



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA**  
**BIODIVERSIDADE**

**MARIA JOSÉ DIAS SALES**

**COMUNIDADE DE TÉRMITAS (BLATTODEA, TERMITOIDEA) ASSOCIADA**  
**AO CULTIVO DO EUCALIPTO DE DIFERENTES IDADES E FLORESTAS DO**  
**LITORAL NORTE DO ESTADO DA BAHIA, BRASIL**

**ILHÉUS-BAHIA**

**2019**

**MARIA JOSÉ DIAS SALES**

**COMUNIDADE DE TÉRMITAS (BLATTODEA, TERMITOIDEA) ASSOCIADA  
AO CULTIVO DO EUCALIPTO DE DIFERENTES IDADES E FLORESTAS DO  
LITORAL NORTE DO ESTADO DA BAHIA, BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.  
Orientador: Dr. Jacques H.C. Delabie.  
Coorientador: Dr. Danilo Elias de Oliveira.  
Coorientador: Dr. Yves Roisin.

**ILHÉUS-BAHIA**

**2019**

S163

Sales, Maria José Dias.

Comunidade de térmitas (Blattodea, Termitoidea) associada ao cultivo do eucalipto de diferentes idades e florestas do litoral norte do Estado da Bahia, Brasil / Maria José Dias Sales. – Ilhéus, BA: UESC, 2019.

vi, 123f. : il.

Orientador: Jaques H. C. Delabie.

Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Inclui referências e apêndice.

1. Biodiversidade – Conservação. 2. Térmita. 3. Eucalipto – Plantio. 4. Serviços ambientais. 5. Solo – Uso. I. Título.

CDD 333.95

**COMUNIDADE DE TÉRMITAS (BLATTODEA, TERMITOIDEA) ASSOCIADA  
AO CULTIVO DO EUCALIPTO DE DIFERENTES IDADES E FLORESTAS DO  
LITORAL NORTE DO ESTADO DA BAHIA, BRASIL**

**MARIA JOSÉ DIAS SALES**

**Comissão Examinadora:**

---

**DR. JACQUES H. C. DELABIE**

Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC (Orientador)

---

**DR. DANILO ELIAS DE OLIVEIRA**

Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará – UNIFESSPA (Co-orientador)

---

**DR. RONALD ZANETTI BONETTI FILHO**

Universidade Federal de Lavras, MG (Examinador)

---

**DR. ALEXANDRE VASCONCELLOS**

Universidade Federal da Paraíba, UFPB, PB (Examinador)

---

**DR. PAVEL DODONOV**

Universidade Federal da Bahia – UFBA, BA (Examinador)

---

**DR. LUÍS MAGNAGO**

Universidade Federal do Sudeste da Bahia – UESC, BA (Examinador)

*À minha família, dedico.*

*“Ser profundamente amado por  
alguém nos dá força; amar alguém  
profundamente nos dá coragem”*

*(Lao-Tsé)*

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual de Santa Cruz e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade pela e, pela oportunidade de aprendizado e crescimento pela oportunidade. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa. À empresa Bracell Bahia Florestal, por todo o apoio cedido com tanta gentileza, compromisso e cuidado. Em especial, ao coordenador Deivide Wallace por todo o apoio, pelo esforço hercúleo para organização e realização das coletas, pelo apoio incondicional e amizade verdadeira. Eu te agradeço imensamente! Aos amigos que me ajudaram no campo: Mailson, Robson, Jair, Robério, Washington, Ueslon, Ninho, Aporá e Maurício. As coletas foram momento de muita emoção, de felicidades, risadas. Gratidão por cuidarem bem de mim, pelo compromisso, pelos momentos de partilha (inclusive de lanches)! Minha gratidão imensa a todos vocês!

Ao meu orientador, Jacques Delabie, pela amizade e orientação; pelos sábios conselhos. Tenho gratidão imensa ao Cosmos por me permitir dividir um mesmo tempo e época que você, Mestre! A convivência com você é oportunidade ímpar de crescimento profissional e humano. *“Tudo pode naquele que te fortalece”!* Ao meu co-orientador Danilo, pelos conselhos e revisões cuidadosas, pela disponibilidade imensa e paciência maior ainda (*rs*). Gratidão imensa ao Cosmos pela oportunidade de te conhecer e poder compartilhar conhecimentos com você!

Aos professores do curso de Ecologia e Conservação da Biodiversidade, pelo aprendizado; em especial, Pavel, que tal qual Mestre Yoda e seu Padawan, me estimulou, como a todos seus discentes, a *gostar* de estatística (ainda que, desconfio, esse amor não seja recíproco). “Estudar estatística você deve, jovem Padawan”, ele disse em carta aberta ao Universo. Ele disse também *“Você até pode ter mil vezes certeza que é uma indireta, mas não é”*. Mas mainha disse: *“Se a carapuça coube...”*. Assim, como aspirante a Jedi, tomei para mim esses conselhos, e me esforço para caminhar apartada do *Dark Side*, e sigo afastando o Medo, e por consequência o Sofrimento. Jedi um dia quero ser. E por isso, aqui seus sábios conselhos espalho.

À minha família, pela compreensão e incentivo; aos meus pais, que estão sempre ao meu lado em todos os momentos. Eu não tenho palavras para agradecer todo o amor que me dedicam. Minha mãe Gal e meu pai Marcos sempre se esforçaram para me oferecer a melhor educação que podiam. Agradeço imensamente ainda o meu sobrinho Renato Rollemberg Júnior, meu nenenzinho, que me fez redescobrir a infância. Ao Highlander Wolverine Mark, meu Guerreiro Wookiee Imortal, pela companhia de loongaaaa data! Eu amo vocês imensamente!

A todos do Laboratório de Mirmecologia (prof<sup>ª</sup> Cléa, prof. Alexandre, Elmo, Thamy, Marcela Marega Sereia dos Botos, Bianca, Ana Flávia, Elisama, Júnior, Roberta, Edie, Roberta, Viviane, Priscila, Crispim, Zé, Lurdinha e Gilmar) por compartilhar as felicidades e dificuldades. Os momentos (e os lanches) partilhados guardarei comigo em meu coração. Neste laboratório são constantes as lições sobre a prática integrada de amor, comunhão,

humildade e crescimento profissional. Ninguém passa pelo LabMirmeco sem rir, sem fazer amigos, sem partilhar, sem aprender.

Aos amigos que fiz durante o curso. À amiga Thamy Marques, a musa, que sempre me acalenta quando eu preciso, pela sua paciência, preocupação. Eu te guardo em meu coração! A Elmo Koch, por me ajudar tanto e tanto e sempre, eu te agradeço demais por todas as recomendações e auxílios no texto e nas análises. Aos amigos Ícaro Menezes, Renan Nunes e Túlio Paiva que também me deram helps no texto e nas análises. Vocês me ajudaram demais! Eu tenho admiração absurda por aqueles que ajudam sem pensar em recompensas! Esse é o gesto mais sincero de amizade!

À Érica Araújo, amiga e irmãzinha que a vida me deu, pelos conselhos, incentivos e companhia agradável. À Amanda dos Anjos e Renan Costa Nunes, por me acolherem tal qual integrante da família, pela amizade sincera, pelos auxílios. Vocês tornaram minha vida em Ilhéus mais doce (literalmente, viu Amanda e Érica)! Amandinha, minha pessoa, eu agradeço a Deus todos os dias você em minha vida! Eu amo você e sua família toda imensamente! Aos meus vizinhos do Nelsão: Bianca Caitano e Túlio Paiva (casal fitness), Albérico e Fernando, Esperidião (Speedy) e Rafael Costa. Obrigada pela amizade, pela companhia agradável.

À Jeane Serravalle, pela amizade, pelo incentivo, pelos conselhos. Por sempre ser luz em meu caminho. Foi, é e será sempre Jeane a voz que ecoa em meu coração. Eu te agradeço por me dizer o que mereço, e, sobretudo, o que preciso. Você é minha segunda mãe, e eu não tenho dúvidas de que me guardas como sua filha. Até porque eu sou. À Marileusa Carvalho, que considero minha filhinha, até por que você é, pelo pelas palavras (sempre sempre tão) doces de apoio, de conforto.

Às professoras e amigas Eltamara Souza de Conceição pelo apoio, abrigo e amizade; por partilhar suas vivências comigo e Iramaia de Santana, minha primeira orientadora na vida acadêmica, pelo carinho, pelos conselhos. A Alexandre Arnold (UFSB) pelo auxílio com a elaboração dos mapas.

À Faculdade Santíssimo Sacramento e ao coordenador Adeildo Magalhães, *my friend*, toda minha gratidão pela compreensão de minha ausência e pela amizade. Obrigada pelo estímulo para continuar estudando! Gratidão também aos meus alunos pelo apoio e mensagens de apoio e carinho. A todos da Escola dos Rodoviários; em especial, aos meus aluninhos.

Enfim, a todos os meus amigos, ainda que não citados aqui, contribuíram para dar leveza na minha caminhada, àqueles que me curam com um abraço, com um sorriso, que me dão puxões de orelha... Eu ponho todos vocês em minhas orações! Eu agradeço a Deus os a oportunidade única de partilhar esse mundo e momento com vocês!



## **COMUNIDADE DE TÉRMITAS (BLATTODEA, TERMITOIDEA) ASSOCIADA AO CULTIVO DO EUCALIPTO DE DIFERENTES IDADES E FLORESTAS DO LITORAL NORTE DO ESTADO DA BAHIA, BRASIL**

### **RESUMO**

Cupins estão entre os mais importantes engenheiros dos ecossistemas. São insetos sociais, que, de modo geral, vivem em colônias com grande número de indivíduos e podem se alimentar de materiais celulósicos em diferentes estágios de decomposição, e por isso são os principais detritívoros em florestas tropicais. Para construir os túneis, galerias e ninhos, os cupins selecionam partículas de solo e essa movimentação é responsável pelo aumento da porosidade do solo, elevando as taxas de infiltração da água no solo, do oxigênio e de raízes. Desta forma, estão relacionados ao aumento da produtividade em sistemas naturais e antrópicos. Porém, são mais conhecidos pelos prejuízos que provocam, em especial em cultivos, e estão entre as principais ameaças em plantações de eucalipto. Como os cupins são sensíveis às modificações do ambiente, a simplificação do ambiente imposta pela conversão de áreas de vegetação nativa em monoculturas afeta a estrutura da comunidade desses organismos. Essas modificações eliminam espécies sensíveis e pode levar à superpopulação de algumas, mais resistentes aos distúrbios, que podem facilmente se tornar pragas. Assim, o objetivo principal desta tese foi investigar como a estrutura da comunidade de térmitas associada ao cultivo de eucaliptos e florestas do Litoral Norte da Bahia. Dessa maneira, esta tese está estruturada em quatro capítulos. No primeiro capítulo, fizemos uma revisão bibliográfica abordando o papel dos cupins em atividades silviculturais, com ênfase em eucaliptais, indicando possíveis entraves para o reconhecimento da taxocenose de cupins para a oferta e manutenção de serviços ecossistêmicos. No segundo capítulo, o objetivo foi avaliar o efeito da idade do cultivo e parâmetros abióticos (precipitação e características físico-químicas relacionadas à textura e fertilidade do solo) na estrutura da comunidade de cupins em plantações de eucalipto. Selecionamos unidades de manejo de eucalipto de aproximadamente 20 hectares pertencentes a quatro categorias de idade (pós-corte, um ano, três anos e  $\geq 6$  anos), distribuídas em seis regiões do Litoral Norte da Bahia, e pertencentes à empresa Bracell Bahia Florestal (BSF). Em cada região, selecionamos uma unidade de manejo de cada categoria de idade (pós-corte, um ano, três anos e  $\geq 6$  anos) e distribuímos cinco parcelas para amostragem de cupins (1h/pessoa), totalizando 120 parcelas em 24 unidades de manejo. A empresa Bracell Bahia Florestal nos fornece os dados de precipitação e caracterização físico-química do solo. Nossos resultados demonstraram que a riqueza é afetada apenas pela idade, enquanto a composição de espécies variou em função da idade, precipitação e textura do solo. Xilófagos tiveram a maior abundância em todas as idades. Mudanças no plantio durante o ciclo de crescimento do eucalipto modificaram a estrutura

da comunidade de cupins. No terceiro capítulo, medimos a diversidade  $\beta$  de cupins em eucaliptos e florestas vizinhas. Também medimos quais processos resultantes da partição deste componente da diversidade com base na incidência e abundância são responsáveis pela estrutura da composição de espécies de cupins. Para isso, realizamos o estudo em dois ambientes: florestas e eucaliptais, pertencentes à Bracell Bahia Florestal. Selecionamos plantios de eucalipto e florestas vizinhas aos plantios estudados situados em seis regiões. Distribuimos 120 parcelas em cada ambiente (florestas e plantios de eucaliptos) para amostragem de cupins. As áreas de floresta foram menos similares entre si que os eucaliptais, e os padrões que estruturam as comunidades de ambos os ambientes foram a substituição de espécies (riqueza) e abundância balanceada (abundância). Esses resultados destacaram a importância dos remanescentes florestais para manutenção da diversidade de cupins, já que plantações de eucalipto tiveram efeito homogeneizador sobre a composição de espécies da termitofauna. Como áreas destinadas ao plantio de eucalipto tendem a crescer em todo o mundo, estudos que permitem compreender como essas plantações afetam a diversidade devem ser conduzidos, o que demanda tempo e custos elevados. Uma estratégia para a realização de estudos com melhor custo-benefício é a utilização de resoluções taxonômicas substitutas. No quarto capítulo, testamos a diferentes resoluções taxonômicas como substitutos da diversidade de cupins coletados em plantios de eucalipto da Bracell Bahia Florestal. Observamos que as resoluções táxon indicador e resoluções intermediárias mostram forte relação com a riqueza e composição de espécies de cupins. A utilização destas resoluções pode facilitar a realização de estudos que elucidem não só o impacto da conversão de ecossistemas em plantios de eucalipto, como também pode subsidiar estratégias conservacionistas que considerem a importância do papel dos cupins em cultivos.

Palavras-chave: Medidas de dissimilaridade. Idades do plantio. Substitutos taxonômicos. Serviços ecossistêmicos.

## **TERMITE COMMUNITY (BLATTODEA, TERMITOIDEA) ASSOCIATED WITH EUCALYPTUS PLANTATIONS OF DIFERENTS AGES AND FORESTS IN THE NORTHERN BAHIA STATE COAST, BRAZIL**

### **ABSTRACT**

Termites are among the most important engineers in ecosystems. They are social insects, which are generally live in large quantities and can feed on cellulosic materials at different stages of decomposition, and are therefore the main detritivores in tropical forests. To construct tunnels, galleries and nests, termites select soil particles and this movement is responsible for increasing soil porosity, increasing soil infiltration, rates of water, oxygen and roots. Thus, they are related to increased productivity in natural and anthropic systems. They are best known, however, for the damage they cause, especially to crops, and are among the main threats in eucalyptus. Because termites are sensitive to environmental changes, the simplification of the environment imposed by converting native vegetation areas to monocultures affects the community structure of these organisms. These modifications eliminate sensitive species and can lead to overpopulation of some, more resistant to disturbances, which can easily become pests. Thus, the main objective of this thesis was to investigate how the termite community structure associated with eucalyptus and forests cultivation in the Northern Coast of Bahia. Thus, this thesis is structured in four chapters. In the first chapter, we reviewed the role of termites in silvicultural activities, with emphasis on eucalyptus, indicating possible barriers to the recognition of termite assemblage for the provision and maintenance of ecosystem services. In the first chapter, we reviewed the role of termites in silvicultural activities, with emphasis on eucalyptus, indicating possible barriers to the recognition of the termite community for the provision and maintenance of ecosystem services. We selected eucalyptus management units of approximately 20 hectares belonging to four age categories (post-cut, one year, three years and  $\geq 6$  years), distributed in six regions of the northern coast of Bahia, and belonging to the company Bracell Bahia Florestal. In each region, we selected one management unit from each age category (post-cut, one year, three years and  $\geq 6$  years) and distributed five termite sampling plots (1h / person), totaling 120 plots in 24 units management. The company Bracell Bahia Florestal provided us the precipitation data and soil physicochemical characterization. Our results indicated that richness is affected only by age, while species composition varied according to age, precipitation and soil texture. Xylophagous had the greatest abundance at all ages. Changes in planting over the eucalyptus growth cycle modified the structure of the termite community. In the third chapter, we measured the  $\beta$ -diversity of termites in eucalyptus and surrounding forests. We also measured which processes resulting from the partition of this component of diversity based on incidence and abundance are responsible for the structure of termite species

composition. For this, we conducted the study in two environments: forests and eucalyptus belonging to the company Bracell Bahia Florestal. We selected eucalyptus plantations and forests adjacent to the studied plantations located in six regions. We distributed 120 plots in each environment (forests and eucalyptus plantations) for termite sampling. Forest areas were more dissimilar to each other than eucalyptus, and the pattern that structures the communities in both environments were species substitution (richness) and balanced abundance (abundance). These results underscore the importance of forest remnants in maintaining termite diversity, as eucalyptus plantations had a homogenizing effect on the termitofauna species composition. As areas destined for eucalyptus plantations tend to grow worldwide, studies that allow us to understand how these plantations affect diversity should be conducted, which requires time and high costs. A strategy for cost-effective studies is to use surrogate taxonomic resolutions. In the fourth chapter, we tested different taxonomic resolutions as substitutes for the diversity of termites collected from eucalyptus plantations belonging to the company Bracell Bahia Florestal. We observed that the indicator taxon resolutions and intermediate resolutions indicate a strong relationship with the richness and composition of termite species. The use of these resolutions may facilitate studies that not only elucidate the impact of ecosystem conversion on eucalyptus plantations, but may also support conservation strategies that consider the importance of termites in crops.

Key-words: Dissimilarity measures. Crop ages. Taxonomic surrogates. Ecosystem services.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b> .....	i
<b>ABSTRACT</b> .....	ii
<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	7
Referências.....	10
<b>CAPÍTULO 1: CUPINS (BLATTODEA: TERMITOIDAE) EM CULTIVOS DE EUCALIPTOS: ALIADOS OU PROBLEMAS?</b>	12
Resumo.....	13
Abstract.....	14
Introdução.....	15
Objetivo.....	16
Térmitas e Serviços Ecossistêmicos.....	16
Taxocenose de Térmitas em Eucaliptais.....	19
Considerações Finais.....	26
Agradecimentos.....	28
Literatura Citada.....	28
<b>CAPÍTULO 2: ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE TÉRMITAS EM UMA CRONOSSEQUÊNCIA DE EUCALIPTAIS EM PRODUÇÃO NO LITORAL NORTE DA BAHIA</b>	36
Resumo.....	36
Abstract.....	37
Introdução.....	38
Objetivo.....	40
Metodologia.....	41
Área de estudo.....	41
Amostragem de cupins.....	44
Análises.....	45
Resultados.....	47
Discussão.....	53
Agradecimentos.....	61
Referências.....	61
<b>CAPÍTULO 3: DIVERSIDADE BETA DE CUPINS EM PLANTIOS DE EUCALIPTO E ÁREAS DE FLORESTA CIRCUNVIZINHAS SITUADAS NO LITORAL NORTE DA BAHIA, BRASIL</b> .....	74
Resumo.....	74

Abstract.....	75
Introdução.....	75
Objetivo.....	78
Metodologia.....	79
Resultados.....	82
Discussão.....	87
Agradecimentos.....	89
Referências.....	89
Material Suplementar.....	100
<b>CAPÍTULO 4: TESTANDO DIFERENTES RESOLUÇÕES TAXONÔMICAS COMO SUBSTITUTOS DA DIVERSIDADE DE CUPINS (BLATTODEA: TERMITOIDEA)</b>	102
Resumo.....	102
Abstract.....	103
Introdução.....	104
Objetivo.....	106
Metodologia.....	106
Resultados.....	110
Discussão.....	114
Agradecimentos.....	117
Referências.....	117
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	122

## INTRODUÇÃO GERAL

Os cupins, também conhecidos por térmitas, formigas brancas (operárias/os), siriris ou aleluias (alados reprodutores), estão entre os mais abundantes artrópodes de solo em sistemas florestais (Black & Okwakol, 1997). Pertencem à epifamília Termitoidae, dentro da ordem Blattodea (Beccaloni & Eggleton, 2013). Termitoidae possui aproximadamente 3.000 espécies no mundo, distribuídas em aproximadamente 360 gêneros (Constantino, 2018), sendo a maioria encontrada em regiões tropicais e subtropicais (Constantino, 2002).

São eussociais, possuindo três castas – reprodutores, soldados e operárias/os. Os reprodutores estão envolvidos na formação de novos organismos para a colônia; soldados são responsáveis pela defesa, por meio de estratégias diversificadas; a/os operária/os assumem a maioria das funções da colônia: forrageamento, alimentam as outras castas, cuidam da prole e construção de túneis e galerias, que dão acesso ao alimento e, em muitas espécies, de cupinzeiros. Os operários utilizam saliva, fezes e partículas selecionadas do solo (Bignell & Eggleton, 2000) na construção de cupinzeiros que asseguram proteção contra as intempéries bem como contra predadores (Junqueira et al., 2008) e ainda podem servir de abrigo para várias outras espécies (Gallego-Roper et al., 2013).

A construção de túneis e cupinzeiros provoca grandes mudanças no ambiente. Os operários, ao selecionarem e movimentarem verticalmente grande quantidade de partículas que irão utilizar, provocam o aumento da porosidade do solo, o que por sua vez, implica em maior capacidade de infiltração da água e do ar, bem como da capacidade de penetração das raízes das plantas (Jouquet et al., 2016). Os cupins exercem ainda outra atividade de extrema relevância para os ecossistemas: como possuem simbioses no trato intestinal, conseguem explorar material vegetal em diferentes estágios de decomposição (Holt & Lepage, 2000), principalmente composto por celulose e lignina, que podem ser explorados por um número reduzido de organismos (Griffiths et al., 2019). Os cupins trituram e digerem esse material, e assim aumenta sua disponibilidade para outros organismos. Evidências demonstram que o entorno de cupins costuma ser mais rico em nitrogênio e fósforo, macronutrientes indispensáveis ao crescimento das plantas (Pennisi, 2015; Jouquet et al., 2016). Assim, os térmitas contribuem para o aumento da produtividade primária e da

heterogeneidade ambiental, e são, por isso, considerados engenheiros dos ecossistemas (Lavelle et al., 1997).

De fato, algumas poucas espécies causam danos consideráveis em diversos plantios. Mas muitos pesquisadores concordam que muitos dos danos atribuídos a cupins em cultivos têm sido exagerados em função de a simples presença do inseto na planta morta já ser considerada a causa. Em plantios de eucalipto, um dos sistemas estudados nessa tese, os cupins são considerados um dos principais obstáculos para o sucesso do estabelecimento (Brown, 1965). Mesmo diante da confirmação de que há espécies que causam danos, é preciso destacar que a maiorias das espécies são benéficas aos cultivos. No entanto, há alguns entraves para o reconhecimento dos benefícios dos cupins em agrossistemas, e assim orientar para a adoção de técnicas de manejo que assegurem maior diversidade taxonômica e funcional da termitofauna. É notório que a maioria das espécies de cupins coletada em eucaliptos é considerada geófaga e não-praga, envolvida diretamente nas atividades de bioturbação, decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, minimizando a necessidade de uso de fertilizantes (Junqueira et al., 2009). Podem inclusive ser utilizadas na recuperação de solos degradados (Mando et al., 1996) e estão relacionadas à maior sustentabilidade em cultivos de regiões áridas (Viana et al., 2014; Ashton et al., 2019). Logo, estudos que contribuam no sentido de esclarecer a relevância da termitofauna para a sustentabilidade do plantio devem ser incentivados. O papel dicotômico dos cupins em cultivos de eucalipto é abordado no primeiro capítulo dessa tese, onde destacamos a necessidade de estimular a realização de estudos sinérgicos, que levem em conta a ação conjunta de diferentes fatores na estrutura da termitofauna, assim como a utilização de métodos quantitativos, que determinem o grau de impacto da atividade dos cupins no rendimento dos cultivos facilitando a compreensão de produtores sobre os benefícios que uma fauna diversa em cupins propicia.

O Brasil, um dos os principais produtores mundiais de celulose, papel e painéis de madeira, possui 5,7 milhões de hectares de área plantada com eucalipto. A Bahia ocupa a 5<sup>a</sup> posição no ranking nacional de área cultivada por eucalipto, com 612.199 hectares em 2016, o que demonstra a relevância do setor na região (IBÁ, 2017). Sabe-se que há vários fatores que podem estar diretamente relacionados à estrutura da comunidade de cupins.



Como exemplo, em cultivos, a espécie cultivada, a técnica de manejo adotada, idade do plantio, clima, entre outros fatores demonstram relação com a diversidade da termitofauna (Nair & Varma, 1981; Wilcken et al., 2002). Áreas perturbadas tendem a apresentar menor frequência de humívoros (Junqueira et al., 2009) quando comparadas às áreas com menor grau de perturbação (Eggleton, 1996). Assim, no segundo capítulo desta tese avaliamos quais fatores – idade do cultivo, atributos do solo e precipitação – têm efeito sobre a estrutura (riqueza, abundância, composição de espécies e grupos funcionais) da termitofauna do Litoral Norte da Bahia.

A simplificação do ambiente provocada pela conversão de ecossistemas naturais em monoculturas pode levar à redução da abundância, da diversidade taxonômica e funcional de térmitas (Jones et al., 2003). Assim, áreas de monoculturas tendem a ter menor dissimilaridade na composição de espécies ( $\beta$ -diversidade) que as de floresta nativa. Plantios de eucalipto são áreas que a cada 6-7 anos passam por um processo que pode impactar negativamente as comunidades que utilizam esse ambiente. O corte das árvores cria espaços abertos que podem dificultar a dispersão de algumas espécies; o preparo da área para o novo plantio implica no uso de maquinários pesados, que podem compactar o solo. Essas atividades, ao diminuírem a heterogeneidade do ambiente, colaboram para a redução de espécies e de grupos funcionais, já que a termitofauna é sensível às perturbações ambientais (Alves et al., 2011). Desta forma, o terceiro capítulo desta tese investiga como a  $\beta$ -diversidade baseada na riqueza e na abundância da termitofauna de áreas de floresta e de eucaliptais diferem, bem como quais os processos resultantes da partição deste componente da diversidade são preponderantes para a estrutura da composição da termitofauna de eucaliptais e de áreas de floresta circunvizinhas.

A taxonomia de cupins é considerada complicada, em especial quando se trata da subfamília Apicotermitinae, cupins sem soldados, que exige com mais frequência a análise da morfologia da válvula entérica para identificação das espécies. O quarto capítulo aborda como a adoção de resoluções taxonômicas substitutas podem ser um auxiliar para estimular a adoção de estudos utilizando a termitofauna, gerando conhecimento que contribuirá na compreensão do papel desta para a manutenção da dinâmica dos ecossistemas naturais e cultivos.

Desta forma, o objetivo geral desta tese é investigar como a estrutura da comunidade de térmitas variam em florestas e em cultivos de *Eucalyptus* sp. situados no Litoral Norte da Bahia.

## REFERÊNCIAS

- Alves, W. de F., Mota, A., Lima, R. de, Bellezoni, R. & Vasconcellos, A. 2011. Termites as Bioindicators of Habitat Quality in the Caatinga, Brazil: Is There Agreement Between Structural Habitat Variables and the Sampled Assemblages? **Neotropical Entomology**, 40, 39–46, (At: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1519-566X2011000100006&lng=en&nrm=iso&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-566X2011000100006&lng=en&nrm=iso&tlng=en) ).
- Ashton, L.A., Griffiths, H.M., Parr, C.L., Evans, T.A., Didham, R.K., Hasan, F., Teh, Y.A., Tin, H.S., Vairappan, C.S. & Eggleton, P. 2019. Termites mitigate the effects of drought in tropical rainforest. **Science**, 363, 174–177, (At: <http://www.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/science.aau9565> ).
- Beccaloni, G. & Eggleton, P. 2013. Order blattodea. **Zootaxa**, 3703, 46–48.
- Bignell, D.E. & Eggleton, P. 2000. Termites in ecosystems. In: **Termites: evolution, sociality, symbioses, ecology** (eds. Abe, T., Bignell, D.E. & Higashi, M.), pp. 363–387. Springer, Dordrecht.
- Black, H.I.J. & Okwakol, M.J.N. 1997. Applied Agricultural intensification , soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics : the role of termites. **Applied Soil Ecology**, 6, 37–53.
- Brown, K.W. 1965. Termite Control Research in Uganda. **East African Agricultural and Forestry Journal**, 31, 218–223, (At: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/00128325.1965.11662046> ).
- Constantino, R. 2002. An illustrated key to Neotropical termite genera (Insecta: Isoptera) based primarily on soldiers. **Zootaxa**, 67, 1–40.
- Constantino, R. 2018. Estimating Global Termite Species Richness Using Extrapolation. **Sociobiology**, 65, 10–14.
- Eggleton, P. 1996. The diversity, abundance and biomass of termites under differing levels of disturbance in the Mbalmayo Forest Reserve, southern Cameroon. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 351, 51–68.
- Gallego-Roperio, M.C., Feitosa, R.M. & Pujol-Luz, J.R. 2013. Formigas (Hymenoptera, Formicidae) Associadas a Ninhos de *Cornitermes cumulans* (Kollar) (Isoptera,

- Termitidae) no Cerrado do Planalto Central do Brasil. **EntomoBrasilis**, 6, 97–101, (At: <http://www.periodico.ebras.bio.br/ojs/index.php/ebras/article/view/283> ).
- Griffiths, H.M., Ashton, L.A., Evans, T.A., Parr, C.L. & Eggleton, P. 2019. Termites can decompose more than half of deadwood in tropical rainforest. **Current Biology**, 29, R118–R119, (At: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960982219300144> ).
- Holt, J.A. & Lepage, M. 2000. Termites and soil properties. In: **Termites: evolution, sociality, symbioses, ecology**, pp. 389–407. Springer, Dordrecht.
- IBÁ. 2017. Relatório 2017. **Indústria Brasileira de Árvores**, 80, (At: [http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA\\_RelatorioAnual2017.pdf](http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2017.pdf) <http://arxiv.org/abs/1011.1669> <http://dx.doi.org/10.1088/1751-8113/44/8/085201> ).
- Jones, D.T., Susilo, F.X., Bignell, D.E., Hardiwinoto, S., Gillison, A.N. & Eggleton, P. 2003. Termite assemblage collapse along a land-use intensification gradient in lowland central Sumatra, Indonesia. **Journal of Applied Ecology**, 40, 380–391, (At: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-2664.2003.00794.x> ).
- Jouquet, P., Bottinelli, N., Shanbhag, R.R., Bourguignon, T., Traoré, S. & Abbasi, S.A. 2016. Termites. **Soil Science**, 181, 157–165, (At: <http://content.wkhealth.com/linkback/openurl?sid=WKPTLP:landingpage&an=00010694-201603000-00007> ).
- Junqueira, L.K., Diehl, E. & Filho, E.B. 2008. Termites in eucalyptus forest plantations and forest remnants: an ecological approach. **Bioikos**, 22, 3–14.
- Junqueira, L.K., Diehl, E. & Filho, E.B. 2009. Termite (isoptera) diversity in eucalyptus-growth areas and in forest fragments. **Sociobiology**, 53, 805–828.
- Lavelle, P., Bignell, D., Lepage, M., Wolters, V., Roger, P., Ineson, P., Heal, O.W. & Dhillon, S. 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. **European Journal of Soil Biology (France)**.
- Mando, A., Stroosnijder, L. & Brussaard, L. 1996. Effects of termites on infiltration into crusted soil. **Geoderma**, 74, 107–113.
- Nair, K.S.S. & Varma, R. V. 1981. Termite Control in Eucalypt Plantations. **KFRI Research Repor**, 48.
- Pennisi, E. 2015. Africa's soil engineers: Termites. **Science**, 347.
- Viana, A.B., Souza, V.B., Reis, Y.T. & Marques-Costa, A.P. 2014. Termite assemblages in dry tropical forests of Northeastern Brazil: Are termites bioindicators of environmental disturbances? **Sociobiology**, 61, 324–331.
- Wilcken, C.F., Raetano, C.G. & Forti, L.C. 2002. Controle de cupins em florestas de eucalipto com o inseticida fipronil regent 20g. **Sociobiology**, 40, 179–190.

## *Capítulo 1*

---

### **CUPINS (BLATTODEA: TERMITOIDAE) EM CULTIVOS DE EUCALIPTOS: ALIADOS OU PROBLEMAS?**

Maria José D. SALES<sup>1,2</sup>; Jacques H.C. DELABIE<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> Laboratório de Mirmecologia, Centro de Pesquisa do Cacau, CEPLAC, 45600-970 Itabuna, Bahia, Brasil, [mjdsales@uesc.br](mailto:mjdsales@uesc.br), [jacques.delabie@gmail.com](mailto:jacques.delabie@gmail.com)

<sup>2</sup> PPG Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz, 45662-900 Ilhéus, Brasil.

<sup>3</sup> Departamento de Ciências Agrárias e Ambientais, Universidade Estadual de Santa Cruz, 45662-900 Ilhéus, Bahia, Brasil.

#### **Correspondência:**

Jacques H.C. DELABIE

Laboratório de Mirmecologia, CEPEC-CEPLAC, 45600-970 Itabuna-BA.

