

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

**Efeitos das mudanças climáticas na  
distribuição geográfica de *Thamnophilidae* endêmicos  
da Mata Atlântica, baseado em modelagem de nichos  
ecológicos.**

**Maria Alice Seabra de Mello Costa**

**Vitória, ES**  
**Fevereiro, 2010**

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

**Efeitos das mudanças climáticas na  
distribuição geográfica de *Thamnophilidae* endêmicos  
da Mata Atlântica, baseado em modelagem de nichos  
ecológicos.**

**Maria Alice Seabra de Mello Costa**

**Orientador: Sérgio Lucena Mendes**

**Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação  
em Ciências Biológicas (Biologia Animal) da  
Universidade Federal do Espírito Santo como requisito  
parcial para a obtenção do grau de Mestre em Biologia  
Animal.**

**Vitória, ES  
Fevereiro, 2010**

## **Agradecimentos**

Obrigada a todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

Agradeço ao Sérgio, professor e orientador, por essa oportunidade.

Agradeço aos membros da banca por terem aceitado esse convite.

Agradeço ao Paulo Cordeiro por ter me cedido seu banco de dados.

Agradeço à minha família, em especial meus pais e irmã por todo o suporte necessário e ao Pablo por estar sempre ao meu lado me apoiando e ajudando.

Agradeço aos amigos, Luana, Dani, Isael, Bertha e Andressa pelas oportunas discussões e trocas de experiência e a João e Isael pelas experiências no campo.

Agradeço aos colegas de laboratório pelo incentivo (Amanda, Andressa, Arthur, Bertha, Bianca, Bruna, Carla, Dani, Gabriel, Isael, Jardel, Joana, Jonatas, Jordana, Lívia, Luana, Mari, Rayane, Vagner e Valdemir).

Agradeço aos colegas de turma, em especial às meninas (Carol, Isa e Mari) por compartilharem esses momentos comigo.

Agradeço à CAPES pela bolsa.



## Sumário

<b>Resumo</b> .....	<b>5</b>
<b>Introdução</b> .....	<b>6</b>
<b>Materiais e Métodos</b> .....	<b>11</b>
<i>O processo de modelagem</i> .....	<b>11</b>
<i>Algoritmo</i> .....	<b>11</b>
<i>Espécies e dados de distribuição</i> .....	<b>12</b>
<i>Dados ambientais</i> .....	<b>13</b>
<i>Avaliação dos modelos</i> .....	<b>13</b>
<i>Hipóteses de dispersão (pós-análise)</i> .....	<b>15</b>
<b>Resultados</b> .....	<b>16</b>
<i>Distribuição atual</i> .....	<b>16</b>
<i>Distribuição futura</i> .....	<b>16</b>
<b>Discussão</b> .....	<b>22</b>
<i>Distribuição atual</i> .....	<b>22</b>
<i>Distribuição futura</i> .....	<b>23</b>
<b>Conclusão</b> .....	<b>28</b>
<b>Referências bibliográficas</b> .....	<b>30</b>
<b>Anexo A</b> .....	<b>39</b>
<b>Anexo B</b> .....	<b>51</b>

## Resumo

A Terra tem experimentado taxas elevadas de alterações climáticas, dentre as quais se destacam o aquecimento global e concomitantes mudanças ambientais, que podem alterar a distribuição das condições físicas e de habitats e, por consequência, a distribuição das espécies. As espécies podem responder de três formas à mudança climática: movimento; adaptação e extinção. Essas respostas estão relacionadas com sua biologia. Como isso pode afetar o status de conservação de várias espécies há a necessidade de estudos que possam antecipar o padrão e a magnitude dos efeitos da mudança climática na distribuição das espécies. Desta maneira, o objetivo deste trabalho foi avaliar o provável efeito das mudanças climáticas em 12 espécies de *Thamnophilidae* endêmicos da Mata Atlântica e identificar quais dessas espécies são mais vulneráveis ao aquecimento global, através da modelagem de nichos ecológicos. Para a produção dos modelos do presente foram utilizados dados do WorldClim e do UGSS. Para os modelos futuros foram utilizados dados provenientes do modelo HadCM3 com dois diferentes cenários de emissões de gases de efeito estufa associados ao aquecimento global, um de baixa emissão ou otimista e outro de alta emissão ou pessimista. Depois de gerados os mapas de distribuição potencial atual e futura as observações sobre as modificações nas áreas previstas como adequadas e a quantificação das mudanças observadas foram realizadas sob duas diferentes hipóteses de dispersão, universal e ausência de dispersão. Foram observadas mudanças substanciais nas áreas de distribuição das espécies, como redução da área de distribuição da maioria das espécies e reorganização dos locais adequados e inadequados para a sobrevivência das mesmas. A diferença entre extensão da previsão de distribuição geográfica atual das espécies e a previsão de suas distribuições em 2050 e 2080 variou de acordo com o cenário de mudança climática, se otimista ou pessimista, e de acordo com a hipótese de dispersão analisada, dispersão universal e ausência de dispersão. Mudanças mais drásticas foram observadas sob o cenário pessimista. Os efeitos também foram mais acentuados sob a hipótese de não dispersão. As espécies montícolas tiveram maiores previsão de perda de habitat que as espécies de baixadas. Propomos a identificação de áreas classificadas como adequadas para a sobrevivência dessas espécies, tanto no presente como no futuro para a avaliação da representatividade das áreas protegidas nessas regiões e se necessária, proposição de áreas prioritárias ou até mesmo de novas áreas protegidas.

## **Introdução**

A Terra sempre passou por ciclos naturais de aquecimento e esfriamento, bem como por períodos de intensa atividade geológica que lançaram grandes quantidades de gases e criaram um efeito estufa natural. Porém, desde o início da Revolução Industrial a ação antrópica tem levado a um aumento na concentração atmosférica de gás carbônico. Essa concentração aumentou mais de 31% e mais da metade desse crescimento ocorreu nos últimos 50 anos (Marengo, 2005).

Embora fatores não associados às atividades humanas, como aumento da radiação solar e vulcanismo também contribuam para variações climáticas (Barnett et al., 1996), modelos climáticos analisados pelo IPCC (2001) mostram que o aquecimento dos últimos 100 anos não ocorre apenas devido a variabilidade interna do clima. Crowell (2000) já havia concluído em seu trabalho que a explicação mais parcimoniosa para a maior parte do aquecimento do século XX está no aumento das emissões antrópicas de gases do efeito estufa e não na variabilidade natural do clima.

A previsão de aumento da temperatura média anual é de 1,1 a 6,4°C até o final do século XXI, de acordo com o IPCC (2007a). Para o Brasil, a média de aumento previsto é de 4°C com maior frequência de eventos extremos, como inundações e ondas de calor no Sul (Marengo, 2005). Esse mesmo relatório do IPCC (2007a) indica que as mudanças climáticas estão bem mais aceleradas que o previsto anteriormente e que seus efeitos já estão sendo sentidos.

A preocupação da comunidade científica com o aquecimento global se reflete no aumento de publicações a respeito das mudanças climáticas. De acordo com Vale et al. (2009) de 1987 a 2007 a porcentagem anual de publicações sobre mudanças climáticas aumentou em mais de 40% em relação ao total de artigos produzidos anteriormente sobre o clima. Porém esse aumento é menos significativo para artigos sobre os efeitos do aquecimento global sobre a biodiversidade. No início da década de 1990 a porcentagem anual da publicação nesta área oscilava entre 0,5 e 1,5% do total de artigos produzidos sobre mudanças climáticas. Em 2007 esse percentual passou a 4.1% (Vale et al., 2009), um avanço ainda tímido em relação ao total de artigos produzidos em relação ao mesmo tema.

Apesar disso, pode-se observar que as alterações no clima ocorridas no século XX já causaram efeitos sobre a biodiversidade (Hughes, 2000; McCarty, 2001; Walther et al., 2002; Walther et al., 2005). Esses efeitos estão associados a mudanças na

distribuição, fenologia, calendário de migração, sucesso de nidificação e tamanhos populacionais das espécies (Crick, 2004). De acordo com o IPCC. (2001), a resposta das espécies a mudanças climáticas passadas e recentes levanta a possibilidade de que a mudança climática produzida pela ação antrópica possa atuar como a maior causa de extinções em um futuro próximo. Thomas et al. (2004) estimam que, dependendo do bioma, pode haver uma perda de 1 a 29% das espécies. De acordo com Foden et al. (2008) 25% das espécies de aves, 28% das de anfíbios e 51% das de corais que não são consideradas ameaçadas hoje, são suscetíveis aos impactos causados pelas mudanças climáticas. Esses impactos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade podem representar a maior ameaça de erosão de espécies, uma vez que poderão ocorrer mesmo em áreas com baixa alteração antrópica (Malcom et al., 2006; Vale et al., 2009). Apesar disso, a maior ameaça reside na sinergia entre as alterações climáticas em ritmo acelerado e a modificação das paisagens, principalmente, para atividades agrícolas, de pecuária e urbanização (Sala et al., 2000; Root et al., 2003; Opdam e Wascher, 2004; MEA, 2005; Thuiller et al., 2006; Jetz et al. 2007).

Essas previsões têm gerado preocupação principalmente sobre as consequências para a biodiversidade da região Neotropical, onde estão localizados numerosos *hotspots* de biodiversidade, em função do aquecimento substancial e reorganização de padrões de precipitação que ela experimentará nas próximas décadas (Myers et al., 2000; IPCC, 2001; IPCC, 2007b). Porém, poucos estudos têm sido desenvolvidos para estimar os efeitos das alterações climáticas sobre a biodiversidade neotropical.

Em regiões temperadas, por sua vez, há evidências de mudanças na distribuição geográfica das espécies associadas ao aquecimento global. As mudanças na distribuição ocorrem em duas principais direções: latitudes e altitudes mais elevadas. De acordo com Colwell et al. (2008) os fracos gradientes latitudinais de temperatura encontrados nos trópicos criarão dificuldades para que as espécies acompanhem as condições climáticas convenientes através de migração pelas planícies. Em consequência disso, as mudanças mais prováveis na distribuição geográfica das espécies tropicais seriam em direção a maiores elevações do que em direção a maiores latitudes (Bush e Hooghiemstra, 2005).

De acordo com Holt (1990), as espécies podem responder de três formas à mudança climática: movimento, adaptação e extirpação. Essas respostas estão relacionadas com a biologia de cada uma delas. Aquelas suficientemente móveis podem migrar para regiões geográficas onde seu nicho ecológico está disponível. Para as

espécies capazes de evoluir rapidamente ou que possuam uma grande amplitude de tolerâncias fisiológicas, o ajuste as novas condições e paisagens pode ser possível. Porém, para as que não possuem essas capacidades, o resultado será extirpação (Holt, 1990; Melillo et al., 1995). Dois fatores aumentam ainda mais a preocupação em relação às respostas das espécies às modificações climáticas. O primeiro deles é a rapidez das mudanças, pois diferente do que ocorreu nos episódios de mudanças climática do passado, a escala temporal dos eventos que estão ocorrendo é muito curta. O segundo fator, conforme citado anteriormente, está associado às alterações da paisagem experimentadas nos últimos tempos.

Em função disso, estudos que visem antecipar a natureza e magnitude de alterações das mudanças climáticas sobre a biodiversidade são fundamentais. Nesse contexto, a modelagem de nichos ecológicos tem sido uma ferramenta utilizada para prever os efeitos das alterações no clima sobre a distribuição das espécies (Lindgren, 1998; Peterson et al., 2001; Berry et al., 2002; Midgley et al., 2002; Peterson et al., 2002; Teixeira e Arntzen, 2002; Midgley et al., 2003; Miles et al., 2004; Roura-Pascual et al., 2004; Pearson et al., 2006; Araújo e Luoto, 2007).

A idéia de que as propriedades ecológicas das espécies, formalizadas no conceito de nicho ecológico, estão relacionadas às suas áreas de distribuição geográfica é antiga (Grinnell 1917; Hutchinson, 1957, McArthur, 1972), sendo que, nos últimos tempos, tem-se observado um grande aumento no uso de técnicas que visam estimar áreas de distribuição através do cálculo do nicho ecológico, ou ambiental (Guisan e Zimmermann, 2000; Soberón e Peterson, 2005; Peterson, 2006; Soberón, 2007).

Hutchinson (1957) definiu nicho ecológico como um espaço com um hipervolume n-dimensional onde cada dimensão representa o intervalo de condições ambientais ou de recursos necessários para a sobrevivência e reprodução da espécie. O mesmo autor diferencia duas dimensões do nicho, o nicho fundamental e o nicho realizado. O nicho fundamental inclui os intervalos das condições ambientais necessários para a sobrevivência, manutenção e reprodução das espécies, enquanto o nicho realizado é uma parte do primeiro, uma vez que é delimitado por fatores bióticos também definidos como recursos (Anderson et al., 2003).

Posteriormente, com os avanços de trabalhos ancorados nesse conceito, a disponibilização de dados de ocorrência das espécies e de dados ambientais surgiu a necessidade de tornar o conceito mais claro. Assim, diversos autores procuraram delimitar melhor o conceito, além de definir quais fatores possuem influência sobre a

distribuição das espécies (Guisan e Thuiller, 2005; Soberón e Peterson 2005; Araújo e Guisan, 2006; Soberón, 2007).

Três grupos de fatores possuem grande influencia na distribuição geográfica das espécies (Guisan e Thuiller, 2005; Soberón e Peterson, 2005): (i) distribuição espacial das condições ambientais favoráveis ao estabelecimento, sobrevivência e reprodução dos indivíduos; (ii) o ambiente biótico representado pelas interações entre as espécies; (iii) capacidades de dispersão das espécies.

Soberón (2007), utilizando a terminologia definida por Hutchinson (1978), define “nicho Grinneliano” baseado em variáveis “cenopoiéticas” ou ambientais e “nicho Eltoniano” baseado em variáveis bionômicas. Esta distinção é interessante pois os nichos Grinneliano e Eltoniano são definidos em diferentes escalas e a disponibilidade de dados sobre as variáveis que os compõem é diferente. O primeiro é definido em escalas espaciais mais amplas e o seu uso é facilitado pela crescente disponibilização de dados, em função dos avanços na área de sensoriamento remoto. O segundo é definido em escalas mais finas e ainda apresenta dificuldades para medir os valores e definir a influência das variáveis.

Em função dessa diferença entre as escalas, o padrão de distribuição definido na escala de distribuição mais grosseira pode não ser afetado pela redução ou mesmo extinção de populações locais, definidos em escala mais fina. Isso porque, desde que as escalas espaciais sejam grandes o suficiente para incluir distúrbios e uma certa heterogeneidade espacial, competidores podem coexistir por longos períodos de tempo (Tilman, 1982; Chesson, 2000; Amarasekare, 2003) e as extinções observadas localmente podem não reduzir a dimensão do nicho Grinneliano. Nesse sentido os dois fatores que possuem maior influência sobre a extensão da distribuição das espécies, na escala em que ela é definida, passam a ser a distribuição das variáveis que compõem o nicho Grinneliano e a capacidade das espécies de alcançar as áreas ambientalmente adequadas.

Como a modelagem de nichos ecológicos ou ambientais trabalha com dados ambientais, em sua maioria clima e topografia, e registros de ocorrência para o ajuste dos modelos, eles geram mapas de distribuição potencial. O quanto essa distribuição potencial se aproxima da distribuição real é influenciado pela capacidade que as espécies possuem de alcançar as áreas com condições ambientais adequadas.

A capacidade de dispersão também é uma das características biológicas das espécies que as tornam mais suscetíveis à extinção em função das mudanças climáticas

(Foden et al., 2008). Outras características listadas pelos mesmos autores são: especialização quanto ao habitat e ao microhabitat; tolerâncias ambientais estreitas; dependência de gatilhos ambientais que disparem determinados comportamentos, como migração, coorte, acasalamento, postura de ovos, germinação de sementes, entre outros; e dependência de interações interespecíficas.

Em relação às aves, a especialização em relação ao habitat ou microhabitat e a capacidade de dispersão das espécies são os fatores considerados mais determinantes para essa suscetibilidade. Dentre as aves, a família *Thamnophilidae* pode ser considerada uma das mais suscetíveis à extinção, pois 69% das espécies apresentam especialização ao habitat e baixa capacidade de dispersão.

*Thamnophilidae* é a segunda família mais numerosa dos *Passeriformes* da América do Sul (Sick, 2003). Restrita à região neotropical, possui grande número de endemismos, com 35 espécies endêmicas da Mata Atlântica (22 no Brasil), das quais, 12 se encontram na lista brasileira de espécies ameaçadas de extinção (Brooks et al. 1999; Sick, 2003 e Cordeiro, 2003). São aves que apresentam fotofobia. Embora muitas possuam asas que lhes permitiriam realizar vôos mais longos por áreas abertas, elas não o fazem, ficando restritas ao interior das florestas (Sick, 2003). Outras características compartilhadas por grande parte das espécies, como forrageamento nos estratos inferiores da floresta, nidificação no solo e estreita relação com tipos de vegetação emaranhada, as torna sensíveis aos desmatamentos e fragmentação do hábitat (Willis, 1979; Karr et al., 1990; Chapman e Rosenberg, 1991; Bierregaard et al., 1992; Poulin et al., 1994; Chesser, 1995; Sieving e Karr, 1997; Antongiovanni e Metzger, 2005). Algumas espécies são típicas de planícies ou de baixadas litorâneas florestadas, enquanto outras ocorrem apenas em locais montanhosos.

O grau de ameaça das espécies e endemismos são critérios utilizados para priorização de áreas para a conservação. Em função das previsões de aquecimento global, conhecer a natureza e a magnitude dos efeitos deste aquecimento na distribuição geográfica das espécies é importante para a antecipação de estratégias de conservação.

Desta maneira, o objetivo deste trabalho foi avaliar o provável efeito das mudanças climáticas globais em 12 espécies de *Thamnophilidae* endêmicos da Mata Atlântica e identificar quais dessas espécies são mais vulneráveis ao aquecimento global, através do mapeamento da distribuição potencial dessas espécies no presente e da previsão dessa distribuição no futuro (2050 e 2080), sob dois cenários de aquecimento, bem como da quantificação das mudanças previstas.

## **Materiais e Métodos**

### *O processo da modelagem*

O processo de modelagem consiste em converter dados primários de ocorrência das espécies em mapas que delimitam sua distribuição geográfica potencial, ao identificar áreas adequadas à sua sobrevivência, de acordo com as variáveis ambientais fornecidas ao modelo. Esses modelos trabalham com o conceito de nicho ecológico, mais precisamente com nicho fundamental ou Grinneliano.

A conversão das informações sobre os registros de ocorrência das espécies em mapas é realizada através de um algoritmo, que busca relações não-aleatóreas entre esses dados de ocorrência e os dados ambientais, tais como temperatura máxima, temperatura mínima, precipitação, topografia, fornecidos para a produção dos modelos.

Para a modelagem da distribuição de espécies no futuro sob cenários de aquecimento global foi criado, inicialmente, um modelo de distribuição atual das espécies, baseado em fatores ambientais que a determinam. Depois, esse modelo foi utilizado para projetar a distribuição no cenário de aquecimento, assumindo que os mesmos fatores ambientais continuarão influenciando a distribuição das espécies no futuro. Para a produção desses modelos são necessários: (1) algoritmo; (2) registros de ocorrência das espécies (longitude e latitude); (3) mapas com informação dos dados ambientais do presente e (4) mapas com informações sobre os dados ambientais no futuro (provenientes de modelos de circulação global).

### *Algoritmo*

Existem vários algoritmos utilizados para a modelagem de nicho ecológicos. Eles podem ser divididos em três categorias de acordo com o tipo de dados de ocorrência com que trabalham. A primeira categoria corresponde a algoritmos que não aceitam dados de ausência, como algoritmos de distância, BIOCLIM e DOMAIN. A segunda categoria só trabalha com dados de presença e de ausência, ao exemplo do GLM (Generalized Linear Models) e o GAM (Generalized Additive Models). Uma terceira categoria trabalha com dados de ausência e presença, quando disponíveis, mas também trabalha apenas com dados de presença.



Isto é muito importante, principalmente pelo fato de que as áreas com maior biodiversidade são as mesmas onde há maior lacuna de informações, havendo poucos registros de ausência disponíveis (Soberón e Peterson, 2005). Dentre esses algoritmos estão o GARP (Genetic Algorithm for Rule-set Production), SVM (Support Vector Machine), ENFA (Ecological Niche Factor Analysis) e Maxent (Maximum Entropy).

O algoritmo utilizado neste trabalho foi o Maxent. Ele é um algoritmo de uso geral para a realização de previsões ou inferências a partir de informações incompletas (Phillips et al, 2006). A idéia do Maxent é fazer uma estimativa da adequabilidade de distribuição alvo a partir da distribuição de máxima entropia (isto é, aquela mais próxima da uniforme). Essa estimativa está sujeita a um conjunto de restrições derivadas dos registros de ocorrência fornecidos ao modelo. A informação disponível sobre a distribuição alvo muitas vezes apresenta-se como um conjunto de valores reais das variáveis, chamadas de "características". Quando o Maxent é executado, a área de estudo é dividida em *pixels*. Os *pixels* compõem o espaço no qual a adequabilidade da distribuição é definida. *Pixels* com registros de ocorrência conhecidos para as espécies constituem os pontos de amostragem, enquanto as características são as variáveis climáticas. Em trabalhos que compararam a capacidade preditiva de diferentes algoritmos, o Maxent se mostrou o mais eficiente para dados incompletos (Elith et al., 2006; Hernandez et al., 2006; Hijmans e Graham, 2006; Gibson et al., 2007; Guisan et al., 2007; Pearson et al., 2007).

