



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GENÉTICA,
BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

**EFEITO DA HETEROGENEIDADE ESPACIAL NA ESTRUTURAÇÃO
DAS COMUNIDADES DE FORMIGAS NO ECÓTONO MATA ÚMIDA,
MATA DE CIPÓ (DOMÍNIO DA MATA ATLÂNTICA) E CAATINGA**

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

ANSELMO SANTOS SOUZA



Jequié-BA
Abril/ 2016

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



ANSELMO SANTOS SOUZA

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

**EFEITO DA HETEROGENEIDADE ESPACIAL NA ESTRUTURAÇÃO
DAS COMUNIDADES DE FORMIGAS NO ECÓTONO MATA ÚMIDA,
MATA DE CIPÓ (DOMÍNIO DA MATA ATLÂNTICA) E CAATINGA**



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, para obtenção do título de Mestre em Genética, Biodiversidade e Conservação.

Orientador: Prof^ª Dra. Ana Maria Waldschmidt
Co-Orientador: Prof^º Dr. Ivan Cardoso do Nascimento



**Jequié-BA
Abril/ 2016**

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Souza, Anselmo Santos.

S713 Efeito da heterogeneidade espacial na estruturação das comunidades de formigas no ecótono mata úmida, mata de cipó (domínio da Mata Atlântica) e caatinga/Anselmo Santos Souza. - Jequié, UESB, 2016. 75 f: il.; 30cm. (Anexos)

Dissertação de Mestrado (Pós-graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação) - Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, 2016. Orientadora: Prof^a. Dr^a. Ana Maria Waldschmidt.

1. Formigas (comunidades na mata úmida, mata de cipó e caatinga, Bahia, Brasil) – Heterogeneidade espacial na estruturação 2. Natureza (conservação) – Comunidades de formigas na Mata Atlântica, Bahia, Brasil 3. Biodiversidade – Formigas na mata úmida, mata de cipó e caatinga, Bahia, Brasil I. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia II. Título.

CDD – 577.4

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Folha de Aprovação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



DICATÓRIA

Dedico todo o trabalho aqui feito a minha Mãe e Avó dona Maria Vieira, mulher guerreira e de fibra que soube educar e aconselhar, bem como puxar a orelha nos momentos certos. E mesmo estando com seus 89 anos de idade sabe como ninguém a hora certa de dizer onde está o erro. Muito Obrigado Mainha por ser este exemplo em minha vida.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

AGRADECIMENTOS

Agradeço inicialmente a Deus por mais uma etapa que está sendo concluída em minha vida e que sem Ele nada disso seria possível.

Agradeço em especial ao amigo e Professor Dr. Ivan Cardoso do Nascimento pela paciência e ajuda sempre em todas as fases desse trabalho, sem ele nada disso poderia ser concretizado e por ser bem mais que um orientador.

A professora Dra. Ana Maria Waldschmidt por ter aceitado me orientar durante essa fase do mestrado, seus conselhos e ensinamentos foram de grande ajuda e sem ela com toda certeza teria sido mais difícil terminar esse mestrado.

A professora Dra. Karine Carvalho (Karen), que é bem mais que uma parceira de trabalho, uma amiga e conselheira que tem me ajudado tanto ao longo desses anos de vida na academia. Com toda certeza os dias no Laboratório de Formigas são mais alegres com a presença dela.

A Professora Mirian Cristina de Almeida que muito me ajudou a entender e a fazer as análises estatísticas, pois sem sua ajuda estaria mais que perdido em meio a tantos números e claro, por sua amizade e conselhos sempre nos momentos certos.

Aos amigos de campo e colegas de sala que não foram poucos me ajudar durante o período de coletas, triagem e montagem de todo o material coletado em campo. Citar apenas alguns poucos, obrigado Arlete Prado (Lety) que mesmo com muita fome se dispôs a ir pro meio da mata, a Marcinha por sempre está do meu lado durante as aflições do projeto, Valéria Ribeiro, Mirian do Vale, Elaine Rios, Josy, Jonh, Josafá Junior, Lúcio, Joseli Cristina, Humberto Gondim, Iran Silva, Iracema Silva, Bianca Miranda, Marcos Ferreira, Dario (Danizio Lopes), Elmo Koch, Valdinei, Gerivaldo (Nenem), Anderson, Roberta, Somira, Jumara Palma, Saile Duarte, Ian, Rúbia Andrade, Poliane, Marcelo, Jefferson e Tiago.

A CAPES pela concessão da bolsa de mestrado, que foi de grande ajuda para toda a realização do projeto de mestrado.

A todo grupo de Professores e Coordenadores do Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação, bem como os demais funcionários que nos auxiliam e muito com as demandas do mestrado.

Por fim, obrigado a todos que direta ou indiretamente contribuírem nessa fase, a minha família, amigos, colegas, conhecidos nessa estrada acadêmica...e vamos em frente que é só o início de tudo.

Obrigado Deus até aqui o senhor tem me dado forças para continuar.

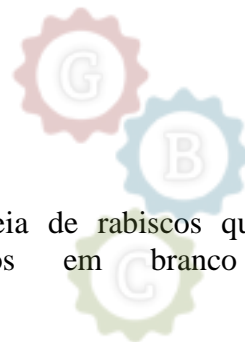
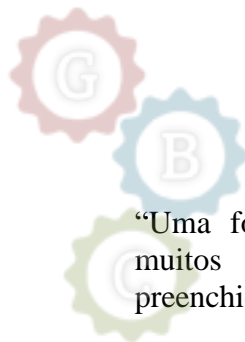
EPÍGRAFE



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



“Uma folha cheia de rabiscos que ainda tem muitos espaços em branco a serem preenchidos...”

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

RESUMO

Efeito da Heterogeneidade Espacial na Estruturação das Comunidades de Formigas no Ecótono mata úmida, mata de cipó (domínio da Mata Atlântica) e Caatinga

O nosso estudo investiga o efeito da heterogeneidade espacial sobre as comunidades de formigas na unidade de conservação Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil, num gradiente de Caatinga, Mata de Cipó e Mata Úmida (domínio da Mata Atlântica) numa escala local. Para isso, foram limitados três transectos em cada uma das fitofisionomias. Para o levantamento da fauna de formigas utilizamos duas metodologias complementares, o “*Pitfall trap*” e o Extrator de Winkler. Como medida de heterogeneidade ambiental foram avaliadas a estrutura da vegetação, medidas estruturais do solo e medidas climáticas. No total, foram registradas 158 espécies de formigas pertencentes a 48 gêneros. A maior riqueza e diversidade de espécies foram encontradas na mata úmida, seguida por mata de cipó e Caatinga. Quando analisadas as fitofisionomias separadamente, nenhuma das variáveis analisadas serviram para explicar a riqueza local de formiga. No entanto, uma comparação entre as fitofisionomias indicou que as variáveis umidade do solo, abertura de dossel e densidade de plantas foram as que determinaram a riqueza de espécies de formigas. A análise de redundância (RDA) evidenciou que a composição das comunidades de formigas está relacionada com as medidas de heterogeneidade ambiental. Os parâmetros que melhor explicaram este resultado foram o diâmetro à altura do peito (DAP) e altura média da vegetação. A composição das comunidades analisadas a partir das espécies foi espacialmente distinta entre os transectos de mesma fitofisionomia, sendo que mata úmida e mata de cipó apresentou uma distribuição de espécies de formiga de forma mais similar, enquanto que na Caatinga houve a separação espacial tanto em nível de fitofisionomia quanto de transectos. Aliados a formação de grupos de formigas por fitofisionomias, encontramos também grupos específicos a cada variável ambiental, como exemplo, *Dinoponera quadriceps* e *Ectatomma suzanae*, que tiveram sua frequência de ocorrência restrita à Caatinga. Nossos resultados demonstram uma fauna de formigas rica em regiões de transição e com formação de grupos específicos, dependendo da variável e escala ambiental adotada.

Palavras-chave: Biodiversidade, Caatinga, Conservação, Comunidades de formigas, Mata Atlântica.

ABSTRACT

Effect of Spatial Heterogeneity in the Structure of Ant Communities in the Ecotone Dense Ombrophylous Forest, Seasonal Semideciduous Forest (area of Atlantic Forest) and Caatinga

Our study investigates the effect of spatial heterogeneity on ant communities in the National Park conservation area of Boa Nova, Bahia, Brazil, in a gradient Seasonal Deciduous Forest (Caatinga), Seasonal Semideciduous Forest (Mata de Cipó) and Dense ombrophylous Forest (Atlantic Forest Damain) on a local scale. To this, limited were three transects each physiognomy. To survey the ant fauna used two complementary methodologies, Pitfall trap and Winkler extractor. As environmental heterogeneity measure were evaluated vegetation structure, structural measures of soil and climate measures. In total, they recorded 158 species of ants belonging to 48 genus. The greatest wealth and diversity of species were found in humid forest, followed by forest liana and Caatinga. When analyzed the vegetation types separately, none of the variables explained the local wealth of ants, however, a comparison of the vegetation types indicated that the variables soil moisture, canopy opening and plant density were that determined the species richness of ants. Redundancy analysis (RDA) showed that the composition of ant communities is related to measures of environmental heterogeneity. The factors that explain this result were the diameter at breast height (DBH) and average vegetation height. The composition of the communities analyzed from the species was spatially distinct from the transects same physiognomy, and humid forest and forest vine showed a distribution of species more like ants, while the Caatinga spatial separation both at the level of physiognomy as transects. Ally the formation of groups of ants phytophysiognomy, we also find specific groups for each environmental variable, for example, *Dinoponera quadriceps* and *Ectatomma suzanae*, who had their frequency of occurrence restricted Caatinga. Our results demonstrate a rich ant fauna in transition regions and training for specific groups depending on the variable and environmental scale adopted.

Keywords: Biodiversity, Caatinga, Conservation, Ant communities, Atlantic Forest.

LISTAS DE FIGURAS

Figura. 1 Pontos de coleta de Formicidae no Parque Nacional de Boa Nova evidenciando as fitofisionomias: Floresta Estacional Semidecidual (Mata de Cipó); Floresta Ombrófila densa (Mata úmida) e Floresta Estacional Decidual (Caatinga).....41

Figura. 2 Riqueza média de espécies de formigas por amostra e fitofisionomias, Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de julho a dezembro de 2014.....45

Figura. 3 Índice de diversidade de Shannon para três fitofisionomias no Parque Nacional de Boa Nova, Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de julho a dezembro de 2014.....45

Figura. 4 Riqueza observada e estimada de formigas de acordo ao método empregado em cada fitofisionomia do Parque Nacional de Boa Nova, Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de julho a dezembro de 2014.....55

Figura. 5 Composição das comunidades de formigas correlacionadas as variáveis ambientais presentes no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de julho a dezembro de 2014.....58

Figura. 6 Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) para nove transectos localizados no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de Julho a Dezembro de 2014, baseado na composição de espécies de formigas coletadas entre as fitofisionomias (MTU = Mata Úmida; MTC = Mata de Cipó; CA = Caatinga).....60

Figura. 7 Análise de agrupamento das três diferentes fitofisionomias (CA: Caatinga; MC: mata de cipó; e MU: mata úmida) em função da composição de espécies de formigas coletadas durante os meses de julho a dezembro de 2014 no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil. O método de agrupamento utilizado foi o das distâncias médias por UPGMA (Médias aritméticas não-pesadas entre pares de grupos). Baseado no índice de *Jaccard*.....60

Figura. 8 Análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS: nonmetric multidimensional scaling) para nove transectos localizados no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de julho a dezembro de 2014, baseado na composição por gêneros de formigas, utilizando dois métodos de coleta (Extrator de *Winkler* e *Pitfall Trap*) entre as fitofisionomias (**MU**= mata Úmida; **MC** = mata de Cipó; **CA** = Caatinga). **Legenda:** Acro (*Acromyrmex*), Amb (*Amblyopone*), Anoc (*Anochetus*), Apte (*Apterostigma*), Atta (*Atta*), Basi (*Basiceros*), Brac (*Brachymyrmex*), Camp (*Camponotus*), Ceph (*Cephalotes*), Cera (*Cerapachys*), Crea (*Crematogaster*), Cyph (*Cyphomyrmex*), Dino (*Dinoponera*), Disc (*Discothyrea*), Dory (*Dorymyrmex*).....61

Figura. 9 Análise de agrupamento das três diferentes fitofisionomias (CA: Caatinga; MC: mata de cipó; e MU: mata úmida) em função da composição dos gêneros de formigas coletadas durante os meses de julho a dezembro de 2014 no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil. O método de agrupamento utilizado foi o das distâncias médias por UPGMA (Médias aritméticas não-pesadas entre pares de grupos). Baseado no índice de *Jaccard*.....62

LISTAS DE TABELAS

Tabela 1. Valores médios para as variáveis abióticas por fitofisionomia do Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil durante o período de julho a dezembro de 2014.....44

Tabela 2. Lista de espécies com frequência de ocorrência de formigas epigéicas em três fitofisionomias do Parque Nacional de Boa Nova, Boa Nova, Bahia, Brasil, julho a dezembro/2014.....47

Tabela 3. Síntese da distribuição das espécies de formigas por gêneros/espécies em cada fitofisionomia do Parque Nacional de Boa Nova, Boa Nova, Bahia, Brasil. *Foram consideradas as sete espécies mais frequentes em cada fitofisionomia.....53

Tabela 4 Parâmetros de riqueza observada e estimada por fitofisionomia para as comunidades de formigas do Parque Nacional de Boa Nova, Boa Nova, Bahia Brasil, durante o período de julho a dezembro de 2014.....55

Tabela 5: Regressão múltipla para a região de Caatinga correlacionando a riqueza de formigas *versus* variáveis ambientais no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de julho a dezembro de 2014.....56

Tabela 6: Regressão múltipla para a região de Domínio Mata Atlântica (mata de cipó) correlacionando a riqueza de formigas *versus* variáveis ambientais no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de julho a dezembro de 2014.....56

Tabela 7: Regressão múltipla para a região de Domínio Mata Atlântica (mata umida) correlacionando a riqueza de formigas *versus* variáveis ambientais no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de julho a dezembro de 2014.....56

Tabela 8 Regressão múltipla das variáveis ambientais explicativas para a riqueza de formigas no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de julho a dezembro de 2014.....57

Tabela 9 Espécies de formigas que apresentaram maior ligação com as medidas de heterogeneidade ambiental para o Parque Nacional de Boa Nova de acordo com a análise de redundância (RDA). * Espécies como aparece na Figura 5.....58

Tabela 10 Variáveis ambientais e composição das comunidades de formigas, em fitofisionomias do Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil durante o período de julho a dezembro de 2014. Valores gerados por meio da Análise de Redundância Dimensional (RDA).....59



LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACP: Análise de Componentes Principais

ALT. VEGETAÇÃO: Altura da Vegetação

ALT. VEGETAÇÃO: Atura da Árvore

CAA: Caatinga

CAPES: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal do Nível Superior

CEPLAC: Comissão Executiva de Planejamento da Lavoura Cacaueira

DAP: Diâmetro a Altura do Peito

DCB: Departamento de Ciências Biológicas

DENS.VEGETAÇÃO: Densidade da Vegetação

DUR. SOLO: Dureza de Solo

FTSS: Floresta Tropical Sazonalmente Seca

IND: Indivíduos

MA: Mata Atlântica

MAU: mata úmida

MC: Mata de cipó

MMA: Ministério do Meio Ambiente

MTC: Mata de cipó

MTU: Mata úmida

NMDS: Escalonamento multidimensional não métrico

PAP: Perímetro a Altura do Peito

PARNA: Parque Nacional de Boa Nova

PPGGBC: Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas

RDA: Análise Discriminante Regularizada

TEMP. AMBIENTE: temperatura ambiente

UESB: Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia

UMD. AMBIENTE: umidade ambiente

UMID DO SOLO: umidade do solo

UPGMA: Médias aritméticas não-pesadas entre pares de grupos

SUMÁRIO

1. Introdução.....	16
2. Revisão de Literatura.....	16
2. A Família Formicidae.....	19
3. Fatores Determinantes em Riqueza de comunidades de formigas.....	20
4. Definições para Zonas de Transição Biogeográfica.....	21
5.0 Mata Atlântica.....	22
5.1 Caatinga.....	24
6. Referências.....	25
Efeito da Heterogeneidade Espacial na Estruturação das Comunidades de Formigas no Ecótono mata úmida, mata de cipó (domínio da Mata Atlântica) e Caatinga.....	37
Resumo.....	37
7.0 Introdução.....	38
8.0 Metodologia.....	40
8.1 Área de Estudo.....	40
8.2 Coleta de Material Biológico.....	41
8.3 Estrutura da vegetação e Medidas dos Parâmetros Abióticos.....	42
8.4 Análises Quantitativas.....	42
8.6 Variáveis Ambientais e Riqueza.....	43
9.0 Resultados.....	44
9.2 Riqueza de espécies.....	44
9.2 Estruturação das comunidades de formigas <i>versus</i> Complexidade Ambiental.....	55
10 Discussão.....	62
11. Considerações Finais.....	67
12. Referências.....	68

Efeito da Heterogeneidade Espacial na Estruturação das Comunidades de Formigas no Ecótono mata úmida, mata de cipó (domínio da Mata Atlântica) e Caatinga

1. Introdução

Estudos voltados para a mirmercofauna têm sido realizados ao longo de muitos anos, e assim respondendo a questões diversas sobre a biodiversidade, no entanto, muitas das vezes a escassez de estudos voltados para a comunidade e diversidade local de formigas, sendo que muito dos artigos publicados abordam comunidades formigas encontradas em regiões foco, como exemplo, região sul da Bahia, ou outros trabalhos relacionado à fragmentação de habitat e o quanto as comunidade de formigas são afetadas, com relação à Floresta Estacional Semidecidual, Decidual e Floresta Ombrófila Densa existem trabalhos, porém ainda com pouca expressividade no meio científico.

Neste trabalho buscamos responder a questões ainda que desconhecidas para comunidade científica com relação às formigas, uma vez que a região nordeste do Brasil tem pequena expressividade em trabalhos publicados sobre populações de formigas, e assim temos por foco principal a região sudoeste da Bahia que necessita de mais pesquisas sobre comunidades de formigas e dessa maneira construir bases mais solidas de conhecimento sobre tais organismos.

Dentro deste contexto de importância tanto para a diversidade quanto para o meio ambiente, propomos neste estudo uma série de pesquisas voltada para as formigas encontradas nos Biomas Mata Atlântica, sobretudo com enfoque para as fitofisionomias encontradas na região do Parque Nacional de Boa Nova (PARNA) Floresta Estacional Decidual, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila Densa. A fim de que através de análises diversas possamos delinear a fauna específica de formigas encontradas nestas regiões e também quais fatores abióticos podem está influenciando nas comunidades de formigas.

2. Revisão de Literatura

A biodiversidade é tipicamente distribuída de forma heterogênea entre os habitats, paisagens e regiões. Compreender como e porque a distribuição espacial de espécies muda a diversidade entre as escalas espaciais estão entre os principais interesses da teoria ecológica (Ricklefs, 2006). Dentro desse mesmo contexto, estudar a biodiversidade se torna cada dia mais inerente, uma vez que vivemos num período em que a conservação da biodiversidade tem se tornado foco prioritário.

Diversos estudos corroboram que as interações biológicas e as características ecológicas do habitat podem determinar a ocorrência única de espécies em comunidades de formigas (Lassau & Hochuli, 2004; Vargas et al. 2007; Wenninger & Inouye, 2008; Leal et al. 2012). Em geral, incluem interações intraespecífica e interespecíficas (Tews et al. 2004; Fagundes et al. 2005; Rosumek et al. 2009), que afetam a disponibilidade e heterogeneidade dos recursos (Bestelmeyer & Wiens 2001; Ribas et al. 2003; Ribas & Schoereder, 2007). Outros fatores como fragmentação florestal (Leal et al. 2012) e condições climáticas (Weiser et al. 2010) são também relatados como importantes direcionadores dos padrões de distribuição das comunidades de formigas em diferentes escalas espaciais.

A riqueza de espécies, como por exemplo, de formigas geralmente tem sido associada positivamente com a complexidade e heterogeneidade de habitats em escala local (Bestelmeyer & Wiens 2001; Marinho et al. 2002; Leal et al. 2003; Ribas et al. 2003; Armbrrecht et al. 2004; Ribas & Schoereder, 2007; Pacheco & Vasconcelos, 2012), pelo fato que habitats heterogêneos possuem uma maior disponibilidade de recursos com mais microhabitats e um número maior de locais para a nidificação pelas formigas (Pianka, 1994).

