

Conservação de Poneromorfas no Brasil

Sofia Campiolo, Natalia Araújo do Rosário,
Gil Marcelo Reuss Strenzel, Rodrigo M. Feitosa, Jacques H. C. Delabie

Resumo

Examinamos quais são os principais fatores que afetam hoje em dia a conservação das poneromorfas no contexto geral, em particular espécies comuns nas florestas tropicais. Também procuramos discutir as razões que fazem com que algumas dessas formigas estejam se tornando ameaçadas de extinção. No recentemente finalizado processo nacional de avaliação do estado de conservação da fauna pelo *Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade* (ICMBio), 13 formigas constam da Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção, Portaria MMA 444/2014 (MMA, 2014), dentre as 1173 espécies incluídas nessa lista no Brasil. Entre as formigas, principalmente devido à perda de habitat,

constam uma Amblyoponinae: *Stigmatomma cleae*, uma Ectatomminae: *Gnamptogenys wilsoni* e duas Ponerinae: *Anochetus oriens* e *Dinoponera lucida*. Paralelamente às questões de conservação, examinamos o caso de poneromorfas como agentes de invasões biológicas, fenômeno que tem requerido a atenção dos conservacionistas nos últimos 30 anos. Há mais de uma centena de espécies de formigas invasivas registradas no planeta, mas as poneromorfas aparecem no momento como relativamente marginais nesse processo. Finalmente, analisamos, através do exemplo de *Dinoponera lucida*, as consequências possíveis das mudanças climáticas sobre a conservação desta espécie no Brasil.

CAMPIOLO, Sofia; ROSÁRIO, Natalia Araújo do; STRENZEL, Gil Marcelo Reuss; FEITOSA, Rodrigo M.; DELABIE, Jacques H. C. Conservação de Poneromorfas no Brasil. In: DELABIE, Jacques H. C. et al. **As formigas poneromorfas do Brasil**. Ilhéus: Editus, 2015. p. 447-462.

Abstract

Conservation of poneromorph ants in Brazil - This chapter examines what are the main factors that currently affect the conservation of poneromorphs in general, particularly species those species that are common in tropical forests. We also seek to discuss the reasons that cause some of these ants to become endangered. In the recently completed national process that evaluated the state of fauna conservation by the Brazilian Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation (ICMBIO), 13 ants entered the national list of threatened species (ICMBio Decret 444/2014), among the 1173 species of organisms that fall into this category in Brazil. Regarding the ants, the threat comes

mainly from habitat loss, as exemplified by: the Amblyoponinae - *Stigmatomma cleae* Delabie, 2002; the Ectatomminae - *Gnamptogenys wilsoni* Lattke, 2007; and two Ponerinae - *Anochetus oriens* Kempf, 1964 and *Dinoponera lucida* Emery, 1901. Parallel to conservation issues, we examine the case of poneromorphs as agents of biological invasions, a phenomenon that has drawn the attention of conservationists over the past 30 years. More than a hundred species of invasive ants are currently recorded on the planet, but at this time poneromorphs appear as relatively marginal in this process. Finally, we analyze through the example of *Dinoponera lucida*, the possible consequences of climate change on this ant in Brazil.

Introdução

No recentemente finalizado processo nacional de avaliação do estado de conservação da fauna, realizado pelo *Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade* (ICMBio), 13 espécies de formigas foram incluídas na Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção, dentre as 1173 espécies ameaçadas de extinção do Brasil. Entre elas, principalmente devido à perda de habitat, constam uma Amblyoponinae, uma Ectatomminae e duas Ponerinae (BRASIL-MMA, 2014). Examinamos a seguir quais são as razões que fazem com que espécies como essas tenham se tornado ameaçadas, quais são os principais fatores que podem afetar hoje em dia a conservação das poneromorfos (em geral, não somente as espécies inseridas na Portaria do ICMBio) e, finalmente, analisamos, através de um exemplo, as consequências possíveis das mudanças climáticas sobre essas formigas no Brasil.

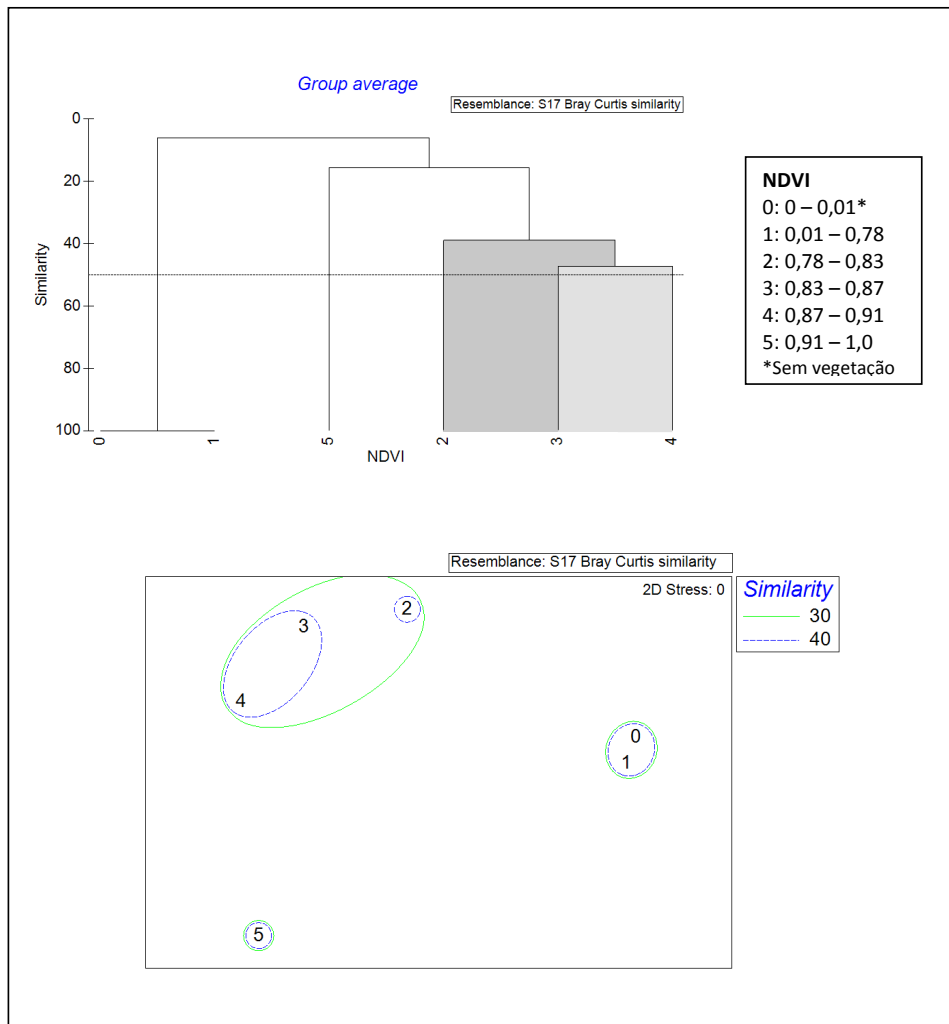
Preferências de Ponerinae para os habitats de tipo florestal: caso do sudeste da Bahia

Os dados referentes à presença de espécies do antigo gênero *Pachycondyla* (*sensu* BOLTON, 2003) foram distribuídos no espaço, empregando o software ArcGis 9.3, com base nas coordenadas

geográficas dos locais de amostragem, levantadas a partir das etiquetas do material entomológico conservado na coleção do Laboratório de Mirmecologia do Centro de Pesquisa do Cacau (CPDC). O mapa de Índice Normalizado de Vegetação (NDVI, TUCKER, 1979) do estado da Bahia foi calculado a partir de médias mensais de NDVI obtidas durante 18 anos de observação (1982 a 2000), disponíveis em <<http://edit.csic.es/Soil-Vegetation-LandCover.html>>, com o Raster Calculator do ArcGis 9.3. Este índice avalia a integridade da vegetação, considerando que a área de estudo era originalmente coberta por florestas, pois quanto mais densa a cobertura vegetal, maior o índice. Os dados de ocorrência das Ponerinae aqui estudadas foram então organizados por classes de NDVI. As classes foram estabelecidas a partir do método de otimização de Jenks (BOS, 1973), o qual forma grupos internamente homogêneos e assegura a heterogeneidade entre classes. Em seguida, os dados agrupados por classe de NDVI foram usados para construção de uma matriz de similaridade, com base no índice de Bray-Curtis, e submetidos a análises de agrupamento (cluster) e escalonamento multidimensional (MDS), com o software Primer 6 (Figura 30.1).

