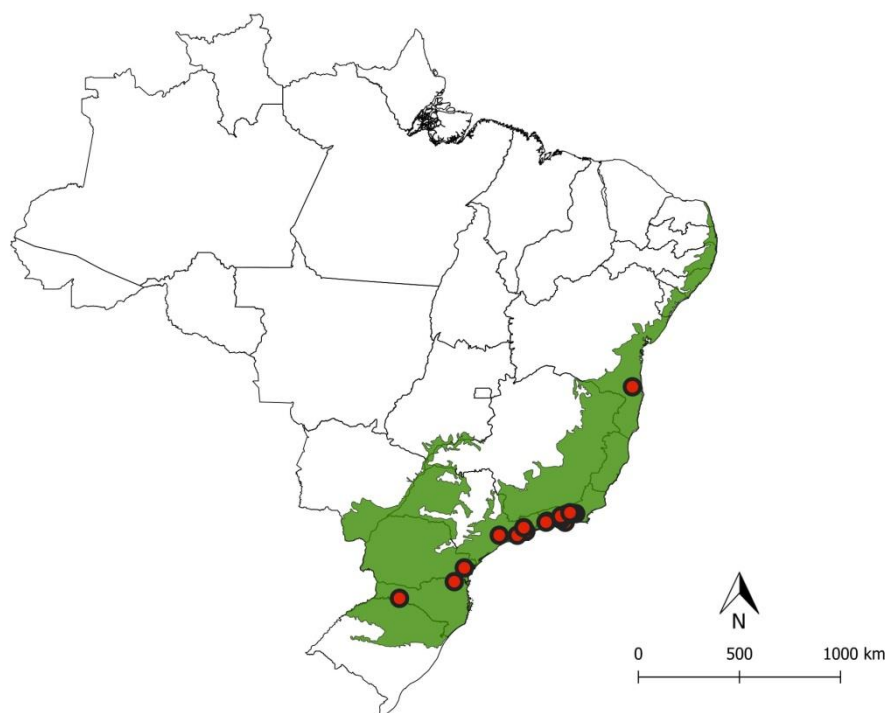
Xylophanes loelia (Druce, 1878)