#### *Espécies e dados de distribuição*

Dentre os *Thamnophilidae* endêmicos da Mata Atlântica foram selecionadas 12 espécies para o presente estudo, endêmicas da Mata Atlântica brasileira. Como o número de registros de ocorrência influencia a capacidade preditiva dos modelos, as espécies selecionadas possuíam mais de 15 registros, com exceção de *Drymophila genei*, com 11 registros. *D. genei* foi mantida apesar de apresentar menos de 15 registros por ser uma das poucas espécies encontradas somente em altitudes mais elevadas e portanto, exclusivamente montículas (Sick, 2003).

Foi utilizada a base de dados de ocorrência de Cordeiro (2003), que consiste de uma compilação de registros de ocorrência de aves Passeriformes na literatura, em coleções ornitológicas, e observações pessoais. A esses dados somaram-se registros compilados da literatura posterior a esta data, o que resultou em uma média de 33

pontos de ocorrência por espécie. As espécies e o número de pontos utilizados no ajuste do modelo de cada uma estão listados na Tabela 1 (pag. 15).

### *Dados ambientais*

Os dados mensais de precipitação, temperatura máxima e temperatura mínima foram obtidos no WorldClim (disponível em <http://www.worldclim.org>) e os dados de altitude e inclinação do terreno, do U.S. Geological Survey's (disponível em <http://eros.usgs.gov/products/elevation/gtopo30/hydro/index.html>). Os dados de clima pós-aquecimento global são provenientes de modelos climáticos do IPCC (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas), rodados com diferentes concentrações de gases do efeito estufa ou cenários SRES (Special Report Emissions Scenarios). Os dados climáticos utilizados são provenientes do modelo de circulação geral atmosfera-oceano HadCM3 (Hadley Centre for Climate Prediction and Research), do qual foram escolhidos dois cenários extremos de emissão de gases de efeito estufa associados ao aquecimento global, um de baixa emissão ou otimista (B2) e outro de alta emissão ou pessimista (A2) (Nakicenovic e Swart, 2000). O modelo HadCM3 foi desenvolvido com resolução espacial de 2,57167° de latitude e 3,75° de longitude, o que equivale a 417 x 278 km no Equador. Esses dados também foram obtidos no WorldClim (disponível em: <http://www.worldclim.org>) reescalados na resolução de 2,5° x 2,5°. Todas as variáveis foram cortadas para o Brasil e re-amostradas para células de 5 x 5 km no programa ArcView 3.2.

Os modelos produzidos são melhores se o número de variáveis utilizadas em seu ajuste é menor em função da sobreparametrização de modelos gerados com um número muito grande de variáveis. Portanto, foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) sobre o conjunto de dados original, formado por 38 variáveis ambientais. A PCA tem a finalidade de remover dimensões espúrias do conjunto de dados indicando produzir um menor número de variáveis capazes de descrever a maior parte da variabilidade dos dados e manter seu significado ecológico.

### *Avaliação dos modelos*

A validação de um modelo, também conhecida como teste externo, consiste do confronto de seus resultados contra dados reais (ou semi-reais) da distribuição da

espécie. Para avaliação dos modelos foi realizado um teste externo de *bootstrap* para as espécies com 15 ou mais de registros de ocorrência, com 10 partições (80% dos pontos para treino e 20% para teste) para cálculo das AUCs. Para avaliação do modelo de *Drymophila. genei* (apenas 11 registros de ocorrência) foi realizado o teste de *jackknife* (Tabela 1, pag. 15). Após a obtenção das AUCs das dez partições foram calculados suas médias e desvios padrão. A AUC corresponde à área sobre a curva ROC (“Receiver Operating Characteristics”) que é obtida relacionando-se a sensibilidade com o complemento da especificidade, ambas extraídas da matriz de confusão. A vantagem desta análise é que ela fornece uma medida única do desempenho do modelo independente do limite de corte (*threshold*). Os valores da AUC variam de 0 a 1, onde 0,5 indica um modelo que não possui poder preditivo e 1 indica um modelo perfeito (Guisan et al., 2007).

Existem dois tipos de erros associados ao processo de modelagem: erro de sobreprevisão e erro de omissão. O primeiro tipo de erro, sobreprevisão, não significa necessariamente que a área identificada como adequada à manutenção da espécie foi identificada incorretamente. Essa área pode ser adequada, mas não há registros da espécie, o que pode ser devido à sua real ausência na área ou mesmo à falta de estudos que permitam sua identificação. O segundo tipo de erro, omissão, por outro lado, pode não classificar corretamente as áreas adequadas à espécie, omitindo locais onde ela está presente. Definir qual erro é mais “perigoso” depende do enfoque do trabalho, bem como das estratégias de conservação que deverão ser adotadas (Loiselle *et al.*, 2003).

Essa escolha é uma etapa crucial no processo de modelagem de distribuição potencial das espécies e está relacionada ao limite de corte escolhido para definir a partir de que valor de adequabilidade uma célula pode ser considerada adequada à espécie (Sargent, 1998; Thompson, 2003; Sing et al., 2004). O limite de corte, escolhido para este estudo visou minimizar os erros de um modo geral, não dando graus de importância diferentes para eles. De acordo com Liu et al. (2005) esse limite de corte, por ser baseado em dados provenientes da matriz de confusão, faz parte de um conjunto de *thresholds* que possui melhores resultados, além de excluir a subjetividade do processo.

Tabela 1 - Variáveis ambientais utilizadas para modelagem da distribuição das espécies, número de registros de cada uma delas e teste externo utilizado para validação dos modelos. Variáveis: h\_slope (altitude); h\_dem (inclinação do terreno); tmax (temperatura máxima); tmin (temperatura mínima) e prec (precipitação). Os números entre parênteses correspondem aos meses. As denominações seguem os dados originais obtidos do U.S. Geological Survey`s e do WorldClim.

Espécie	Variáveis utilizadas	Nº de pontos	Teste externo
<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	h_slope, tmax (7, 10, 12), prec (2-12)	23	bootstrap
<i>Dysithamnus plubeus*</i>	h_slope, tmax (5) , tmin (10-3), prec (2, 5-8, 10)	21	bootstrap
<i>Myrmotherula gularis</i>	tmax (10-5), tmin (4, 9-11), prec (10, 12)	46	bootstrap
<i>Myrmotherula minor*</i>	tmin (1-3), prec (1-10)	19	bootstrap
<i>Myrmotherula unicolor*</i>	h_dem, h_slope, tmax (1, 3), tmin (8, 10), prec (10-7)	31	bootstrap
<i>Myrmotherula urosticta</i>	h_dem, h_slope, tmax (3-7, 11-12), tmin (1, 10-11), prec (2-3)	15	bootstrap
<i>Drymophila genei</i>	h_dem, tmax (7,9), tmin (9,12), prec (7, 9, 12)	11	jackknife
<i>Drymophila ochropyga</i>	h_slope, tmax (5, 10-11), prec (3-9, 11-12)	51	bootstrap
<i>Drymophila squamata</i>	tmin (1-6, 12), prec (2-9)	64	bootstrap
<i>Cercomacra brasiliiana</i>	tmax (4-7, 9), tmin (6, 10-12), prec (1, 4-5, 7-9)	17	bootstrap
<i>Myrmeciza loricata</i>	tmax (4-5, 11), tmin (3-4, 9-1), prec (4-9)	40	bootstrap
<i>Myrmeciza ruficauda</i>	tmax (2-5, 7-8), tmin (2, 4-7), prec (8)	27	bootstrap

\*espécies presentes na lista vermelha nacional.

#### *Hipóteses de dispersão (pós-análise)*

Depois de gerados os mapas de distribuição potencial atual e futura sob um cenário de baixas emissões (B2) e outro de altas emissões (A2), as observações sobre as modificações nas áreas previstas como adequadas e a quantificação das mudanças observadas foram realizadas sob duas diferentes hipóteses de dispersão. A primeira hipótese, pouco realista, considera que as espécies são capazes de dispersar para qualquer área prevista como adequada à sua sobrevivência (dispersão universal). Porém as espécies de Thamnophilidae possuem baixas capacidades de dispersão. Em função disso, a hipótese de não dispersão foi utilizada como hipótese mais realista para as espécies em estudo. Como o próprio nome indica, essa hipótese considera que as espécies não são capazes de dispersar e poderão estar presentes no futuro apenas em regiões adequadas no presente e que permanecerão adequadas no futuro.

## Resultados

### *Distribuição atual*

O modelo de distribuição potencial atual das espécies previu áreas desde 100.450 km<sup>2</sup> (*Myrmotherula unicolor*) até 847.450 km<sup>2</sup> (*Myrmotherula minor*), com média de 394.337,5 km<sup>2</sup>. Todas as espécies do presente estudo são endêmicas da Mata Atlântica, mas foram previstas algumas áreas ambientalmente adequadas fora dos limites deste bioma, já que os modelos identificam áreas ambientalmente adequadas e não incorporam informações sobre barreiras à dispersão. Apesar disto o teste externo apresentou valores altos de AUC, o que significa que os modelos apresentaram boa capacidade preditiva. O modelo para *Myrmotherula minor* apresentou a menor AUC (AUC<sub>média</sub>=0,8776, Sd=0,045844), enquanto o modelo para *Myrmotherula urosticta* apresentou o maior valor (AUC<sub>média</sub>= 0,9872, Sd= 0,019359). A Figura 1(pags. 18 e 19) apresenta os mapas de previsão da distribuição potencial das 12 espécies do estudo.

### *Distribuição futura*

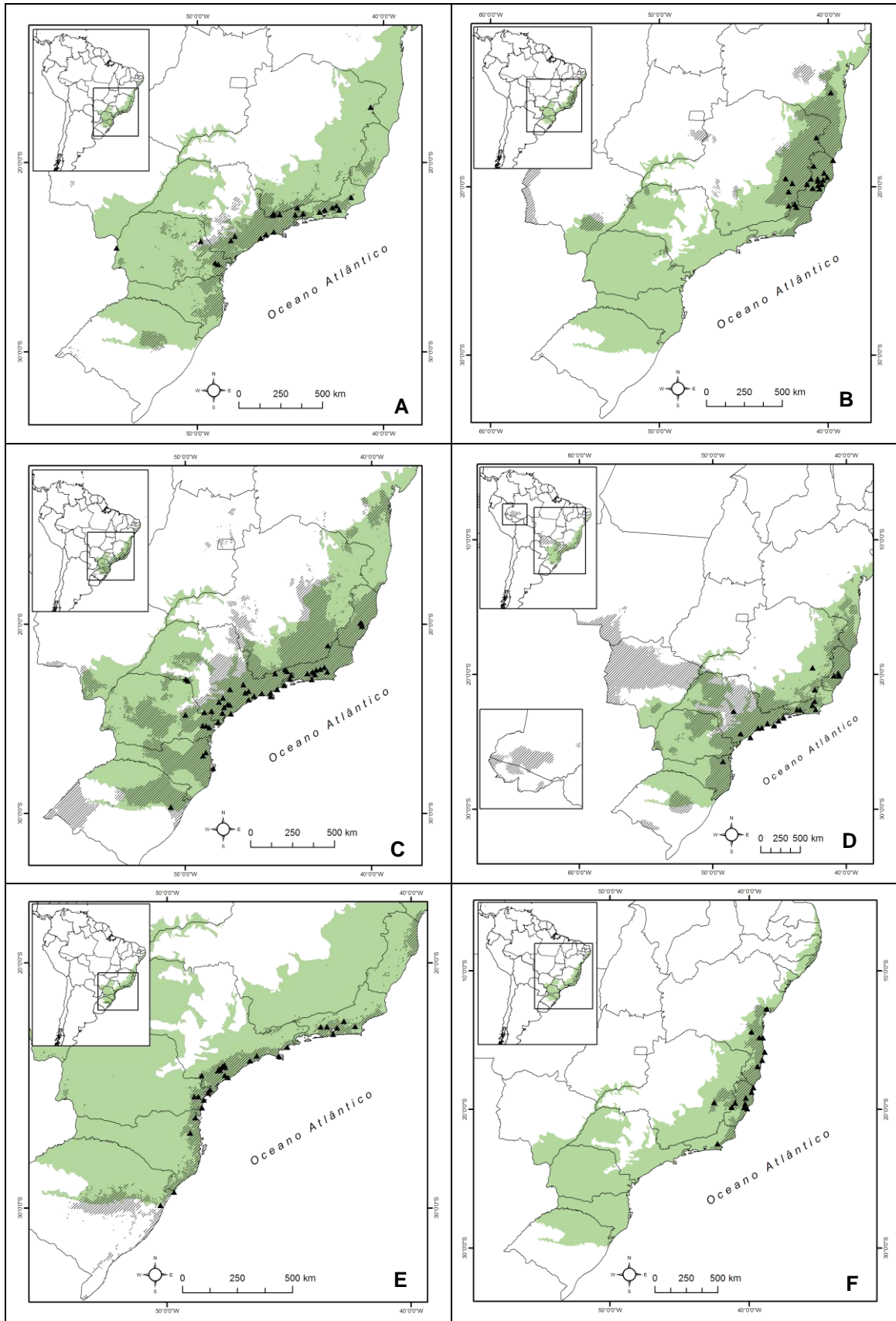
A modelagem de distribuição futura, sob cenários de mudanças climáticas, apresentou mudanças substanciais nas áreas de distribuição das espécies, como redução da área de distribuição da maioria das espécies e reorganização dos locais adequados e inadequados para a sobrevivência das mesmas. As mudanças na distribuição são mais visíveis em direção ao sul do Brasil, com aumento de áreas previstas como adequadas às espécies nesta região.

A diferença entre a extensão da previsão de distribuição geográfica atual das espécies e a previsão de suas distribuições em 2050 e 2080 variou de acordo com o cenário de mudança climática, se otimista ou pessimista, e de acordo com a hipótese de dispersão analisada, dispersão universal e ausência de dispersão. Mudanças mais drásticas foram observadas sob o cenário A do modelo HADCM3, que é o cenário mais pessimista quando comparado com o cenário B. Os efeitos também são mais acentuados sob a hipótese de não dispersão, uma vez que colonizações de novas áreas não são computadas.

Sob hipótese de dispersão universal *Dysithamnus plumbeus*, *Myrmotherula minor*, *Myrmotherula unicolor*, *Myrmotherula urosticta*, *Drymophila squamata* e

*Myrmeciza ruficauda* apresentaram aumento na área de distribuição em pelo menos um período de um cenário. Dentre elas, *M. urosticta* e *M. ruficauda* se destacaram por apresentarem aumento acentuado na área prevista como adequada, em todos os períodos e cenários analisados (93,1% - 174,9%). Apesar disso, todas essas espécies tiveram redução, mesmo que discreta, (3,5% - 20,7% e média de 11,7% para *M. urosticta* e *M. ruficauda*) na área de distribuição sob hipótese de não dispersão.

As outras seis espécies, *Dysithamnus xanthopterus*, *Myrmotherula gularis*, *Drymophila genei*, *Drymophila ochropyga*, *Cercomacra brasiliana* e *Myrmeciza loricata*, apresentaram redução em sua área de distribuição, mesmo sob hipótese de dispersão universal. *Dysithamnus xanthopterus*, *Drymophila genei*, *Cercomacra brasiliana* e *Myrmeciza loricata* foram aquelas que experimentaram reduções mais drásticas, tanto sob hipótese de dispersão universal (59,5% - 98,4%, redução média de 81,7%) quanto sob hipótese de não dispersão (61,3%-98,4%, redução média de 83,5%). A Tabela 2 (pag. 21) apresenta a área prevista e as percentagens de aumento ou diminuição observadas. O anexo A, traz os mapas com as previsões da distribuição potencial das 12 espécies do presente estudo sob hipótese de distribuição universal e o anexo B, traz esses mapas sob hipótese de não dispersão.



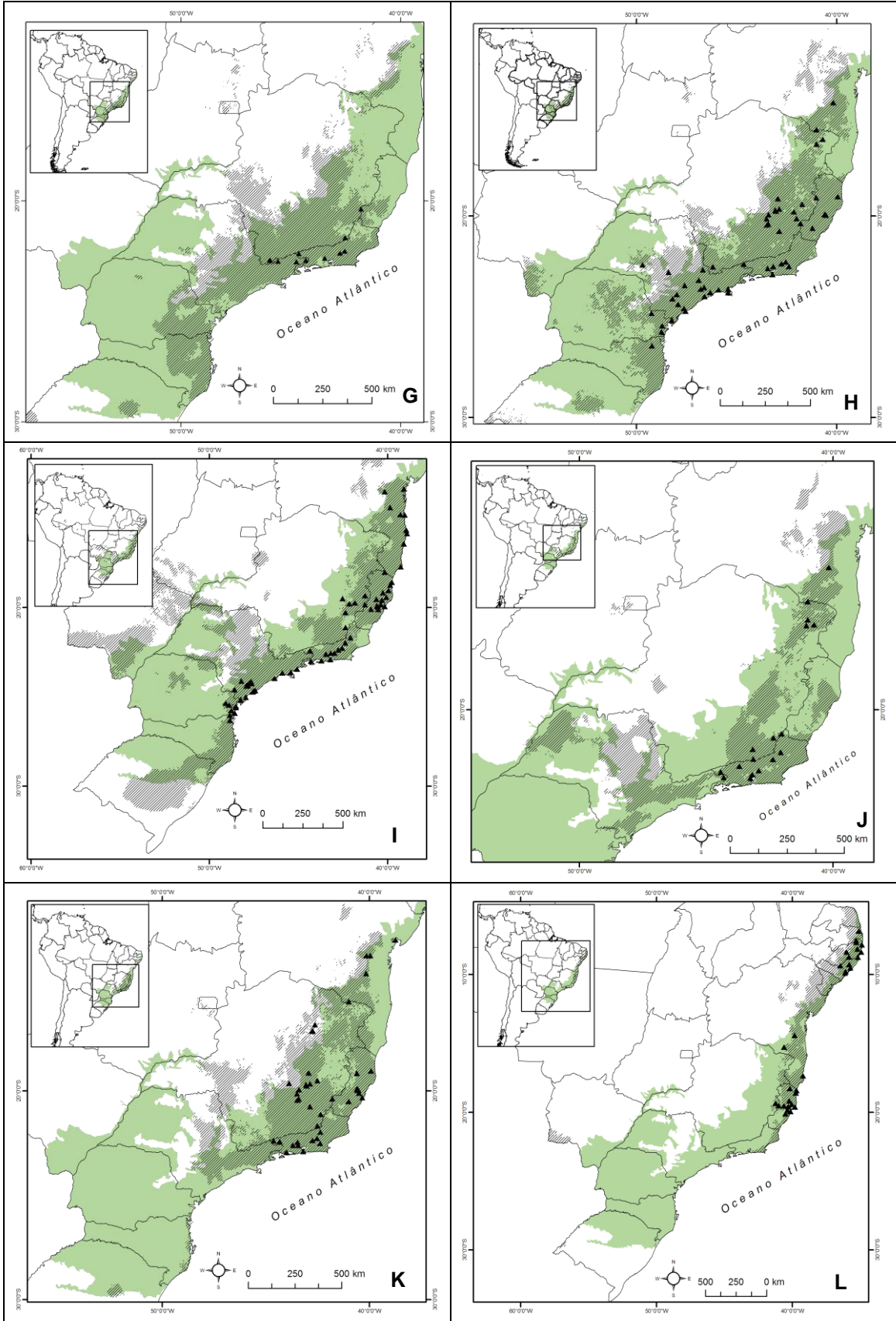




Figura 1- Mapas de distribuição potencial atual das 12 espécies de Thamnophilidae em estudo. A área verde corresponde à Mata Atlântica, a porção hachurada, à distribuição potencial atual e os triângulos pretos aos registros de ocorrência das espécies. A) *Dysithamnus xanthopterus*; B) *Dysithamnus plumbeus*; C) *Myrmotherula gularis*; D) *Myrmotherula minor*; E) *Myrmotherula unicolor*; F) *Myrmotherula urosticta*; G) *Drymophila genei*; H) *Drymophila ochropyga*; I) *Drymophila squamata*; J) *Cercomacra brasiliana*; K) *Myrmeciza loricata*; L) *Myrmeciza ruficauda*.

Tabela 2 – Validação dos modelos e quantificação da diferença entre as áreas atuais e futuras. A validação dos modelos é apresentada em valores das AUC médias (AUCm) e desvios padrão (Sd). Para quantificação da diferença entre as áreas atuais e futuras são apresentados os valores da área prevista por cada modelo e, entre parênteses, a porcentagem de alterações entre as áreas atual e futura. Valores positivos indicam aumento de área e negativos, diminuição.