Apesar de alguns vieses devido à localização dos pontos de amostragens não regularmente distribuídos na região originalmente coberta pela

FIGURA 30.1 - Análise de agrupamento (cluster) e Escalonamento Multidimensional (MDS) realizados a partir da distribuição dos dados conservados na coleção CPDC e referentes a 34 espécies e morfoespécies de Ponerinae do sudeste da Bahia (*Pachycondyla* sensu Bolton, 2003, atualmente distribuídas entre os gêneros *Cryptopone*, *Mayaponera*, *Neoponera*, *Pachycondyla*, *Pseudoponera* e *Rasopone*) por classes do Índice Normalizado de Vegetação (NDVI), com base no índice de similaridade de Bray-Curtis.



Mata Atlântica, os resultados (Figura 30.1) apontam que essas formigas distribuem-se preferencialmente em áreas com cobertura vegetal mais fechada, tais como florestas (floresta de restinga, floresta ombrófila densa, florestas estacionais decíduas e semidecíduas) ou agroflorestas do tipo cacauais, determinados tipos de cafezais ou, ainda, cultivos consorciados (DELABIE et al., 2013). Tudo indica que a conservação de áreas com cobertura de tipo florestal que se assemelhem à vegetação original é determinante para a preservação desse grupo de formigas (estendemos a generalização das observações realizadas com essas Ponerinae a todas as poneromorfas). Considerando que a grande maioria dessas formigas é predadora, algumas delas extremamente especializadas,

elas se tornam muito dependentes dos estratos da vegetação onde predominam suas presas potenciais, que são, em geral, muito mais abundantes na serapilheira ou no subsolo (ver DELABIE et al., 2000, 2007). A eliminação drástica ou a erosão parcial desse estrato rico em matéria orgânica em decomposição, sementes ou plântulas, é provocada, em diversos graus de intensidade, pelo uso das áreas para fins agrícolas, raleamento da floresta para o cultivo tradicional do cacaueteiro, pela extração de madeira, pisoteamento pelo gado ou mesmo perturbações de origem humana como o fogo “controlado” ou não, além do forrageamento de aves domésticas e suínos na proximidade de estabelecimentos humanos (casas de trabalhadores rurais, por exemplo) (SCHROTH et al., 2011;

CASSANO et al., 2014). Tudo isso contribui com a diminuição dos recursos disponíveis para as guildas de formigas predadoras, às quais pertencem as poneromorfas ou ainda as formigas-de-correição (DELABIE et al., 2007; SCHROTH et al., 2011; BRANDÃO et al., 2012), com drásticas consequências sobre as populações que vão diminuindo e se isolando, sem que as consequências dessa degradação ambiental atual e em processo de aceleração sobre a diversidade biológica sejam ainda plenamente compreendidas.

Poneromorfas e invasões biológicas

Paralelamente às questões anteriormente mencionadas, as invasões biológicas, como fatores maiores capazes de desequilibrar a biota, têm requerido a atenção dos conservacionistas, sobretudo nos últimos 30 anos (ver, por exemplo, SAX et al., 2005; PASCAL et al., 2006; para as formigas: HOLWAY et al., 2002). Há mais de uma centena de espécies de formigas (MCGLYNN, 1999) envolvidas nesses processos e as que têm exigido maior atenção são as Dolichoderinae (por exemplo, *Linepithema humile*, *Tapinoma melanocephalum* e *Technomyrmex difficilis*), Formicinae (por exemplo, *Anoplolepis gracilipes*, *Brachymyrmex patagonicus* ou *Paratrechina longicornis*), Myrmicinae (por exemplo, *Pheidole megacephala*, *Monomorium pharaonis*, *Solenopsis invicta* ou *Wasmannia auropunctata*). Contudo, informações sobre poneromorfas introduzidas são escassas, embora várias espécies deste grupo tenham este potencial, ainda que discretamente. Podemos citar o único caso da formiga eurasiática *Hypoponera punctatissima* (ROGER, 1859) (DELABIE; BLARD, 2002) que ocorre em São Paulo. A africana *Palathotyreus tarsatus* (FABRICIUS, 1798) foi também sinalizada para São Paulo e Pará, mas esses registros são muito duvidosos (erro de rotulagem no primeiro caso e confusão com *Neoponera commutata*, no segundo) (MacKay; MacKay, 2010; <<http://www.antwiki.org/wiki/Palathotyreus>> consultado em 10/03/2015). *Brachyponera chinensis* (EMERY, 1895) e *Hypoconera ergatandria* (Forel, 1893) são exóticas na Região Neártica (a primeira, MACKAY; MACKAY, 2010) e no Caribe (a segunda, SEIFERT, 2013). Por sua vez, a mirmecofauna neotropical tem contribuído com poneromorfas introduzidas em outras regiões do planeta: *Gnamptogenys porcata*, *Hypoconera opaciceps*, *Odontomachus*

haematodus, *Pseudoponera stigma*, citando somente as espécies neotropicais que ocorrem em outras regiões biogeográficas e apontadas por McGlynn (1999) (excluindo as que ocorrem na Flórida ou no Caribe, além das áreas distintas da própria Região Neotropical). Não há nenhuma evidência de que essas poneromorfas exóticas apresentem características biológicas típicas das demais formigas invasoras mais agressivas, tais como a baixa agressividade intracolônial, poliginia, dominância ecológica e facilidade de dispersão, características estas que levaram essas formigas a receber a designação de “tramp ants” (formigas vagabundas) (PASSERA, 1994). Eventuais interações entre as poneromorfas invasivas e os organismos nativos (incluindo outras formigas) ainda estão para serem estudadas e não podem ser ignoradas numa visão conservacionista.

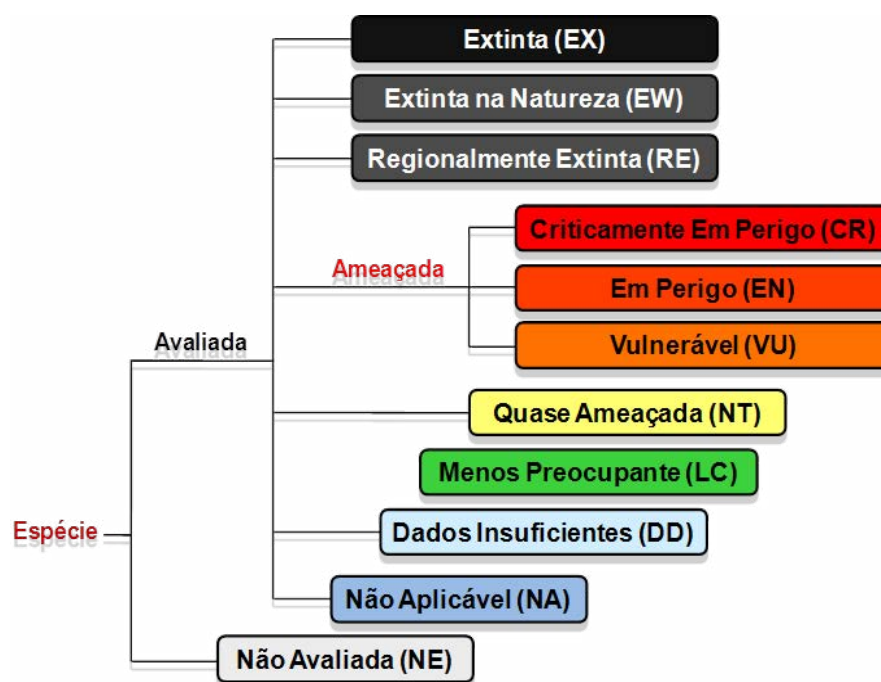
Crítérios da IUCN para conservação da diversidade biológica e as poneromorfas categorizadas com ameaçadas no Brasil