As alterações nesses fatores podem afetar a qualidade e quantidade de recursos disponíveis. Pelo fato da escolha do hábitat ser normalmente guiada pela capacidade de obter recursos alimentares, abrigo e locais para reprodução (Townsend et al. 2010), ambientes estruturalmente complexos serão capazes de disponibilizar uma maior variedade de recursos (Tews et al. 2004), favorecendo a heterogeneidade espacial (Whitmore, 1989). Essa heterogeneidade é resultado de inúmeros fatores (variações do ambiente físico e do regime de distúrbios) (Denslow, 1987), e como consequência, um maior número de espécies tende a coexistir (Stevens & Carson 2002) e assim, aumentar a diversidade local (Tews et al. 2004).

O conhecimento sobre a fauna de florestas secas ainda são incipientes, mesmo que estas regiões ocupem grandes áreas a nível global e constam entre os ecossistemas florestais mais ameaçados e menos estudados do mundo. Essas áreas de acordo com a FAO (*Food and Agriculture Organization*) englobam regiões do miombo e bosques sudaneses, savanas (África), Caatinga e o Chaco (América do Sul) e as florestas e bosques decíduos de Dipterocarpus (Ásia), sendo que as maiores áreas de florestas secas estão presentes na América do Sul, África Subsaariana e nordeste da Índia, além de porções significativas no sudeste da Ásia, norte da Austrália, partes do Pacífico, América Central e Caribe (FAO, 2010; Sunderland et al. 2015). As florestas secas no Brasil se estendem pelos estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Piauí, Sergipe e o norte de Minas Gerais.

Dados completos sobre as taxas de desmatamento e conversão de florestas secas são ainda incipientes, apesar da longa história de desmatamentos e ocupação humana, especialmente na Índia e nas Américas (Sunderland et al. 2015).

Dois terços das florestas tropicais secas das Américas já foram ocupadas, e em alguns países a taxa de conversão pode chegar até 95% (Portillo-Quintero e Sánchez-Azofeifa, 2005). Em outras regiões, os dados estão indisponíveis e de confiabilidade questionável (FAO, 2010).

Segundo o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (2014) as previsões climáticas para as áreas de florestas secas incluem aumento da temperatura e redução na precipitação anual (Magrin et al. 2014), que podem intensificar os efeitos negativos das perturbações antrópicas e provocar sérias consequências para a biodiversidade das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS), culminando em um notável avanço no processo de desertificação (Oliveira et al. 2012). As regiões de Florestas secas abrigam uma biodiversidade considerável em termos de riqueza de espécies, endemismo e diversidade funcional de plantas e animais que às vezes até ultrapassa o de florestas úmidas (Medina 1995; Murphy & Lugo, 1995).

Em contrapartida, as regiões de florestas tropicais úmidas são bem mais conhecidas tanto do ponto de vista ecológico quanto de diversidade ecológica da fauna e flora. As florestas tropicais úmidas ocupam cerca de 7% da superfície emersa da Terra e são considerados os ambientes mais ricos em biodiversidade, abrigando mais de 50% do total das espécies (Guedes et al. 2005).

Levando em consideração as afirmações anteriores, o objetivo desse estudo foi entender como estão estruturadas as comunidades de formigas do Parque Nacional de Boa Nova. Essa região é composta por uma escala geográfica relativamente pequena, com cerca de 37 km², formada por áreas de florestas tropicais secas (FTSS), florestas tropicais úmidas (FTD). Para tanto, foram levantadas as seguintes questões:

1) As comunidades de formigas de ecótono Mata Atlântica e Caatinga estão estruturadas da mesma maneira? 2) Se sim, quais fatores ambientais que melhor explicam a diversidade local dessas comunidades?

Para estas perguntas, testamos as seguintes hipóteses:

H1: A riqueza e a diversidade de espécies de formigas aumentam em função da complexidade estrutural das fitofisionomias.

H2: A composição de espécies de formigas é diferente entre as três fitofisionomias, e apresenta maior similaridade entre as fitofisionomias mais próximas em termos de complexidade ambiental.

2. A Família Formicidae

Formicidae é comprovadamente um grupo monofilético dentro dos Vespoidea (Fernández, 2003) e tiveram sua origem provável no Cretáceo, há cerca de 120 milhões de anos. Pertence a um dos grupos animais com maior riqueza de espécies e biomassa (Hölldobler e Wilson, 1990; Grimaldi e Engel, 2005) e distribui-se abundantemente por todos os ambientes terrestres do planeta, desde o círculo ártico às partes mais remotas do Hemisfério Sul, como a Terra do Fogo, África do Sul e Tasmânia (Hölldobler & Wilson, 1990). Atualmente, existem mais de 13.160 espécies conhecidas, estando divididas em 16 subfamílias e aproximadamente 330 gêneros (Bolton, 2014), mas se estima que o número total seja algo em torno de 22.000, sendo que desse total, em torno de $\frac{1}{4}$ são encontradas no Brasil.

Com isso, os demais grupos de insetos eusociais, que inclui além das formigas algumas vespas, abelhas e todas as espécies de cupim, apresentam características como divisão de trabalho, colônias organizadas em castas de acordo com a função desempenhada e sobreposição de gerações na colônia (Hölldobler & Wilson, 2009). Estas características favorecem o estabelecimento e a manutenção das colônias, uma vez que possibilitam aumento nas possibilidades de defesa contra predadores e ao mesmo tempo de competição durante o forrageamento na busca por recursos para sua alimentação (Bueno e Campos-Farinha, 1998).

As formigas constituem cerca de 1,5% da fauna de insetos já descrita, no entanto, representam mais de 10% da biomassa total de animais das florestas tropicais, savanas, campos e outros habitats (Leal, 2003), embora outros autores indiquem que esse número possa chegar a 30% (Wilson & Hölldobler, 2005).

Cupins, formigas e minhocas são denominados “engenheiros do ecossistema”, pois suas atividades levam à criação de estruturas biogênicas que modificam as propriedades físicas dos solos, bem como disponibilizam recursos para outros organismos (Wolters, 2000). Em função dessa particularidade seu papel ecológico para o ecossistema é de grande notoriedade sendo esses organismos, por exemplo, os principais agentes metabolizadores de nitrogênio disponível no ambiente para as plantas (Hölldobler & Wilson, 1990; Moutinho et al. 2003; Sousa-Souto et al. 2007).

As formigas ocupam um número significativo de nichos e guildas tróficas como predadores, desfolhadores, coletores de pólen e néctar, e decompositores (Fowler et al. 1991; Silva & Brandão, 1999; Brandão et al. 2012). Em adição a todas estas características, as formigas exibem uma grande variação de formas e comportamento, o que lhes permitem forragear em diversos habitats (Fowler et al. 1991; Oliveira & Pie, 1998; Ward, 2006).

Grupos diversos de organismos conseguem conviver tendo as formigas como simbiontes, sendo defendidos ou até mesmo alimentados como um membro da colônia e essa relação é denominada mirmecofilia (Hölldobler & Wilson, 1990).

Estas associações variam de facultativas a obrigatórias e do mutualismo ao parasitismo (Hölldobler & Wilson 1990; Hojo et al. 2008). Independentemente do tipo de associação, os simbiontes obtêm uma série de benefícios ao coexistirem com formigas. Para isso, várias adaptações foram desenvolvidas para manter estas interações. De modo que a história evolutiva destes organismos e sua diversificação são amplamente explicadas por suas interações com formigas (Eastwood et al. 2006).

A extraordinária abundância de formigas associadas à vegetação tem sido explicada pela predominância de espécies que funcionalmente atuam como herbívoros, devido a sua íntima associação com recursos líquidos derivados de plantas (Davidson, 1997). Além de recursos alimentares, um atributo importante para o aumento da riqueza de formigas sobre a vegetação é a presença de sítios adequados para nidificação, como em inúmeras espécies de mirmecófitas que possuem estruturas especializadas que permitem a colonização por formigas (Hölldobler & Wilson, 1990).

3. Fatores Determinantes em Riqueza de comunidades de formigas

A disponibilidade de recursos alimentares ou de nidificação são fatores importantes na determinação da distribuição, riqueza e composição das assembleias de formigas (Andersen, 2000). De modo geral, ambientes homogêneos abrigam menor riqueza e diversidade, apresentando uma fauna composta principalmente por espécies de hábito generalista (Sobrinho & Schoereder, 2006).

É sabido que habitats mais complexos permitem um maior número de interações entre organismos, contribuindo assim para a manutenção de uma maior diversidade (Benson & Harada, 1988; Hölldobler & Wilson, 1990; Reyes-Lopez et al. 2003; Pacheco & Vasconcelos, 2012). Por outro lado, alguns autores têm apontado que a interação de fatores abióticos como, temperatura e umidade, por exemplo, podem afetar a diversidade de formigas em escala regional (Kaspari et al. 2004; Sanders et al. 2007; Dunn et al. 2009).

Numa escala local, a densidade e riqueza de espécies de árvores podem determinar a riqueza de espécies de formigas arborícolas (Ribas et al. 2003). Em contraste, os processos em escalas intermediárias (entre os fragmentos, dentro de uma região), a heterogeneidade estrutural da vegetação e a separação geográfica dos fragmentos florestais tornam-se importantes para explicar a diversidade e composição de espécies (Campos et al. 2011).ⁿ

Numa escala espacial mais ampla (ecorregiões ou continentes), estudos biogeográficos e a história evolutiva podem ser importantes na determinação da riqueza de espécies de formigas (Ribas et al. 2003; Campos et al. 2011). Estas observações sugerem que espécies agregadas em habitats, paisagens e regiões são importantes na estrutura das comunidades, no entanto, padrões de agregação de espécies podem divergir entre escalas espacial e local.

Outros autores colocam quem em teoria, a riqueza de espécies de formigas local pode resultar da transição das espécies através de uma série de limitadores como temperatura, fatores estocásticos, competição, barreiras físicas, mudanças climáticas. Em conjunto esses processos podem ser considerados moduladores ecológicos capazes de regular a diversidade em diferentes escalas (Hillebrand & Blenckner, 2002).

Algumas escalas espaciais podem ter maiores efeitos sobre a estrutura da comunidade quando comparados a outras, como por exemplo, barreiras físicas, variação climática e assim também a diversidade de formigas pode ser limitada por gradientes latitudinais e altitudinais (Wagner et al. 2000; Campos et al. 2011). Identificar quais são as escalas críticas é de grande importância para a conservação da biodiversidade das florestas com sucesso (Ehrlich, 1996).

Processos locais, tais como a composição de espécies de árvores e a riqueza são fatores importantes na determinação da diversidade de formigas, assim, iniciativas voltadas para a conservação deve dirigir-se para a manutenção da heterogeneidade ambiental presente em cada fragmento. Contudo, se os efeitos causados em ecorregiões ocorrem em larga escala, conseqüentemente a conservação da biodiversidade local dependerá, em última análise, da criação de um conjunto regional estratificado de áreas naturais, com esforços de preservação espalhados por diversas ecorregiões (Summerville et al. 2003).

4. Definições para Zonas de Transição Biogeográfica

Zonas de Transição Biogeográficas podem ocorrer entre sistemas ecológicos adjacentes, com um conjunto de características exclusivamente definidas por escalas de espaço e tempo e pela força das interações entre sistemas ecológicos próximos (Holland, 1991).

O termo ecótono foi primeiramente definido como delimitações estáveis existentes entre comunidades vegetais distintas. Esta definição implica em duas condições: primeiro que ecótonos referem-se apenas a vegetação e não outros grupos taxonômicos e segundo que em ecótonos podem ocorrer mudanças visualmente perceptíveis, podendo implicar numa alteração na fitofisionomia do ambiente (Clements, 1905).

Curtis (1959), aliando as ideias já citadas por Clements (1905), define regiões ecótonos como zonas de tensão entre duas ou mais regiões biogeográficas e não só a relação que possa existir com a vegetação, reforçando essa afirmação Maarel (1990) que considera ecótonos em termos de zonas ecológicas de transição: estocástica e estreita, sendo zonas ecológicas instáveis que possuem uma mistura de dois tipos de comunidades homogêneas diferentes.

Contudo, Naiman e Décamps (1997) afirmam que em regiões ecótonos existe um fluxo de energia entre fragmentos ambientais e áreas adjacentes, sendo que estas áreas possuem características exclusivas regidas por escalas de tempo, espaço e interações entre as regiões. Uma vez que existe a conexão entre as regiões de ecótonos e área adjacente à sobreposição biótica é promovida por mudanças históricas e ecológicas o que pode permitir a interação entre táxons pertencentes a diferentes componentes bióticos (Morrone, 2004). As condições e conexões bióticas e abióticas existentes podem determinar diferentes respostas para a zona de transição em relação à diversidade de condições ambientais (Peters et al. 2006).

Em conjunto, a interação entre esses fatores, e as condições climáticas de cada ambiente em estudo, podem influenciar de forma positiva ou negativa a riqueza de espécies animal e vegetal, podendo levar a um aumento significativo em espécies raras, ou a coexistência de espécies num mesmo ambiente, além disso, as pressões seletivas que existem nestes ambientes são importantes para a diversificação e origem de novas espécies quer sejam animal ou vegetal.

5.0 Mata Atlântica

A Mata Atlântica brasileira, que já cobriu cerca de 1.200.000 km², está reduzida a 12% de sua área original (Ribeiro et al. 2009) e apenas 20% estão protegidas (Câmara, 2003). Considerada um dos “hotspots” em biodiversidade mais ameaçados do Planeta (Myers et al. 2000), a Mata Atlântica apresenta fauna e flora com altos níveis de endemismo (Metzger et al. 2009) e forma um complexo de ecossistemas pertencentes ao Domínio Atlântico (Fiaschi e

Pirani, 2009), dentre elas a fitofisionomia Floresta Ombrófila Densa (Joly et al. 1999; Colombo e Joly, 2010).

A Floresta Atlântica é o segundo maior bloco de floresta na região neotropical, outrora cobrindo uma faixa contínua de terra ao longo da costa Atlântica brasileira e porções do Paraguai e da Argentina (Galindo-Leal & Câmara, 2003). Estimativas referem-se a 1,36 milhões de km² de floresta distribuído ao longo de 28 graus de latitude (*Conservation International* et al. 2000). Atualmente, está entre os 34 hotspots de biodiversidade (Fisher & Christopher, 2006), abrigando, pelo menos, 2% de espécies endêmicas da fauna e da flora mundial (Myers et al. 2000). Essa floresta sofreu grande redução ao longo de todo o país (92% do bioma original ocorria no Brasil) e restam atualmente entre 11,4% e 16% de sua cobertura original, estimados em 16.377.472 ha. No entanto, apenas 9,3% dessa área está legalmente protegida (Ribeiro et al. 2009).

Dos fragmentos remanescentes, 83,4% apresentam área menor que 50 ha (Ribeiro et al. 2009). Entre 200-800 metros de altitude, os fragmentos foram reduzidos a menos de 10% da extensão original e apresentam em média 30 ha, enquanto em regiões elevadas (i.e. acima de 1600 m), que equivalem a 1% de toda Mata Atlântica, 40% da extensão original persiste (Tabarelli et al. 2010).

Este bioma é constituído por um conjunto de formações florestais (Florestas: Ombrófila Densa, Ombrófila Mista, Estacional Semidecidual, e Ombrófila Aberta) e ecossistemas associados como as restingas, manguezais e campos de altitude, que se estendem originalmente por aproximadamente 1.300.000 km² em 17 estados do território brasileiro.

A Bahia abriga em seu território cinco importantes regiões de Mata Atlântica: Chapada Diamantina-Oeste, Litoral Norte, Baixo Sul, Sul, Extremo-Sul. Dentre as cinco regiões algumas dessas merecem destaque: o Baixo Sul encontra-se entre os rios Paraguaçu e de Contas, apresenta estrutura fundiária diversificada e antiga. A Região Sul ou Cacaueira, limitada pelos rios de Contas e Jequitinhonha, é considerada a região mais tradicional do cultivo do cacau no sistema cabruca (cacau cultivado à sombra de árvores remanescentes). E o Extremo Sul, situado entre o Rio Jequitinhonha e a divisa com o estado de Espírito Santo (Campanili & Prochnow, 2006).

Dentre os remanescentes de Floresta Atlântica na Bahia, as formações florestais do tipo Floresta Ombrófila Densa Montana e Floresta Estacional Semidecidual Montana, também são encontradas na região sudoeste da Bahia, porém pouco se sabe a respeito das taxas de biodiversidade e riqueza em espécies para estas regiões. As florestas Estacionais

Semidecidual Montana merecem atenção especial por se concentrarem em regiões com altitudes acima de 200 metros podendo chegar até 1.200 metros de altitude (Veloso et al. 1992; Oliveira-Filho e Fontes, 2000; Campanili & Prochnow, 2006). No estado da Bahia ocorrem em fragmentos de Mata Atlântica, localizadas na região sudoeste, aéreas pertencentes ao Parque Nacional da Chapada Diamantina e á região sul do estado (Oliveira-Filho e Fontes, 2000).

5.1 Caatinga

A Caatinga é o bioma de maior expressão espacial no Nordeste do Brasil, e considerado o ambiente menos estudado entre as regiões naturais brasileiras (Lewinsohn & Prado, 2002; Leal et al. 2008). Ocupa uma área com cerca de 840 milhões de quilômetros quadrados, o que equivale a 11% do território nacional, englobando os estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Piauí, Sergipe e o norte de Minas Gerais.

Pode ser caracterizado como uma Floresta Tropical Sazonal Seca (FTSS), e também pode ser referida como Floresta Tropical Seca (DTF) (Leal et al. 2005). Faz parte de um conjunto de formações que ocorrem em ambientes tropicais e subtropicais em grandes e pequenas áreas da América do Sul, América Central, África, Ásia e Oceania (Pennington et al. 2000; Cardoso & Queiroz, 2010; Werneck, 2011).

Apresentam regimes de precipitação anual de até 1000 mm, distribuídos de seis a nove meses de seca (inverno seco e verão chuvoso). A temperatura média anual está entre 26 a 28 °C, e as taxas de umidade relativa entre as mais baixas do país (Aquad, 1986 e Prado, 2003). Em função do regime de chuvas exibem uma alta sazonalidade o que resulta numa vegetação decídua com drásticas mudanças sazonais na produtividade e disponibilidade dos recursos, que são abundantes na estação chuvosa e escasso na estação seca (Barbosa et al, 2006). Numa recente revisão da sua sazonalidade sobre insetos da Caatinga, Vasconcellos et al. (2010) mostraram um aumento sazonal na atividade de insetos e riqueza associada à precipitação.

Uma característica notável destes tipos de vegetação é a perda de folhas de árvores durante a estação seca (Veloso et al. 1991), que intercaladas com períodos mais úmidos e de maior produtividade determinam alterações na quantidade e qualidade dos recursos e, consequentemente, na estrutura das comunidades locais (Sánchez-Azofeifa et al. 2005).

Segundo Rodal et al. (2005) o bioma é considerado pouquíssimo investigado do ponto de vista ecológico. Numa escala local é extremamente heterogêneo em termos de composição e estrutura da vegetação com mudanças relacionadas a variações pedológicas (Rodal, 1992).

A heterogeneidade espacial da Caatinga se, por um lado, contribui para o aumento da diversidade e tende a amortizar os efeitos das perturbações ambientais (Sampaio et al. 1995) por outro dificulta a caracterização dos efeitos e pressões antrópicas. As variações aparecem como reflexo histórico do uso ou ocupação, além das variações climáticas (Barbosa et al. 2005). Isso explica por que algumas espécies podem se especializar no uso de recursos em condições mais severas, resultando em uma partição temporal da mesma, refletindo uma variação temporal da composição da comunidade (Pianka, 1980).

Mesmo com inúmeras pesquisas voltadas para as regiões de florestas secas na América Latina, no Brasil a Caatinga que ocupa uma área considerável do território tem sido negligenciada por diversos pesquisadores, o que tem levado ao desenvolvimento de poucos estudos nessa região. Outro fator preocupante é a maneira pela qual classificam o Bioma Caatinga, de acordo (Sunderland et al, 2015) esta região ainda é vista como uma área formada apenas por arbusto e não como uma floresta, embora tenha todos os serviços ecossistêmicos válidos como em qualquer área considerada floresta.

