

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE BIOCÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

**PEDRO ELIAS SANTOS NETO**

**EFEITO DE PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS E NÍVEIS DE PRECIPITAÇÃO NAS  
INTERAÇÕES ENTRE PLANTAS E INSETOS HERBÍVOROS NA CAATINGA**

Recife, 2016

**PEDRO ELIAS SANTOS NETO**

**EFEITO DE PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS E NÍVEIS DE PRECIPITAÇÃO  
NAS INTERAÇÕES ENTRE PLANTAS E INSETOS HERBÍVOROS NA  
CAATINGA**

Dissertação apresentada ao Programa de  
Pós-Graduação em Biologia Animal da  
Universidade Federal de Pernambuco,  
como exigência para a obtenção do grau  
de mestre em Biologia Animal.

**Orientadora: Inara Roberta Leal**  
**Coorientador: Xavier Arnan**

Recife, 2016

Catálogo na fonte  
Elaine Barroso  
CRB 1728

**Santos Neto, Pedro Elias**

**Efeito de perturbações antrópicas e níveis de precipitação  
nas interações entre plantas e insetos herbívoros na caatinga. / Recife:  
O Autor, 2016.**

**91 folhas: il., fig., tab.**

**Orientadora: Inara R. Leal**

**Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de  
Pernambuco. Centro de Biociências. Biologia Animal, Recife,  
2016.**

**Inclui referências**

- 1. Relação insetos-planta 2. Caatinga 3. Ecossistemas I.  
Leal, Inara R. (orient.) II. Título**

**591.5**

**CDD (22.ed.)**

**UFPE/CCB-2017- 557**

PEDRO ELIAS SANTOS NETO

**EFEITOS DE PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS E NÍVEIS DE  
PRECIPITAÇÃO NAS INTERAÇÕES ENTRE PLANTAS E INSETOS  
HERBÍVOROS NA CAATINGA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, como exigência para a obtenção do grau de mestre em Biologia Animal.

APROVADA EM 24/08/2016

BANCA EXAMINADORA:

---

Dr<sup>a</sup>. INARA ROBERTA LEAL (Orientadora)

Universidade Federal de Pernambuco – UFPE

---

Dr. MARCELO TABARELLI

Universidade Federal de Pernambuco – UFPE

---

Dr<sup>a</sup>. JULIA CARAM SFAIR

Universidade Federal de Pernambuco – UFPE

---

Dr. ARTUR CAMPOS DÁLIA MAIA

Universidade Federal de Pernambuco – UFPE

Recife-PE

2016

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a cada pessoa que contribuiu para a realização desse trabalho, mas a alguns sou especialmente grato:

À minha orientadora, Inara R. Leal, pelos ensinamentos, entusiasmo e paciência, pelas leituras e revisões e pela estrutura que viabilizou este trabalho.

Ao meu coorientador Xavier Arnan, por toda a ajuda, pelas conversas e ensinamentos.

A minha família pelo apoio que sempre me deram, especialmente minha mãe.

Aos amigos de laboratório pelas conversas, pelo companheirismo e pela aprendizagem: Elâine Ribeiro, Clarissa Knoechelmann, Jônatas Levi, Isabelle Holanda, Wellton Lupercinio, Israel Durval, Caio Félix, Caroline Oliveira, Lucas Lima, Talita Câmara, Francisco Lima Jr. (Manolo), Fernanda Oliveira e Felipe Siqueira, Zezinho Zezo e Xavi Arnan.

Quero agradecer também a Hugo Lima e Leila Gongalves pela ajuda em campo durante algumas coleta de dados, a João Regueira e Rozileudo Guedes pela identificação de alguns insetos, e a Julia Caram Sfair pela identificação de algumas plantas.

Agradeço desde já a banca pelas correções e sugestões que serão consideradas.

Obrigado.

## RESUMO

A maioria dos ecossistemas da Terra está habituada às perturbações naturais, como ventos e incêndios sazonais, mas não possuem adaptações a perturbações de origem antrópica. Essas últimas ocorrem com frequência que não dá tempo dos ambientes se recuperarem, ou rompem interações bióticas importantes, prejudicando profundamente as funções ecossistêmicas. A maior parte das áreas rurais do mundo sofre hoje um tipo de perturbação antrópica de menor escala, ainda pouco estudada, que consiste na retirada constante de produtos florestais do ambiente para subsistência das populações humanas locais, e é conhecida como perturbação antrópica crônica (PAC). A PAC pode ser responsável pela ruptura de interações bióticas e homogeneização taxonômica e filogenética das comunidades. Entre as interações que podem ser alteradas por PAC, a herbivoria é uma das mais críticas, pois desencadeia mudanças fisiológicas e alteração de caracteres fenotípicos nas plantas, sendo responsável pela retirada de até 24% da biomassa de folhas numa floresta e ser o início de uma das principais vias de ciclagem de nutrientes. A Caatinga é um exemplo de ecossistema que sofre PAC pela exploração de produtos florestais e criação extensiva de animais. Somado a isso, previsões climáticas para a região apontam para uma redução da precipitação em até 40%, combinada com aumento na temperatura de mais 6°C até 2100. O objetivo geral deste estudo foi investigar o efeito das PAC e regimes de pluviosidade sobre as interações planta-herbívoros, sob uma perspectiva de redes de interação. Coletamos insetos herbívoros presentes na vegetação lenhosa com guarda-chuva entomológico em 10 áreas de Caatinga ao longo de gradientes de perturbação e de precipitação (i.e. 510-940 mm) no Parque Nacional do Catimbau, PE, Brasil. Capturamos 1.620 indivíduos de insetos herbívoros, separados em 251 morfoespécies de 35 famílias e 6 ordens, classificados em mastigadores (38.9%), sugadores (31%) e broqueadores (30.1%). Estes insetos interagiram com 55 espécies de plantas em 1.438 interações. PAC não afetou a comunidade de insetos nem as métricas da interação planta-herbívoros. A precipitação não afetou a riqueza e diversidade da comunidade, mas influenciou a composição de famílias e de guildas. A abundância de insetos broqueadores foi significativamente maior em áreas mais secas. A rede geral planta-herbívoros se configurou de forma bastante especializada e compartimentalizada, com o número de módulos aumentando em função do aumento da precipitação. Nossos resultados indicam que a precipitação tem maior influência sobre as comunidades de insetos herbívoros que a perturbação crônica, afetando a composição taxonômica e funcional de comunidades, mas não alterando o padrão da rede. Esses achados sugerem que áreas mais chuvosas comportam mais módulos de interações planta-inseto herbívoro e por isso podem ser mais estáveis às perturbações que áreas mais secas.