[jacques.delabie@gmail.com](mailto:jacques.delabie@gmail.com)

## **CUPINS (BLATTODEA: TERMITOIDAE) EM CULTIVOS DE EUCALIPTOS: ALIADOS OU PROBLEMAS?**

### **RESUMO**

Os cupins ou térmitas são reconhecidamente importantes pragas em diversos sistemas agrícolas, causando danos de grande importância econômica, apesar de desempenharem papel relevante para o sucesso no estabelecimento de plantas e na manutenção da biodiversidade local. Neste ensaio, a aparente contradição do papel dos cupins em determinados agrossistemas é discutida, com ênfase na monocultura do eucalipto, indicando possíveis entraves para o reconhecimento da taxocenose de térmitas como indispensável à manutenção de processos ecológicos vitais, bem como utilizá-la como importante fonte de diversificação da oferta de serviços ecossistêmicos. Os cupins são reconhecidos como engenheiros de ecossistemas em função do impacto que suas diferentes atividades provocam no meio em que vivem. Em função de seu comportamento construtor e da diversidade de hábitos alimentares, colaboraram para o aumento da capacidade de infiltração da água e aeração do solo, e participam dos ciclos biogeoquímicos de vários elementos. Aumentam a disponibilidade de macronutrientes para as plantas e por isso estão relacionados ao aumento do rendimento em cultivos e aumento da heterogeneidade dos ecossistemas. Em ambientes áridos, a atividade dos térmitas está relacionada à maior umidade do solo, aumentando a resistência dos ecossistemas à seca. Em agrossistemas, esses insetos têm um papel ambíguo, já que há espécies causadoras de danos significativos, mas a maioria das espécies de cupins contribui para a melhoria das características físico-químicas do solo, como aumento da porosidade, a disponibilidade de macronutrientes e a taxa de infiltração da água, e por consequência, o rendimento dos sistemas agrícolas. Contudo, há vários entraves para o reconhecimento dos benefícios causados pelos cupins em agrossistemas: a maioria dos estudos não considera a ação integrada de vários aspectos inerentes ao cultivo, como natureza da planta cultivada, idade do plantio, técnicas de manejo e sua influência na estrutura da comunidade de cupins, ou sinergia dos processos ambientais para com o desenvolvimento da taxocenose de térmitas e de sua biota associada. Outro entrave é a carência de estudos quantitativos para determinação do papel dos cupins na provisão de serviços ecossistêmicos em plantios. Considerando o potencial dos cupins como grupo chave para a oferta de diversos serviços ecossistêmicos, compreender quais benefícios esse grupo de organismos traz aos agrossistemas e quais fatores afetam suas populações, são essenciais a fim que se possam estabelecer práticas de manejo das plantações que assegurem a oferta contínua dos serviços ecossistêmicos desempenhados pelos cupins.

**Palavras-Chave:** térmitas, taxocenose de térmitas, silvicultura, serviços ecossistêmicos.

**ABSTRACT - TERMITES (BLATTODEA: TERMITOIDAE) IN EUCALYPTUS CULTIVATION: ALLIED OR PROBLEMS?**

Termites are recognized as important pests in various agricultural systems, responsible of damages of great economic importance, although they also play an important role in establishing plants and maintaining local biodiversity. In this essay, the apparent contradiction of the role of termites in certain agrosystems, with emphasis on eucalyptus monoculture, is discussed, indicating possible obstacles for the recognition of the termite taxocenosis as indispensable for the maintenance of vital ecological processes, as well as to use these insects as an important source of diversification of ecosystem services. Termites are recognized as ecosystem engineers based on the impact their different activities have on the environment in which they live. Due to their constructive behavior and diversity of food habits, they collaborate to increase the water infiltration capacity and aeration of the soil, and participate in the biogeochemical cycles of several elements. They increase the availability of macronutrients to plants and therefore are related to increased crop yields and increased ecosystem heterogeneity. In arid environments, termite activity is related to higher soil moisture, increasing the resistance of ecosystems to drought. In agrosystems, these insects play an ambiguous role, as there are species causing significant damage, but most species of termites contribute to the improvement of physical and chemical characteristics of the soil, such as increased porosity, macronutrient availability and the rate of water infiltration, and consequently the yield of agricultural systems. However, there are several obstacles to recognizing the benefits of termites in crops: most studies do not consider the integrated action of several aspects inherent to the agrosystem, such as the nature of the crop, age of planting, management techniques and their influence on the structure of the termite community, or the synergy of environmental processes for the development of the termite taxocenosis and its associated biota. Another obstacle is the lack of quantitative studies to determine the role of termites in the provision of ecosystem services in plantations. Considering the potential of termites as a key group for the provision of various ecosystem services, understanding what benefits this group of organisms brings to agrosystems and what factors affect their populations are essential in order to establish planting practices that ensure supply continuous ecosystem services performed by termites.

**Key words:** termites, termitofauna, silviculture, ecosystem services, management.

## INTRODUÇÃO

A fauna edáfica possui papel chave no funcionamento dos ecossistemas devido à grande diversidade de espécies que ocorre em diferentes níveis tróficos e influência nos processos químicos, físicos e biológicos de formação e estrutura do solo (Maynard et al., 2015; Delabie et al., 2018). A macrofauna edáfica, cuja biomassa é composta majoritariamente por formigas, cupins e minhocas (Aquino et al., 2008), possui uma grande diversidade de hábitos alimentares, e por isso, é indispensável à fragmentação do resíduo vegetal e sua redistribuição, assim como ao controle populacional da maioria dos demais invertebrados. Além disso, dada à grande mobilidade e atividade de escavação que apresentam, contribui diretamente na estruturação do solo (Lima et al., 2010).

A produtividade dos ecossistemas está diretamente relacionada à diversidade da macrofauna edáfica (Brussaard et al., 1997). A ingestão de partículas minerais e a movimentação destas para a criação de estruturas biogênicas alteram as características físicas dos solos onde os organismos vivem, participando da pedogênese, melhoria da porosidade e estrutura, infiltração da água, ciclagem de nutrientes e aumento da produtividade primária (Menezes et al., 2009).

Dentre os invertebrados que vivem no solo, os térmitas ou cupins (Blattodea: Termitoidae) possuem cerca de 3.000 espécies (Constantino, 2018) e desempenham papel relevante no estabelecimento e desenvolvimento de plantas e na manutenção da biodiversidade local (Sanders & Van Veen, 2011). Como alteram as características físico-químicas do ambiente através das atividades de forrageamento e construção de túneis e ninhos, bem como pela diversidade de hábitos alimentares, aumentam a produtividade primária, criando ou auxiliando na manutenção de habitats para diversas espécies de microrganismos, plantas e animais e por isso, às vezes, a expressão “engenheiros dos ecossistemas” é usada para designá-los (Jones et al., 1994).

Os benefícios das atividades dos cupins são evidentes nos ambientes naturais, mas também em sistemas agrícolas. São funcionalmente próximos das minhocas, participando da criação de macroporos no solo, aumentando a capacidade de infiltração da água e disponibilidade de nutrientes que podem ser absorvidos pelas plantas. São considerados

cada vez mais indispensáveis para a sustentabilidade agrícola em climas áridos, contribuindo em um aumento de até 36% da infiltração da água no solo em alguns agrossistemas (Evans et al., 2011).

Contudo, térmitas são reconhecidamente pragas importantes em numerosos sistemas agrícolas. Na América do Sul, 77 espécies de cupins entram nessa categoria, das quais aproximadamente 69% causam danos exclusivamente em agrossistemas (Constantino, 2002). Porém, esses danos podem ser superestimados (Calderon & Constantino, 2007) e é preciso aumentar esforços no sentido de padronizar a quantificação dos prejuízos (Mitchell, 2002).

Há poucos estudos que apontam os impactos positivos de espécies de cupins não praga, e que, baseados em métodos quantitativos, demonstrem o grau de benefícios da taxocenose de térmitas nesses sistemas. O reconhecimento de que a perda da diversidade taxonômica e funcional compromete o rendimento de qualquer cultivo estimula a adoção de técnicas de controle mais seletivas, como por exemplo, a simples remoção da rainha de colônias de espécies praga reduziu em 48% o uso de pesticidas organofosforados na Etiópia (Wakgari & Getu, 2015), preservando espécies que não causam danos.

Neste ensaio foi abordado comparativamente o papel aparentemente contraditório dos cupins em atividades agrícolas ou silviculturais, com ênfase na monocultura de eucalipto, indicando possíveis entraves para o reconhecimento da taxocenose de térmitas como indispensável à manutenção de processos ecológicos vitais, bem como destacar sua importância na oferta de serviços ecossistêmicos.

## **1. TÉRMITAS E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS**

Serviços ecossistêmicos podem ser definidos como os benefícios resultantes dos processos ecossistêmicos, que propiciam bem-estar e asseguram a manutenção da vida humana (Daily, 1997; Costanza et al., 1997; Boyd & Banzhaf, 2007). Esses serviços estão atualmente organizados nas categorias provisão, regulação/manutenção e cultural (Haines-



Young & Potschin-Young, 2018), os quais são resultados do funcionamento dos ecossistemas, ou seja, da interação entre as espécies e destas com o meio (De Groot et al., 2002).

A biodiversidade têm papel decisivo na oferta, quantidade e diversidade de serviços ecossistêmicos (Worm et al., 2006; Mace et al., 2012) e, considerando que as ações antrópicas levam à extinção massiva de espécies, é relevante compreender quais os impactos da perda de espécies sobre as funções dos ecossistemas (Balvanera et al., 2006; Cardinale et al., 2012). A fauna edáfica participação indispensável no funcionamento dos ecossistemas já que atua em vários processos ecossistêmicos, influenciando nas características químicas, físicas e biológicas de formação e estrutura do solo (Maynard et al., 2015; Delabie et al., 2018).

A macrofauna edáfica, cuja biomassa é composta majoritariamente por formigas, cupins e minhocas (Aquino et al., 2008), possui uma grande diversidade de hábitos alimentares, e por isso, é indispensável à fragmentação do resíduo vegetal e sua redistribuição, assim como ao controle populacional da maioria dos demais invertebrados. Além disso, dada à grande mobilidade e atividade de escavação que apresentam, contribui diretamente à estruturação do solo (Lima et al., 2010).

Os térmitas são os artrópodes de solo mais abundantes em regiões tropicais e, juntamente com as formigas, são numericamente dominantes em áreas de floresta úmidas (Bourguignon et al., 2009), somando cerca de 30% do total da biomassa animal na Amazônia Central (Fittkau & Klinge, 1973). Colônias com milhares de cupins, com densidade de até 10.000 indivíduos/m<sup>2</sup> (Eggleton et al., 1996), revolvem o solo em diversas atividades e são capazes de translocar toneladas de solo por hectare/ano (Bagine, 1984; Kaiser et al., 2017). A redistribuição de partículas do solo está diretamente relacionada à sua composição orgânica e mineral, bem como à capacidade de drenagem (Evans et al., 2011; Anantharaju et al., 2014). Essas atividades aumentam a porosidade do solo, o teor de matéria orgânica, melhorando sua distribuição, facilitando a ventilação, infiltração da água assim como o estabelecimento do sistema radicular das plantas (Kaschuk et al., 2006; Jouquet et al., 2015). De fato, os térmitas exercerem relevante papel nos processos

pedogênicos e na ciclagem de nutrientes (Jouquet et al., 2004; Jouquet, et al., 2016b ). As alterações que as atividades realizadas por esses insetos produzem nos ecossistemas influenciam a disponibilidade de recursos para outros organismos, aumentando a heterogeneidade ambiental (Jouquet et al., 2007). Em resumo, participam da manutenção da integridade estrutural e funcional dos ecossistemas terrestres e agrossistemas (Freyman et al., 2008; Viana-Junior et al., 2014).

As atividades da taxocenose de cupins contribuem ao aumento da produtividade primária em ecossistemas áridos (Evans et al., 2011), tais como a caatinga, onde a ocorrência de murundus, formações que resultam de uma atividade contínua e antiga de toda uma população de cupins, é comum (De Souza & Delabie, 2016; Martin et al., 2018). Nas savanas, a ocorrência de cupinzeiros está diretamente relacionada ao aumento da produtividade primária, já que a construção desses promove a concentração de diversos nutrientes do solo assim como a capacidade de infiltração da água (Jouquet et al., 2002; Pennisi, 2015).

O comportamento construtor, aliado à abundância numérica e o hábito alimentar tornam os cupins responsáveis por grande parte dos processos que vão da decomposição do material vegetal ao fluxo de nutrientes nas florestas tropicais e savanas (Konaté et al., 1999; Bourguignon et al., 2009; Souza et al., 2012). Graças à presença de simbioses no intestino, os térmitas podem assimilar uma grande variedade de material celulósico, participando de diversos ciclos biogeoquímicos (Dahlsjö et al., 2014), inclusive, associados à fixação do nitrogênio atmosférico e liberação do metano pela ação dos simbioses intestinais (Jouquet et al., 2015; Jouquet et al., 2007).

Como se alimentam de madeira em diferentes estágios de composição, são responsáveis de 58-64% da decomposição desse material nas florestas tropicais, tendo significativa participação no ciclo do carbono. Esses insetos são sensíveis às perturbações ambientais, e diante do fato das ações antrópicas estarem associadas às mudanças climáticas (por exemplo, poluição, conversão de florestas em áreas agricultáveis, entre outros), o papel da taxocenose de cupins na decomposição da madeira em ambientes tropicais e, por consequência, a forma com que participam intensamente dos fluxos de

carbono, deveriam ser incluídos em modelos globais do ciclo do carbono, o que poderia contribuir a aumentar a precisão de previsões climáticas ao longo prazo (Griffiths et al., 2019).

Os térmitas contribuem ainda com a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas, aumentando a resistência dos ecossistemas à seca, isto por que a abundância destes insetos chega a dobrar em períodos secos. Durante a seca, solo de áreas com cupinzeiros ativos possuem maiores taxas de umidade (as construções aumentam a infiltração da água no solo em 36%, diminuindo a perda por evapotranspiração) e de disponibilidade de nutrientes (a decomposição da serrapilheira é 41% maior) de que as de áreas sem cupins (Ashton et al., 2019). Os cupins participam de vários processos ecossistêmicos, como a decomposição de material lignino-celulósico, formação do solo, ciclagem de nutrientes, entre outros. Assim, possuem influência no aumento do crescimento de plantas, da diversidade da flora e fauna. São elementos essenciais à integridade do funcionamento dos ecossistemas e à oferta e à manutenção de serviços ecossistêmicos (Jouquet et al., 2011). Junto com outros engenheiros de ecossistemas, os cupins podem colaborar amenizando os efeitos das mudanças globais de origem antrópica em diversas regiões (Bonachela et al., 2015).

## **2. TAXOCENOSE DE TÉRMITAS EM EUCALIPTAIS**

Formigas e cupins têm papéis funcionais tão importantes quanto às minhocas nos agrossistemas (Jouquet et al., 2006; Evans et al., 2011). Afetam significativamente o balanço de nitrogênio e de fósforo do solo (Fall et al., 2001), macronutrientes diretamente relacionados com produtividade primária dos ecossistemas, sendo que as taxas de ciclagem de nitrogênio nas proximidades de cupinzeiros são mais elevadas do que nas áreas adjacentes (Fukuda et al., 2003); em regiões áridas são mesmo consideradas “ilhas de fertilidade” (Sileshi et al., 2010).

Agrossistemas apresentam menos espécies de cupins do que áreas de mata nativa (Junqueira et al., 2008; Almeida et al., 2016), em função, principalmente, da remoção da vegetação nativa, das atividades de preparo do solo para a atividade agrícola e a aplicação de defensivos agrícolas. A conversão de florestas em cultivos reduz a disponibilidade de alimento e locais para nidificação e altera as condições microclimáticas, favorecendo algumas poucas espécies que podem se tornar economicamente danosas (Lavelle et al., 1997; Junqueira et al., 2004; Silva et al., 2015). Na Austrália, onde a maior parte das 600 espécies de eucaliptos é nativa e faz parte das árvores dominantes, a fauna de cupins de eucaliptais é inferior às das florestas nativas do entorno, e essa redução da biodiversidade pode levar à superpopulação de algumas espécies que se tornam pragas. Há registros de perdas de 25% da produção de madeira, sendo *Coptotermes* sp. a principal espécie praga em plantios comerciais adultos na Austrália (Ewart, 1991).

Poucas espécies de Termitoidea, porém, são destacadas pelo seu potencial como praga, causando danos severos em diversos sistemas (Constantino, 2002; Junqueira et al., 2004; Junqueira et al. 2008; Jasmi & Ahmad, 2011). Cupins estão entre os principais causadores de danos em sistemas agroflorestais no mundo, atacando várias partes da planta, podendo até mesmo comprometer todo um plantio (Manzoor et al., 2010). O ataque por térmitas é considerado um dos principais fatores limitantes para o sucesso da implantação do eucalipto em regiões tropicais (Nair, 2007). Desde sua implantação no Brasil, há registros de danos por cupins: em apenas dois anos, a Cia. Paulista de Guarani perdeu cerca de 20.000 árvores (Andrade, 1911) e, entre 1908 e 1942, o ataque por esses insetos foi responsável pela perda de 70% dos eucaliptos jovens da Companhia (Fonseca, 1949).

Embora possuam distribuição agregada, os danos que os térmitas causam são severos. Em plantios comerciais, o limite de mortalidade aceitável está na faixa de 2 a 5%; acima disso, o replantio tem custo elevado (Wilcken & Raetano, 1995). Em um hectare de plantio de eucaliptos de seis anos, estima-se a produtividade de eucaliptais em 240m<sup>3</sup> de madeira. Caso o ataque atinja 20% de um hectare, a perda corresponde a 48 m<sup>3</sup> de madeira, o equivalente a 333 árvores (Wilcken & Raetano, 1998).

Há basicamente dois grupos de cupins-praga em eucaliptais: cupins de mudas e cupins de cerne (Wilcken et al., 2002). O ataque dos térmitas às mudas pode iniciar poucos dias depois do plantio até dois anos de implantação no campo. O ataque aos eucaliptos por cupins é comumente registrado nos primeiros anos do plantio no campo (Wilcken & Raetano, 1998), e mudas recém-plantadas (4-9 meses) são particularmente suscetíveis a ataques com mortalidades que variam entre 10 e 80% na Índia (Nair & Varma, 1985) e em Uganda (Brown, 1965), chegando a 90% na Etiópia (Cowie & Wood, 1989), aproximando-se ocasionalmente de 100% em algumas áreas na África do Sul (Mitchell, 2002). Há registros de danos significativos também em outros eucaliptais africanos, com perda na ordem de 50-80% (Wardell, 1987), assim como na Índia, com perda de 4-80% (Nair & Varma, 1985). No Brasil, o ataque por *Cornitermes* sp. provocou danos em 18% das mudas de *Eucalyptus grandis* (Wilcken & Raetano, 1995).

Térmitas que atacam plantas novas com até um ano de idade estão entre as mais temidas pragas de mudas de eucalipto em regiões tropicais e subtropicais (Wilcken et al., 2002). Causam a destruição do sistema radicular e o anelamento do caule, que podem levar à morte das mudas. Mesmo quando não provocam a mortalidade das mudas, têm efeito significativo na redução e no atraso do desenvolvimento das plantas jovens, aumentando a susceptibilidade destas à outras pragas, podendo futuramente comprometer o rendimento do plantio (Leitão-Lima et al., 2013).

Um dos meios mais utilizados para evitar os danos diretos e indiretos causados pelos cupins de mudas é a prevenção: aplicação de cupinicida com efeito residual longo (Wilcken et al., 2002) na parte subterrânea das mudas antes da implantação destas no campo para estabelecer uma barreira protetora, impedindo que os cupins acessem as raízes das mudas (Resende et al., 1993), especialmente em áreas com histórico de infestação por esses insetos (Antunes et al., 2016). O tipo de manejo da área de cultivo também pode estar relacionado ao ataque por cupins: áreas onde não é realizada limpeza antes da implantação das mudas (cultivo mínimo) são menos propensas ao ataque. Isso é por que reduz a atratividade das mudas como fonte de água e alimento. Há ainda a possibilidade de controle biológico, onde a utilização de entomopatógenos –fungos (Neves & Alves, 2000), bactérias (Wilcken & Raetano, 1995) e nematódeos (Rosa et al., 2008) - vem sendo testada.

Os danos em árvores adultas também são extensamente descritos na literatura (Nair, 2007). Térmitas que atacam árvores com dois ou mais anos de idade penetram pelas raízes e abrem túneis dentro do tronco, deixando as árvores ocas após destruir o cerne (Zanetti et al., 2005). Uma das principais espécies de cupim de cerne que provocam esse tipo de dano é *Coptotermes testaceus* (Linnaeus, 1758) (Wilcken et al., 2002). A detecção do problema, em geral, se dá tardiamente no momento do corte, quando já não há mais nenhuma medida mitigadora a ser tomada. Causam ainda danos secundários que podem facilitar a infecção por fungos patogênicos, tais como o cancro (*Cryphonectria cubensis* (Bruner) Hodges, Ascomycetos), que podem ser letais para a planta.

Em Kerala, na Índia, menos de 30% das espécies de cupins encontradas por Nair e Varma (1985) e por Varma e Swaran (2007) eram consideradas causadoras de danos em eucaliptais. No Brasil, Calderon e Constantino (2007) examinaram 1.600 plantas de eucaliptos na Fazenda São Miguel, localizada no município Buritis (MG) e constataram que apenas três dessas árvores (0,2%) mostravam danos no cerne causado por *Coptotermes* sp.. Apesar de 21% das espécies de térmitas encontrados durante o estudo ser relatadas na literatura como pragas, os autores chegaram à conclusão que esses insetos não constituem um problema significativo na região estudada.

## **2.1 Possíveis entraves para o reconhecimento do papel benéfico da taxocenose de térmitas em plantios de eucaliptos**

### *2.1.1 Aspectos inerentes ao cultivo*

A conversão de áreas naturais em monoculturas tem grande impacto sobre a estrutura das comunidades, de modo geral, diminuindo a diversidade taxonômica e funcional. No entanto, vários fatores podem afetar a taxocenose de cupins. A variedade ou a espécie de planta cultivada, por exemplo, pode estar relacionada a uma maior susceptibilidade ao ataque (Zanetti et al., 2005); o tipo de solo, onde solos arenosos podem estar relacionados à maior intensidade de ataque de cupins em plantios de eucaliptos (Moraes et al., 2002). O tipo de irrigação também pode alterar a riqueza específica da taxocenose de cupins, e plantios que adotam o gotejamento apresentam maior número de

espécies, já que a precipitação e a umidade relativa do ar podem ter influência sobre os térmitas (Silva et al., 2015).

O tipo de manejo do plantio é outro aspecto a ser considerado. A simplificação do ambiente imposta pela implantação da monocultura está diretamente relacionada aos danos causados por cupins, já que há menor diversidade de recursos alimentares. Assim, existem plantios onde há esforços para minimizar o impacto da substituição da cobertura vegetal, como, por exemplo, a prática de cultivo mínimo, onde os resíduos da colheita são deixados no campo, cobrindo o solo diminuem a incidência de ataque às mudas, já que estas deixam menos atrativas como fonte de alimento e umidade (Antunes et al., 2016). Isso garante a manutenção de uma taxocenose de cupins funcionalmente mais diversa, o que implica em benefícios para o plantio, reconhecendo assim o papel dos cupins no aumento da produtividade (Junqueira & Florêncio, 2018).

Sekamatte et al. (2003) observaram que plantios de milho em consórcio com leguminosas apresentavam menores índices de danos por cupins e maior rendimento dos grãos de milho. Outro fator que também pode afetar a riqueza e abundância da comunidade de térmitas é o tipo de uso do solo (grau de perturbação). Há um decréscimo do número de espécies à medida que aumenta o grau de perturbação da área (Jones et al., 2003).

A influência da idade do cultivo na estrutura da taxocenose de cupins é pouco destacada na literatura. Plantios mais velhos tendem a apresentar um maior número de espécies e frequência elevada de espécies húmívoras do que em áreas plantadas mais recentemente, já que quanto maior o tempo de implantação, maior a quantidade e diversidade de recursos alimentares e habitats (Gonçalves & Oliveira, 2006; Junqueira et al., 2009). Em eucaliptais, as plantas se tornam menos susceptíveis a partir de dois anos de idade (Debelo & Degaga, 2017). Contudo, há poucos estudos que investiguem como e quais fatores influenciam sinergicamente a dinâmica das comunidades de térmitas durante o ciclo de produção do eucalipto.

A riqueza da taxocenose de cupins de uma área perturbada pode ainda ser influenciada pela proximidade ou não de áreas de vegetação nativa, já que estas poderiam funcionar como fontes de reprodutores alados capazes de colonizar, se estabelecer e mesmo

modificar o ambiente, auxiliando a sua restauração (Eggleton et al., 1996; Couto et al., 2019). Em eucaliptais, um estudo mostrou que a composição específica era diferente na comparação entre a borda e o interior dos talhões, enquanto a riqueza era aproximadamente a mesma (Almeida et al., 2016).

### *2.1.2 Ausência de estudos que quantificam os serviços da taxocenose de térmitas em plantios de eucaliptos*

Há poucos estudos que quantifiquem a contribuição dos cupins na decomposição de material celulósico, aumento das taxas de infiltração de água, de translocação de partículas de solo atributos físico-químicos em vegetação nativa e disponibilidade de nutrientes (Bagine, 1984; Mando et al., 1996; Léonard & Rajot, 2001; Jouquet et al., 2007; Dawes, 2010; Evans et al. 2011; Dosso & Kone, 2016, Kaiser et al. 2017). Existe uma tendência de padronizar metodologias voltadas à quantificação de serviços ecossistêmicos, o que pode ser um estímulo à realização de estudos voltados à determinação do papel da taxocenose de térmitas no rendimento de agrossistemas.

Experimentos que avaliem a contribuição da taxocenose de cupins para o aumento da produtividade primária dos agrossistemas e seu impacto positivo na recuperação da estrutura e qualidade do solo nesses sistemas (Mando & Miedema, 1997; Jouquet et al., 2014) iriam justificar uma posição de destaque em programas de monitoramento para os agrossistemas florestais, incentivando a adoção de métodos não-químicos. Isso pode levar a uma diminuição significativa dos danos e custos de controle (Wilcken et al., 2002; Calderon & Constantino, 2007).

### *2.1.3 Ausência de estudos que considerem a sinergia dos processos ambientais*

A ocorrência de danos causados por térmitas em agrossistemas dificilmente leva em consideração que existe atuação conjunta de vários fatores biológicos e ambientais na determinação da incidência dos ataques por esses insetos. Os ataques podem ter picos em períodos de seca, e a perda de vigor causada pelo estresse hídrico aumenta a probabilidade



de morte de plantas que, em condições ambientais mais favoráveis, sobreviveriam (Nair & Varma, 1985). O ataque por cupins em plantios de eucalipto, por exemplo, pode ainda ser mais intenso em função da espécie de eucalipto cultivada e do tipo de solo (Moraes et al., 2002);

Desta forma, ao detectar a presença de termitas em mudas mortas, a causa da morte pode ser imediatamente associada unicamente ao ataque por esses insetos. Portanto, em muitos casos, há dificuldade em definir de forma clara se o ataque de cupins ocorreu antes ou depois da morte das mudas, e se essa foi a causa primária ou teve esse impacto ampliado por uma condição preexistente (Nair & Varma, 1985). Desta forma, muitos danos atribuídos a cupins em plantios de eucaliptos podem ser superestimados, o que leva a recomendar tratamentos culturais desnecessários.

## **2.2 Por que é importante reconhecer os benefícios de uma comunidade de térmitas diversificada em plantio de eucaliptos**

As atividades humanas estão modificando as paisagens numa velocidade maior do que os ambientes naturais conseguem se recuperar. A demanda por recursos naturais altera de forma tão profunda o ambiente que, em função da perda da biodiversidade e de ambientes naturais, muitos dos serviços ambientais serão limitados ou até perdidos antes mesmo que se compreendam os processos que os direcionam.

Considerando o potencial dos cupins como grupo-chave para a oferta de diversos serviços ecossistêmicos (Jouquet et al., 2011), é relevante compreender quais benefícios esse grupo de organismos traz aos agrossistemas e quais fatores afetam suas populações, a fim de se estabelecer práticas de manejo das plantações que assegurem a oferta contínua dos serviços ecossistêmicos desempenhados por estes (Berti Filho & Fontes, 1995; Kaiser et al., 2017).

Logo, avaliar a taxocenose e grupos funcionais permite conhecer qual recurso alimentar prevalece no sistema, como os diferentes organismos respondem às variáveis ambientais e como os agrossistemas podem afetar a diversidade, em especial, da taxocenose de cupins. O conhecimento sobre o papel das áreas de matas nativas próximas aos plantios

também pode incentivar a manutenção e ampliação de áreas com vegetação nativa, permitindo a recolonização constante dos talhões por reprodutores alados de espécies de cupins já presentes no ambiente ou não, assegurando assim a oferta de um maior número de serviços ecossistêmicos pela taxocenose de cupins.

### 3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Estudos que buscam compreender fatores que afetam a taxocenose de cupins como ocorrência, distribuição espacial, abundância, riqueza, equitabilidade e interações ecológicas, são fundamentais para informar sobre o quanto os térmitas podem interferir na estrutura e evolução dos ecossistemas (Junqueira et al., 2004). É necessário que essa ideia seja desenvolvida especialmente no Brasil, já que a maioria dos estudos sobre contribuição da taxocenose de cupins na oferta de serviços ecossistêmicos aborda a fauna africana (Jouquet et al., 2016a). Além disso, um importante entrave para o reconhecimento dos cupins como auxiliares em eucaliptais – não desconsiderando os prejuízos causados por algumas poucas espécies – é a escassez de estudos que adotam uma metodologia que avalia de forma quantitativa os serviços ecossistêmicos prestados por esses organismos.

Contudo, a realização de experimentos que comprovem que uma taxocenose mais diversa de térmitas está relacionada a um ambiente com uma maior produtividade primária pode ser o estímulo para a adoção (ou ampliação) de técnicas *ecofriendly*. Esses experimentos podem ainda elucidar de que forma as mudanças nos ambientes provocadas por ações antrópicas podem levar à extinção de espécies indispensáveis à manutenção dos processos ecossistêmicos ou à invasão por outras espécies, capazes de se instalar no agrossistema e proliferar. Essas últimas se tornam boas candidatas a se tornar pragas do cultivo, uma vez que podem se aproveitar da simplificação das cadeias tróficas impostas pela monocultura (Wilcken et. al., 2002).

Os princípios do manejo de um cultivo de eucaliptos o mais conservacionista possível poderiam ser baseados em cinco propostas:

1) respeitar ao máximo a diversidade de térmitas já naturalmente ocorrendo nas áreas vizinhas do plantio, seja através da manutenção de zonas de mata nativa, capoeiras ou até margens com vegetação secundária em contato com os talhões de eucaliptos, de forma a permitir a colonização por uma diversidade maior de cupins;

2) em caso de replantio após um ciclo completo de plantação, conservar a sobra de vegetação viva ou morta no chão, minimizar a aplicação de inseticidas e outros insumos susceptíveis de alterar a diversidade dos térmitas residentes;

3) quando possível, utilizar mudas com aplicação preventiva de inseticidas ou repelentes (vale para formigas cortadeiras também, entre as principais pragas dos eucaliptais), isso a fim de evitar o ataque por certas espécies de *Syntermes* ou outras espécies eventualmente desfolhadoras;

4) fazer o controle preventivo das espécies de *Syntermes* que constroem montículos e presentes nas áreas, lembrando que não são todas as espécies de *Syntermes* que fazem essas construções, algumas são completamente subterrâneas.

5) manter o controle constante de espécies exóticas eventualmente presentes nos talhões com os meios apropriados e disponíveis, tal como *Coptotermes* sp., térmita que ataca os tecidos vivos dos eucaliptos e que constitui certamente a parte mais delicada do manejo de uma plantação.

Enfim, o estudo do comportamento das comunidades edáficas frente a desequilíbrios pode se tornar uma ferramenta fundamental no que diz respeito às práticas conservacionistas, tanto no auxílio à fiscalização e monitoramento de áreas de preservação, incentivo à preservação de áreas nativas e ampliação das reservas já existentes. Estes estudos podem ainda contribuir na detecção de áreas prioritárias para a conservação, auxiliando à compreensão sobre a importância da manutenção das condições originais dos ecossistemas remanescentes, sugerindo assim estratégias adequadas de conservação dos ecossistemas (Davies et al., 2003).

## AGRADECIMENTOS

A primeira autora (MJDS) agradece a Bracell Bahia Florestal pelas facilidades oferecidas para conhecer mais sobre os térmitas que vivem em eucaliptais, assim como à CAPES pela sua bolsa de estudo. JHCD agradece o CNPq pela sua bolsa de Produtividade em Pesquisa.

## LITERATURA CITADA

- ALMEIDA, C. S. et al. 2016. The impact of edge effect on termite community (Blattodea: Isoptera) in fragments of Brazilian Atlantic Rainforest. *Brazilian Journal of Biology*, 77(3): 519-526.
- ANTUNES, L. R. et al. 2016. Derrogação para uso de Fipronil em florestas certificadas FSC® no Brasil 2016. *Documentos Técnicos IPEF*, 3(3):1-23.
- ANANTHARAJU, T. et al. 2014. Sampling and identification of termites in Northeastern Puducherry. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 2(3): 225-230.
- ANDRADE, E. N. 1911. *Manual do plantador de eucaliptos*. São Paulo: Typographia Brazil de Rothschild. 343 p.
- AQUINO, A. M. et al. 2008. Populações de minhocas em sistemas agroflorestais com café convencional e orgânico. *Ciência e Agrotecnologia*, 32(4): 1184-1188.
- ASHTON, L. A., et al. 2019. Termites mitigate the effects of drought in tropical rainforest. *Science*, 363(6423): 174-177.
- BAGINE, R. K. 1984. Soil translocation by termites of the genus *Odontotermes* (Holmgren) (Isoptera: Macrotermitinae) in an arid area of Northern Kenya. *Oecologia*, 64(2): 263-266.
- BALVANERA, P. et al. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9(10): 1146-1156.
- BERTI FILHO, E. & FONTES, L. R. 1995. *Alguns aspectos atuais da biologia e controle de cupins*. Piracicaba: FEALQ.183 p.
- BONACHELA, J. A. et al. 2015. Termite mounds can increase the robustness of dryland ecosystems to climatic change. *Science*, 347(6222): 651-655.

- BOURGUIGNON, T. et al. 2009. Insights into the termite assemblage of a Neotropical rainforest from the spatio-temporal distribution of flying alates. *Insect Conservation and Diversity*, 2(3): 153–162.
- BOYD, J. & BANZHAF, S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological economics*, 63(2-3): 616-626.
- BROWN, K. W. 1965. Termite control research in Uganda (with special reference to the control of attacks in *Eucalyptus* plantations). *East African Agricultural and Forestry Journal*, 31(2): 218-223.
- BRUSSAARD, L. 1997. Biodiversity and ecosystem functioning in soil. *Ambio*, 563-570.
- CALDERON, R. A. & CONSTANTINO, R. 2007. A survey of the termite fauna (Isoptera) of an eucalypt plantation in Central Brazil. *Neotropical Entomology*, 36(3): 391-395.
- CARDINALE, B. J. et al. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401): 59-67.
- CONSTANTINO, R. 2002. The pest termites of South America: taxonomy, distribution and status. *Journal of Applied Entomology*, 126(7/8): 355-365.
- CONSTANTINO, R. 2018. *On-line Termite Database*.  
<http://www.unb.br/ib/zoo/docente/constant/catal/catnew.html>. (Acesso em: 25.jan.2019)
- COSTANZA, R. et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630): 253-260.
- COUTO, A. A. V. de O. et al. 2019. Sharing of termites (Blattodea: Isoptera) between sugarcane matrices and Atlantic Forest fragments in Northeast Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 63(2): 108-111.
- COWIE, R. H. & WOOD, T. G. 1989. Damage to crops, forestry and rangeland by fungus-growing termites (Termitidae: Macrotermitinae) in Ethiopia. *Sociobiology*, 15(2): 139-153.
- DAHLSJÖ, C. A. et al. 2014. First comparison of quantitative estimates of termite biomass and abundance reveals strong intercontinental differences. *Journal of Tropical Ecology*, 30(2): 143-152.
- DAILY, G. C. 1997. *Nature's services*. Island Press, Washington, DC.
- DAVIES, R. G. et al. 2003. Evolution of termite functional diversity: analysis and synthesis of local ecological and regional influences on local species richness. *Journal of Biogeography*, 30(6): 847-877.