Para a análise do estado de conservação da fauna, tanto no processo nacional, quanto nos estaduais, utilizam-se os critérios da União Internacional de Conservação da Natureza - IUCN (www.iucn.org), que, basicamente, se apoiam em dados sobre variações na distribuição e populações e as ameaças existentes. A IUCN é a primeira organização não governamental global e, entre outras linhas de atuação, avalia o estado de conservação de espécies há mais de 50 anos. Seus critérios e categorias estabelecidos para este fim são internacionalmente utilizados e reconhecidos (IUCN, 2014).

Qualquer espécie pode ser enquadrada nas categorias IUCN (Figura 30.2). A primeira subdivisão se refere a se a espécie foi ou não avaliada. Tendo sido avaliada, caso não tenha dados suficientes para uma análise de risco adequada, é enquadrada na categoria “Dados Deficientes” (DD). Caso os dados sejam suficientes para uma análise de risco, existe uma categorização que vai do menor ao maior risco, ou seja, LC (“Least Concern” ou pouco preocupante), NT (“Near Threatened” ou quase ameaçada), passando pelas categorias de ameaça (VU “Vulnerável”, EN “Em Perigo” e CR “Críticamente em Perigo”), seguida por EX “Extinta”.

É importante atentar ao fato de que, em decorrência das análises de estado de conservação, espécies são frequentemente categorizadas como “Deficientes de Dados” (DD) em análises nacionais

FIGURA 30.2 - Estrutura das categorias utilizadas em nível regional, para avaliação de risco de extinção de espécies. (Traduzido de IUCN, 2010). As categorias Não Aplicável (NA) e Regionalmente extinta (RE) são aplicáveis apenas para análises regionais (sub globais).



e estaduais. Esta categoria indica que não há dados disponíveis suficientes para avaliar o grau de risco ao qual as espécies estão submetidas. Sendo assim, na análise conclui-se que é plausível que a espécie pode estar tanto numa situação de baixo risco, como sob um grau elevado de ameaça. Portanto, espécies DD são consideradas prioritárias para a pesquisa.

São cinco os grupos de critérios utilizados para categorizar os graus de ameaça:

- a. Redução do tamanho da população;
- b. Distribuição geográfica;
- c. População pequena e em declínio;
- d. População muito pequena e restrita;
- e. Análises quantitativas.

Os processos nacionais e estaduais têm se fundamentado, para a maior parte das espécies, nos dados de distribuição e habitat, uma vez que dados sobre tamanho populacional estão disponíveis apenas para uma pequena parte das espécies. Sendo assim, uma das informações mais relevantes para as avaliações de risco são as de distribuição das espécies e disponibilidade e perda de habitat.

Além da avaliação de risco, os processos de avaliação do estado de conservação são utilizados para identificar locais prioritários para conservação,

monitorar as mudanças de estado na biodiversidade e fundamentar as políticas de conservação da biodiversidade (RODRIGUES et al., 2006). Além disso, é importante que os resultados das análises de risco também fomentem políticas de ciência e tecnologia, uma vez que apontam hiatos de conhecimento para uma avaliação fundamentada do estado de conservação da fauna, criando demandas de investimentos para viabilizar a avaliação de risco de espécies pouco conhecidas.

Outro fator importante, e o primeiro a ser considerado em qualquer avaliação de risco, é a segurança taxonômica. Esta é a primeira questão discutida antes das análises de distribuição, populações e ameaças. As orientações da IUCN apontam que espécies com incertezas taxonômicas devem ser consideradas deficientes de dados (IUCN, 2014). Existe, então, um crescente esforço em avaliar o estado de conservação das poneromorfias, mas isso torna explícita a necessidade de mais estudos taxonômicos, organização e ampliação dos bancos de dados de distribuição, assim como de pesquisas básicas para que possamos ter uma visão adequada do estado de conservação dessas formigas no Brasil.

No Brasil, a primeira iniciativa de avaliação do estado de conservação de Ponerinae, e mesmo de formigas como um todo, foi feita pelo CEPEC e pela UESC, em 2000, através de um financiamento

obtido junto à Zoological Society of Chicago, viabilizado através do Grupo de Especialistas em Insetos Sociais da IUCN. Este trabalho inicial possibilitou a organização e geração de novas informações sobre *Dinoponera lucida* Emery 1901. Esta espécie foi o alvo da pesquisa inicial, pois os dados disponíveis já indicavam uma situação de risco. Através destes primeiros dados organizados e da participação do mesmo grupo de pesquisa no processo de elaboração da lista nacional de espécies ameaçadas, determinou-se a inclusão de *D. lucida* na lista de espécies ameaçadas do Brasil em 2003, enquanto *Simopelta minima* (BRANDÃO, 1989) (Figura 30.3) foi dada como extinta, na Instrução Normativa 003, de 2003 (BRASIL-MMA, 2003) (ver comentário a seguir). Paralelamente, em 2001, no XV Encontro de Mirmeecologia, realizado em Londrina, PR, foi organizado um workshop sobre formigas ameaçadas com o objetivo de apresentar e discutir a questão da avaliação de estado de conservação de Formicidae. Desde então, o grupo vem sendo incluído em processos de avaliação do estado de conservação da biodiversidade tanto nacionais quanto estaduais.

No recentemente finalizado processo nacional de avaliação do estado de conservação da fauna, 95 espécies de formigas foram avaliadas, entre elas 30 poneromorfas. Como resultado deste processo, 13 espécies de formigas constam da lista nacional dentre as 1.173 espécies ameaçadas de extinção do Brasil, entre elas uma Amblyoponinae [*Stigmatomma cleae* Delabie 2002, critério CR da IUCN] (Figura 30.7); uma Ectatomminae [*Gnamptogenys wilsoni* Lattke 2007, EN] (Figura

30.6) e duas Ponerinae [*Anochetus oriens* Kempf, 1964, VU (Figura 30.4); *Dinoponera lucida* Emery 1901, em (Figura 30.5)] (Portaria ICMBio 444/2014). Por sua vez, *Simopelta minima* (Figura 30.3) foi retirada da lista oficial por ter sido reencontrada em uma área de reserva situada no município de Viçosa, MG, a mais de 1.000 km da localidade original (Ilhéus, BA) para a qual se acreditava até então que ela estivesse restrita (BRANDÃO et al., 2008). Essa espécie foi, então, avaliada pela comissão como DD (Dados insuficientes, segundo os critérios da IUCN).