O uso da madeira e carvão são as principais fontes de energia para a maioria das famílias que vivem em regiões de florestas secas. Cerca de 2,4 milhões de pessoas, ou seja, 40% da população dos países menos desenvolvidos, cozinha com fontes de energia à base de madeira (Sunderland et al. 2015). Além disso, o desmatamento constante das áreas de Caatinga, uso indevido do solo, ocupação em massa, tem tornado esta região uma forte candidata apresentar extinção de espécies, quer sejam vegetais ou animais, sem nem ao menos serem conhecidas e estudadas.

6. Referências

- ANDERSEN, AN. 2000. A global ecology of rainforest ants: functional groups in relation to environmental stress and disturbance. p. 25-34. In: Agosti, D; Majer, JD; Alonso, LE & Schultz, TR. Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Washington, Smithsonian Institution Press, p. 280.
- AQUAD, MS. 1986. Clima da Caatinga In: Anais do 1º Simpósio sobre a Caatinga e sua exploração racional. Universidade Estadual de Feira de Santana. Bahia. p.37- 48.

ARMBRECHT, I; PERFECTO, I & VANDERMEER, J. 2004. Enigmatic biodiversity correlations: ant diversity responds to diverse resources. *Science*, vol. 304, p.284–286.

BARBOSA, HA; HUETE, AR & BAETHGEN, WE. 2006. A 20-year study of variability over the Northeast Region of Brazil. *Journal of Arid Environments*, vol.67, p.288–307.

BARBOSA, MRV; CASTRO, R; ARAÚJO, FS & RODAL, MJN. 2005. Estratégias para conservação da biodiversidade e prioridades para a pesquisa científica no bioma Caatinga. Cap. 8. p 446 in: ARAÚJO, FS; RODAL, MJN & BARBOSA, MRV. 2005. Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente p.446.

BENSON, W & HARADA, AY. 1988. Local diversity of tropical and temperate ant faunas (Hymenoptera: Formicidae). *Acta Amazonica*, vol. 18, p.275–289.

BESTELMEYER, BT & WIENS, JA. 2001. Ant biodiversity in semiarid landscape mosaics: the consequences of grazing vs. natural heterogeneity. *Ecol Appl*, vol. 11, p.1123–1140.

BESTELMEYER, BT; AGOSTI, D; LEEANNE, F; ALONSO, T; BRANDÃO, CRF; BROWN, WL; DELABIE, JHC & SILVESTRE, R. 2000. Field techniques for the study of ground-living ants: An Overview, description, and evaluation. In: D. Agosti, J.D. Majer, A. Tennant & T. de Schultz (eds), *Ants: standart methods for measuring an monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, p.122-144.

BOLTON, B. 2014. "Gênero: *Ectatomma*". AntWeb.org. Acesso em 03 dezembro 2015.

BRANDÃO, CRF; SILVA, RR & DELABIE, JHC. 2012. Neotropical ants (Hymenoptera) functional groups: nutritional and applied implications. In: Panizzi AR, Parra JRP (eds) *Insect Bioecology and nutrition for integrated pest management*. CRC, Boca Raton, p. 213–236.

BUENO OC & CAMPOS-FARINHA AEC. 1998. Formigas urbanas: Comportamento das espécies que invadem as cidades brasileiras. *Vetores & Pragas*, vol. 2, p.13-16.

CÂMARA, IG. 2003. Brief history of conservation in the Atlantic Forest. In: Galindo-Leal, C; Câmara, IG. (Eds.). *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook*. CABS and Island Press, Washington, p. 31–42.

CAMPANILI, M. & PROCHNOW, M. *Mata Atlântica – uma rede pela floresta*. Brasília. RMA: 2006.

CAMPOS, RI; VASCONCELOS, HL; ANDERSEN, AN; FRIZZO, TLM & SPENA, KYC. 2011. Multi-scale ant diversity in savanna woodlands: an intercontinental comparison. *Austral Ecology*, vol. 36, p. 983– 992.

CARDOSO, DBOS & QUEIROZ, LP. 2010. Caatinga no contexto de uma Metacomunidade: Evidências da Biogeografia, Padrões Filogenéticos e Abundância de Espécies em Leguminosas, p. 241–260. In: CARVALHO, CJB. DE & ALMEIDA, EAB. (orgs.) *Biogeografia da América do Sul: padrões e processos*. São Paulo, Roca, p. 328.

CLEMENTS, FE. 1905. *Research methods in ecology*. University of Nevada, Lincoln.

CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL. 2000. *Fundação SOS Mata Atlântica; Fundação Biodiversitas. Instituto de Pesquisas Ecológicas; Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

CURTIS, JT. 1959. *The vegetation of Wisconsin. An Ordination of plant communities*. The University of Wisconsin Press, Madison.

DAVIDSON, DW. 1997. The role of resource imbalances in the evolutionary ecology of tropical arboreal ants. *Biological Journal of the Linnean Society*, vol 61, p. 153-181.

Davidson, DW; Cook, SC; Snelling, RR & Chua, TH. 2003. Explaining the abundance of ants in lowland tropical rainforest canopies. *Science*, vol. 300, p.969-972.

DENSLOW, JS. 1987. Tropical rain forest gaps and tree species diversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst*, vol.18, p. 431-451.

DUNN, RR; AGOSTI, D; ANDERSEN, AN; ARNAN, X; BRUHL, CA; CERDÁ, et al. 2009. Climatic drivers of hemispheric asymmetry in global patterns of ant species richness. *Ecol Lett*, vol.12, p. 324–33.

EHRLICH, PR. 1996. Conservation in temperate forests: what do we need to know and do? *Forest. Ecol. Manage*, vol. 85, p.9-19.

ESPIRITO-SANTO, M. 2014. The role of tropical dry forests for biodiversity, carbon and water Conservation in the neotropics: lessons learned and opportunities for its sustainable management. *Regional Environmental Change*, DOI 10.1007/s10113-014-0689-6

ESTWOOD, R; PIERCE, NE; KITCHING, RL & HUGHES, JM. 2006. Do ants enhance diversification in lycaenid butterflies? Phylogeographic evidence from a model myrmecophile, *Jalmenus evagoras*. *Evolution*, vol. 60, p. 315-327.

FAGUNDES, M; NEVES, FS; FERNANDES, GW. 2005. Direct and indirect interactions involving ants, insect herbivores, parasitoids, and the host plant *Baccharis dracunculifolia* (Asteraceae). *Ecol Entomol*, vol. 30, p. 28–35.

FAO. 2010. Global Forest Resources Assessment: Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. <http://www.fao.org/docrep/013/i1757e/i1757e.pdf>

FERNANDEZ, F. 2003. Introducción a las hormigas de la región Neotropical. Bogotá: Acta Nocturna. p.418.

FISHER, B. & CHRISTOPHER, T. 2006. Poverty and biodiversity: Measuring the overlap of human poverty and the biodiversity hotspots. *Ecological Economics*, vol. 62, p. 93-101.

FOWLER, HG; DELABIE, JHC; BRANDÃO, CRF; FORTE, LC & VASCONCELOS, HL. 1991. Ecologia nutricional de formigas. In: Panizzi AR, Parra JRP (eds) *Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas*. CNPq, Manole/Brasília. p.131–209.

GALINDO-LEAL, C & CÂMARA, IG. 2003. Atlantic forest hotspots status: an overview. pp 3-11. In C. Galindo-Leal & I. G. Câmara (Eds). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. CABS & Island Press, Washington.

GRIMALDI, D & ENGEL, MS. 2005. Evolution of the insects. Cambridge: Cambridge University Press.

GUEDES, MLS. et al. 2005. Breve incursão sobre a biodiversidade da Mata Atlântica, in: Rocha, P. et. Al.(Org). Mata Atlântica e biodiversidade. Salvador: Edufba, Cap.1, p.39-92.

HILLEBRAND H & BLECKNER T. 2002. Regional and local impact on species diversity: from pattern to processes. *Oecologia*, vol. 132. p.479–91.

HOJO, MK; WADA-KATSUMATA, A; AKINO, T; YAMAGUCHI, S; OZAKI, M. & YAMAOKA, R. 2008. Chemical disguise as particular caste of host ants in the ant inquiline parasite *Niphana fusca* (Lepidoptera: Lycaenidae). *Proceedings of the Royal Society of London B*. (doi: 10.1098/rspb.2009.1064).

HOLLAND, MM; RISSER, PG & NAIMAN, RJ. 1991. Ecotones: the role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments. New York: Chapman & Hall.

HÖLDOBLER, B & WILSON, EO. 1990. The ants. Harvard Univ Press N1:732

HÖLDOBLER, B. & WILSON, EO. 2009. The Superorganism: The Beauty, elegance, and strangeness of insect societies. New York, W.W. Norton & Co. p.17.

JOLY, CA; AIDAR, MPM; KLINK, CA; MCGRATH, DG; MOREIRA, AG; MOUTINHO, P; NEPSTAD, D; OLIVEIRA, AA; POTT, A; RODAL, MJN & SAMPAIO, EVSB. 1999. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. *Ciência e Cultura*, vol. 51, p.331- 348.

KASPARI M; WARD PS & YUAN M. 2004. Energy gradients and the geographic distribution of local ant diversity. *Oecologia*, vol.140, p.407–413.

LEAL, IR. 2003. Diversidade de Formigas em Diferentes Paisagens da Caatinga. Alagoas Sergipe, Cap.10, p.435-462.

LEAL, IR; FILGUEIRAS, BKC; GOMES, JP; IANNUZZI, L & ANDERSEN, AN. 2012. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. *Biodivers Conserv*, vol. 2, p.1687–1701.

LEAL, IR; SILVA, JMC; TABARELLI, M & LACHER, T. 2005. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Conservation Biology*, vol. 19, p. 701-706.

LEAL, IR; TABARELLI, M & SILVA, JMC. 2008. *Ecologia e conservação da Caatinga*, 3 ed. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

LEWINSOHN, TM & PRADO, PI. 2002. *Biodiversidade Brasileira: síntese de estado atual do conhecimento*. São Paulo: Editora Contexto, p.176.

MAAREL, E. VAN DER. 1990. Ecotones and ecoclines are different. *Journal of Vegetation Science*, vol. 1, p. 135-138.

MAGRIN, G; MARENGO, J; BOULANGER, JP; BUCKERIDGE, MS; CASTELLANOS, E; POVEDA, G; SCARANO, FR & VICUÑA, S. 2014. Central and South America. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. In Press, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

MARINHO, CGS; ZANETTI, R; DELABIE, JHC; SCHLINDWEIN, MN; RAMOS, LS. 2002. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serapilheira em eucaliptais (Myrtaceae) e área de Cerrado de Minas Gerais. *Neotrop Entomol*, vol. 31, p.187–195

MEDINA, A. M. 2012. *Variação Temporal e Preferência Alimentar em uma comunidade de Scarabaeinae em um fragmento de Caatinga (Milagres, BA)*. M. Sc. thesis, Universidade Estadual de Feira de Santana, p.94.

METZGER, JP; MARTENSEN, AC; DIXO, M; BERNACCI, LC; RIBEIRO, MC; TEIXEIRA, AMG & PARDINI, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape

changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biol. Conserv*, Vol. 142, no. 6, p.1166-1177.

MORRONE, JJ. 2014. Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. *Zootaxa*, vol. 3782, p. 1–110.

MOUTINHO, P; NEPSTAD, DC & DAVIDSON, ED. 2003. Influence of leaf-cutting ant nests on secondary forest growth and soil properties in Amazonia. *Ecology*, vol. 84, p. 1265-1276.

MURPHY, PG & LUGO, AE. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annu. Rev. Ecol. Syst*, vol. 17, p. 67–88.

MYERS, N; MITTERMEIER, RA; MITTERMEIER, CG; FONSECA, GAB & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, vol. 403, no. 6772, p. 853-858.

NAIMAN, RJ & DÉCAMPS, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 28, p.621–658.

OLIVEIRA, GV; FREIRE, CB; SILVA, KS; MARTINS, FRS & CORRÊA, MM. 2009. Diversidade de formigas de áreas preservadas e em regeneração de Caatinga da Floresta Nacional Contendas do Sincorá, sudoeste da Bahia. In: *Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil*. São Lourenço.

OLIVEIRA, PS & PIE, MR. 1998. Interaction between ants and plants bearing extrafloral nectaries in cerrado vegetation. *An Soc Entomol Bras*, vol. 27, p.161–176.

OLIVEIRA-FILHO, AT & FONTES, MAL. 2000. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. *Biotrópica*, vol. 32, no. 4b, p. 793-810.

PACHECO, R. & VASCONCELOS, HL. 2012. Habitat diversity enhances ant diversity in a naturally heterogeneous Brazilian landscape. *Biodiv. Conserv*, vol. 21, p. 797–809.

PENNINGTON, RT; PRADO, DA & PENDRY, C. 2000. Neotropical seasonally dry forests and quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography*, vol. 27, p. 261–273.

PETERS, DPC; GOSZ, JR; POCKMAN WT; SMALL, E; PARMENTER, RR; COLLINS, SL & MULDAVIN, E. 2006. Integrating patch and boundary dynamics to understand and predict biotic transitions at multiple scales. *Landscape Ecology*, vol. 21, p. 19–33.

PIANKA, ER. 1980. Guild structure in desert lizards. *Oikos*, vol. 35, p.194-201.

PORTILLO-QUINTERO, C & SANCHEZ, A. 2010. Extent and Conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, vol. 143, p. 144–155.

PRADO, DE. 2003. As Caatingas da América do Sul. Pp 3–73. In: Leal, I.R., Tabarelli, M. & Silva, J.M.C. (eds.). *Ecologia e conservação da Caatinga*. Recife, Editora UFPE, p. 804.

REYES-LÓPEZ, J; RUIZ, N; & FERNÁNDEZ-HAEGER, J. 2003. Community structure of ground-ants: the role of single trees in a Mediterranean pastureland. *Acta Oecologica*, vol. 24, p.195-202

RIBAS, CR & SCHOEREDER, JH. 2007. Ant communities, environmental characteristics and their implications for conservation in the Brazilian Pantanal. *Biod Conserv*, vol. 16, p. 1511-1520.

RIBAS, CR; SCHOEREDER, JH; PIC, M & SOARES, SM. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecol*, vol. 28, p. 305–314.

RIBEIRO, MC; METZGER, JP; MARTENSEN, AC; PONZONI, FJ & HIROTA, MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, vol. 142, no. 6, p. 1141-1153.

RICKLEFS, RE. 2006. Evolutionary diversification and the origin of the relationship of diversity environment. *Ecology* 87:3–13. doi: 10.1890/0012-9658(2006)87[3:edatoo]2.0.co;2

RICKLEFS, RE. 2004. A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters*, vol.7, p.1–15.

RICO-GRAY, V & OLIVEIRA, PS. 2007. The ecology and evolution of ant–plant interactions. Chicago: The University of Chicago Press, p. 331.

RODAL, MJN. 1992. Fitossociologia da vegetação arbustivo-arbórea em quatro áreas de caatinga em Pernambuco. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade Estadual de Campinas.

RODAL, MJN; LINS E SILVA, ACB; PESSOA, LM. & CAVALCANTI, ADC. 2005. Vegetação e flora fanerogâmica da área de Betânia, Pernambuco. p. 91-119 in: Araújo, F.S., Rodal, M. J. N. & Barbosa, M. R. V. (orgs). Análise das variações da biodiversidade do bioma caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.

ROSUMEK, FB; SILVEIRA, FAO; NEVES, FS; BARBOSA, NP; DINIZ, L; OKI, Y; PEZZINI, F; FERNANDES, GW & CORNELISSEN, T. 2009. Ants on plants: a meta-analysis of the role of ants as plant biotic defenses. *Oecologia*, vol.160, p.537–549.

SAMPAIO, EVSB. 1995. Overview of the Brazilian Caatinga. Pp 35-63. In Bullock S H, Mooney HA, Medina E (eds) *Seasonal dry tropical forests*. Cambridge University Press, p. 450.

SANCHEZ-AZOFEIFA, GA; QUESADA, M; RODRIGUEZ, JP. 2005. Research priorities for Neotropical dry forests. *Biotropica*, vol. 37, p. 477–85.

SANDERS, NJ; LESSARD, JP; FITZPATRICK, MC; DUNN, RR. 2007. Temperature, but not productivity or geometry, predicts elevational diversity gradients in ants across spatial grains. *Glob Ecol Biogeogr*, vol. 16, p.640–649.

SILVA, RR & BRANDÃO, CRF. 1999. Formigas (Hymenoptera: Formicidae) como indicadoras da qualidade ambiental e da biodiversidade de outros invertebrados terrestres. *Biotemas*, vol. 12, p. 55–73.

SOBRINHO, TG & SHOEREDER, JH. 2006. Edge and shape effects on ant (Hymenoptera: Formicidae) species richness and composition in forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, vol. 16, p. 1459–1470.

SOUSA-SOUTO, L; SHOEREDER, JH & SCHAEFER, CEGR. 2007. Leaf- cutting ants, seasonal burning and nutrient distribution in Cerrado vegetation. *Austral Ecol*, vol. 32, p. 758-765.

STEVENS, MHH & CARSON, WP. 2002. Resource quantity, not resource heterogeneity, maintains plant diversity. *Ecology Letters*, vol. 5, p. 420–426.

SUMMERVILLE, KS; BOULWARE, M; VEECH, JA & CRIST, TO. 2003. Spatial variation in species diversity and composition of forest Lepidoptera in eastern deciduous forests of North America. *Conserv. Biol*, vol. 17, p. 1045–57.

SUNDERLAND, T; APGAUA, D; BALDAUF, C; BLACKIE, R; COLFER, C; CUNNINGHAM, AB; DEXTE, K; DJOUDI, H; GAUTIER, D; GUMBO, D; ICKOWITZ, A; KASSA, H; PARTHASARATHY, N; PENNINGTON, RT; PAUMGARTEN, F; PULLA, S; SOLA, P; TNG, D; WAEBER, D & WILMÉ, L. 2015. Global dry forests: a prologue. *International Forestry Review*, vol.17, no. 2, p.1-9.

TABARELLI, M; AGUIAR, AV; RIBEIRO, MC; METZER, JP & PERES, CA. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, vol. 143, p. 2328-2340.

TEWS, J; BROSE, U & GRIMM, V. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J Biogeogr*, vol. 31, p. 79–92. doi: 10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x

TOWNSEND, CR; BEGON, M & HARPER, JL. 2010. *Fundamentos em ecologia*. Porto Alegre: ArtMed, p.576

VARGAS, AB; MAYHÉ-NUNES, AJ; QUEIROZ, JM; SOUZA, GO & RAMOS, EF. 2007. Efeitos de fatores ambientais sobre a mirmecofauna em comunidade de Restinga no Rio de Janeiro, RJ. *Neotrop. Entomol.*, vol. 36, p. 28–37.

VASCONCELOS, HL; CARVALHO, KS & DELABIE, JHC. 2001. Landscape modifications and ant communities, p.199–206. In: R. O. Bierregaard Junior; C. Gascon & T. E. Lovejoy (eds). *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. New Haven, Yale University Press, p.478.

VASCONCELOS, HL; VILHENA, JMS; FACURE, KG & ALBERNAZ, ALKM. 2010. Patterns of ant species diversity and turnover across 2000 km of Amazonian floodplain Forest. *Journal of Biogeography*, vol. 37, p. 432 – 440.

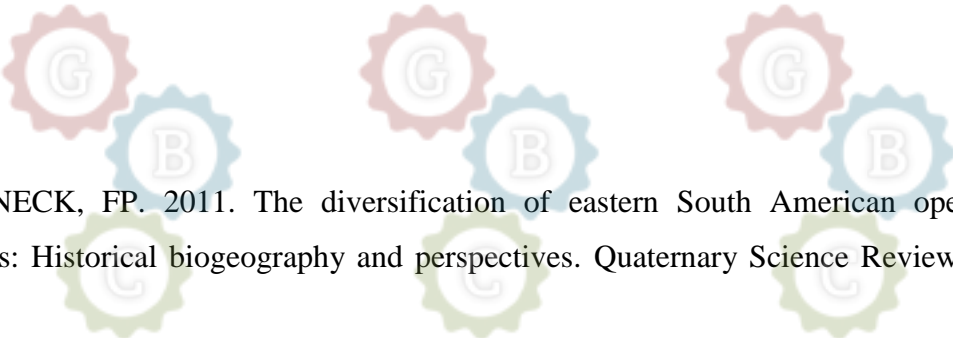
VELOSO, HP; RANGEL-FILHO, ALRR & LIMA, JCA. 1991. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Editora da Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.

WAGNER, HH; WILDI, O & EWALD, CW. 2000. Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecol*, vol. 15, p. 219–2

WARD, PS. 2006. *Ants*. *Curr Biol*, vol. 16, p. 152–155.