Espécie	AUCm	Sd	Área Atual (km <sup>2</sup> )	Dispersão Universal				Sem Dispersão			
				Cenário A		Cenário B		Cenário A		Cenário B	
				2050	2080	2050	2080	2050	2080	2050	2080
<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	0,955	0,0273	181425	60300(-66,7)	41900(-76,9)	73400(-59,5)	35650(-80,4)	59400(-67,2)	41100(-77,3)	70150(-61,3)	35475(-80,4)
<i>Dysithamnus plubeus*</i>	0,985	0,0057	282775	413425(46,2)	261150(-7,7)	162125(-42,7)	276200(-2,3)	236650(-16,3)	205950(-27,2)	156175(-44,8)	210600(-25,5)
<i>Myrmotherula gularis</i>	0,977	0,0068	547375	273550(-50,0)	412450(-24,6)	267925(-51,1)	394825(-27,9)	224150(-59,1)	241975(-55,8)	238075(-56,5)	266725(-51,3)
<i>Myrmotherula minor*</i>	0,878	0,0458	847450	515025(-39,2)	954500(12,6)	568650(-32,9)	383575(-54,7)	378625(-55,3)	521625(-38,4)	295425(-65,1)	289775(-65,8)
<i>Myrmotherula unicolor*</i>	0,985	0,0261	100450	66050(-34,2)	151550(50,9)	78050(-22,3)	48200(-52,0)	53300(-46,9)	53475(-46,8)	69150(-31,2)	41800(-58,4)
<i>Myrmotherula urosticta</i>	0,987	0,0194	117575	323200(174,9)	234450(99,4)	316600(169,3)	310825(164,4)	101650(-13,5)	98625(-16,1)	113425(-3,5)	98100(-16,6)
<i>Drymophila genei</i>	0,987	0,0235	422675	69050(-83,7)	6800(-98,4)	95475(-77,4)	41800(-90,1)	69000(-83,7)	6800(-98,4)	93000(-78,0)	41550(-90,2)
<i>Drymophila ochropyga</i>	0,969	0,0113	550875	241225(-56,2)	53000(-90,4)	484925(-11,9)	252550(-54,2)	235900(-57,2)	52675(-90,4)	392400(-28,8)	243675(-55,8)
<i>Drymophila squamata</i>	0,962	0,0140	764250	816400(6,8)	775625(1,5)	389075(-49,1)	751450(-1,7)	541775(-29,1)	512400(-32,9)	389075(-49,1)	487775(-36,2)
<i>Cercomacra brasiliiana</i>	0,942	0,0221	267875	54450(-79,7)	26000(-90,3)	91525(-65,8)	47150(-82,4)	46525(-82,6)	10600(-96,0)	74625(-72,1)	30050(-88,8)
<i>Myrmeciza loricata</i>	0,975	0,0061	393500	40675(-89,6)	6600(-98,3)	120225(-69,4)	8725(-97,8)	37475(-90,4)	6600(-98,3)	104100(-73,5)	8675(-97,8)
<i>Myrmeciza ruficauda</i>	0,983	0,0057	255825	589050(130,3)	674700(163,7)	494000(93,1)	662275(158,9)	220825(-13,7)	202900(-20,7)	232850(-9,0)	230075(-10,1)
<b>Média</b>			<b>394337,5</b>	<b>312392,1(-0,8)</b>	<b>304227,1(-2,9)</b>	<b>274052,1(-0,5)</b>	<b>272102,1(-30,9)</b>	<b>188043,8(-2,3)</b>	<b>167227,1(-7,6)</b>	<b>189975(-51,8)</b>	<b>169689,6(-57,0)</b>

\* espécies presentes na lista vermelha nacional.

## Discussão

### *Distribuição atual*

O fato dos modelos de distribuição potencial atual identificarem regiões fora dos limites da Mata Atlântica como adequadas, apesar de se tratarem de espécies endêmicas deste bioma (provavelmente um erro de sobreprevisão) não desqualifica os modelos gerados. Essas áreas estão nas periferias da distribuição das espécies, onde há mais instabilidade. Áreas mais centrais são consideradas mais estáveis, com menos processos de extinções e recolonizações locais, em função de suas adequabilidades serem em geral, mais elevadas que aquelas das porções periféricas (Brown e Lomolino, 2006).

Os modelos também não incorporam fatores históricos como barreiras à dispersão das espécies. De acordo com Ab'Saber (1977), dentro da perspectiva continental, a Mata Atlântica pode ser considerada uma ilha, uma vez que está isolada de outros blocos de floresta da América do Sul por um corredor de formações semiabertas a abertas que compreendem a caatinga, o cerrado e o chaco. Isso torna sua biota única, com muitos gêneros e espécies endêmicas (Myers et al., 2000). Essas formações abertas e semiabertas podem funcionar como barreiras à dispersão, de forma que, mesmo que áreas ambientalmente adequadas estejam presentes, as espécies não as alcançam por não conseguirem transpor-las (Soberón e Peterson, 2005; Soberón, 2007).

A validação dos modelos apresentou altos valores de AUC de teste externo. De acordo com Metz (1986) valores de AUC superiores a 0,9 indicam que a qualidade do modelo é excelente e valores entre 0,8-0,9 indicam um modelo de boa qualidade. Swets (1988), por sua vez, considera que modelos com valores de AUC maior que 0,9 são altamente acurados, modelos com AUC 0,7-0,9 são considerados úteis enquanto aqueles com AUC menor que 0,7, pobremente acurados. Dentre as 12 espécies do estudo, 11 tiveram valores de AUC superior a 0,9 e apenas uma, AUC entre 0,8-0,9.

*Myrmotherula minor*, que apresentou menor AUC, é uma espécie rara, encontrada em regiões de baixas altitudes (até 500 m) e possui registros confirmados nos estados do Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo e Santa Catarina (Ridgely e Tudor., 1994; Sick, 2003). Seus modelos de distribuição potencial atual prevêem áreas fora dos domínios da Mata Atlântica, no interior de São Paulo, Mato Grosso do Sul e oeste do Mato Grosso, além de uma área disjunta na Floresta Amazônica, no sudoeste do Amazonas e Acre, próximo a divisa com o Peru. Apesar do

interior de São Paulo, Mato Grosso do Sul e Mato Grosso estarem nos domínios do Cerrado e Pantanal, modelos de outras espécies endêmicas da Mata Atlântica também indicam essas áreas como adequadas (obs. pessoal), indicando similaridade das mesmas em relação às variáveis utilizadas para modelagem. A área prevista na Amazônia como adequada para *Myrmotherula minor* coincide com regiões onde há registros duvidosos para a espécie. Acredita-se que três espécimens de *Myrmotherula minor*, depositados na Academy of Natural Science, dois do Peru e um da Amazônia brasileira, tenham sido corretamente identificadas, mas que há erro na identificação da localidade de coleta. Zimmer (1932), após examinar um quarto espécimen, depositado no American Museum of Natural History, suspeitou que este se tratasse de *Myrmotherula sumensis*. Ridgely e Tudor (1994) sugerem que, se confirmado que a espécie está presente na Amazônia, ela deveria ser retirada da lista brasileira de espécies ameaçadas de extinção.

#### *Distribuição futura*

O uso da modelagem de nichos ecológicos para previsão da distribuição geográfica das espécies no futuro possui algumas limitações. Dentre elas está a dificuldade de uma estatística de validação dos modelos futuros, o grande número de modelos e cenários futuros que geram diferentes previsões e o fato desses modelos não incorporarem interações bióticas, mudanças evolutivas e dispersão (Pearson e Dawson, 2003; Thuiller, 2004; Araújo et al., 2005; Araújo e Luoto, 2007). Apesar dessas limitações, este método tem demonstrado ser o melhor para a previsão de mudanças induzidas pelo aquecimento global sobre a distribuição das espécies e por isso tem sido utilizado em diversos estudos (Lindgren, 1998; Peterson et al., 2001; Bakkenes et al. 2002; Erasmus et al., 2002; Pearson et al., 2002; Peterson et al., 2002; Teixeira e Arntzen, 2002; Araújo et al., 2003; Midgley et al., 2003; Siqueira e Peterson, 2003; Huntley et al., 2004; Roura-Pascual et al., 2004; Thomas et al., 2004; Thuiller et al., 2005; Anciães e Peterson, 2006).

Os resultados deste trabalho indicam efeitos consideráveis das alterações climáticas na distribuição potencial de Thamnophilidae endêmicos da Mata Atlântica, o que corrobora os dados de Foden et al. (2008), que apontam elevado grau de susceptibilidade ao aquecimento global na família. Quatro espécies, *Dysithamnus xanthopterus*, *Drymophila genei*, *Cercomacra brasiliana* e *Myrmeciza loricata*, apresentaram reduções acima de 50% em todos os cenários, períodos e hipóteses de

dispersão analisados. Embora a extensão da distribuição geográfica seja um dos critérios adotados pela IUCN para identificação e categorização de espécies ameaçadas de extinção, não há a quantificação do percentual de redução dessa extensão e o nível de ameaça. Thomas et al. (2004), a partir de uma modificação dos critérios adotados pela IUCN, definem que reduções desta magnitude poderiam levar à inclusão da espécie na lista vermelha, nas categorias em perigo (reduções entre 50% a 80% em 50 anos) e criticamente em perigo (reduções superiores a 80% em 50 anos). O fato de nenhuma dessas espécies encontrar-se atualmente na lista de espécies ameaçadas, seja em âmbito global ou nacional, reforça a importância desse tipo de estudo para a conservação.

Todas essas espécies são encontradas em regiões com altitudes de intermediárias a elevadas, principalmente nas serras do Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo. *Cercomacra brasiliana* e *Myrmeciza loricata* também são encontradas em altitudes mais baixas, mas a maioria das localidades com registros para elas estão em áreas entre 500 e 1.000 m de altitude. As áreas de distribuição das quatro espécies apresentaram redução em todos os cenários, períodos e hipóteses de dispersão, mas foram observadas menores reduções no cenário B, com menores emissões de gases do efeito estufa, quando comparadas com o cenário A, com maiores emissões. Além disso, observa-se pouca diferença em relação às duas hipóteses de dispersão apresentadas em função de não terem sofrido acentuada reorganização dos locais adequados e inadequados para a sua sobrevivência.

Para as outras duas espécies habitantes de encostas com altitudes intermediárias (300-1300m), *Dryophila ochropyga* e *Myrmotherula gularis*, também foram previstas reduções na extensão de suas áreas de distribuição no futuro, porém o padrão dessas retrações é diferente entre elas. *Dryophila ochropyga* apresentou diminuição mais acentuada sob o cenário A e para o ano de 2080, de forma que quanto mais drásticas são as mudanças no clima, maiores são as perdas de áreas adequadas para a espécie.

Essas reduções ocorrem nas regiões periféricas de sua área de distribuição atual, restringindo-a às regiões de maior altitude contidas em sua área de distribuição. *Myrmotherula gularis* por sua vez, apresentou em 2050 redução superior à observada em 2080 sob a hipótese de dispersão universal. Sob a hipótese de não dispersão esse padrão se mantém, porém, de forma mais sutil. A redução da área é mais acentuada nas porções mais ao norte de sua distribuição atual, seguida de aumento de áreas previstas como adequadas em direção ao sul onde as altitudes são menores.

Apesar de ambas as espécies serem encontradas em matas úmidas e altitudes semelhantes, as diferentes respostas às alterações climáticas que elas apresentam podem estar associadas a diferenças, ainda que tênues, entre a faixa latitudinal de suas distribuições atuais e os extremos das altitudes em que cada uma é encontrada. *Drymophila ochropyga* se distribui atualmente na faixa que se estende da Bahia a Santa Catarina onde é encontrada entre 600 e 1.300 m de altitude, enquanto *Myrmotherula gularis*, se distribui na faixa que vai do Espírito Santo ao Rio Grande do Sul, entre 300-1200m (Ridgely e Tudor, 1994; Whitney e Pacheco, 1995; Stotz et al., 1996; Sick, 2003; Rajão e Cerqueira, 2006).

Dentre as espécies que ocorrem em florestas de baixada, duas, *Myrmotherula urosticta* e *Myrmeciza ruficauda*, apresentaram aumento da área de distribuição potencial em todos os cenários (A2 e B2) e períodos (2050 e 2080) analisados sob a hipótese de dispersão universal. Em geral esses aumentos são acentuados no cenário que prevê maiores emissões de gases do efeito estufa, com exceção de *Myrmotherula urosticta* que, em 2080, apresentou maior aumento diante do cenário B. Sob a hipótese de não dispersão, ambas apresentaram reduções entre 3,5-20,7%. A associação entre esses dados demonstra, além do aumento da quantidade de área prevista como adequada, a reorganização entre áreas consideradas adequadas e inadequadas. *Myrmotherula urosticta* é encontrada em florestas primárias ou moderadamente perturbadas (copas superiores a 15-20m) enquanto *Myrmeciza ruficauda* é encontrada em florestas primárias, bordas de florestas e matas secundárias (Ridgely e Tudor, 1994). O acréscimo de áreas previstas pelos modelos sob hipótese de dispersão universal ocorre tanto em áreas do sul quanto do nordeste brasileiro. No nordeste é observada expansão de regiões ambientalmente adequadas na periferia da área de distribuição potencial atual dessas espécies, ao contrário do observado para o sul, onde os modelos de distribuição potencial atual não indicam adequabilidade.

*Myrmotherula minor* apresentou respostas diferentes em relação aos cenários de emissões de gases do efeito estufa utilizados. Sob o cenário mais pessimista, houve redução da área de distribuição em 2050 seguido por aumento da mesma em 2080 sob a hipótese de dispersão universal. Sob a hipótese de não dispersão, houve reduções nos dois períodos, sendo que a redução foi maior para 2050. Resposta oposta foi obtida de acordo com o cenário otimista, com maiores reduções em 2080 que em 2050. No cenário pessimista observou-se um aumento em direção ao sul e a manutenção das áreas previstas no interior de São Paulo, Mato Grosso do Sul e Mato Grosso e no sudoeste da

Amazônia, áreas mais quentes. O cenário otimista por sua vez, apresenta diminuição dessas áreas e expansão menos acentuada no sul.

Embora os valores de diminuição de área de *Myrmotherula minor* sejam elevados (32,9-65,8%), as reduções estão concentradas em áreas de sobreprevisão do modelo de distribuição atual, de forma que as implicações das mudanças climáticas para essa espécie são menores do que se poderia imaginar à primeira vista. Porém, essa espécie já se encontra atualmente na lista vermelha brasileira e, de acordo com o cenário B, são projetadas reduções significativas nas áreas previstas pelo modelo de distribuição potencial atual na Amazônia que coincidem com áreas de registro duvidoso para a espécie. De acordo com Ridgely e Tudor (1994) uma vez confirmados esses registros a espécie poderia ser retirada da lista nacional e global de espécies ameaçadas de extinção, porém, mesmo que esses registros venham a se confirmar, sua persistência nessas áreas é incerta.

As demais espécies que ocorrem nas matas de regiões de baixada, *Dysithamnus plumbeus*, *Myrmotherula unicolor* e *Drymophila squamata* apresentaram aumento da distribuição em pelo menos um dos períodos do cenário A sob hipótese de dispersão universal, o que não se repetiu no cenário B. Isso pode estar associado à magnitude das mudanças, quando mais drásticas, tornam áreas antes inadequadas, adequadas. A redução observada sob hipótese de não dispersão, assim como nas demais espécies que apresentaram aumentos sob dispersão universal, ressalta o rearranjo de áreas.

Muitos modelos indicaram o deslocamento e expansão de áreas consideradas ambientalmente adequadas para as espécies em direção aos estados do sul do Brasil, ao contrário da suposição de Bush e Hooghiemstra (2005). Eles sugeriram que, em função dos fracos gradientes latitudinais de temperatura encontrados nos trópicos, para as espécies afetadas pelo aquecimento global nessas regiões, as mudanças de distribuição mais prováveis seriam em direção a maiores elevações que em direção a maiores latitudes. Porém, esse padrão pode não estar associado apenas às menores temperaturas observadas nessa região, mas também às alterações no regime de precipitação que essas áreas irão experimentar. O modelo de circulação geral atmosfera-oceano HadCM3, utilizado neste trabalho, prevê aumentos de chuva no Sul e Sudeste durante a primavera e verão para os dois cenários, A2 e B2 (Marengo, 2005). De acordo com Cox *et al.* (2000,2004), o aumento de chuvas na região Sul no verão é capaz de manter uma região de floresta para este período.

A teoria ecológica e a história da conservação mostram que as paisagens modernas fornecem pouca flexibilidade para o ajuste dos ecossistemas a mudanças ambientais rápidas. Como resultado da perda e fragmentação dos habitats, várias áreas passíveis de se tornarem ambientalmente adequadas às espécies, no futuro podem estar distantes das áreas de distribuição atual, conseqüentemente, espécies sensíveis à fragmentação e com baixa capacidade de dispersão poderão ter suas probabilidades de extinção aumentadas (Walther et al., 2002).

Isso torna a hipótese de ausência de dispersão a mais realista para as espécies deste estudo, em função de suas características e da elevada perda e isolamento de seus habitats, devido à fragmentação da Mata Atlântica. Este bioma é considerado um dos ecossistemas mais devastados e seriamente ameaçados do planeta (Galindo-Leal e Câmara, 2003), restando apenas cerca de 7 a 8% da cobertura original de floresta (Myers et al., 2000; Galindo-Leal e Câmara, 2003) na forma de fragmentos florestais muito pequenos e separados (Gascon et al., 2000). A maior parte desses fragmentos possui menos de 100 ha e são compostos por florestas secundárias ou em estágio médio de sucessão (Ranta et al., 1998; Metzger, 2000; Metzger et al., 2009). De acordo com Ribeiro et al. (2009) 83,4% dos fragmentos possuem menos de 50 ha e suas áreas somadas correspondem apenas a 20,2% das florestas remanescentes. Os poucos fragmentos grandes que ainda restam se encontram em áreas íngremes onde a ocupação humana é mais difícil, os maiores deles, encontrados na Serra do Mar. Isso torna as projeções de perda de habitats no futuro ainda mais sérias uma vez que a área florestada disponível para a sobrevivência das espécies é menor que a área total prevista pelos modelos.

As espécies que se apresentaram mais suscetíveis à extinção em função das mudanças climáticas globais foram aquelas que ocorrem em regiões de montanhas, porém é nessas regiões que estão presentes a maior parte dos remanescentes de Mata Atlântica. De acordo com Anciães e Peterson (2006) as regiões de montanhas poderiam ser cruciais para a manutenção da diversidade de píprídeos em função de reterem grande parte da diversidade encontrada atualmente, enquanto as espécies de baixada experimentariam grande mudança em sua distribuição. Nossos dados sugerem que, embora as espécies que ocorrem em regiões de montanha possam sofrer perdas significativas de habitats adequados à sua sobrevivência, provavelmente não haverá grande reorganização de suas áreas de distribuição.



Para as espécies de baixada - *Myrmotherula urosticta*, *Myrmotherula unicolor*, *Myrmeciza ruficauda*, *Dysithamnus plumbeus*, e *Drymophila squamata* - foram projetadas perdas menores e mesmo a ampliação da área de distribuição de algumas espécies, sob hipótese de dispersão universal. Porém, as chances de que essas áreas venham a ser colonizadas são muito baixas por apresentarem baixa capacidade de dispersão e elevada fragmentação das matas de tabuleiro.

Desta forma, tanto para as espécies montícolas quanto para as de baixada, o maior desafio será a manutenção das poucas populações que restarem. Propomos então, a identificação de áreas classificadas como adequadas para a sobrevivência dessas espécies, tanto no presente como no futuro, para a avaliação da representatividade das áreas protegidas nessas regiões e, se necessário, proposição de áreas prioritárias para a conservação ou até mesmo de novas áreas protegidas.

## **Conclusão**

Os modelos de distribuição atual identificaram áreas ambientalmente adequadas para as espécies fora dos limites da Mata Atlântica, porém essas áreas são periféricas e, portanto, menos estáveis, e os modelos não incorporam barreiras à dispersão.

O modelo de distribuição potencial atual previu áreas adequadas para *Myrmotherula minor* no sudoeste do Amazonas e Acre, onde há registros duvidosos para a espécie.

A validação dos modelos apresentou altos valores de AUC de teste externo. Onze espécies apresentaram valor de AUC superior a 0,9 e uma, entre 0,8 e 0,9. Valores superiores a 0,9 indicam modelos altamente acurados e entre 0,8 a 0,9, modelos de boa qualidade.

Os modelos de distribuição futura previram mudanças substanciais nas áreas de distribuição das espécies, como redução da área de distribuição da maioria das espécies e reorganização dos locais adequados e inadequados para a sobrevivência das mesmas.

A diferença entre extensão da previsão de distribuição geográfica atual das espécies e a previsão de suas distribuições em 2050 e 2080 variou de acordo com o cenário de mudança climática, se otimista ou pessimista, e de acordo com a hipótese de dispersão analisada, dispersão universal e ausência de dispersão. Mudanças mais drásticas foram observadas sob o cenário pessimista. Os efeitos também foram mais

acentuados sob a hipótese de não dispersão que foi considerada a mais realista para as espécies deste estudo em função de sua baixa capacidade de dispersão.

As espécies montículas tiveram maiores previsão de perda de hábitat que as espécies de baixadas. Porém os poucos remanescentes florestais grandes se encontram em áreas íngremes onde a ocupação humana é mais difícil. Desta forma, tanto para as espécies montículas quanto para as de baixada, o maior desafio será a manutenção das poucas populações que restarem.

Propomos a identificação de áreas classificadas como adequadas para a sobrevivência dessas espécies, tanto no presente como no futuro para a avaliação da representatividade das áreas protegidas nessas regiões e se necessário, proposição de áreas prioritárias ou até mesmo de novas áreas protegidas.

## Referências bibliográficas

- Ab'Saber, A.N., 1977. Os domínios morfoclimáticos na América do Sul. *Geomorfologia* 52, 1–23.
- Amarasekare, P., 2003. Competitive coexistence in spatially structured environments, a synthesis. *Ecology Letters* 6, 1109–1122.
- Anciães, M., Peterson, A.T., 2006. Climate change effects on neotropical manakin diversity based on ecological niche modeling. *Condor* 108, 778-791.
- Anderson, R.P., Lew, D., Peterson, A.T., 2003. Evaluating predictive models of species' distributions, criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162, 211-232.
- Antongiovanni, M., Metzger, J.P., 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian Forest fragments. *Biological Conservation* 122, 411-451.
- Araújo, M.B., Pearson, R.G., Thuiller, W., Erhard, M., 2005. Validation of species–climate impact models under climate change. *Global Change Biology* 11, 1504-1513.
- Araújo, M.B., Thuiller, W., Pearson, R.G., 2003. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33, 1712-1728.
- Araújo, M.B., Luoto, M., 2007. The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Journal of Biogeography* 16, 743-753.
- Bakkenes, M., Alkemade, R.M., Ihle, F., Leemans, R., Latour, J.B., 2002. Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Global Change Biology* 8, 390-407.
- Barnett, T.P., Santer, B.D., Jones, P.D., Bradley, R.S., Briffam, K.R., 1996. Estimates of low frequency natural variability in near-surface air temperature. *Holocene* 6, 255-263.
- Berry, P.M., Dawson, T.P., Harrison, P.A., Pearson, R.G., 2002. Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope of species in Britain and Ireland. *Global Ecology and Biogeography* 11, 453-462.
- Bierregaard Jr., O.R., Lovejoy, T.E., Kapos, V., Santos, A.A., Hutchings, R.W., 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *Bioscience* 42, 859-866.
- Brooks, T., Tobias, J., Balford, A., 1999. Deforestation and bird extinction in the Atlantic Forest. *Animal Conservation* 2, 211-222.