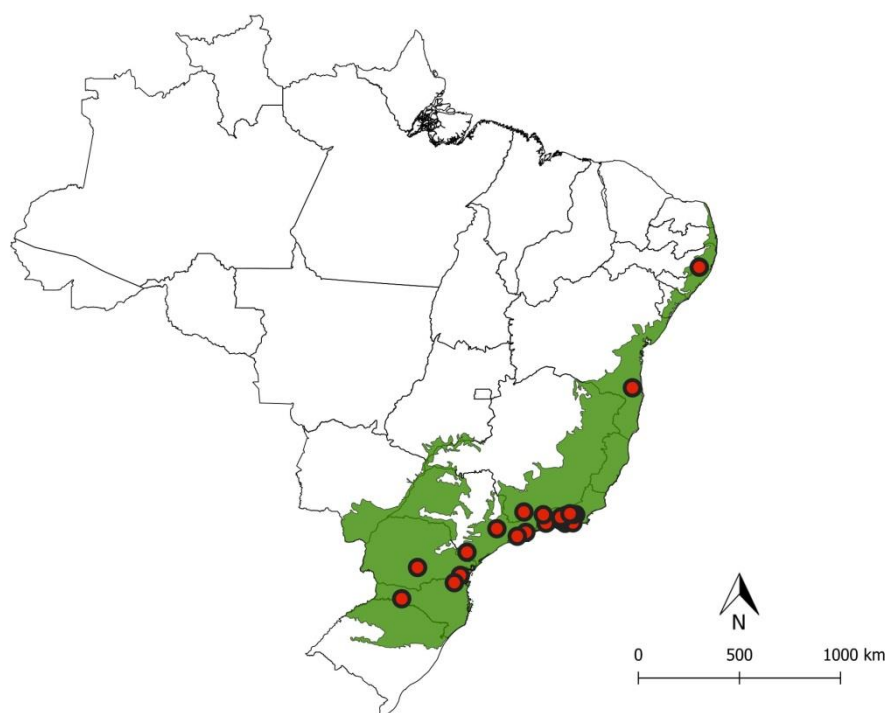
Xylophanes marginalis Clark, 1917



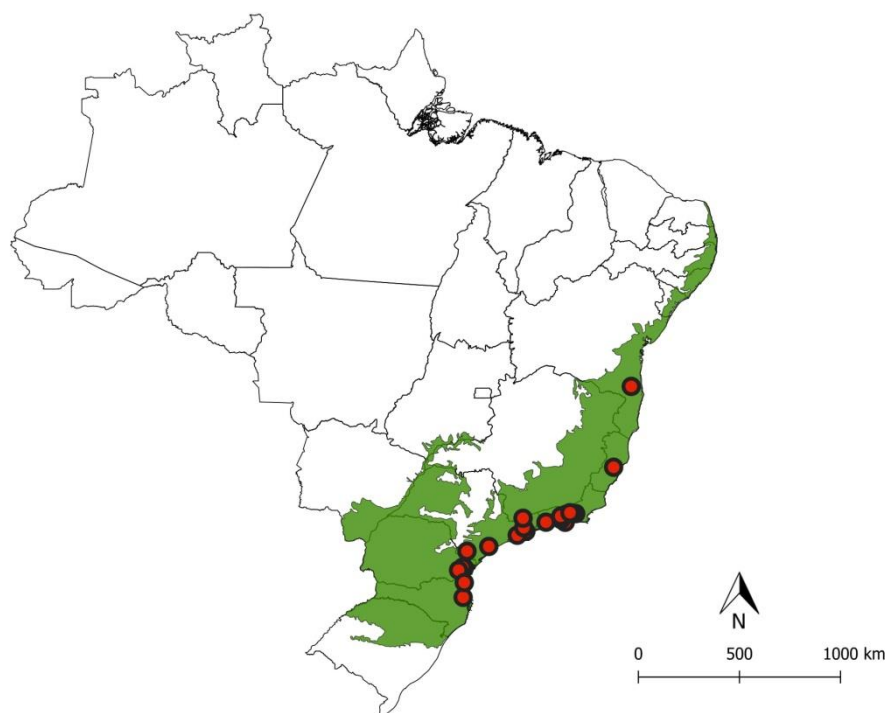
Xylophanes pistacina (Boisduval, [1875])



Xylophanes pluto (Fabricius, 1777)



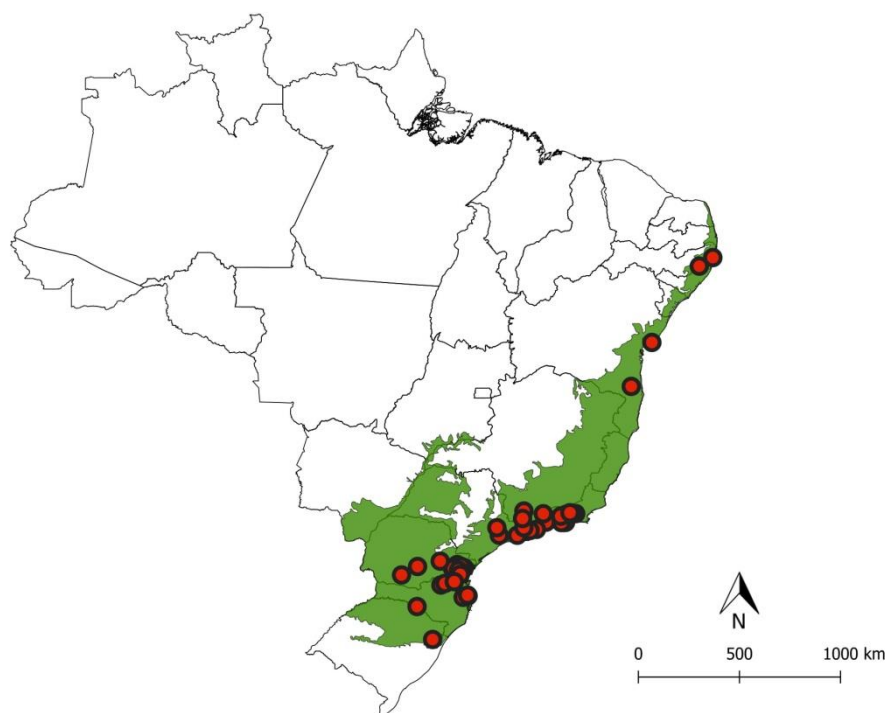
Xylophanes schausi (Rothschild, 1894)



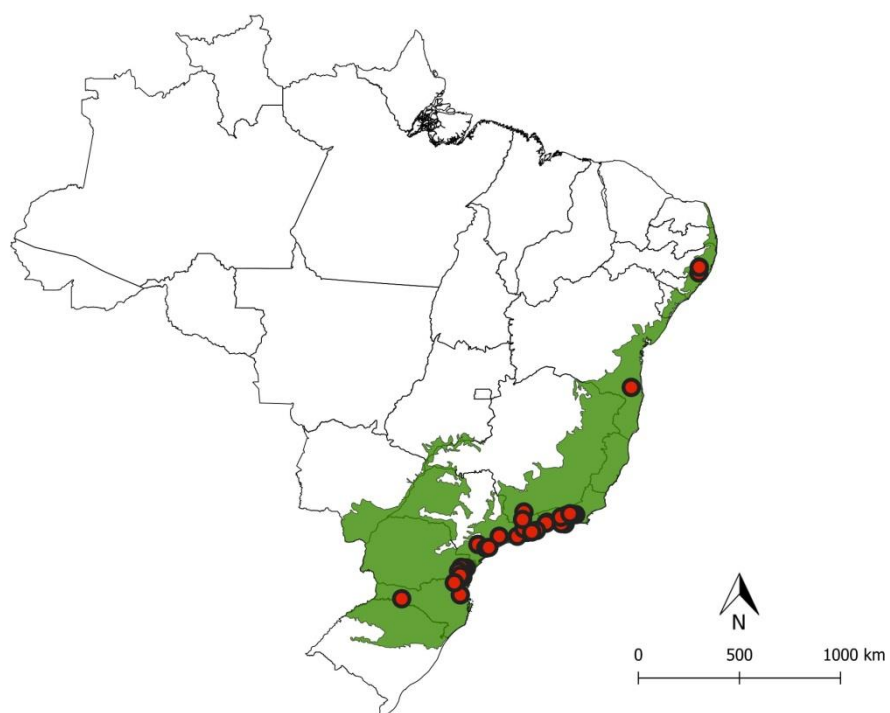
Xylophanes soaresi (Haxaire & Mielke, C., [2018])