**Palavras-chave:** Especialização. Estrutura de comunidades. Florestas tropicais sazonalmente secas. Generalidade. Insetos broqueadores. Interação planta-animal. Mudanças climáticas. Perturbação crônica. Guildas de herbívoros. Vulnerabilidade.

## ABSTRACT

Most ecosystems on Earth are accustomed to natural disturbances, such as seasonal winds and fires, but they do not have adaptations to human disturbances. These human disturbances occur so frequently that do not give the environment time to recover, or break important biotic interactions, deeply damaging the ecosystem functions. Most rural areas of the world now suffer from a type of small-scale anthropogenic disturbance, which is still little studied, consisting of the constant removal of forest products for human population subsistence and it is known as chronic anthropic disturbance (CAD). The CAD can be responsible for the rupture of biotic interactions and taxonomic and phylogenetic homogenization of the communities. The Caatinga suffers with CAD due to the removal of forest products and extensive raising of livestock. In addition, predictions of climate changes for the region include a 40%-reduction in precipitation level and increased temperature up to 6°C until 2100. The objective of this study was to investigate the effect of CAD and rainfall regimes on plant-herbivore interactions, with a perspective of interaction networks. We sampled herbivorous insects on woody vegetation using entomological umbrella in 10 Caatinga areas with different levels of CAD and precipitation (i.e. 510-940 mm) at the Catimbau National Park, PE, Brazil. We collected 1620 herbivorous insect individuals, sorted in 251 morphospecies, 35 families and 6 orders, classified as chewing (38,9%), sucking (31%) and wood boring (30,1%). These insects interacted with 55 plant species in a total of 1438 interactions. CAD did not affect herbivorous insect community and plant-herbivore network metrics. Precipitation did not affect community richness and diversity, but have an effect on herbivore families and guilds. The abundance of borer insects was significantly higher in drier areas. The plant-herbivore general network was very specialized and compartmentalized with the number of modules increasing as precipitation increases. Our results indicate that precipitation has stronger influence on herbivore communities than chronic disturbance, affecting their taxonomic and functional composition but not changing network metrics. This findings suggest that areas with higher level of precipitation support more plant-insect herbivore modules and thus can be more stable to disturbances than drier areas.

**Key-words:** Chronic anthropogenic disturbance. Climate changes. Community structure. Compartmentalization. Generalization. Herbivory. Herbivore guilds. Interaction networks. Plant-animal interaction. Seasonally Dry Tropical Forests. Specialization. Vulnerability. Wood borers.

## SUMÁRIO

1 APRESENTAÇÃO.....	8
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....	10
2.1 <i>Perturbações antrópicas e mudanças climáticas</i> .....	10
2.2 <i>Efeitos de perturbações antrópicas e mudanças climáticas na Caatinga</i> .....	13
2.3 <i>Efeitos de perturbações antrópicas e mudanças climáticas sobre a interação planta-herbívoro</i> .....	17
2.4 <i>Estudo de interações ecológicas usando redes</i> .....	20
3 EFEITO DE PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS E NÍVEIS DE PRECIPITAÇÃO NAS INTERAÇÕES ENTRE PLANTAS E INSETOS HERBÍVOROS NA CAATINGA .....	24
3.1 <i>Resumo</i> .....	26
3.2 <i>Abstract</i> .....	26
3.3 <i>Introdução</i> .....	28
3.4 <i>Material e métodos</i> .....	32
3.4.1 <i>Área de estudo</i> .....	32
3.4.2 <i>Delineamento experimental</i> .....	34
3.4.3 <i>Amostragem de plantas e insetos herbívoros</i> .....	35
3.4.4 <i>Análise de dados</i> .....	36
3.5 <i>Resultados</i> .....	41
3.5.1 <i>Estrutura da comunidade de insetos herbívoros</i> .....	41
3.5.2 <i>Efeito da perturbação e precipitação na composição taxonômica e funcional de herbívoros</i> .....	42
3.5.3 <i>Efeito da perturbação e precipitação nas redes de interação</i> .....	43
3.6 <i>Discussão</i> .....	44
3.7 <i>Agradecimentos</i> .....	49
3.9 <i>Legenda das figuras</i> .....	57
3.10 <i>Figuras</i> .....	59
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	66
REFERÊNCIAS .....	69
ANEXO A .....	83
ANEXO B.....	90



## 1 APRESENTAÇÃO

A maioria dos ecossistemas naturais da Terra sofre de perturbações antrópicas crônicas, caracterizada principalmente pela coleta seletiva de lenha e outros recursos naturais e pela criação extensiva de animais para a subsistência da população humana (VITOUSEK, 1997; MURPHY & LUGO, 1986; SINGH, 1998). Esse tipo de perturbação ocorre principalmente no terceiro mundo, e é imprescindível para a conservação da biodiversidade e manutenção dos serviços ecossistêmicos entender como essas perturbações afetam esses ecossistemas (MARTORELL & PETERS, 2005). Apesar de ser menos evidente, as perturbações antrópicas crônicas (PAC) exercem forte pressão sobre o ambiente e em muitos lugares ela é responsável pelo esgotamento de produtos florestais (MURPHY & LUGO, 1986), pela homogeneização taxonômica e filogenética de comunidades naturais (RIBEIRO et al., 2015, 2016) e pela diminuição de interações ecológicas (LEAL et al., 2014, 2015b). Adicionalmente, as PAC somam-se às ameaças de mudanças climáticas, podendo futuramente resultar em cenários drásticos com a associação desses dois fatores (CHAPIN III et al., 2000). As interações planta-herbívoro envolvem mais de 40% das espécies conhecidas (PRICE 2000) e promovem a coexistência de diferentes espécies de plantas e o aumento na diversidade das comunidades (CARSON & ROOT 2000). Mas ainda é pouco conhecido como toda a rede de interações planta-herbívoro é afetada por variáveis ambientais e perturbação antrópica (NOVOTNY & BASSET, 2005; BASSET, 2005; LOPEZ-CARRETERO et al., 2014). Uma vez que perturbações antrópicas podem aumentar a proporção de plantas com menos defesas anti-herbivoria (COLEY & BARONE, 1996; WIRTH et al. 2008), torna-se importante saber se essas perturbações e as variáveis climáticas estão exercendo maior pressão sobre a comunidade vegetal através de interação de herbivoria

(WIRTH et al., 2008). Assim, o objetivo desse estudo foi compreender como PAC e precipitação podem afetar as interações planta-herbívoro na Caatinga, uma ecorregião de floresta tropical seca e clima semi-árido no Nordeste do Brasil. Mais precisamente, avaliamos os efeitos do aumento da PAC e da redução da precipitação sobre os atributos básicos da comunidade de insetos herbívoros e analisamos como as interações ocorrem ao longo dos gradientes de perturbação e precipitação presentes na área de estudo. Esta dissertação é apresentada na forma de um artigo científico a ser submetido para o periódico *Biotropica*, o qual é precedido por uma fundamentação teórica. Na sequência, a dissertação é finalizada com as nossas considerações finais.