Reproduzimos a seguir as justificativas produzidas pelo grupo de especialistas para avaliação de risco de Formicidae para as categorias de risco e critérios utilizados para inserir na lista vermelha nacional as quatro espécies de poneromorfas categorizadas como ameaçadas pelos critérios IUCN no Brasil (ICMBio, 2014):

***Anochetus oriens* Kempf, 1964 (Figura 30.4)**

Vulnerável – VU B1 ab(iii)

Anochetus oriens é endêmica do Brasil, conhecida de três localidades, uma no Espírito Santo, na REBIO de Sooretama, e duas no estado da Bahia, nos municípios de Castro Alves e Jussari. A área inserida na Extensão de Ocorrência da espécie, calculada em 8.700km², encontra-se intensamente fragmentada devido ao uso do solo pela agricultura, pecuária, silvicultura, urbanização e poluição. Portanto, a população está severamente fragmentada e

FIGURA 30.3 - Operária de *Simopelta minima* (BRANDÃO, 1989), parátipo, Ilhéus (BA). Dada como extinta em 2003, ela foi reencontrada em 2008 em Viçosa (MG). Imagem: Juliana Martins da Silva-Freitas.



existe um declínio continuado da qualidade do habitat. Dessa forma, *A. oriens* foi categorizada como Vulnerável – VU, pelos critérios B1ab(iii).

***Dinoponera lucida* Emery 1901 (Figura 30.5)**

Em Perigo – EN B2 ab (ii,iii,iv)

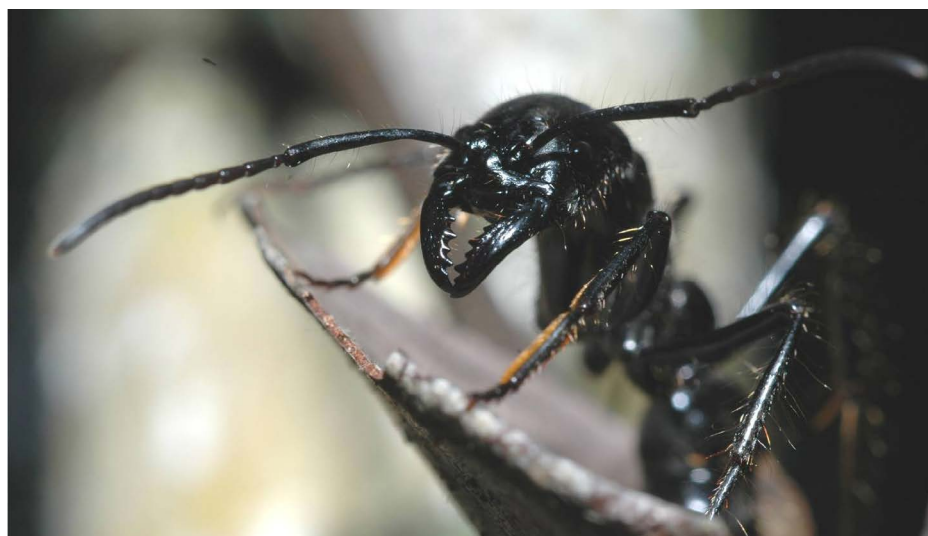
Dinoponera lucida é uma espécie endêmica do Corredor Central da Mata Atlântica, que se estende do sul da Bahia até o Espírito Santo

e ocupa pequenas áreas de floresta isolada do leste de Minas Gerais. A área de ocupação foi calculada em 156 km², e a fragmentação de habitat, em decorrência da ação antrópica (agricultura, silvicultura, produção de carvão, pecuária) resulta no isolamento de populações, visto que elas se tornam incapazes de colonizar a distância. O sistema de reprodução da espécie agrava a situação de conservação, pois as novas colônias são produzidas a partir da fissão de colônias estabelecidas, tornando sua distribuição

FIGURA 30.4 - Operária de *Anochetus oriens* Kempf, 1964, Guaratinga (BA). Imagem: Juliana Martins da Silva-Freitas.



FIGURA 30.5 - Operária de *Dinoponera lucida* Emery 1901, Barrolândia, Belmonte (BA). Imagem: Maurice Leponce.



agregada e aumentando as taxas de endogamia entre colônias. Isso tem levado a extinções locais da espécie (subpopulações), principalmente no sul da Bahia e no nordeste de Minas Gerais, onde a perda e a fragmentação de habitat são mais expressivas. Portanto, *D. lucida* foi categorizada como Em Perigo – EN, pelos critérios B2 ab (ii,iii,iv).

***Gnamptogenys wilsoni* Lattke 2007 (Figura 30.6)**

Em Perigo – EN B2ab(iii)

Gnamptogenys wilsoni é endêmica do Brasil, conhecida por dois exemplares capturados em Ilhéus, na Bahia. Apesar das intensas amostragens realizadas na região, não há registros de sua presença nos últimos dez anos e, portanto, sua distribuição continua restrita à área do CEPEC (Centro de Estudos de Pesquisas do Cacau), resultando em uma área de ocupação menor que 20km². A alteração no manejo dos cacauais gera uma variedade de efeitos negativos às populações de formigas, como utilização de fungicidas, que

alteram a taxa de decomposição da serapilheira. Além disso, ocorre a diminuição no sombreamento e consequentemente do efeito de floresta que os cacauais exercem, e isso também aumenta o impacto de chuvas, bem como a amplitude térmica ao nível do solo. Considerando a única localização, a área de ocupação menor que 20km², a existência de ameaça e declínio de qualidade de habitat, *G. wilsoni* foi categorizada como Em Perigo (EN) segundo o critério B2ab(iii).

***Stigmatomma cleae* Delabie 2002 (Figura 30.7)**

Criticamente em perigo - CR B1ab(iii)+2ab(ii, iii)

Stigmatomma cleae é conhecida apenas da localidade-tipo, no centro-sul baiano, em Itororó/BA. O único registro foi realizado em 2002, e apesar dos frequentes esforços de coleta nas áreas apropriadas à sobrevivência da população e com utilização dos métodos de coleta adequados, a distribuição não foi ampliada. Além disso, é uma espécie facilmente identificável. O registro foi realizado apenas em fragmentos de mata estacional decidual

FIGURA 30.6 - Operária de *Gnamptogenys wilsoni* Lattke 2007, Ilhéus (BA).
Imagem: Juliana Martins da Silva-Freitas



FIGURA 30.7 - Operária de *Stigmatomma cleae* Delabie 2002, Itororó (BA).
Imagem: Juliana Martins da Silva-Freitas



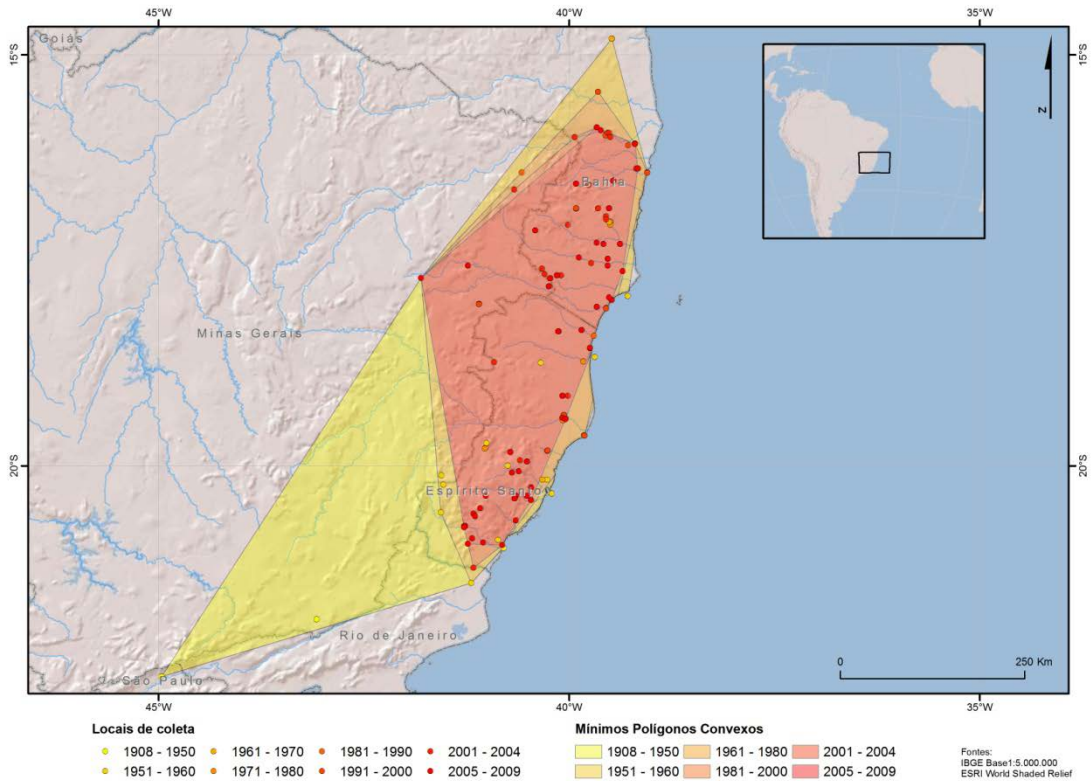
do bioma Mata Atlântica, que sofre intensa conversão por pecuária (formação de pastagens), que remove a vegetação nativa, ocasionando fragmentação severa da população, restando, portanto, uma área de ocupação menor que 10km², com declínio continuado da qualidade do habitat. Portanto, *S. cleae* foi categorizada como Criticamente em Perigo - CR pelos critérios **B1ab(iii)+2ab(ii,iii)**.