- DAWES, T. Z. 2010. Impacts of habitat disturbance on termites and soil water storage in a tropical Australian savanna. *Pedobiologia*, 53(4): 241-246.
- DE GROOT, R. S. et al. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41(3): 393-408.
- DE SOUZA, H. J. & DELABIE, J. H. C. 2016. 'Murundus' structures in the semi-arid region of Brazil: testing their geographical congruence with mound-building termites (Blattodea: Termitoidea: Termitidae). In: *Annales de la Société Entomologique de France* (NS), p. 369-385.
- DEBELO, D. G. & DEGAGA, E. G. 2017. Study on termite damage to different species of tree seedlings in the Central Rift Valley of Ethiopia. *African Journal of Agricultural Research*, 12(3): 161-168.
- DELABIE, J. H. C. et al. 2018. Fauna fossória e da serapilheira associada ao cultivo do cacau no Sudeste da Bahia, pp. 255-304. In: J.O. Souza Jr. (Org.), *Cacau: Cultivo, Pesquisa e Inovação*, Editus, Ilhéus –BA, Brasil, 558 p. ISBN 978-85-7455-484-6.
- DOSSO, K. & KONE, F. 2016. Influence de l'activité des termites sur les propriétés du sol dans la région de Lamto (Côte d'Ivoire): mesure de la vitesse d'infiltration de l'eau et de la quantité de matière organique en conditions expérimentales. *Journal of Applied Biosciences*, 105(1): 10203-10214.
- EGGLETON, P. et al. 1996. The diversity, abundance and biomass of termites under differing levels of disturbance in the Mbalmayo Forest Reserve, southern Cameroon. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 351(1335): 51-68.
- EVANS, T. A. et al. 2011. Ants and termites increase crop yield in a dry climate. *Nature Communications*, 2: 262.
- EWART, D. M. 1991. *Termites and forest management in Australia* - 1. on Current Research on Wood-Destroying Organisms and Future Prospects for Protecting Wood in Use, 10-14.
- FALL, S. et al. 2001. Comparative distribution of organic matter in particle and aggregate size fractions in the mounds of termites with different feeding habits in Senegal: *Cubitermes niokoloensis* and *Macrotermes bellicosus*. *Applied Soil Ecology*, 17(2), ): 131-140.
- FITTKAU, E. J. & KLINGE, H. 1973. On biomass and trophic structure of the Central Amazonian rain forest ecosystem. *Biotropica*, 5(1): 2-14.
- FONSECA, J. P. 1949. Experiências de combate químico a cupins subterrâneos no Horto Floresta de Guaraní. *Arquivos do Instituto Biológico*, 19: 57-88.

- FREYMANN, B. P. et al. 2008. The importance of termites (Isoptera) for the recycling of herbivore dung in tropical ecosystems: a review. *European Journal of Entomology*, 105(2), ): 165-173.
- FUKUDA, E. et al. 2003. Effects of mounds of a termite *Cornitermes cumulans* on grass production and behavior of grazing cattle in semitropical grasslands in Brazil. *Grassland Science*, 49: 24-25.
- GONÇALVES, F. G. & OLIVEIRA, J. T. S. 2006. Resistência ao ataque de cupim-de-madeira seca (*Cryptotermes brevis*) em seis espécies florestais. *Cerne*, 12(1):80-83.
- GRIFFITHS, H. M. et al. 2019. Termites can decompose more than half of deadwood in tropical rainforest. *Current Biology*, 29(4):118-119.
- HAINES-YOUNG, R. & POTSCHEIN-YOUNG, M. 2018. Revision of the common international classification for ecosystem services (CICES V5. 1): a policy brief. *One Ecosystem*, 3: e27108.
- JASMI, A. H. & AHMAD, A. H. 2011. Termite incidence on an *Araucaria* plantation forest in Teluk Bahang, Penang. *Insects*, 2(4): 469-474.
- JONES, C. G. et al. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Ecosystem Management*, 69: 130-147.
- JONES, D. T. et al. 2003. Termite assemblage collapse along a land-use intensification gradient in lowland Central Sumatra, Indonesia. *Journal of Applied Ecology*, 40(2): 380-391.
- JOUQUET, P. et al. 2002. Termite soil preferences and particle selections: strategies related to ecological requirements. *Insectes Sociaux*, 49(1): 1-7.
- JOUQUET, P. et al. 2004. The soil structural stability of termite nests: role of clays in *Macrotermes bellicosus* (Isoptera, Macrotermitinae) mound soils. *European Journal of Soil Biology*, 40(1): 23-29.
- JOUQUET, P. et al. 2006. Soil invertebrates as ecosystem engineers: intended and accidental effects on soil and feedback loops. *Applied Soil Ecology*, 32(2), 153-164.
- JOUQUET, P. et al. 2007. Role of the fungus-growing termite *Pseudacanthotermes spiniger* (Isoptera, Macrotermitinae) in the dynamic of clay and soil organic matter content. An experimental analysis. *Geoderma*, 139(1): 127-133.
- JOUQUET, P. et al. 2011. Influence of termites on ecosystem functioning. Ecosystem services provided by termites. *European Journal of Soil Biology*, 47(4): 215-222.
- JOUQUET, P. et al. 2014. Utilization of earthworms and termites for the restoration of ecosystem functioning. *Applied Soil Ecology*, 73: 34-40.

- JOUQUET, P. et al. 2015. Influence of soil type on the properties of termite mound nests in Southern India. *Applied Soil Ecology*, 96: 282-287.
- JOUQUET, P. et al. 2016a. Termites: the neglected soil engineers of tropical soils. *Soil Science*, 181(3/4): 157-165.
- JOUQUET, P. et al. 2016b. Abundance and impact on soil properties of cathedral and lenticular termite mounds in Southern Indian woodlands, *Ecosystems*, 20(4): 769-780.
- JUNQUEIRA, L. K. et al. 2004. Seasonal species richness of termite in an *Eucalyptus* plantation in Anhembi, state of São Paulo, Brazil. *Acta Biologica Leopoldensia*, 26(2): 241-248.
- JUNQUEIRA, L. K. et al. 2008. Térmitas em florestas implantadas de eucalipto e remanescentes florestais: uma abordagem ecológica. *Bioikos*, 22(1): 3-14.
- JUNQUEIRA, L. K. et al. 2009. Termite (Isoptera) diversity in *Eucalyptus*-growth areas and in forest fragments. *Sociobiology*, 53(3): 805-828.
- JUNQUEIRA, L.K. & FLORÊNCIO, D. F. 2018. Termite damage in agriculture areas and implanted forests: an ecological approach. *Termites and Sustainable Management*. 37-50.
- KAISER, D. et al. 2017. Ecosystem services of termites (Blattoidea: Termitoidea) in the traditional soil restoration and cropping system Zaï in northern Burkina Faso (West Africa). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 236: 198-211.
- KASCHUK, G. et al. 2006. Termite activity in relation to natural grassland soil attributes. *Scientia Agricola*, 63(6): 583-588.
- KONATÉ, S. et al. 1999. Influence of large termitaria on soil characteristics, soil water regime, and tree leaf shedding pattern in a West African savanna. *Plant and Soil*, 206(1): 47-60.
- LAVELLE, P. et al. 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology*, 33(4): 159-193.
- LEITÃO-LIMA, P. da S. et al. 2013. Danos de *Cornitermes cumulans* Kollar, 1832 (Isoptera: Termitidae) em mudas de *Eucalyptus grandis* X *Eucalyptus urophylla*. *Brazilian Journal of Agriculture-Revista de Agricultura*, 88(2):152-161.
- LÉONARD, J. & RAJOT, J. L. 2001. Influence of termites on runoff and infiltration: quantification and analysis. *Geoderma*, 104(1): 17-40.
- LIMA, S. S. et al. 2010. Relação entre macrofauna edáfica e atributos químicos do solo em diferentes agroecossistemas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 45(3): 322-331.



- MACE, G. M. et al. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(1): 19-26.
- MANDO, A. et al. 1996. Effects of termites on infiltration into crusted soil. *Geoderma*, 74(1-2): 107-113.
- MANDO, A. & MIEDEMA, R. 1997. Termite-induced change in soil structure after mulching degraded (crusted) soil in the Sahel. *Applied Soil Ecology*, 6(3): 241-249.
- MANZOOR, F. et al. 2010. Survey of termites in forests of Punjab: Pakistan. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 4(11): 790-796.
- MARTIN, S. J. et al. 2018. A vast 4,000-year-old spatial pattern of termite mounds. *Current Biology*, 28(22): R1292-R1293.
- MAYNARD, D. S. et al. 2015. Temperate forest termites: ecology, biogeography, and ecosystem impacts. *Ecological Entomology*, 40(3): 199-210.
- MENEZES, C. E. G. et al. 2009. Macrofauna edáfica em estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual e pastagem mista em Pinheiral (RJ). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33(6): 1647-1656.
- MITCHELL, J. D. (2002). Termites as pests of crops, forestry, rangeland and structures in southern Africa and their control. *Sociobiology*, 40(1): 47-69.
- MORAES, J. C. et al. 2002. Effect of Eucalyptus species and soil type on infestation levels of heartwood termites (Insecta: Isoptera) in reforested areas of Brazil. *Sociobiology*, 39(1), 145-153.
- NAIR, K. S. 2007. *Tropical forest insect pests: ecology, impact, and management*. Cambridge University Press, 424p.
- NAIR, K. S. S. & VARMA, R. V. 1985. Some ecological aspects of the termite problem in young eucalypt plantations in Kerala, India. *Forest Ecology and Management*, 12(3-4): 287-303.
- NEVES, P. J. & ALVES, S. B. 2000. Selection of *Beauveria bassiana* (Bals.) Vuill. and *Metarhizium anisopliae* (Metsch.) Sorok. strains for control of *Cornitermes cumulans* (Kollar). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, 43(4): 2000
- PENNISI, E. 2015. Africa's soil engineers: Termites. *Science*, 347(6222): 596-597.
- RESENDE, V. F. et al. 1993. Avaliação do carbossulfan, em liberação controlada, para proteção de mudas de eucalipto contra cupins de solo. *Revista Arvore*, 7:, 10-15.
- ROSA, J. M. O. et al. 2008. Patogenicidade de *Steinernema carpocapsae* (Rhabditida: Steinernematidae) ao cupim de montículo *Cornitermes cumulans* (Isoptera: Termitidae). *Nematologia Brasileira*, Piracicaba, 32(4): 260-269.

- SANDERS, D. & VAN VEEN, F. J. 2011. Ecosystem engineering and predation: the multi-trophic impact of two ant species. *Journal of Animal Ecology*, 80(3): 569-576.
- SEKAMATTE, B. M. et al. 2003. Effects of maize–legume intercrops on termite damage to maize, activity of predatory ants and maize yields in Uganda. *Crop Protection*, 22(1): 87-93.
- SILESHI, G. W. et al. 2010. Termite-induced heterogeneity in African savanna vegetation: mechanisms and patterns. *Journal of Vegetation Science*, 21(5): 923-937.
- SILVA, A. P. T. et al. 2015. Espécies de cupins (Isoptera) em cultura de eucalipto sob diferentes sistemas de manejo de irrigação, em região de transição cerrado-pantanal de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Revista Árvore*, 39(1): 137-146.
- SOUZA, H. B. D. A. et al. 2012. Termite assemblages in five semideciduous Atlantic Forest fragments in the northern coastland limit of the biome. *Revista Brasileira de Entomologia*, 56(1): 67-72.
- VARMA, R. V. & SWARAN, P. R. 2007. Diversity of termites in a young eucalypt plantation in the tropical forests of Kerala, India. *International Journal of Tropical Insect Science*, 27(2): 95-101.
- VIANA-JUNIOR, A. B., et al. 2014. Termite assemblages in dry tropical forests of Northeastern Brazil: Are termites bioindicators of environmental disturbances?. *Sociobiology*, 61(3): 324-331.
- WAKGARI, M. & GETU, E. 2015. Effect of integration of cultural, botanical, and chemical methods of mound treatment on termites (*Macrotermes subhyalinus* Rambur) colonies in Ghimbi District of Western Ethiopia. *East African Journal of Sciences*, 9(1): 41-48.
- WARDELL, D. 1987. Control of termites in nurseries and young plantations in Africa: established practices and alternative courses of action. *The Commonwealth Forestry Review*, 66(1 (206), 77-89.
- WILCKEN, C. F. et al. 2002. Termite pests in *Eucalyptus* forests of Brazil. *Sociobiology*, 40(1): 179-190.
- WILCKEN, C. F. & RAETANO, C. G. 1995. Controle de cupins em florestas. *Alguns aspectos atuais da biologia e controle de cupins*, 141-154.
- WILCKEN, C. F. & RAETANO, C. G. 1998. Atualidades no controle de cupins em florestas de eucalipto. *Cupins: o desafio do conhecimento*, FEALQ, Piracicaba, 173-185.
- WORM, B. et al. 2006. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, 314(5800), 787–790.

ZANETTI, R. et al. 2005. Estimation of wood volume losses by heartwood termites (Insecta: Isoptera) in *Eucalyptus* plantations in the State of Minas Gerais, Brazil. *Sociobiology*, 45(3): 75-83.

## Capítulo 2

---

### ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE TÉRMITAS EM UMA CRONOSSEQUÊNCIA DE EUCALIPTAIS EM PRODUÇÃO NO LITORAL NORTE DA BAHIA

**Autores:** Maria José Dias Sales <sup>1,2</sup>; Danilo Elias Oliveira <sup>3</sup>; Jacques Hubert Charles Delabie <sup>2,4</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz, 45662-900 Ilhéus, Brasil. E-mail: [mjdsales@uesc.br](mailto:mjdsales@uesc.br)

<sup>2</sup> Laboratório de Mirmecologia, Centro de Pesquisa do Cacau, CEPLAC, 45600-970 Itabuna, Bahia, Brasil

<sup>3</sup> Instituto de Estudos e Saúde e Biológicas, Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, 68507-590 Marabá, PA, Brasil. E-mail: [deoliveira@unifesspa.edu.br](mailto:deoliveira@unifesspa.edu.br)

<sup>4</sup> Departamento de Ciências Agrárias e Ambientais, Universidade Estadual de Santa Cruz, 45662-900 Ilhéus, Bahia, Brasil. E-mail: [jacques.delabie@gmail.com](mailto:jacques.delabie@gmail.com)

### RESUMO

Para avaliar o efeito de parâmetros abióticos do plantio de eucalipto na estrutura da comunidade de térmitas, realizamos um estudo nas plantações da Bracell Bahia Florestal, no estado da Bahia, Brasil. Foram selecionadas 24 unidades de manejo de *Eucalyptus urograndis* com tamanho médio de 20 hectares, que passaram pelos mesmos tratamentos culturais. Foram coletados dados sobre as idades das plantações, parâmetros abióticos como precipitação média anual, fertilidade e textura do solo e estrutura da comunidade de térmitas foram coletados. Para estudar o efeito da idade, estabelecemos quatro categorias: (i) pós-corte (~ 3 meses), (ii) um ano, (iii) três anos e (iv) (> = 6 anos). A empresa Bracell Bahia Florestal nos forneceu os dados de precipitação e caracterização físico-química do solo. Posteriormente, classificamos as térmitas em quatro grupos tróficos (xilófagos, comedores de serrapilheira, intermediários e húmívoros) com base na literatura. Usamos Modelos Lineares Generalizados Mistos para avaliar o efeito da idade e vestimentas abióticas na riqueza do termo. Analisamos a correspondência canônica para avaliar se a composição de espécies varia em função de variáveis preditoras. Para avaliar a similaridade de plantios de diferentes idades, construímos um dendrograma com a presença e ausência de

dados de cupins. Distribuimos cinco parcelas ( $2 \times 5$  m) em cada uma das 24 unidades de manejo de eucalipto e coletamos amostras de solo. Um total de 31 espécies estava presente nas 410 amostras. O modelo mais parcimonioso para explicar a mudança na riqueza de térmitas incluiu apenas a idade de cultivo, com o plantio pós-corte diferindo do plantio de um a três anos de idade. A composição das espécies variou de acordo com a idade, precipitação e textura. A idade das plantações de eucalipto afetou a estrutura da comunidade de térmitas da região estudada. A diversidade taxonômica de grupos tróficos e a composição de espécies de térmitas variaram temporalmente. Portanto, como os térmitas estão associados a vários serviços ecossistêmicos, ajudando a melhorar as condições do solo, é necessária a compreensão dos eventos que estruturam a termitofauna nas plantações. Estudos sobre mudanças na estrutura da comunidade de térmitas podem subsidiar o desenvolvimento de estratégias destinadas a minimizar os impactos de silvicultura na biodiversidade.

**Palavras-chave:** Uso do solo. Grupos tróficos. Diversidade de térmitas.

## **STRUCTURE OF THE TERMITES COMMUNITY IN A CHRONOSSEQUENCE OF PRODUCING EUCALYPTALS IN NORTHERN BAHIA COAST**

### **ABSTRACT**

To evaluate the effect of abiotic parameters of eucalyptus plantation on the termite community structure we conducted a study in Bracell Bahia Florestal plantations in the state of Bahia, Brazil. We selected 24 eucalyptus management units of *Eucalyptus urograndis* with an average size of 20 hectares, which went through the same cultural treatments. We collected data about the plantation ages, abiotic parameters such as average annual rainfall, fertility, and soil texture and termite community structure were collected. To study the effect of age, we established four categories: (i) post-cut (~ 3 months), (ii) one year, (iii) three years, and (iv) ( $> = 6$  years). The company Bracell Bahia Florestal provided us the precipitation data and soil physicochemical characterization. Subsequently, we classified termites into four functional groups (xylophagous, litter feeder, intermediates, and humivorous) based on the literature. We use Mixed Generalized Linear Models to evaluate the effect of age and abiotic vestments on term richness. We analyze canonical correspondence to assess whether species composition varies as a function of predictor variables. To evaluate the similarity of plantings of different ages, we constructed a dendrogram with the presence and absence of termites data. We distributed five plots ( $2 \times 5$  m) in each of the 24 eucalyptus management units and collected soil samples. A total of 31 species were present in the 410 samples. The most parsimonious model for explaining the change in termite richness included only the age of cultivation, with post-cut plantation differing from one to three-year-old

plantation. Species composition varied according to age, precipitation, and texture. The eucalyptus production cycle affected the termite community structure of the studied region. The taxonomic diversity of functional groups and the termite species composition varied temporally. Therefore, as termites are associated with various ecosystem services, helping to improve soil conditions, the understanding of the events that structure termitofauna in plantations is needed. Studies on changes in the structure of the termite community can support the development of strategies aimed at minimizing impacts of forestry on biodiversity.

**Key-words:** Land uses. Functional groups. Termites diversity.

## INTRODUÇÃO

Os térmitas ou térmitas estão entre os organismos detritívoros mais importantes da macrofauna edáfica em solos tropicais (Black & Okwakol, 1997; Bottinelli et al., 2015; Law et al., 2018). Também são conhecidos como engenheiros de ecossistemas em florestas (Jones et al., 1994; Lawton, 1997), pois participam da decomposição de mais da metade da biomassa vegetal (Griffiths et al., 2019). Em florestas tropicais, as colônias de térmitas, de modo geral, possuem elevada abundância e biomassa (Bignell & Eggleton, 2000). A maioria dos indivíduos de uma colônia passa boa parte da sua vida escavando o solo (Holt & Lepage, 2000), selecionando e translocando partículas de horizontes mais profundos para a superfície, construindo túneis, galerias e outras estruturas (Jouquet et al., 2002; Sarcinelli et al., 2013), podendo revolver toneladas de solo por hectare a cada ano (Harit et al., 2017b). Assim, os térmitas aumentam a oxigenação e infiltração da água no solo pela formação de macroporos no solo, o que também facilita a penetração do sistema radicular das plantas (Jouquet et al., 2011). Suas atividades também estão relacionadas a um maior depósito de matéria orgânica e de nutrientes, o que eleva as taxas de fertilidade dos solos de florestas (Eggleton et al., 1995; Garba et al., 2011; Sarcinelli et al., 2013). Por esse motivo, são associados ao aumento da diversidade plantas (Joseph et al., 2014) e de numerosas espécies animais (Pennisi, 2015; Bonachela et al., 2015), por promoverem uma maior heterogeneidade dos ecossistemas (Bottinelli et al., 2015).

Os térmitas também participam da oferta e manutenção de vários serviços ecossistêmicos não só em ambientes naturais, mas também em agrossistemas, colaborando com o aumento da produtividade primária (Nair, 2007; Garba et al., 2011; Evans et al., 2011), da porosidade do solo e da ciclagem de matéria orgânica (Jouquet et al., 2016; Lejoly et al., 2019) em cultivos. Estudos indicam que estimular as atividades desses organismos em agrossistemas incrementa funções ecológicas chave, como aumento da disponibilidade de água para as plantas e/ou produção de áreas ótimas de fertilidade (Jouquet et al., 2018). Além disso, os térmitas participam da reabilitação de solos agrícolas degradados (Mando et al., 1996). No entanto, embora a maioria das espécies presentes no ambiente colaborem para a melhoria das características físico-químicas do solo (Harit et al., 2017a; Jouquet et al., 2018), os danos causados por algumas espécies de térmitas tornam o grupo mais conhecido pelo status de pragas (Nair, 2007).

A diversidade taxonômica e funcional das comunidades de térmitas é influenciada por uma série de fatores bióticos que afetam suas populações, tais como a competição e predação (Lepage & Darlington, 2000; Evans & Kasseney, 2019) e a natureza da vegetação do ambiente onde vivem; e fatores abióticos, como exemplo, as condições edafoclimáticas (Dibog et al., 1998; Davies, 2002; Vasconcellos et al., 2010). Apesar de haver um número substancial de estudos que demonstram os efeitos dos térmitas sobre a formação dos solos (Bignell & Eggleton, 2000; Desouza et al., 2011; Ferreira et al., 2011), poucos estudos demonstram quais as propriedades físico-químicas do solo podem afetar a comunidade de térmitas de um dado local (Jones et al., 2010). Os térmitas podem ser afetados, por exemplo, pelas alterações na acidez/basicidade (Jones et al., 2010), concentração de nutrientes (Jones & Prasetyo, 2002; Jones et al., 2010) e textura do solo (Jouquet et al., 2002, 2015). Solos arenosos são pouco propícios à construção de ninhos já que estão relacionados a estruturas menos resistentes às intempéries (Lee & Wood, 1971). De igual forma, a alteração na concentração do íon hidrogênio (i.e., pH) pode estar entre os fatores relacionados à menor riqueza de térmitas em alguns cultivos (Jones et al., 2010).

No entanto, as atividades antrópicas, em especial os diferentes tipos de uso da terra, também têm impactado a diversidade taxonômica e funcional de térmitas (Jones & Prasetyo, 2002; Jones et al., 2003; Vasconcellos et al., 2010). A substituição da vegetação nativa por monoculturas implica na alteração dos ecossistemas (Tilman et al., 2001), modifica as características físico-químicas dos solos, diminuem a oferta de habitats e alimento, o que leva à extinção local de espécies sensíveis (Mill, 1982). Além disso, como a implantação de monoculturas também afeta

a estrutura das comunidades de vários táxons predadores e competidores, algumas poucas espécies de térmitas podem ser favorecidas, e podem vir a se tornar pragas (Mill, 1982). Assim, a diversidade de térmitas em cultivos comparada às áreas pouco perturbadas tende a sofrer alterações (Eggleton et al., 1997), as quais podem ser atribuídas a uma série de fatores que podem agir isoladamente ou em sinergia (Perry et al., 1985; Silva et al., 2015). Por exemplo, a espécie vegetal cultivada, sazonalidade (Junqueira et al., 2004) e o tipo de manejo adotado no cultivo (Sileshi et al., 2005; Ferreira et al., 2007; Silva et al., 2015) podem provocar variações na estrutura da termitofauna. A idade do cultivo também é um fator importante, em especial, em espécies silviculturais, como eucaliptos, que possuem rotação de aproximadamente 6 a 7 anos (Nair & Varma, 1981, 1985; Junqueira et al., 2009), e pode-se observar ao longo do ciclo de seu crescimento mudanças na diversidade de espécies de plantas (Calviño-Cancela et al., 2012) e de animais (Schnell et al., 2003; Timo et al., 2015).

Dentre os principais usos do solo, a silvicultura de eucaliptos se destaca em função da alta produtividade e menor período de rotação, expandindo rapidamente no mundo (IBÁ, 2017). Estima-se que haja 20 milhões de hectares dedicados à eucaliptocultura distribuída em vários países (Foley et al., 2005; IUFRO, 2018), com crescimento de 3,3 milhões de hectares/ano (FAO, 2015). O Brasil, um dos os principais produtores mundiais de celulose, possui cerca de 7,84 milhões de hectares de área plantada, sendo que 5,7 milhões de hectares são plantados de eucaliptos (IBÁ, 2017). Assim, enquanto a área ocupada por florestas vem sendo reduzida, as plantações de monoculturas e sistemas agroflorestais seguem caminhos opostos, expandindo em todo o mundo (Paquette & Messier, 2010; Brockerhoff et al., 2013). No entanto, é consenso que monoculturas de eucalipto podem provocar a redução da diversidade de diversos táxons, inclusive térmitas (Junqueira et al., 2008b) e por isso é relevante investigar como a produção de eucaliptos, em plena expansão, pode afetar a termitofauna ao longo do ciclo de produção.

O objetivo desse estudo é avaliar se a estrutura da comunidade de térmitas, estimada através da riqueza, abundância, proporção de grupos tróficos e composição de espécies, é alterada em função de parâmetros abióticos (e.g. precipitação anual média, fertilidade e textura do solo) e do gradiente de idade do plantio de eucaliptos. Desta forma, nossas hipóteses são que a (i) estrutura da comunidade de térmitas varie em função da idade dos eucaliptais, já que plantios com maior idade possuem *a priori* maior oferta de recursos alimentares, locais para nidificação e diversidade de microhabitats. Como são organismos particularmente sensíveis às perturbações do



ambiente, esperamos que (ii) humívoros tenham menor abundância em plantios recentemente cortados. Por fim, considerando que a implantação de monoculturas provoca alterações nas características físicas e químicas do solo (Rab, 1994; Leite et al., 2010) e, como estão intimamente associados aos solos, esperamos ainda que a (iii) riqueza e a composição de espécies de térmitas varie em função dos parâmetros físico-químicos do solo e das precipitações pluviométricas locais.

## **METODOLOGIA**

### *Área de estudo*

A área de estudo está localizada na região do Litoral Norte do estado da Bahia, em áreas de produção comercial do eucalipto *Eucalyptus urograndis* (híbrido resultante do cruzamento entre *E. urophylla* S.T. Blake e *E. grandis* Hill ex Maiden) pertencentes à empresa Bracell Bahia Florestal. (Figura 1). A região abrange os municípios de Alagoinhas, Aramari, Entre Rios, Esplanada, Inhambupe e Itanagra, e está delimitada pelas coordenadas 37°40'W – 38°40'W e 11°30'S – 12°30'S. A temperatura média anual varia entre 23,9 a 24,7°C e as precipitações médias anuais variam entre 900 e 1.800 mm seguindo um gradiente que vai do interior para o litoral (Alvares et al., 2013b; SEI, 2013; Gonçalves et al., 2014).

Seguindo a classificação de Köppen, ocorrem as tipologias climáticas: tropical úmido (Af) para os municípios de Alagoinhas, Entre Rios e Itanagra; tropical monçônico (Am) para Esplanada e Aramari; e tropical com estação seca de verão (As) para Inhambupe (Alvares et al., 2013b; a; SEI, 2013). As áreas selecionadas apresentam distância mínima e máxima entre as unidades de manejo de eucalipto de três a 70 km respectivamente (Figura 1).

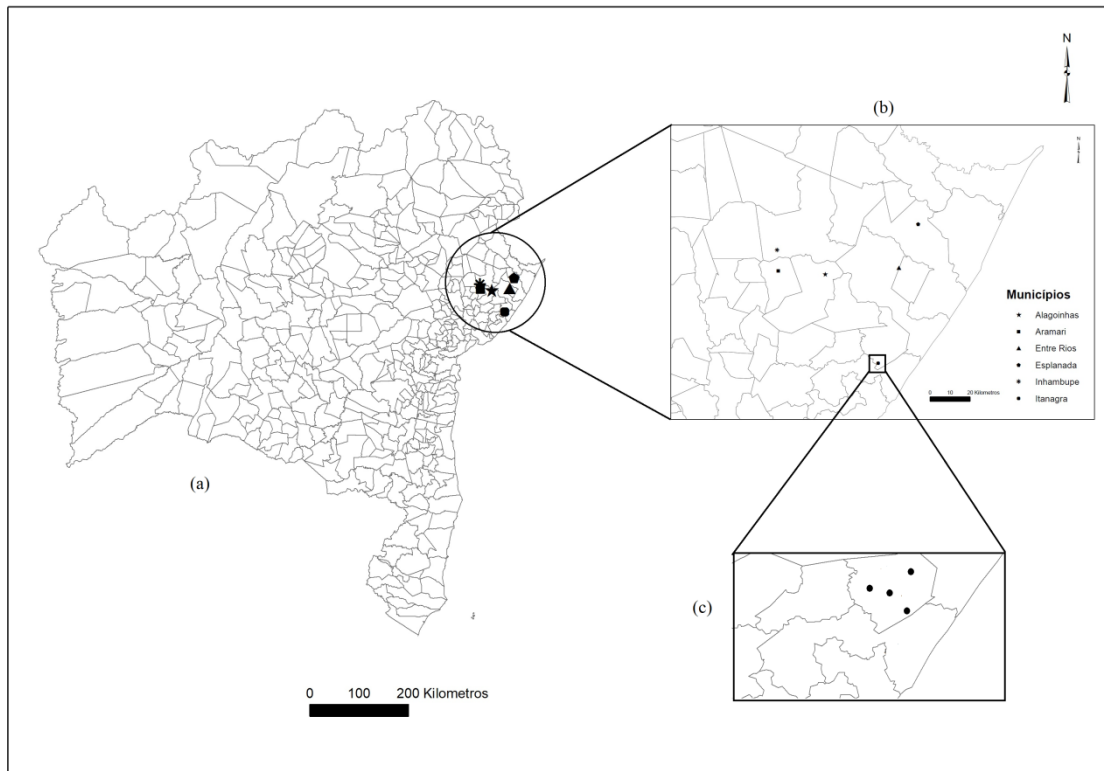


Figura 1: (a) Mapa da Bahia com (b) a localização das seis regiões estudadas; (c) destaque para uma das seis regiões, mostrando as quatro unidades de manejo de eucalipto selecionadas para coleta de térmitas.

Foram selecionadas como variáveis preditoras (a) precipitação (mm); (b) idade do cultivo (anos); (c) textura do solo (proporção de areia, silte e argila); e (d) fertilidade. Nós utilizamos os dados de precipitação anual média (mm) fornecidos pela empresa, os quais são determinados pelas estações meteorológicas dispostas estrategicamente em cada região (Tabela 1).

Tabela 1: Categorias de idade e precipitação média anual (mm) de cada por região.

<b>Região</b>	<b>Classes de Idade</b>	<b>Precipitação anual média (mm)</b>
<b>Alagoinhas</b>	Pós-corte	1100
	1 ano	1100
	3 anos	1100
	>=6 anos	1100
<b>Aramari</b>	Pós-corte	900
	1 ano	1000
	3 anos	1000
	>=6 anos	1500
<b>Entre Rios</b>	Pós-corte	1100
	1 ano	1200
	3 anos	1300
	>=6 anos	1200
<b>Esplanada</b>	Pós-corte	1100
	1 ano	1300
	3 anos	1100
	>=6 anos	1100
<b>Inhambupe</b>	Pós-corte	900
	1 ano	900
	3 anos	900
	>=6 anos	900
<b>Itanagra</b>	Pós-corte	1700
	1 ano	1600
	3 anos	1500
	>=6 anos	1600

Estabelecemos quatro categorias de idade, a partir do registro de data de implantação das mudas no campo: (i) pós-corte, área que passou recentemente por corte, em média três meses, e colheita de árvores maduras de eucalipto sem mudas no campo; (ii) um ano, com árvores de eucaliptos que possuem implantadas há no mínimo um ano e máximo de um ano e oito meses; (iii) três anos, com eucaliptos que possuem o mínimo três anos e máximo três anos e seis meses; e (iv) >=6 anos, que correspondem às unidades de manejo de eucalipto implantadas há mais tempo na região, com idade mínima de seis anos e máxima de nove anos (Figura 1). Em cada região, selecionamos uma unidade de manejo de eucalipto para cada categoria de idade definida (pós-corte, um ano, três anos e >=6 anos), todos com aproximadamente 20 hectares. Assim, em cada região amostramos quatro unidades de manejo de plantio de eucalipto, cada um pertencente a uma categoria de idade, totalizando 24 unidades. Todos os plantios selecionados possuem o

mesmo material genético e passaram pelos mesmos processos de plantio (manual), manutenção (cultivo mínimo) e corte das árvores (tipo reforma, que consiste em implantar o novo cultivo nas entrelinhas sem retirar os tocos do cultivo anterior).

Para determinação da textura e fertilidade do solo, em cada unidade de manejo, foram coletadas 20 amostras simples de solo (0-10 cm de profundidade) uniformemente distribuídas pela unidade de manejo. Posteriormente, foram armazenadas em um recipiente e homogeneizadas, de modo a formar uma amostra composta. A amostra composta foi encaminhada para análise dos parâmetros físicos, como a proporção de areia, silte e argila, e dos parâmetros químicos relacionados à fertilidade do solo, que é definida pela atuação integrada de diferentes componentes químicos: concentração de matéria orgânica, soma de bases (soma das concentrações de  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{K}^{+}$  e  $\text{Na}^{+}$ ), capacidade de troca total de cátions, fósforo disponível e pH em  $\text{CaCl}_2$  (Espinoza et al., 2006; Hazelton & Murphy, 2007). A análise das amostradas de solo foi realizada na TechSolo, em Lençóis Paulistas, estado de São Paulo.