## **2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

### *2.1 Perturbações antrópicas e mudanças climáticas*

Perturbação é qualquer evento relativamente discreto no tempo e no espaço que desloca as populações, comunidades e ecossistemas do seu ponto de equilíbrio (PICKETT & WHITE, 1985). As perturbações naturais são tanto uma fonte de heterogeneidade espacial e temporal na dinâmica de comunidades, como um agente de seleção natural na evolução da história de vida das espécies (SOUSA, 1984). Essas perturbações naturais variam em periodicidade, frequência e em magnitude, em um gradiente de perturbações relativamente pequenas até outras bem maiores, podendo ou não serem previstas. Por exemplo, o vento em uma floresta tanto pode causar apenas a quebra de alguns galhos das árvores, afetando a comunidade de plantas epífitas ou de insetos que vivem nesses galhos, como pode ter intensidade suficiente para derrubar várias delas formando clareiras grandes, afetando uma gama maior de organismos (WHITE, 1979). Além disso, algumas perturbações são iniciadas ou promovidas por elementos bióticos do sistema como em eventos de fogo que não dependem somente da fonte de ignição (p. ex. raios) ou das condições do clima, mas também da quantidade de matéria orgânica seca adequada para combustão (WHITE, 1979).

Contudo, a maioria dos ecossistemas do mundo hoje está sendo impactada por perturbações de origem antrópica (VITOUSEK et al., 1997; SANDERSON et al., 2002; HOBBS et al., 2006), que são geralmente bastante diferentes quanto ao tipo e ao regime daquelas causadas por eventos naturais (BATISTTI et al., 2016). Em particular, as variações de intensidade e amplitude espaço-temporal que caracterizam as perturbações antrópicas podem impedir que os organismos apresentem comportamento e respostas adaptativas, dificultando sua sobrevivência e, a médio e longo prazo, a capacidade das

populações, comunidades e ecossistemas se manterem (BATISTTI et al., 2016). As perturbações antrópicas podem apresentar-se de duas maneiras: mais intensas e concentradas no espaço e no tempo (perturbações agudas), ou podem ser menos intensas, porém recorrentes e persistentes ao longo do tempo (perturbações crônicas sensu SINGH, 1998). Perturbação antrópica aguda ocorre quando o ecossistema natural é substituído por algum tipo de uso da terra causando a perda e a fragmentação de habitats, incluindo a consequente criação de bordas florestais (LAURANCE & COCHRANE, 2001). Em contraste, a perturbação antrópica crônica é caracterizada pela remoção de pequenas frações de biomassa ao longo do tempo – pelo homem e por animais domésticos –, geralmente na forma de lenha, forragem e pastejo, e de serapilheira e outros produtos florestais não-madeireiros (SINGH, 1998). O problema com a forma crônica de perturbação é que os organismos, ou o ecossistema como um todo, não têm tempo de se recuperar porque a retirada de produtos é contínua, o que pode causar mudanças diversas na floresta e na sua fauna, mesmo se as taxas de remoção de biomassa estiverem dentro da capacidade suporte do ambiente (SINGH, 1998).

Como o clima determina a distribuição da vegetação global, as mudanças climáticas globais são outro fator de estruturação que repercute em modificações de escalas regionais (NOBRE et al., 1991). Associadas às mudanças climáticas globais encontram-se as variações regionais e locais das médias de temperatura que são caracteres naturais, assim como alterações nos índices de precipitação e evaporação e em características do solo como capacidade de retenção de umidade (NOBRE et al., 1990, PETERS 1990). Assim como em escala global, processos ecossistêmicos também são modificados pelas mudanças climáticas em escalas regionais e locais, o que altera a capacidade de resposta dos diferentes ambientes às mudanças ambientais (THUILLER,

2007). Por exemplo, os organismos, populações e comunidades não respondem de acordo com médias climáticas globais, mas sim de acordo com padrões regionais do seu habitat (WALTHER et al., 2002). Dessa forma, alterações nos padrões regionais do clima, que são mais heterogêneas espacialmente em relação à escalas globais, se tornam muito relevantes no contexto das respostas ecológicas às mudanças climáticas (WALTHER et al., 2002). Além disso, a cobertura florestal reflete o padrão de chuvas, e há uma tendência de diminuição dessa cobertura com a diminuição da precipitação, assim como a presença ou ausência da vegetação pode influenciar o clima regional, formando um sistema interativo clima-vegetação (ELTAHIR & BRAS 1994, BROVKIN et al. 1998, NOBRE & BORMA, 2009). Assim, o clima e a vegetação coexistem num equilíbrio dinâmico que pode ser alterado por perturbações antrópicas intensas (NOBRE et al., 1991).

A maioria dos processos de mudanças climáticas globais é consequência das atividades humanas (LEWIS et al., 2009) que afetam tanto ambientes naturais quanto os que já foram modificados pelo homem (GILMAN et al., 2010). De acordo com o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC 2014), as alterações dirigidas pelas mudanças climáticas modificarão a frequência e intensidade dos padrões do clima (os diferentes climas de cada região do planeta), dos processos climáticos (os meios que moldam o clima, como ventos e correntes marítimas) e as espécies e relações bióticas (MAGRIN et al., 2014). Quando os padrões climáticos mudam, as espécies de plantas e animais mais sensíveis passam a colonizar novos habitats onde o clima se tornou adequado ao seu estabelecimento (PETERS, 1990). O problema é que se essas mudanças ocorrem de forma muito rápida, não há tempo para as espécies encontrarem novos habitats e, ainda assim, isso mudaria a distribuição dessas espécies de forma

drástica, modificando as cadeias alimentares e as dinâmicas populacionais, levando à perda de espécies (BROOK et al., 2008).

Existe ampla evidência que mudanças climáticas têm afetado populações em diversas regiões geográficas, com efeitos nos padrões de vegetação e distribuição da fauna (HUGHES, 2000; WALTHER et al., 2001; CRAWFORD, 2000; HOLMGREN et al., 2001; WHITE, 1979). De forma semelhante, perturbações antrópicas agudas e crônicas levam ao empobrecimento taxonômico, funcional e filogenético das comunidades tropicais (TABARELLI et al. 2004, GIRÃO et al. 2007, SANTOS et al. 2008, SANTOS et al. 2010, NAEEM et al. 2012, RIBEIRO et al. 2015, RIBEIRO et al. 2016; HOFFMANN & ANDERSEN 2003, LEAL et al. 2010, LEAL et al. 2012) sendo, por exemplo, a principal responsável pelo declínio dos polinizadores ao redor do mundo (KEARNS et al., 1998; AIZEN & FEINSINGER, 2003; WINFREE et al., 2009).