WEISER, MD; SANDERS, NJ; AGOSTI, D; ANDERSEN, AN; ELLISON, AM; FISHER, BL; GIBB, H; GOTELLI, NJ; GOVE, AD; GROSS, K; GUÉNARD, B; JANDA, M; KASPARI, M; LESSARD, JP; LONGINO, JT; MAJER, JD; MENKE, SB; MCGLYNN, TP; PARR, CL; PHILPOTT, SM; RETANA, J; SUAREZ, AV; VASCONCELOS, HL; YANOVIK, SP & DUNN, RR. 2010. Canopy and litter ant assemblages share similar climate–species density relationships. *Biol Lett*, vol. 6, p. 769–772

WENNINGER, EJ & INOUE, RS. 2008. Insect community response to plant diversity and productivity in a sagebrush–steppe ecosystem. *J Arid Environ*, vol. 72, p. 24–33



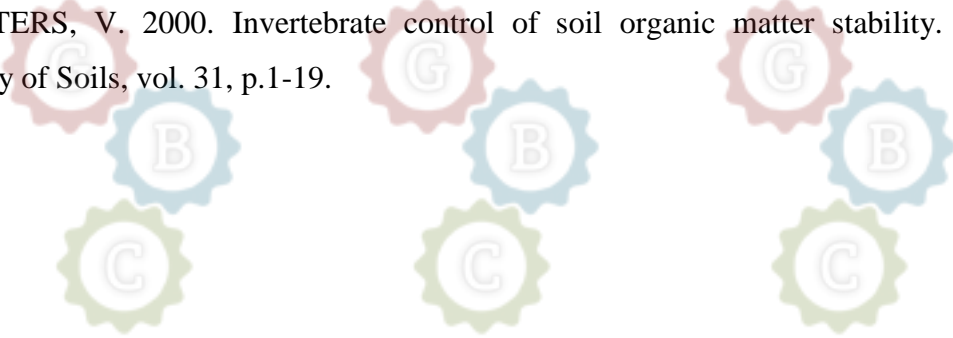
WERNECK, FP. 2011. The diversification of eastern South American open vegetation biomes: Historical biogeography and perspectives. *Quaternary Science Reviews*, vol. 30, p. 1–19.

WHITMORE, TC. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology*, vol. 70, p. 536-538.

WILSON, EO & HÖLLDOBLER, B. 2005. Eusociality: origin and consequences. *Proc Natl Acad Sci USA*, vol. 102, p. 13367-13371.

WILSON, EO. 2010. *Ant Ecology*. Oxford University Press, New York, p.429.

WOLTERS, V. 2000. Invertebrate control of soil organic matter stability. *Biology and fertility of Soils*, vol. 31, p.1-19.



Efeito da Heterogeneidade Espacial na Estruturação das Comunidades de Formigas no Ecótono mata úmida, mata de cipó (domínio da Mata Atlântica) e Caatinga

Resumo

Anselmo S. Souza¹ Ivan C. do Nascimento² Mirian C. de Almeida² Ana M. Waldschmidt^{1,2}

O nosso estudo investigou os efeitos da heterogeneidade espacial sobre as comunidades de formigas na unidade de conservação Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil, num gradiente de Caatinga, Mata de Cipó a Mata Úmida (domínio da Mata Atlântica) numa escala local. Para isso, foram limitados três transectos em cada uma das fitofisionomias. Para o levantamento da fauna de formigas utilizamos duas metodologias complementares, o Pitfall trap e o Extrator de Winkler. Como medida de heterogeneidade ambiental foram avaliadas a estrutura da vegetação, medidas estruturais do solo e medidas climáticas. No total, foram registradas 158 espécies de formigas pertencentes a 48 gêneros. A maior riqueza e diversidade de espécies foram encontradas na mata úmida, seguida por mata de cipó e Caatinga. Quando analisadas as fitofisionomias separadamente, nenhum das variáveis analisadas explicou a riqueza local de formigas, no entanto, uma comparação entre as fitofisionomias indicou que as variáveis umidade do solo, abertura de dossel e densidade de plantas foram as que determinaram a riqueza de espécies de formigas. A análise de redundância (RDA) evidenciou que a composição das comunidades de formigas está relacionada com as medidas de heterogeneidade ambiental. Os Fatores que melhor explicaram este resultado foram o diâmetro a altura do peito (DAP) e altura média da vegetação. A composição das comunidades analisadas a partir das espécies foi espacialmente distinta entre os transectos de mesma fitofisionomia, sendo que mata úmida e mata de cipó apresentou uma distribuição de espécies de formigas mais similares, enquanto que a Caatinga a separação espacial tanto em nível de fitofisionomia quanto de transectos. Aliado a formação de grupos de formigas por fitofisionomias, encontramos também grupos específicos a cada variável ambiental, como exemplo, *Dinoponera quadriceps* e *Ectatomma suzanae*, que tiveram sua frequência de ocorrência restritas Caatinga. Nossos resultados demonstram uma fauna de formigas rica em regiões de transição e com formação de grupos específicos dependendo da variável e escala ambiental adotada.

1.
Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação – PPGGBC
Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, *Campus* Jequié
Jequié, BA 45200-000, Brasil
E-mail: souzaa.s@hotmail.com

2.
Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, *Campus* Jequié
Avenida José Moreira Sobrinho, SN, Bairro Jequezinho
Jequié, BA 45200-00, Brasil

2.
Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, *Campus* Jequié
Avenida José Moreira Sobrinho, SN, Bairro Jequezinho
Jequié, BA 45200-00, Brasil

1.2
Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação – PPGGBC
Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, *Campus* Jequié
Avenida José Moreira Sobrinho, SN, Bairro Jequezinho
Jequié, BA 45200-00, Brasil

Palavras-chave: Biodiversidade, Caatinga, Conservação, Comunidades de formigas, Mata Atlântica.

7.0 Introdução

A biodiversidade é tipicamente distribuída de forma heterogênea entre os habitats, paisagens e regiões. Compreender como e porque a distribuição espacial de espécies muda a diversidade entre as escalas espaciais estão entre os principais interesses da teoria ecológica (Ricklefs, 2006). Dentro desse contexto, estudar a biodiversidade se torna cada dia mais importante, uma vez que a conservação da biodiversidade tem se tornado foco de diversos estudos (Tabarelli e Silva 2002; Galetti et al. 2015).

O papel da heterogeneidade ambiental na estruturação e relação entre as comunidades é diversificado, sobretudo a depender do grupo em estudo, sendo um fator importante na distribuição e determinação da diversidade biológica para diferentes táxons. A heterogeneidade ambiental pode determinar a disponibilidade e oferta de recursos e, consequentemente, a coexistência entre as espécies, podendo proporcionar melhores sítios para a nidificação, competição e estratégias de forrageamento para os mais diversificados grupos (Barbosa e Fernandes 2003).

Biodiversity and Conservation

Numa escala espacial, descrever a heterogeneidade ambiental nos remete a discutir sobre zonas de transições biogeográficas, nesse caso em especial, zona de ecótono, que são importantes para compreensão de fatores que estruturam uma comunidade, como a riqueza e composição de espécies. Ao mesmo tempo podem explicar a razão de algumas comunidades biológicas apresentarem mais espécies que outras (Begon et al. 2006).

Clements (1905) foi um dos primeiros a usar o termo ecótono, definindo-o como delimitações estáveis existentes entre comunidades vegetais distintas. Esta definição implica em duas condições: primeiro que ecótonos referem-se apenas a vegetação e não outros grupos taxonômicos e segundo que em ecótonos podem ocorrer mudanças visualmente perceptíveis, podendo implicar uma alteração na fitofisionomia do ambiente. No entanto, tornou-se claro que nem todos os grupos taxonômicos respondem de forma semelhante às alterações existentes em regiões ecótono.

Diversos parâmetros são testados para avaliar como esses ecótonos determinam as comunidades locais. Entre eles, a complexidade da vegetação tem sido um dos fatores mais importantes para explicar o aumento da heterogeneidade ambiental e estruturação das comunidades animais (Neves et al. 2006; Silva et al. 2014). No entanto, outros fatores como temperatura, altitude, tipo de vegetação, profundidade de serapilheira, abertura de dossel, densidade de árvores também são utilizados (Cardoso et al. 2010; Leal et al. 2012).

A transição entre dois biomas ou entre duas comunidades representam uma transição biogeográfica no seu sentido mais amplo, porém, a constituição específica de cada zona de transição depende das particularidades dos organismos que fazem parte dessas regiões (Ferreira & Morrone, 2014). A maneira como as áreas de ecótono moldam a estruturação das comunidades e modificam a heterogeneidade espacial numa escala local já foi avaliada para diferentes grupos animais como herpetofauna (Urbina-Cardona et al., 2006); pequenos mamíferos (Santos e Henriques, 2010), vespas parasitoides (Macfadyen et al. 2015), formigas (Carvalho et al. 2004; Neves et al. 2006; Campos et al. 2008; Silva et al. 2014), *Scarabaeidae* (Coleoptera) (Endres et al. 2007), peixes (Súarez, 2008) e ecossistemas aquáticos (Neiff, 2003).

Nesse contexto, elaboramos as seguintes questões: 1) As comunidades de formigas de ecótono Mata Atlântica e Caatinga estão estruturadas da mesma maneira? 2) Se sim, quais fatores ambientais que melhor explicam a diversidade local dessas comunidades?

Para estas perguntas, testamos as seguintes hipóteses:

H1: A riqueza e a diversidade de espécies de formigas aumentam em função da complexidade estrutural das fitofisionomias.

Biodiversity and Conservation

H2: A composição de espécies de formigas é diferente entre as três fitofisionomias, e apresenta maior similaridade entre as fitofisionomias mais próximas em termos de complexidade ambiental.

8.0 Metodologia

8.1 Área de Estudo

O material biológico foi coletado no Parque Nacional de Boa Nova (PARNA) (**Figura 1**) com pontos de coleta distintos em cada fitofisionomia da Caatinga (14°21'23.1"S; 40°16'02.3"W), Mata de cipó (14°19'43.7"S; 40°12'08.5"W) e Mata Umida (14°24'43.3"S; 40°08'19.2"W). O Parque Nacional de Boa Nova apresenta temperatura média de 20,1°C e precipitação pluviométrica de 700 mm anual (CEPTEC 2015).

O PARNA foi criado pelo decreto s/n° de 11 de junho de 2010, juntamente com a área de Refúgio de vida Silvestre, especialmente para proteger uma espécie de ave ameaçada de extinção, o gravatazeiro *Rhopornis ardesiacus*, um Thamnophilidae neotropical, de gênero monotípico (Sick, 1997) e para proteger, regenerar e manter a conexão das paisagens naturais da região (Morsello, 2005). Localizado na porção nordeste do Planalto da Conquista, a região apresenta os domínios úmidos da Mata Atlântica, seco da Caatinga e a área de transição entre estas duas fisionomias, que são as Floretas Estacionais Semidecidua, também conhecidas como Mata de Cipó (Morsello, 2005). Esta área está entre as áreas prioritárias para a conservação de invertebrados da Mata Atlântica e Campos Sulinos, sendo considerada como de extrema importância biológica, devido ao escasso conhecimento da fauna de invertebrados (MMA, 2007).

A região do Parque é uma unidade geomórfica representada por serras, com altitude variando de 400 a 1.500 metros acima do nível do mar. As modificações presentes no relevo têm grande influência no regime de chuvas da região, que varia de 600 a 1500 mm, com as menores precipitações na porção oeste (300 mm/ano) e as maiores no leste (1.500 mm/ano) (Morsello, 2005). As duas áreas possuem principalmente três tipos de fitofisionomias: a Floresta Ombrófila Montana ao lado leste, aqui tratada como Mata Atlântica, a Caatinga ao lado oeste e a Floresta Semidecidual, localizada entre estas duas. As três fitofisionomias estão localizadas próximas umas das outras, podendo ir da área mais seca à mais úmidas num percurso de apenas 15 km (Mariano-Neto, 2005).

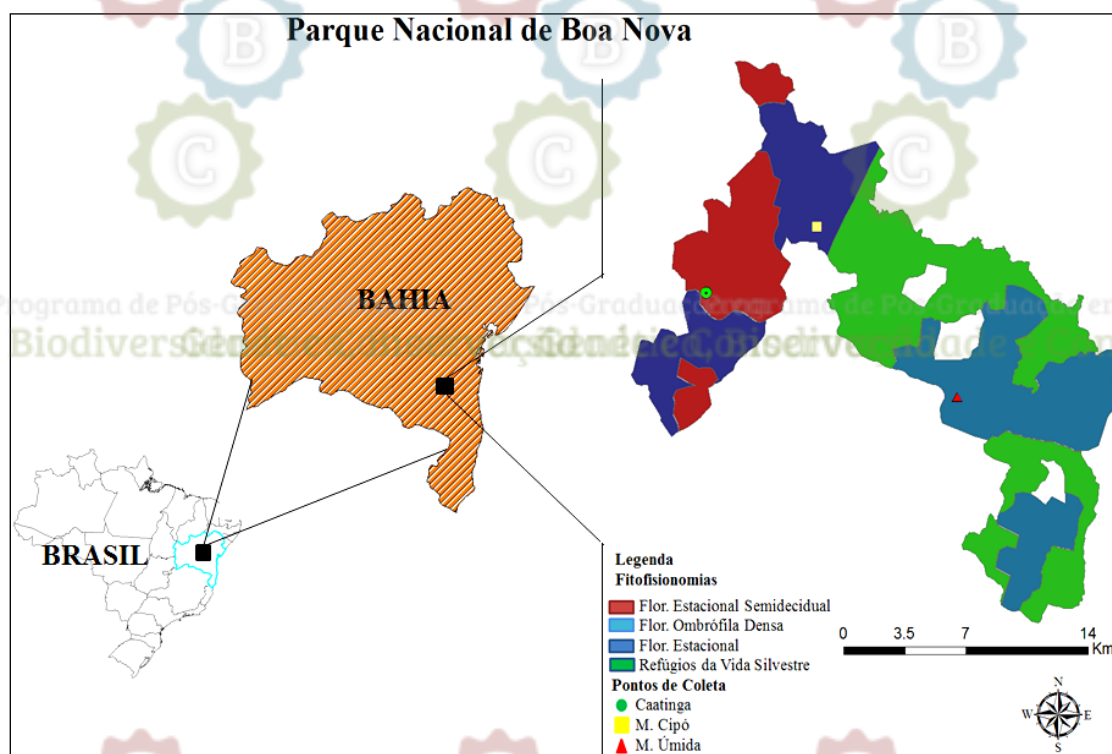


Figura.1 Pontos de coleta de Formicidae no Parque Nacional de Boa Nova evidenciando as fitofisionomias: Floresta Estacional Semidecidual (Mata de Cipó); Floresta Ombrófila densa (Mata úmida) e Floresta Estacional Decidual (Caatinga).

8.2 Coleta de Material Biológico

Amostragem da Mirmercofauna

A coleta do material biológico foi realizada entre julho e dezembro de 2014. Foram estabelecidos três transectos em cada uma das fitofisionomias amostradas, totalizando nove transectos. Em cada um foram instaladas 30 armadilhas do tipo *pitfall* e 30 armadilhas do tipo mini-Winkler, exceto para a Caatinga onde foi realizado somente amostragem com *pitfall*, em função da pouca quantidade de serrapilheira.

O *pitfall trap* (armadilha de queda), permaneceram em campo por 24 horas contendo uma solução de álcool a 70%, dispostos a uma distância de 20 metros entre pontos amostrais (total de 90 amostras por fitofisionomia). Neste mesmo ponto amostral do *pitfall* foi delimitada uma área para coleta de 1m² de todo o folhicho/serrapilheira colocada num peneirador e a parte mais fina desse sedimento foi depositada no extrator de mini-Winkler por 72 horas. A metodologia de coleta segue o Protocolo *All* (Agosti e Allonso, 2000) para estudos de diversidade de formigas.

Todos os espécimes foram depositados na coleção de referência da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, UESB, Campus Jequié e na coleção de Mirmecologia do *Biodiversity and Conservation*

Centro de Pesquisas do Cacau em Ilhéus, Bahia. As identificações das espécies foram de acordo com (Bolton, 2004).

8.3 Estrutura da vegetação e Medidas dos Parâmetros Abióticos

Para avaliar a estrutura da vegetação foram estabelecidas em cada transecto de cada uma das fitofisionomias estudadas três parcelas de 10x20 metros, totalizando 27 parcelas. Foram contabilizados o número de indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito (DAP > 10 cm), altura e quantidade de árvore por parcela também foi medida seguindo a metodologia de Felfili et al. (2005).

A fim de fazer a comparação entre os microhabitats, foram fotografados os locais onde cada armadilha foi posicionada. Essa amostragem consistiu de três fotos, num raio de 1m², em áreas distintas sorteadas aleatoriamente, estando à câmera num tripé, posicionada a um metro do solo, na vertical. Posteriormente, essas imagens foram transformadas em preto e branco e, com o auxílio do software *Envi classic* (versão 5.0), foi obtida a porcentagem de branco que representou a abertura do dossel e também o desvio padrão gerado pela abertura de dossel.

Juntamente com as medidas da estrutura da vegetação e para avaliar a heterogeneidade ambiental, foram tomadas medidas da temperatura do ar, altura de serapilheira, medida de pH e dureza do solo e número de galhos em decomposição que possuíam mais de 5 cm de comprimento e 1 cm de diâmetro.

8.4 Análises Quantitativas

Riqueza

As matrizes com a ocorrência das espécies foram geradas de acordo com sua presença e ausência para cada fitofisionomia e método de coleta empregado.

A riqueza estimada de espécies por fitofisionomia foi obtida com o estimador *Jackknife* de primeira ordem utilizando o programa Estimate S versão 9.1.0 (Colwell, 2013). A Riqueza média de espécies de formigas por amostra e fitofisionomias foi estimada pelo índice de *Shannon - Weaver* com o auxílio do programa *Sistatic* (versão 12.0). Este índice considera igual peso entre as espécies raras e abundantes (Magurran, 1988).

As curvas de acumulação de espécies para a riqueza observada e estimada foram obtidas usando o software Estimate S versão 9.1.0 (Colwell, 2013). Estas são importantes, pois fornecem informações a cerca da taxa de acumulação das espécies em relação ao esforço amostral e ao mesmo tempo eficiência do processo de amostragem (Gotelli & Colwell, 2001).

Biodiversity and Conservation

8.6 Variáveis Ambientais e Riqueza

Para testar quais variáveis ambientais estariam estruturando a riqueza estimada de Formicidae foi utilizada uma análise de Regressão Múltipla que foi realizada entre nove preditores ambientais, sendo que abertura de dossel, altura da vegetação, densidade de árvores e DAP estão associados à estrutura da vegetação; dureza do solo, pH do solo, umidade do solo associados à estrutura do solo e umidade do ar, temperatura do ar associados a condições climáticas.

Neste caso, o efeito de cada variável preditora foi testado separadamente, controlando a variação das demais variáveis predictoras. Para medir o tamanho do efeito de cada uma das variáveis explicativas sobre a variável resposta foi utilizado o coeficiente de inclinação da reta beta. Como as variáveis analisadas apresentavam escalas diferentes de variação em função das diferentes unidades de medidas usadas, foi utilizado o coeficiente de inclinação padronizado. Os coeficientes de regressão (ou coeficientes Beta) representam a contribuição independente de cada variável para a predição da variável dependente. Este tipo de correlação é também referida como correlação parcial.

Para avaliar se a composição de espécies de formigas é explicada pelas variáveis ambientais utilizamos a Análise Discriminante Regularizada (RDA) realizada com o *software* R (versão 3.2.2 *package vegan*). Essa análise se utiliza de uma regressão linear não ponderada e comum (SVD) que ordena as matrizes de dados bióticos e abióticos, estabelecendo, assim, uma associação entre variáveis ambientais e a ocorrência das espécies (Legendre e Legendre, 2003).

Para avaliarmos a similaridade entre as fitofisionomias e a fauna de formigas submetemos os dados de presença ou ausência em cada transecto de todas as espécies a uma análise de ordenação. Utilizamos como método de ordenação o escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), é um dos métodos de ordenação mais robustos a situações não lineares e frequentemente resume mais informações em menos eixos do que outras técnicas indiretas de ordenação (Legendre e Legendre, 2003).