#### *Amostragem de térmitas*

Para amostrar a comunidade de térmitas em cada uma das 24 unidades de manejo, distribuímos aleatoriamente cinco parcelas de  $10\text{m}^2$ , totalizando 120 parcelas. A fim de garantir independência amostral entre as parcelas, estabelecemos como distância mínima 50 metros entre as mesmas. Cada parcela foi amostrada pelo período de uma hora por meio da busca ativa em diversos locais e tipos de substrato com possibilidade de encontro de térmitas, como por exemplo, na serrapilheira, abaixo e no interior de troncos e galhos caídos, tocos, túneis e galerias, ninhos no solo e arbóreos (até uma altura de 2m acima no nível do solo). Paralelamente, para detectar a presença de térmitas abaixo do solo, em cada parcela, retiramos três amostras de solo não deformadas de  $12 \times 12$  cm com 20 cm de profundidade e colocamos em bandeja para inspeção no local. Todos os térmitas coletados foram armazenados em álcool 80% e etiquetados para posterior identificação.

A identificação do material biológico foi realizada até o menor nível taxonômico possível no Laboratório de Mirmecologia da Comissão Executiva de Planejamento da Lavoura Cacaueira (CEPLAC), Ilhéus, Bahia, com o auxílio de lupa estereoscópica e chaves de identificação (Constantino, 1991, 1995, 1999, 2002; Rocha & Canello, 2007; Oliveira & Constantino, 2016;

Constantini, 2018; Rocha et al., 2019). Além disso, vouchers foram encaminhados para o Dr. Danilo Elias de Oliveira da Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará (UNIFESSPA), para confirmação dos espécimes identificados e deposição na coleção de referência.

### *Análises estatísticas*

Para avaliar se a riqueza de térmitas na comunidade varia em função das diferentes variáveis preditoras (idade, precipitação anual média, fertilidade e textura do solo), nós utilizamos Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMMs), com o pacote “*lm4*” (Bates et al., 2015). Testamos a correlação das variáveis utilizando a função “*chart.correlation*” do pacote “*PerformanceAnalytics*” (Peterson et al., 2018), e como as variáveis de solo estavam altamente correlacionadas (correlação superior a 0,7), utilizamos Análises de Componentes Principais (PCA) para agrupar as mais correlacionadas em duas variáveis compostas: fertilidade e textura, e extraímos os scores do primeiro componente. Para fertilidade, o primeiro eixo explicou 79% da variância dos dados; para textura o primeiro eixo explicou 67% da variância da textura do solo. No modelo global, utilizamos os valores dos scores de textura e fertilidade obtidos no primeiro eixo da Análise de Componentes Principais. Assim, como efeitos fixos do modelo estão as variáveis: precipitação, fertilidade e textura de solo e, como efeito aleatório, as regiões. Para esta análise, utilizamos a função *rda* e *scale* do pacote “*vegan*” (Oksanen et al., 2013).

Para determinarmos o modelo que melhor explica a variação da riqueza em função das variáveis preditoras, foi construído o modelo completo (todas as variáveis) e eliminamos as variáveis não significativas ( $p > 0,05$ ), utilizando o comando *drop1* e função “*chisq.test*”, pacote “*stats*” (R Core Team, 2018). Então, geramos um novo modelo e o comparamos com o modelo completo utilizando Análise de Variância (ANOVA) (ver ZUUR et al., 2009). Quando não houve diferença significativa entre os mesmos, optamos pelo modelo mais parcimonioso. Com o modelo resultante, repetimos o processo de identificação e remoção de variáveis não significativas para construção de novo modelo e comparação deste com modelo anterior. Quando necessário, foi utilizada a função *ghlt* do pacote “*multcomp*” (Hothorn et al., 2008) para realização do teste post-hoc de Tukey (comparações múltiplas). Todas as análises foram realizadas no software R Version 1.1.453 (R Core Team, 2018).

### *Composição de espécies*

Para avaliar se a composição da comunidade de térmitas varia em função das variáveis preditoras, foi usada uma Análise de Correspondência Canônica e a significância estatística foi obtida por meio de comparações com um modelo nulo (4.999 permutações da matriz original). Consideramos a frequência de cada espécie como variável resposta. Do mesmo modo que a seleção de modelos para riqueza, construímos o modelo para avaliar se há variação na composição de espécies em função das variáveis idade, textura, fertilidade e precipitação. Posteriormente, retiramos a variável não significativa e geramos um novo modelo. Os dois modelos foram comparados para validação por Análise de Variância (ANOVA), e quando não houve diferença significativa entre estes, optamos pelo mais simples. Verificamos também a similaridade da composição de espécies entre os plantios de diferentes idades através da construção de dendrograma usando o índice de Jaccard, o qual é baseado na presença/ausência de cada espécie em cada classe de idade, utilizando o programa PAST versão 3.22, 2018 (Hammer et al., 2001).

### *Abundância e Proporção de grupos tróficos em função da idade*

Os térmitas foram classificados em quatro grupos tróficos (DeSouza & Brown, 1994; Donovan et al., 2001; Oliveira et al., 2013):

- a) Xilófagos (XI) - se alimentam de madeira fresca ou em diferentes estágios de decomposição;
- b) Ceifadores (CE) - forrageiam na interface serrapilheira/solo;
- c) Intermediários (IN) - a dieta varia entre madeira em avançado estágio de decomposição e matéria orgânica;
- d) Humívoros (HU) - se alimentam de matéria orgânica, ingerindo solo.

Para determinar se a proporção dos grupos tróficos da termitofauna é alterada em função da idade, foi construído o Diagrama de associação de Cohen-Friendly no software R (R Core Team,

2018), usando o pacote “*vcd*” (Hornik et al., 2006). Esse diagrama gera uma barra para cada combinação grupo funcional/idade, sendo que a área da barra corresponde à proporção em que a frequência observada difere da esperada (a posição em que aparece indica se foi superior ou não ao esperado pelo acaso), enquanto o comprimento é proporcional à contribuição do Chi-Quadrado de Pearson (Vasconcellos et al., 2010; Friendly, 2013).

Como os térmitas são insetos sociais que vivem em colônias com milhares de indivíduos, a abundância é mensurada de forma indireta, ou seja, todos os indivíduos da mesma espécie que foram coletados na mesma parcela são considerados como um único encontro (Bignell & Eggleton, 2000; Oliveira et al., 2013). Assim, a abundância máxima de cada espécie em cada parcela foi igual a 1 (um) e máxima de 120. Todas as análises foram realizadas no software R Version 1.1.453 (R Core Team, 2018).

## RESULTADOS

Foi coletado um total de 31 espécies de térmitas na área do estudo, pertencentes às famílias Rhinotermitidae (quatro espécies do gênero *Heterotermes*) e Termitidae (subfamílias Apicotermatinae, Nasutitermitinae, Termitinae e Syntermitinae). Sete espécies da família Termitidae - *Amitermes* sp.1, *Cylindrotermes capixaba*, *Diversitermes diversimiles*, *Heterotermes sulcatus*, *Heterotermes longiceps*, *Microcerotermes* sp., *Nasutitermes* aff. *corniger* e *Nasutitermes ephratae* - foram encontradas em todas as idades de plantio nas seis regiões de amostragem. Oito espécies foram encontradas somente em uma região: Apicotermatinae sp.20, *Inquilinitermes fur* e *Nasutitermes kemneri* em Esplanada; *Constrictotermes cyphergaster* e *Dentispicotermes globicephalus*, em Inhambupe; *Subulitermes* sp., em Alagoinhas; *Syntermes nanus*, em Itanagra; e *Cylindrotermes* cf. *brevipilosus*, apenas em Entre Rios (Tabela 2).

Tabela 2: Espécies de térmitas das regiões do estudo: Alagoinhas, Aramari, Entre Rios, Esplanada, Inhambupe e Itanagra e seus respectivos grupos tróficos (GF) (XI=xilófagos; HU=humívoros; CE=ceifadores e IN=intermediários) para cada categoria de idade (A: pós-corte; B: 1 ano; C: 3 anos e D: >=6 anos).

ESPÉCIES	CLASSES DE IDADE POR REGIÃO																								GF				
	Alagoinhas				Aramari				Entre Rios				Esplanada				Inhambupe				Itanagra								
	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D					
<b>Rhinotermitidae</b>																								XI					
<i>Heterotermes cf. assu</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	XI
<i>Heterotermes cf. longiceps</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	XI
<i>Heterotermes cf. sulcatus</i>	0	0	0	0	1	1	1	4	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	2	0	1	0	0	0	0	XI
<i>Heterotermes cf. tenuis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	2	1	1	0	0	0	0	0	XI
<i>Heterotermes sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	XI
<b>Termitidae: Apicotermittinae</b>																													
<i>Apicotermittinae sp.</i>	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	HU
<i>Apicotermittinae sp.17</i>	2	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	2	0	2	0	0	0	0	HU
<i>Apicotermittinae sp.18</i>	0	0	0	1	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	HU
<i>Apicotermittinae sp.19</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	HU
<i>Apicotermittinae sp.20</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	HU
<b>Termitidae: Nasutitermitinae</b>																													
<i>Constrictotermes cyphergaster</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	XI
<i>Diversitermes diversimiles</i>	0	4	2	1	0	1	5	1	1	1	2	1	1	0	0	0	0	7	9	3	0	3	0	2	0	0	0	0	CE
<i>Nasutitermes aff. corniger</i>	0	1	2	5	1	0	3	2	0	4	3	3	2	0	2	5	0	1	4	2	0	1	0	0	0	0	0	0	XI
<i>Nasutitermes ephratae</i>	1	0	2	0	1	2	3	0	4	1	1	2	1	0	4	2	0	3	4	3	0	0	0	1	0	0	0	0	XI
<i>Nasutitermes kemmeri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	XI
<i>Nasutitermes minor</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	XI
<i>Nasutitermes similis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	XI
<i>Subulitermes sp.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	HU
<i>Velocitermes velox</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	2	0	2	0	2	0	0	1	0	0	0	0	CE
<b>Termitidae: Syntermitinae</b>																													
<i>Silvestritermes euamignathus</i>	0	0	1	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	IN





### Riqueza de espécies de térmitas

Quanto à riqueza de espécies em cada categoria de idade dos plantios, foram: plantios com um ano apresentaram ao todo 23 espécies; com três anos, 22 espécies; com idade máxima ( $\geq 6$  anos), 20; e plantios pós-corte, 19 espécies (Tabela 2). Dentre as variáveis selecionadas para explicar as variações observadas na riqueza de térmitas, apenas 'idade' foi significativa ( $p = 0.008$ ). A categoria pós-corte diferiu das categorias de idade um ano ( $p = 0.0121$ ) e três anos ( $p = 0.0028$ ) (Tabela 3; Figura 2).

Tabela 3: Resultado de teste post-hoc com comparações múltiplas para as diferentes classes de idades dos plantios de eucalipto do Litoral Norte da Bahia.

	1 ano	3 anos	$\geq 6$ anos
Pós-Corte	0.0121 *	0.0028 **	0.1094
1 ano		0.9521	0.8226
3 anos			0.5074

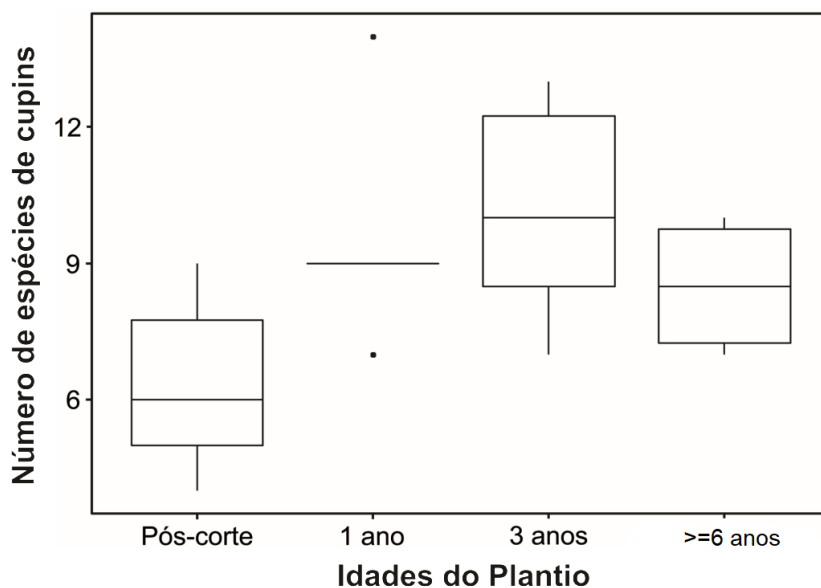


Figura 2: Efeito da idade dos plantios de eucalipto sobre a riqueza de térmitas do nordeste da Bahia .

### Composição de espécies das assembleias de térmitas

As espécies *Cylindrotermes brevipilosus*, *Inquilinitermes fur*, *Subulitermes* sp. e *Syntermes nanus* foram exclusivas de plantios pós-corte. *Apicotermatinae* sp. 20, *Dentispicotermes globicephalus* e *Nasutitermes kemneri* foram coletadas apenas em plantios de um ano de idade. A única espécie exclusiva de plantios com três anos foi *Heterotermes* sp. Já *Amitermes* sp.1, *Apicotermatinae* sp., *Apicotermatinae* sp.17, *Cylindrotermes capixaba*, *Diversitermes diversimiles*, *Heterotermes sulcatus*, *Heterotermes tenuis*, *Microcerotermes* sp., *Nasutitermes corniger*, *Nasutitermes ephratae*, *Termes* sp.2 e *Velocitermes velox* foram amostradas em todos os plantios independente da idades. O modelo mais parcimonioso para explicar a variação da composição de espécies incluiu como variáveis preditoras a idade, a precipitação média anual e a textura do solo.

A composição em espécies em plantios pós-corte apresentou cerca de 50% da similaridade com as outras classes. Plantios com três anos e com idade máxima ( $\geq 6$ anos) possuem cerca de 80% de similaridade (Figura 3).

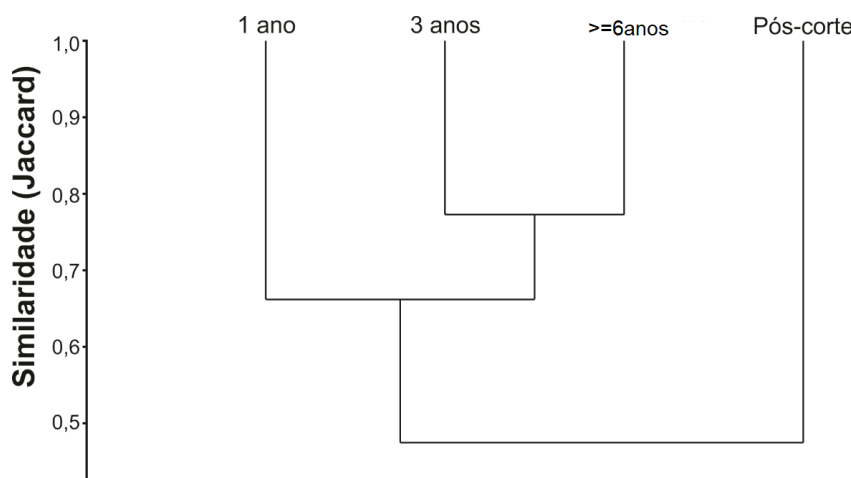


Figura 3: Similaridade das composições de espécies entre plantios com um ano, três anos,  $\geq 6$ anos e pós-corte.

*Grupos tróficos*

Os xilófagos apresentaram o maior número de ocorrências para todas as idades, contribuindo com 68,8% das amostras e a maior proporção de espécies (n = 17 espécies) do total de amostras, sendo também o grupo com maior frequência observada em cada região (Tabela 4):

Tabela 4: Número de ocorrências de cada grupo trófico observado em cada categoria de idade dos plantios de eucalipto do nordeste da Bahia.

<b>Guildas</b>	<b>Classes de Idade</b>				<b>Total</b>
	<b>Pós-corte</b>	<b>1 ano</b>	<b>3 anos</b>	<b>&gt;=6 anos</b>	
Ceifadores	10	17	20	10	57
Humívoros	9	8	10	9	36
Intermediários	3	13	12	7	35
Xilófagos	33	70	106	73	282
<b>Total Geral</b>	<b>55</b>	<b>108</b>	<b>148</b>	<b>99</b>	<b>410</b>

Em plantios com três ou mais anos de idade, xilófagos tiveram frequência acima de 70%, acima do esperado ao acaso (Figura 4). Humívoros representaram 8,8% dos encontros e 29% das espécies (oito espécies) e apenas em plantios pós-corte (sem mudas no campo) tiveram frequência acima do esperado pelo acaso. Ceifadores e intermediários, com três espécies cada, representaram, respectivamente, 13,9% e 8,5% das ocorrências e apresentaram frequência acima do esperado pelo acaso em plantios pós-corte, e contrariando a hipótese inicial, tiveram menor abundância em plantios com idades de três ou mais anos (Figura 4).

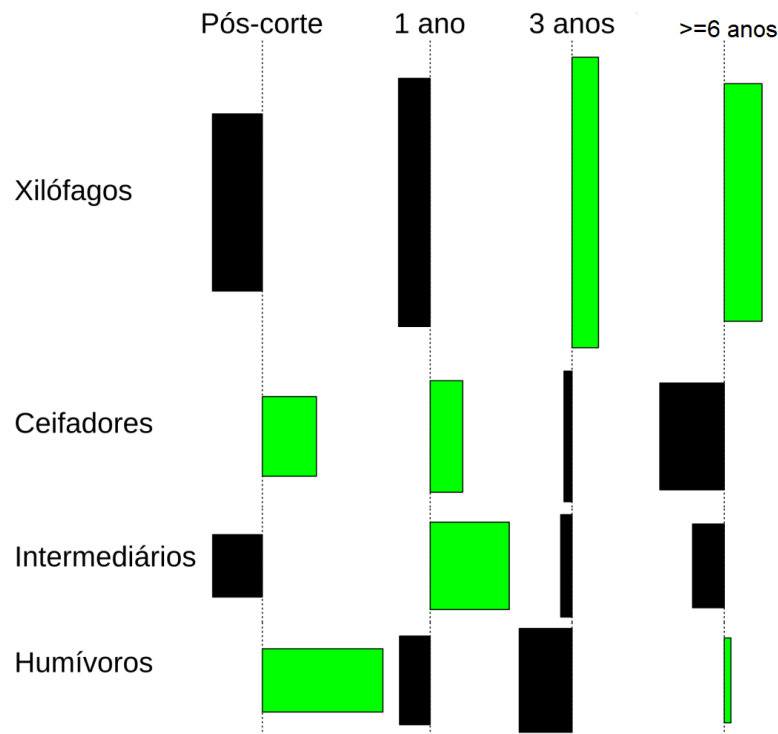


Figura 4: Diagrama de associação de Cohen-Friendly (Friendly, 2016) mostrando a frequência de cada grupo funcional por idade. A posição das barras representa os valores que foram superiores (à direita) ou inferiores (à esquerda) ao esperado pelo acaso e o comprimento é proporcional à contribuição para o Chi-Quadrado de Pearson.

## DISCUSSÃO

Dentre as variáveis selecionadas, apenas a ‘idade’ foi suficiente para explicar a variação na riqueza de térmitas de plantios de eucaliptos do nordeste da Bahia, sendo que plantios pós-corte diferiram de plantios com idade de um ano e três anos. Plantios pós-corte são áreas onde acabou de ser realizada a colheita dos eucaliptos adultos. Para isso, o uso de maquinários para corte das árvores e retirada das hastes de eucalipto do campo altera o solo e modifica a oferta e diversidade de recursos, além de expor o solo à luz direta, o que implica em temperaturas mais elevadas, com grande variação ao longo do dia. Essas modificações implicam em maior risco de desidratação para a macrofauna edáfica, e o risco

de dessecação é um problema para os térmitas, por possuírem corpo pequeno e pouco esclerotizados (Noirot & Darlington, 2000).

Como esperávamos, essas áreas de plantios pós-corte apresentaram menor frequência relativa (apenas 13% das amostras) de espécies de térmitas (Tabela 2). É sabido que térmitas são sensíveis às modificações do ambiente (Brown, 1997), sendo fortemente afetados pela remoção completa do dossel da floresta (Gathorne-Hardy et al., 2002; Jones & Prasetyo, 2002).

A maior parte da termitofauna dessas áreas foi coletada em tocos e galhos residuais do cultivo anterior, sugerindo que as técnicas adotadas na eucaliptocultura da região permitem que os novos plantios já se encontrem pré-colonizados por diferentes espécies de térmitas. Considerando a alta proporção de humívoros e baixa proporção de xilófagos nesses tocos e galhos residuais (Figura 4) e o papel dos humívoros na prestação de serviços ecossistêmicos associados à melhoria das propriedades do solo (Jouquet et al., 2011), inferimos que essa técnica de deixar os tocos do plantio anterior no campo para sofrer degradação natural (destoca biológica) é altamente benéfica e produtiva para os sistemas silviculturais estudados.

Nós observamos os maiores valores de riqueza em plantios com um ano ( $S = 23$ ) e três anos ( $S = 22$ ). Eucaliptais têm crescimento rápido e, com altos valores de produtividade nos anos iniciais do cultivo (Almeida et al., 2015); o desenvolvimento das copas densas de árvores de eucalipto aumenta o sombreamento e aumentam a quantidade de biomassa vegetal viva e/ou morta no solo. Plantios de *Eucalyptus grandis x urophylla* apresentam maior produtividade (IAF – índice de área foliar) nos primeiros anos (Almeida et al., 2015). Algumas variedades de híbridos de *E. grandis* apresentam decréscimo na produtividade ao longo do ciclo de crescimento das árvores do cultivo, com valores máximo e mínimo obtidos, respectivamente, em plantios com 24 e 60 meses (Xavier & Viane, 2002).

A maior riqueza de térmitas observada em plantios mais jovens em relação provavelmente se deve ao fato de que: a) plantios mais jovens possuem maior produtividade (IAF) (Almeida et al., 2015), assim há maior diversidade de microclima e maior diversidade e quantidade de alimento – material residual já parcialmente degradado pela termitofauna que resistiu ao evento de corte e retirada das árvores do campo, com

incremento de matéria orgânica de plantas jovens no solo; e b) com a perturbação ocorrida na área, espécies de áreas nativas circunvizinhas, ao chegarem nas áreas cultivadas, podem enfrentar menor competição e predação (Mill, 1982).

Eucaliptos estão entre as espécies agroflorestais mais cultivadas no mundo (Paine et al., 2011). Os crescimentos primário e secundário são rápidos, e com três anos a área já possui uma diversidade maior de pequenos habitats e quantidade considerável de serrapilheira e galhos em diferentes estágios de decomposição caídos no solo. Em menos de três anos a mudança é brusca: na área antes aberta e ocupada por árvores de pequeno porte, em poucos anos, se forma um bloco florestal, com árvores que, em pouco tempo, chegarão a mais de 20 metros de altura (Timo et al., 2015).

Apesar de possuir quase o mesmo número de espécies, os plantios de três anos apresentam um número de ocorrências de aproximadamente 40% maior que os de um ano, e juntos, compõem mais de 60% do total de 410 ocorrências de térmitas. Isso provavelmente está relacionado ao fato de que à medida que aumenta a idade do cultivo, também aumenta a variabilidade de locais disponíveis para forrageamento e nidificação para térmitas (Fonseca & Diehl, 2004). A maior parte da superfície do solo está coberta por serrapilheira e, sem a incidência direta da luz, as temperaturas são mais amenas e a amplitude térmica é menor. Assim, em plantios mais velhos, o ambiente assegura as condições mínimas necessárias para manutenção das colônias já existentes bem como para o sucesso na fundação de novas colônias pelos alados de origem: a) autóctone – sendo oriundos das colônias maduras presentes no interior do plantio - a maturidade depende de fatores ambientais e aspectos espécie-específicos, ocorrendo em poucos meses após a fundação, podendo demorar anos (Thorne et al., 2002); e b) de origem alóctone - os alados provenientes de áreas adjacentes, que, a partir desse momento, encontram as condições para sua sobrevivência e estabelecimento – como, por exemplo, espécies construtoras de ninhos arborícolas (Mill, 1982).

Outros organismos também apresentam variação temporal da composição específica e abundância relativa em função do tempo do cultivo (Marinho et al., 2002) e da espécie de eucalipto cultivada (Boscardin et al., 2012). Para formigas do gênero *Atta*, por exemplo, o número de saúveiros por hectare em plantios de *Eucalyptus* spp. é reduzido no início, e

atinge o pico quando o plantio possui aproximadamente três anos; em seguida, há redução na quantidade de saúveiros que se estabiliza quando a densidade é similar à observada no início do plantio (Zanetti et al., 2000; Marinho et al., 2002). A relação entre a estrutura da fauna edáfica em função do ciclo de produção é similar para outras espécies florestais cultivadas. Em plantios de *Pinus radiata*, há variação na composição de assembleias de carabédeos em função de uma cronossequência do cultivo, com associação de espécies generalistas a plantios novos (até dois anos) (Pawson et al., 2009).

### *Composição de espécies*

A composição das assembleias de térmitas variou entre plantios em função da sua idade, da precipitação anual média e a da textura do solo. A decomposição da madeira está intimamente relacionada com a umidade do ambiente, sendo que a atividade de térmitas nesse processo cessa tanto em solos muito secos quanto em solos hipersaturados (Ulyshen, 2014). Nós observamos que a precipitação foi alocada apenas no modelo para composição de espécies. Acreditamos que isso muito provavelmente ocorreu por uma questão de método de amostragem. Como foram poucas parcelas (cinco) em cada unidade de manejo, a composição de espécies pode diferir entre as unidades de manejo apenas por uma questão probabilística. Como as chuvas podem afetar a riqueza de espécies (Vasconcellos et al., 2010) mas não a composição (Dibog et al., 1998), e que seus efeitos certamente são mais intensos sobre algumas espécies em relação a outras, é de se esperar que isso afete a assembleia de espécies na área estudada, considerando que as coletas não foram feitas em épocas com regimes muito diferentes de chuva.

A influência das propriedades pedológicas sobre o estabelecimento e sobrevivência de espécies da termitofauna ainda é pouco investigada. As propriedades do solo estão entre os fatores que influenciam as características físico-químicas e forma de cupinzeiros de *Odontotermes obesus* na Índia (Jouquet et al., 2015). Em solos ácidos, a abundância de térmitas tende a diminuir (Lavelle et al., 1997; Jones & Prasetyo, 2002). Assim, a compreensão da influência mútua entre térmitas e propriedades do solo é relevante, mas incipientemente estudada (Davies et al., 1999). Apesar de não termos investigado a relação



entre as atividades da termitofauna e o rendimento dos cultivos, são amplamente reconhecidos os impactos que a bioturbação proporciona nas características físico-químicas dos solos (Wood, 1988), incrementando a heterogeneidade ambiental (Mando & Miedema, 1997; Ferreira et al., 2011).

A estrutura da termitofauna responde de formas diferentes a diferentes variáveis ambientais e ao histórico de uso do solo (Eggleton et al., 1995). À medida que aumenta a idade da monocultura (que após o segundo ano do plantio não passa mais por intervenções humanas até o momento do corte, salvo caso de necessidade de controle de pragas), as condições do ambiente vão mudando acentuadamente: aumento da cobertura do solo por serrapilheira, aumento da diversidade de recursos alimentares e de locais para nidificação; árvores com copas mais densas oferecendo maior sombreamento e garantindo menor amplitude térmica. Assim, o corte e retirada das árvores do campo resulta na diminuição do número de espécies de térmitas arborícolas e das que se alimentam de madeira viva. As poucas espécies que conseguem se adaptar a esse evento facilmente podem tornar-se pragas (Mill, 1982).

A ocorrência de *Constrictotermes cyphergaster* tem forte associação com presença de árvores (Lima-Ribeiro et al., 2006) e essa espécie foi coletada em plantios com um ano (ninho pequeno estabelecido em tronco acima do solo) e em plantio com idade  $\geq 6$  anos. Já *Inquilinitermes fur*, coletado em um ninho caído de plantio pós-corte, é inquilino obrigatório de *C. cyphergaster*, e sua presença está relacionada com o volume do ninho da espécie construtora (Cristaldo et al., 2012). *C. cyphergaster* tem preferência, ao menos no cerrado, por árvores com troncos com 30 a 60 cm de diâmetro (Cunha, 2000). Isso indica que ambas as espécies são oriundas do cultivo anterior e suas presenças relacionadas a plantios com maior idade.

*Dentispicotermes globicephalus* e *Nasutitermes kemneri*, espécies endêmicas do cerrado (Schmidt, 2007), foram coletadas apenas em plantios de um ano de idade. *D. globicephalus* já foi encontrado anteriormente em plantios pós-corte em outra região da empresa (Sales et al., 2011). Como espécies do gênero *Dentispicotermes* são subterrâneas, é provável que esses térmitas sejam mais resistentes às perturbações causadas pelo corte e pela retirada de eucaliptos da área.

As condições ambientais do cultivo se tornam menos hostis para a macrofauna edáfica à medida que os eucaliptos ficam mais velhos (Marinho et al., 2002). Assim, é possível que, durante as revoadas, os alados que chegam de áreas vizinhas para fundar novas colônias precisam agora ter sucesso contra competidores e predadores, que também têm diversidade e abundância aumentada junto à idade do plantio, assim como para as espécies competidoras de térmitas; do contrário, acabam sendo eliminados da comunidade. Além disso, as espécies de térmitas que inicialmente não encontravam condições mínimas para nidificar, à medida que aumenta a idade do plantio, terão sucesso, indicando assim que a mudança das condições que ocorrem com o aumento da idade é um dos fatores que colabora para a variação na composição de espécies da comunidade de térmitas dos plantios de eucaliptos da região estudada.

A composição de espécies de plantios pós-corte é a mais distinta de todas; já plantios com três anos e idade  $\geq 6$  anos apresentaram composição 80% similar (Figura 3) - o que já era esperado dado o fato de as colônias serem perenes. Nos primeiros anos do cultivo, há uma rápida mudança na área pós-corte: aumento do sombreamento, da quantidade e diversidade de biomassa vegetal no solo e de microhabitats, bem como maior amplitude térmica, consequências do rápido crescimento dos eucaliptos. Contudo, essas condições são estabilizadas aproximadamente na metade do ciclo de crescimento do eucalipto, o que pode explicar a maior similaridade entre plantios de três anos e com  $\geq 6$  anos. A variação da composição de espécies de térmitas em eucaliptais indica que diferentes espécies não respondem da mesma forma aos processos ecológicos que ocorrem ao longo do ciclo de cultivo.

No final do ciclo de crescimento do cultivo, que dura 6-7 anos, as árvores são cortadas na base; a parte restante é o toco, o qual por vezes é retirado mecanicamente (destoca mecânica). Contudo, a retirada mecânica destes resíduos silviculturais implica em impactos ambientais (como a compactação do solo) e econômicos (despesas com maquinário e mão-de-obra) (Hope, 2007; Alonso et al., 2007). Uma alternativa em povoamentos de *Eucalyptus* spp. é a adotada na área estudada: a não retirada dos tocos. Assim, o novo cultivo é feito no espaço existente entre as linhas de árvores recém-cortadas, e uma quantidade considerável de tocos é deixada no campo para sofrer degradação natural

(destoca biológica), feita principalmente por organismos xilófagos, como fungos (Abreu et al., 2007; Andrade et al., 2012) e térmitas (Chagas, 2016). Após a ocorrência de distúrbios numa área, a abundância, a diversidade taxonômica e a funcional, bem como a composição de espécies de térmitas, variam em função do tipo e extensão do distúrbio (Takamura, 2003), sendo mais rápida quando a madeira morta foi deixada no solo após o evento (Davies et al., 1999).

Em todas as idades, quase todos os tocos remanescentes do cultivo anterior presentes nas parcelas amostradas estavam simultaneamente colonizados por diferentes espécies de térmitas, como exemplo, *Silvestritermes euamignathus* e *Microcerotermes* sp.. Esse fato também foi observado por Chagas (2016), o que permite pensar que essas estruturas estão relacionadas com a resistência dessas espécies, já que atuam como refúgio, local para nidificação e fonte de recurso alimentar, permitindo a sobrevivência de numerosas espécies, inclusive de espécies arborícolas como *Microcerotermes* sp. e *Nasutitermes* sp., após o corte das árvores. Quanto mais velho for o toco, maior sua palatabilidade para os térmitas, e por isso há uma tendência de aumento da atividade de térmitas na degradação dessa estrutura em áreas com maior tempo de plantio (Chagas, 2016). Assim, isso provavelmente explica porque os plantios com maior idade apresentarem alta frequência de xilófagos.

### *Grupos tróficos*

Humívoros constituem o grupo predominante em plantios recém-cortados; isso se dá pela disponibilidade de material em decomposição, o que assegura que a área contará com os benefícios das atividades desse grupo. A frequência acima do esperado de intermediários em plantios com um ano pode estar favorecida pela presença de grande quantidade de galhos finos no chão, os quais oferecem abrigo e alimento para este grupo, enquanto os xilófagos estão colonizando principalmente os tocos (Figura 4).

A presença de xilófagos por todo o ciclo de crescimento dos eucaliptos se dá pela abundância de recursos em plantios de todas as idades: a permanência dos restos culturais provenientes da colheita da anterior, maior diversidade de recursos alimentares e de quantidade de serrapilheira. A frequência começa a aumentar quando os plantios atingem

três anos, o que pode ser explicado pelo aumento da disponibilidade de alimentos, locais para nidificação e da diversidade de habitats e microclimas. Além disso, xilófagos apresentam maior resistência a distúrbios que humívoros (Jones et al., 2003) que, por apresentarem corpo menos esclerotizado, são mais sensíveis a alterações microclimáticas (DeSouza & Brown, 1994), resistindo às condições hostis do período pós-corte e conseguindo se estabelecer por toda a extensão do ciclo de rotação. Essa maior resistência dos xilófagos em relação a outros grupos tróficos, demonstrada pela sua presença inclusive em áreas com maior grau de perturbação, assegura que os plantios vindouros já se beneficiem da atividade dos térmitas.