## *2.2 Efeitos de perturbações antrópicas e mudanças climáticas na Caatinga*

A Caatinga é composta por um mosaico de florestas secas e vegetação arbustiva e esclerófila que faz parte de um complexo global de florestas secas denominado de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (SDTF) (PENNINGTON et al., 2009). A Caatinga abrange cerca de 800.000 km<sup>2</sup> do nordeste brasileiro (cerca de 10% do território nacional), sendo o terceiro maior ecossistema do Brasil (CASTELLETTI et al., 2003). Apresenta uma grande variedade de tipos de solos, desde rasos e pedregosos, a arenosos e profundos, capazes de ter baixa ou alta fertilidade (SAMPAIO, 1995). A precipitação é baixa e irregular, variando entre 250 e 1000 mm/ano, sendo que de 50 a 70% é concentrada em três meses consecutivos; períodos de secas severas são frequentes (NIMER, 1972; KROL et al. 2001; CHIANG & KOUTAVAS, 2004). A

temperatura média anual fica entre 24 e 26°C, com alta radiação solar o ano todo (NIMER, 1972; KROL *et al.* 2001; CHIANG & KOUTAVAS, 2004).

Essas características climatológicas levaram à evolução de uma biota tipicamente xerófila, com adaptações morfológicas, fisiológicas e anatômicas que a torna capaz de suportar as condições severas de alta temperatura, alta radiação e alto déficit hídrico a que estão sujeitas (ANDRADE-LIMA, 1981; SAMPAIO, 1995; PRADO, 2003). Essa vegetação é majoritariamente caducifólia, com poucas espécies mantendo suas folhas por todo o ano (ANDRADE-LIMA, 1981). Algumas das espécies mais típicas são: *Amburana cearensis* (Fr.All.) A.C. Smith, (Fabaceae –Papilionoideae), *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan var. *cebil* (Griseb.) Altschul (“angico”, Fabaceae – Mimosoideae), *Aspidosperma pyrifolium* Mart. (“pau-pereiro”, Apocynaceae), *Cenostigma pyramidale* Tul. (“catingueira”, Fabaceae – Caesalpinioideae, no trabalho de Prado é *Caesalpinia pyramidalis*), *Cnidoscolus phyllacanthus* (Müll. Arg.) Pax & Hoffm. (“faveleira”, Euphorbiaceae), *Commiphora leptophloeos* (Mart.) Gillet (“imburana”, Burseraceae, também conhecida como *Bursera leptophloeos* Mart.), várias espécies do gênero *Croton* (Euphorbiaceae) e de *Mimosa* (Fabaceae-Mimosoideae), *Myracrodruon urundeuva* Fr. All., (“aroeira”, Anacardiaceae), *Schinopsis brasiliensis* Engler (“baraúna”, Anacardiaceae), e *Tabebuia impetiginosa* (Mart. ex A. DC.) Standley (“pau d’arco roxo”, Bignoniaceae) (PRADO, 2003).

Climas de florestas secas como a Caatinga são mais adequados à pecuária em comparação com áreas mais úmidas, o que associado com o uso constante de produtos naturais, coletados pela população humana para sua subsistência, torna esses ambientes críticos em termos de exploração (WADSWORTH, 1983; MURPHY & LUGO, 1986). Assim como em outras florestas secas do mundo, a Caatinga sofreu processo de

perturbação aguda com um total de 46% de sua área desmatada e transformada em pasto, áreas para agricultura, e em outras formas de uso intensivo de terra (IBGE, 1993; MMA, 1999). A ocupação da Caatinga teve início com a ocupação do nordeste brasileiro, começando no litoral e interiorizando-se com o desenvolvimento de atividade extrativistas, e no século XVII as áreas do sertão começaram a ser usadas para a agropecuária a partir do surgimento de fazendas e currais de gado (ALVES et al. 2009; MMA, 2016). O clima seco da Caatinga favoreceu a criação extensiva de gado devido a sua vegetação seca ser facilmente consumida e atender as necessidades dos animais, mas essa atividade, assim como a agricultura, envolve a retirada e queimada indiscriminada da vegetação (ALVES et al. 2009). Além desta perturbação aguda, a vegetação remanescente de Caatinga vem sofrendo de perturbações crônicas, causadas por uma população rural densa e de baixa renda, que utiliza os recursos naturais para sua subsistência (SAMPAIO, 1995; LEAL et al., 2005; RIBEIRO et al., 2015). Criação extensiva de gado (principalmente caprino, que não demanda corte da vegetação) coleta de lenha, exploração de plantas para fins alimentícios e medicinais e caça estão entre os principais usos crônicos da Caatinga (SANTOS et al., 2011; LEAL et al., 2014; RIBEIRO et al., 2015). Esse processo de perturbação crônica é intensificado em áreas secas, que naturalmente se recuperam de forma mais lenta que os demais ecossistemas e perturbações subsequentes ocorrem antes que as populações naturais se recuperem dos problemas anteriores (MARTORELL & PETERS, 2008; URETA & MARTORELL, 2009). Somado a isso, a Caatinga é o ecossistema brasileiro com menor número de unidades de conservação dentre os ecossistemas do país (MMA, 2016), além de ser o menos estudado e mais negligenciado em termos de políticas públicas e recursos financeiros, o que a torna um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo (SANTOS *et al.*, 2011; SUNDERLAND *et al.* 2015).



Adicionalmente às perturbações crônicas, as mudanças climáticas também são uma forte ameaça à biota da Caatinga. Previsões realizadas pelo Painel Internacional de Mudanças Climáticas indicam que a região enfrentará um aumento da temperatura de 1,8 a 6,7°C (IPCC 2014) e uma redução 22 a 40% na precipitação até 2100 (MAGRIN et al., 2014). De modo geral, nas regiões semi-áridas, que já apresentam uma maior vulnerabilidade relacionada à disponibilidade limitada de água, espera-se que o impacto das variações climáticas seja maior, aumentando consideravelmente o estresse hídrico (MAGRIN et al., 2014). Além disso, ao serem projetados cenários mais quentes e secos por modelos climáticos para região Nordeste, os resultados apontam para uma possível aridização de todo o ecossistema (MARENGO, 2007). Dessa forma, as mudanças climáticas podem intensificar os efeitos negativos das perturbações antrópicas crônicas, e estes dois fatores, atuando em conjunto, podem provocar sérias consequências para a biodiversidade da região.