Estudo de caso: A perda histórica de habitat por *Dinoponera lucida* no Brasil

Os altos níveis de fragmentação e degradação do habitat de *D. lucida* são fatos relevantes para a mobilidade da espécie, especificamente devido às particularidades inerentes a sua biologia, visto que esta espécie não possui fêmeas aladas, o que limita a capacidade de dispersão de suas populações. Desta forma, a baixa densidade populacional da *D. lucida* aliada à sua distribuição geográfica – restrita à Mata Atlântica – vêm implicando em grande risco de extinção para a espécie, já que o tamanho total de sua população é relativamente pequeno. É evidente a diminuição do seu habitat devido à pressão antrópica. Decorrente desses problemas, a distribuição de *D. lucida* vem passando por um processo de regressão geográfica (Figura 30.8, construída a partir de dados de coleções e observações recentes, agrupados por décadas de coleta. Os grupos foram usados para estimativas de distribuição em épocas pretéritas pelo método dos

Mínimos Polígonos Convexos (JENNRICH; TURNER, 1969). Os resultados foram sobrepostos no SIG para gerar um cenário da variação da distribuição potencial de *D. lucida* ao longo do tempo). A espécie já alcançou no sul o Vale do Ribeira, no estado de São Paulo, e o sul do estado de Minas Gerais onde era conhecida até o início do século XX; ao norte, era encontrada pelo menos até o município de Jussari até a década de 1960 (Figura 30.8). Em 2015, a espécie ocorre somente no sul e extremo sul da Bahia, em algumas áreas isoladas do leste do estado de Minas Gerais e na metade norte do estado do Espírito Santo, na área correspondente ao corredor central da Mata Atlântica. O mapa mostra que a distribuição atual divide-se em duas regiões de maior ocorrência: a formiga ainda mantém uma população considerável na metade norte do estado do Espírito Santo; no sul da Bahia, as populações já foram localmente extintas ou são atualmente extremamente fragmentadas, uma vez que o uso da terra tem passado por uma evolução que, decisivamente, tem implicado em alterações significativas na cobertura vegetal e, consequentemente, contribuído para diminuir ou acelerar a fragmentação do habitat de *D. lucida*. Nessas regiões e mais localmente no norte do Espírito Santo, o principal problema é o desmatamento resultante da instalação de projetos agroflorestais como o cultivo de *Eucalyptus* spp. Nessas áreas, as perspectivas de extinções locais em curto prazo são extremamente grandes.

FIGURA 30.8 – Polígono delineando a distribuição pretérita e atual de *Dinoponera lucida* nos estados da Bahia, Espírito Santo, Minas Gerais e São Paulo, margeando a costa do Oceano Atlântico (adaptado de PEIXOTO et al., 2010)



Consequências das mudanças climáticas sobre as poneromorfas - Estudo de caso: *Dinoponera lucida*

As mudanças climáticas são atualmente consideradas uma das principais ameaças à biodiversidade no planeta. No entanto, em função da complexidade da sua abordagem e da falta de políticas públicas que focalizam esses problemas, as mudanças climáticas ainda não são explicitamente inseridas nos métodos de avaliação de risco, tais como os definidos pela IUCN. Os dados médios globais da temperatura da superfície da Terra mostram um aquecimento de 0,85°C (0,65-1,06°C) entre 1880 e 2012. Esse aumento, por sua vez, é relativamente pequeno se comparado às projeções de aquecimento para o século XXI. De acordo com as projeções do quarto relatório do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC), a temperatura média global poderá subir em 5°C até o ano de 2100 (IPCC 2014). O aquecimento global poderá conduzir a uma perda total ou parcial das espécies e as mais afetadas serão aquelas com distribuições limitadas e as mais especializadas em termos de exploração de recursos (MALCOLM E MARKHAM, 2000; SIQUEIRA, 2005).

Muito tem se falado sobre o efeito das mudanças climáticas na biodiversidade (ARAUJO; RAHBK, 2006; HAMPE; PETIT, 2005; HELLER; ZAVALTA, 2009; THOMAS, 2014) e já existem estudos relacionando essas mudanças sobre a biologia e distribuição de diversas espécies de Formicidae, em particular invasivas (ROURA-PASCUAL et al., 2004; SUTHERST; MAYWALD, 2005; DUNN et al., 2009, BERTELSMEIER et al., 2013, por exemplo). Ainda, alguns estudos citam possíveis influências destas mudanças em poneromorfas (LARSEN et al., 2011), mas ainda são necessários estudos que relacionem diretamente os impactos destas mudanças na conservação destas formigas.

A modelagem computacional é uma ferramenta que está sendo bastante utilizada nos estudos dos efeitos das mudanças climáticas na distribuição espacial da diversidade biológica. Os modelos fornecem informações sobre as possibilidades de determinada espécie se extinguir; ou sobre os prováveis locais para onde estas migrarão de acordo com as alterações do clima (SIQUEIRA; DURIGAN 2007).

Entre as Ponerinae, *Dinoponera lucida* apresenta características que a colocam como uma espécie potencialmente afetada pelas mudanças

climáticas, isto se dá pelo fato desta espécie ser endêmica da Mata Atlântica, com distribuição limitada ao sul da Bahia, norte do Espírito Santo, e fragmentos localizados no nordeste de Minas Gerais, além de apresentar demandas específicas de habitat (CAMPIOLO; DELABIE, 2008). Recentemente, essa espécie foi categorizada como “Em Perigo”, em função da disponibilidade e fragmentação de seu habitat (Portaria ICMBio 444/2014). Em função da disponibilidade de dados sobre esta espécie, ela foi utilizada em um estudo de caso sobre o impacto das mudanças climáticas na conservação de Ponerinae, através de modelos capazes de fornecer informações sobre a distribuição preditiva de *Dinoponera lucida*, de modo que sejam analisados os possíveis efeitos das mudanças climáticas na sua distribuição.

Foram utilizados registros de ocorrência de *Dinoponera lucida* obtidos a partir de dados de museus e da literatura, completados por uma checagem de campo, permitindo a elaboração de uma base de dados fornecendo uma visão mais completa da distribuição pretérita e atual da formiga. Foi verificada também a ocorrência de erros de omissão e sobreprevisão. Os erros de omissão são pontos considerados de ausência potencial, mas em que a espécie ocorre efetivamente, enquanto os erros de sobreprevisão correspondem a pontos potenciais de ocorrência quando, na verdade, a espécie não está presente (LEITE, 2006). As situações potencialmente mais graves ocorrem nos erros de omissão (MATOS, 2010). Já os erros de sobreprevisão não são considerados tão graves, pois a área de ocorrência prevista pelo modelo pode ser adequada à espécie, embora não tenha sido plenamente amostrada, uma vez que fatores topológicos e biológicos podem impedir que a espécie ocupe integralmente a região (PIO, 2010; GIOVANELLI et al., 2008).