Plantios mais novos apresentaram menor riqueza de espécies e grupos tróficos, já que espécies mais sensíveis e/ou mais especializadas tendem a ser eliminada ou ter suas populações reduzidas (Junqueira et al., 2008a). Cultivos com mais tempo de implantados tendem a apresentar maior número de espécies e frequência de humívoros que os mais jovens, já que quanto mais velhos, melhores são as condições microclimáticas e maiores a quantidade de material celulósico disponível (Junqueira et al., 2009). Diferente do que foi observado, esperávamos uma maior frequência para humívoros em plantios mais velhos; como são mais sensíveis às perturbações ambientais (Bandeira et al., 2003), e às condições encontradas em áreas com maior tempo de cultivo; por sua vez, a alta frequência de xilófagos, no entanto, já era esperada.

Assim, acreditamos que há uma mudança na composição das espécies de térmitas ao longo do ciclo de crescimento dos plantios de eucalipto da região estudada. Nossos resultados demonstram que a diversidade taxonômica, de grupos tróficos e a composição de espécies da termitofauna variaram temporalmente. Dessa forma, fica evidente que para compreender os eventos que provocam variação na estrutura na termitofauna, é necessário conduzir estudos que considerem a ação sinérgica de fatores bióticos e abióticos.

Compreender como a estrutura das comunidades presentes em áreas cultivadas é alterada em função de uma cronosequência é essencial, pois a mudança na riqueza, abundância composição de espécies e grupos tróficos de térmitas resultantes das bruscas modificações do ambiente pode ter efeito negativo para o sistema, e pode provocar a perda dos benefícios propiciados por uma termitofauna diversa (Davies et al., 1999). É fato que a distância de

matas circunvizinhas tenha grande influência sobre a composição de espécies de vários táxons, sendo que essas áreas funcionam como um reservatório; assim, seria necessário investigar os fatores (distância, cobertura, perímetro, área, entre outros aspectos da vegetação nativa) que promovem a dispersão de sexuados alados para o plantio, bem como na sobrevivência e manutenção dos que já se encontram nos eucaliptais.

## **AGRADECIMENTOS**

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa; à empresa Bracell Bahia Florestal, pela autorização e apoio para conduzir esse trabalho em suas áreas de cultivo de eucalipto. A Alexandre Arnold (UFSB) pelo auxílio com a elaboração dos mapas.

## **REFERÊNCIAS**

- Abreu, L.D., Marino, R.H., Mesquita, J.B. & Ribeiro, G.T. 2007. Degradação da madeira de *Eucalyptus* sp. por basidiomicetos de podridão branca. **Arquivos do Instituto Biológico**, 74, 321–328.
- Almeida, A.Q. de, Ribeiro, A., Delgado, R.C., Rody, Y.P., Oliveira, A.S. de & Leite, F.P. 2015. Índice de área foliar de *Eucalyptus* estimado por índices de vegetação utilizando imagens TM-Landsat 5. **Floresta e Ambiente**, 22, 368–376.
- Alonso, S.K. De, Silva, A.G. da, Kasuya, M.C.M., Barros, N.F. de, Cavallazzi, J.R.P., Bettucci, L., Lupo, S. & Alfenas, A.C. 2007. Isolamento e seleção de fungos causadores da podridão-branca da madeira em florestas de *Eucalyptus* spp. com potencial de degradação de cepas e raízes. **Revista Árvore**, 31, 145–155, (At: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-67622007000100016&lng=pt&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622007000100016&lng=pt&tlng=pt) ).
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., de Moraes, G., Leonardo, J. & Sparovek, G.

- 2013a. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 22, 711–728.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C. & de Moraes Gonçalves, J.L. 2013b. Modeling monthly mean air temperature for Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, 113, 407–427.
- Andrade, F.A. de, Calonego, F.W., Severo, E.T.D. & Furtado, E.L. 2012. Selection of fungi for accelerated decay in stumps of Eucalyptus spp. **Bioresource Technology**, 110, 456–461.
- Bandeira, A.G., Vasconcellos, A., Silva, M.P. & Constantino, R. 2003. Effects of habitat disturbance on the termite fauna in a highland humid forest in the Caatinga domain, Brazil. **Sociobiology**, 42, 117–128.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. & Walker, S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, 67, (At: <http://www.jstatsoft.org/v67/i01/> ).
- Bignell, D.E. & Eggleton, P. 2000. Termites in ecosystems. In: **Termites: evolution, sociality, symbioses, ecology** (eds. Abe, T., Bignell, D.E. & Higashi, M.), pp. 363–387. Springer, Dordrecht.
- Black, H.I.J. & Okwakol, M.J.N. 1997. Applied Agricultural intensification , soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics : the role of termites. **Applied Soil Ecology**, 6, 37–53.
- Bonachela, J.A., Pringle, R.M., Sheffer, E., Coverdale, T.C., Guyton, J.A., Caylor, K.K., Levin, S.A. & Tarnita, C.E. 2015. Termite mounds can increase the robustness of dryland ecosystems to climatic change. **Science**, 347, 651–655, (At: <http://www.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/science.1261487> ).
- Boscardin, J., Garlet, J. & Costa, E.C. 2012. Mirmecofauna epigéica (Hymenoptera: Formicidae) em plantios de Eucalyptus spp.(Myrtales: Myrtaceae) na região oeste do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Entomotropica**, 27, 119–128.
- Bottinelli, N., Jouquet, P., Capowiez, Y., Podwojewski, P., Grimaldi, M. & Peng, X. 2015.

- Soil & Tillage Research Why is the influence of soil macrofauna on soil structure only considered by soil ecologists ? **Soil & Tillage Research**, 146, 118–124, (At: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2014.01.007> ).
- Brockerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A. & Ferraz, S.F.B. 2013. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. **Forest Ecology and Management**, 301, 43–50, (At: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S037811271200552X>. Accessed: 17/7/2019).
- Brown, K.S.B. 1997. Diversity , disturbance , and sustainable use of Neotropical forests : insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation**, 25–41.
- Calviño-Cancela, M., Rubido-Bará, M. & van Etten, E.J.B. 2012. Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity? **Forest Ecology and Management**.
- Chagas, T.X. 2016. **Biodegradação de tocos de Eucalyptus sp. pela ação de cupins xilófagos**. Universidade Federal de Sergipe.
- Constantini, J.P. 2018. **Estudo taxonômico dos Apicotermitinae da Mata Atlântica**. Universidade de São Paulo.
- Constantino, R. 1991. Notes on Neocapritermes Holmgren , with description of two new species from the Amazon Basin (Isoptera, Termitidae, Termitinae). **Goeldiana Zoologia**, 1–13.
- Constantino, R. 1995. **Revision of the neotropical termite genus Syntermes Holmgren (Isoptera: Termitidae)**. University of Kansas.
- Constantino, R. 1999. Chave Ilustrada para Generos de Térmitas Brasileiros. **Papéis Avulsos de Zoologia**, 40, 387–448.
- Constantino, R. 2002. An illustrated key to Neotropical termite genera (Insecta: Isoptera) based primarily on soldiers. **Zootaxa**, 67, 1–40.
- Cristaldo, P.F., Rosa, C.S., Florencio, D.F., Marins, A. & DeSouza, O. 2012. Termitarium

- volume as a determinant of invasion by obligatory termitophiles and inquilines in the nests of *Constrictotermes cyphergaster* (Termitidae, Nasutitermitinae). **Insectes Sociaux**, 59, 541–548.
- Cunha, H.F. 2000. **Estudo de colônias de *Constrictotermes cyphergaster* (Isoptera, Termitidae: Nasutitermitinae) no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, GO**. Univ. Federal de Goiás, Instituto de Ciências.
- Davies, R.G. 2002. Feeding group responses of a Neotropical termite assemblage to rain forest fragmentation. 233–242.
- Davies, R.G., Eggleton, P., Dibog, L.U.C., Lawton, H., Bignell, D.E., Brauman, A., Hartmann, C., Nunes, L., Holt, J. & Rouland, C. 1999. Successional response of a tropical forest termite assemblage to experimental habitat perturbation. **Journal of Applied Ecology**, 36, 946–962.
- DeSouza, O.F.F. & Brown, V.K. 1994. Effects of habitat fragmentation on Amazonian termite communities. **Journal of Tropical Ecology**, 10, 197–206, (At: [https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S0266467400007847/type/journal\\_article](https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S0266467400007847/type/journal_article) ).
- Desouza, O., Canello, E.M., Paulo, S., Chapters, R. & Sketches, B. 2011. Termites and ecosystem function. **International Commission on Tropical Biology and Natural Resources**, 12, 1–14.
- Dibog, L.U.C., Eggleton, P. & Forzi, F. 1998. Seasonality of soil termites in a humid tropical forest, Mbalmayo, southern Cameroon. **Journal of Tropical Ecology**, 14, 841–850.
- Donovan, S.E., Eggleton, P. & Bignell, D.E. 2001. Gut content analysis and a new feeding group classification of termites. **Ecological Entomology**, 26, 356–366, (At: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-2311.2001.00342.x> ).
- Eggleton, P., Bignell, D.E., Sands, W.A., Waite, B., Wood, T.G. & Lawton, J.H. 1995. The species richness of termites (Isoptera) under differing levels of forest disturbance in the Mbalmayo Forest Reserve, southern Cameroon. **Journal of Tropical Ecology**, 11,



85–98, (At:

[https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S0266467400008439/type/journal\\_article](https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S0266467400008439/type/journal_article) ).

Eggleton, P., Homathevi, R., Jeeva, D., Jones, D.T., Davies, R.G. & Maryati, M. 1997. The species richness and composition of termites (Isoptera) in primary and regenerating lowland dipterocarp forest in Sabah, east Malaysia. **Ecotropica**, 3, 119–128.

Espinoza, L., Slaton, N.A. & Mozaffari, M. 2006. Understanding the numbers on your soil test report. **Agriculture and Natural Resources**, 1–4.

Evans, T.A., Dawes, T.Z., Ward, P.R. & Lo, N. 2011. Ants and termites increase crop yield in a dry climate. **Nature Communications**, 2, 262, (At: <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms1257> ).

Evans, T.A. & Kasseney, B.D. 2019. The Dominance Hierarchy of Wood-Eating Termites from China. **Insects**, 10, 210, (At: <https://www.mdpi.com/2075-4450/10/7/210> ).

FAO. 2015. **Global Forest Resources Assessment 2015**.

Ferreira, E., Barrigossi, J.A.F., da Silva, J.G., Stone, L.F. & Moreira, J.A.A. 2007. Fatores influenciando o ataque de cupim rizófago em plantio direto de arroz de terras altas. **Pesquisa Agropecuária Tropical (Agricultural Research in the Tropics)**, 176–181.

Ferreira, E.V. de O., Martins, V., Inda Junior, A.V., Giasson, E. & Nascimento, P.C. do. 2011. Ação dos térmitas no solo. **Ciência Rural**, 41, 804–811.

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C. & Gibbs, H.K. 2005. Global consequences of land use. **Science**, 309, 570–574.

Fonseca, R.C. & Diehl, E. 2004. Riqueza de formigas (Hymenoptera, Formicidae) epigéicas em povoamentos de Eucalyptus spp.(Myrtaceae) de diferentes idades no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, 48, 95–100.

Friendly, M. 2013. Working with categorical data with R and the vcd and vcdExtra packages. **Toronto: York University**.

- Garba, M., Cornelis, W.M. & Steppe, K. 2011. Effect of termite mound material on the physical properties of sandy soil and on the growth characteristics of tomato (*Solanum lycopersicum* L.) in semi-arid Niger. **Plant and Soil**, 338, 451–466, (At: <http://link.springer.com/10.1007/s11104-010-0558-0>. Accessed: 17/7/2019).
- Gathorne-Hardy, F.J., Jones, D.T. & Syaukani. 2002. A regional perspective on the effects of human disturbance on the termites of Sundaland. **Biodiversity and Conservation**, 11, 1991–2006.
- Gonçalves, J.L. de M., Alvares, C.A., Behling, M., Alves, J.M., Pizzi, G.T. & Angeli, A. 2014. Produtividade de plantações de eucalipto manejadas nos sistemas de alto fuste e talhadia, em função de fatores edafoclimáticos. **Scientia Forestalis**, 42, 411–419.
- Griffiths, H.M., Ashton, L.A., Evans, T.A., Parr, C.L. & Eggleton, P. 2019. Termites can decompose more than half of deadwood in tropical rainforest. **Current Biology**, 29, R118–R119, (At: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960982219300144>). ).
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, 4, 9.
- Harit, A., Moger, H., Duprey, J.L., Gajalakshmi, S., Abbasi, S.A., Subramanian, S. & Jouquet, P. 2017a. Termites can have greater influence on soil properties through the construction of soil sheetings than the production of above-ground mounds. **Insectes Sociaux**, 64, 247–253.
- Harit, A., Shanbhag, R., Chaudhary, E., Cheik, S. & Jouquet, P. 2017b. Properties and functional impact of termite sheetings. **Biology and Fertility of Soils**, 53, 743–749, (At: <http://link.springer.com/10.1007/s00374-017-1228-7>. Accessed: 18/7/2019).
- Hazelton, P. & Murphy, B. 2007. **Interpreting soil test results: What do all the numbers mean?** 2nd ed. CSIRO publishing, Australia.
- Holt, J.A. & Lepage, M. 2000. Termites and soil properties. In: **Termites: evolution, sociality, symbioses, ecology**, pp. 389–407. Springer, Dordrecht.
- Hope, G.D. 2007. Changes in soil properties, tree growth, and nutrition over a period of 10 years after stump removal and scarification on moderately coarse soils in interior

- British Columbia. **Forest Ecology and Management**, 242, 625–635.
- Hornik, K., Zeileis, A. & Meyer, D. 2006. The strucplot framework: visualizing multi-way contingency tables with vcd. **Journal of Statistical Software**, 17, 1–48.
- Hothorn, T., Bretz, F. & Westfall, P. 2008. Simultaneous inference in general parametric models. **Biometrical Journal: Journal of Mathematical Methods in Biosciences**, 50, 346–363.
- IBÁ. 2017. Relatório 2017. **Indústria Brasileira de Árvores**, 80, (At: [http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA\\_RelatorioAnual2017.pdf](http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2017.pdf) <http://arxiv.org/abs/1011.1669> <http://dx.doi.org/10.1088/1751-8113/44/8/085201> ).
- IUFRO. 2018. **Eucalyptus 2018: Managing Eucalyptus plantations under global changes** (Cirad, Ed.).
- Jones, C.G., Lawton, J.H. & Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. **Oikos**, 69, 373–386.
- Jones, D.T. & Prasetyo, A.H. 2002. A survey of the termites (Insecta: Isoptera) of Tabalong District, South Kalimantan, Indonesia. **The Raffles Bulletin of Zoology**, 50, 117–128.
- Jones, D.T., Rahman, H., Bignell, D.E., Prasetyo, A.H., Jones, D.T. & Al, E.T. 2010. Forests on ultramafic-derived soils in Borneo have very depauperate termite assemblages. 103–114.
- Jones, D.T., Susilo, F.X., Bignell, D.E., Hardiwinoto, S., Gillison, A.N. & Eggleton, P. 2003. Termite assemblage collapse along a land-use intensification gradient in lowland central Sumatra, Indonesia. **Journal of Applied Ecology**, 40, 380–391, (At: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-2664.2003.00794.x> ).
- Joseph, G.S., Seymour, C.L., Cumming, G.S., Cumming, D.H.M. & Mahlangu, Z. 2014. Termite mounds increase functional diversity of woody plants in African savannas. **Ecosystems**, 17, 808–819.
- Jouquet, P., Bottinelli, N., Shanbhag, R.R., Bourguignon, T., Traoré, S. & Abbasi, S.A. 2016. Termites: The neglected soil engineers of tropical soils. **Soil Science**, 181, 157–

165.

- Jouquet, P., Chaudhary, E. & Kumar, A.R.V. 2018. Sustainable use of termite activity in agro-ecosystems with reference to earthworms. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, 38.
- Jouquet, P., Guilleux, N., Shanbhag, R.R. & Subramanian, S. 2015. Influence of soil type on the properties of termite mound nests in Southern India. **Applied Soil Ecology**, 96, 282–287, (At: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.08.010> ).
- Jouquet, P., Lepage, M. & Velde, B. 2002. Termite soil preferences and particle selections: Strategies related to ecological requirements. **Insectes Sociaux**, 49, 1–7.
- Jouquet, P., Traoré, S., Choosai, C., Hartmann, C. & Bignell, D. 2011. Influence of termites on ecosystem functioning. Ecosystem services provided by termites. **European Journal of Soil Biology**, 47, 215–222, (At: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.05.005> ).
- Junqueira, L.K., Diehl, E. & Filho, E.B. 2008a. Termites in eucalyptus forest plantations and forest remnants: an ecological approach. **Bioikos**, 22, 3–14.
- Junqueira, L.K., Diehl, E. & Filho, E.B. 2009. Termite (isoptera) diversity in eucalyptus-growth areas and in forest fragments. **Sociobiology**, 53, 805–828.
- Junqueira, L.K., Diehl, E., Filho, E.B. & Ipaussurama, J. 2008b. Termites in eucalyptus forest plantations and forest remnants : an ecological approach. **Biokos**, 22, 3–14.
- Junqueira, L.K., Diehl, E., Florencio, D.F. & Filho, E.B. 2004. Seasonal species richness of termite in an eucalyptus plantation in Anhembi, state of São Paulo , Brazil. **Acta Biologica Leopoldensia**, 26, 241–248.
- Lavelle, P., Bignell, D., Lepage, M., Wolters, V., Roger, P., Ineson, P., Heal, O.W. & Dhillon, S. 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. **European Journal of Soil Biology (France)**.
- Law, S., Eggleton, P., Griffiths, H., Ashton, L. & Parr, C. 2018. Suspended Dead Wood Decomposes Slowly in the Tropics , with Microbial Decay Greater than Termite

- Decay. **Ecosystems**, (At: <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0331-4>).)
- Lawton, J.H. 1997. The role of species in ecosystems: aspects of ecological complexity and biological diversity. In: **Biodiversity**, pp. 215–228. Springer.
- Lee, K.E. & Wood, T.G. 1971. **Termites and soils**. Academic Press, London & New York.
- Leite, F.P., Silva, I.R., Novais, R.F., Barros, N.F. de & Neves, J.C.L. 2010. Alterations of soil chemical properties by eucalyptus cultivation in five regions in the Rio Doce Valley. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 34, 821–831, (At: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-06832010000300024&lng=en&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832010000300024&lng=en&tlng=en)).
- Lejoly, J., Cornelis, J.-T., Van Ranst, E., Jansegers, E., Tarpin, C., Degre, A., Colinet, G. & Malaisse, F. 2019. Effects of termite sheetings on soil properties under two contrasting soil management practices. **Pedobiologia**, 150573, (At: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0031405619300101>. Accessed: 23/7/2019).
- Lepage, M. & Darlington, J.P.E.C. 2000. Population dynamics of termites. In: **Termites: evolution, sociality, symbioses, ecology**, pp. 333–361. Springer, Dordrecht.
- Lima-Ribeiro, M. de S., Pinto, M.P., Costa, S.S., Nabout, J.C., Rangel, T.F.L.V.B., Melo, T.L. de & Moura, I.O. de. 2006. Associação de Constrictotermes cyphergaster Silvestri (Isoptera: Termitidae) com espécies arbóreas do Cerrado brasileiro. **Neotropical Entomology**, 35, 49–55, (At: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1519-566X2006000100007&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-566X2006000100007&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt)).
- Mando, A. & Miedema, R. 1997. Termite-induced change in soil structure after mulching degraded (crusted) soil in the Sahel. **Applied Soil Ecology**, 6, 241–249.
- Mando, A., Stroosnijder, L. & Brussaard, L. 1996. Effects of termites on infiltration into crusted soil. **Geoderma**, 74, 107–113.
- Marinho, Ci.G.S., Zanetti, R., Delabie, J.H.C., Schindwein, M.N. & Ramos, L.D.S. 2002. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serapilheira em eucaliptais

- (Myrtaceae) e área de cerrado de Minas Gerais. **Neotropical Entomology**, 31, 187–195, (At: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1519-566X2002000200004&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-566X2002000200004&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt) ).
- Mill, A.E. 1982. Populações de térmitas (Insecta: Isoptera) em quatro habitats no baixo rio Negro. **Acta Amazonica**, 12, 53–60.
- Nair, K.S.S. 2007. **Tropical Forest Inset Pests: ecology, Impact and management**. Cambridge University Press.
- Nair, K.S.S. & Varma, R. V. 1981. **Termite Control in Eucalypt Plantations**. Kerala Forest Research Institute.
- Nair, K.S.S. & Varma, R.V. 1985. Some ecological aspects of the termite problem in young eucalypt plantations in Kerala, India. **Forest Ecology and Management**, 12, 287–303, (At: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0378112785900970> ).
- Noirot, C. & Darlington, J.P.E.C. 2000. Termite nests: architecture, regulation and defence. In: **Termites: evolution, sociality, symbioses, ecology** (eds. Abe, T., Bignell, D.E. & Higashi, M.), pp. 121–139. Springer.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H. & Wagner, H. 2013. Package ‘vegan.’ **Community Ecology Package, Version**, 2, 1–295.
- Oliveira, D.E., Carrijo, T.F. & Brandão, D. 2013. Species composition of termites (isoptera) in different cerrado vegetation physiognomies. **Sociobiology**, 60, 190–197.
- Oliveira, D.E. & Constantino, R. 2016. A taxonomic revision of the neotropical termite genus *Diversitermes* (Isoptera: Termitidae: Nasutitermitinae). **Zootaxa**, 4158, 221, (At: <http://biotaxa.org/Zootaxa/article/view/zootaxa.4158.2.5> ).
- Paquette, A. & Messier, C. 2010. The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. **Frontiers in Ecology and the Environment**.
- Pawson, S.M., Brockerhoff, E.G. & Didham, R.K. 2009. Native forest generalists dominate carabid assemblages along a stand age chronosequence in an exotic *Pinus radiata*

- plantation. **Forest Ecology and Management**, 258, S108–S116.
- Pennisi, E. 2015. Africa's soil engineers: Termites. **Science**, 347.
- Perry, D.H., Lenz, M. & Watson, J.A.L. 1985. Relationships between fire, fungal rots and termite damage in Australian forest trees. **Australian Forestry**, 48, 46–53.
- Peterson, B.G., Carl, P., Boudt, K., Bennett, R., Ulrich, J., Zivot, E., Cornilly, D., Hung, E., Lestel, M. & Balkissoon, K. 2018. Package PerformanceAnalytics. **R Team Cooperation**.
- R Core Team. 2018. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. **R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria**.
- Rab, M.A. 1994. Changes in physical properties of a soil associated with logging of Eucalyptus regnan forest in southeastern Australia. **Forest Ecology and Management**.
- Rocha, M.M. da & Cancellato, E.M. 2007. Estudo taxonômico de *Cylindrotermes Holmgren* (Isoptera, Termitidae Termitinae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, 47, 137–152.
- Rocha, M.M., Cuezco, C., Constantini, J.P., Oliveira, D.E., Santos, R.G., Carrijo, T.F. & Cancellato, E.M. 2019. Overview of the Morphology of Neotropical Termite Workers: History and Practice. **Sociobiology**, 66, 1–32.
- Sales, M.J.D., Matos, W.C., dos Reis, Y.T. & Ribeiro, G.T. 2011. Frequência e riqueza de cupins em áreas de plantio de eucalipto no litoral norte da Bahia. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 45, 1351–1356.
- Sarcinelli, T.S., Schaefer, C.E.G.R., Fernandes Filho, E.I., Mafia, R.G. & Neri, A.V. 2013. Soil modification by termites in a sandy-soil vegetation in the Brazilian Atlantic rain forest. **Journal of Tropical Ecology**.
- Schmidt, K. 2007. **Distribuição Potencial de Espécies de Isoptera e Conservação do Cerrado**. Universidade de Brasília.
- Schnell, M.R., Pik, A.J. & Dangerfield, J.M. 2003. Ant community succession within

eucalypt plantations on used pasture and implications for taxonomic sufficiency in biomonitoring. **Austral Ecology**.

- SEI. 2013. **Estatísticas dos Municípios Baianos**. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia, Salvador, Bahia.
- Sileshi, G., Mafongoya, P.L., Kwesiga, F. & Nkunika, P. 2005. Termite damage to maize grown in agroforestry systems, traditional fallows and monoculture on nitrogen-limited soils in eastern Zambia. **Agricultural and Forest Entomology**, 7, 61–69.
- Silva, A.P.T. da, Cunha, H.F. da, Ricardo, J.A.D.D. & Abot, A.R. 2015. Espécies de cupins (Isoptera) em cultura de eucalipto sob diferentes sistemas de manejo de irrigação, em região de transição cerrado-pantanal de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Árvore**, 39, 137–146, (At: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-67622015000100013&lng=pt&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622015000100013&lng=pt&tlng=pt) ).
- Takamura, K. 2003. Is the Termite Community Disturbed by Logging? In: **Pasoh: Ecology of a Lowland Rain Forest in Southeast Asiain** (eds. Okuda, T., Manokaran, N., Matsumoto, Y., Niiyama, K., Thomas, S.C. & Ashton, P.S.), pp. 521–531. Springer, Tokyo.
- Thorne, B.L., Breisch, N.L. & Haverty, M.I. 2002. Longevity of kings and queens and first time of production of fertile progeny in dampwood termite (Isoptera; Termopsidae; Zootermopsis) colonies with different reproductive structures. **Journal of Animal Ecology**, 1030–1041.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D’antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D. & Swackhamer, D. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. **Science**, 292, 281–284.
- Timo, T., Lyra-Jorge, M., Gheler-Costa, C. & Verdade, L. 2015. Effect of the plantation age on the use of Eucalyptus stands by medium to large-sized wild mammals in south-eastern Brazil. **iForest - Biogeosciences and Forestry**, 8, 108–113, (At: <http://www.sisef.it/iforest/?doi=ifor1237-008> ).
- Ulyshen, M.D. 2014. Interacting Effects of Insects and Flooding on Wood Decomposition



- (P Shaw, Ed.). **PLoS ONE**, 9, e101867, (At: <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0101867>. ).
- Vasconcellos, A., Bandeira, A.G., Moura, F.M.S., Araújo, V.F.P., Gusmão, M.A.B. & Constantino, R. 2010. Termite assemblages in three habitats under different disturbance regimes in the semi-arid Caatinga of NE Brazil. **Journal of Arid Environments**, 74, 298–302, (At: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0140196309002341>. ).
- Wood, T.G. 1988. Termites and the soil environment. **Biology and Fertility Soils**, 228–236.
- Xavier, A.C. & Viane, J.S. 2002. Variação do índice de área foliar em clones de eucalipto ao longo de seu ciclo de crescimento. **Revista Árvore**, 26, 421–427.
- Zanetti, R., Vilela, E.F., Zanuncio, J.C., Leite, H.G. & Freitas, G.D. 2000. Influência da espécie cultivada e da vegetação nativa circundante na densidade de saúvas em eucaliptais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 35, 1911–1918.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A. & Smith, G.M. 2009. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. Springer Science+Business Media, LLC, New York, NY. (At: <http://www.cs.put.poznan.pl/kkrawiec/wiki/uploads/ADHD/Lazar.pdf%5Chttp://www.springerlink.com/index/10.1007/978-0-387-87458-6>. ).

### Capítulo 3

---

## DIVERSIDADE BETA DE CUPINS EM PLANTIOS DE EUCALIPTO E ÁREAS DE FLORESTA CIRCUNVIZINHAS SITUADAS NO LITORAL NORTE DA BAHIA, BRASIL

**Autores:** Maria José Dias Sales <sup>1,2</sup>; Danilo Elias Oliveira <sup>3</sup>; Jacques Hubert Charles Delabie <sup>2,4</sup>

<sup>1</sup> PPG Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz, 45662-900 Ilhéus, Brasil. E-mail: [mjdsales@uesc.br](mailto:mjdsales@uesc.br)

<sup>2</sup> Laboratório de Mirmecologia, Centro de Pesquisa do Cacau, CEPLAC, 45600-970 Itabuna, Bahia, Brasil

<sup>3</sup> Instituto de Estudos e Saúde e Biológicas, Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, 68507-590 Marabá, PA, Brasil. E-mail: [deoliveira@unifesspa.edu.br](mailto:deoliveira@unifesspa.edu.br)

<sup>4</sup> Departamento de Ciências Agrárias e Ambientais, Universidade Estadual de Santa Cruz, 45662-900 Ilhéus, Bahia, Brasil. E-mail: [jacques.delabie@gmail.com](mailto:jacques.delabie@gmail.com)

### RESUMO

Para investigar se o tempo e o espaço determinam a composição da comunidade de cupins, selecionamos seis regiões do norte da Bahia. Para cada região, selecionamos quatro unidades de manejo de plantio de *Eucalyptus urograndis* e uma área de florestas nativas próximas a elas, pertencentes à empresa Bracell Bahia Florestal. Em cada região, 20 parcelas de 2 x 5 m foram distribuídas aleatoriamente em florestas e eucaliptos (cinco em cada unidade de manejo). Coletamos dados sobre os processos que levam à diferença na diversidade beta entre o eucalipto e as florestas vizinhas. Utilizando dados de riqueza e abundância, calculamos a diversidade beta e suas partições (nidificação e / ou turnover em caso de riqueza, gradiente de abundância e / ou abundância balanceada em caso de abundância) para cada tipo de espécie. meio ambiente (florestas e eucaliptos) e para toda a região. A dissimilaridade da riqueza e abundância de cupins foi maior nas florestas (72% e 78%, respectivamente). O contraste da composição de espécies entre florestas e eucaliptos também foi alto (81%). A dissimilaridade na composição e abundância das espécies foi largamente determinada pelo volume de negócios. Estes resultados indicam que as plantações de eucalipto promovem uma homogeneização das comunidades de cupins e destacam a contribuição individual dos fragmentos florestais para a manutenção de várias comunidades de cupins.

**Palavras-chave:** Substituição espacial. Medidas de Similaridade. Termitofauna. Heterogeneidade.

## **BETA DIVERSITY OF TERMITES IN EUCALYPTUS PLANTATIONS AND SURROUNDING FOREST AREAS SITUATED IN NORTHERN BAHIA COAST, BRAZIL**

### **ABSTRACT**

To investigate whether time and space determine the composition of the termite community, we selected six regions of northern Bahia. For each region, we selected four *Eucalyptus urograndis* planting management units and an area of native forests near them, belonging to the Bracell Bahia Florestal company. In each region, 20 2 x 5 m plots were randomly distributed in forests and eucalyptus (five in each management unit). We collect data on the processes that lead to the difference in beta diversity between eucalyptus and neighboring forests. Using richness and abundance data, we calculated the beta diversity and its partitions (nesting and / or turnover on richness, abundance gradient and / or balanced abundance on abundance) for each species type. environment (forests and eucalyptus) and for the whole region. The dissimilarity of termite richness and abundance was higher in forests (72% and 78%, respectively). The contrast of species composition between forests and eucalyptus was also high (81%). The dissimilarity in species composition and abundance was largely determined by turnover. These results indicate that eucalyptus plantations promote a homogenization of termite communities and highlight the individual contribution of forest fragments to the maintenance of various termite communities.

**Key-words:** Spacial turnover. Similarity measures. Termite assemblages. Heterogeneity.

### **INTRODUÇÃO**

A estrutura das comunidades pode sofrer alterações ao longo de escalas espacial e temporal devido às variações nas condições abióticas e nas relações entre as espécies (Baselga, 2010). Essas variações podem ser determinadas por processos naturais ou

antropogênicos e criar condições locais ótimas para algumas espécies em detrimento de outras (Brosse et al., 2003; Baselga, 2010). Estas variações na estrutura específica têm como principal efeito alterações nos padrões de diversidade das comunidades avaliadas. Sendo assim, mudanças tanto ao longo de escalas temporais quanto espaciais modificam a diversidade  $\alpha$  (alfa – riqueza local de espécies),  $\gamma$  (gama – pool regional de espécies) e  $\beta$  (beta - diferença na composição de espécies entre diferentes localidades de uma região) das comunidades (Whittaker, 1960; Magurran, 2011).

A diversidade beta, amplamente utilizada como medida de dissimilaridade quanto à composição de espécies entre duas ou mais localidades, pode ser analisada utilizando tanto em função da presença/ausência das espécies, quanto em função das suas abundâncias (Baselga, 2010, 2017). Na primeira forma de avaliar (e.g. a partir da presença/ausência das espécies) dois processos são distinguidos: a substituição de espécies (turnover) e o aninhamento (nestedness) (Baselga, 2010). O aninhamento é observado quando a comunidade de uma região é um subconjunto da região mais rica e resulta da perda não aleatória de espécies em função de um gradiente ambiental que levou à desagregação da comunidade (Gaston & Blackburn, 2000). Já a substituição de espécies está relacionada com uma rotatividade de espécies no ambiente (Baselga & Jiménez-Valverde, 2007), e é promovida por restrições ambientais ou históricas (Condit et al., 2002; Qian et al., 2004) ou ainda por interações ecológicas (Baselga, 2010). Já na segunda forma de avaliar a beta diversidade (e.g., a partir de dados abundância), “gradiente de abundância” e “abundância balanceada”, são os dois processos que podem atuar como estruturadores das comunidades. O gradiente de abundância se refere à perda gradual de indivíduos de determinados táxons sem que haja substituição de espécies, enquanto a abundância balanceada é a reposição de espécies pela mesma quantidade de indivíduos de outros táxons (Baselga, 2017). Influenciados pelos mesmos fatores que a substituição de espécies e o aninhamento, respectivamente, esses processos não são excludentes, podendo atuar de forma isolada ou em conjunto (Baselga, 2010). Por estar relacionada às mudanças entre comunidades, esta medida de diversidade tem sido incorporada em estudos ecológicos (Williams, 1996) e na tomada de decisões em ações conservacionistas (Pimm & Gittleman, 1992; Tuomisto,

2003; Socolar et al., 2016), onde ela pode, por exemplo, contribuir para seleção de áreas prioritárias para conservação (Howard et al., 1998).