Perturbação antrópica tem sido reportada como grande modificadora das interações entre os organismos em florestas secas (MARTORELL & PETERS, 2005; URETA & MARTORELL, 2009). Mais particularmente para a Caatinga, a perturbação antrópica crônica é apontada como fator relacionado à diminuição da diversidade taxonômica e filogenética de plantas (RIBEIRO et al., 2015, 2016), mudança na composição taxonômica e funcional de plantas e formigas (RIBEIRO et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2016; RIBEIRO-NETO et al., 2016) e desaparecimento de algumas interações planta-formiga (LEAL et al., 2014, 2015b). Todas estas modificações nas abundâncias das espécies afetam a complexidade das interações e deixam os sistemas mais propícios a extinções de espécies que exercem funções ecológicas mais importantes que outras na comunidade, as chamadas “espécies-chave” (MÉLIAN & BASCOMPTE, 2002; IVES & CARDINALE, 2004). Dessa forma, perturbação

antrópica aguda e crônica e mudanças climáticas podem afetar as interações bióticas e comprometer a resiliência e a habilidade dos ecossistemas de lidarem com eventos de perturbação no futuro (FOLKE et al., 2004, HIROTA et al., 2011).

### *2.3 Efeitos de perturbações antrópicas e mudanças climáticas sobre a interação planta-herbívoro*

As interações planta-herbívoro ocorrem entre tantas espécies que chegam a abranger mais de 40% de toda a biodiversidade terrestre (PRICE, 2000) e são o início da principal via de ciclagem de energia e nutrientes nos ecossistemas (DeANGELIS, 1992; VAN DER PUTTEN et al., 2004). Dentre os herbívoros, os insetos causam prejuízos às lavouras em escalas maiores que eventos naturais e mais mortalidade de plantas que a ação madeireira (COLEY et al., 1985) e são particularmente muito abundantes nos trópicos devido às condições climáticas constantes e favoráveis e à maior diversidade de plantas (NOVOTNY et al., 2006). Consequentemente, a maior parte dos herbívoros envolvidos nas interações planta-herbívoro são insetos, o que provalmente concentra a maioria dessas interações na região tropical (NOVOTNY & BASSET, 2005).

A maioria das espécies de plantas suporta uma fauna complexa de insetos herbívoros, de forma que cada um pode ser classificado de acordo com o número de táxons de plantas utilizados (GULLAN & CRANSTON, 2012). Assim, os monófagos são aqueles que se alimentam de um táxon de plantas, os oligófagos se alimentam de poucos e os polífagos são generalistas que se alimentam de muitos grupos de plantas (GULLAN & CRANSTON, 2012). As relações de especificidade ou generalidade de insetos herbívoros e plantas hospedeiras estão relacionadas com defesas químicas e mecânicas, disponibilidade de folhas jovens, abundância e estratégias de crescimento das plantas e da forma como o recurso é explorado pelo herbívoro em relação ao hábito alimentar ou guildas (BASSET, 1992; NOVOTNY et al., 2004). Os herbívoros

exploram vários tecidos e órgãos da planta (folhas, flores, caules) (NOVOTNY et al., 2010) e podem ser de vida livre ou viver dentro dos tecidos das plantas, explorando seus recursos e usando a planta como abrigo, com os minadores de folhas, por exemplo (GULLAN & CRANSTON, 2012). Dentre os de vida livre, existem três guildas principais que levam em consideração a anatomia do inseto e exploração do recurso: os que sugam seiva (xilema ou floema), os que mastigam folhas e os que broqueam caules, galhos, folhas e sementes (broqueadores) (GULLAN & CRANSTON). Essa classificação pode ser mais refinada até tender a uma abordagem de ecologia funcional (ver NOVOTNY et al., 2010).

Herbívoros podem afetar a comunidade de plantas por vários mecanismos diferentes, que não são mutuamente excludentes, podendo ocorrer simultaneamente ou um desencadear a ocorrência de outro (HUNTLY, 1991). As espécies de plantas mais abundantes na comunidade são, normalmente, o principal alvo dos herbívoros, o que potencialmente controla a abundância das dominantes e beneficia as raras (CARSON & ROOT, 2000, VEBLEN & YOUNG, 2010). Este equilíbrio, entretanto, pode ser quebrado em áreas perturbadas devido à proliferação de espécies com estratégia de regeneração na luz (i.e. plantas pioneiras Laurance & Cochrane 2001, Oliveira et al. 2004, Santos et al. 2008), as quais têm defesas anti-herbivoria mais brandas (COLEY & BARONE, 1996; WIRTH et al., 2008). Este processo pode, ao longo do tempo, favorecer espécies de plantas que toleram níveis maiores de herbivoria, normalmente um grupo de espécies funcionalmente muito similar (LOPES et al., 2009; SANTOS et al., 2010), impedindo a regeneração florestal tanto em termos taxonômicos quanto em termos funcionais (LEAL et al., 2014b).

A disponibilidade hídrica em florestas secas, como a Caatinga, é um forte filtro ambiental, o que faz com que a comunidade de plantas apresente adaptações à escassez

de água (ALLEN et al., 2015). Considerando as interações planta-herbívoro, a disponibilidade de água pode representar um fator importante para a ocorrência da herbivoria, seja porque áreas mais úmidas apresentam maior diversidade e biomassa de plantas (GENTRY, 1988) e, assim, constituem-se em ambientes com maior quantidade de recursos e suportam maior riqueza e abundância de herbívoros (JANZEN & SCHOENER, 1968); ou, contrariamente, porque há evidência de que diversas guildas de insetos forrageiam preferencialmente (e exibem melhor performance fisiológica) sobre plantas submetidas a estresse hídrico (JOERN & MOLE, 2005; MEYER et al., 2006; WHITE, 2009; RIBEIRO-NETO et al., 2012), o que representa um forte risco para a manutenção de populações de plantas, especialmente as mais suscetíveis ao estresse hídrico. Além disso, como mencionado anteriormente, as florestas secas, incluindo a Caatinga, estão submetidas a regimes de perturbação antrópica crônicos que podem intensificar os filtros ambientais já existentes (isto é, escassez de água FAJARDO et al., 2013). Em decorrência destas modificações, a literatura documenta mudanças na composição taxonômica da comunidade de plantas e mesmo redução do número de espécies da comunidade em áreas de Caatinga submetidas a níveis de perturbação crônica mais intensos, tanto para a comunidade de adultos como para a comunidade de jovens e plântulas (RIBEIRO et al., 2015). Da mesma forma, OLIVEIRA et al. (2016) e RIBEIRO-NETO et al. (2016) encontraram que o aumento nos níveis de perturbação antrópica crônica tem pouco efeito sobre o número de espécies de formigas, mas exerce grande modificação na composição taxonômica e funcional das comunidades de formiga da Caatinga, provocando a homogeneização biótica das comunidades de formigas. Por fim, também já foi relatado que as mudanças na composição de espécies de formigas devido às perturbações crônicas leva à quebra de interações mutualísticas, como a dispersão de sementes (LEAL et al., 2014a) e a

proteção de plantas com nectários extraflorais contra herbívoros (LEAL et al. 2015a) em áreas mais perturbadas. No entanto, ainda não existem estudos investigando o efeito de perturbações crônicas sobre comunidades de herbívoros na Caatinga e, principalmente, sobre as redes de interação planta-herbívoro. Aliás, considerando a grande fração da diversidade do planeta que as espécies envolvidas em interações planta-herbívoro representam, o conhecimento sobre suas redes tróficas é surpreendentemente escasso (NOVOTNY et al., 2004).