Os dados sobre o clima pretérito, atual e futuro foram obtidos a partir do banco de dados Worldclim, versão 1.4, que é baseado em condições climáticas registradas em cerca de 50.000 locais para a precipitação e 25.000 locais para a temperatura entre 1900 e 1950, 1950 e 2000, 2000 e 2050 (<http://www.Worldclim.org>; HIJMANS et al. 2005).

As variáveis ambientais utilizadas foram obtidas a partir da base de dados do Worldclim: temperatura média anual, variação diurna média, isothermalidade, sazonalidade de temperatura, temperatura máxima no período mais quente,

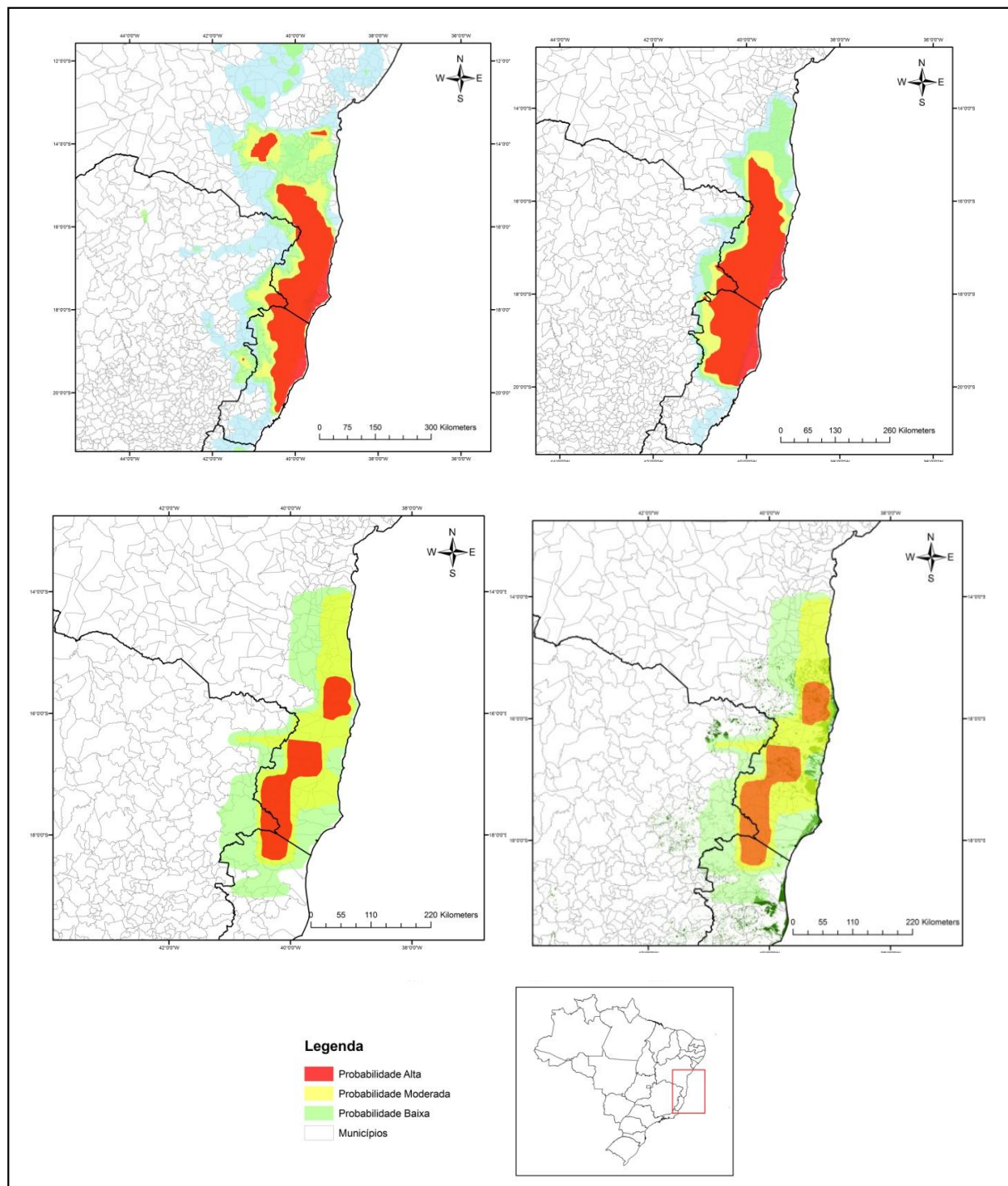
temperatura mínima no período mais frio, variação de temperatura anual, temperatura média no trimestre mais úmido, temperatura média no trimestre mais seco, temperatura média no trimestre mais quente, temperatura média no trimestre mais frio, precipitação anual, precipitação no período mais úmido, precipitação no período mais seco, sazonalidade da precipitação, precipitação no trimestre mais úmido, precipitação no trimestre mais seco, precipitação no trimestre mais quente, precipitação no trimestre mais frio.

Os registros de ocorrência da espécie associados às bases ambientais foram usados para modelar a sua distribuição geográfica potencial aplicando o GARP (STOCKWELL, 1999). Foram selecionados registros de ocorrência da espécie datados a partir de 1950, em função da disponibilidade de dados climáticos para o mesmo período. Para a modelagem, foi utilizado o openModeller, um ambiente computacional para a geração de modelos de distribuição potencial de espécie (openModeller, 2008, disponível em <http://openmodeller.sourceforge.net/>). Para validar os modelos gerados foi utilizada a estatística AUC (*area under curve*). AUC consiste na área sob a curva obtida através do gráfico receptor-operador (ROC-plot). Essa área é tomada como uma medida de acurácia do modelo e caracteriza o seu desempenho (FIELDING; BELL, 1997; PHILIPS et al., 2006). Quanto mais próximas de 1,0 e mais distante de 0,5 for a área sob a curva, maior será a acurácia do modelo (ELITH; LEATHWICK, 2007).

Para verificar se as distribuições potenciais atual e pretérita corroboram a distribuição conhecida, os modelos gerados foram sobrepostos ao mapa de municípios brasileiros (IBGE). Em seguida, os mapas de distribuição futura foram sobrepostos ao mapa da cobertura florestal da Mata Atlântica (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA e INPE, 2014) para verificar se, no futuro, *D. lucida* estará incluída nos remanescentes de Mata Atlântica. Posteriormente, foi verificado o total de área de distribuição potencial perdida e se houve modificação na ocupação para locais de altitudes mais elevadas.

De acordo com os resultados de desempenho através da estatística AUC, os modelos apresentaram desempenho satisfatório para o passado, presente e futuro. O valor de AUC foi de 0,98 para a distribuição pretérita (Figura 30.9a). Isso demonstrou que a área de distribuição era maior do que

Figura 30.9 – Mapas da distribuição de *D. lucida* sobrepostos ao mapa de municípios brasileiros gerados pelo GARP: a) Mapa de distribuição potencial pretérita; b) Mapa de distribuição potencial presente; c) Mapa de distribuição potencial futura; d) Mapa da distribuição futura sobreposto ao mapa de remanescentes florestais da Mata Atlântica.



a atual (Figura 30.9b) e corrobora a distribuição conhecida passada de *D. lucida*, exceto pelo fato de que tanto para o presente quanto para o passado o GARP apresentou erro de sobreprevisão, apontando áreas em que a espécie tem potencial para ocorrer, devido às condições climáticas favoráveis a sua instalação. Deste modo, este modelo mostrou melhor desempenho para representar a distribuição potencial de *D. lucida*.