Diversos fatores podem determinar o quão similares (e.g., baixa diversidade beta) ou não (e.g., alta diversidade beta) duas ou mais comunidades são (Veech & Crist, 2007; Jankowski et al., 2009; De Cáceres et al., 2012; Dobrovolski et al., 2012; Keil et al., 2012). De modo geral, fatores que aumentam a heterogeneidade ambiental – como variações microclimáticas, disponibilidade de recursos (i.e, locais para nidificação), bem como, as interações entre as espécies (i.e., competição e/ou predação) são fundamentais para aumentar ou diminuir a riqueza específica de comunidades distintas (Kerr & Packer, 1997; Lundholm & Larson, 2003; Stein et al., 2014). Estas alterações promovidas por mudanças ambientais de forma natural podem promover aumentos na dissimilaridade entre as comunidades, resultando assim em altos valores de diversidade beta. Por isso, a diversidade beta tem sido considerada importante ferramenta para melhorar as previsões de influências naturais e antrópicas em processos ecossistêmicos (Mori et al., 2018).

Além das alterações ambientais entendidas como naturais, nos últimos anos, as atividades antrópicas provocaram profundas modificações na estrutura dos ecossistemas conduzindo a uma onda global de perda de diversidade biótica (Ramankutty & Foley, 1999; Dirzo et al., 2014; Corlett, 2015). A conversão de ecossistemas naturais em monoculturas, por exemplo, tem como principais efeitos a perda e fragmentação de habitats, resultando em taxas elevadas de extinção de espécies (Foley et al., 2005; Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). A mudança brusca das condições ambientais resultantes da implantação e expansão de monoculturas pode diminuir consideravelmente o pool de espécies endêmicas, mais sensíveis ou mais especializadas (De Souza & Brown, 2007), e aumentar significativamente populações de grupos mais tolerantes e menos diversos (Donovan et al., 2002; Olden, 2006). Por exemplo, a substituição da cobertura original da floresta nativas pela silvicultura de eucaliptos tem sido diretamente relacionada à perda de diversidade taxonômica e funcional em diversos táxons devido ao aumento da similaridade provocada pela monocultura (Marsden et al., 2001; Martello et al., 2018). Sendo assim, fica claro que a diminuição na riqueza de táxons, resultante dos efeitos desta homogeneização ambiental tem impacto negativo na diversidade beta entre comunidades, se comparado a regiões

naturais pouco perturbadas (Veech et al., 2002; Legendre et al., 2005; Lopes et al., 2007; Karp et al., 2012; Mori et al., 2015, 2018).

Dentre os inúmeros grupos biológicos, os insetos se destacam pelo número elevado de espécies, abundância e serviços ambientais prestados (Erwin et al., 2005; Lavelle et al., 2006; Kremen et al., 2007; Nichols et al., 2008; Cardoso et al., 2011; Sanabria et al., 2014). Neste grupo multidiverso, os térmitas estão entre os mais importantes organismos da macrofauna edáfica (Eggleton, 1996; Griffiths et al., 2019). Cada vez mais, estudos têm mostrado a importância deste grupo em processos como ciclagem de materiais lignino-celulósicos (Griffiths et al., 2019; Ashton et al., 2019) e alterações físico-químicas do solo (Eggleton, 1996; Mando et al., 1996). Ao modificarem as características do solo devido ao seu comportamento construtor e diversidade de hábitos alimentares, os cupins afetam significativamente a comunidade local de plantas (Eggleton, 1996; Sileshi et al., 2010). Além disto, em ambientes como savanas, a distribuição e abundância de vários organismos, incluindo grandes herbívoros, têm mostrado relação direta com a presença e atividade deste grupo de organismos (Holdo & McDowell, 2004; Moe et al., 2009; Pennisi, 2015).

Diante do importante papel destes organismos na estruturação de ecossistemas e à sua sensibilidade às mudanças ambientais provocadas por ações antrópicas (i.e., uso da terra) (Brown, 1997; Okwakol, 2000; Eggleton et al., 2002; Bandeira et al., 2003) e da crescente expansão da eucaliptocultura no mundo (Brockhoff et al., 2013; IBÁ, 2017; Ferreira et al., 2019), buscamos investigar as diferenças na composição e processos promotores da diversidade beta em comunidades de térmitas comparando áreas de florestas e plantios de eucalipto. Neste sentido esperamos encontrar, tanto para dados de presença/ausência quanto para dados de abundância, (i) diferenças na composição de espécies de áreas de florestas e plantios de eucalipto, (ii) uma diversidade beta regional (florestas + plantios de eucalipto) de espécies de térmitas estruturada por processos de aninhamento e gradiente de abundância, e que (iii) processos ecológicos distintos estruturando a diversidade beta local para floresta e plantios de eucalipto. Sendo assim, presumimos que o efeito homogeneizador resultante das plantações de eucalipto acentue as diferenças entre a sua fauna de térmitas e aquela encontrada em ambientes de floresta. Além disto, esperamos ainda que a comunidade de térmitas encontrada em plantios de eucalipto seja um

subconjunto da observada em áreas de floresta, resultando em uma baixa diversidade beta moldada por processos de aninhamento e gradiente de abundância. Por fim, esperamos que áreas de floresta, por serem altamente heterogêneas, tenham valores de diversidade beta mais elevados do que plantações de eucalipto e que as mudanças na composição da fauna local de térmitas sejam muito mais influenciadas por processos de substituição de espécies e abundância balanceada do que em plantios de eucalipto.

## **METODOLOGIA**

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado em seis regiões do norte da Bahia. Em cada região, coletamos em quatro unidades de manejo de eucaliptos da mesma variedade genética e de diferentes categorias idades. As categorias são: a) pós-corte: área que passou pelo corte de árvores há aproximadamente três meses; b) um ano: área com eucaliptos jovens (mínimo um ano e máximo um ano de oito meses); c) três anos: áreas com plantas de 3 anos a 3 anos e seis meses; e d) com idade igual ou maior que seis anos: área com plantios implantados há mais tempo na região. Assim, considerando as seis regiões, selecionamos 24 unidades de manejo de eucalipto pertencentes a quatro categorias de idade. O clima é tropical, com forte influência litorânea e há tendência a aumento da aridez no sentido litoral-interior; predominam solos de textura arenosa (Gonçalves et al., 2014) (Tabela S1).

Todas as unidades de manejo de eucalipto foram submetidas aos mesmos tratamentos silviculturais, com tamanho aproximado de vinte hectares e já estavam pelo menos no terceiro ciclo (ou seja, a eucaliptocultura ocorre há pelo menos 14 anos). Além disso, em cada região também selecionamos a área de floresta (Reserva Legal com pelo menos 100 hectares e mais próximas das unidades de manejo estudadas para coleta de térmitas (Figura 1).

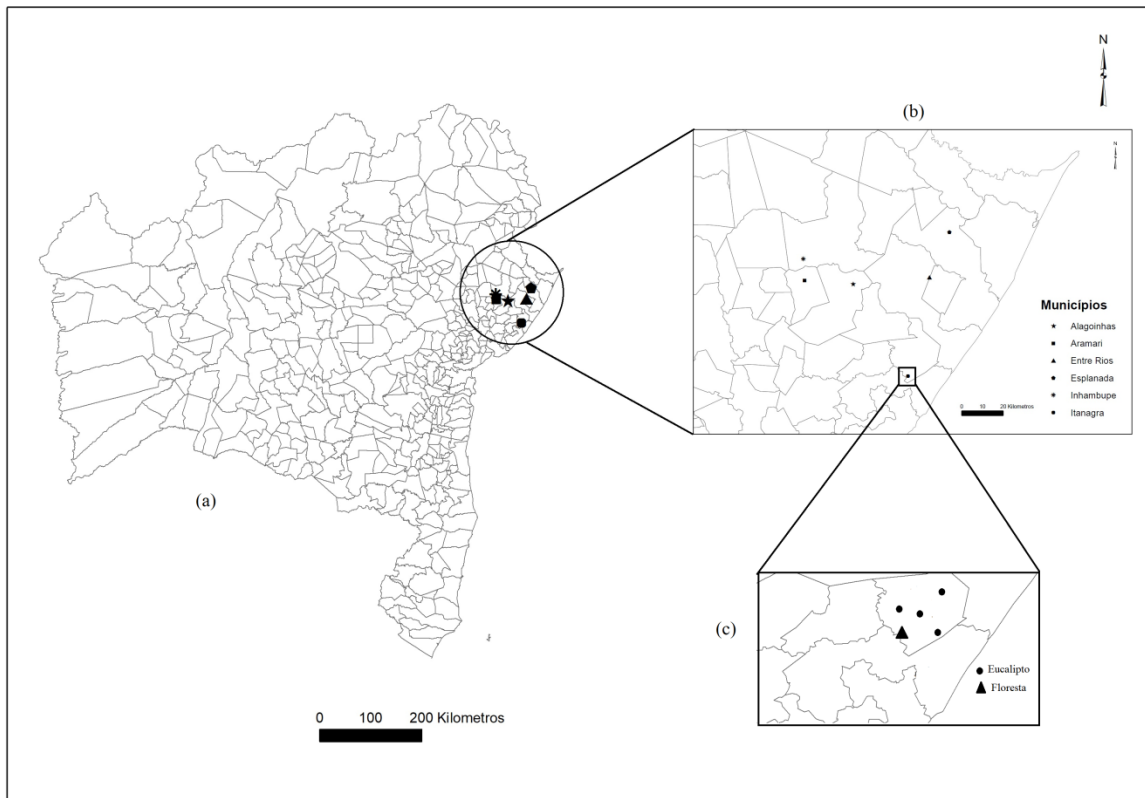


Figura 1: (a) Mapa da Bahia com (b) a localização das seis regiões estudadas; (c) destaque para uma das regiões, mostrando as unidades de manejo de eucalipto e a área de floresta selecionada para coleta.

Para determinar a composição das assembleias de térmitas em cada unidade de manejo de eucalipto e em cada floresta de térmitas, 240 parcelas de 2x5m foram dispostas aleatoriamente nas regiões, sendo 120 parcelas em florestas (20 para cada região) e 120 parcelas para plantios de eucalipto (cinco parcelas em cada uma das 24 unidades de manejo de eucalipto). A distância mínima entre as parcelas foi de 50m. Em cada parcela, durante uma hora, foi realizada coleta de térmitas em todos os possíveis substratos até dois metros de altura. Coletamos três amostras de solo em cada parcela (12x12x20 cm) para investigar a presença de térmitas. Os térmitas coletados foram acondicionados em álcool a 80% (Constantino, 1999), etiquetados para posterior identificação com auxílio de lupa estereoscópica no Laboratório de Mirmecologia da Comissão Executiva de Planejamento da Lavoura Cacaueira (CEPLAC), Ilhéus, Bahia, e posteriormente, as amostras foram enviadas à Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará.



### *Análises estatísticas*

Para testar se existe se há diferença na composição de espécies de florestas e plantios de eucalipto, realizamos uma Análise de Similaridade (ANOSIM). Para isso utilizamos os comandos ‘*veg.dist*’ e ‘*anosim*’ do pacote ‘*vegan*’ (Oksanen et al., 2013), e o Índice de Bray-Curtis com 999 permutações. Para esta análise utilizamos a função ‘*hclust*’ do pacote ‘*vegan*, método ‘*average*’ (Oksanen et al., 2013). Para construção do dendrograma, verificamos a dissimilaridade entre a composição de espécies de floresta nativa e de eucaliptais utilizando o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. Todas as análises foram conduzidas no software R (R Development Core Team, 2018).

### *$\beta$ -Diversidade em plantios de eucalipto e florestas circunvizinhas*

O índice de dissimilaridade baseado na incidência (presença e ausência) que utilizamos foi o de Sørensen ( $\beta_{\text{sor}}$ ); esse leva em consideração a dependência da proporção entre espécies compartilhadas e exclusivas de cada localidade (ver Baselga 2010). O valor de  $\beta_{\text{sor}}$  varia de 0 (nenhuma dissimilaridade) a 1 (máxima dissimilaridade, ou seja, alto valor de  $\beta$ -diversidade) e pode ser atribuído a dois processos: a substituição de espécies ( $\beta_{\text{sim}}$ ) e o aninhamento ( $\beta_{\text{nes}}$ ) (Baselga, 2010). Para essa análise utilizamos o pacote “*betapart*”, (Baselga & Orme, 2012).

Para calcular a diversidade beta com base nos dados de abundância, utilizamos o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis ( $\beta_{\text{bray}}$ ). Neste caso, devido ao comportamento social dos térmitas, o que torna a contagem direta de indivíduos como inadequada para avaliações ecológicas, consideramos a ocorrência da espécie na parcela como presença da colônia; sendo assim, cada espécie teve abundância máxima igual a 1 por parcela. Para este conjunto de dados, a diversidade beta total foi particionada em abundância balanceada (AB) e gradiente de abundância (GA) (Baselga, 2017; Silva & Hernández, 2018). Utilizamos dados

de abundância e o pacote “*betapart*” (Baselga, 2013, 2017). As análises de  $\beta$ -diversidade baseada em incidência e em abundância foram conduzidas para toda a região ( $\beta$ -diversidade regional) e para cada tipo de ambiente ( $\beta$ -diversidade de plantios de eucalipto e de florestas). Todas as análises foram conduzidas utilizando o software R (R Core Team, 2018).

## RESULTADOS

Considerando os dois diferentes ambientes, foram registradas 68 espécies, pertencentes às famílias Termitidae, Rhinotermitidae e Kalotermitidae, com 798 amostras ao todo. Deste total, 89,7% pertenciam à família Termitidae, sendo que 22 são morfoespécies de Apicotermitinae e 16 de Nasutitermitinae. De forma contrária, a família Kalotermitidae apresentou apenas um registro monoespecífico de *Tauritermes* cf. *taurocephalus* (Tabela 1).

Nas áreas de floresta nativa, foram encontradas 55 espécies (37 exclusivas desse ambiente), sendo que *Nasutitermes kemneri*, *Heterotermes* cf. *longiceps*, *Amitermes* sp.1, *Microcerotermes* sp., Apicotermitinae sp. 13, *Diversitermes diversimiles* e *Constrictotermes cyphergaster* foram registradas em mais de 50% das amostras com térmitas. Já em plantios de eucalipto registramos 31 espécies (13 exclusivas), sendo *Amitermes* sp.1, *Microcerotermes* sp., *Diversitermes diversimiles* e *Nasutitermes corniger*, as mais frequentes (registros acima de 50%). Do total de espécies encontradas, 18 foram comuns aos dois ambientes (ver Tabela 1).

**Tabela 1:** Lista das espécies de térmitas com seus respectivos grupos funcionais (GF) e número de registros nos plantios de eucalipto (A) e nas áreas de floresta (B) adjacentes localizadas no norte da Bahia.

<b>Táxon</b>	<b>Espécies</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>Total Geral</b>
Kalotermitidae				1
	<i>Tauritermes cf. taurocephalus</i>	0	1	1
Rhinotermitidae				6
	<i>Dolichorhinotermes</i> sp.	0	7	7
	<i>Heterotermes cf. assu</i>	3	3	6
	<i>Heterotermes cf. longiceps</i>	7	25	32
	<i>Heterotermes cf. sulcatus</i>	14	4	18
	<i>Heterotermes cf. tenuis</i>	9	1	10
	<i>Heterotermes</i> sp.	2	0	2
Termitidae	Apicotermitinae			22
	Apicotermitinae sp.	10	0	10
	Apicotermitinae sp.1	0	6	6
	Apicotermitinae sp.2	0	1	1
	Apicotermitinae sp.3	0	1	1
	Apicotermitinae sp.4	0	1	1
	Apicotermitinae sp.5	0	2	2
	Apicotermitinae sp.6	0	3	3
	Apicotermitinae sp.7	0	4	4
	Apicotermitinae sp.8	0	3	3
	Apicotermitinae sp.9	0	1	1
	Apicotermitinae sp.10	0	1	1
	Apicotermitinae sp.11	0	1	1
	Apicotermitinae sp.12	0	16	16
	Apicotermitinae sp.13	0	28	28
	Apicotermitinae sp.14	0	1	1
	Apicotermitinae sp.15	0	1	1
	Apicotermitinae sp.16	0	1	1
	Apicotermitinae sp.17	13	0	13
	Apicotermitinae sp.18	7	0	7
	Apicotermitinae sp.19	2	0	2
	Apicotermitinae sp.20	1	0	1
	<i>Ruptitermes</i> sp.		4	4
Termitidae	Nasutitermitinae			19
	<i>Constrictotermes cyphergaster</i>	3	32	35
	<i>Diversitermes diversimiles</i>	44	29	73
	<i>Embiratermes neotenicus</i>	0	2	2
	<i>Labiotermes labralis</i>	0	5	5
	<i>Nasutitermes</i> aff. <i>corniger</i>	41	14	55
	<i>Nasutitermes</i> aff. <i>obscurus</i>	0	3	3
	<i>Nasutitermes ephratae</i>	35	0	35

		<i>Nasutitermes kemneri</i>	1	24	25
		<i>Nasutitermes macrocephalus</i>	0	3	3
		<i>Nasutitermes minor</i>	2	10	12
		<i>Nasutitermes similis</i>	6	0	6
		<i>Nasutitermes</i> sp.	0	3	3
		<i>Nasutitermes</i> sp.1	0	1	1
		<i>Nasutitermes</i> sp.9	0	4	4
		<i>Silvestritermes euamignathus</i>	10	0	10
		<i>Silvestritermes heyeri</i>	0	5	5
		<i>Subulitermes</i> sp.	1	2	3
		<i>Velocitermes</i> sp.n.8	0	18	18
		<i>Velocitermes velox</i>	12	21	33
Termitidae	Syntermitinae				3
		<i>Syntermes</i> cf. <i>insidians</i>	0	2	2
		<i>Syntermes</i> cf. <i>molestus</i>	0	1	1
		<i>Syntermes nanus</i>	1	2	3
Termitidae	Termitinae				17
		<i>Amitermes</i> sp.1	65	26	91
		<i>Amitermes</i> sp.2	0	12	12
		<i>Carvitermes parmae</i>	0	1	1
		<i>Cylindrotermes</i> cf. <i>brevipilosus</i>	1	0	1
		<i>Cylindrotermes</i> cf. <i>capixaba</i>	29	4	33
		<i>Cylindrotermes</i> cf. <i>parvignathus</i>	3	0	3
		<i>Cylindrotermes</i> cf. <i>sapiranga</i>	4	2	6
		<i>Dentispicotermes globicephalus</i>	1	0	1
		<i>Dentispicotermes</i> sp.	0	3	3
		<i>Dentispicotermes</i> sp.n.	0	3	3
		<i>Dihoplotermes inusitatus</i>	0	2	2
		<i>Inquilinitermes fur</i>	1	3	4
		<i>Microcerotermes</i> sp.	57	26	83
		<i>Neocapritermes</i> sp.	9	0	9
		<i>Spinitermes</i> sp.	0	1	1
		<i>Termes</i> sp.1	0	4	4
		<i>Termes</i> sp.2	16	4	20
<b>Total Geral</b>		<b>S=68</b>	<b>410</b>	<b>388</b>	<b>798</b>

A composição em espécies diferiu estatisticamente entre os ambientes de floresta e eucalipto (ANOSIM, R=0,63; p=0.01). Este resultado foi ainda apresentado graficamente a

partir do dendrograma de dissimilaridade para a composição de espécies entre as florestas e plantios de eucalipto (Figura 2). A partir da avaliação do dendrograma, podemos ver uma nítida formação de dois grupos de composições distintas dos dois ambientes. Além disto, a presente análise mostrou que as plantações comerciais de eucaliptos são mais similares entre si (de 50% a 70%), se comparadas às áreas de florestas, as quais alcançam o máximo de 55% de similaridade (Figura 2).

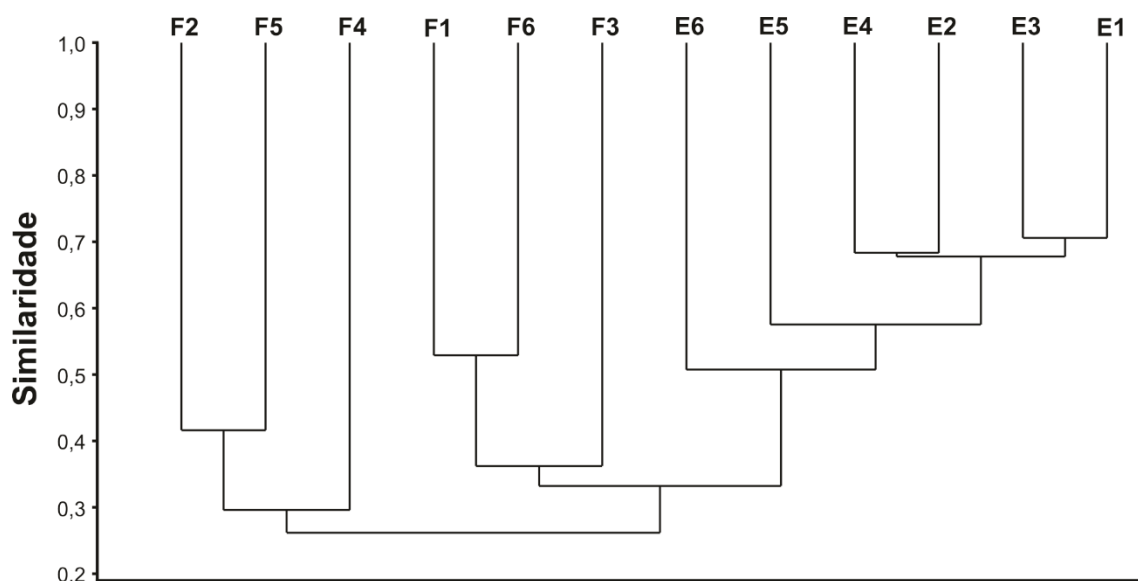


Figura A: Dendrograma com a similaridade de Bray-Curtis para plantios de eucalipto (E1 a E6) e florestas adjacentes (F1 a F6) das seis regiões (os números de 1 a 6 se referem respectivamente às regiões Alagoinhas, Aramari, Entre Rios, Esplanada, Inhambupe e Itanagra).

Já a partir da análise da diversidade beta, além confirmarmos esta variação entre comunidades de térmitas em plantios de eucalipto e florestas, e entre os dois ambientes (plantios de eucalipto *vs* florestas), utilizando dados de abundância, pudemos também verificar que estas diferenças na composição se mantêm quando avaliamos estes conjuntos de comunidades apenas com base nos dados de presença/ausência das espécies (Tabela 2).

Além disto, os valores de  $\beta$ -diversidade encontrados, pudemos identificar com base no pool regional de espécies (florestas + eucalipto) que as comunidades de térmitas em escala regional são altamente estruturadas por processos ecológicos que geram a substituição e abundância balanceada das espécies, sendo os efeitos deste último processo um pouco maior que o primeiro. Já quando comparamos, a partir dos dados de presença/ausência, os processos locais internos às comunidades de térmitas em florestas e plantios de eucalipto, notamos que em áreas de floresta há maior dinâmica de processos ecológicos que geram a substituição de espécies (Tabela 2). Da mesma forma, em termos de abundância, os processos ecológicos que geram uma abundância balanceada de indivíduos entre as espécies são muito mais atuantes em florestas do que em plantios de eucalipto (Tabela 2).

**Tabela 2:** Componentes da dissimilaridade da composição de espécies (Sørensen) e de abundância (Bray-Curtis) para: (A) para a região e (B) florestas e de plantios de eucalipto. SOR = dissimilaridade total baseada na incidência, e os coeficientes S e A se referem à substituição e aninhamento, respectivamente; BC = dissimilaridade total, baseada na abundância. Os coeficientes AB e GA se referem aos dois componentes: abundância balanceada e gradiente de abundância, respectivamente.

$\beta$ -diversidade	Incidência			Abundância		
	$\beta_{\text{Sor}}$	$\beta_{\text{sim}}$	$\beta_{\text{nes}}$	BC	AB	GA
<b>(A) Região</b>						
Florestas e plantios de eucalipto	0.81	0.78	0.03	0.85	0.81	0.04
<b>(B) Tipo de ambiente</b>						
Florestas	0.72	0.68	0.04	0.78	0.72	0.06
Plantios de eucalipto	0.53	0.46	0.07	0.62	0.52	0.10

## DISCUSSÃO

A partir dos nossos resultados, ficou claro que áreas de floresta e monocultivos de eucalipto possuem composições faunísticas de cupim dissimilares, tanto para dados de presença/ausência quanto para dados de riqueza, confirmando uma de nossas hipóteses. No entanto, ao contrário do que esperávamos, a diversidade beta do pool regional de espécies foi moldado principalmente por processos de substituição de espécies e abundância balanceada, ao invés de aninhamento e gradiente de abundância. Isto indica que, de forma geral, a fauna de térmitas em plantios de eucalipto não se estrutura a partir de um subconjunto daquela do ambiente de floresta. Além disto, encontramos que, embora os principais processos ecológicos que regem a diversidade beta (i.e. dados de presença/ausência e abundância) de térmitas em ambientes de floresta e plantios de eucalipto sejam os mesmos, a estrutura dos ambientes de floresta parece ter efeito muito mais acentuado na composição local (Herzog et al., 2005; Jankowski et al., 2009), o que explica os valores mais altos de substituição de espécies e abundância balanceada na floresta em relação ao monocultivo.

Ao encontrarmos a substituição de espécies e abundância balanceada como os processos responsáveis pela dissimilaridade entre florestas e plantios de eucalipto do norte da Bahia, e, principalmente, na estruturação das comunidades de térmitas em florestas, quando comparadas com plantios de eucalipto, temos fortes indícios de que um dos principais motores destas diferenças são as condições apresentadas por cada ambiente, estrutura da vegetação e interações ecológicas (Qian et al., 2004; Baselga, 2010). De fato, é esperado que monoculturas tenham menor riqueza e abundância que florestas nativas (Jones & Eggleton, 2003; Neoh et al., 2015) já que locais para nidificação e a diversidade de recursos alimentares são reduzidos (Okwakol, 2000). Além disto, as condições hostis impostas pelo cultivo são suportadas por um número reduzido de espécies que, na ausência ou presença reduzida de competidores e predadores, rapidamente colonizam o ambiente (Majer & Recher, 1999; Florencio & Diehl, 2006; Suguituru et al., 2011).

É consenso que depois de estabelecidas no ambiente, as colônias de térmitas podem viver por muitos anos (Keller, 1998). No entanto, o processo de implantação das monoculturas de eucalipto exige a retirada da cobertura nativa, o preparo do solo e o uso de insumos agrícolas (Alonso et al., 2007), o que resulta na eliminação direta de muitas

espécies e uma redução no número total de colônias das espécies que sobrevivem (Mill, 1982; Lopes et al., 2007). Além disto, uma vez que os organismos pertencentes a este táxon são sensíveis às modificações do ambiente, as alterações na estrutura da vegetação nativa resultam em efeitos secundários como a morte ou diminuição da sobrevivência de colônias que eventualmente resistiram (Eggleton et al., 1995; Alves et al., 2011).

A complexidade estrutural e heterogeneidade parecem ser fatores muito importantes na estrutura da composição da fauna de térmitas (Konaté et al., 1999; Majer & Recher, 1999; Okwakol, 2000; Okwakol & Sekamatte, 2007; Sileshi et al., 2010). Assim, ao apresentarem maior complexidade e heterogeneidade ambiental, as áreas de floresta permitem não só que um número maior de espécies co-ocorra, mas também que importantes serviços ambientais prestados pelos térmitas sejam mantidos (Konaté et al., 1999; Sileshi et al., 2010). Por exemplo, em períodos de seca estes organismos colaboram diretamente para o aumento da umidade e quantidade de nutrientes do solo (Black & Okwakol, 1997; Ashton et al., 2019). Além disto, as atividades de movimentação de partículas de solo realizadas, podem ainda facilitar a penetração das raízes das plantas garantindo uma melhor fixação e estabelecimento (Jouquet et al., 2005, 2006, 2014; Bottinelli et al., 2019), sendo que a esfera de influência dessas atividades vai além da extensão espacial dos ninhos (Levick et al., 2010). Deste modo, estes organismos têm efeito direto em importantes aspectos (i.e., a produtividade), tanto para áreas de floresta quanto para áreas de cultivo (Majer & Recher, 1999; Okwakol, 2000; Okwakol & Sekamatte, 2007; Garba et al., 2011; Evans et al., 2011).

A determinação dos processos promotores da beta diversidade apresenta implicações diretas para a conservação de espécies e serviços ecossistêmicos (Tuomisto, 2003; McKnight et al., 2007; Ribeiro et al., 2008; Jankowski et al., 2009). Os padrões encontrados - de substituição de espécies e abundância balanceada - indicam que é preciso selecionar áreas espacialmente e estruturalmente distintas se o objetivo é de avaliar a rotatividade das espécies (Wiersma & Urban, 2005; Baselga, 2010, 2017). Desta forma, um ambiente heterogêneo, ao apresentar conjuntos diferentes de comunidades de espécies locais (i.e., diversidade beta), pode oferecer múltiplas funções ecossistêmicas (Mori et al., 2018). Com a rápida expansão da silvicultura em todo o mundo (FAO, 2015; IUFRO, 2018), o conhecimento da diversidade beta de térmitas pode subsidiar estratégias de



conservação que visem tanto à sobrevivência das espécies deste grupo, quanto à manutenção dos importantes serviços ecossistêmicos prestados em sistemas terrestres seja em áreas de floresta ou de monocultivo (Laurance et al., 2007).

## AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa; à empresa Bracell Bahia Florestal, pela autorização e apoio para conduzir esse trabalho em suas áreas de cultivo de eucalipto. A Alexandre Arnold (UFSB) pelo auxílio com a elaboração dos mapas.

## REFERÊNCIAS

- Alonso, S.K. De, Silva, A.G. da, Kasuya, M.C.M., Barros, N.F. de, Cavallazzi, J.R.P., Bettucci, L., Lupo, S. & Alfenas, A.C. 2007. Isolamento e seleção de fungos causadores da podridão-branca da madeira em florestas de *Eucalyptus* spp. com potencial de degradação de cepas e raízes. **Revista Árvore**, 31, 145–155, (At: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-67622007000100016&lng=pt&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622007000100016&lng=pt&tlng=pt) ).
- Alves, W. de F., Mota, A., Lima, R. de, Bellezoni, R. & Vasconcellos, A. 2011. Termites as Bioindicators of Habitat Quality in the Caatinga, Brazil: Is There Agreement Between Structural Habitat Variables and the Sampled Assemblages? **Neotropical Entomology**, 40, 39–46, (At: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1519-566X2011000100006&lng=en&nrm=iso&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-566X2011000100006&lng=en&nrm=iso&tlng=en) ).
- Ashton, L.A., Griffiths, H.M., Parr, C.L., Evans, T.A., Didham, R.K., Hasan, F., Teh, Y.A., Tin, H.S., Vairappan, C.S. & Eggleton, P. 2019. Termites mitigate the effects of

- drought in tropical rainforest. **Science**, 363, 174–177, (At: <http://www.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/science.aau9565> ).
- Bandeira, A.G., Vasconcellos, A., Silva, M.P. & Constantino, R. 2003. Effects of habitat disturbance on the termite fauna in a highland humid forest in the Caatinga domain, Brazil. **Sociobiology**, 42, 117–128.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, 134–143.
- Baselga, A. 2013. Separating the two components of abundance-based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients (R Freckleton, Ed.). **Methods in Ecology and Evolution**, 4, 552–557, (At: <http://doi.wiley.com/10.1111/2041-210X.12029> ).
- Baselga, A. 2017. Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: balanced variation in abundance and abundance gradients (A Chao, Ed.). **Methods in Ecology and Evolution**, 8, 799–808, (At: <http://doi.wiley.com/10.1111/2041-210X.12693> ).
- Baselga, A. & Jiménez-Valverde, A. 2007. Environmental and geographical determinants of beta diversity of leaf beetles (Coleoptera: Chrysomelidae) in the Iberian Peninsula. **Ecological Entomology**, 32, 312–318, (At: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2311.2007.00880.x> ).
- Baselga, A. & Orme, C.D.L. 2012. betapart : an R package for the study of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, 3, 808–812, (At: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x> ).
- Black, H.I.J. & Okwakol, M.J.N. 1997. Applied Agricultural intensification , soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics : the role of termites. **Applied Soil Ecology**, 6, 37–53.
- Bottinelli, N., Aroui, H. & Jouquet, P. 2019. Termite mounds impact soil hydrostructural properties in southern Indian tropical forests. **Pedobiologia - International Journal of Soil Biology**, (At: <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2019.02.003> ).
- Brockhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A. & Ferraz, S.F.B. 2013. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-

- related ecosystem services. **Forest Ecology and Management**, 301, 43–50, (At: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S037811271200552X>. Accessed: 17/7/2019).
- Brosse, S., Arbuckle, C.J. & Townsend, C.R. 2003. Habitat scale and biodiversity: influence of catchment, stream reach and bedform scales on local invertebrate diversity. **Biodiversity & Conservation**, 12, 2057–2075.
- Brown, K.S.B. 1997. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation**, 25–41.
- De Cáceres, M., Legendre, P., Valencia, R., Cao, M., Chang, L.W., Chuyong, G., Condit, R., Hao, Z., Hsieh, C.F., Hubbell, S., Kenfack, D., Ma, K., Mi, X., Supardi Noor, M.N., Kassim, A.R., Ren, H., Su, S.H., Sun, I.F., Thomas, D., Ye, W. & He, F. 2012. The variation of tree beta diversity across a global network of forest plots. **Global Ecology and Biogeography**, 21, 1191–1202.
- Cardoso, P., Erwin, T.L., Borges, P.A. V & New, T.R. 2011. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. **Biological Conservation**, 144, 2647–2655.
- Condit, R., Foster Robin, B., Muller Landau Helene, C., Losos, E., Leigh Egbert, G., Villa, G., Chave, J., Terborgh, J., Pitman, N., Hubbell Stephen, P., Valencia, R., Aguilar, S. & Nunez, V.P. 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. **Science**, 295, 666–669.
- Constantino, R. 1999. Chave Ilustrada para Generos de Térmitas Brasileiros. **Papéis Avulsos de Zoologia**, 40, 387–448.
- Corlett, R.T. 2015. The Anthropocene concept in ecology and conservation. **Trends in Ecology and Evolution & Evolution**, 30, 36–41.
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B. & Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. **Science**, 345, 401–406.
- Dobrovolski, R., Melo, A.S., Cassemiro, F.A.S. & Diniz-Filho, J.A.F. 2012. Climatic history and dispersal ability explain the relative importance of turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, 21, 191–197.
- Donovan, S.E., Eggleton, P. & Martin, A. 2002. Species composition of termites of the

- Nyika plateau forests , northern Malawi , over an altitudinal gradient. **African Journal of Ecology**, 40, 379–385.
- Eggleton, P. 1996. The diversity, abundance and biomass of termites under differing levels of disturbance in the Mbalmayo Forest Reserve, southern Cameroon. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 351, 51–68.
- Eggleton, P., Bignell, D.E., Hauser, S., Dibog, L., Norgrove, L. & Madong, B. 2002. Termite diversity across an anthropogenic disturbance gradient in the humid forest zone of West Africa. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 90, 189–202.
- Eggleton, P., Bignell, D.E., Sands, W.A., Waite, B., Wood, T.G. & Lawton, J.H. 1995. The species richness of termites (Isoptera) under differing levels of forest disturbance in the Mbalmayo Forest Reserve, southern Cameroon. **Journal of Tropical Ecology**, 11, 85–98, (At: [https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S0266467400008439/type/journal\\_article](https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S0266467400008439/type/journal_article) ).
- Erwin, T.L., Pimienta, M.C., Murillo, O.E., Aschero, V., Erwin, T.L., Pimienta, M.C., Murillo, O.E. & Aschero, V. 2005. Mapping Patterns of Diversity B-diversity for Beetles Across the Western Amazon Basin: A Preliminary Case for Improving Inventory Methods and Conservation Strategies. **Proceedings of the California Academy of Sciences**, 56, 72–85.
- Evans, T.A., Dawes, T.Z., Ward, P.R. & Lo, N. 2011. Ants and termites increase crop yield in a dry climate. **Nature Communications**, 2, 262, (At: <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms1257> ).
- FAO. 2015. **Global Forest Resources Assessment 2015**.
- Ferreira, V., Boyero, L., Calvo, C., Correa, F., Figueroa, R., Gonçalves, J.F., Goyenola, G., Graça, M.A.S., Hepp, L.U., Kariuki, S., López-Rodríguez, A., Mazzeo, N., M’Erimba, C., Monroy, S., Peil, A., Pozo, J., Rezende, R. & Teixeira-de-Mello, F. 2019. A Global Assessment of the Effects of Eucalyptus Plantations on Stream Ecosystem Functioning. **Ecosystems**.
- Florencio, D.F. & Diehl, E. 2006. Termitofauna (Insecta , Isoptera) em Remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual em São Leopoldo , Rio Grande do Sul, Brasil.