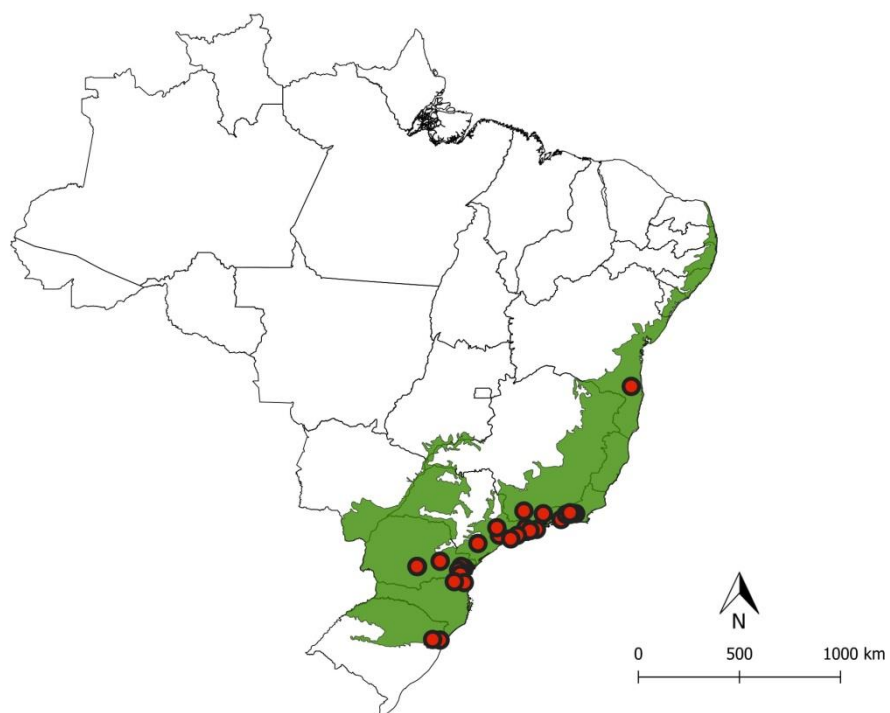
Xylophanes tersa (Linnaeus, 1771)



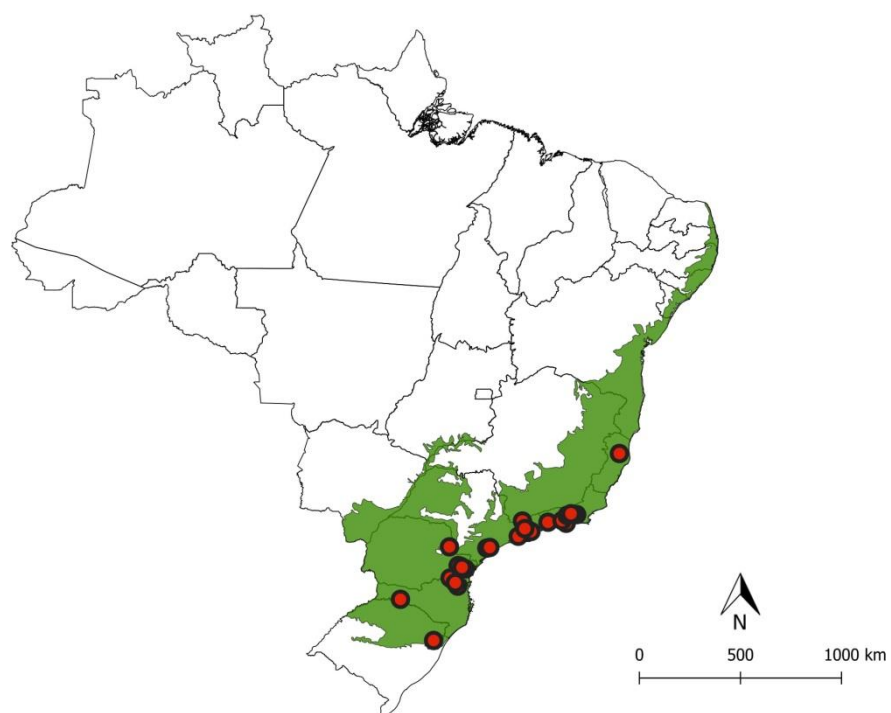
Xylophanes thyelia (Linnaeus, 1758)



Xylophanes titana (Druce, 1878)



Xylophanes tyndarus (Boisduval, [1875])



Xylophanes xylobotes (Burmeister, 1878)