- Brown, J.H., Lomolino, M.V., 2006. *Biogeography*. 2ed. FUNPEC Editora, São Paulo.
- Bush, M.B., Hooghiemstra, H., 2005. Tropical biotic responses to climate change. In: Lovejoy, T.E., Hannah, L. (Eds.), *Climate Change and Biodiversity*. Yale University Press, New Haven and London, pp. 125-137.
- Chapman, A., Rosenberg, K.V., 1991 Diet of four sympatric Amazonian woodcreepers (*Dendrocolaptidae*). *Condor* 93, 904-915.
- Chesser, T.R., 1995. Comparative diets of obligate ant following birds at a site in northern Bolivia. *Biotropica* 27, 382-390.
- Chesson, P., 2000. General theory of competitive coexistence in spatially-varying environments. *Theoretical Population Biology* 58, 211–237.
- Colwell, R.K., Brehm, G., Cardelús, C.L., Gilman, A.C., Longino, J.T., 2008. Global warming, elevational range shifts, and lowland biotic attrition in the wet tropics. *Science* 322, 258-261.
- Cordeiro, P.H.C., 2003. Análise dos padrões de distribuição geográfica das aves endêmicas da Mata Atlântica e a importância do Corredor da Serra do Mar e do Corredor Central para conservação da biodiversidade brasileira. Instituto de Estudos Sócio-Ambientais do Sul da Bahia e Conservation International do Brasil.
- Cox, P.M., Betts, R.A., Collins, M., Harris, P., Huntingford, C., Jones, C., 2004. Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century. *Theoretical and Applied Climatology* 78, 137-156.
- Cox, P.M., Betts, R.A., Jones, C.D., Spall, S.A., Totterdell, I.J., 2000. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature* 408, 184-187.
- Crick, H.K.P., 2004. The impact of climate change on birds. *Ibis* 146 (Suppl. 1), 48-56.
- Crowell, T.J., 2000. Causes of climate change over the past 1000 years. *Science* 289, 270-277.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberon, J., Williams, S., Wisz, M.S., Zimmermann, N.E., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129–151.

- Erasmus, B.F.N., Van Jaarsweld, A.S., Chown, S.L., Kshatriya, M., Wessels, K.J., 2002. Vulnerability of South African animal taxa to climate change. *Global Change Biology* 8, 679-693.
- Foden, W., Mace, G., Vié, J.C., Angulo, A., Butchart, S., DeVantier, L., Dublin, H., Gutsche, A., Stuart, S., Turak, E., 2008. Species Susceptibility to Climate Change Impacts. In: Vié, J.C., Hilton-Taylor, C., Stuart, S.N. (Eds), *The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Switzerland.
- Galindo-Leal, C., Câmara, I.G., 2003. Atlantic Forest Hotspot Status: An Overview. In: Galindo-Leal, C., Câmara, I.G. (Eds.), *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status: Threats and Outlook*. CABS and Island Press, Washington, pp. 3–11.
- Gascon, C., Malcolm, J.R., Patton, J.L., da Silva, M.N.F., Bogard, J.P., Lougheed, S.C., Peres, C.A., Neckel, S., Boag, P.T., 2000. Riverine barriers and the geographic distribution of Amazonian species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 97, 13672–13677.
- Gibson, L., Barrett, B., Burbidge, A., 2007. Dealing with uncertain absences in habitat modelling, a case study of a rare ground-dwelling parrot. *Diversity and Distributions* 13, 704-713.
- Grinnell, J., 1917. Field tests of theories concerning distributional control. *The American Naturalist* 51, 115-128.
- Guisan, A., Graham, C.H., Elith, J., Huettmann, F., 2007. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions* 13, 332–340.
- Guisan, A., Thuiller, W., 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8, 993-1009.
- Guisan, A., Zimmermann, N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135, 147–186.
- Hernandez, P.A., Graham, C.H., Master, L.L., Albert, D.L., 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29, 773-785.
- Hijmans, R.J., Graham, C.H., 2006. The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology* 12, 2272-2281.

- Holt, R.D., 1990. The microevolutionary consequences of climate change. *Trends in Ecology and Evolution* 5, 311-315.
- Hughes, L., 2000. Biological consequences of global warming, is the signal already apparent? *Trends in Ecology and Evolution* 15, 56-61.
- Huntley, B., Green, R.E., Collingham, Y.C., Hill, J.K., Willis, S.G., Bartlein, P.J., Cramer, W., Hagemeijer, W.J.M., Thomas, C.J., 2004. The performance of models relating species geographical distributions to climate is independent of trophic level. *Ecology Letters* 7, 417-426.
- Hutchinson, G.E., 1978. *An Introduction to Population Ecology*. Yale University Press, New Haven.
- Hutchinson, G.E., 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology* 22, 415-427.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2007a. *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2007b. *Regional Impacts Of And Vulnerabilities To Climate Change*. In: *Intergovernmental Panel on Climate Change, Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 18-28.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2001. *Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. In: Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., Van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C.A. (Eds.) *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jetz, W., Wilcove, D.S., Dobson, A.P., 2007. Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS Biology* 5, 1211-1219.
- Karr, J.R., Robinson, S.K., Blake, J.G., Bierregaard Jr., R.O., 1990. Birds of four Neotropical forests. In: Gentry, A.H. (Ed.), *Four Neotropical rainforests*. Yale University Press, New Haven, pp. 237-269.
- Lindgren, E., 1998. Climate change, tick-borne encephalitis and vaccination needs in Sweden—a prediction model. *Ecological Modelling* 110, 55-63.
- Liu, C., Berry, P.M., Dawson, T.P., Pearson, R.G., 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28, 385-393.

- Loiselle, B.A., Howell, C.A., Graham, C.H., Goerk, J.M., Brooks, T., Smith, K.G., Williams, P.H., 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation Biology* 17, 1591-1600.
- Malcolm, J.R., Liu, C., Neilson, R.P., Hansen, L., Hannah, L., 2006. Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. *Conservation Biology* 20, 538-548.
- Marengo, J.A., 2005. Mudanças Climáticas Globais e seus efeitos sobre a biodiversidade, caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- McArthur, R.H., 1972. *Geographical Ecology: Patterns in the Distribution of Species*. Harper and Row, New York.
- McCarty, J.P., 2001. Ecological consequences of recent climate change. *Conservation Biology* 15, 320-331.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005. *Ecosystems and Human Well-being, Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington.
- Melillo, J.M., Prentice, I.C., Farquhar, G.D., Schulze, E.D., Sala, O.E., 1995. Terrestrial Biotic Responses to Environmental Change and Feedbacks to Climate. In: Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Callander, B.A., Harris, N., Kattenberg, A., Maskell, K. (Eds.), *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 444-481.
- Metz, C.E., 1986. ROC methodology in radiologic imaging. *Investigative Radiology* 21, 720-733.
- Metzger, J.P., 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10, 1147-1161.
- Metzger, J.P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C., Teixeira, A.M.G, Pardini, R., 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142, 1166-1177.
- Midgley, G., Hannah, L., Millar, D., Thuiller, W., Booth, A., 2003. Developing regional and species-level assessments of climate change impacts on biodiversity in the Cape Floristic Region. *Biological Conservation* 112, 87-97.

- Midgley, G.F., Hannah, L., Millar, D., Rutherford, M.C., Powrie, W., 2002. Assessing the vulnerability of species richness to anthropogenic climate change in a biodiversity hotspot. *Global Ecology and Biogeography* 11, 445-451.
- Miles, L., Grainger, A., Phillips, O., 2004. The impact of global climate change on tropical forest biodiversity in Amazonia. *Global Ecology and Biogeography* 13, 553-565.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-845.
- Nakicenovic, N., Swart, R. 2000., Special Report on Emissions Scenarios. A Special Report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
- Opdam, P., Wascher, D., 2004. Climate change meets habitat fragmentation, linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation* 117, 285-297.
- Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M., Peterson, A.T., 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records, a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34, 102-117.
- Pearson, R.G., Thuiller, W., Araújo, M.B., Martínez-Meyer, H., Brotons, L., McClen, C., Miles, L., Segurado, P., Dawson, T.P., Lees, D.C., 2006. Model-based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography* 33, 1704-1711.
- Pearson, R.G., Dawson, T.P., 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12, 361-371.
- Pearson, R.G., Dawson, T.P., Berry, P.M., Harrison, P.A., 2002. SPECIES: a spatial evaluation of climate impact on the envelope of species. *Ecological Modelling* 154, 289-300.
- Peterson, A.T., Ortega-Huerta, M.A., Bartley, J., Sánchez-Cordero, V., Soberón, J., Buddemeier, R.W., Stockwell, D.R.B., 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416, 626-629.
- Peterson, A.T., Sánchez-Cordero, V., Martínez-Meyer, E., Navarro-Sigüenza, A.G., 2006. Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information. *Ecological Modelling* 195, 229-236.



- Peterson, A.T., Sánchez-Cordero, V., Soberón, J., Bartley, J., Buddemeier, R.W., Navarro-Sigüenza, A.G., 2001. Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. *Ecological Modelling* 144, 21-30.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190, 231–259.
- Poulin, B., Lefebvre, G., McNeil, R., 1994. Diets of land birds from northeastern Venezuela. *The Condor* 96, 354-367.
- Rajão, H., Cerqueira, R., 2006. Distribuição altitudinal e simpatria das aves do gênero *Drymophila* Swainson (Passeriformes, Thamnophilidae) na Mata Atlântica. *Revista Brasileira de Zoologia* 23, 597-607.
- Ranta, P., Blom, T., Niemelä, J., Joensuu, E., Siitonen, M., 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil, size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 7, 385–403.
- Ribeiro, C.R., Metzger, J.P., Martensen, 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.
- Ridgely, R.S., Tudor, G., 1994. *The Birds of South America 2*. University of Texas Press, Austin.
- Root, T.L., Price, J.T., Hall, K.R., Schneider, S.H., Rosenzweig, C., Pounds, J.A., 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421, 57-60.
- Roura-Pascual, N., Suarez, A.V., Gómez, C., Pons, P., Touyama, Y., Wild, A.L., Peterson, A.T., 2004. Geographical potential of Argentine ants (*Linepithema humile*, Mayr) in the face of global climate change. [Proceedings of the Royal Society B](#) published on line, 1-9.
- Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H., 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287, 1770-1774.
- Sargent, R.G., 1998. Verification and Validation of Simulation Models. In: Medeiros, D.J., Watson, E.F., Carson, J.S. e Manivannan, M.S. *Proceedings of 1998 Winter Simulation Conference*, pp. 121-130.

- Sick, H., 2003. Ornitologia Brasileira. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Sieving, K.E., Karr, J.R., 1997. Avian Extinction and Persistence Mechanism in Lowland Panama. In: Lawrence, W.F., Bierregaard Jr., R.O. (Eds.), Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities. University of Chicago Press, Chicago, pp. 138-155.
- Sing, T., Beerenwinkel, N., Lengauer, T., 2004. Learning mixtures of localized rules by maximizing the area under the ROC curve. Proceedings of the 1st International Workshop on ROC Analysis in Artificial Intelligence, 89-96.
- Siqueira, M.F., Peterson, A.T., 2003 Consequences of global climate change for geographic distributions of Cerrado tree species. *Biota Neotropica* 3, 1-14.
- Soberón, J., 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters* 10, 1115-1123.
- Soberón, J., Peterson, A.T., 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2,1-10.
- Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker III, T.A., Moskovits, D.K., 1996 Neotropical Birds: Ecology and Conservation. University of Chicago Press, Chicago.
- Swets, J., 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240, 1285-1293.
- Teixeira, J., Arntzen, J.W., 2002. Potential impact of climate warming on the distribution of the Golden-striped salamander, *Chioglossa lusitanica*, on the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation* 11, 2167-2176.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Siqueira, M.F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., Jaarsveld, A.S.V., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L., Williams, S.E., 2004 Extinction risk from climate change. *Nature* 427, 145-148.
- Thompson, M.L., 2003. Assessing the diagnostic accuracy of a sequence of tests. *Biostatistics* 4, 341-351.
- Thuiller, W., Broennimann, O., Hughes, G.O., Alkemade, J.R.M., Midgley, G.F., Corsi, F., 2006. Vulnerability of african mammals to anthropogenic climate change under conservative land transformation assumptions. *Global Change Biology* 12, 424-440.
- Thuiller, W., 2004. Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biology* 10, 2020-2027.

- Thuiller, W., Lavorel, S., Araujo, M.B, Sykes, M., Prentice, I.C., 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102, 8245–8250.
- Tilman, D., 1982., *Resource Competition and Community Structure*. Princeton University Press, New Haven.
- USGS, 2001. HYDRO 1k, Elevation Derivative Database. Disponível em: <http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/hydro/>. [acesso em 06 de março de 2009].
- Vale, M.M., Alves, M.A.S, Lorini, M.L., 2009. Mudanças climáticas, desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade brasileira. *Oecologia Brasiliensis* 13, 518-535.
- Walther, G.R., Berger, S., Sykes, M.T., 2005. An ecological ‘footprint’ of climate change. *Proceeding of the Royal Society of London B*, 272 1427-1432.
- Walther, G.R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Frometin, J.M., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F., 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389-395.
- Whitney, B.M., Pacheco, J.F., 1995. Distribution and conservation status of four *Myrmotherula* antwrens (Formicariidae) in the Atlantic Forest of Brazil. *Bird Conservation International* 5, 421-439.
- Willis, E.O., 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. *Papeis Avulsos de Zoologia* 33, 1-25.
- WORLDCLIM, 2009. Version 1.4 (release 3). Disponível em: <http://www.worldclim.org/>. [acesso em 05 de março de 2009].
- Zimmer, J.T., 1932. *Studies of Peruvian birds*. IV. The genus *Myrmotherula* in Peru, with notes on extralimital forms. Pt. 2. *Ibid* 524,16.

ANEXO A – Previsão da distribuição potencial das 12 espécies do estudo para os anos de 2050 e 2080, sob hipótese de dispersão universal.

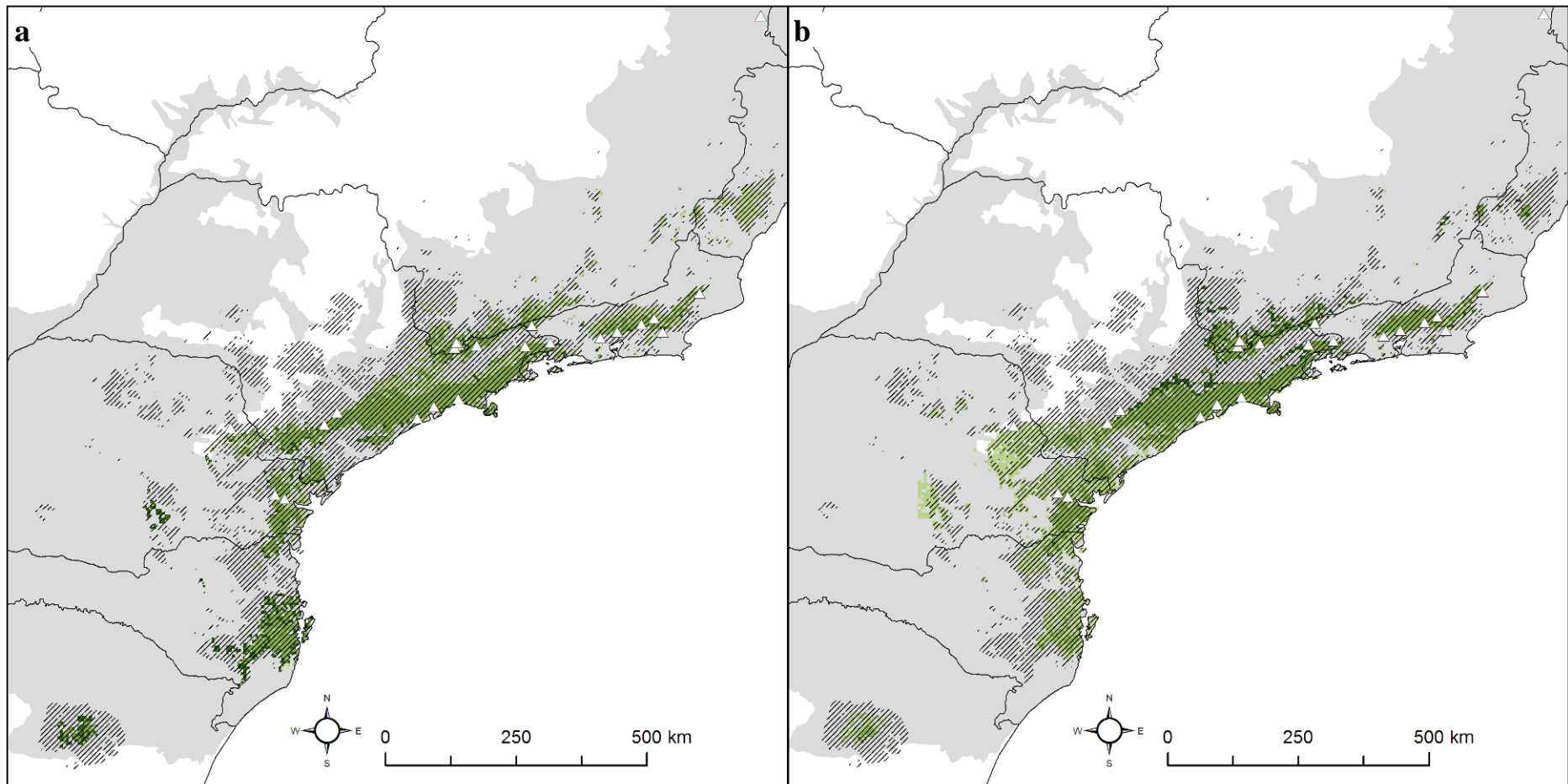


Figura 2 – *Dysithamnus xanthopterus*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.

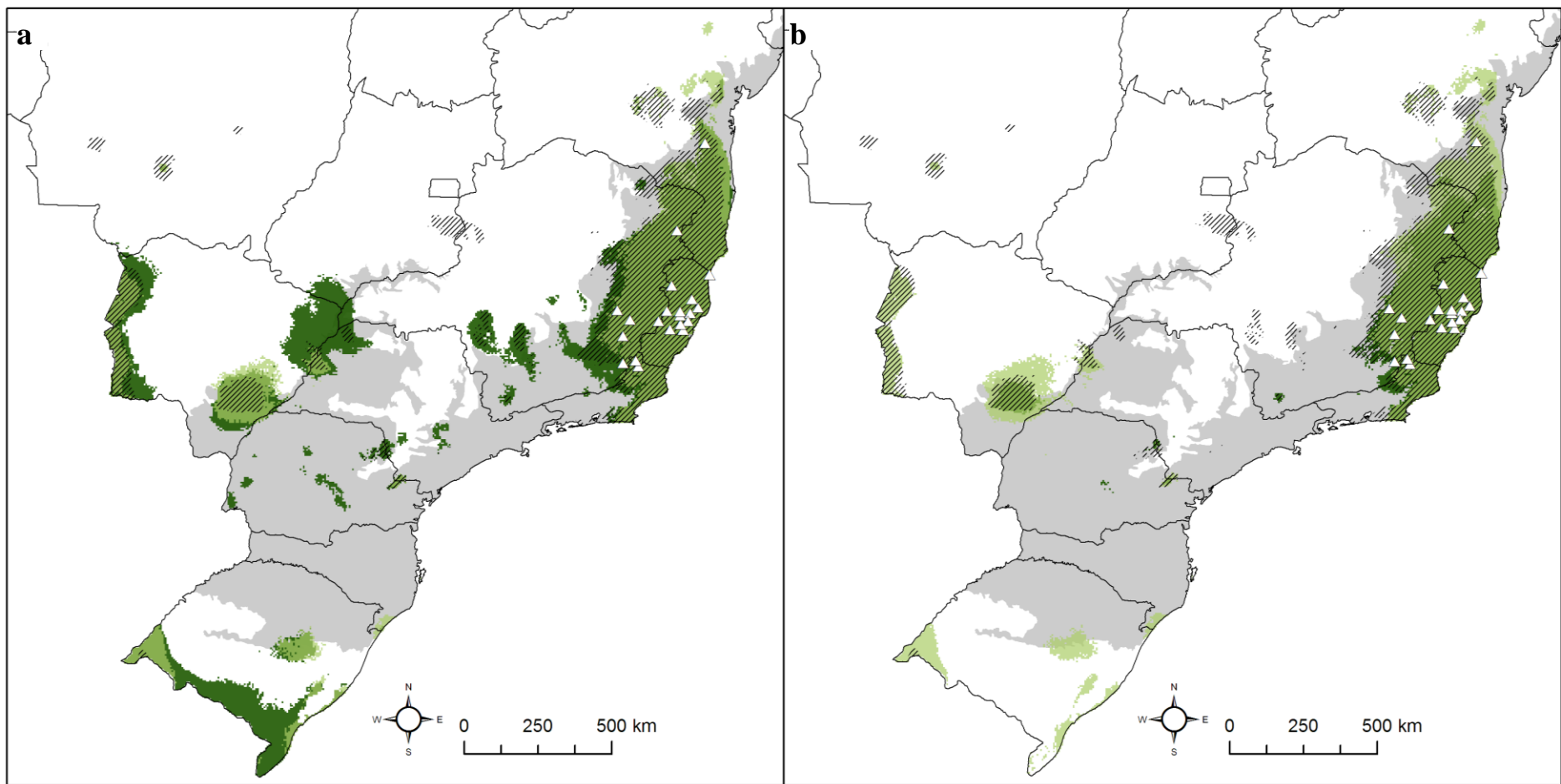


Figura 3 – *Dysithamnus plumbeus*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.