De acordo com os mapas gerados pelo algoritmo, observou-se que a área de distribuição potencial de *D. lucida* será reduzida em 2050. O mapa gerado pelo GARP (Figura 9c) mostra ainda que além da redução, as áreas próximas ao litoral deixarão de ser ocupadas.

Ao sobrepor os mapas de projeções futuras ao mapa atual de remanescentes da Mata Atlântica (Fig. 9d), foi possível verificar que *D. lucida* não estará fortemente dissociada aos remanescentes florestais. Deve-se considerar que essa situação tem tendência ainda a piorar, em vista que o desmatamento continua, apesar das menores taxas. Além disso, grande parte das Unidades de Conservação onde a espécie ocorre situa-se na faixa litorânea, a qual não deverá mais abrigar a espécie em função das mudanças climáticas. O processo de regressão geográfica de *D. lucida* estará cada vez mais relacionado à destruição do seu habitat original com o isolamento das populações, resultando na redução cada vez mais acentuada de suas áreas de ocorrência natural (CAMPIOLO; DELABIE 2008; COIMBRA-FILHO; CÂMARA, 1996).

Nos modelos de distribuição potencial futura, regiões com altitudes de até 1200m foram apontadas como locais ideais para a permanência de *Dinoponera lucida*. Porém, a colonização dessa espécie parece limitada a altitudes de até 800m, mesmo que existam próximos aos locais conhecidos de ocorrência dessa espécie fragmentos florestais em excelente estado de conservação (PEIXOTO et al., 2010). Comparando os modelos de distribuição potencial presente e distribuição potencial futura, gerados pelo GARP, estimou-se que o percentual da área perdida foi de 62%. Os modelos apresentaram resultados tecnicamente satisfatórios para avaliar a distribuição de *Dinoponera lucida* e sugerem que a área de distribuição da espécie deverá ser afetada pelas mudanças climáticas globais, com redução da mesma. Além disso, áreas próximas ao litoral também deixarão de ser adequadas para essa espécie.

Referências

- ARAÚJO, M.B.; RAHBEEK, C. How does climate change affect biodiversity? **Science**, v. 313, n. 5792, p. 1396, 2006.
- BERTELSMEIER, C.; GUÉNARD, B.; COURCHAMP, F. Climate change may boost the invasion of the Asian needle ant. **PloS One**, v. 8, n. 10, p. e75438, 2013.
- BRANDÃO, C. R. F.; FEITOSA, R. M.; SCHMIDT, F. A. & SOLAR, R. R. D. C. Rediscovery of the putatively extinct ant species *Simopelta minima* (Brandão) (Hymenoptera, Formicidae), with a discussion on rarity and conservation status of ant species. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 52, n. 3, p. 480-483, 2008.
- BRANDÃO, C. R. F.; SILVA, R. R.; DELABIE, J. H. C. Neotropical ants (Hymenoptera) functional groups: nutritional and applied implications. In: PANIZZI, A.R.; PARRA, J.R.P. **Insect Bioecology and Nutrition for Integrated Pest Management**, Boca Raton: CRC Press e EMBRAPA, 2012. p. 213-236.
- BOS, E. S. **Cartographic Principles in Thematic Mapping**. ITC, The Netherlands. 1973.
- CAMPIOLO, S.; DELABIE, J. H. C. *Dinoponera lucida* Emery 1901. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Biodiversidade, 2008. 388-389
- CASSANO, C. R.; SCHROTH, G.; FARIA, D.; DELABIE, J. H.; BEDE, L.; OLIVEIRA, L. C.; MARIANO-NETO, E. Desafios e recomendações para a conservação da biodiversidade na região cacauceira do sul da Bahia. **Boletim Técnico CEPLAC/CEPEC** nº 205. 2014. 54p.
- COIMBRA FILHO, A. F. **Os Limites Originais do Bioma Mata Atlântica na Região Nordeste do Brasil**. Rio de Janeiro: FBCN, 1996. 86 p.
- DELABIE, J. H. C.; AGOSTI, D.; NASCIMENTO, I. C. Litter ant communities of the Brazilian Atlantic rain forest region. In: AGOSTI, D.; MAJER, J.; ALONSO, L.; SCHULTZ, T. (Eds.) **Sampling Ground-dwelling Ants: Case Studies from the World's Rain Forests**. Australia: Curtin University of Technology School of Environmental, Biology Bulletin, n. 18, p. 1-17. 2000.
- DELABIE, J. H. C.; BLARD, F. The tramp ant *Hypoconerops punctatissima* (Roger) (Hymenoptera: Formicidae: Ponerinae): new records from the southern hemisphere. **Neotropical Entomology**, v. 31, n. 1, p. 149-151, 2002.

- DELABIE, J. H. C.; JAHYNY, B.; NASCIMENTO, I. C.; MARIANO, C. S.; LACAU, S.; CAMPIOLO, S.; PHILPOTT, S. M.; LEPONCE, M. Contribution of cocoa plantations to the conservation of native ants (Insecta: Hymenoptera: Formicidae) with a special emphasis on the Atlantic Forest fauna of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 8, p. 2359-2384, 2007.
- DELABIE, J. H. C.; SANTOS, R. J.; CARMO, A. F. R.; MATOS, I. S.; STRENZEL, G. M. R.; MARIANO, C. S. F. Regional diversity and resource use in the ant genus *Pachycondyla* in southeastern Bahia, Brazil (Hymenoptera; Formicidae: Ponerinae). In: **5th Central European Workshop of Myrmecology**, Abstract. Austria, 2013. p. 72
- DUNN, R. R., D. AGOSTI, A. N. ANDERSEN, X. ARNA, C. A. BRUHL, X. CERDA, A. M. ELLISON, B. L. FISHER, M. C. FITZPATRICK, H. GIBB, N. J. GOTELLI, A. D. GOVE, B. GUENARD, M. JANDA, M. L. E. KASPARI, E. J. LAURENT, J.-P. LESSARD, J. T. LONGINO, J. D. MAJER, S. B. MENKE, T. P. MCGLYNN, C. L. PARR, S. M. PHILPOTT, M. PFEIFFER, J. RETANA, A. V. SUAREZ, H. L. VASCONCELOS, M. D. WEISER & N. J. SANDERS Climatic drivers of hemispheric asymmetry in global patterns of ant species richness. **Ecology Letters**, v. 12, n. 4, p. 324-333, 2009.
- ELITH, J.; LEATHWICK, J. Predicting species distributions from museum and herbarium records using multiresponse models fitted with multivariate adaptive regression splines. **Diversity and Distributions**, v. 13, n. 3, p. 265-275, 2007.
- ELITH, J.; GRAHAM, C. H.; ANDERSON, R.; DUDI, K. 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. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, v. 29, n. 2, p. 129-151, 2006.
- FIELDING, A. H.; BELL, J. F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental Conservation**, v. 24, n. 1, p. 38-49, 1997.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica Período 2012-2013 Relatório Técnico**, São Paulo, 2014.
- GIOVANELLI, J. G. R.; ARAUJO, C. O.; HADDAD, C. F. B.; ALEXANDRINO, J. Modelagem do nicho ecológico de *Phyllomedusa ayeaye* (Anura: Hylidae): previsão de novas áreas de ocorrência para uma espécie rara. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 3, n. 2, p. 59-65, 2008.
- HAMPE, A.; PETIT, R. J. Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. **Ecology Letters**, v. 8, n. 5, p. 461-467, 2005.
- HELLER, N. E.; ZAVALETA, E. S. Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. **Biological Conservation**, v. 142, n. 1, p. 14-32, 2009.
- HIJMANS, R. J., CAMERON, S. E., PARRA, J. L., JONES, P. G.; JARVIS, A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 25, n. 15, p. 1965-1978, 2005.
- HOLWAY, D. A.; LACH, L.; SUAREZ, A. V.; TSUTSUI, N. D.; CASE, T. J. The causes and consequences of ant invasions. **Annual Review of Ecology and Systematics**, p. 181-233, 2002.
- ICMBio. Lista de espécies ameaçadas da fauna brasileira, 2014. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies>>; Acessado em 11 mar 2015, 03:46:12.
- IUCN. **Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0**. Prepared by the IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K. 2010
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 11. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>>. Acesso em: 09 mar. 2014, 11:14:30.
- IPCC, 2014: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. **Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change** [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1132 pp
- JENNRICH, R. I.; TURNER, F. B. Measurement of non-circular home range. **Journal of Theoretical Biology**, v. 22, n. 2, p. 227-237. 1969. doi: 10.1016/0022-5193(69)90002-2.