A fim de verificarmos a similaridade na composição entre as espécies e gêneros de formigas, tendo por base as fitofisionomias, foi realizada análise de agrupamento, utilizando o UPGMA (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*) (Legendre e Legendre, 2003) e o índice de Jaccard como medida de similaridade entre as comunidades de formigas. A UPGMA permite destacar os grupos que apresentam similaridades entre si. A análise de agrupamento tem como objetivo descrever de maneira clara e sintética, usando um

Biodiversity and Conservation

dendrograma, a estrutura de uma comunidade, determinando a composição de suas unidades funcionais e a relação que existe entre elas (Valentin, 2000).

9.0 Resultados

9.1 Variáveis abióticas

Quando comparado o conjunto das variáveis abióticas, ou seja, as métricas ambientais usadas para explicar a estruturação das comunidades de formigas entre fitofisionomias, somente pH do solo não apresentou diferença significativa ($F=0,354$; $p=0,152$) (**Tabela 1**).

Tabela 1: Valores médios para as variáveis abióticas por fitofisionomia do Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil durante o período de julho a dezembro de 2014.

Variável Dependente	df	Média	F	p	N	r	R ²
Temperatura CAA/ MC/ MTU	2	261.660	157.249	0.000*	450	0.643	0.413
Umidade Relativa CAA/ MC/ MTU	2	2726.000	34.519	0.000*	450	0.366	0.134
pH do solo CAA/ MC/ MTU	2	0.354	1.895	0.152	450	0.092	0.008
Dureza do solo CAA/ MC/ MTU	2	25.066	65.899	0.000*	450	0.477	0.228

Legenda: CAA = Caatinga; MC = Mata de Cipó; MTU= Mata Úmida.

9.2 Riqueza de espécies

No total foram coletadas 158 espécies/morfoespécies de formigas, pertencentes a 10 subfamílias e 48 gêneros. A subfamília Myrmicinae apresentou a maior riqueza (89 espécies), seguida por Ponerinae com (21 espécies) e Formicinae (17 espécies). Os gêneros com maior riqueza foram *Pheidole* (26 morfoespécies), *Solenopsis* e *Strumigenys* (11 morfoespécies cada) bem como, *Camponotus* com nove morfoespécies.

A riqueza média de espécies por amostras diferiu entre as fitofisionomias ($F=84.281$; $df=1$ $p<0,001$; $n=450$) (**Figura 2**) com 42 espécies para Caatinga, 77 espécies para mata de cipó e 103 espécies para mata úmida (**Tabela 2**). A diversidade de espécies seguiu o mesmo padrão ($F=66.319$; $df=1$ $p=0,000$) (**Figura 3**).

As espécies de formiga mais frequentes foram: *Dinoponera quadriceps* (69%), *Ectatomma suzanae* (30%) e *E. muticum* (28%), todas amostradas exclusivamente na Caatinga (**Tabela 2**).

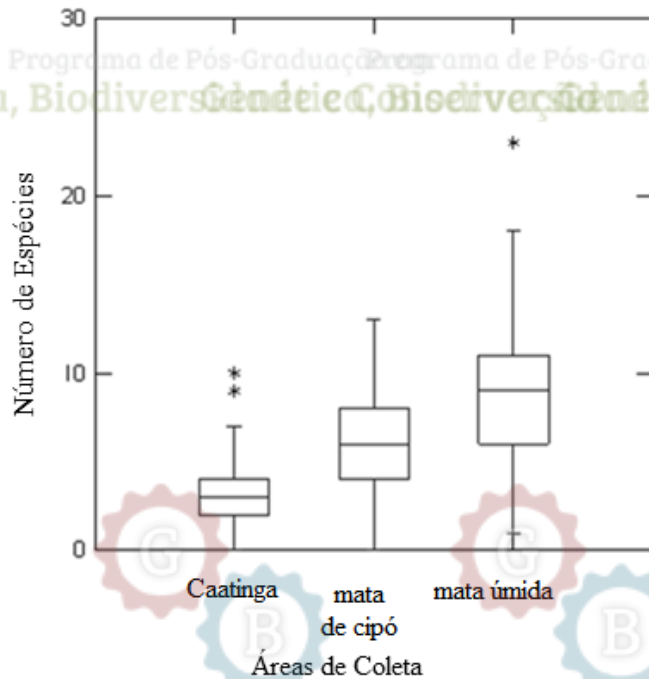


Figura. 2 Riqueza média de espécies de formigas por amostra e fitofisionomias, no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de Julho a Dezembro de 2014.

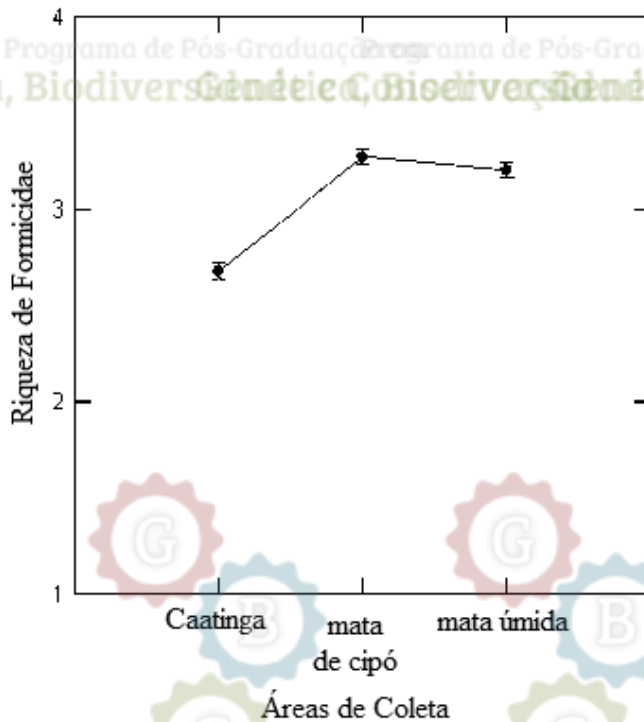


Figura. 3 Índice de diversidade de Shannon para três fitofisionomias no Parque Nacional de Boa Nova, Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de Julho a Dezembro de 2014.

Dos 48 gêneros amostrados 10 foram exclusivos de mata úmida (*Amblyopone*, *Monomorium*, *Dolichoderus*, *Cerapachys*, *Eciton*, *Myrmelachista*, *Heteroponera*, *Basiceros*, *Megalomyrmex*, *Myrmicocrypta*), cinco de mata de cipó (*Apterostigma*, *Rogeria*, *Neoponera*, *Thaumatomyrmex*, *Discothyrea*) e dois de Caatinga (*Dorymyrmex*, *Dinoponera*) (**Tabela 3**). Alguns gêneros, embora não tenham apresentado ocorrência exclusiva, foram quase que restritos a uma fitofisionomia. Por exemplo, das 11 espécies de *Strumigenys* nove foram exclusivas de mata úmida. Fato similar ocorreu com *Hypoponera* que das sete espécies coletas, cinco foram exclusivas de mata úmida.

Tabela 2. Lista de espécies com frequência de ocorrência de formigas epigéicas em três fitofisionomias do Parque Nacional de Boa Nova, Boa Nova, Bahia, Brasil, julho a dezembro/2014.

Subfamília/Espécies	Caatinga	mata de cipó	mata úmida
Amblyoponinae			
<i>Amblyopone agostii</i> (Lacau & Delabie 2002)	-	-	1
Dolichoderinae			
<i>Dolichoderus attelaboides</i> (Fabricius 1775)	-	-	1
<i>Dolichoderus imitator</i> (Emery 1894)	-	-	2
<i>Dorymyrmex</i> sp.2	2	-	-
<i>Dorymyrmex thoracicus</i> (Gallardo 1916)	4	-	-
<i>Linepitema</i> sp.1	-	-	2
<i>Linepitema</i> sp.2	6	-	-
<i>Linepitema</i> sp.3	-	-	1
<i>Linepitema</i> sp.4	-	-	1
<i>Linepitema</i> sp.5	-	-	1
Dorylinae			
<i>Cerapachys</i> sp.	-	-	1
<i>Eciton burchelli</i> (Westwood 1842)	-	-	1
<i>Labidus coecus</i> (Latreille 1802)	-	-	1
<i>Labidus praedator</i> (Smith 1858)	-	1	1
Ectatomminae			
<i>Ectatomma suzanae</i> (Almeida Filho 1986)	30	-	-
<i>Ectatomma edentatum</i> (Roger 1863)	-	8	4
<i>Ectatomma muticum</i> (Mayr 1870)	28	-	-
<i>Gnamptogenys</i> sp.1	-	-	1
<i>Gnamptogenys</i> sp.2	-	8	1
<i>Gnamptogenys</i> sp.3	-	1	-
<i>Gnamptogenys</i> sp.4	1	-	-
<i>Gnamptogenys</i> sp.5	-	1	-
Formicinae			
<i>Brachymyrmex</i> sp.1	-	9	8
<i>Brachymyrmex</i> sp.2	-	-	2
<i>Brachymyrmex</i> sp.3	-	-	1

Continuação da tabela 2

<i>Camponotus</i> sp.1	18	7	-
<i>Camponotus</i> sp.2	-	1	-
<i>Camponotus</i> sp.3	1	-	-
<i>Camponotus</i> sp.4	-	-	3
<i>Camponotus</i> sp.5	-	-	1
<i>Camponotus</i> sp.6	-	1	-
<i>Camponotus</i> sp.7	2	1	-
<i>Camponotus</i> sp.8	1	-	-
<i>Camponotus</i> sp.9	-	1	-
<i>Myrmelachista</i> sp.1	-	-	1
<i>Nylanderia</i> sp.1	-	1	19
<i>Nylanderia</i> sp.2	-	-	1
<i>Nylanderia</i> sp.3	-	4	-
Heteroponerinae			
<i>Heteroponera</i> sp.	-	-	3
Myrmicinae			
<i>Acromyrmex aspersus</i> (Smith 1858)	2	-	-
<i>Acromyrmex subterraneus subterraneus</i> (Forel 1893)	1	2	1
<i>Apterostigma</i> sp.1	-	1	-
<i>Atta sexdens rubropilosa</i> (Linnaeus 1758)	-	9	1
<i>Basicros disciger</i> (Mayr 1887)	-	-	2
<i>Basicros</i> sp.	-	-	2
<i>Cephalotes atratus</i> (Linnaeus 1758)	-	1	-
<i>Cephalotes</i> sp.2	1	-	-
<i>Cephalotes</i> sp.3	-	1	-
<i>Crematogaster</i> sp.1	-	2	-
<i>Crematogaster</i> sp.2	-	3	2
<i>Crematogaster</i> sp.3	1	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.4	1	2	-
<i>Crematogaster</i> sp.5	-	1	1
<i>Cyphomyrmex</i> sp.1	-	-	1
<i>Cyphomyrmex</i> sp.2	-	2	11
<i>Cyphomyrmex</i> sp.3	-	-	1
<i>Cyphomyrmex</i> sp.4	-	1	-

Continuação da Tabela 2

<i>Hylomyrma</i> sp.1	-	7	3
<i>Hylomyrma</i> sp.2	-	-	1
<i>Megalomyrmex</i> sp.1	-	-	1
<i>Megalomyrmex</i> sp.2	-	-	1
<i>Monomorium floricola</i> (Jerdon 1851)	-	-	2
<i>Myrmicocrypta</i> sp.1	-	-	4
<i>Myrmicocrypta</i> sp.2	-	-	1
<i>Ochetomyrmex</i> sp.	-	6	1
<i>Octostruma</i> sp.1	-	9	9
<i>Octostruma</i> sp.2	-	-	1
<i>Oxyepoecus</i> sp.	1	3	1
<i>Pheidole</i> sp.1	0	13	1
<i>Pheidole</i> sp.10	3	2	2
<i>Pheidole</i> sp.11	8	2	-
<i>Pheidole</i> sp.12	14	2	1
<i>Pheidole</i> sp.13	2	-	-
<i>Pheidole</i> sp.14	-	-	1
<i>Pheidole</i> sp.15	-	2	10
<i>Pheidole</i> sp.16	19	-	1
<i>Pheidole</i> sp.17	1	-	2
<i>Pheidole</i> sp.18	3	1	1
<i>Pheidole</i> sp.19	-	-	2
<i>Pheidole</i> sp.2	16	3	23
<i>Pheidole</i> sp.20	-	7	1
<i>Pheidole</i> sp.21	1	19	7
<i>Pheidole</i> sp.22	1	-	-
<i>Pheidole</i> sp.23	8	-	-
<i>Pheidole</i> sp.24	-	-	1
<i>Pheidole</i> sp.25	2	-	1
<i>Pheidole</i> sp.26	-	-	1
<i>Pheidole</i> sp.3	1	3	6
<i>Pheidole</i> sp.4	-	1	5
<i>Pheidole</i> sp.5	-	4	3
<i>Pheidole</i> sp.6	-	-	13
<i>Pheidole</i> sp.7	-	1	15

Continuação da Tabela 2

<i>Pheidole</i> sp.8	-	3	8
<i>Pheidole</i> sp.9	-	-	7
<i>Procryptocerus</i> sp.1	-	1	-
<i>Procryptocerus</i> sp.2	1	-	-
<i>Rogeria</i> sp.1	-	1	-
<i>Solenopsis</i> sp.1	-	-	9
<i>Solenopsis</i> sp.10	2	2	-
<i>Solenopsis</i> sp.11	1	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.2	3	14	41
<i>Solenopsis</i> sp.3	20	21	23
<i>Solenopsis</i> sp.4	-	1	-
<i>Solenopsis</i> sp.5	-	26	-
<i>Solenopsis</i> sp.6	11	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.7	-	1	-
<i>Solenopsis</i> sp.8	-	-	1
<i>Solenopsis</i> sp.9	-	1	-
<i>Strumigenys</i> sp.1	-	-	15
<i>Strumigenys</i> sp.10	-	-	1
<i>Strumigenys</i> sp.11	2	-	-
<i>Strumigenys</i> sp.2	-	1	16
<i>Strumigenys</i> sp.3	-	-	2
<i>Strumigenys</i> sp.4	-	-	3
<i>Strumigenys</i> sp.5	-	-	3
<i>Strumigenys</i> sp.6	-	-	1
<i>Strumigenys</i> sp.7	-	-	2
<i>Strumigenys</i> sp.8	-	-	1
<i>Strumigenys</i> sp.9	-	-	1
<i>Trachymyrmex</i> sp.	-	1	-
<i>Trachymyrmex</i> sp.1	-	1	-
<i>Trachymyrmex</i> sp.2	4	-	-
<i>Trachymyrmex</i> sp.3	-	2	1
<i>Trachymyrmex</i> sp.4	-	1	-
<i>Trachymyrmex</i> sp.5	-	1	-
<i>Tranopelta gilva</i> (Mayr 1866)	-	-	1
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger 1863)	2	31	3

Continuação da Tabela 2

<i>Wasmannia</i> sp.1	1	1	1
Ponerinae			
<i>Anochetus</i> sp.1	-	1	1
<i>Anochetus</i> sp.2	-	-	11
<i>Anochetus</i> sp.3	-	4	-
<i>Dinoponera quadriceps</i> (Kempf 1971)	69	-	-
<i>Hypoponera</i> sp.1	-	1	2
<i>Hypoponera</i> sp.2	-	-	1
<i>Hypoponera</i> sp.3	-	-	1
<i>Hypoponera</i> sp.4	-	1	14
<i>Hypoponera</i> sp.5	-	-	2
<i>Hypoponera</i> sp.6	-	-	1
<i>Hypoponera</i> sp.7	-	-	2
<i>Neoponera bucki</i> (Borgmeier 1927)	-	1	-
<i>Neoponera villosa</i> (Fabricius 1804)	-	1	-
<i>Odontomachus meinerti</i> (Forel 1905)	-	1	3
<i>Odontomachus chelifer</i> (Latreille 1802)	-	2	3
<i>Odontomachus</i> sp.2	-	1	1
<i>Pachycondyla apicallis</i> (Smith 1857)	-	-	4
<i>Pachycondyla impressa</i> (Roger 1861)	-	-	11
<i>Pachycondyla apicallis</i> (Smith 1857)	-	-	1
<i>Pachycondyla</i> sp.	-	2	3
<i>Pachycondyla</i> sp. <i>prox magnifica</i>	2	3	1
<i>Pachycondyla striata</i> (Smith 1858)	-	1	9
<i>Pachycondyla venusta</i> (Forel 1912)	-	-	1
<i>Thaumatomyrmex</i> sp.	-	1	-
Proceratiinae			
<i>Discothyrea</i> sp.1	-	1	-
Pseudomyrmecinae			
<i>Pseudomyrmex</i> sp.1	1	-	-
<i>Pseudomyrmex</i> sp.2	1	-	-
<i>Pseudomyrmex</i> sp.3	-	1	-
<i>Pseudomyrmex tenuis</i> (Fabricius 1804)	-	6	-



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

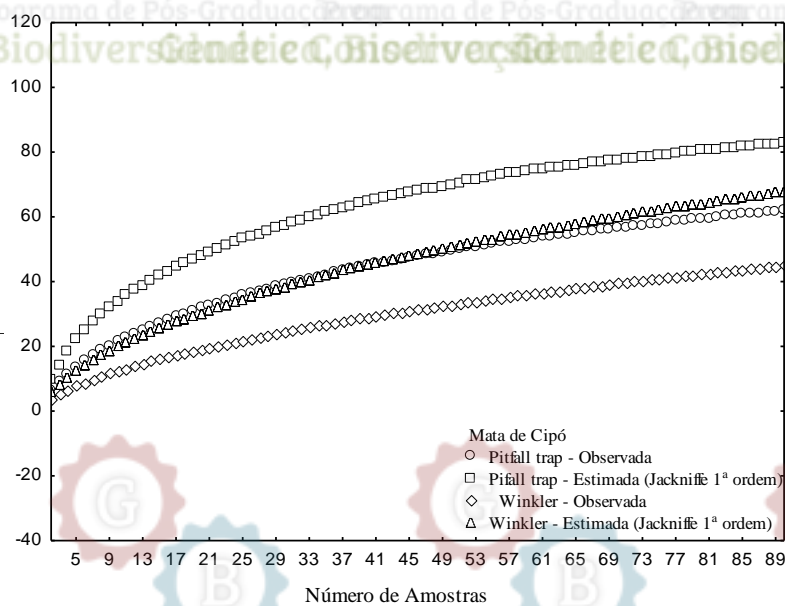
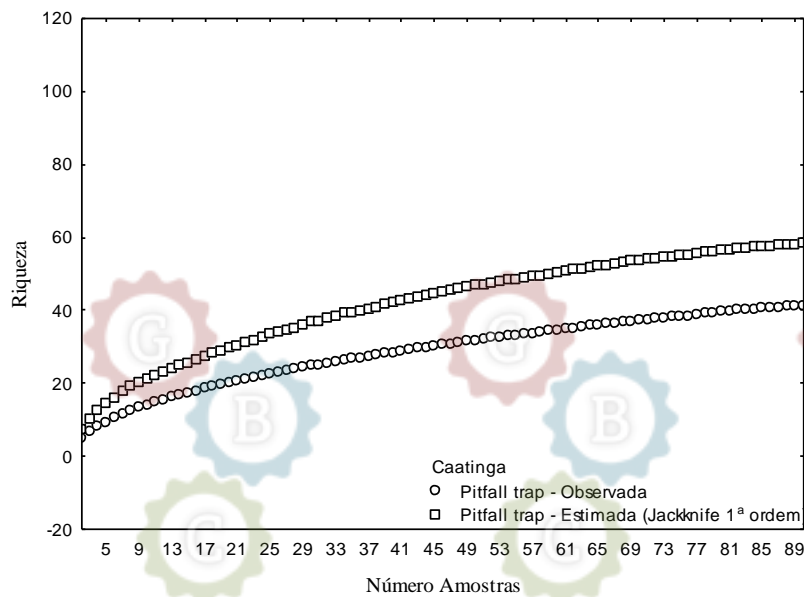


Biodiversity and Conservation
Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Tabela 3. Síntese da distribuição das espécies de formigas por gêneros/espécies em cada fitofisionomia do Parque Nacional de Boa Nova, Boa Nova, Bahia, Brasil. *Foram consideradas as espécies mais frequentes em cada fitofisionomia.