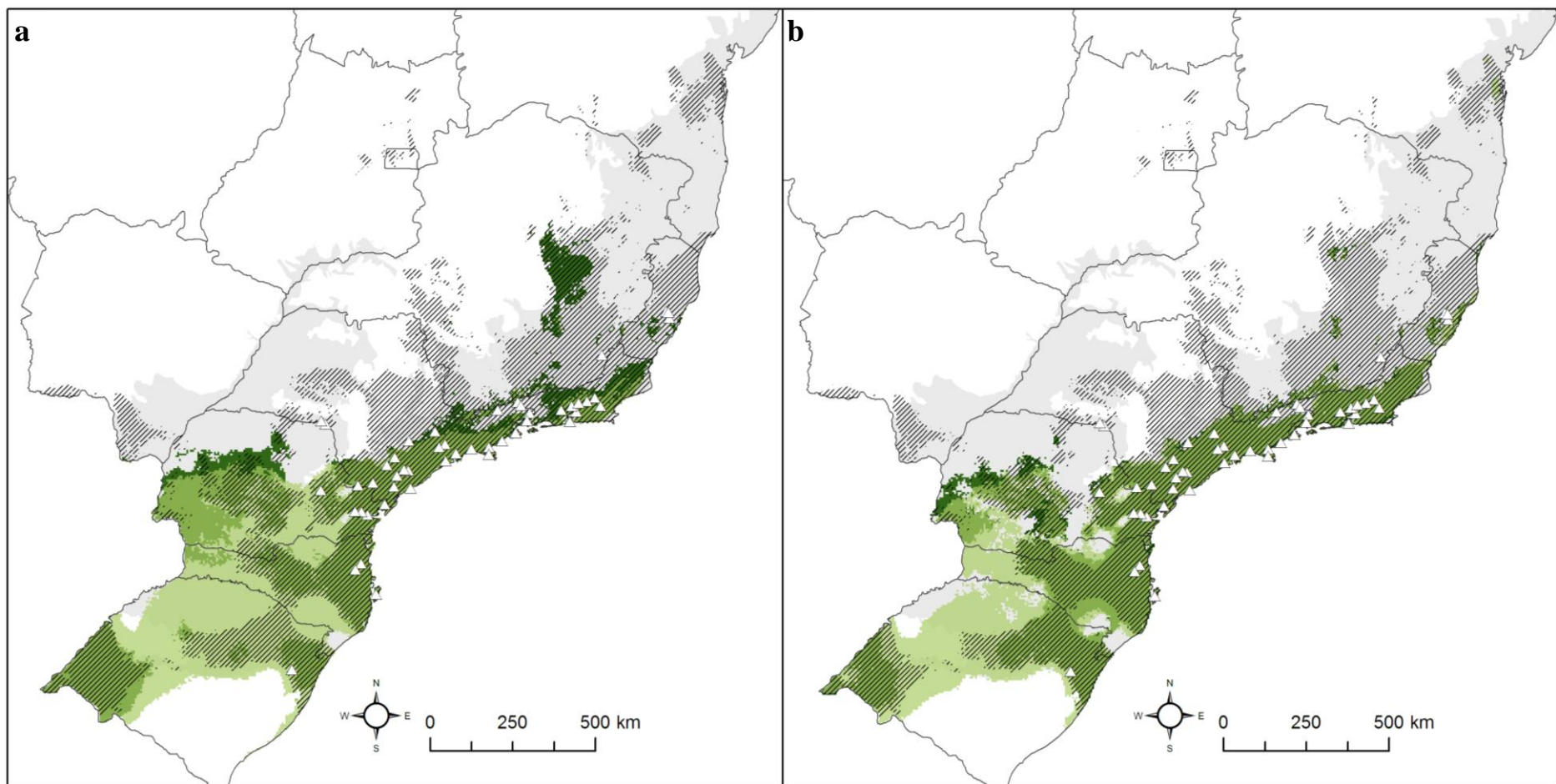


Figura 4 – *Myrmotherula gularis*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.



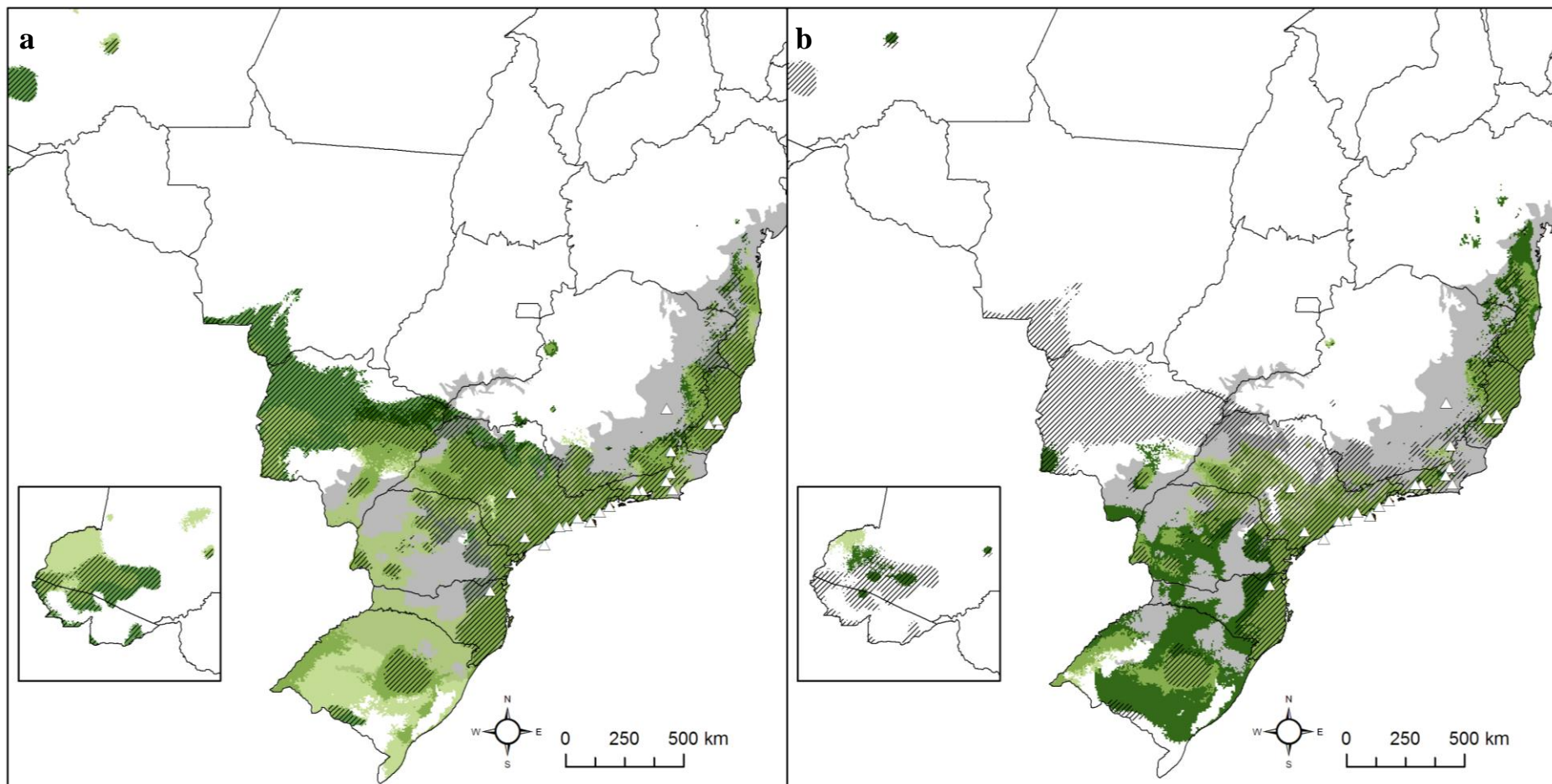


Figura 5 – *Myrmotherula minor*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.

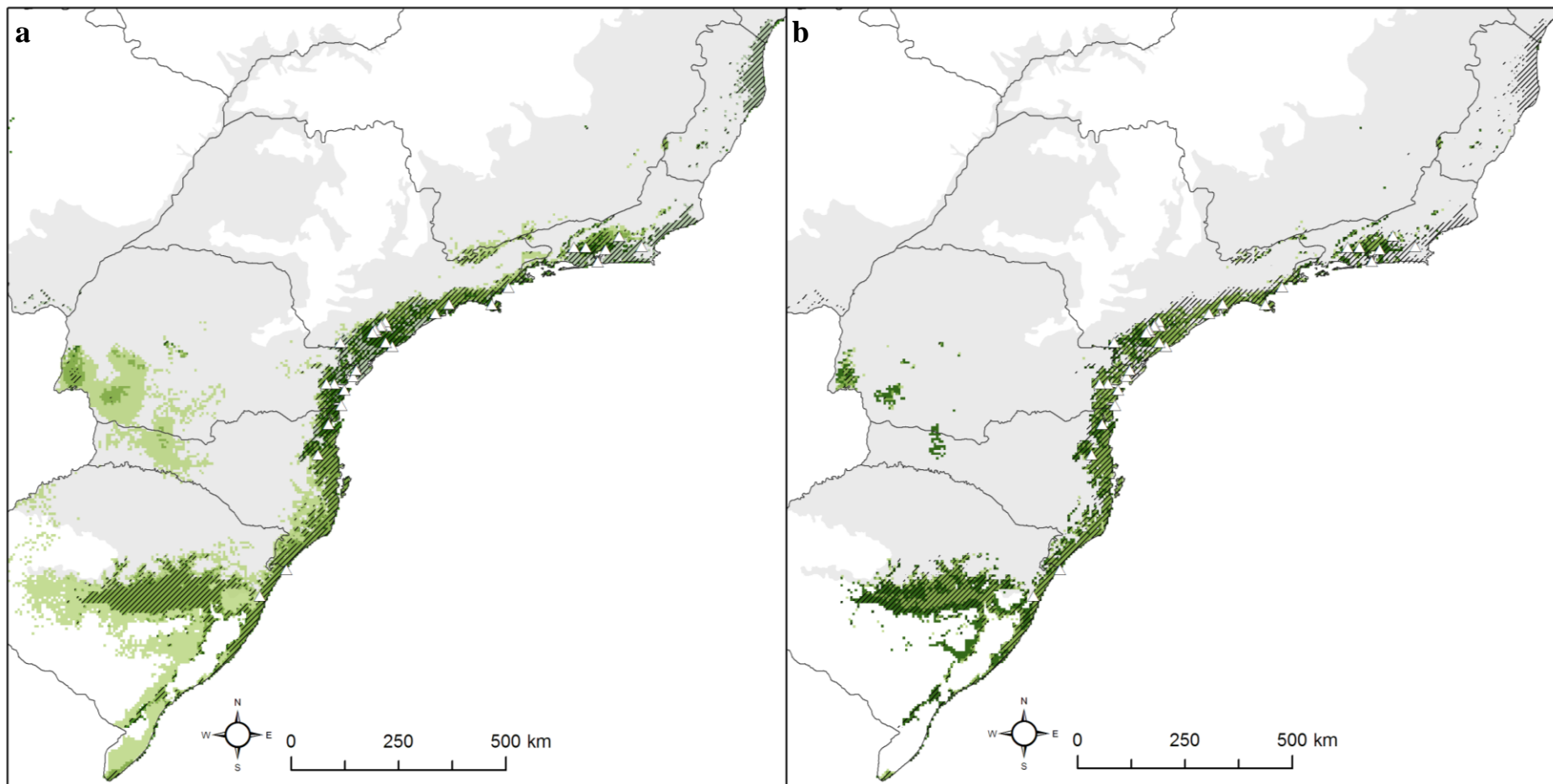


Figura 6 – *Myrmotherula unicolor*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.



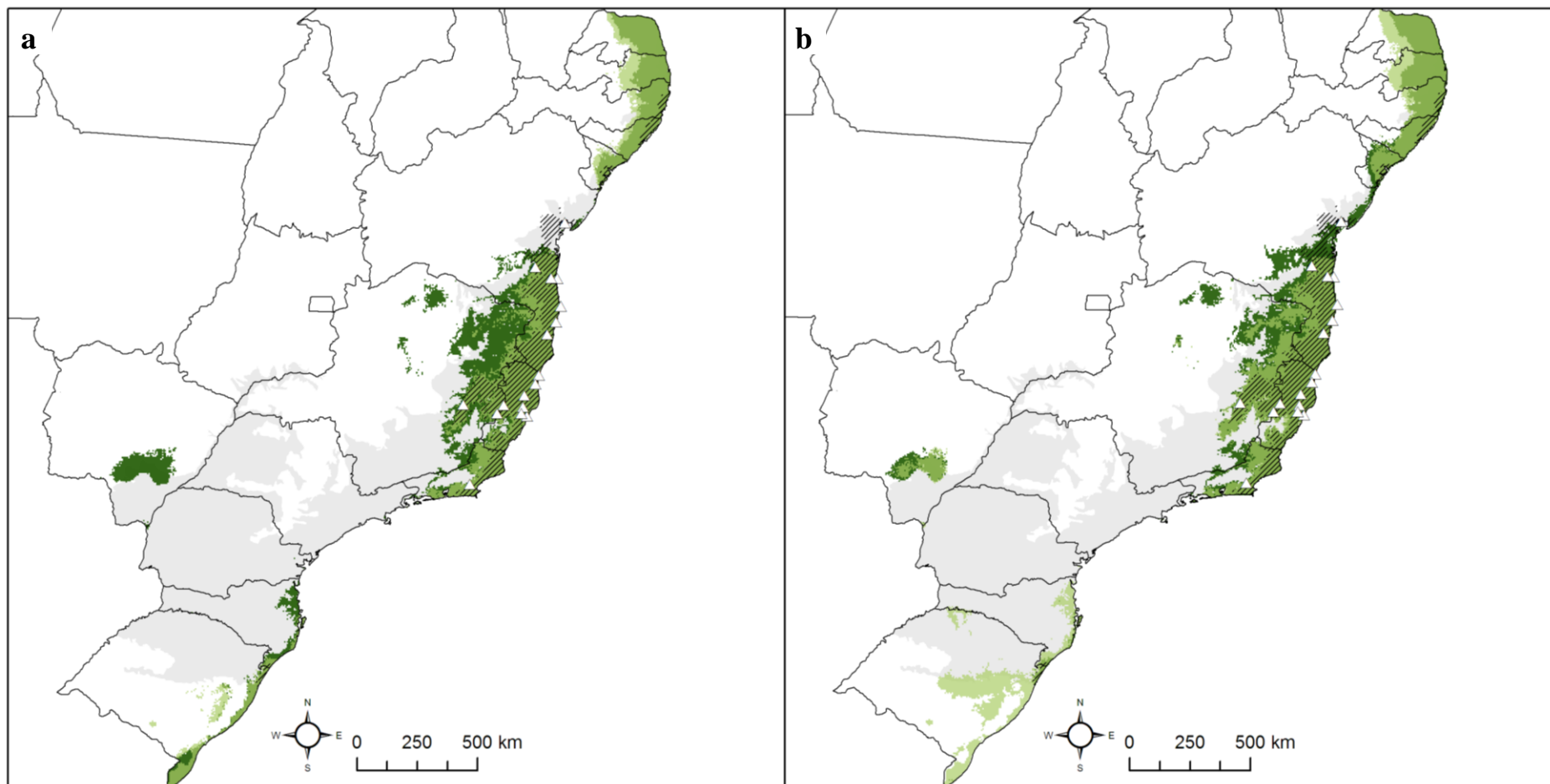


Figura 7 – *Myrmotherula urosticta*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.

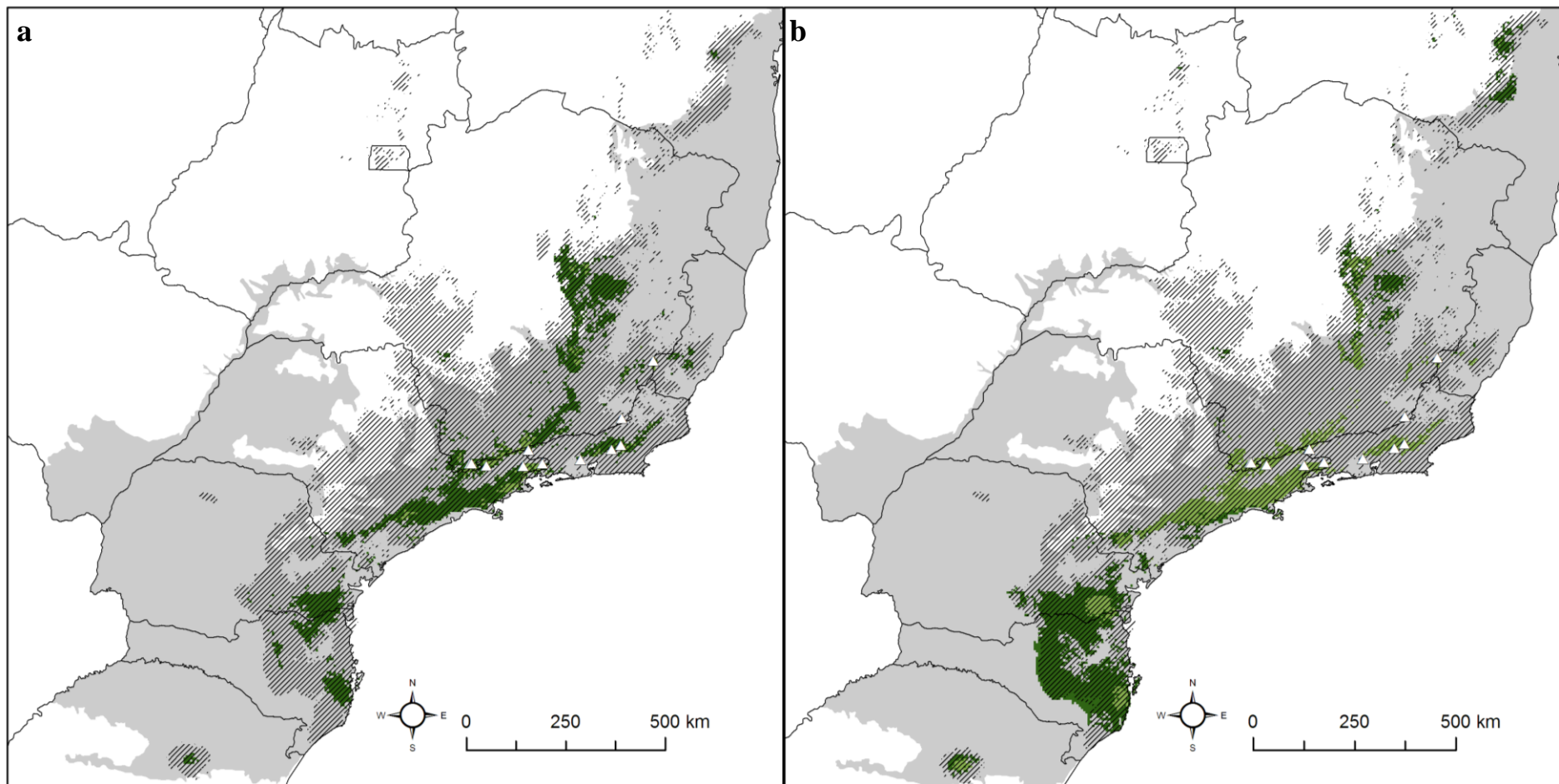


Figura 8 – *Drymophila genei*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.