**Revista Brasileira de Entomologia**, 50, 505–511.

- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N. & Snyder, P.K. 2005. Global Consequences of Land Use. **Science**, 309, 570 LP – 574, (At: <http://science.sciencemag.org/content/309/5734/570.abstract> ).
- Garba, M., Cornelis, W.M. & Steppe, K. 2011. Effect of termite mound material on the physical properties of sandy soil and on the growth characteristics of tomato (*Solanum lycopersicum* L.) in semi-arid Niger. **Plant and Soil**, 338, 451–466, (At: <http://link.springer.com/10.1007/s11104-010-0558-0>. Accessed: 17/7/2019).
- Gaston, K.J. & Blackburn, T.M. 2000. **Pattern and Process in Macroecology**. 2nd ed. Blackwell Science LTD.
- Gonçalves, J.L. de M., Alvares, C.A., Behling, M., Alves, J.M., Pizzi, G.T. & Angeli, A. 2014. Produtividade de plantações de eucalipto manejadas nos sistemas de alto fuste e talhadia, em função de fatores edafoclimáticos. **Scientia Forestalis**, 42, 411–419.
- Griffiths, H.M., Ashton, L.A., Evans, T.A., Parr, C.L. & Eggleton, P. 2019. Termites can decompose more than half of deadwood in tropical rainforest. **Current Biology**, 29, R118–R119, (At: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960982219300144> ).
- Herzog, S.K., Kessler, M. & Bach, K. 2005. The elevational gradient in Andean bird species richness at the local scale: a foothill peak and a high-elevation plateau. **Ecography**, 28, 209–222, (At: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.0906-7590.2005.03935.x> ).
- Holdo, R.M. & McDowell, L.R. 2004. Termite mounds as nutrient–rich food patches for elephants. **Biotropica**, 36, 231–239.
- Howard, P.C., Viskanic, P., Davenport, T.R.B., Kigenyi, F.W., Baltzer, M., Dickinson, C.J., Lwanga, J.S., Matthews, R.A. & Balmford, A. 1998. Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. **Nature**, 394, 472–475, (At: <http://www.nature.com/articles/28843> ).
- IBÁ. 2017. Relatório 2017. **Indústria Brasileira de Árvores**, 80, (At: [http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA\\_RelatorioAnual2017.pdf%0Ahttp://arxiv](http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2017.pdf%0Ahttp://arxiv).

- org/abs/1011.1669%0Ahttp://dx.doi.org/10.1088/1751-8113/44/8/085201. ).
- IUFRO. 2018. **Eucalyptus 2018: Managing Eucalyptus plantations under global changes** (Cirad, Ed.).
- Jankowski, J.E., Ciecka, A.L., Meyer, N.Y. & Rabenold, K.N. 2009. Beta diversity along environmental gradients: implications of habitat specialization in tropical montane landscapes. **Journal of Animal Ecology**, 78, 315–327, (At: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2656.2008.01487.x>. ).
- Jones, D.T. & Eggleton, P. 2003. Termite assemblage collapse along a land-use intensification gradient in lowland central Sumatra ., 380–391.
- Jouquet, P., Blanchart, E. & Capowiez, Y. 2014. Utilization of earthworms and termites for the restoration of ecosystem functioning. **Applied Soil Ecology**, 73, 34–40, (At: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.08.004>. ).
- Jouquet, P., Dauber, J., Lagerlöf, J., Lavelle, P. & Lepage, M. 2006. Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops. **Applied Soil Ecology**, 32, 153–164.
- Jouquet, P., Ranjard, L., Lepage, M. & Lata, J.C. 2005. Incidence of fungus-growing termites (Isoptera, Macrotermitinae) on the structure of soil microbial communities. **Soil Biology & Biochemistry**, 37, 1852–1859.
- Karp, D.S., Rominger, A.J., Zook, J., Ranganathan, J., Ehrlich, P.R. & Daily, G.C. 2012. Intensive agriculture erodes  $\beta$ -diversity at large scales. **Ecology Letters**, 15, 963–970.
- Keil, P., Schweiger, O., Kühn, I., Kunin, W.E., Kuussaari, M., Settele, J., Henle, K., Brotons, L., Pe'er, G., Lengyel, S., Moustakas, A., Steinicke, H. & Storch, D. 2012. Patterns of beta diversity in Europe: The role of climate, land cover and distance across scales. **Journal of Biogeography**, 39, 1473–1486.
- Keller, L. 1998. Queen lifespan and colony characteristics in ants and termites. **Insectes Sociaux**, 45, 235–246.
- Kerr, J.T. & Packer, L. 1997. Habitat heterogeneity as a determinant of mammal species richness in high-energy regions. **Nature**, 385, 252.
- Konaté, S., Roux, X. Le & Tessier, D. 1999. Influence of large termitaria on soil characteristics, soil water regime, and tree leaf shedding pattern in a West African

- savanna. **Plant and Soil**, 47–60, (At: <http://www.springerlink.com/index/P6401V621X066G77.pdf> ).
- Kremen, C., Williams, N.M., Aizen, M.A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S.G., Roulston, T. & Steffan-Dewenter, I. 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. **Ecology Letters**, 10, 299–314.
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A., Ewers, R.M., Harms, K.E., Luizão, R.C.C. & Ribeiro, J.E. 2007. Habitat Fragmentation, Variable Edge Effects, and the Landscape-Divergence Hypothesis (P Bennett, Ed.). **PLoS ONE**, 2, e1017, (At: <http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0001017> ).
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P. & Rossi, J.-P. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, 42, S3–S15.
- Legendre, P., Borcard, D. & Peres-Neto, P.R. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. **Ecological Monographs**, 75, 435–450.
- Levick, S.R., Asner, G.P., Kennedy-bowdoin, T. & Knapp, D.E. 2010. The spatial extent of termite influences on herbivore browsing in an African savanna. **Biological Conservation**, 143, 2462–2467, (At: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.06.012> ).
- Lopes, L. dos S., Blochtein, B. & Ott, A.P. 2007. Diversidade de insetos antófilos em áreas com reflorestamento de eucalipto, Município de Triunfo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia: série Zoologia**, 97, 181–193.
- Lundholm, J.T. & Larson, D.W. 2003. Relationships between spatial environmental heterogeneity and plant species diversity on a limestone pavement. **Ecography**, 26, 715–722.
- Magurran, A.E. 2011. **Medindo a diversidade biológica**. Editora UFPR, Curitiba.
- Majer, J.D. & Recher, H.F. 1999. Are eucalypts Brazil's friend or foe? An entomological viewpoint. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, 28, 185–200.
- Mando, A., Stroosnijder, L. & Brussaard, L. 1996. Effects of termites on infiltration into

- crusted soil. **Geoderma**, 74, 107–113.
- Marsden, S.J., Whiffin, M. & Galetti, M. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, 10, 737–751.
- Martello, F., De Bello, F., de Castro Morini, M.S., Silva, R.R., de Souza-Campana, D.R., Ribeiro, M.C. & Carmona, C.P. 2018. Homogenization and impoverishment of taxonomic and functional diversity of ants in Eucalyptus plantations. **Scientific Reports**, 8, 3266.
- McKnight, M.W., White, P.S., McDonald, R.I., Lamoreux, J.F., Sechrest, W., Ridgely, R.S. & Stuart, S.N. 2007. Putting beta-diversity on the map: Broad-scale congruence and coincidence in the extremes. **PLoS Biology**, 5, 2424–2432.
- Mill, A.E. 1982. Populações de térmitas (Insecta: Isoptera) em quatro habitats no baixo rio Negro. **Acta Amazonica**, 12, 53–60.
- Moe, S.R., Mønbæk, R. & Narmo, A.K. 2009. Mound building termites contribute to savanna vegetation heterogeneity. **Plant Ecology**, 202, 31–40.
- Mori, A.S., Isbell, F. & Seidl, R. 2018.  $\beta$ -Diversity, Community Assembly, and Ecosystem Functioning. **Trends in Ecology and Evolution**, 33, 549–564, (At: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.04.012> ).
- Mori, A.S., Ota, A.T., Fujii, S., Seino, T., Kabeya, D., Okamoto, T., Ito, M.T., Kaneko, N. & Hasegawa, M. 2015. Biotic homogenization and differentiation of soil faunal communities in the production forest landscape: taxonomic and functional perspectives. **Oecologia**, 177, 533–544, (At: <http://link.springer.com/10.1007/s00442-014-3111-7> ).
- Neoh, K., My, L.B., Nguyen, T. & Tan, V. 2015. Termite diversity and complexity in Vietnamese agroecosystems along a gradient of increasing disturbance. **Journal of Insect Conservation**, 19, 1129–1139.
- Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amezquita, S., Favila, M.E. & Network, T.S.R. 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological conservation**, 141, 1461–1474.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O’hara, R.B., Simpson,



- G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H. & Wagner, H. 2013. Package ‘vegan.’ **Community Ecology Package, Version, 2**, 1–295.
- Okwakol, M.J.N. 2000. Changes in termite ( Isoptera ) communities due to the clearance and cultivation of tropical forest in Uganda. **African Journal of Ecology**, 199–210.
- Okwakol, M.J.N. & Sekamatte, M.B. 2007. Soil macrofauna research in ecosystems in Uganda. **African Journal of Ecology**, 45, 2–8.
- Olden, J.D. 2006. Biotic homogenization: A new research agenda for conservation biogeography. **Journal of Biogeography**, 33, 2027–2039.
- Pennisi, E. 2015. Africa’s soil engineers: Termites. **Science**, 347.
- Pimm, S.L. & Gittleman, J.L. 1992. Biological diversity: where is it? **Science**, 255, 940 LP – 940, (At: <http://science.sciencemag.org/content/255/5047/940.abstract> ).
- Qian, H., Ricklefs, R.E. & White, P.S. 2004. Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. **Ecology Letters**, 8, 15–22, (At: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1461-0248.2004.00682.x> ).
- R Core Team. 2018. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. **R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria**.
- R Development Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing; 2018.
- Ramankutty, N. & Foley, A. 1999. Estimating historical changes in global land cover : Croplands historical have converted areas. **Global Biogeochemical Cycles**, 13, 997–1027.
- Ribeiro, D.B., Prado, P.I., Brown, K.S. & Freitas, A.V.L. 2008. Additive partitioning of butterfly diversity in a fragmented landscape: Importance of scale and implications for conservation. **Diversity and Distributions**, 14, 961–968.
- Sanabria, C., Lavelle, P. & Fonte, S.J. 2014. Ants as indicators of soil-based ecosystem services in agroecosystems of the Colombian Llanos. **Applied Soil Ecology**, 84, 24–30.
- Sánchez-Bayo, F. & Wyckhuys, K.A.G. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. **Biological Conservation**, 232, 8–27, (At:

- <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320718313636>. ).
- SEI. 2013. **Estatísticas dos Municípios Baianos**. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia, Salvador, Bahia.
- Sileshi, G.W., Arshad, M.A., Konaté, S. & Nkunica, P.O.Y. 2010. Termite-induced heterogeneity in African savanna vegetation: Mechanisms and patterns. **Journal of Vegetation Science**, 21, 923–937.
- Silva, P.G. da & Hernández, M.I.M. 2018. Spatial but not temporal dung beetle  $\beta$ -diversity components are scale-dependent in a mainland-island scenario. **Austral Ecology**, 43, 915–925, (At: <http://doi.wiley.com/10.1111/aec.12641>). ).
- Socolar, J.B., Gilroy, J.J., Kunin, W.E. & Edwards, D.P. 2016. How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? **Trends in Ecology & Evolution**, 31, 67–80, (At: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S016953471500289X>). ).
- De Souza, O.F.F. & Brown, V.K. 2007. Effects of Habitat Fragmentation on Amazonian Termite Communities Effects of habitat fragmentation on Amazonian termite communities. **Journal of Tropical Ecology**, 10, 197–206.
- Stein, A., Gerstner, K. & Kreft, H. 2014. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. **Ecology letters**, 17, 866–880.
- Suguituru, S.S., Silva, R.R., Souza, D.R. de, Munhae, C. de B. & Morini, M.S. de C. 2011. Ant community richness and composition across a gradient from Eucalyptus plantations to secondary Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, 11, 369–376, (At: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1676-06032011000100034&lng=en&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032011000100034&lng=en&tlng=en). Accessed: 17/7/2019).
- Tuomisto, H. 2003. Dispersal, Environment, and Floristic Variation of Western Amazonian Forests. **Science**, 299, 241–244, (At: <http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1078037>). ).
- Veech, J.A. & Crist, T.O. 2007. Habitat and climate heterogeneity maintain beta-diversity of birds among landscapes within ecoregions. **Global Ecology and Biogeography**, 16, 650–656.
- Veech, J.A., Summerville, K.S., Crist, T.O. & Gering, J.C. 2002. The additive partitioning

of species diversity: recent revival of an old idea. **Oikos**, 99, 3–9.

Whittaker, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California.

**Ecological monographs**, 30, 279–338.

Wiersma, Y.F. & Urban, D.L. 2005. Beta diversity and nature reserve system design in the Yukon, Canada. **Conservation Biology**, 19, 1262–1272.

Williams, P.H. 1996. Mapping variations in the strength and breadth of biogeographic transition zones using species turnover. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, 263, 579–588, (At: <http://www.royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rspb.1996.0087>).

**Diversidade beta de térmitas em plantios de eucalipto e áreas de floresta circunvizinhas situadas no Litoral Norte da Bahia, Brasil**

**Material Suplementar**

**TABELA S1:** Caracterização de clima, localização, tipo de vegetação, solos, temperatura e pluviosidade das regiões estudadas (SEI, 2013)(Af - Tropical chuvoso de floresta sem estação seca; pluviosidade média mensal superior a 60mm e anual superior a 1500mm; temperatura do mês mais frio acima de 18°C; verões longos e quentes com temperatura média do mês mais quente superior a 22°C; Am - Tropical chuvoso de floresta, com 1 a 3 meses secos; Aw - Tropical subúmido com chuvas de verão; período seco bem definido no inverno e vegetação predominante de cerrado)

Região/Vegetação	Clima Köppen e Geiger	Tipo de clima	Temperatura média anual	Pluviosidade anual (mm)	Solos encontrados
<b>Alagoinhas</b>					
Coordenadas: -12°08'08"S/ 38°25'09"W Cerrado Parque, sem Floresta-de-Galeria/Floresta Estacional Semidecidual e Ecótono	Af	Úmido a Subúmido	23,9°C	1234,1	Alissolos, Neossolos, Latossolos e Vertissolos
<b>Aramari</b>					
Coordenadas: -12°04'54"S/38°29'57"W Contato Ecótono Savana-Floresta Estacional/Cerrado Parque sem Floresta-de-Galeria/Cerrado Gramíneo Lenhoso sem Floresta-de-Galeria/Floresta Estacional Semidecidual	Am	Úmido a Subúmido	23,9°C	1234,1	Neossolos, Alissolos, Latossolos e Vertissolos
<b>Entre Rios</b>					
Coordenadas: -11°56'30"S/37°56'55"W Floresta Ombrófila Densa/Floresta Estacional Semidecidual	Af	Úmido	23,9°C	1495.7	Alissolos, Espodossolos e Gleissolos
<b>Esplanada</b>					

<p>Coordenadas: -11°48'49''S/37°36'38''W</p> <p>Floresta Ombrófila Densa/Formação Pioneira com Influência Marinha (Restinga) Arbórea/Formação Pioneira com Influência Fluvio-marinha Arbórea/Floresta Estacional Semidecidual</p>	Am	Úmido a Subúmido	24,7°C	1422,3	Alissolos, Gleissolos, Neossolos e Solos Indiscriminados de Mangue
<b>Inhambupe</b>					
<p>Coordenadas: -11°47'04''S/38°21'11''W</p> <p>Floresta Estacional Semidecidual/Contato Cerrado-Floresta Estacional/Cerrado Arbóreo Aberto sem Floresta-de-Galeria/Cerrado Parque sem Floresta-de-Galeria/Cerrado Gramíneo Lenhoso sem Floresta-de-Galeria/Contato Cerrado Arbóreo Aberto sem Floresta-de-Galeria-Caatinga</p>	Aw	Subúmido a Seco	23,8°C	923,2	Luvisolos, Latossolos, Planossolos, Alissolos e Neossolos
<b>Itanagra</b>					
<p>Coordenadas: -12°15'47''S/38°02'30''W</p> <p>Floresta Ombrófila Densa/Contato Cerrado-Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas</p>	Af	Úmido	24,6	1831,1 mm	Alissolos, Gleissolos e Neossolos

## Capítulo 4

---

### TESTANDO DIFERENTES RESOLUÇÕES TAXONÔMICAS COMO SUBSTITUTOS DA DIVERSIDADE DE CUPINS (BLATTODEA: TERMITOIDEA)

Maria José Dias Sales<sup>1,2</sup>, Elmo Borges de Azevedo Koch<sup>2</sup>, Danilo Elias Oliveira<sup>3</sup>; Jacques Hubert Charles Delabie<sup>2,4</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz, 45662-900 Ilhéus, Brasil.

<sup>2</sup> Laboratório de Mirmecologia, Centro de Pesquisa do Cacau, CEPLAC, 45600-970 Itabuna, Bahia, Brasil. E-mail: [mjdsales@uesc.br](mailto:mjdsales@uesc.br); [elmoborges@gmail.com](mailto:elmoborges@gmail.com)

<sup>3</sup> Instituto de Estudos e Saúde e Biológicas, Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, 68507-590 Marabá, PA, Brasil. E-mail: [deoliveira@unifesspa.edu.br](mailto:deoliveira@unifesspa.edu.br)

<sup>4</sup> Departamento de Ciências Agrárias e Ambientais, Universidade Estadual de Santa Cruz, 45662-900 Ilhéus, Bahia, Brasil. E-mail: [jacques.delabie@gmail.com](mailto:jacques.delabie@gmail.com)

### RESUMO

A conversão de áreas com vegetação natural em monocultivo é considerada uma das principais causas de perda de biodiversidade. A identificação de indivíduos até espécies para entender os impactos dessas atividades antrópicas nas comunidades enfrenta obstáculos de tempo e custos de perícia. O objetivo deste estudo é avaliar diferentes resoluções taxonômicas como potenciais substitutos para a diversidade taxonômica de cupins. As quatro resoluções selecionadas foram: (i) subfamília, (ii) gênero, (iii) taxa de indicadores e (iv) resolução intermediária. Foram amostradas comunidades de térmitas de plantios de *Eucalyptus urograndis* localizadas em seis regiões no litoral norte da Bahia, pertencentes à empresa Bracell Bahia Forest. Em cada local, selecionamos quatro unidades de manejo de eucalipto de aproximadamente 20 hectares. Em cada unidade de manejo, distribuímos aleatoriamente cinco parcelas de cupins de 2 × 5 m, com uma distância mínima de 50 m, totalizando 120 parcelas. Além disso, coletamos três amostras de solo (12 × 12 × 20 cm de profundidade) em cada parcela para investigar a presença de térmitas abaixo do solo. As térmitas foram coletadas em todos os locais possíveis por uma hora. Regressões foram realizadas comparando a diversidade de cupins com os números fornecidos pelas diferentes resoluções de substituição taxonômica. O teste de Mantel foi usado para verificar a relação entre composição de espécies de cupins e resoluções substitutas. ANOVA e teste de Tukey foram utilizados para verificar a relação entre a matriz de resoluções taxonômicas e a matriz original das espécies. Registramos um total de 31 espécies de cupins / morfoespécies, pertencentes a 15 gêneros, cinco subfamílias e duas famílias. O número de unidades taxonômicas identificadas na resolução da taxa do

indicador e nas resoluções intermediárias foi de 17 e 27, respectivamente. A taxa de indicadores e a resolução intermediária foram excelentes substitutos para a riqueza de cupins. Os coeficientes de correlação de cornija mantiveram-se de acordo com a resolução substituta utilizada. Duas resoluções foram adequadas para substituir a composição das térmitas: gênero, resolução intermediária / taxa do indicador. Sugerimos a utilização de substitutos intermediários de resolução e indicadores para a riqueza e composição de espécies de cupins para reduzir os custos de monitoramento e avaliação por um tempo mais curto e de maneira mais prática.

**Palavras-chave:** Resolução intermediária. Avaliação da biodiversidade. Riqueza de espécies. Táxons indicadores.

## **TESTING DIFFERENT TAXONOMIC RESOLUTIONS AS SUBSTITUTES OF TERMITES DIVERSITY (BLATTODEA: TERMITOIDEA)**

### **ABSTRACT**

The conversion of areas with natural vegetation to monocultures is considered one of the main causes of biodiversity loss. The identification of individuals up to species for understanding the impacts of these anthropic activities on communities face obstacles of expertise time and costs. The aim of this study is to evaluate different taxonomic resolutions as potential substitutes for termite taxonomic diversity. The four selected resolutions were: (i) subfamily, (ii) gender, (iii) indicator taxa, and (iv) intermediate resolution. Termites communities of *Eucalyptus urograndis* plantations located in six regions in the northern coast of Bahia, belonging to the company Bracell Bahia Florestal, were sampled. In each location, we selected four eucalyptus management units of approximately 20 hectares. In each management unit, we randomly arranged five 2 × 5 m termite plots, with a minimum distance of 50 m, totaling 120 plots. In addition, we collected three soil samples (12 × 12 × 20 cm deep) in each plot to investigate the presence of termites below ground. Termites were collected at all possible locations for one hour. Regressions were performed comparing the diversity of termites with the numbers provided by the different substitute taxonomic resolutions. The Mantel Test was used to verify the relationship between termite species composition and surrogate resolutions. ANOVA and Tukey test were used to verify the relationship between the matrix of taxonomic resolutions and the original matrix of species. We recorded a total of 31 termite species / morphospecies, belonging to 15 genera, five subfamilies and two families. The number of taxonomic units identified in the indicator taxa resolution and intermediate resolutions were 17 and 27, respectively. Indicator taxa and intermediate resolution were excellent substitutes for termite richness. Mantel correlation coefficients differed according to the substitute resolution used. Two resolutions were adequate to replace termite composition: gender, intermediate resolution / indicator taxa. We suggest the use of intermediate

resolution and indicator taxa as substitutes for termite species richness and composition for reducing monitoring and evaluation costs to a shorter time and in a more practical way.

**Keywords:** Intermediate resolution. Biodiversity assessment. Species richness. Taxonomic surrogates.

## INTRODUÇÃO

O Brasil se destaca mundialmente como um dos países com a maior biodiversidade do planeta, possuindo entre 170 e 210 mil espécies descritas – aproximadamente 13% do total de espécies inventariadas (Lewinsohn & Prado, 2005), com alto grau de endemismo para vários táxons de plantas, animais e fungos (Giulietti et al., 2005). Em função da alta produtividade observada nas regiões intertropicais, há uma forte tendência ao aumento da riqueza de espécies à medida que nos aproximamos dos trópicos: a oferta abundante e estável de luz e calor assegura uma grande variedade de habitats, que sustenta uma intrincada teia da vida (Begon et al., 2009).

As ações antrópicas vêm contribuindo para a extinção massiva de espécies, uma vez que o crescimento populacional em ritmo acelerado aliado aos modelos econômicos adotados em todo o mundo implica na perda e fragmentação dos habitats, exploração de animais e plantas, expansão imobiliária desordenada, além da contaminação e poluição dos ambientes. Biomas brasileiros ricos em espécies e com elevados índices de endemismo, tais como a mata Atlântica e o Cerrado, estão incluídos entre os hotspots mundiais (Forzza et al., 2012), ou seja, áreas que apesar da excepcional biodiversidade e elevado número de espécies endêmicas, estão seriamente ameaçadas pelas atividades humanas, e por isso são prioritárias para a conservação (Myers, 1988; Pinto et al., 2006).

Um dos maiores desafios para os países megadiversos é descrever as espécies novas e mapear a distribuição da biota (Giulietti et al., 2005), e desta forma, gerar a informação necessária em tempo hábil para implementação de ações conservacionistas (Landeiro et al., 2012). Inventários de espécies têm como obstáculos não só a exigência de quantidades elevadas de investimentos para a realização das coletas como também esbarra ainda na dificuldade de encontrar taxonomistas (Guzmán-alvis & Carrasco, 2005; Whittaker et al.,



2005). Assim, em grupos cujas espécies possuem ampla distribuição geográfica e/ou dificuldade de identificação até nível específico, a identificação até nível de gênero ou família mostra-se uma ferramenta promissora (Balmford et al., 2000).

Uma alternativa proposta para minimizar o custo e o tempo envolvidos na identificação do material coletado é a utilização de substitutos taxonômicos, ou seja, identificação em níveis mais elevados do que o nível de espécie, desde que não haja perda de informação (Dauvin et al., 2003; Khan, 2006). Poucos grupos possuem taxonomia bem resolvida, com chaves até nível específico, atualizadas e de fácil aplicação. O uso de substitutos taxonômicos se torna particularmente interessante quando se trata de espécies que exigem muito tempo e habilidade na identificação até o nível mais específico (Carneiro et al., 2010).

Nesse sentido, os térmitas se revelam um grupo interessante para testar a aplicabilidade de substitutos taxonômicos. São um grupo de tamanho moderado (Eggleton, 1999), com cerca de 3.000 espécies conhecidas, sendo que na Região Neotropical se encontra o maior número de espécies de cupins, com cerca de 20% das espécies da termitofauna mundial (Constantino, 2018). Quando comparado a outros táxons de insetos, Termitoidea não é considerada hiperdiversa, tais como Coleoptera, por exemplo (Davies et al., 2003). No entanto, a identificação até o nível de espécie é complicada em alguns grupos (Bourguignon et al., 2013). A identificação é baseada principalmente na morfologia externa de soldados (Rocha et al., 2019). A subfamília Apicotermatinae, que não possui operários, exige o exame cuidadoso da morfologia interna do trato digestivo (Constantini, 2018), o que implica em maior tempo de dedicação e, muitas vezes, maior dependência de especialistas. O tempo envolvido na identificação de táxons que possuem características difíceis de serem observadas por leigos e iniciantes, como *Nasutitermes* por exemplo, ou ainda que não possuem revisão recente ou disponível, como *Amitermes*, pode ser economizado sem que haja perda de informação.

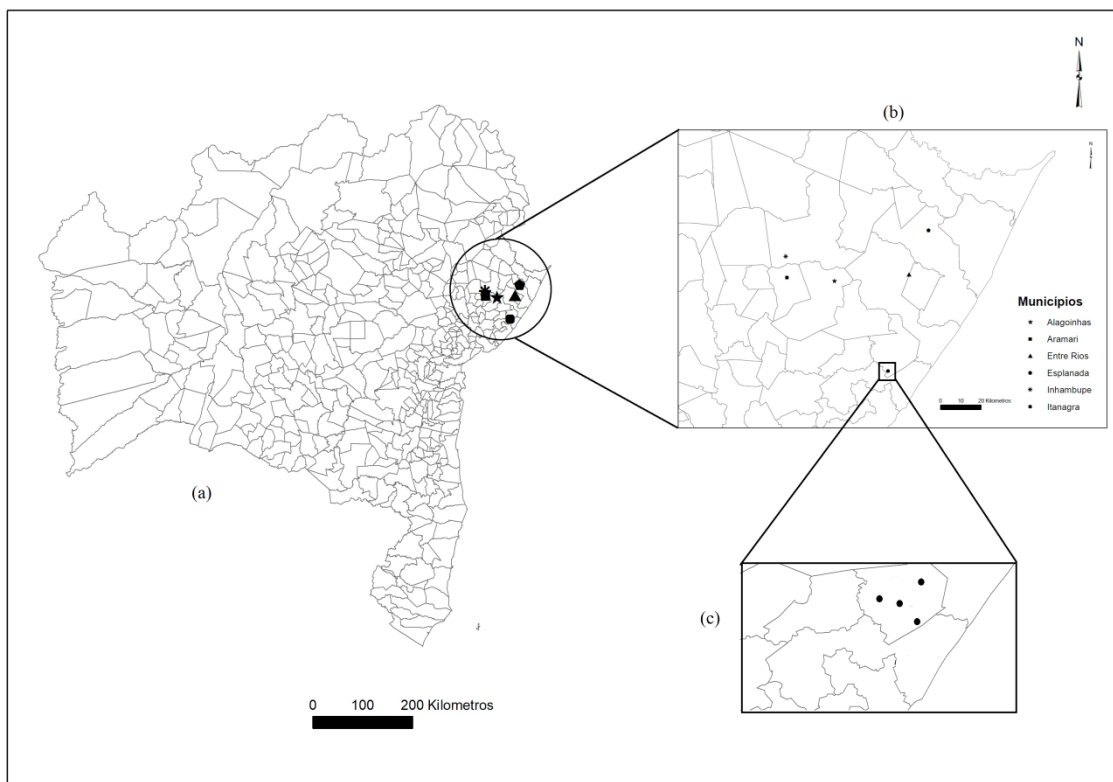
Cupins estão entre os mais importantes engenheiros de ecossistemas em florestas (Jouquet et al., 2016), envolvidos em diversos processos ecossistêmicos (Ferreira et al., 2011). Como os térmitas se alimentam de materiais celulósicos em diferentes estágios de decomposição (Lima & Costa-leonardo, 2007) e passam grande parte da vida escavando o

solo, provocam grandes modificações nos solos (Holt & Lepage, 2000), que podem levar ao aumento da produtividade (Griffiths et al., 2019) e heterogeneidade do ambiente (Jouquet et al., 2018). Assim, a utilização de substitutos para este grupo, quando recomendável, poderia se revelar uma poderosa ferramenta em países megadiversos, como o Brasil, para reduzir os custos e acelerar o conhecimento da diversidade de cupins, gerando informação que poderá ser usada na tomada de decisões de diversas naturezas. Neste contexto, o objetivo deste estudo é avaliar diferentes resoluções taxonômicas como potenciais substitutos para a diversidade taxonômica de cupins.

## **METODOLOGIA**

### Áreas de estudo

Os cupins foram coletados em plantios de *Eucalyptus urograndis* (*Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus grandis*), pertencentes à empresa Bracell Bahia Florestal, localizados no litoral Norte da Bahia. Foram selecionados seis municípios: Alagoinhas, Aramari, Entre Rios, Esplanada, Inhambupe e Itanagra (Figura 1). Em cada região, selecionamos quatro unidades de manejo de eucalipto de diferentes categorias de idade: (i) pós-corte: áreas que passaram pelo evento de corte dos eucaliptos maduros; (ii) um ano, (iii) três anos e (iv) áreas com plantios com eucaliptos de seis ou mais anos de idade. Essas unidades possuem distância mínima de 3 km e máxima de 70 km, com tamanho aproximado de 20 hectares (Figura 1).



**Figura 1.** (a) Mapa da Bahia com (b) a localização dos seis municípios estudados; (c) destaque para uma das regiões, mostrando as quatro unidades de manejo de eucalipto selecionados para coleta.

A área de estudo delimitada pelas coordenadas  $37^{\circ}40'W - 38^{\circ}40'W$  e  $11^{\circ}30'S - 12^{\circ}30'S$ . Na região a temperatura média anual varia entre  $23,9$  a  $24,7^{\circ}C$ . O clima da região tem forte influência litorânea (Alvares et al., 2013a), com três tipos climáticos, segundo a classificação de Köpper: tropical úmido (Af) para os municípios de Alagoinhas, Entre Rios e Itanagra; tropical monçônico (Am) para Esplanada e Aramari; e tropical com estação seca de verão (As) para Inhambupe (Alvares et al., 2013b; a; SEI, 2013). É observado tendência ao aumento da aridez no sentido do litoral para o interior. As precipitações variam entre  $900$  e  $1.800$  mm (dado cedido pela empresa).

### *Coleta dos cupins*

Para amostragem de cupins, selecionamos quatro unidades de manejo de eucalipto de idades diferentes, com aproximadamente 20 hectares, em cada uma das seis áreas. Em cada unidade de manejo de eucaliptos, dispusemos aleatoriamente de cinco parcelas, distando pelo menos 50 metros umas das outras, com 2x5 m. Cada parcela foi amostrada durante uma hora, examinando todos os possíveis substratos para cupins, até 2 m de altura (troncos caídos, galhos, serrapilheira, entre outro); adicionalmente, paralelamente, coletamos três amostras de solo de 12 x 12x 20 cm para verificar a presença de cupins abaixo do solo. Desta forma, amostramos um total de 120 parcelas nos 24 unidades de manejo de eucalipto. O material coletado foi acondicionado em álcool 80%, para identificação na CEPLAC (Comissão Executiva de Planejamento da Lavoura Cacaueira), Ilhéus, Bahia, utilizando chaves taxonômicas (Constantino, 1995, 1999, 2002; Rocha & Canello, 2007, 2012; Oliveira & Constantino, 2016; Constantini, 2018). Vouchers do material posteriormente foram encaminhados para Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará (UNIFESSPA) para confirmação das identificações.