#### *2.4 Estudo de interações ecológicas usando redes*

Uma rede trófica representa uma rede de interações tróficas complexas entre os membros de uma comunidade que interagem entre si, e permite entendermos melhor a dinâmica e os mecanismos interativos dos processos que ocorrem nessa comunidade (PIMM et al., 1991; RZANNY; VOIGT, 2012). Os conceitos e ferramentas propostos pela teoria de redes ecológicas permitem descrever os padrões de interação entre espécies, relacionando a estrutura e as características da rede de interações aos padrões estruturais de uma comunidade (JORDANO 1987, BASCOMPTE et al., 2003, GUIMARAES et al., 2007). As redes planta-herbívoro são do tipo “bipartidas”, assim como as de interações mutualísticas de polinização, onde polinizadores interagem com plantas, mas plantas não interagem com outras plantas (VAZQUÉZ et al., 2009).

As redes de interação possuem características intrínsecas à natureza da interação (THÉBAULT & FONTAINE, 2010), e para as redes de interações antagonísticas, como as interações planta-herbívoro, existe um padrão amplamente aceito de que essas redes são modulares e especializadas (PRADO & LEWINSOHN, 2004; LEWINSOHN et al., 2006, MORRIS et al., 2014, WARDHOUGH et al., 2015; BLÜTHGEN et al., 2008). O padrão modular e especializado é consistente ao longo do gradiente latitudinal, a

despeito do forte aumento no número de espécies (e consequentemente, no tamanho da rede) conforme a latitude diminui (MORRIS et al. 2014). Esta estrutura compartimentalizada decorre do fato de: (1) as relações de herbivoria serem mediadas pela coevolução entre as estratégias de ataque utilizadas pelos herbívoros e de defesa anti-herbivoria utilizadas pelas plantas (EHRlich & RAVEN 1964; AGRAWAL, 2006); e (2) as relações de herbivoria exibirem um alto grau de conservação filogenética de nicho, apresentando forte especificidade se comparadas às interações mutualísticas (FONTAINE et al., 2009, FONTAINE & THÉBAULT, 2015). Para os compartimentos, isso sugere que cada módulo dentro da rede representa um conjunto de características de história de vida e de informação evolutiva distinto do conjunto presente nos outros módulos da mesma rede, desempenhando, portanto, funções ecológicas particulares como a ciclagem de nutrientes dentro dos compartimentos (KRAUSE et al., 2003). Outras implicações de redes mais compartimentalizadas envolvem a resiliência e estabilidade frente a perturbações (KRAUSE et al., 2003; STOUFFER; BASCOMPTE, 2011), porque os compartimentos tendem a reter os efeitos das perturbações entre as espécies mais intimamente ligadas (dentro do módulo), minimizando o efeito sobre as espécies de compartimentos vizinhos, e assim promovendo mais estabilidade à rede de interações como um todo (KRAUSE et al., 2003; STOUFFER; BASCOMPTE, 2011).

A especialização das redes pode ser acessada por várias métricas, mas a mais robusta e de longe a mais usada é o grau de especialização da rede ou  $H_2'$  (BLÜTHGEN et al., 2006). Essa métrica é baseada no índice de Shannon para dois níveis tróficos, ou índice bidimensional de Shannon ( $H_2$ ) e é padronizada pelo  $H_2$  mínimo e máximo e real, que representam a especialização esperada mínima e máxima e a especialização encontrada, respectivamente (BLÜTHGEN et al., 2006). Outras métricas comumente usadas para caracterizar o nível de especialização das interações de uma rede são a

conectância (JORDANO, 1987; OLESEN et al., 2000) e generalidade e vulnerabilidade (BERSIER et al., 2002). A conectância é a razão entre a quantidade de ligações e a riqueza total da rede (BLÜTHGEN et al., 2008) e está relacionada com o tamanho da rede (riqueza) (BLÜTHGEN et al., 2006). A versão qualitativa dessa métrica não é considerada uma boa medida de especialização porque atribui pesos iguais a interações muito e pouco frequentes (THÉBAULT; FONTAINE, 2010). A generalidade e a vulnerabilidade são métricas de redes bipartidas e medem a especialização dos diferentes níveis tróficos, sendo a generalidade o número médio de espécies consumidas por uma espécie de consumidor e a vulnerabilidade o número médio de espécies de consumidores que atacam uma espécie de presa (BERSIER et al., 2002). Generalidade e vulnerabilidade são métricas robustas em suas versões quantitativas não sendo afetadas pelo tamanho da rede (BERSIER et al., 2002, mas veja também SCHOENER, 1989; MORRIS et al., 2014). A equabilidade de interação também é uma métrica de especialização bastante usada e mede o quão uniformes são as interações (LOPEZ-CARRETERO et al., 2014). Para redes planta-herbívoro, é esperado baixo grau de equabilidade de interação devido ao padrão assimétrico dessas interações já citado aqui (NOVOTNY & BASSET, 2005).

A “compartimentalização” pode ser abordada de forma mais fundamental, significando somente o número de compartimentos separados, que não possuem espécies em comum com outros (PIMM et al., 1991) ou pode ser vista por métricas como a modularidade (KRAUSE et al., 2003) que considera mais a densidade das interações dentro dos módulos e as suas respectivas frequências. Outra métrica largamente usada em ecologia é o grau de aninhamento (ou temperatura da rede), que é um padrão mais visto em redes mutualísticas, e que não é comum para redes antagonísticas (THÉBAULT; FONTAINE, 2010).

Muitas interações analisadas na perspectiva de redes de interação têm sido reportadas com sendo modificadas ou reduzidas pelas perturbações antrópicas como interações de hospedeiro-parasitóide (TYLIANAKIS et al., 2007; KAARTINEN et al., 2011) e planta-herbívoro (VILLA-GALAVIZ et al., 2012), apesar de a maioria das métricas não responderem a variações ambientais (KAARTINEN; ROSLIN, 2011). Trabalhos com redes planta-inseto herbívoro propõem que variações ambientais temporais (temperatura e precipitação) influenciam a compartimentalização, mas não a especialização. Por outro lado, a ideia de que um maior número de plantas em redes planta-herbívoro suporta maior diversidade de interação via aumento do número de espécies na rede tem sido frequentemente aceita (NOVOTNY et al., 2006; ALBRECHT et al., 2007; RZANNY; VOIGT, 2012).