Ambientes	Gêneros com maior número de espécies	Gêneros exclusivos	*Espécies mais frequentes	Espécies exclusivas mais frequentes
Caatinga (42 / 20 espécies exclusivas)	<i>Pheidole</i> <i>Solenopsis</i> <i>Camponotus</i>	<i>Acromyrmex</i> <i>Dinoponera</i> <i>Dorymyrmex</i>	<i>Dinoponera quadriceps</i> <i>Camponotus</i> sp.1 <i>Ectatomma suzanae</i> <i>Ectatomma muticum</i> <i>Pheidole</i> sp.2	<i>Dinoponera quadriceps</i> <i>Ectatomma suzanae</i> <i>Ectatomma muticum</i> <i>Pheidole</i> sp.23 <i>Solenopsis</i> sp.6
Mata de cipó (77/ 28 espécies exclusivas)	<i>Pheidole</i> <i>Solenopsis</i> <i>Camponotus</i> <i>Trachymyrmex</i> <i>Octostruma</i>	<i>Apterostigma</i> <i>Discothyrea</i> <i>Neoponera</i> <i>Rogeria</i> <i>Thaumatomyrmex</i>	<i>Atta sexdens rubropilosa</i> <i>Brachymyrmex</i> sp.1 <i>Camponotus</i> sp.1 <i>Ectatomma edentatum</i> <i>Gnamptogenys</i> sp.2	<i>Pseudomyrmex tenuis</i> <i>Solenopsis</i> sp.5
Mata úmida (103 / 54 espécies exclusivas)	<i>Pheidole</i> <i>Strumigenys</i> <i>Pachycondyla</i> <i>Hypoconer</i> <i>Linepithema</i> <i>Odontomachus</i>	<i>Basiceros</i> <i>Amblyopone</i> <i>Cerapachys</i> <i>Dolichoderus</i> <i>Eciton</i> <i>Heteroponera</i>	<i>Anochetus</i> sp.2 <i>Brachymyrmex</i> sp.1 <i>Cyphomyrmex</i> sp.2 <i>Hypoconer</i> sp.4 <i>Nylanderia</i> sp.1 <i>Octostruma</i> sp1	<i>Anochetus</i> sp2 <i>Pachycondyla impressa</i> <i>Pheidole</i> sp.6 <i>Pheidole</i> sp.9 <i>Pheidole</i> sp.9 <i>Solenopsis</i> sp.1

As curvas de acumulação de riqueza observada e estimada mostraram uma tendência à estabilidade para as três fitofisionomias amostradas, indicando um esforço amostral satisfatório (**Figura 4**). No geral, mais de 70% da mirmercofauna estimada foi amostrada, sendo que para mata de cipó esse valor é superior a 90% (**Tabela 4**). Quando se considera as metodologias de coleta separadamente o Extrator de *Winkler* foi mais eficiente que *Pitfall* na amostragem da fauna de mata úmida coletando 74,90% da fauna estimada, enquanto que para mata cipó o *Pitfall* amostrou aproximadamente 77% da fauna estimada.



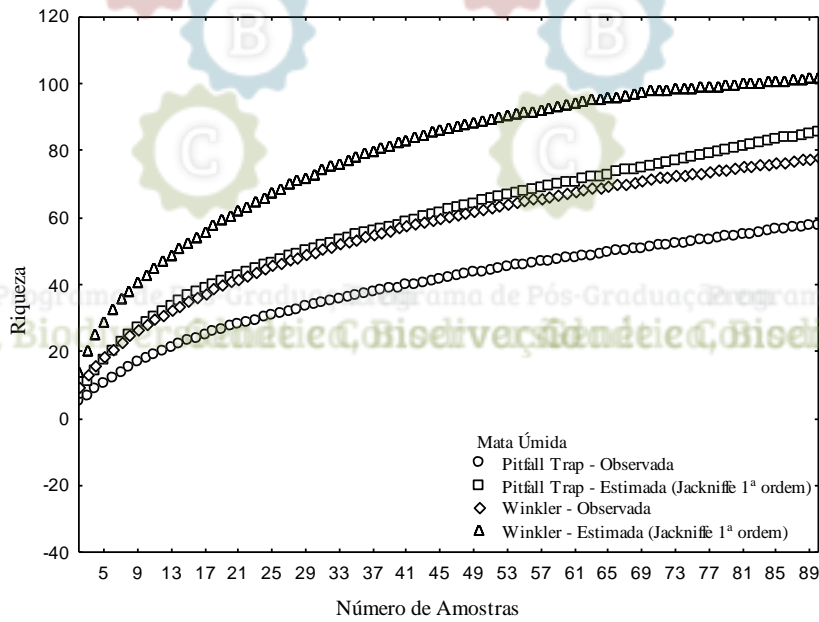


Figura. 4 Riqueza observada e estimada de formigas de acordo ao método empregado em cada fitofisionomia do Parque Nacional de Boa Nova, Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de Julho a Dezembro de 2014.

Tabela 4 Parâmetros de riqueza observada e estimada por fitofisionomia para as comunidades de formigas do Parque Nacional de Boa Nova, Boa Nova, Bahia Brasil, durante o período de Julho a Dezembro de 2014.

Fitofisionomia	Caatinga	Mata de Cipó		Mata Úmida	
	p	w	p	w	p
Riqueza observada	42	45	62	78	58
Riqueza estimada	58	67,74	82,77	101,73	85,69
% da fauna estimada coletada	72,41%	66,43	74,90	76,67	68,49
% da fauna estimada coletada considerando a combinação das metodologias	-	90,68		87,14	

*W= *winkler*; *P= *pitfall trap*

9.2 Estruturação das comunidades de formigas *versus* Complexidade Ambiental

Nenhuma das variáveis ambientais explicou a riqueza de espécies de formigas quando as fitofisionomias são analisadas separadamente: Caatinga ($F(6,83) = 0.647$; $p < 0.692$); Mata de Cipó ($F(9,80) = 0.608$; $p < 0.786$) e Mata Úmida ($F(9,80) = 1.048$; $p < 0.410$) (Tabelas 5, 6, 7).

Biodiversity and Conservation

Tabela 5: Regressão múltipla para a região de Caatinga correlacionando a riqueza de formigas *versus* variáveis ambientais no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de Julho a Dezembro de 2014.

Variáveis	Beta	Erro Padrão Beta	B	Erro Padrão Beta	t	p
Umid. Solo	-0,031	0,113	-0,004	0,014	-0,274	0,785
pH. Solo	-0,078	0,119	-0,334	0,510	-0,654	0,515
Dur. Solo	0,027	0,195	0,045	0,318	0,141	0,888
Abert. Dossel	-0,197	0,125	-0,025	0,016	-1,582	0,118
Med. Alt	-0,082	0,157	-0,262	0,503	-0,520	0,604
Núm. Ind.Média	0,064	0,158	0,006	0,016	0,404	0,687

*R=0.211; *R²= 0.044; *F(6,83) = 0.647; *p<0.692

Tabela 6: Regressão múltipla para a região de Domínio Mata Atlântica (mata de cipó) correlacionando a riqueza de formigas *versus* variáveis ambientais no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de Julho a Dezembro de 2014.

Variáveis	Beta	Erro Padrão Beta	B	Erro Padrão Beta	t	p
Umid. Solo	-0,066	0,145	-0,010	0,022	-0,460	0,647
pH. Solo	-0,192	0,231	-0,852	1,024	-0,832	0,408
Dur. Solo	-0,040	0,126	-0,167	0,524	-0,319	0,751
Serap. Alt. cm	0,042	0,147	0,055	0,194	0,284	0,777
Abert. Dossel	-0,224	0,124	-0,064	0,035	-1,815	0,073
Med. Diam. Galhos	0,046	0,116	0,149	0,375	0,398	0,692
Num. Galho	-0,108	0,110	-0,018	0,018	-0,980	0,330
Med. Altura	-0,134	0,186	-0,904	1,263	-0,716	0,476
Núm. Ind. Media	0,008	0,177	0,001	0,025	0,043	0,966

*R=0.253; *R²= 0.064; *F(9,80)=0.608; *p<0.786

Tabela 7: Regressão múltipla para a região de Domínio Mata Atlântica (mata umida) correlacionando a riqueza de formigas *versus* variáveis ambientais no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil durante o período de Julho a Dezembro de 2014.

Variáveis	Beta	Erro Padrão Beta	B	Erro Padrão Beta	t	p
Umid. Solo	0,088	0,156	0,017	0,030	0,564	0,574
pH. Solo	-0,001	0,166	-0,009	1,187	-0,008	0,994
Dur. Solo	-0,133	0,116	-0,818	0,718	-1,139	0,258
Serap. Alt. cm	0,160	0,119	0,249	0,186	1,340	0,184
Abert. Dossel	-0,191	0,115	-0,072	0,044	-1,660	0,101
Med. Diam. Galhos	0,003	0,114	0,017	0,639	0,026	0,979
Num. Galho	-0,026	0,115	-0,006	0,028	-0,230	0,819
Med. Altura	-0,450	0,206	-1,211	0,555	-2,181	0,032
Núm. Ind. Media	0,360	0,212	0,088	0,052	1,700	0,093

*R=0.325; *R²= 0.105; *F(9,80) =1.048; *p<0.410

No entanto, uma comparação entre as fitofisionomias indicou que as variáveis umidade do solo, abertura de dossel e densidade de plantas foram as que explicaram a riqueza

de espécies de formigas (**Tabela 8**), sendo que abertura de dossel foi a que apresentou maior efeito sobre a riqueza. A densidade de plantas foi a segunda variável com maior efeito, a riqueza tende a aumentar com a diminuição da densidade de vegetação. Por fim, a riqueza estimada aumenta com a umidade do solo (**Tabela 8**).

Tabela 8 Regressão múltipla das variáveis ambientais explicativas para a riqueza de formigas no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de Julho a Dezembro de 2014.

Variáveis	Beta	Erro Padrão Beta	t	p	
Umd. Ambiente	-0,004	0,096	-0,041	0,967	
Temp. Ambiente	-0,179	0,078	-2,297	0,023	
Umidade do Solo	0,221	0,091	2,444	0,015	***
pH do Solo	-0,066	0,095	-0,697	0,486	
Dur. Solo	0,004	0,073	0,061	0,951	
Aber. Dossel	-0,252	0,091	-2,761	0,006	***
Alt. Vegetação	0,065	0,089	0,735	0,463	
Dens. Vegetação	-0,524	0,128	-4,105	0,000	***
DAP	0,024	0,125	0,196	0,840	

(* $R^2=0,253$), (* $p<0,000$), * $F(9,169) = 6,360$

A análise de redundância (RDA) evidenciou que a composição das comunidades de formigas está relacionada com as medidas de heterogeneidade ambiental ($R^2= 0,398$, $F= 9,254$; $p<0,001$). A RDA explicou 87% de toda a variação da composição de espécies entre as fitofisionomias; o primeiro eixo explicou 54.9% da composição. Os componentes que melhor explicaram este resultado foram o diâmetro a altura do peito (DAP) e altura média da vegetação. O segundo eixo da RDA conseguiu explicar 26.9% de toda a variação, sendo que as principais variáveis explicativas foram densidade da vegetação (den.veg), temperatura (t) e dureza de solo (dur) (**Tabela 9, Figura 5**).

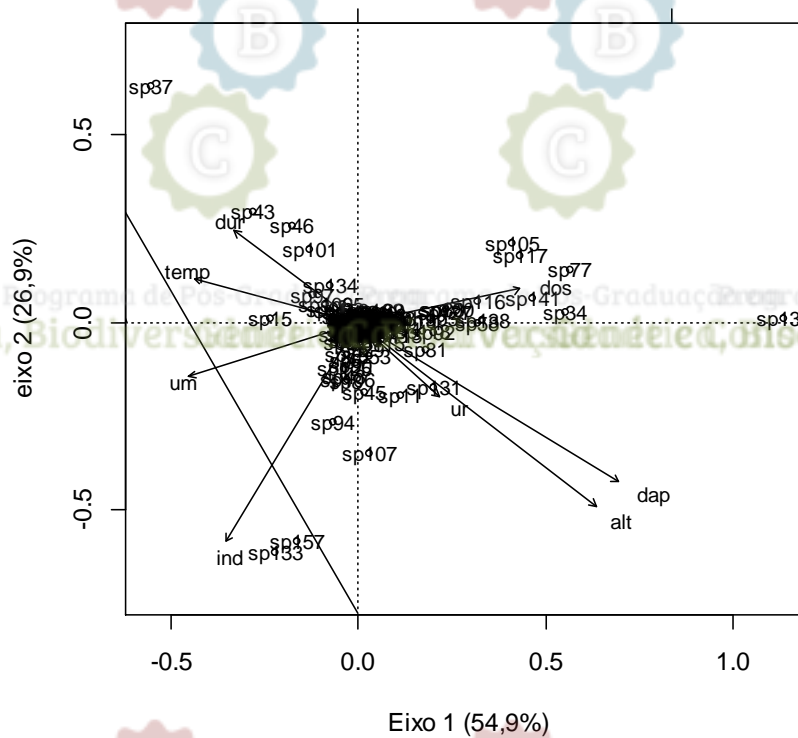


Figura. 5 Composição das comunidades de formigas correlacionadas as variáveis ambientais presentes no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de Julho a Dezembro de 2014.

Algumas espécies de formigas estão fortemente associadas a essas variáveis. Por exemplo, *Dinoponera quadriceps*, *Ectatomma* spp. e *Pheidole* spp. estão relacionadas com temperatura e dureza do solo, enquanto *Solenopsis* spp., *Nylanderia* sp.1 e *Pheidole* sp. associadas a altura e diâmetro da vegetação e *Wasmannia auropunctata* e *Solenopsis* sp.5 a densidade de árvores (**Tabela 9**).

Tabela 9. Espécies de formigas que apresentaram maior ligação com as medidas de heterogeneidade ambiental para o Parque Nacional de Boa Nova de acordo com a análise de redundância (RDA). * Espécies como aparece na Figura 5.

Variáveis ambientes		
Temperatura/Dureza do solo	Altura e Diâmetro da Vegetação	Densidade de Árvores
<i>D. quadriceps</i> *(sp.37)	<i>Solenopsis</i> sp.2*(sp. 131)	<i>W. auropunctata</i> *(sp.157)
<i>E. suzanae</i> *(sp. 43)	<i>Solenopsis</i> sp.6*(sp. 134)	<i>Solenopsis</i> sp.5 *(sp. 133)
<i>E. muticum</i> *(sp. 46)	<i>Nylanderia</i> sp.1*(sp. 77)	
<i>Pheidole</i> sp. 16*(sp. 101)	<i>Pheidole</i> sp.7 *(sp. 117)	
<i>Pheidole</i> sp.2 *(sp.105)		

A composição das comunidades foi explicada pelas variáveis climáticas (umidade e temperatura do ar), as variáveis de solo (umidade do solo e dureza) e variáveis de estrutura da vegetação (abertura de dossel, altura da vegetação, densidade de vegetação e DAP) que

Biodiversity and Conservation

contribuíram para explicar 16,1% da variação da composição, sendo que das variáveis analisadas somente pH não apresentou valores significativos (**Tabela 10**).

Tabela 10 Variáveis ambientais e composição das comunidades de formigas, em fitofisionomias do Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil durante o período de Julho a Dezembro de 2014. Valores gerados por meio da Análise de Redundância Dimensional (RDA).

Variáveis	GL	Variância	F	p
Umid. Ambiente	1	0.2194	90.136	0.001*
Temp. Ambiente	1	0.1569	64.435	0.001*
Umid.Solo	1	0.0620	25.486	0.001*
pH. Solo	1	0.0296	12.141	0.176
Dur. Solo	1	0.1494	61.358	0.001*
Aber. Dossel	1	0.0597	24.529	0.006*
Alt. Vegetação	1	0.1805	74.136	0.001*
Densi. Vegetação (árvores)	1	0.2534	104.076	0.001*
DAP	1	0.0759	31.162	0.001*

9.4 Agrupamento das comunidades

A composição das comunidades de formigas foi diferente entre as fitofisionomias ($R=1$, $p = 0,004$). Em termos percentuais 46,51% das espécies foram exclusivas da Caatinga, 37,33% para mata de cipó e 52,42% para mata úmida.

A composição das comunidades analisadas, a partir das espécies, são espacialmente distintas com um claro agrupamento entre os transectos de mesma fitofisionomia, sendo que mata úmida e mata de cipó apresentam distribuição das espécies de formigas mais similares, enquanto que Caatinga existe uma separação espacial tanto a nível de fitofisionomia quanto de transectos (**Fig 6 e Fig 7**).

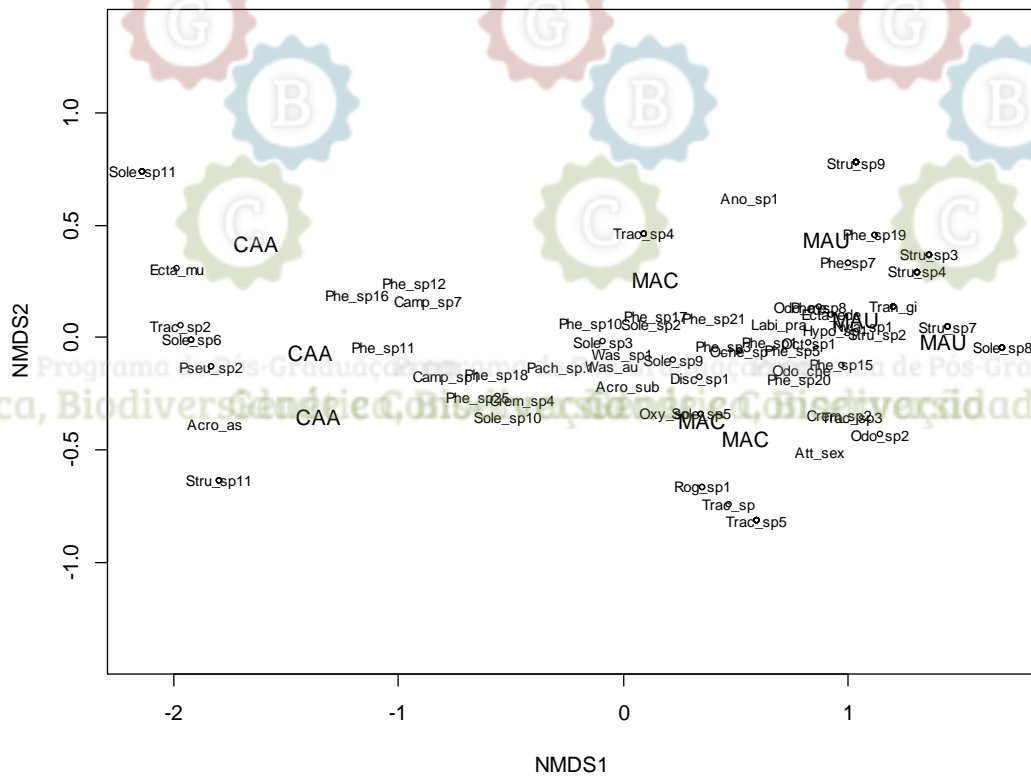


Figura 6. Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NIMDS) para nove transectos localizados no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de Julho a Dezembro de 2014, baseado na composição de espécies de formigas coletadas entre as fitofisionomias (MTU = Mata Úmida; MTC = Mata de Cipó; CA = Caatinga).

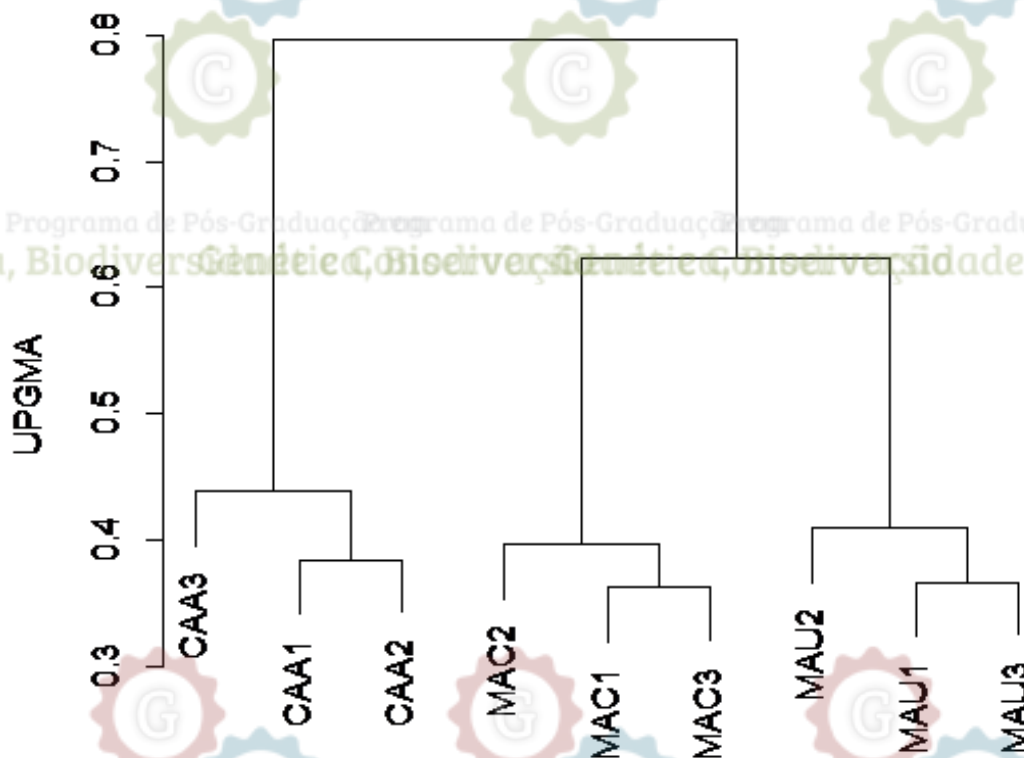


Figura 7. Análise de agrupamento das três diferentes fitofisionomias (CA: Caatinga; MC: mata de cipó; e MU: mata úmida) em função da composição de espécies de formigas coletadas durante os meses de Julho a Dezembro de 2014 no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de Julho a Dezembro de 2014. O método de agrupamento utilizado foi o das distâncias médias por UPGMA (Médias aritméticas não-pesadas entre pares de grupos). Baseado no índice de *Jaccard*.