#### *Resoluções substitutas*

Foram avaliados quatro níveis de substitutos potenciais para a diversidade taxonômica de cupins: (1) a resolução taxonômica foi reduzida agrupando as espécies em subfamília; e (2) gênero; além disso, foi selecionado um subconjunto de gêneros para serem usados como (3) taxóons indicadores, com base no pressuposto de que determinados gêneros que apresentam uma maior frequência de ocorrência das espécies e biologia conhecida, podem ser bons preditores de todas as espécies da comunidade (Andersen, 1995). Para serem usados como taxa indicadores, foram escolhidos gêneros que se encaixam nos seguintes critérios: (i) ter sido registrado em mais da metade das unidades amostrais, ou seja, pelo menos 14 das 24 unidades de manejo de eucalipto amostradas, (ii) ser taxonomicamente conhecido e (iii) conter espécies que possam ser facilmente identificadas/morfotipadas a partir de caracteres morfológicos comuns. Os gêneros que satisfizeram esses critérios foram *Amitermes*, *Cylindrotermes*, *Diversitermes*, *Heterotermes*, *Microcerotermes* e *Nasutitermes*. A última

resolução, (iv) resolução intermediária (ou mista), é uma adaptação da resolução de nível misto proposta por (Groc *et al.*, 2010), para formigas. Esta abordagem combina dois níveis de identificação: gêneros e espécies. Neste estudo, as matrizes da abordagem de nível intermediário foram compostas pelos seis gêneros selecionados como táxons indicadores identificados ao nível de espécie/morfoespécie, e os outros térmitas identificados taxonomicamente apenas no nível do gênero.

### *Análise estatísticas*

Para as análises relativas ao número de espécies, foi utilizado as unidades de manejo de eucalipto (24) como unidade de análise, enquanto que para as análises referentes à composição de espécies, foram usadas as seis diferentes regiões para as análises. Utilizamos os valores de referência propostos por Leal *et al.* (2010) para previsões de riqueza de espécies por substitutos de diversidade. Dessa forma, um substituto é classificado como 'razoável' se prever  $\geq 60\%$  e  $< 70\%$  da variação encontrada com os dados ao nível de espécie, 'bom' se prever  $\geq 70\%$  e  $< 80\%$ , e um 'excelente' substituto se conseguir prever  $\geq 80\%$ .

Para testar as diferentes resoluções substitutas, foram calculadas regressões comparando o número de espécies de térmitas em relação ao número de unidades taxonômicas substitutas (número de subfamílias, gêneros, taxóons indicadores e resolução intermediária) por região, avaliando se o número das unidades substitutas é um bom preditor para a riqueza de espécies através dos valores de  $R^2$  obtidos.

A relação entre a composição original em espécies de cupins e das resoluções substitutas (com exceção da resolução em nível de subfamília) foi avaliada usando o teste de Mantel, para testar a correlação entre as matrizes de dissimilaridade de cada local calculada a partir da resolução da espécie *versus* as outras resoluções avaliadas (Mantel, 1967). Foi utilizado o índice de Jaccard (Rohlf, 1989), para avaliar a similaridade composicional das assembleias de espécies (Manthey & Fridley, 2009). A significância estatística dos testes de Mantel foi estimada com base em 5.000 permutações. Foi verificado se existe diferenças entre a matriz original de espécies e das diferentes resoluções substitutas, através dos

valores dos coeficientes de correlação de Mantel. Para tal uma análise de variância (ANOVA) foi utilizada, seguida pelo teste de comparações múltiplas de Tukey. Todas as análises foram realizadas utilizando o software R v. 3.5.0 (R Core Team, 2018).

## RESULTADOS

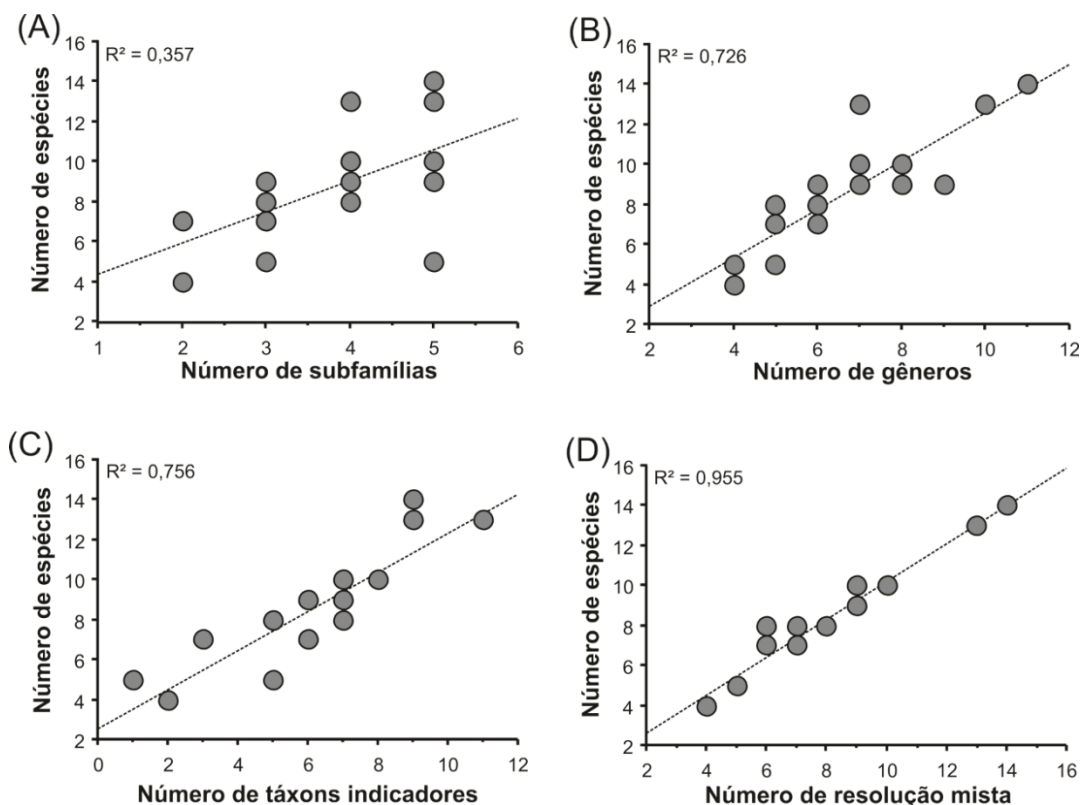
Foi registrado um total de 31 espécies/morfoespécies de cupins, pertencentes a 15 gêneros, cinco subfamílias e duas famílias. O número de unidades taxonômicas identificadas nas resoluções táxons indicadores e resolução intermediária foram 17 e 27, respectivamente (Tabela 1). Todas as diferentes resoluções substitutas foram capazes de prever a variação na riqueza de espécies, com o  $R^2$  variando de 0,357 até 0,955 (Figura 1). A resolução ao nível da subfamília não atingiu o valor mínimo razoável, sendo classificada como um substituto ruim para a riqueza de cupins ( $R^2 = 0,357$ ;  $p < 0,020$ ). As resoluções em nível de gênero e táxons indicadores foram classificadas como bons substitutos ( $R^2 = 0,726$ ;  $p < 0,001$ ;  $R^2 = 0,756$ ;  $p < 0,001$ , respectivamente). Por sua vez, a resolução intermediária foi classificada como um excelente substituto para a riqueza de cupins ( $R^2 = 0,955$ ;  $p < 0,001$ ).

**Tabela 1.** Lista de espécies observadas nas 24 unidades de manejo de eucaliptos e classificação de acordo com as diferentes resoluções taxonômicas.

Família	Subfamília	Espécie/Morfoespécie	Táxons Indicadores	Unidades de manejo
Rhinotermitidae	Heterotermitinae	<i>Heterotermes cf. assu</i>	X	3
		<i>Heterotermes cf. longiceps</i>	X	7
		<i>Heterotermes cf. sulcatus</i>	X	9
		<i>Heterotermes cf. tenuis</i>	X	8
		<i>Heterotermes sp.</i>	X	2
Termitidae	Apicotermitinae	Apicotermitinae sp.		7
		Apicotermitinae sp.17		10
		Apicotermitinae sp.18		4
		Apicotermitinae sp.19		2

	Apicotermitinae sp.20		1
Nasutitermitinae	<i>Constrictotermes cyphergaster</i>		2
	<i>Diversitermes diversimiles</i>	X	16
	<i>Nasutitermes aff. corniger</i>	X	15
	<i>Nasutitermes ephratae</i>	X	16
	<i>Nasutitermes kemneri</i>	X	1
	<i>Nasutitermes minor</i>	X	2
	<i>Nasutitermes similis</i>	X	4
	<i>Subulitermes sp.</i>		1
	<i>Velocitermes velox</i>		7
Syntermitinae	<i>Silvestritermes euamignathus</i>		7
	<i>Syntermes nanus</i>		1
Termitinae	<i>Amitermes sp.1</i>	X	21
	<i>Cylindrotermes cf. brevipilosus</i>	X	1
	<i>Cylindrotermes cf. capixaba</i>	X	14
	<i>Cylindrotermes cf. parvignathus</i>	X	3
	<i>Cylindrotermes cf. sapiranga</i>	X	4
	<i>Dentispicotermes globicephalus</i>		1
	<i>Inquilinitermes fur</i>		1
	<i>Microcerotermes sp.</i>	X	20
	<i>Neocapritermes sp.</i>		4
	<i>Termes sp.2</i>		9

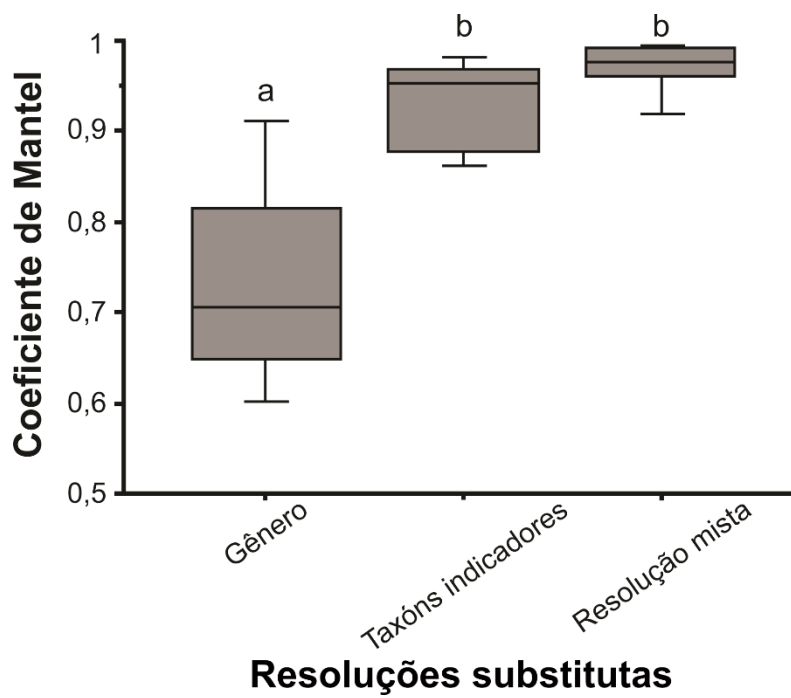
---



**Fig. 1.** Regressões entre a riqueza de espécies/morfoespécies de cupins e a riqueza para os quatro potenciais níveis de resoluções substitutas usadas para os 24 diferentes locais de coleta de cupins.

Os coeficientes de correlação de Mantel para a composição de espécies diferiram de acordo com a resolução substituta utilizada ( $F_{2,15} = 16,39$ ;  $p = 0,0017$ ; Figura 2). Não foram detectadas diferenças entre as resoluções táxons indicadores e resolução mista, que diferiram significativamente da resolução a nível de gênero (teste post-hoc de Tukey,  $p < 0,001$ ; Figura 2). Os coeficientes de correlação de Mantel foram significativos em todas as comparações entre as resoluções substitutas e a matriz original de espécies (Tabela 2). A resolução a nível de gênero foi classificada como um bom substituto (média = 0,746, desvio padrão = 0,157) para a composição. As maiores correlações entre as resoluções avaliadas com os dados originais foram observadas para a resolução mista ( $0,969 \pm 0,029$ ), seguido por táxons indicadores ( $0,933 \pm 0,12$ ), ambas classificadas como excelentes substitutos para a composição de espécies de cupins.





**Fig. 2.** Comparação entre os coeficientes de correlação de Mantel (média) usando três diferentes resoluções substitutas para a composição de espécies de cupins. Letras diferentes representam diferenças significativas (teste de Tukey).

**Tabela 2.** Valores dos coeficientes de correlação de Mantel para comparações entre matrizes de espécies de cupins e os potenciais níveis substitutos. \* = < 0,05; \*\* = < 0,005; \*\*\* = < 0,0005.

<b>Localidade</b>	<b>Gênero</b>	<b>Taxóns Indicadores</b>	<b>Resolução Mista</b>
Alagoinhas	0,8143***	0,948***	0,960***
Aramari	0,742***	0,960***	0,970***
Entre Rios	0,595***	0,983***	0,994***
Esplanada	0,669***	0,967***	0,980***
Inhambupe	0,921***	0,860***	0,993***
Itanagra	0,648***	0,878***	0,916***
	0,746 ±		
	0,157	0,933 ± 0,12	0,969 ± 0,029

## DISCUSSÃO

Nossos resultados demonstraram que as resoluções a nível de gênero e resolução intermediária foram considerados substitutos excelentes da riqueza de espécies de térmitas para as comunidades de cupins do agrossistema estudado. Resultados similares têm sido observados em outros estudos com invertebrados, tanto para gênero (Andersen, 1995; Cardoso et al., 2004; Rosser & Eggleton, 2012; Souza et al., 2016), quanto para resolução intermediária (Groc et al., 2010; Souza et al., 2016). A forte relação observada entre gênero e número de espécies de cupins pode estar associada ao fato de que, de modo geral, têm-se um baixo número de espécies por gênero registrado no ambiente estudado. Taxóns superiores (família, subfamília) são, de modo geral, fracos preditores de riqueza de espécies de invertebrados (Andersen, 1995; Cardoso et al., 2004; Souza et al., 2016), por isso uma menor relação da riqueza de espécies com níveis taxonômicos mais altos é esperada (Gaston & Williams, 1993). Apesar de todas as diferentes resoluções substitutas terem sido capazes de prever a variação na riqueza de espécies, subfamília como resolução taxonômica

substituta da riqueza de térmitas apresentou um desempenho ruim, e por isso não recomendamos a aplicação desta.

A forte relação entre resolução substituta gênero e riqueza pode estar associada aos baixos valores de riqueza, logo provavelmente está relacionada a dois fatores: primeiro, ao fato de alguns dos gêneros encontrados terem de fato poucas espécies (Constantino, 1999); segundo, plantios de eucalipto tendem a apresentar um número reduzido de espécies de cupins quando comparado a florestas (Poore & Fries, 1985; Junqueira et al., 2008). Por isso, é interessante testar o uso de resoluções substitutas também em ambientes menos perturbados, que apresentem um maior número de espécies por gênero (i.e., florestas) para que possamos avaliar se a aplicabilidade varia em função do tipo de uso da terra (Schnell et al., 2003).

As resoluções substitutas resolução intermediária e táxons indicadores também mostraram forte relação, podendo ser considerados excelentes substitutos para a composição de espécies. A resolução a nível de gênero apresentou bom desempenho. A adoção dessas resoluções substitutas mostra-se vantajosa diante do fato de que a identificação até o nível de espécie é bastante difícil em alguns casos (como exemplo, espécies de *Nasutitermes*). Isso é facilmente observado que muitos estudos ecológicos, que comumente utilizam morfoespécies de cupins. Além disso, há muitas espécies novas sendo descritas (Oliveira & Constantino, 2016; Constantino, 2018).

No entanto, a aplicabilidade da resolução taxonômica gênero para invertebrados pode apresentar obstáculos (Cardoso et al., 2004; Groc et al., 2010; Oliveira & Tidon, 2013). Como exemplo, podemos citar o fato de que a identificação até o nível de gênero é difícil para muitos grupos (cupins da subfamília *Apicotermatinae*, por exemplo), o que pode tornar inviável a aplicação desta resolução taxonômica. Outro fator que pode inviabilizar a aplicação desta resolução é que em cupins, algumas mudanças na sistemática têm sido observadas recentemente (Constantino, 2002; Rocha & Canello, 2012; Oliveira & Constantino, 2016; Constantini, 2018; Rocha et al., 2019). Além disso, em estudos ecológicos, ou de outra natureza, cujas variações nas comunidades sejam detectáveis somente ao nível de espécie, a aplicação de gênero como resolução substituta pode levar à

perda de informação. Por isso, sua aplicabilidade deve ser avaliada criteriosamente, em especial quando envolve biomas ricos em espécies ou nível de esforço amostral é baixo.

O uso de substitutos taxonômicos parte do princípio que não há perda de informação quando a identificação dos organismos ocorre até níveis taxonômicos maiores que o de espécies (Khan, 2006; Leal et al., 2010). Dentre as vantagens relacionadas à adoção de resoluções taxonômicas em estudos com a macrofauna, podemos destacar a: a) economia de tempo envolvida no processo de identificação, que, no caso de cupins, dependendo da subfamília envolvida, é substancial (Hirst, 2006); b) maior eficiência, já que há menor probabilidade de erro, por exemplo, em quantificação da abundância (Anderson et al., 2005); c) redução dos custos, já que a identificação até o nível específico requer investimentos consideráveis (Khan, 2006), que podem ser redirecionados para outras atividades, como um maior número de amostras ou localidades amostradas (Schnell et al., 2003). Por isso, é crescente a aplicação dessa abordagem em estudos que investigam variações na diversidade para vários táxons.

Para muitos grupos de insetos, a identificação até o nível de espécie exige alta especialização e, por vezes, acesso a coleções de referência e validação do processo de identificação por especialista (Machado et al., 2015). No que diz respeito aos cupins, é crescente a produção de informações que clareiam a identificação até níveis mais refinados, em especial, nas últimas décadas (Constantino, 2018). Entretanto, o processo ainda exige experiência refinada, em especial quando se trata da avaliação da morfologia de estruturas internas (ver ROCHA et al., 2019).

Estimativas indicam que ainda há um grande número de espécies de térmitas a ser descritas (Constantino, 2018). No entanto, a biodiversidade está seriamente ameaçada pela degradação dos ecossistemas, e por isso, há urgência em gerar dados que subsidiem ações conservacionistas, como exemplo, mapas de distribuição de espécies e levantamentos consistentes (Landeiro et al., 2012). Por este motivo, o uso de resoluções taxonômicas superiores, como gênero, pode se mostrar promissor quando há necessidade de levantar informações sobre a estrutura das comunidades de térmitas em curto prazo.

Nossos resultados mostraram que o uso de uma resolução intermediária como substituto taxonômico para riqueza e composição de espécies, ou seja, identificar até um

nível mais específico somente os táxons indicadores e considerar todo o resto da comunidade até o nível de gênero (Groc et al., 2010) é viável para diferentes abordagens de aplicação, sendo uma estratégia para minimizar tempo e custos associados à identificação até níveis específicos (Landeiro et al., 2012). Assim, considerando que os cupins estão associados a vários processos ecossistêmicos (Jouquet et al., 2006), informações obtidas em tempo e custos menores sobre a diversidade da termitofauna poderão subsidiar estudos voltados não só à compreensão do papel e da utilização destes organismos em ecossistemas naturais (Govorushko, 2019) e em cultivos (Jouquet et al., 2018). O uso de substitutos taxonômicos pode ser uma ferramenta de uso prático, acelerando a geração de informações que podem dar suporte para a elaboração de estratégias que minimizem os impactos relacionados aos diferentes usos da terra sobre a biodiversidade. Por isso, aqui sugerimos a aplicação das resoluções taxonômicas substitutas resolução mista e gênero como substitutos adequados para riqueza e composição de espécies de cupins. Vale destacar que, no entanto, a determinação do melhor táxon indicador pode variar em função de alguns fatores, como tipo de ambiente e objetivo do estudo (Machado et al., 2015).

## **AGRADECIMENTOS**

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa; à empresa Bracell Bahia Florestal, pela autorização e apoio para conduzir esse trabalho em suas áreas de cultivo de eucalipto. A Alexandre Arnold (UFSB) pelo auxílio com a elaboração dos mapas.

## **REFERÊNCIAS**

- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., de Moraes, G., Leonardo, J. & Sparovek, G. 2013a. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 22, 711–728.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C. & de Moraes Gonçalves, J.L. 2013b. Modeling monthly mean air temperature for Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, 113, 407–427.

- Andersen, A.N. 1995. Measuring more of biodiversity: genus richness as a surrogate for species richness in Australian ant faunas. **Biological Conservation**, 73, 39–43.
- Anderson, M.J., Connell, S.D., Gillanders, B.M., Diebel, C.E., Blom, W.M., Saunders, J.E. & Landers, T.J. 2005. Relationships between taxonomic resolution and spatial scales of multivariate variation. **Journal of Animal Ecology**.
- Balmford, A., Lyon, A.J.E. & Lang, R.M. 2000. Testing the higher-taxon approach to conservation planning in a megadiverse group : the macrofungi. **Biological Conservation**, 93, 209–217.
- Begon, M., Townsend, C.R. & Harper, J.L. 2009. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. Artmed Editora.
- Bourguignon, T., Šobotník, J., Hanus, R., Krasulová, J., Vrkoslav, V., Cvačka, J. & Roisin, Y. 2013. Delineating species boundaries using an iterative taxonomic approach: The case of soldierless termites (Isoptera, Termitidae, Apicotermatinae). **Molecular Phylogenetics and Evolution**, 69, 694–703, (At: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1055790313002844> ).
- Cardoso, P., Silva, I., de Oliveira, N.G. & Serrano, A.R.M. 2004. Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. **Biological Conservation**, 117, 453–459.
- Carneiro, F.M., Bini, L.M. & Rodrigues, L.C. 2010. Influence of taxonomic and numerical resolution on the analysis of temporal changes in phytoplankton communities. **Ecological Indicators**, 10, 249–255, (At: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X0900096X> ).
- Constantini, J.P. 2018. **Estudo taxonômico dos Apicotermatinae da Mata Atlântica**. Universidade de São Paulo.
- Constantino, R. 1995. **Revision of the neotropical termite genus Syntermes Holmgren (Isoptera: Termitidae)**. University of Kansas.
- Constantino, R. 1999. Chave Ilustrada para Generos de Térmitas Brasileiros. **Papéis Avulsos de Zoologia**, 40, 387–448.
- Constantino, R. 2002. An illustrated key to Neotropical termite genera (Insecta: Isoptera) based primarily on soldiers. **Zootaxa**, 67, 1–40.
- Constantino, R. 2018. Estimating Global Termite Species Richness Using Extrapolation. **Sociobiology**, 65, 10–14.
- Dauvin, J., Gomez Gesteira, J. & Salvande Fraga, M. 2003. Taxonomic sufficiency: an overview of its use in the monitoring of sublittoral benthic communities after oil spills. **Marine Pollution Bulletin**, 46, 552–555, (At: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X0300033X> ).

- Davies, R.G., Eggleton, P., Jones, D.T., Gathorne-hardy, F.J. & Herna, L.M. 2003. Evolution of termite functional diversity : analysis and synthesis of local ecological and regional influences on local species richness. **Journal of Biogeography**, 847–877.
- Eggleton, P. 1999. Termite species description rates and the state of termite taxonomy. **Insectes Sociaux**, 46, 1–5.
- Ferreira, E.V. de O., Martins, V., Inda Junior, A.V., Giasson, E. & Nascimento, P.C. do. 2011. Ação dos térmitas no solo. **Ciência Rural**, 41, 804–811.
- Forzza, R.C., Baumgratz, J.F.A., Bicudo, C.E.M., Canhos, D.A.L., Carvalho Jr, A.A., Coelho, M.A.N., Costa, A.F., Costa, D.P., Hopkins, M.G. & Leitman, P.M. 2012. New Brazilian floristic list highlights conservation challenges. **BioScience**, 62, 39–45.
- Gaston, K.J. & Williams, P.H. 1993. Mapping the world's species-the higher taxon approach. **Biodiversity Letters**, 2–8.
- Giulietti, A.M., Queiroz, L.P., Wanderley, M. das G. & Van Den Berg, C. 2005. Biodiversidade e conservação das plantas no Brasil. **Megadiversidade**, 52–61.
- Govorushko, S. 2019. Economic and ecological importance of termites: A global review. **Entomological Science**, 22, 21–35.
- Griffiths, H.M., Ashton, L.A., Evans, T.A., Parr, C.L. & Eggleton, P. 2019. Termites can decompose more than half of deadwood in tropical rainforest. **Current Biology**, 29, R118–R119, (At: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960982219300144>). ).
- Groc, S., Delabie, J.H.C., Longino, J.T., Orivel, J., Majer, J.D., Vasconcelos, H.L. & Dejean, A. 2010. A new method based on taxonomic sufficiency to simplify studies on Neotropical ant assemblages. **Biological Conservation**, 143, 2832–2839.
- Guzmán-alvis, A.I. & Carrasco, F. 2005. Taxonomic aggregation and redundancy in a tropical macroinfaunal assemblage of the southern Caribbean in the detection of temporal patterns. **Scientia Marina**, 69, 133–141.
- Hirst, A.J. 2006. Influence of taxonomic resolution on multivariate analyses of arthropod and macroalgal reef assemblages. **Marine Ecology Progress Series**, 324, 83–93.
- Holt, J.A. & Lepage, M. 2000. Termites and soil properties. In: **Termites: evolution, sociality, symbioses, ecology**, pp. 389–407. Springer, Dordrecht.
- Jouquet, P., Bottinelli, N., Shanbhag, R.R., Bourguignon, T., Traoré, S. & Abbasi, S.A. 2016. Termites: The neglected soil engineers of tropical soils. **Soil Science**, 181, 157–165.
- Jouquet, P., Chaudhary, E. & Kumar, A.R.V. 2018. Sustainable use of termite activity in agro-ecosystems with reference to earthworms. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, 38.

- Jouquet, P., Dauber, J., Lagerlöf, J., Lavelle, P. & Lepage, M. 2006. Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops. **Applied Soil Ecology**, 32, 153–164, (At: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0929139305001265>. Accessed: 17/7/2019).
- Junqueira, L.K., Diehl, E., Filho, E.B. & Ipaussurama, J. 2008. Termites in eucalyptus forest plantations and forest remnants : an ecological approach. **Biokos**, 22, 3–14.
- Khan, S.A. 2006. Is species level identification essential for environmental impact studies? **Current Science**, 29–34.
- Landeiro, V.L., Bini, L.M., Costa, F.R.C., Franklin, E., Nogueira, A., de Souza, J.L.P., Moraes, J. & Magnusson, W.E. 2012. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. **Ecological Indicators**, 23, 366–373, (At: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.023> ).
- Leal, I.R., Bieber, A.G.D., Tabarelli, M. & Andersen, A.N. 2010. Biodiversity surrogacy: indicator taxa as predictors of total species richness in Brazilian Atlantic forest and Caatinga. **Biodiversity and Conservation**, 19, 3347–3360.
- Lewinsohn, T.M. & Prado, P.I. 2005. Quantas espécies há no Brasil. **Megadiversidade**, 1, 36–42.
- Lima, J.T. & Costa-leonardo, A.M. 2007. Recursos alimentares explorados pelos cupins ( Insecta : Isoptera ) Categorias de Recursos Alimentares. **Biota Neotropica**, 7, 243–250.
- Machado, K.B., Borges, P.P., Carneiro, F.M., de Santana, J.F., Vieira, L.C.G., de Moraes Huszar, V.L. & Nabout, J.C. 2015. Using lower taxonomic resolution and ecological approaches as a surrogate for plankton species. **Hydrobiologia**.
- Mantel, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. **Cancer research**, 27, 209–220.
- Manthey, M. & Fridley, J.D. 2009. Beta diversity metrics and the estimation of niche width via species co-occurrence data: reply to Zeleny. **Journal of Ecology**, 18–22.
- Myers, N. 1988. Threatened biotas:" hot spots" in tropical forests. **Environmentalist**, 8, 187–208.
- Oliveira, D.E. & Constantino, R. 2016. A taxonomic revision of the neotropical termite genus *Diversitermes* (Isoptera: Termitidae: Nasutitermitinae). **Zootaxa**, 4158, 221, (At: <http://biotaxa.org/Zootaxa/article/view/zootaxa.4158.2.5> ).
- Oliveira, S.C.F. de & Tidon, R. 2013. SUBSTITUTOS DA DIVERSIDADE: FUNCIONALIDADE E LIMITAÇÕES. **Oecologia Australis**, 17, 474–482, (At: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/8297> ).



- Pinto, L.P., Bedê, L., Paese, A., Fonseca, M., Paglia, A. & Lamas, I. 2006. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. **Biologia da conservação: essências. São Carlos: RiMa**, 91–118.
- Poore, M.E.D. & Fries, C. 1985. The ecological effects of eucalyptus. **FAO Forestry Papers**, 1–88.
- R Core Team. 2018. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. **R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria**.
- Rocha, M.M. da & Canello, E.M. 2007. Estudo taxonômico de *Cylindrotermes Holmgren* (Isoptera, Termitidae Termitinae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, 47, 137–152.
- Rocha, M.M. & Canello, E.M. 2012. Neotropical termites : revision of *Armitermes Wasmann* ( Isoptera , Termitidae , Syntermitinae ) and phylogeny of the Syntermitinae. **Systematic Entomology**, 793–827.
- Rocha, M.M., Cuezzo, C., Constantini, J.P., Oliveira, D.E., Santos, R.G., Carrijo, T.F. & Canello, E.M. 2019. Overview of the Morphology of Neotropical Termite Workers: History and Practice. **Sociobiology**, 66, 1–32.
- Rohlf, F.J. 1989. NTSYS-pc numerical taxonomy and multivariate analysis system. Setauket.
- Rosser, N. & Eggleton, P. 2012. Can higher taxa be used as a surrogate for species-level data in biodiversity surveys of litter/soil insects? **Journal of Insect Conservation**, 16, 87–92.
- Schnell, M.R., Pik, A.J. & Dangerfield, J.M. 2003. Ant community succession within eucalypt plantations on used pasture and implications for taxonomic sufficiency in biomonitoring. **Austral Ecology**.
- SEI. 2013. **Estatísticas dos Municípios Baianos**. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia, Salvador, Bahia.
- Souza, J.L.P., Baccaro, F.B., Landeiro, V.L., Franklin, E., Magnusson, W.E., Pequeno, P.A.C.L. & Fernandes, I.O. 2016. Taxonomic sufficiency and indicator taxa reduce sampling costs and increase monitoring effectiveness for ants. **Diversity and Distributions**, 22, 111–122.
- Whittaker, R.J., Araújo, M.B., Jepson, P., Ladle, R.J., Watson, J.E.M. & Willis, K.J. 2005. Conservation biogeography: assessment and prospect. **Diversity and distributions**, 11, 3–23.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo abordamos o papel paradoxal das térmitas em cultivos, focalizando quais são os fatores que limitam o reconhecimento deste grupo como benéficos em determinados agrossistemas e sugerimos ações que podem conduzir à mudança de status dos cupins, de pragas para benéficos aos cultivos. Adicionalmente, foram abordados temas relevantes como a influência da idade e variáveis abióticas do cultivo de eucaliptos na composição, riqueza e abundância de espécies e de grupos funcionais de cupins. Os cupins, sendo sensíveis às mudanças que ocorrem no ambiente, são afetados pela conversão de áreas naturais em agrossistemas. Neste estudo, foi evidenciado que plantações de eucaliptos, apesar de serem ambientes mais homogêneos de que áreas de floresta, apresentam variações na diversidade de cupins ao longo do seu ciclo de produção, que é de aproximadamente sete anos.

Demonstramos que a monocultura de eucaliptos tem efeito homogeneizador sobre a termitofauna, sendo observado número reduzido de espécies bem como maior similaridade na composição de espécies de cupins em plantações quando comparada às áreas de floresta nativa. Assim, este estudo evidenciou que a existência de remanescentes florestais com alta diferenciação na composição de espécies (diversidade beta) contribui para a existência de uma termitofauna diversa. A mudança da composição de espécies é uma das consequências da implantação de monocultura de eucaliptos na termitofauna nativa. Logo, este estudo constitui-se ponto de partida para embasar futuras pesquisas que investiguem quais fatores estão relacionados à diferenciação das comunidades que vivem na vegetação nativas ou nas plantações, tanto na diversidade taxonômica e funcional.

A oferta de vários serviços ecossistêmicos, como a ciclagem de nutrientes e estruturação do solo, está relacionada à diversidade da entomofauna, em especial, dos cupins. No entanto, o crescimento da população humana está diretamente relacionado ao aumento da demanda de vários recursos. Desta forma, áreas destinadas ao plantio do eucalipto tendem a sofrer expansão em todo o mundo, com o Brasil sendo um dos maiores produtores mundiais.

As atividades antrópicas estão relacionadas à perda da biodiversidade em um ritmo acelerado, tendo a conversão de áreas nativas em monoculturas uma das principais causas de extinção de espécies. Diante da velocidade de degradação dos ambientes nativos, é importante que dados sobre a diversidade, em especial de térmitas, importantes engenheiros de ecossistemas, sejam economicamente acessíveis e gerem dados em prazo viável, e uma ferramenta para isso é a adoção de resoluções taxonômicas substitutas de diferentes níveis. Assim, ao testarmos a aplicabilidade de diferentes resoluções taxonômicas como substitutos da diversidade taxonômica de cupins, mostramos que a utilização das resoluções substitutas táxons indicadores e resoluções intermediárias apresentaram excelente desempenho, ou seja, estudos sobre a termitofauna que adotem essa ferramenta poderão ser beneficiados pela redução de custo e de tempo necessário para identificação e tratamento dos dados.

Assim, estudos que apontam como as plantações de eucalipto modificam a estrutura das comunidades nativas são essenciais para compreender quais impactos essa forma de uso do solo causa na biodiversidade nativa. Tem implicações diretas para a conservação de espécies, podendo contribuir a subsidiar estratégias conservacionistas que minimizem os efeitos negativos da eucaliptocultura e torne possível conciliar desenvolvimento econômico e oferta de serviços ecossistêmicos.