- LARSEN, T. H.; ESCOBAR, F.; ARMBRECHT, I. Insects of the tropical Andes: diversity patterns, processes and global change. In: In S. K. Herzog, R. Martinez, P. M. Jorgensen, and H. Tiessen. (Eds.) **Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes**. Inter-American Institute of Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE), São José dos Campos and Paris, p. 228-244, 2011.
- LEITE, L. O. **Análise de Endemismo, Variação Geográfica e Distribuição Potencial das Espécies de Aves Endêmicas do Cerrado**. Tese (Doutorado em Biologia Animal). Brasília: UNB, 2006.
- MACKAY, W. P.; MACKAY, E. **The Systematics and Biology of the New World Ants of the Genus *Pachycondyla***. Lewiston: Edwin Mellen Press, 2010.
- MALCOLM, J. R.; MARKHAM, A. **Global warming and terrestrial biodiversity decline**. WWF, 2000.
- MARQUES-SILVA, S.; MATIELLO-GUSS, C. P.; DELABIE, J. H. C.; MARIANO, C. S. F.; ZANUNCIO, J. C.; SERRA, J. E. Sensilla and secretory glands in the antennae of a primitive ant: *Dinoponera lucida* (Formicidae: Ponerinae). **Microscopy Research and Technique**, v. 69, n. 11, p. 885-890, 2006.
- MATOS, R. S. **Avaliação das Ferramentas de Modelagem Preditiva de Nicho Fundamental para Espécies de Aves do Parque Estadual da Serra do Mar e Núcleo São Sebastião - SP**. 2010. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.
- McGLYNN, T. P. The worldwide transfer of ants: geographical distribution and ecological invasions. **Journal of Biogeography**, v. 26, n. 3, p. 535-548, 1999.
- MMA, Instrução Normativa N° 003, DE 26 DE MAIO DE 2003. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/sisbio/images/stories/instrucoes_normativas/IN_03_2003_MMA_FaunaAmeacada.pdf>. Acesso em: 09 mar 2014, 11:29:57.
- MMA, Portaria N° 444, DE 17 DE DEZEMBRO DE 2014, disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2014/p_mma_444_lista_esp%C3%A9cies_ame%C3%A7adas_extin%C3%A7%C3%A3o.pdf>. 2014 Acesso em: 09 mar 2014, 11:28:35. Openmodeller. Versão 1.5.0. Disponível em <<http://openmodeller.sourceforge.net>>. Acesso em 11/2014
- PASCAL, M.; LORVELEC, O.; VIGNE, J.-D. **Invasions Biologiques et Extinctions: 11000 ans d'Histoire des Vertébrés en France**. Paris: Quae Éditions, 2006. 350 p.
- PASSERA, L. Characteristics of tramp species. In: WILLIAMS, D.F. **Exotic ants: Biology, Impact, and Control of Introduced Species**, p. 23-43, Colorado: Westview Press. 1994.
- PEIXOTO, A. V., CAMPIOLO, S.; DELABIE, J. H. C. 2010. Basic ecological information about the threatened ant, *Dinoponera lucida* Emery (Hymenoptera: Formicidae: Ponerinae), aiming its effective long-term conservation. Pp. 183-213. In TEPPER, G.H. (Ed.). **Species Diversity and Extinction**. New York: Nova Science Publisher, Inc.. 2010.
- PEIXOTO, A. V.; CAMPIOLO, S.; LEMES, T. N.; DELABIE, J. H. C.; HORA, R. R. Comportamento e estrutura reprodutiva da formiga *Dinoponera lucida* Emery (Hymenoptera, Formicidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 52, n. 1, p. 88-94, 2008.
- PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, n. 3, p. 231-259, 2006.
- PIO, B. L. A. **Comparação da distribuição geográfica potencial do buriti, *Mauritia flexuosa* L. (Araceae), gerada por diferentes modelos preditivos**. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade de Brasília, Brasília, 2010.
- RODRIGUES, A. S., PILGRIM, J. D., LAMOREUX, J. F., HOFFMANN, M., & BROOKS, T. M. The value of the IUCN Red List for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, n. 2, p. 71-76, 2006.
- ROURA-PASCUAL, N., A. SUAREZ, C. GÓMEZ, P. PONS, Y. TOUYAMA, A. L. WILD, A. T. PETERSON. Geographical potential of Argentine ants (*Linepithema humile* Mayr) in the face of global climate change. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 271, n. 1557, p. 2527-2535, 2004.
- SAX, D. F.; STACHOWICZ, J. J.; GAINES, S. D. **Species Invasions: Insights into Ecology, Evolution and Biogeography**. Massachusetts: Sinauer Associates Incorporated, 2005. 495 p.
- SCHROTH, G.; FARIA, D.; ARAUJO, M.; BEDE, L.; VAN BAEL, S. A.; CASSANO, C. R.; OLIVEIRA L. C.; DELABIE, J. H. C. Conservation in tropical landscape mosaics: the case of the cacao landscape of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 8, p. 1635-1654, 2011.
- SEIFERT, B. *Hypoponera ergatandria* (Forel, 1893) – a cosmopolitan tramp species different from *H. punctatissima* (Roger, 1859) (Hymenoptera: Formicidae). **Soil Organisms**, v. 85, n. 3, p. 189-201, 2013.

SIQUEIRA, M. F. **Uso de modelagem de nicho fundamental na avaliação do padrão de distribuição geográfica de espécies vegetais**. Tese (Doutorado) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2005.

SIQUEIRA, M. F.; DURIGAN, G. Modelagem da distribuição geográfica de espécies lenhosas de cerrado no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 2, p. 233-243, 2007.

STOCKWELL, D. R. B. Genetic algorithms II. In: **Machine Learning Methods for Ecological Applications**. Springer US, p. 123-144, 1999.

SUTHERST, R. W.; MAYWALD, G. A climate model of the red imported fire ant, *Solenopsis invicta* Buren (Hymenoptera: Formicidae): implications for invasion of new regions, particularly Oceania. **Environmental Entomology**, v. 34, n. 2, p. 317-335, 2005.

THOMAS, C. D.; CAMERON, A.; GREEN, R. E.; BAKKENES, M.; BEAUMONT, L. J.; COLLINGHAM, Y. C.; ERASMUS, B.N.; SIQUEIRA, M.; GRAINGER, A.; HANNAH, L.; HUGHES, L.; HUNTLEY, B.; JAARVELD, A.S.; MIDGLEY, G.; MILES, L.; ORTEGA-HUERTA, M. A.; PETERSON, T.; PHILLIPS, O. L. & WILLIAMS, S. E. Extinction risk from climate change. **Nature**, v. 427, n. 6970, p. 145-148, 2004.

TUCKER, C. J. Red and Photographic Infrared Linear Combinations for Monitoring Vegetation. **Remote Sensing of Environment**, v.8, n. 2, p. 127-150. 1979.