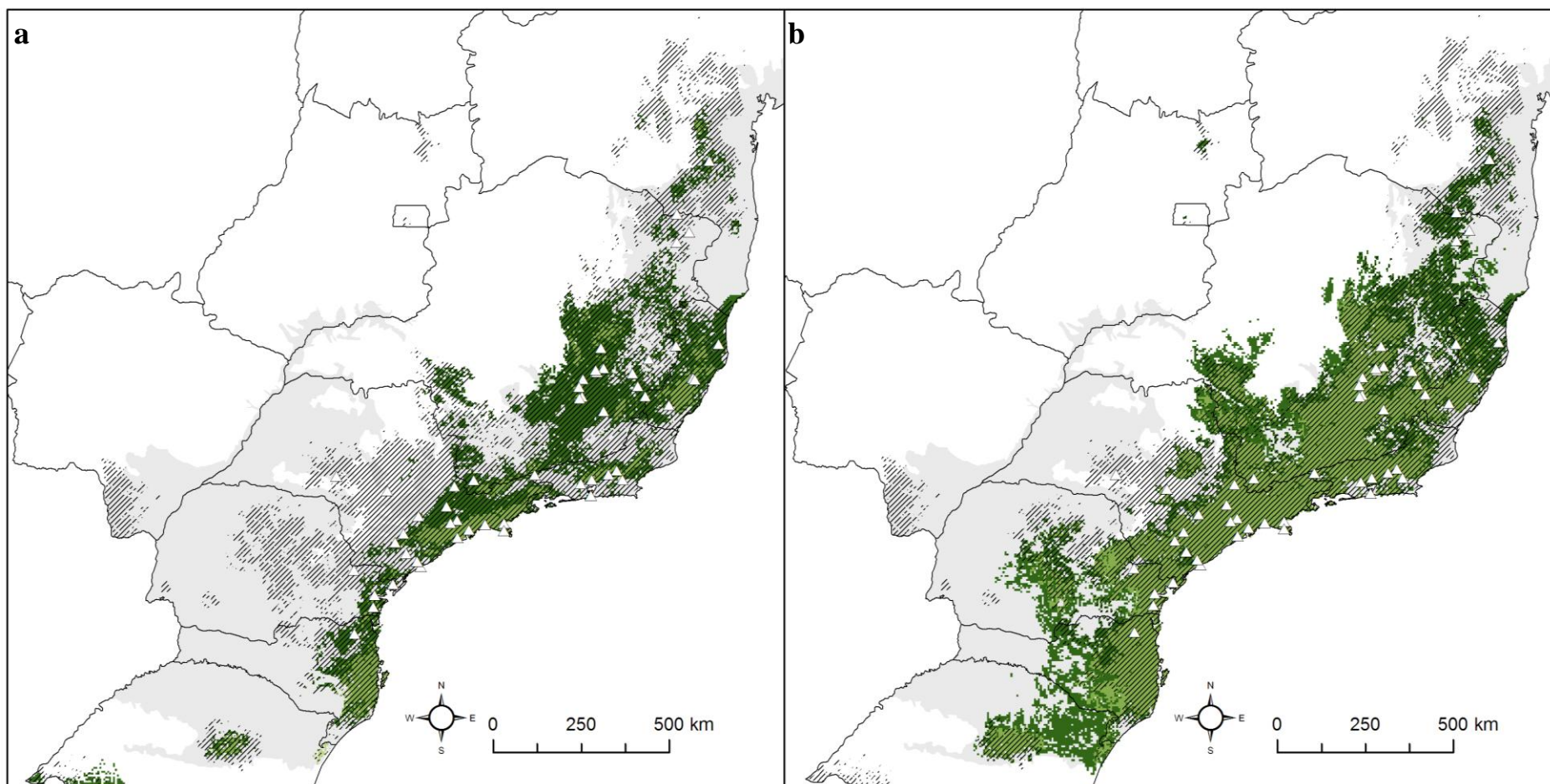


Figura 9 – *Drymophila ochropyga*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.



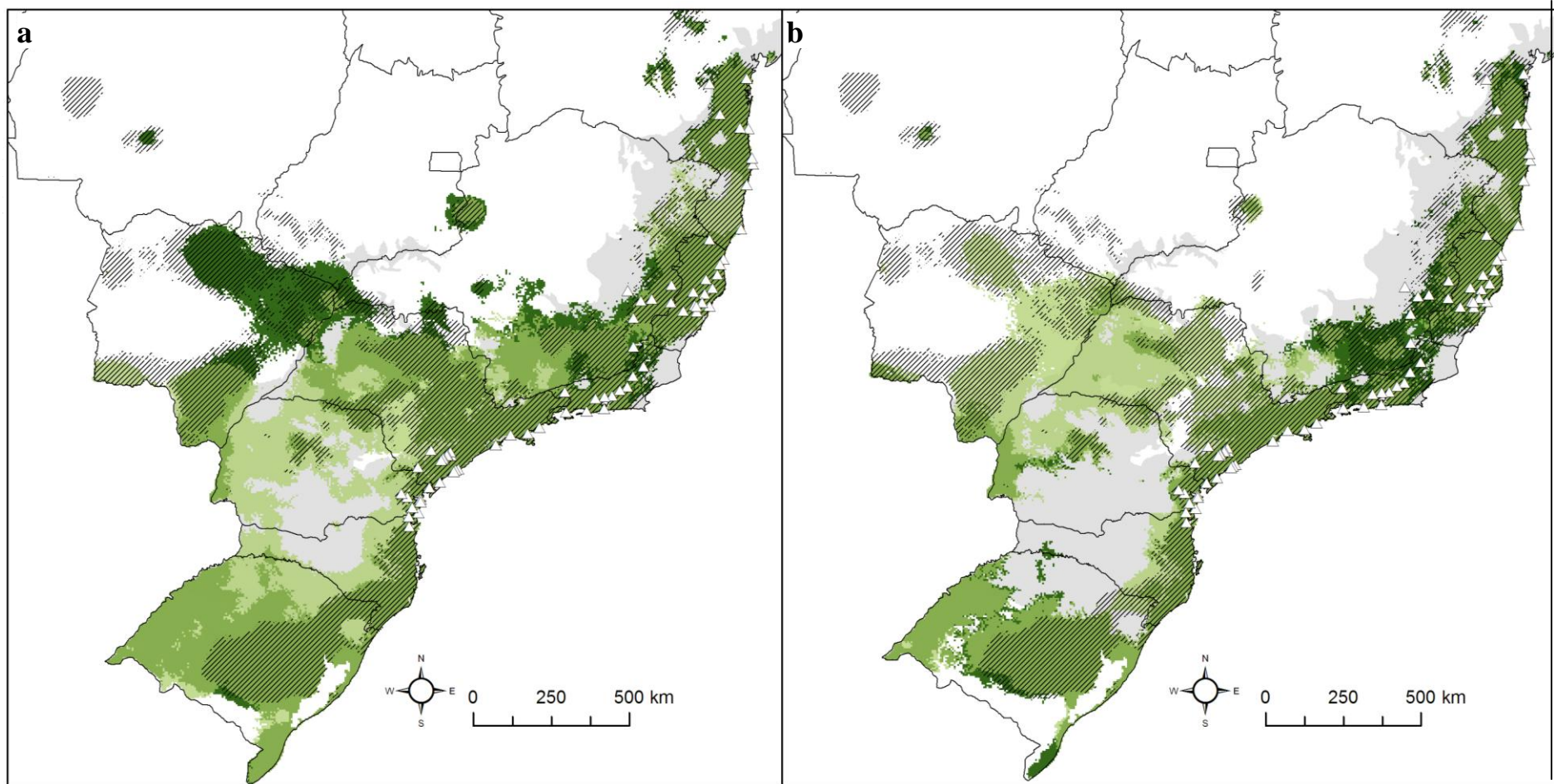


Figura 10 – *Drymophila squamata*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.

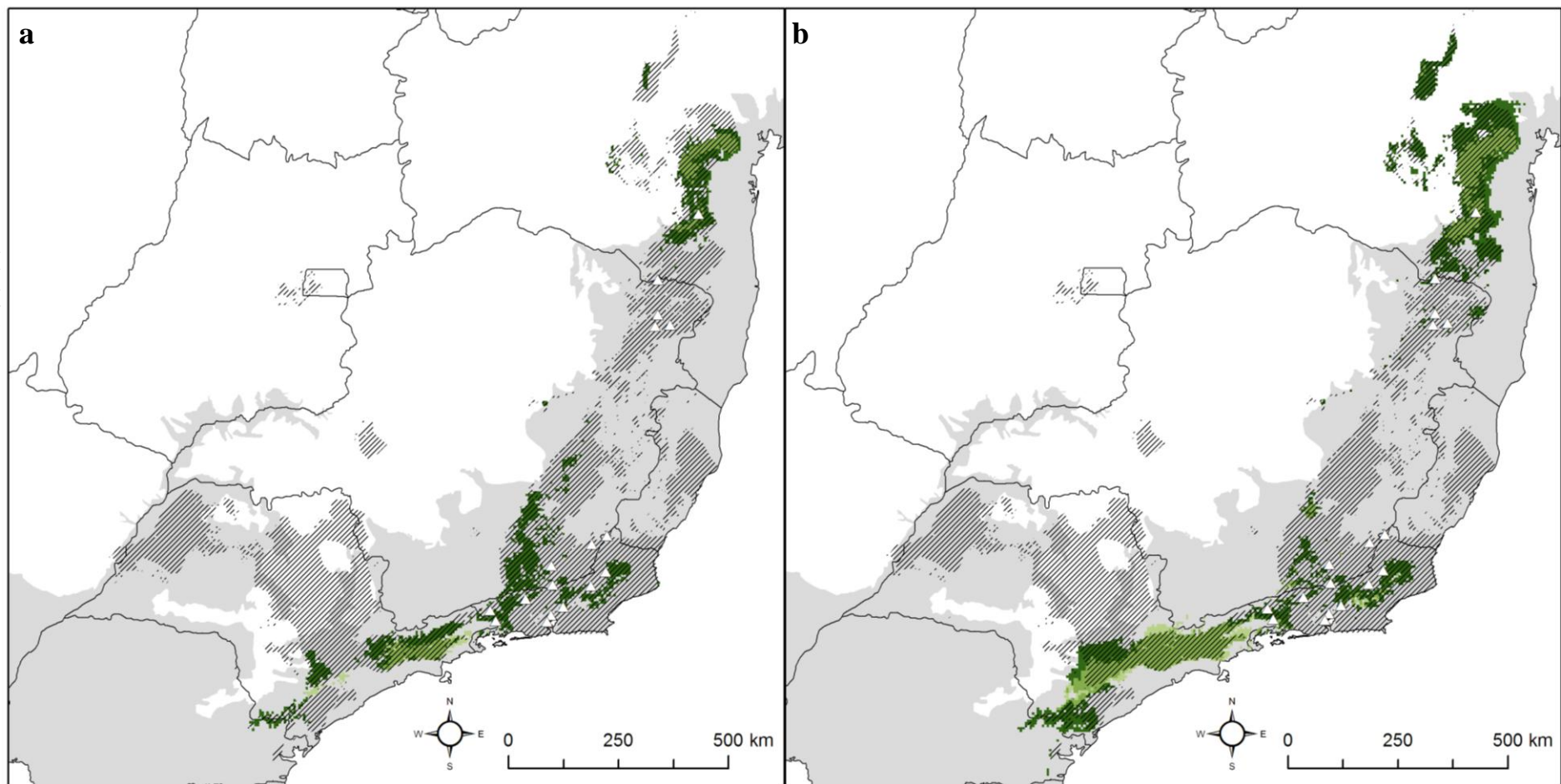


Figura 11 – *Cercomacra brasiliana*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.

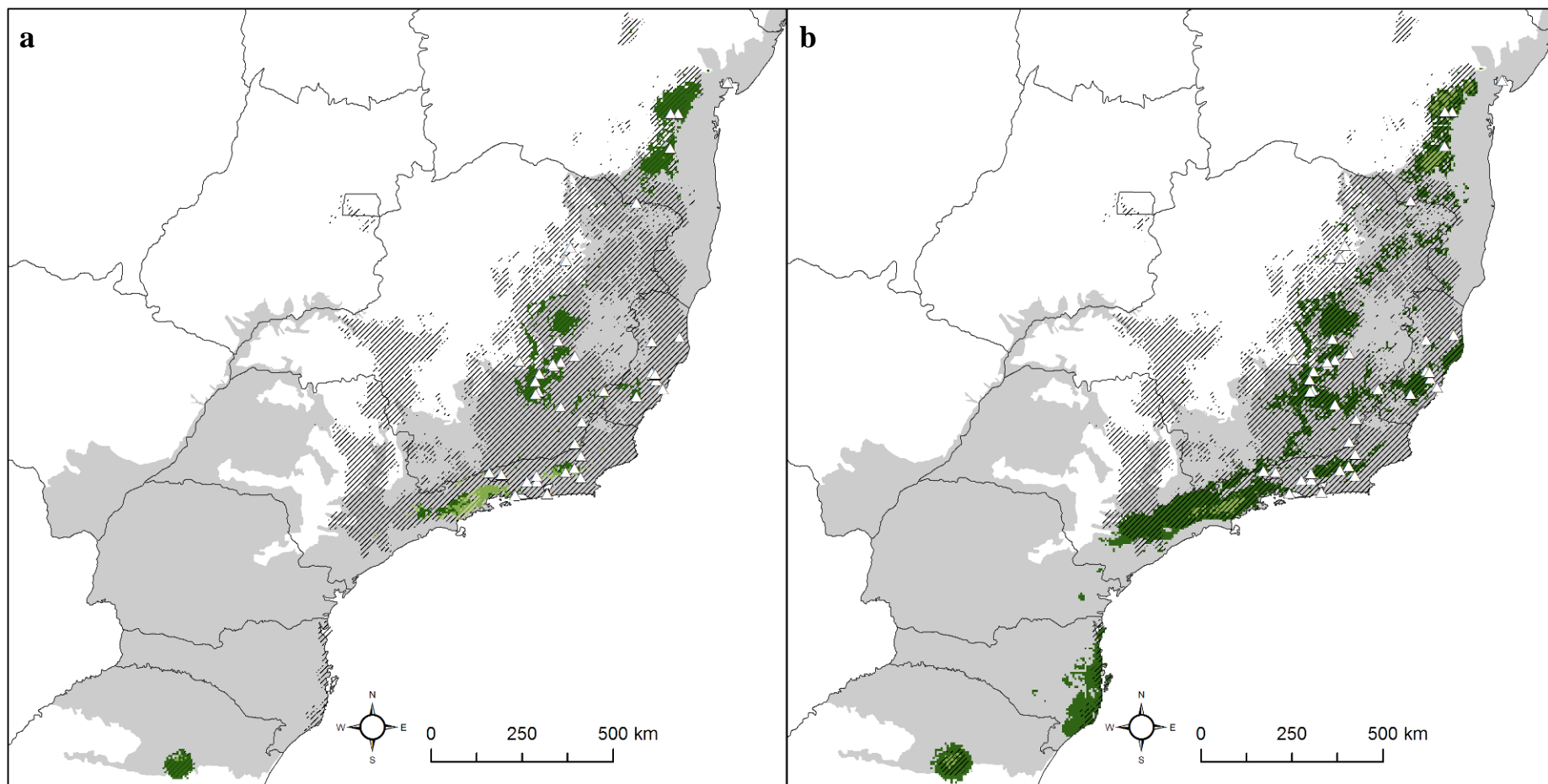


Figura 12 – *Myrmeciza loricata*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.

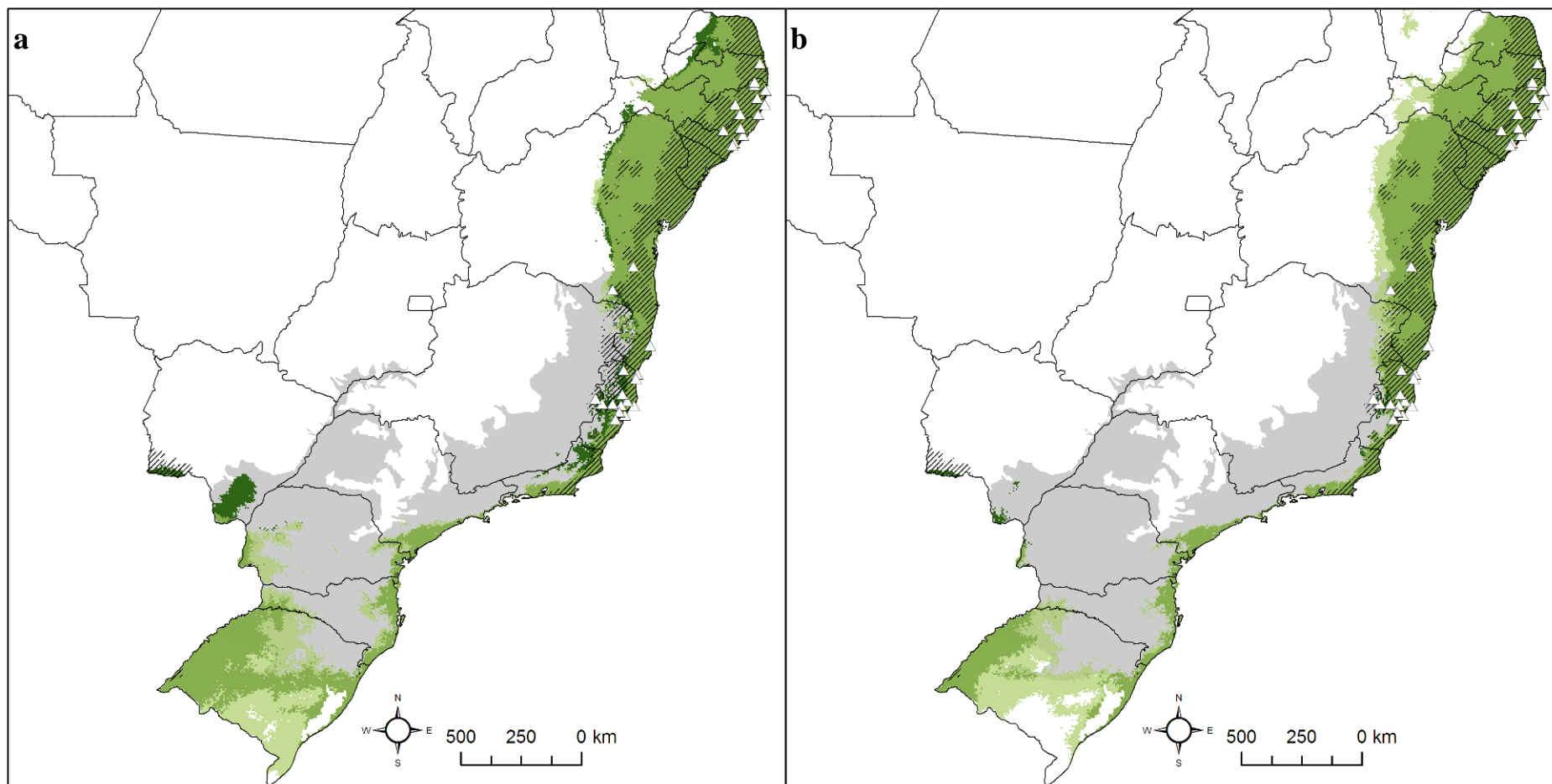


Figura 13 – *Myrmeciza ruficauda*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.



ANEXO B – Previsão da distribuição potencial das 12 espécies do estudo para os anos de 2050 e 2080, sob hipótese não dispersão.

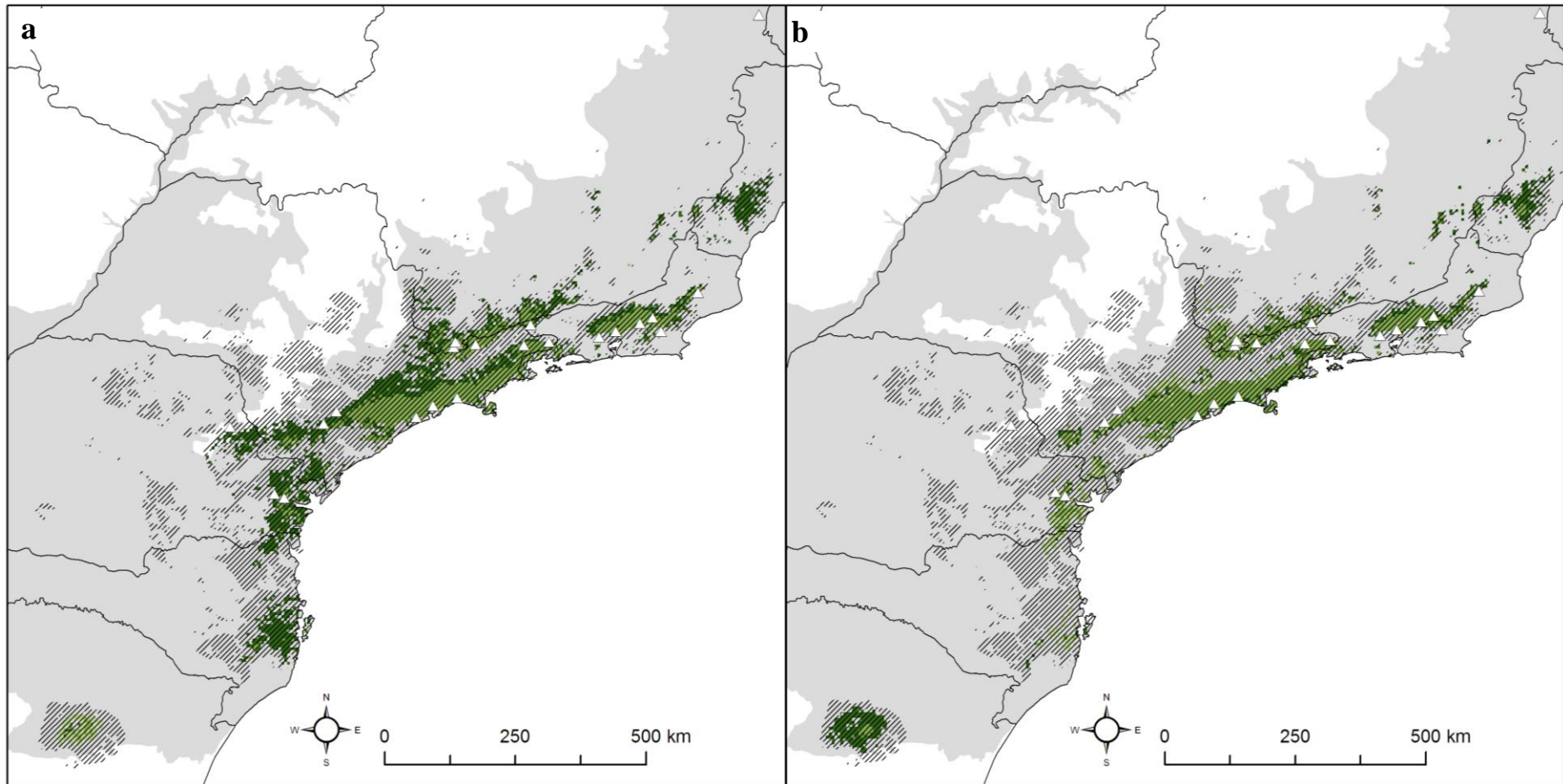


Figura 14 – *Dysithamnus xanthopterus*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.