Quando a comparação é realizada ao nível de gênero a associação das comunidades também foi diferente entre as fitofisionomias, (Anosim: $R= 0,909$; $p= 0,003$). Os gêneros que tiveram maior relação por fitofisionomia foram: *Tranopelta*, *Heteroponera*, *Eciton*, *Monomorium*, *Myrmicine*, *Amblyopone*, *Basiceros*, *Cerapachys* (mata úmida); *Caatinga*: *Dinoponera*, *Dorimyrmex* e *Acromyrmex*; e mata de cipó: *Neoponera*, *Rogeria* e *Apterostigma* (Fig 8 e Fig 9).

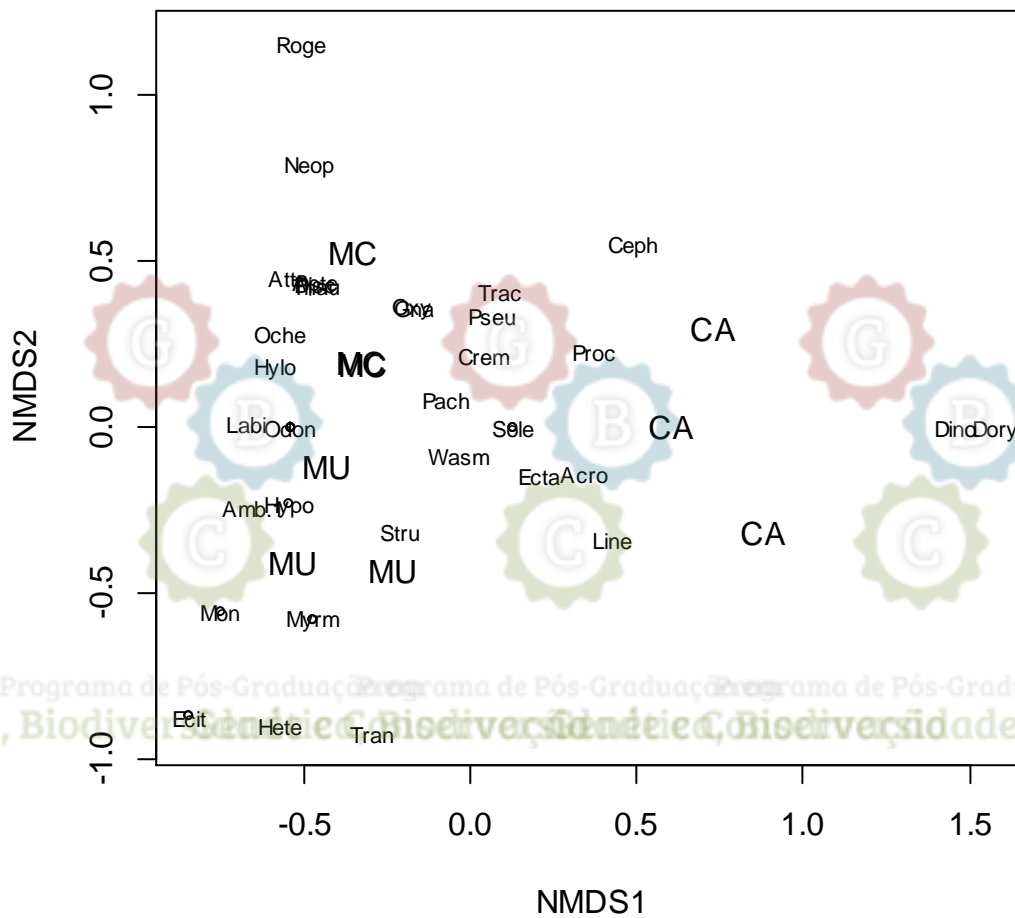


Figura 8 Análise de escalonamento multidimensional não Métrico (NMDS: nonmetric multidimensional scaling) para nove transectos localizados no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil, durante o período de Julho a Dezembro de 2014, baseado na composição por gêneros de formigas utilizando dois métodos de coleta (Extrator de *Winkler* e *Pitfall Trap*) entre as fitofisionomias (MU= mata Úmida; MC = mata de Cipó; CA = Caatinga). **Legenda:** Acro (*Acromyrmex*), Amb (*Amblyopone*), Anoc (*Anochetus*), Apte (*Apterostigma*), Atta (*Atta*), Basi (*Basiceros*), Brac (*Brachymyrmex*), Camp (*Camponotus*), Ceph (*Cephalotes*), Cera (*Cerapachys*), Crea (*Crematogaster*), Cyph (*Cyphomyrmex*), Dino (*Dinoponera*), Disc (*Discothyrea*), Dory (*Dorymyrmex*), Ecit (*Eciton*), Ecta (*Ectatomma*), Gnam (*Gnamptogenys*), Hete (*Heteroponera*), Hylo (*Hylomyrma*), Hypo (*Hypoponera*), Labi (*Labidus*).

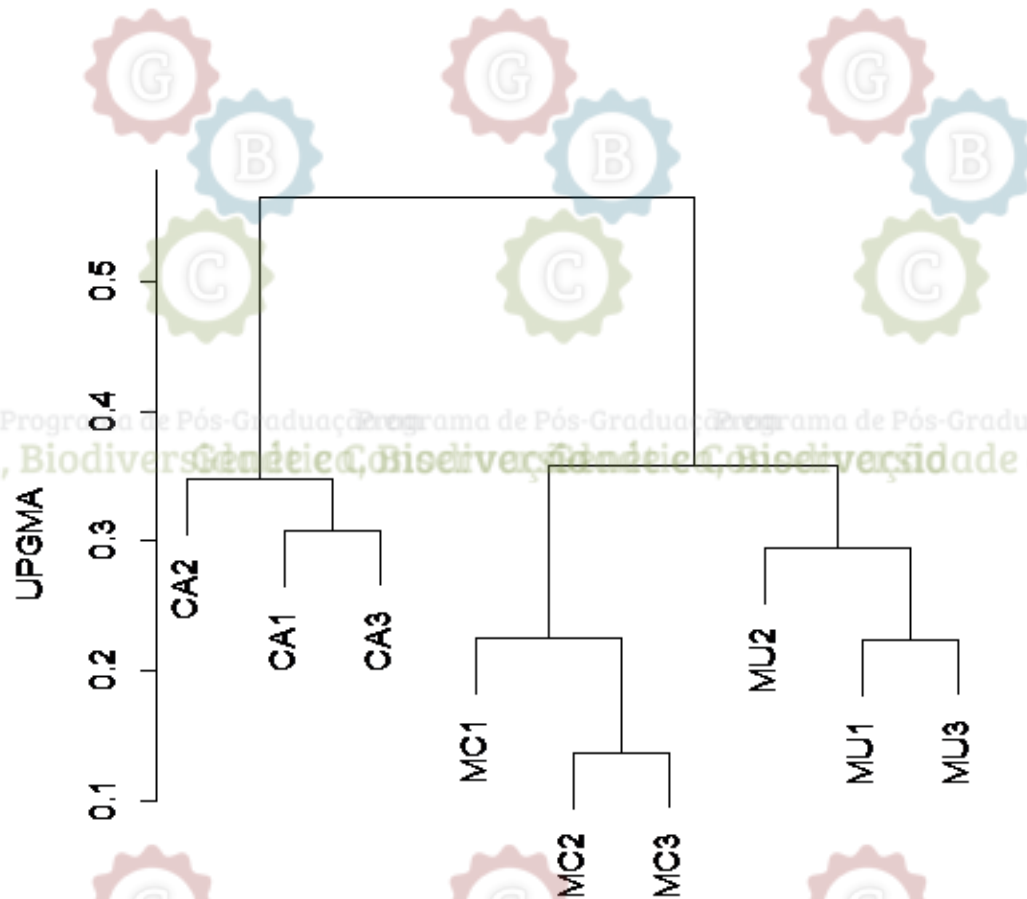


Figura 9. Análise de agrupamento das três diferentes fitofisionomias (CA: Caatinga; MC: mata de cipó; e MU: mata úmida) em função da composição dos gêneros de formigas coletadas durante os meses de Julho a Dezembro de 2014 no Parque Nacional de Boa Nova, Bahia, Brasil. O método de agrupamento utilizado foi o das distâncias médias por UPGMA (Médias aritméticas não-pesadas entre pares de grupos). Baseado no índice de *Jaccard*.

10 Discussão

A riqueza observada e estimada de espécies foram significativamente diferente entre as fitofisionomias amostradas no Parque Nacional de Boa Nova, sendo que os resultados encontrados seguem o padrão já observado em outras regiões de Mata Atlântica e Caatinga (Leal et al. 2003; Santos et al. 2012). Porém a inexistência de trabalhos na região não permite fazermos comparações com outras áreas do sudoeste do estado da Bahia.

A riqueza maior de espécies na Mata Úmida, seguida pela Mata de Cipó e Caatinga corroboram que ambientes mais complexos e com maior heterogeneidade possuem maior riqueza, abundância e diversidade de espécies de formigas (Feitosa & Ribeiro, 2005; Haddad et al. 2011).

Myrmicinae foi à subfamília que mais contribuiu em riqueza de espécies. A prevalência encontrada para essa subfamília é comum em estudos de mirmecofauna, uma vez que é a subfamília mais diversificada dentro de Formicidae, tanto em termos regionais, quanto em prevalência global (Bolton, 1994). Esta dominância é atribuída a sua diversificação de

Biodiversity and Conservation

hábitos alimentares e de nidificação, uma vez que dentro desta subfamília estão presentes espécies onívoras, predadoras e consumidoras de fungos (Hölldobler e Wilson, 1990).

Os gêneros que apresentaram maior riqueza de espécies no presente estudo foram os que normalmente aparecem como mais diversos em levantamentos de Formicidae realizados em área tropicais. *Pheidole*, representado nesse estudo com 26 espécies, é considerado um gênero megadiverso (Wilson, 2003) e ocorre desde ambientes desérticos a florestas úmidas (Wilson, 1976). Em comunidades locais sua dominância é frequente em número de espécies, colônias e biomassa, especialmente em solo e serapilheira (Wilson, 2003; Pie e Traniello 2007).

O gênero *Solenopsis* foi o segundo em riqueza de espécies, isso é compreensível, uma vez que suas espécies apresentam ampla distribuição biogeográfica é composta por indivíduos extremamente diversos e de tamanhos reduzidos. As colônias podem ser de tamanhos relativamente grandes e têm um grande número de operárias forrageiam no nível da serapilheira, além de serem muito agressivas, segundo Bueno e Campos-Farinha (1998).

As três espécies com maior frequência de ocorrência no experimento *Dinoponera quadriceps* (69%), *Ectatomma suzanae* (30%) e *E. muticum* (28%), foram amostradas exclusivamente na Caatinga (**Tabela 2**). Essas áreas apresentam altas temperaturas e dureza de solo elevada, além de baixa densidade em serapilheira. Espécies de *Dinoponera* apresentam hábitos diversos podendo ser predadoras generalistas de artrópodes, gastrópodes terrestres, consumidoras oportunistas de frutas e outras fontes de alimentos açucaradas (Rodrigues, 2006). *Dinoponera quadriceps* é endêmica da região nordeste do Brasil, encontrada principalmente em áreas de Caatinga (Paiva e Brandão, 1995).

Espécies do gênero *Ectatomma* são encontradas em florestas úmidas, além de regiões de clima mais seco e possuem hábitos generalistas e oportunistas (Brown, 1958). Espécies deste gênero forrageiam solitariamente em sua maior parte do tempo (Fernández, 1991) e a grande variação de comportamento e estratégias de forrageio podem explicar a sua relativa abundância entre os ambientes estudados no Parque Nacional de Boa Nova, estando associados à Caatinga.

De acordo com Delabie et al. (2007) *E. suzanae* é uma espécie típica do Planalto baiano e de sua encosta, sendo abundante também no Recôncavo Baiano e nas regiões da Chapada Diamantina, além de associação com diferentes tipos de ecossistemas: formações vegetais da Mata Atlântica (região da encosta do planalto), regiões de restingas, campos rupestres e Caatinga. Ainda de acordo com Delabie et al. (2007), essas espécies podem ser originárias do cerrado, contudo estão se expandindo nas encostas do Planalto baiano, sendo favorecidas pelo grau de degradação ocorrido nessas regiões.

Biodiversity and Conservation

A degradação ambiental tem favorecido a rápida dispersão e novas ocorrências de *E.muticum*, Essa espécie é típica de habitat xerófilo, de clima quente e úmido a Semi-árido nas regiões de Caatinga (Delabie et al. 2007), estando presente também nas áreas de restinga no litoral norte de Salvador até Sergipe e com ampla distribuição em diversos estados da Região Nordeste (Kempf, 1972).

As curvas de acumulação da riqueza estimada e observada demonstraram tendência à estabilização, isso confirma que o esforço amostral foi suficiente para estimar a riqueza total de espécies para cada fitofisionomia (**Figura 4**), uma vez que mais de 70% de toda a fauna foi estimada. Fato notável este é que em regiões de florestas tropicais essa estabilidade quase nunca é encontrada para as comunidades de formigas (Schmidt et al. 2005; Santos et al. 2006; Santos et al. 2012).

Ao considerarmos as metodologias de coleta separadamente o Extrator de *Winkler* foi mais eficiente que o *Pitfall* na amostragem da fauna de mata úmida (**Tabela 3**). De acordo com Orsolon-Souza et al. (2011), o extrator de *winkler* tende a ser um método bastante eficiente quando se pretende estimar a riqueza de espécies, porém *pitfalls* se caracterizam por uma contribuição significativa na riqueza total encontrada. Nossos resultados vão de encontro a essa afirmação, uma vez que, comprovadamente, ambos os métodos foram suficientemente eficientes, demonstrando ser complementares (**Tabela 3; Figura 4**). Olson (1991) afirma que extratores de *winkler* e *pitfall traps* juntos podem amostrar em torno de 75% da riqueza estimada de espécies para a fauna de formigas presentes na serapilheira, uma porcentagem considerada razoável em estudos ecológicos sobre a serapilheira.

Ao analisarmos as variáveis ambientais associadas às comunidades de formigas, observamos que tanto as variáveis ambientais, quanto a composição de espécies entre as fitofisionomias foram estatisticamente diferentes. Essas diferenças na composição da fauna de formigas foi mais evidente para as comunidades da caatinga, seguida por mata úmida e mata de cipó. De acordo com Naiman e Décamps (1997), em regiões com transição geográfica existe um fluxo de energia entre fragmentos ambientais e áreas adjacentes, sendo que estas áreas possuem características exclusivas regidas por escalas de tempo, espaço e interações entre as regiões.

A mata úmida apresentou uma menor distancia na composição de espécies de formigas entre os transectos; o mesmo foi observado na mata de cipó. Isso significa dizer que as comunidades de formigas que pertencem a essas duas fitofisionomias são mais similares entre si, uma vez que as variáveis ambientais de mata úmida e mata de cipó também foram mais similares. Porém, esse padrão de proximidade espacial entre os transectos amostrados não foi visto para Caatinga, isso nos remete a dizer que dentro desta área de coleta os transectos

Biodiversity and Conservation

amostrados foram significativamente diferentes, uma vez que estes estiveram uma maior distância de acordo com os dados da NMDS. Segundo Morrone (2004), uma vez que existe a conexão entre as regiões de ecótonos e área adjacente a sobreposição biótica é promovida por mudanças históricas e ecológicas, que pode permitir a interação entre táxons pertencentes a diferentes componentes bióticos (Morrone, 2004). As condições e conexões bióticas e abióticas existentes também podem determinar diferentes respostas das comunidades bióticas às alterações nas condições ambientais, sejam no fato de torna-la mais próximas um exercer uma maior separação entre os táxons (Peters et al. 2006).

A “hipótese da heterogeneidade ambiental” prevê que a riqueza e a diversidade de espécies devem aumentar em ambientes mais complexos, como é o caso das áreas de Mata úmida e Mata de Cipó, uma vez que nesses ambientes a oferta de nichos para as espécies é maior (Pianka, 1994). A complexidade do ambiente depende do arranjo de suas estruturas físicas (Lassau & Hochuli, 2004), sendo que, na maioria dos ecossistemas terrestres, essa estrutura é influenciada, principalmente, pela riqueza e composição da comunidade de plantas (Tews et al. 2004).

O PARNA é formado por um mosaico de vegetação que concentra as áreas de mata úmida nas regiões de maior altitude (acima de 1.000m) que se encontra conectada a áreas adjacentes por paisagens denominadas como áreas de refúgio, formadas por mata de cipó, áreas com exploração agrícola e que, portanto, historicamente passaram por uma série de ações antrópicas. Dessa forma, as áreas de mata úmida encontram-se de certo ponto isoladas, e quando comparada as demais áreas estudadas sofrem menores ações antrópicas. Isso explica a ocorrência exclusiva, nessas áreas de alguns gêneros como *Basiceros*, *Amblyopone*, *Cerapachys* e *Eciton* que são considerados bons indicadores de integridade ambiental (Schütte et al. 2007; Pacheco et al 2009).

Diversos parâmetros são testados para avaliar como esses ecótonos determinam as comunidades locais. Entre eles, a complexidade da vegetação tem sido um dos fatores mais importantes para explicar aumento da heterogeneidade ambiental e estruturação das comunidades animais (Neves et al. 2006; Silva et al. 2014). Das variáveis utilizadas para explicar a riqueza e a composição de espécies de formigas, as relacionadas com a estrutura da vegetação como abertura de dossel, densidade da vegetação, diâmetro a altura do peito e altura da vegetação foram as que apresentaram resultados mais significativos, embora outras variáveis como temperatura ambiente e umidade do solo também tenham apresentados valores significativos (**Figura 5, Tabela 8**). A predição ecológica afirma que a ocorrência de mais espécies numa comunidade é vista como uma resposta para a maior complexidade da estrutura da vegetação (Ribas et al. 2003; Ribas e Schoereder, 2006; Pacheco et al. 2009; Corrêa et al.

Biodiversity and Conservation

2006), que proporciona uma maior quantidade de nichos para as espécies de animais e, por consequência, um maior número de espécies numa determinada comunidade (Tews et al. 2004).

Curiosamente, a densidade de árvores influenciou de maneira negativa a riqueza de espécies de formigas. De acordo com Tews et al. (2004), a quantificação e a forma da estrutura de vegetação adotada para explicar a heterogeneidade de habitat, bem como a diversidade para cada grupo em estudo não é uma tarefa simples, uma vez que essa medição vai ser dependente da definição da variável estrutural adotada, como consequência, poucas tentativas foram feitas para propor métodos gerais e amplamente aplicáveis, e a maioria dos estudos têm utilizado diferentes abordagens. As áreas de Mata de Cipó, por exemplo, apresentam uma alta densidade de árvores, porém com diâmetro reduzido (DAP médio 29.978 e desvio padrão ± 3.280), quando comparadas a da mata úmida (DAP médio 36.223 e desvio padrão ± 2.180). O aumento na complexidade estrutural como observado em áreas de Mata Úmida, leva a um concomitante aumento na riqueza de espécies de formigas (Ribas et al. 2003). Para estas espécies, há maior disponibilidade de alimento e locais para nidificação no solo do que em árvores e arbustos. Árvores maiores, com maior altura e diâmetro como as de Mata úmida, são estruturalmente mais complexas que os arbustos da Mata de Cipó e Caatinga, permitindo que uma fauna mais rica de formigas forrageie e nidifique em seus troncos, galhos e folhas.