### **3 EFEITO DE PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS E NÍVEIS DE PRECIPITAÇÃO NAS INTERAÇÕES ENTRE PLANTAS E INSETOS HERBÍVOROS NA CAATINGA**

MANUSCRITO A SER ENVIADO AO PERIÓDICO **BIOTROPICA**

Pedro E. Santos-Neto<sup>1</sup>, Xavier Arnan<sup>2</sup>, José Domingos Ribeiro-Neto<sup>2</sup>, Inara R. Leal<sup>3\*</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego s/nº, Cidade Universitária, 50670-901, Recife, PE, Brazil

<sup>2</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego s/nº, Cidade Universitária, 50670-901, Recife, PE, Brazil

<sup>3</sup>Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego s/nº, 50670-901 Recife, PE, Brazil

\*Autor para correspondência: ireal@ufpe.br



### 3.1 *Resumo*

A maioria dos ecossistemas terrestres sofrem de perturbações antrópicas crônicas (PAC) devido à utilização de recursos naturais para a subsistência da população humana. Essas perturbações, ainda pouco estudadas, podem causar redução na diversidade, quebra nas interações ecológicas e degradação dos solos. A Caatinga é um exemplo de ecossistema que sofre com PAC devido à exploração de produtos florestais e a criação extensiva de animais domésticos. Somado a isso, previsões climáticas para a região apontam para uma redução da precipitação em até 40%, combinada com aumento na temperatura de mais 6°C até 2100. O objetivo geral deste estudo foi investigar o efeito das PAC e regimes de pluviosidade sobre as interações planta-herbívoro, sob uma perspectiva de redes de interação. Coletamos insetos herbívoros presentes na vegetação lenhosa com guarda-chuva entomológico em 10 áreas de Caatinga ao longo de gradientes de perturbação e de precipitação (i.e. 510-940 mm) no Parque Nacional do Catimbau, PE, Brasil. Capturamos 1.620 indivíduos de insetos herbívoros, separados em 251 morfoespécies de 35 famílias e 6 ordens, classificados em mastigadores (38.9%), sugadores (31%) e broqueadores (30.1%). Estes insetos interagiram com 55 espécies de plantas em 1.438 interações. PAC não afetou a comunidade de insetos nem as métricas da interação planta-herbívoro. A precipitação não afetou a riqueza e diversidade da comunidade, mas influenciou a composição de famílias e de guildas. A abundância de insetos broqueadores foi significativamente maior em áreas mais secas. A rede geral planta-herbívoro se configurou de forma bastante especializada e compartimentalizada, com o número de módulos aumentando em função do aumento da precipitação. Nossos resultados indicam que a precipitação tem maior influência sobre as comunidades de insetos herbívoros que a perturbação crônica, afetando a composição taxonômica e funcional de comunidades, mas não alterando o padrão da rede. Esses achados sugerem que áreas mais chuvosas comportam mais módulos de interações planta-inseto herbívoro e por isso podem ser mais estáveis às perturbações que áreas mais secas.

**Palavras-chave:** Especialização; estrutura de comunidades; florestas tropicais sazonalmente secas; generalidade; insetos broqueadores; interação planta-animal; mudanças climáticas; perturbação crônica; guildas de herbívoros; vulnerabilidade.

### 3.2 *Abstract*

Remnants of natural ecosystems are exposed to chronic anthropogenic disturbance (CAD) imposed by exploitation of natural resources for human population subsistence. Although poorly investigated, CAD may decrease community diversity, disrupt ecological interactions, degrade soils and even cause climate change in a regional scale. The Caatinga suffers with CAD due to the removal of forest products and extensive raising of livestock. In addition, predictions of climate changes for the region include a 40%-reduction in precipitation level and increased temperature up to 6°C until 2100. The objective of this study was to investigate the effect of increased CAD and reduced precipitation on plant-herbivore interactions, with a perspective of interaction networks. We sampled herbivorous insects on woody vegetation using entomological umbrella in 10 Caatinga areas with different levels of chronic disturbance and precipitation (i.e. 510-940 mm) at the Catimbau National Park, PE, Brazil. We collected 1620 herbivorous insect individuals, sorted in 251 morphospecies, 35 families and 6 orders, classified as chewing (38,9%), sucking (31%) and wood boring (30,1%). These insects interacted with 55 plant species in a total of 1438 interactions. CAD did not affect herbivorous insect community and plant-herbivore network metrics. Precipitation did not affect community richness and diversity, but have an effect on herbivore families and guilds. The abundance of borer insects was significantly higher in drier areas. The plant-herbivore general network was very specialized and compartmentalized with the number of modules increasing as precipitation increases. Our results indicate that precipitation has stronger influence on herbivore communities than chronic disturbance, affecting their taxonomic and functional composition but not changing network metrics. This findings suggest that areas with higher level of precipitation support more plant-insect herbivore modules and thus can be more stable to disturbances than drier areas.

**Key-words:** chronic anthropogenic disturbance; climate changes; community structure; compartmentalization; generalization; herbivory; herbivore guilds; interaction networks; plant-animal interaction; Seasonally Dry Tropical Forests; specialization; vulnerability; wood borers.

### 3.3 Introdução

As perturbações naturais estão entre os principais agentes de heterogeneidade espacial e temporal na estrutura e dinâmica de comunidades, e fonte de seleção natural na evolução de histórias de vida das espécies (Sousa 1984, Pickett & White 1985). Contudo, espécies e comunidades não evoluíram na presença das perturbações de origem antrópica, podendo não apresentar, portanto, adaptações que lhes permitam suportar as condições ambientais decorrentes dessas perturbações (Batistti et al. 2016). As perturbações antrópicas podem apresentar-se de maneira mais intensa e concentradas no espaço e no tempo (perturbações agudas), ou podem ser menos intensas, porém recorrentes e persistentes ao longo do tempo (perturbações crônicas sensu Singh 1998). As perturbações agudas reduziram drasticamente a cobertura dos ecossistemas em todo o Globo, especialmente as florestas tropicais úmidas, e muitos estudos evidenciaram efeitos deletérios da perda e fragmentação de habitats sobre a biota desses ecossistemas, incluindo: (1) redução no número e no tamanho de populações de especialistas e aumento daquelas adaptadas às perturbações (Laurance *et al.* 2002, Bruna 2002, Leal *et al.* 2012, Wirth *et al.* 2008) (2) redução na diversidade taxonômica, funcional e filogenética das comunidades (Santos et al. 2008, 2010, Filgueiras et al. 2011, Leal et al. 2012); (3) aumento de similaridade taxonômica das comunidades levando a homogeneização (Lôbo et al. 2011); (4) alteração, inclusive colapso, de interações entre espécies na escala local (Thompson 2002, Leal *et al.* 2014); e (5) mudanças nos padrões de fluxo e armazenamento de nutrientes (Dantas de Paula et al. 2011). Já as perturbações crônicas, que ocorrem mais comumente em florestas secas, foram menos investigadas, mas já foram registradas redução de populações de plantas muito usadas pelos humanos (Singh et al. 1997, Martorell & Peters 2005), redução na densidade de