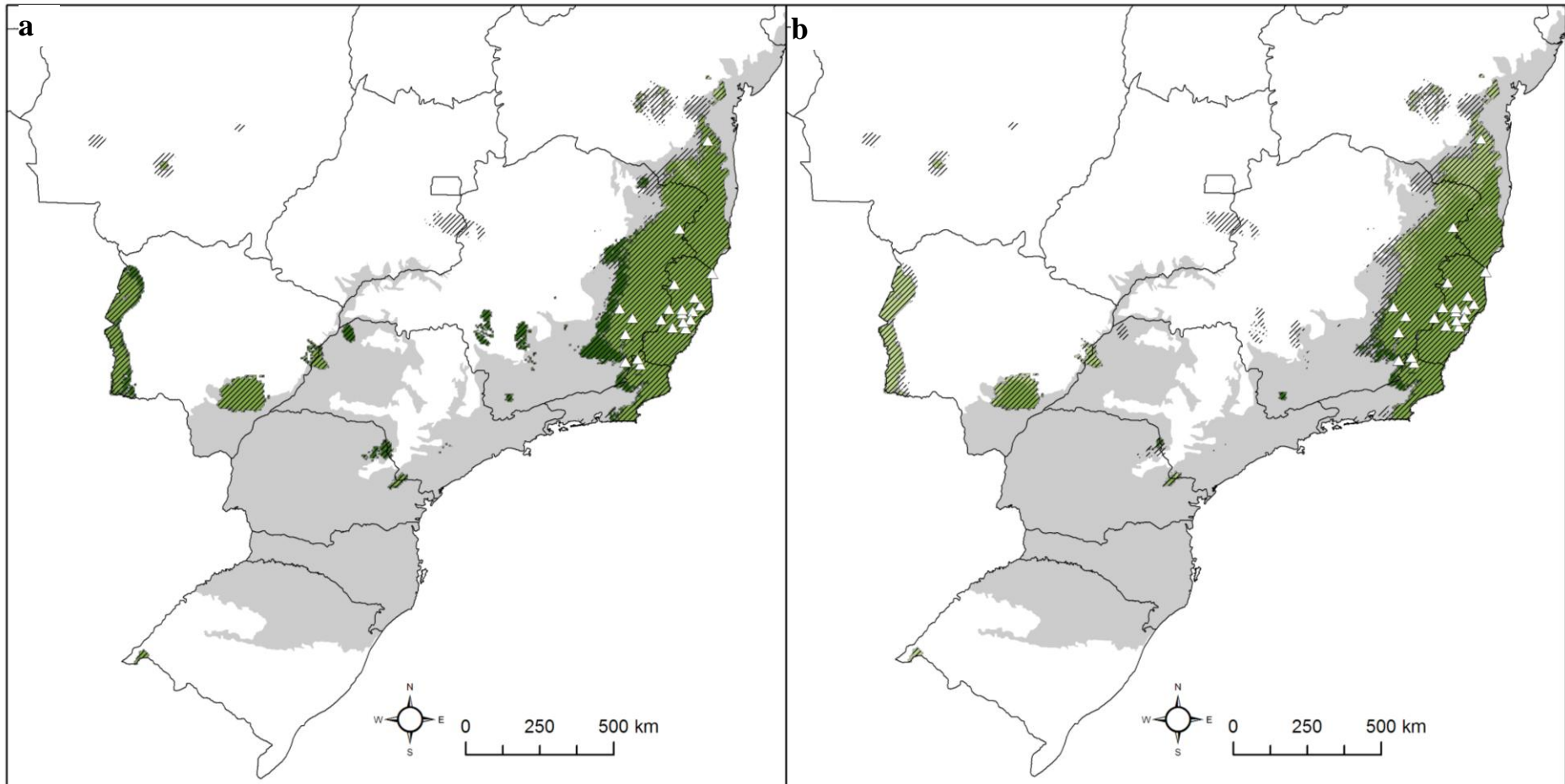


Figura 15 – *Dysithamnus plumbeus*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.

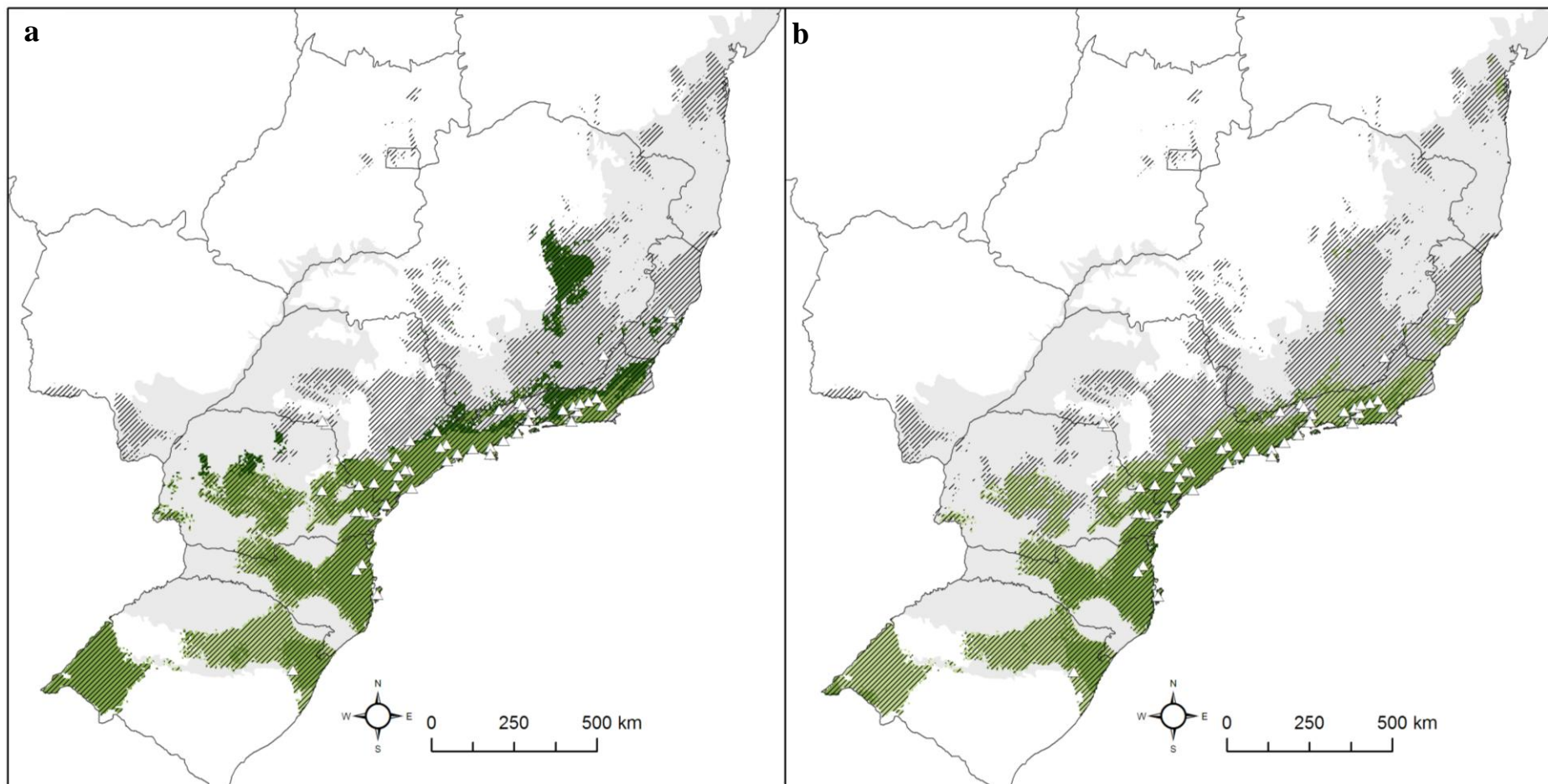


Figura 16 – *Myrmotherula gularis*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.

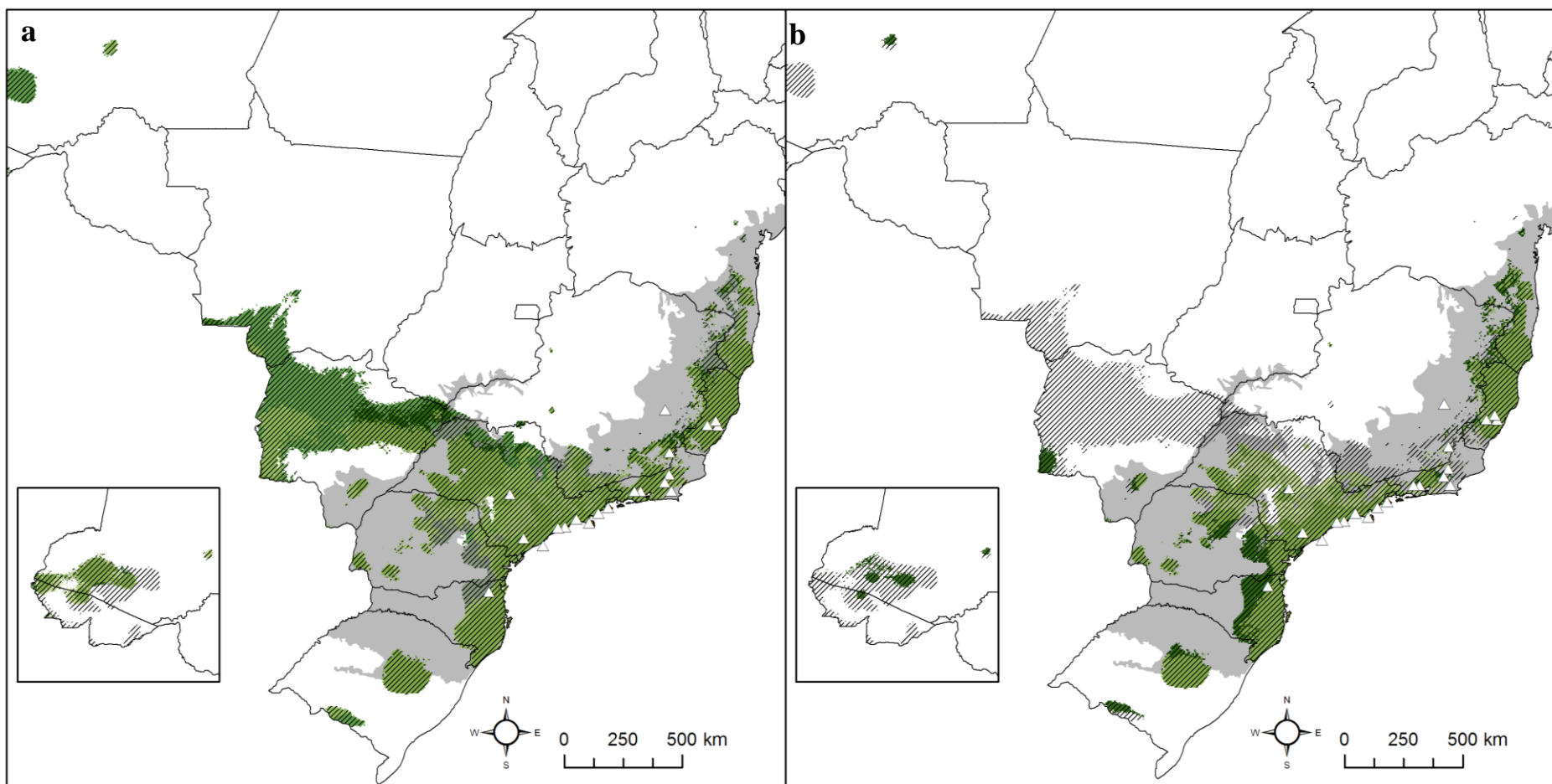


Figura 17 – *Myrmotherula minor*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.

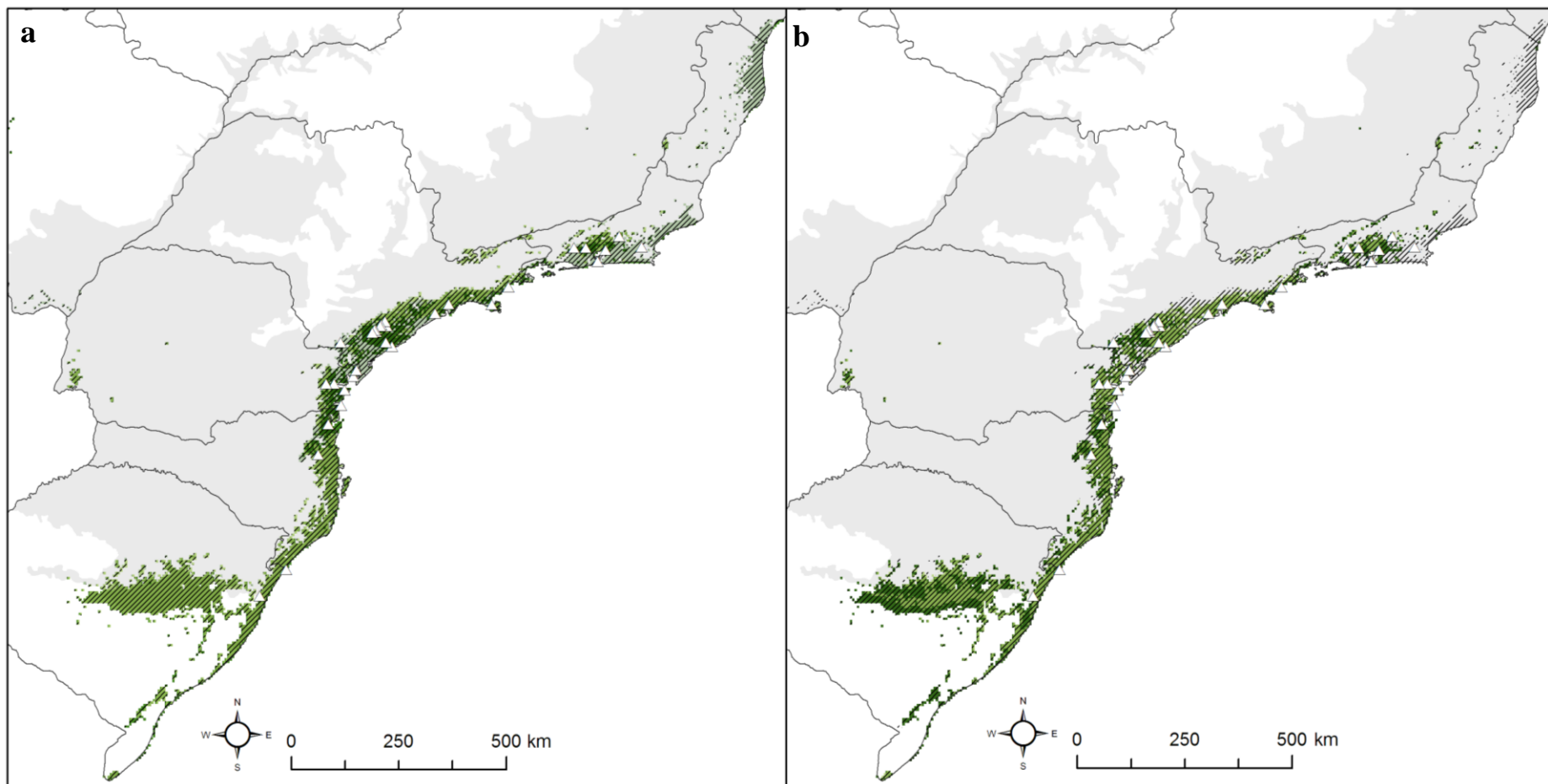


Figura 18 – *Myrmotherula unicolor*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.

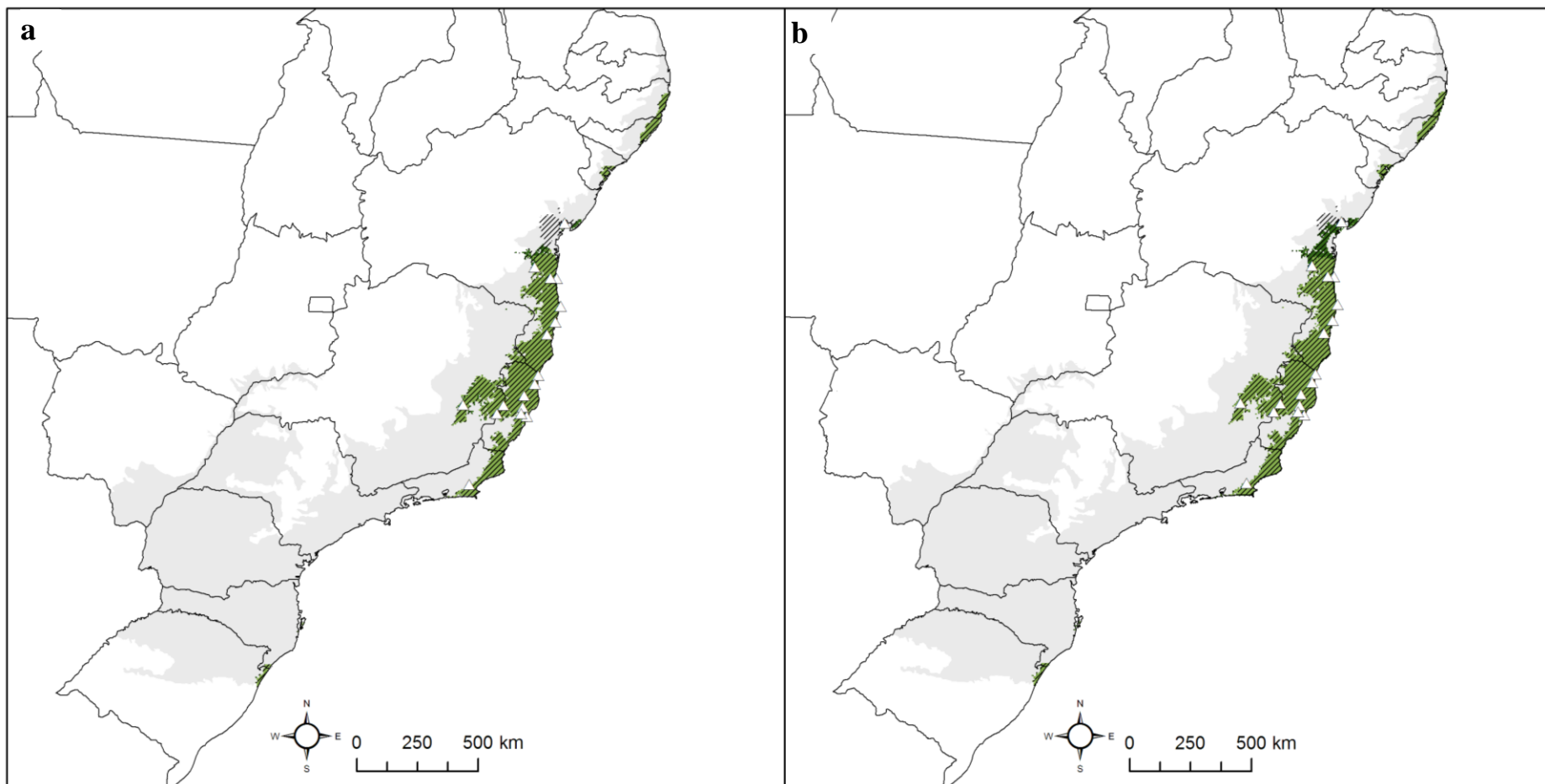


Figura 19 – *Myrmotherula urosticta*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.



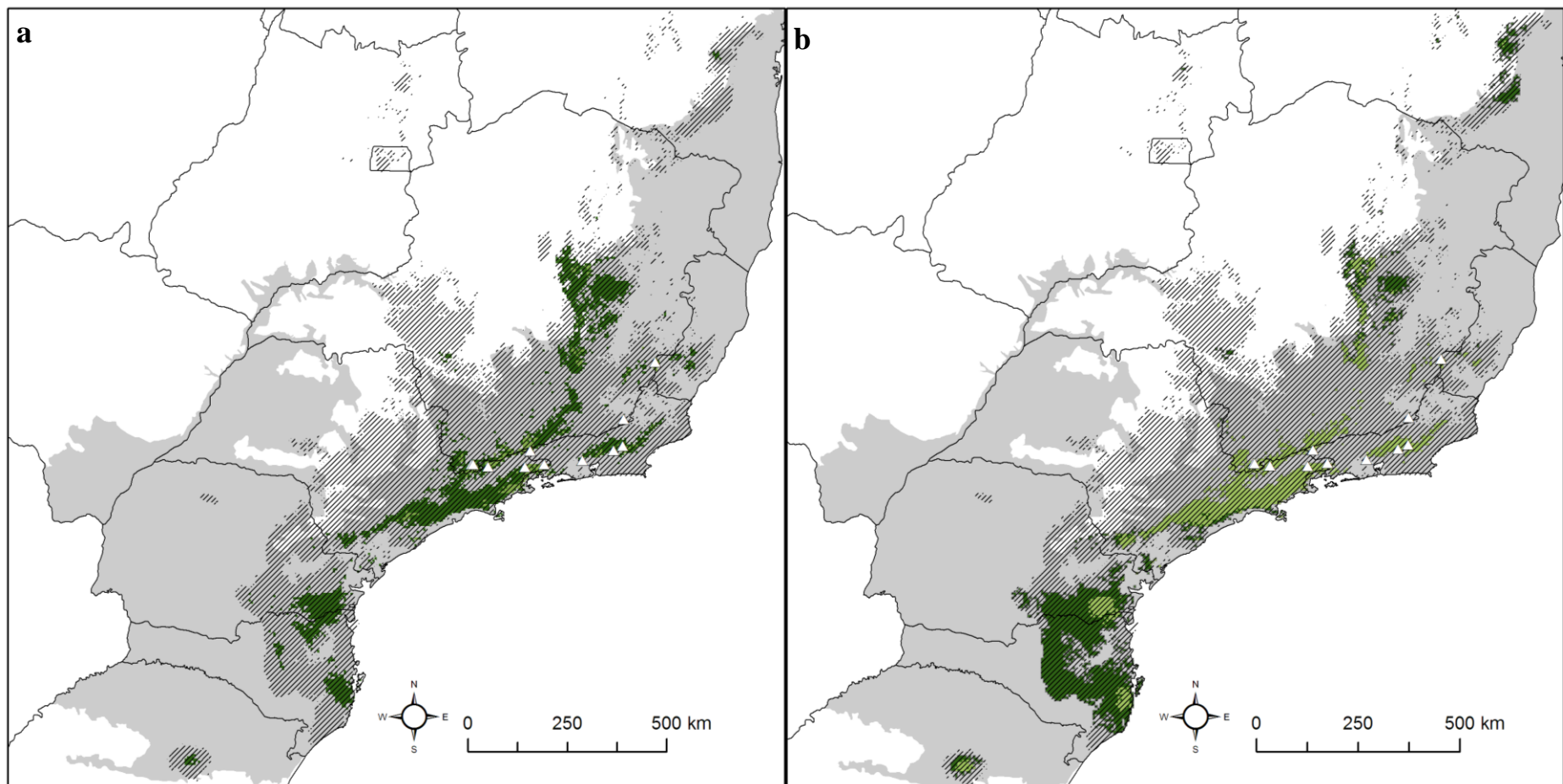


Figura 20 – *Drymophila genei*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.