A relação existente entre a heterogeneidade do habitat e a fauna de formigas já foi demonstrada por outros estudos em zonas tropicais e temperadas, por exemplo, Bruhl et al. (2003) e Vasconcelos et al. (2006). Segundo Cardoso et al (2010) mudança na estrutura das comunidades vegetais deve resultar em alterações da composição dos organismos vivos que ali residem, proporcionando uma significativa variedade de locais de nidificação, alimentação, microclimas e interações interespecíficas, predação, mutualismo.

A disponibilidade de locais para nidificação tem influência importante na produtividade e estruturação das comunidades de formigas (Andersen, 2000), mas antes disso, as condições de temperatura e umidade podem criar um conjunto de restrições para a maioria das espécies de formigas (Hölldobler & Wilson, 1990). Esse fato é particularmente importante quando comparamos a área de Caatinga do presente trabalho com as demais áreas estudadas do PARNA. Esse ambiente é marcado por baixa precipitação anual e altas temperaturas, fatores que foram determinantes para que a composição das espécies de formigas presente na Caatinga fosse notoriamente distinta das demais áreas (**Figura 6 e Figura 8**). Somente algumas espécies podem se especializar no uso de recursos em condições tão severas e que apresentam sazonalidade tão pronunciada (Pianka, 1994; Silva et al. 2014).

Biodiversity and Conservation

As espécies que conseguem se estabelecer sob essas condições podem apresentar status de dominância pela ausência de competidores. Espécies dominantes são numericamente superiores e podem mediar a estrutura do restante da comunidade, e o mesmo tempo desagregar a organização das outras espécies de formigas na comunidade (Sanders et al. 2007), além disso, essa dominância pode ser o reflexo das interações entre os fatores que governam as comunidades de formigas, como por exemplo, tamanho corporal (Majer et al. 1994) e fatores ambientais associados a colonização e extinção, além da disponibilidade de recursos alimentares. A tolerância às variações climáticas e ambientais de cada região também podem exercer influencia sobre a dominância de algumas espécies de formigas (Sanders et al. 2007). As três espécies de formigas mais frequentes no presente trabalho (*Dinoponera quadriceps*, *Ectatomma suzanae*, e *E. muticum*), foram exclusivas da Caatinga.

A análise de ordenação mostrou ainda que os transectos da Caatinga são os que apresentam a fauna menos similar entre si (**Figura 6** e **Figura 8**). Essa variação se deu, provavelmente, em função das áreas de Caatinga apresentarem variação marcada de estrutura da vegetação, particularmente densidade de árvores (Andrade-Lima, 1981) que podem ser percebidas em poucas dezenas de metros, normalmente provocadas por afloramentos rochosos que pode diminuir drasticamente a disponibilidade de água (Amorim et al. 2005).

11. Considerações Finais

A presente pesquisa apresentou dados substancialmente importantes para o conhecimento de novas espécies de formigas presentes no Parque Nacional de Boa Nova, região está carente ainda de mais estudos sobre as comunidades de formigas e suas peculiaridades.

A diversidade e composição de espécies presentes nesse estudo são dados importantes para determinar padrões ecológicos diversificados entre as fitofisionomias estudadas no Parque Nacional de Boa Nova, uma região que abriga fitofisionomias distintas, com grande variedade de ambiente e ao mesmo tempo tão próximos, sendo assim, importantes para a conservação, manutenção e a diversidade de espécies, quer seja animal ou vegetal.

O Parque Nacional de Boa Nova abriga em aproximadamente 15 km de extensão, uma grande variação ambiental, indo de regiões secas como a Caatinga, a regiões com alta umidade como a Mata Úmida. Conservar e manter a biodiversidade nestes locais é de extrema importância. Mantê-las e criar meios de preservação e políticas públicas que possam corroborar com a preservação destes ambientais, aliados a mais estudos para esta região, se faz necessário para que assim possamos elaborar melhores estratégias de conservação do Parque Nacional de Boa Nova.

Biodiversity and Conservation

12. Referências

AGOSTI, D; ALONSO, LE. 2000. The ALL protocol: a standard protocol for the collection of ground-dwelling ants. In: AGOSTI D, MAJER JD, ALONSO LE, Schultz TR (Eds.), Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity. Smithsonian Institution Press, Washington and London, pp. 204–206.

AMORIM, IL; SAMPAIO, EVSB & ARAÚJO, EL. 2005. Flora e estrutura da vegetação arbustiva-arbórea de uma área de Caatinga do Seridó, RN, Brasil. Acta Botânica Brasilica, vol.19, p.615-623. doi.org/10.1590/S0102-33062005000300023.

ANDERSEN, AN. 2000. A global ecology of rain forest ants: Functional groups in relation to environmental stress and disturbance, p.25-34. In D. AGOSTI, JD. MAJER, LE. ALONSO & T.R. SCHULTZ (eds.), Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Smithsonian Institutions Press, Washington, 280p.

ANDRADE-LIMA, D. 1981. The caatingas dominium. Revista Brasileira de Botânica, 4: 149-153.

ARAÚJO, A & RODRIGUES, Z. 2006. Foraging behavior of the queen less ant *Dinoponera quadriceps* Santschi (Hymenoptera: Formicidae). Neotrop. Entomol. vol. 35, p.159–164.

BRAGANÇA, MAL; ZANUNCIO, JC; PICANÇO, MC; LARANJEIRO, AJ. 1998. Effects of environmental heterogeneity on Lepidoptera and Hymenoptera populations in *Eucalyptus* plantations in Brazil. For. Ecol. Manage vol, 103, p. 287-292

BARBOSA, LP & FERNANDES, WD. 2003. Bait removal by ants (Hymenoptera: Formicidae) in managed and unmanaged *Eucalyptus urophylla* S.T. Blake Fields. Braz. J. Ecol. vol, 8 p. 61-63

BEGON, M; HARPER, JL; TOWNSEND, CR. 2006. Ecology: Individuals, Populations and Communities

BOLTON, B. 1994. Identification guide to the ant genera of the world. Massachusetts: Harvard University Press: Cambridge. p. 222.

Biodiversity and Conservation

BOLTON, B. 2014. "Gênero: *Ectatomma*". AntWeb.org. Acesso em 03 dezembro 2015.

BROWN, JRWL. 1958. Contributions toward a reclassification of the Formicidae. II. Tribe Ectatommini (Hymenoptera). Bull Mus Comp Zool. vol. 118, p. 173-362

BRÜHL, CA; ELTZ, T; LINSENMAIR, K E. 2003. Size does matter – effects of tropical rainforest fragmentation on the leaf litter ant community in Sabah, Malaysia. Biod Cons 12: 1371-1389

BUENO, OC & CAMPOS-FARINHA, AEC. 1998. Formigas urbanas: Comportamento das espécies que invadem as cidades brasileiras. Vetores & Pragas vol 2, p. 13-16

CAMPOS, RI; LOPES, CT; MAGALHÃES, WCS; VASCONCELOS, HL. 2008. Estratificação vertical de formigas em cerrado “strictu sensu” no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, Goiás, Brasil. Iheringia Ser Zool vol 98, p.311–316

CARDOSO, DC; SOBRINHO, TG; SCHOEREDER, JH. 2010. Ant community composition and its relationship with phytophysionomies in a Brazilian Restinga. Insectes Soc vol, 57, p. 293–301. doi: 10.1007/s00040-010-0084-3

CARVALHO, KS; DE SOUZA, ALB; PEREIRA, MS. 2004. Comunidade de formigas epígeas no ecótono Mata De Cipó, Domínio da Mata Atlântica, BA, Brasil. Acta Biol Leopold. vol, 26, p. 249–257.

CEPTEC/INPE. 2015. Centro de Pesquisas Espaciais Disponível em: <http://www.cptec.inpe.br/cidades/climatempo> acessado em novembro de 2015

CLEMENTS, FE. 1905. Research methods in ecology. Lincoln, NE: University Publishing Company.

COLWELL, RK. 2013. Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1.0 User’s Guide and Application. University of Connecticut, Storrs.

CORRÊA, MM; FERNANDES, WD; LEAL, IR. 2006. Diversidade de formigas epigéicas
Biodiversity and Conservation

(Hymenoptera: Formicinae) em capões do Pantanal Sul Matogrossense: Relações entre riqueza de espécies e complexidade estrutural da área. *Neotrop. Entomol*, vol.35, p.724-730.

DELABIE, JHC; ALVES, HSR; FRANÇA, VC; MARTINS, PTA; NASCIMENTO, IC. 2007. Biogeografia das Formigas Predadoras do Gênero *Ectatomma* (Hymenoptera: Formicidae: Ectatomminae) no leste da Bahia e Regiões Vizinhas. *Agrotrópica* vol. 19, p.13 - 20.

ENDRES, AA, CREÃO-DUARTE AJ, HERNÁNDEZ MIM. 2007. Diversidade de Scarabaeidae s. str. (Coleoptera) da Reserva Biológica Guaribas, Mamanguape, Paraíba, Brasil: uma comparação entre Mata Atlântica e Tabuleiro Nordeste. *Rev Bras Entomol* vol. 51, p. 67–71. doi: 10.1590/S0085-56262007000100012

FEITOSA, RSM, RIBEIRO, AS. 2005. Mirmecofauna (Hymenoptera, Formicidae) de serapilheira de uma área de Floresta Atlântica no Parque Estadual. *Atlantic* vol. 18 n° 39, p. 51-71.

FELFILI, JM. 2005. Manual para o monitoramento de parcelas permanente nos biomas cerrado e pantanal / Jeanine Maria Felfili, Fabrício Alvim Carvalho e Ricardo Flores Haidar. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal.

FERNÁNDEZ, FC. 1991. Las hormigas cazadoras del género *Ectatomma* (Formicidae: Ponerinae) en Colombia. *Caldasia*, vol. 16, n° 9, p.551-564.

FERRO I, MORRONE, JJ. 2014. Biogeographical transition zones: a search for conceptual synthesis. *Biol J Linn Soc* vol. 113, p.1–12. doi: 10.1111/bij.12333

GALETTI M, GUEVARA R, NEVES, CL. 2015. Defaunation affect population and diet of rodents in Neotropical rainforests. *Biol Conserv* vol. 190, p. 2–7. doi: 10.1016/j.biocon.2015.04.032

GOTELLI, NJ & COLWELL, RK. 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol Lett* vol. 4, p. 79–391. doi: 10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x

HADDAD, GQ; CIVIDANES, FJ; MARTINS, ICF. 2011. Species Diversity of Myrmecofauna and Araneofauna Associated with Agroecosystem and Forest Fragments and their Interaction with Carabidae and Staphylinidae (Coleoptera), Florida Entomologist, vol. 94 n°3, p. 500-509.

HÖLLDOBLER, B & WILSON, EO. 1990. The ants. Harvard Univ Press p.1:732

KEMPF, WW. 1972. Catalogo abreviado das formigas da Região Neotropical. Studia Entomologica vol. 15, p. 3-344

LASSAU, SA & HOCHULI, DF. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. Ecography vol. 27, p. 157-164.

LEAL, IR. 2003. Diversidade de formigas em diferentes unidades da paisagem da Caatinga. 435-462, in Leal, I.R., Tabarelli, M. & Silva, J.M.C. (eds). Ecologia e conservação da Caatinga. Ed. Univ, UFPE, Recife, 734p.

LEAL, IR; FILGUEIRAS, BKC; GOMES, JP. 2012. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. Biodivers Conserv vol. 21, p. 1687–1701. doi: 10.1007/s10531-012-0271-9

LEGENDRE, P & LEGENDRE, L. 2003. Numerical ecology. Second english edition.

MACFADYEN, S; HOPKINSON, J; PARRY H. 2015. Early-season movement dynamics of phytophagous pest and natural enemies across a native vegetation-crop ecotone. Agric Ecosyst Environ vol. 200, p. 110–118. doi: 10.1016/j.agee.2014.11.012

MAGURRAN, AE. 1998. Ecological Diversity And Its Measurement. New Jersey: Princenton University Press.

MAJER, JD; DELABIE, JHC & SMITH, MRB.1994. Arboreal ant commun patterns in Brazilian cocoa farms. Biotropica, vol. 26, p. 73-78.

MARIANO-NETO, E. 2005. As Florestas do Planalto de Conquista e Regiões Adjacentes. Cap. 2: 18-32. In: Campiolo, S. 2005 (Coord.). Biota das Florestas do Planalto de Conquista, Sudoeste da Bahia. ProBio – Relatório Final, p.274, 2005.

MMA. 2007. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira 2007. p. 1- 292.

MORRONE, JJ. 2004. La Zona de Transición Sudamericana: caracterización y relevancia evolutiva. Acta Entomológica Chilena vol. 28, p. 41–50

MORSELLO, C. 2005. Diagnóstico e Plano de Conservação para as Florestas de Boa Nova, Bahia: Conceção e Viabilidade. Cap. 11: 217-257. In: Campiolo, S. 2005 (Coord.). Biota das Florestas do Planalto de Conquista, Sudoeste da Bahia. ProBio – Relatório Final, p. 274.

NAIMAN, RJ & DÉCAMPS, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. Annual Review of Ecology and Systematics vol. 28, p. 621–658.

NEIFF, JJ. 2003. Planícies de Inundação São Ecótonos? In: Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos. pp 31–57

NEVES, FDS; BRAGA, RF; MADEIRA, BG. 2006. Diversity of tree-dwelling ants on three successional stages of a seasonally tropical dry forest in northern Minas Gerais. Unimontes Científica vol. 8, p. 59–68.

ORSOLON-SOUZA, G; VARGAS, AB; ESBÉRARD, CEL. 2011. Comparison between Winkler's extractor and pitfall traps to estimate leaf litter ants richness (Formicidae) at a rainforest site in southeast Brazil. Brazilian J Biol vol. 71, p. 873–880. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842011000500008>

OLSON, DM. 1991. A comparison of the efficacy of litter sifting and pitfall traps for sampling leaf litter ants (Hymenoptera: Formicidae) in a Tropical wet forest, Costa Rica. *Biotropica*, vol. 23, n°. 2, p. 166-172

PAIVA, RVS & BRANDÃO CRF. 1995. Nests, worker population and reproductive status of *Biodiversity and Conservation*

workers, in the giant queen less ponerine ant *Dinoponera Roger* (Hymenoptera Formicidae). *Ethology Ecology and Evolution* vol. 7, p. 297–312. doi: 10.1080/08927014.1995.9522938

PACHECO, R; SILVA, RR; MORINI, MC; BRANDÃO, CRF. 2009. A comparison of the leaf-litter ant fauna in a secondary atlantic forest with an adjacent pine plantation in southeastern Brazil. *Neotropical Entomology* vol. 38, n° 1, p. 055-065.

PETERS DPC, GOSZ JR, POCKMAN WT, SMALL E, PARMENTER RR, COLLINS SL, MULDAVIN E (2006) Integrating patch and boundary dynamics to understand and predict biotic tran- sitions at multiple scales. *Landscape Ecology* vol. 21, p. 19–33.

PIANKA, E. 1994. *Evolutionary ecology*. 5th ed, New York, Harper Collins College Publishers, 484p.

PIE, MR & TRANIELLO, JFA. 2007. Morphological evolution in a hyperdiverse clade: the ant genus *Pheidole*. *Journal of Zoology* vol. 271, p. 99–109.

RESENDE, JJ; SANTOS, GM, DO NASCIMENTO IC, ET AL. 2011. Communities of ants (Hymenoptera - Formicidae) in different Atlantic rain Forest phytophysionomies. *Sociobiology* vol. 58, p. 779–799.

RIBAS, CR; SCHOEREDER, JH; PIC, M; SOARES, SM. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology* vol. 28, p. 305-314.

RIBAS, CR. 2006. Gradiente latitudinal de riqueza de espécies de formigas em cerrado: regra de rapoport e efeitos da produtividade e heterogeneidade. Doctor 120. doi: 10.1890/0012-9658(2000)081[1902:IOPRFS]2.0.CO;2

RICKLEFS, RE. 2004. *A Economia da Natureza*. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.

RICKLEFS, RE. 2006. Evolutionary diversification and the origin of the relationship of diversity-environment. *Ecology* vol. 87, p. 3–13. doi: 10.1890/0012-9658(2006)87[3:EDATOO]2.0.CO;2

SANDERS, N; CRUTSINGER, M; DUNN, R; MAJER, JD & DELABIE JHC. 2007. An ant mosaic revisited: Dominant ant espécies disassemble arboreal ant communities but co-occur randomly. *Biotropica*, vol. 39, p. 422-427.

SANTOS, MPCJ; CARRANO-MOREIRA, AF & TORRES, JB. 2012. Diversidade de formigas epigéicas (Hymenoptera: Formicidae) em floresta ombrófila densa e em cultivo de cana-de-açúcar, no município de Igarassu, PE. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, vol. 7, nº 4, p. 648-656.

SANTOS, RAL & HENRIQUES, RPB. 2010. Variação espacial e influência do habitat na estrutura de comunidades de pequenos mamíferos em áreas de campo rupestre no Distrito Federal. *Biota Neotrop* vol. 10, p. 31–38. doi: 10.1590/S1676-06032010000100002.

SANTOS, MS; LOUZADA, JNC; DIAS, N; ET AL. 2006. Riqueza de formigas (Hymenoptera, Formicidae) da serapilheira em fragmentos de floresta semidecídua da Mata Atlântica na região do Alto do Rio Grande, MG, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool*, vol. 96, nº 1, p. 95-101.

SICK, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Editora Nova Fronteira, São Paulo.

SILVA, EM; MEDINA, AM; NASCIMENTO, IC; ET AL. 2014. Does ant community richness and composition respond to phytophysiological complexity and seasonality in xeric environments? *Sociobiology* vol. 61, p. 155–163. doi: 10.13102/sociobiology.v61i2.155-163

SILVA, RR; MACHADO FEITOSA, RS; EBERHARDT, F. 2007a. Reduced ant diversity along a habitat regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. *For Ecol Manage* vol. 240, p. 61–69. doi: 10.1016/j.foreco.2006.12.002

SILVA, RR; MACHADO FEITOSA, RS; EBERHARDT, F. 2007b. Reduced ant diversity along a habitat regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. *For Ecol Manage* vol. 240, p. 61–69. doi: 10.1016/j.foreco.2006.12.002

SCHMIDT, K; CORBETTA, R; CAMARGO, AJA. 2005. Formigas (Hymenoptera: Formicidae) da Ilha João da Cunha, SC: composição e diversidade. *Biotemas*, vol.18, nº 1, *Biodiversity and Conservation*

p.57-71, 2005.

SCHÜTTE, M; QUEIROZ, J; MAYHÉ-NUNES. 2007. Inventário estruturado de formigas (Hymenoptera, Formicidae) em floresta ombrófila de encosta na ilha da Marambaia, RJ. *Iheringia, Série Zoologia*, vol. 97, p. 103-110.

SÚAREZ, YR. 2008. Variação espacial e temporal na diversidade e composição de espécies de peixes em riachos da bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. *Biota Neotrop* vol. 8, p. 197–204. doi: 10.1590/S1676-06032008000300018

TABARELLI, M; SILVA, JMC. 2002. Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. *Biodiversidade, Conserv e uso sustentável da flora do Bras* p. 47–52.

TEWS, J; BROSE, U; GRIMM, V. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J Biogeogr* vol. 31, p. 79–92. doi: 10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x

URBINA-CARDONA, JN; OLIVARES-PÉREZ, M; REYNOSO, VH. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture–edge–interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biol Conserv* vol. 132, p. 61–75. doi: 10.1016/j.biocon.2006.03.014

VALENTIN, JL. 2000. *Ecologia numérica: Uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos*. Editora Interciência, Rio de Janeiro, p.117.

Vasconcelos HL, Vieira-Neto EHM, Mundim FM, Bruna EM (2006) Roads alter the colonization dynamics of a keystone herbivore in neotropical savannas. *Biotropica* 38:661–665. doi: 10.1111/j.1744-7429.2006.00180.x

WILSON, EO. 1976. Which are the most prevalent ant genera *Studia Entomology*. Vol. 19, p. 187-200.

WILSON, EO. 2003. *Pheidole in the New World: A Dominant, Hyperdiverse Ant Genus*. Harvard University Press, Cambridge, Mass, p. 794.

Biodiversity and Conservation