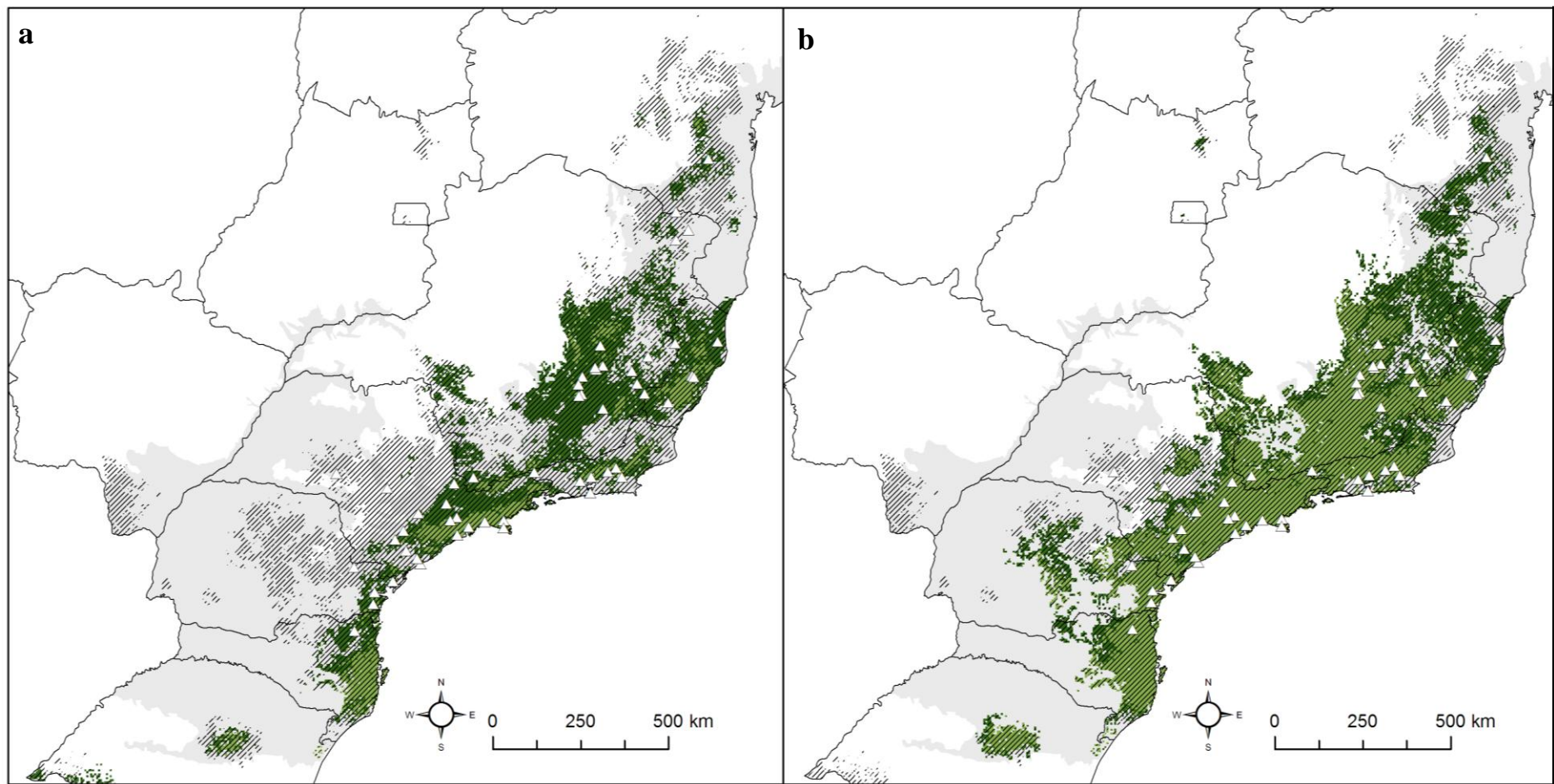


Figura 21 – *Drymophila ochropyga*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.

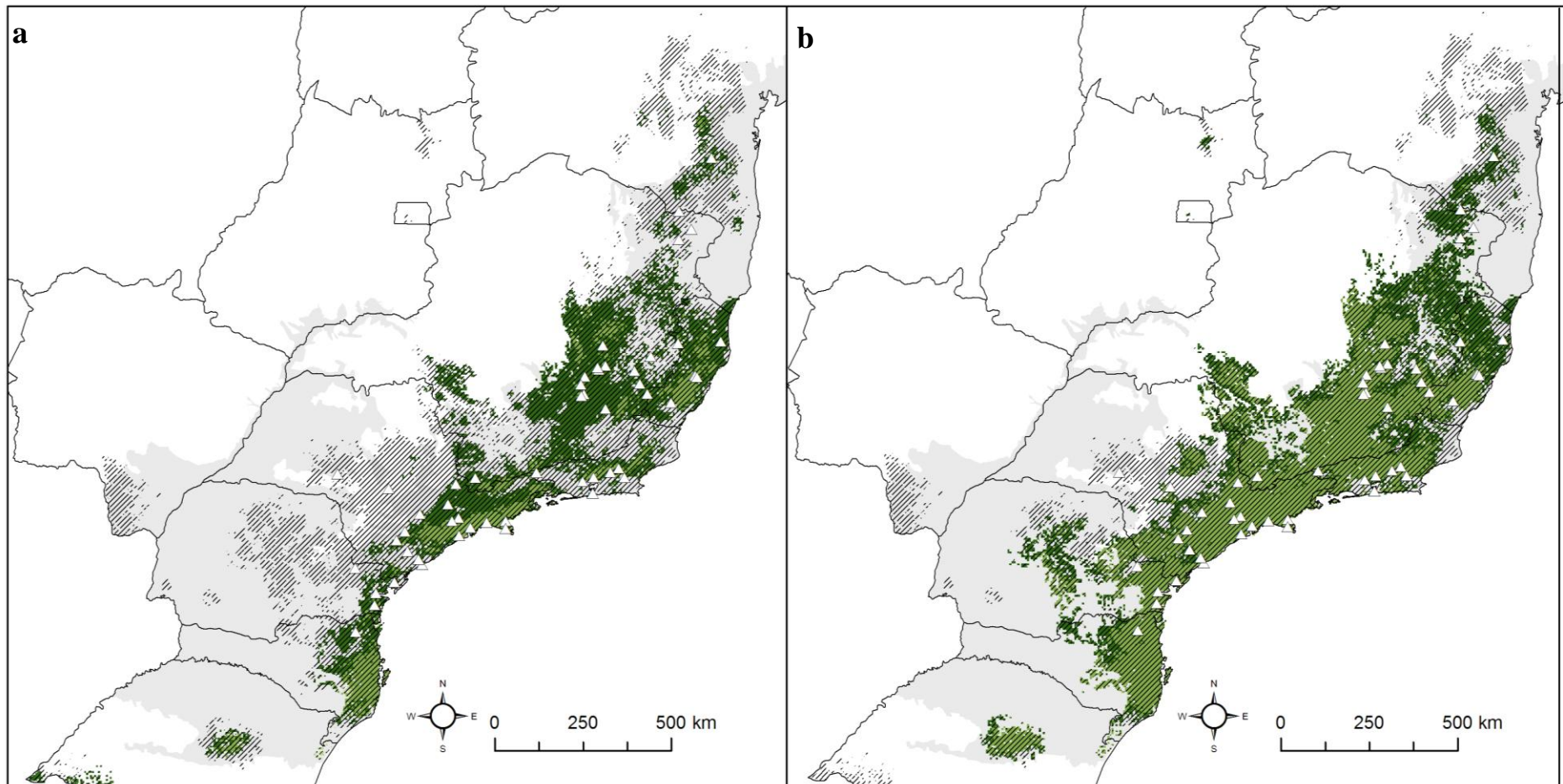


Figura 22 – *Drymophila squamata*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.



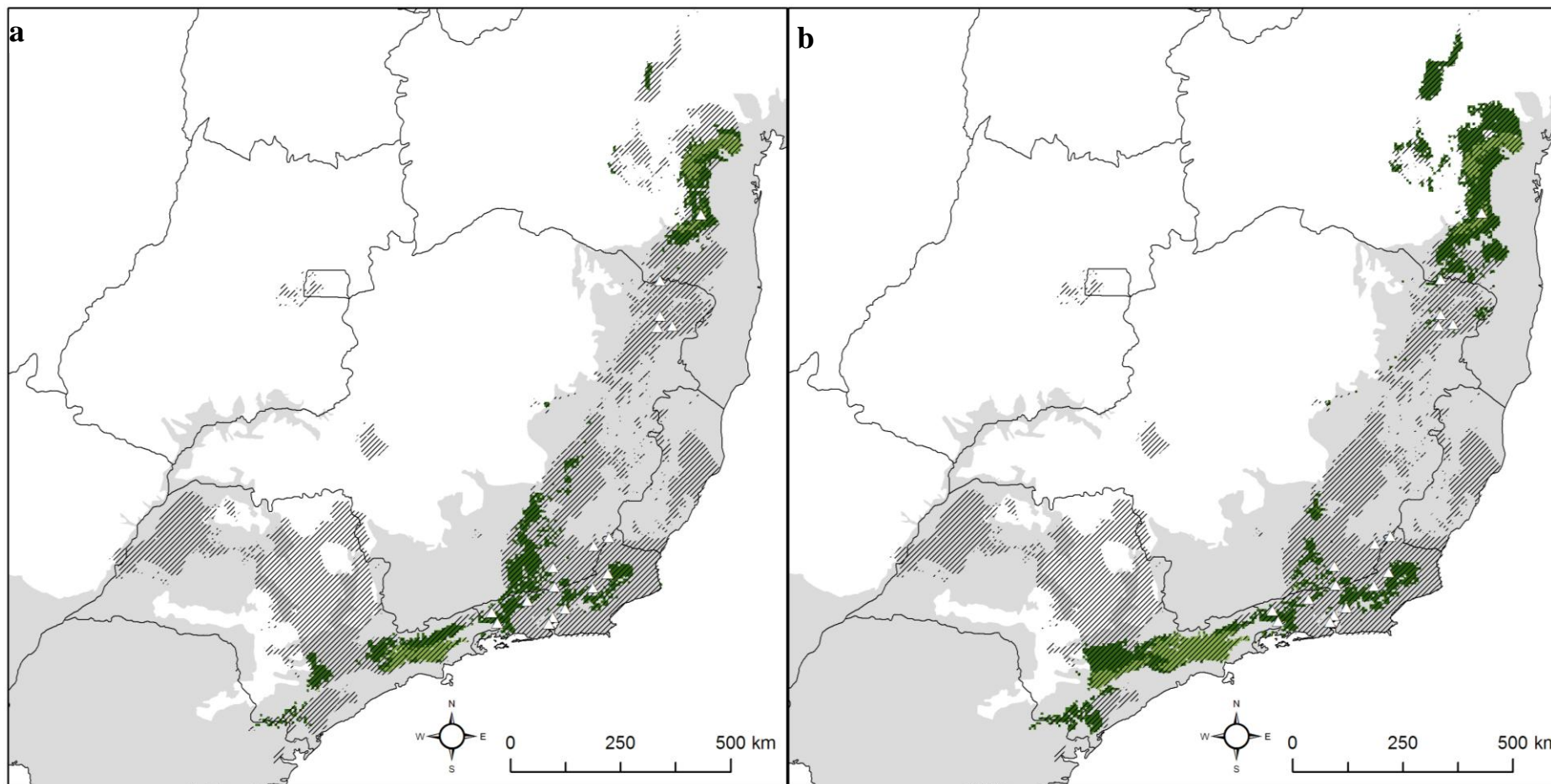


Figura 23 – *Cercomacra brasiliana*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.

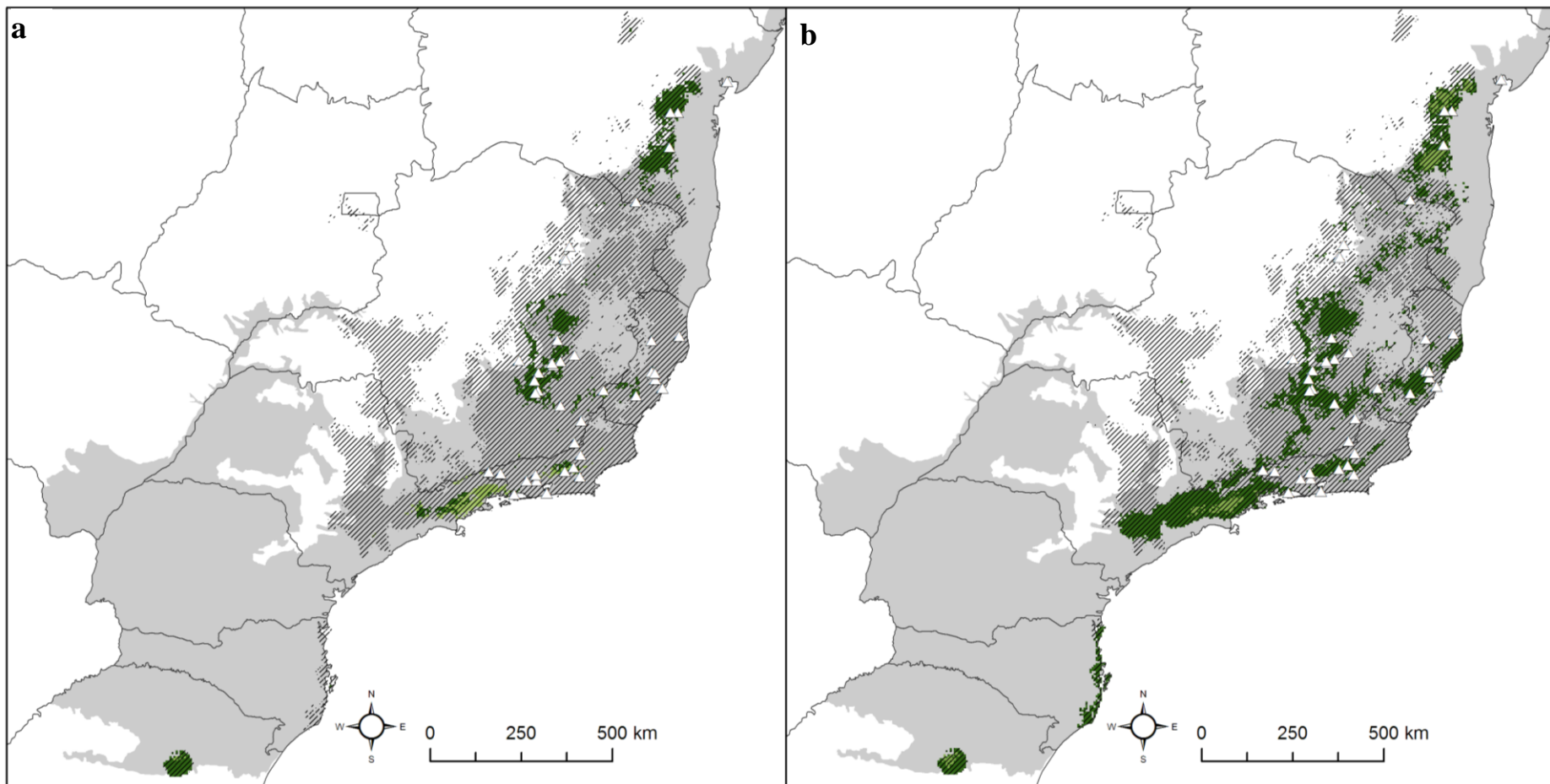


Figura 24 – *Myrmeciza loricata*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.

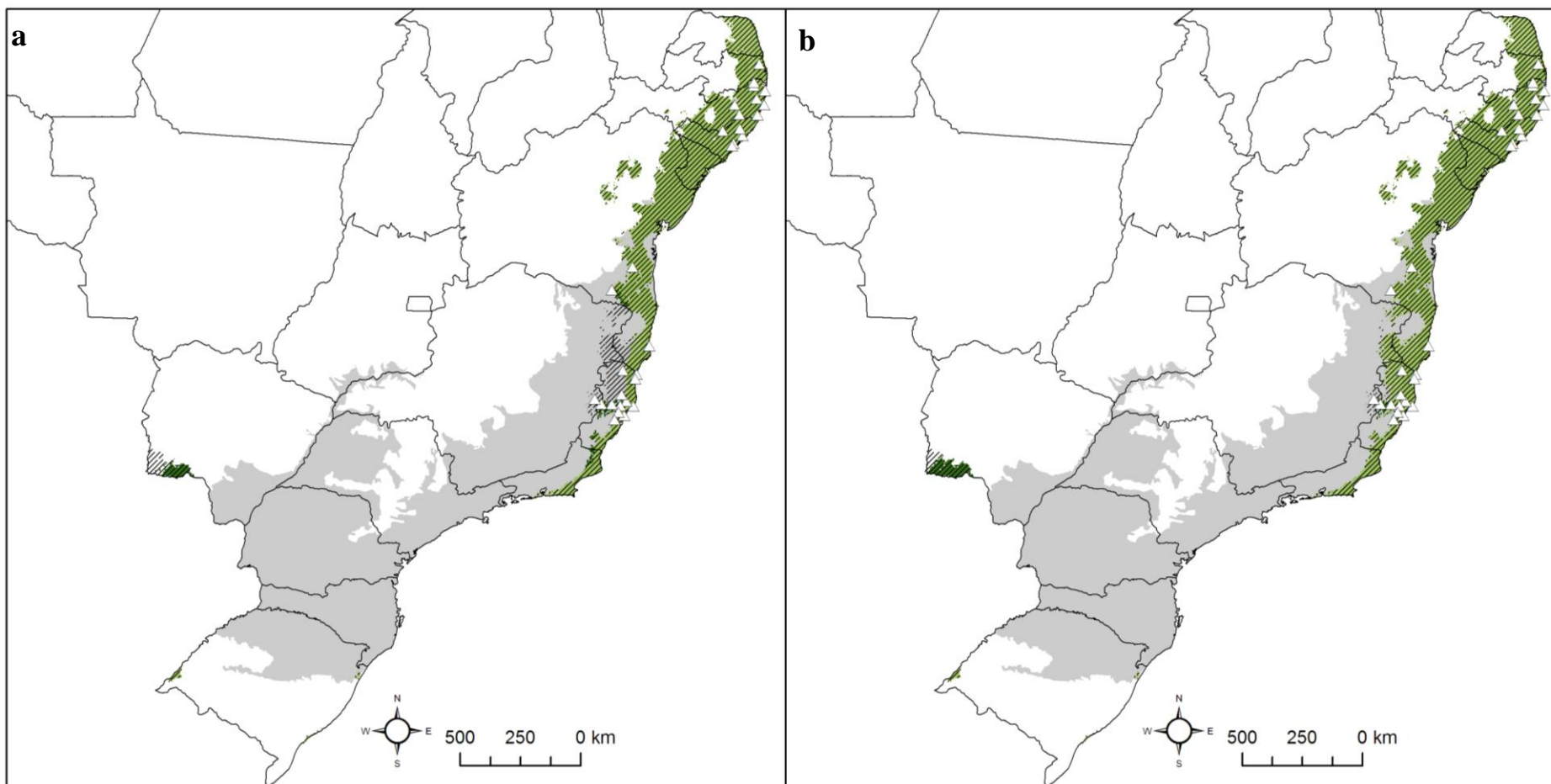


Figura 25 – *Myrmeciza ruficauda*: a) cenário A; b) cenário B. Área em cinza representa a Mata Atlântica, a região hachurada a distribuição potencial atual, a porção em verde escuro representa a previsão para 2050, verde médio a previsão tanto para 2050 quanto para 2080 e a verde claro, previsão somente para 2080.

# Livros Grátis

( <http://www.livrosgratis.com.br> )

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)  
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)  
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)  
[Baixar livros de Matemática](#)  
[Baixar livros de Medicina](#)  
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)  
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)  
[Baixar livros de Meteorologia](#)  
[Baixar Monografias e TCC](#)  
[Baixar livros Multidisciplinar](#)  
[Baixar livros de Música](#)  
[Baixar livros de Psicologia](#)  
[Baixar livros de Química](#)  
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)  
[Baixar livros de Serviço Social](#)  
[Baixar livros de Sociologia](#)  
[Baixar livros de Teologia](#)  
[Baixar livros de Trabalho](#)  
[Baixar livros de Turismo](#)