indivíduos, biomassa e riqueza de comunidades de plantas (Sagar *et al.* 2003, Ribeiro *et al.* 2015) e de animais (Oliveira *et al.* 2016, Ribeiro-Neto *et al.* 2016) e quebra nas interações e consequentemente serviços prestados para as plantas como dispersão de sementes (Leal *et al.* 2014) e proteção anti-herbivoria (Leal *et al.* 2015a).

As mudanças climáticas globais constituem outra grande força estruturadora da biota dos ecossistemas naturais, uma vez que as modificações climáticas regionais juntamente com propriedades do solo determinam mudanças na distribuição da vegetação, que, então, influenciam outros organismos (Nobre *et al.*, 1991). De acordo com o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (2014), as mudanças climáticas, em geral, alterarão as condições ambientais, a frequência e intensidade tanto do clima como também dos processos climáticos e, de forma específica, as espécies e interações bióticas, já que padrões de temperatura e umidade influenciam fortemente as comunidades biológicas (Magrin *et al.*, 2014). E quanto mais rapidamente e bruscamente se estabelecerem as variações climáticas, mais graves serão as consequências biológicas, como a perda de espécies (Brook *et al.*, 2008). Por exemplo, quando os padrões climáticos mudam, as espécies de plantas e animais, por serem muito sensíveis, passam a colonizar novos habitats onde o clima se tornou adequado ao seu estabelecimento (Peters, 1990). Além disso, as mudanças climáticas têm uma interação com perturbações crônicas, uma vez que a diminuição na cobertura florestal pode levar a mudanças irreversíveis no tipo de vegetação (Scheffer *et al.* 2001, Hirota *et al.* 2011). Por exemplo, áreas de floresta (as quais possuem, tipicamente, mais de 80% de cobertura florestal) que tenham uma redução na sua cobertura para menos de 60% ficam com clima mais seco e tendem a uma mudança irreversível (i.e. entram em um estado estável alternativo) em direção às savanas (20% de cobertura florestal) ou uma vegetação arbustiva (sem cobertura vegetal) (Hirota *et al.* 2011).

Considerando as interações planta-herbívoros, pouco se sabe ainda sobre os efeitos de perturbações crônicas e mudanças climáticas. As espécies de plantas mais abundantes na comunidade são, normalmente, o principal alvo dos herbívoros, beneficiando as raras e facilitando a coexistência de espécies de plantas (Carson & Root 2000, Veblen & Young 2010). Este equilíbrio, entretanto, deve ser modificado ao longo de um gradiente de perturbação ou precipitação. Por exemplo, cortes de pequenos galhos deixam feridas nas árvores e criam condições favoráveis para proliferação de insetos sugadores de seiva e broqueadores (tanto as brocas verdadeiras como os besouros que vivem e se alimentam sob cascas de árvores), que são frequentemente reportados como sendo pragas em florestas naturais e cultivadas (Showalter 2008). Para perturbações agudas, existem vários estudos demonstrando que herbívoros generalistas (insetos e vertebrados) prosperam em áreas de borda de floresta (ver revisão em Wirth *et al.* 2008). Os mecanismos incluem principalmente a proliferação de plantas pioneiras (Laurance & Cochrane 2001, Santos *et al.* 2008), as quais têm menos defesas contra herbívoros e, assim, são recursos mais facilmente utilizáveis (Coley & Barone 1996, Coley 1987). Além de recursos, herbívoros também podem ter menos predadores em pequenas manchas de habitat e em áreas de borda (Laurance *et al.* 2002, Tschamntke *et al.* 2002). Adicionalmente, muitas evidências oferecem suporte à ideia de que diversas guildas de insetos forrageiam preferencialmente (e exibem melhor performance fisiológica) sobre plantas submetidas a estresse hídrico (Joern and Mole 2005, Meyer *et al.* 2006, White 2009, Ribeiro Neto *et al.* 2012). Se as previsões das mudanças climáticas forem na direção de redução da precipitação ou aumento de temperatura, podemos esperar profundas mudanças na comunidade de plantas relacionadas com herbivoria, uma vez que essas condições aumentariam o estresse hídrico das plantas e estas seriam, então, mais consumidas pelos herbívoros.

Os conceitos e ferramentas propostos pela teoria de redes ecológicas permitem descrever os padrões de interação entre espécies, relacionando a estrutura e as características da rede de interações aos padrões estruturais de uma comunidade (Jordano 1987, Bascompte et al. 2003, Guimaraes et al. 2007). As redes de interação possuem características diferentes dependendo da natureza da interação, por exemplo, se antagonística ou mutualística (Thébault & Fontaine 2010). Para as redes de interações antagonísticas, como as interações planta-herbívoro, espera-se encontrar um forte padrão especialista e modular, ou seja, as espécies incluídas em um módulo – grupo de espécies que interagem mais entre si que com as outras que ocorrem no mesmo local – tendem a interagir muito mais entre si e menos com espécies de outro módulos (Prado & Lewinsohn 2004, Lewinsohn et al. 2006, Morris et al. 2014, Wardhaugh et al. 2015) e tendem a ser mais especialistas, interagindo com um único ou com poucos parceiros (Morris et al. 2014, Blüthgen et al. 2008). Essa característica se deve as interações planta-herbívoro serem dirigidas por defesas das plantas e subsequente quebra dessa defesa pelos herbívoros (Thompson 1988). Muitos estudos de interação planta-inseto herbívoro tem focado em medidas de topologia das redes, como conectância (Tylianakis et al. 2010), ou de especialização, como número médio de parceiros por espécie (Bersier et al. 2002, Lewinsohn et al. 2005), ou, ainda, focam na variação espacial da composição de espécies de herbívoros (Ødegaard, 2006; Novotny et al. 2007), mas pouco se sabe sobre como as interações planta-herbívoro mudam espacialmente em termos de composição de espécies (Novotny 2009) e de métricas de rede (Cagnolo et al. 2011), muito menos em resposta às perturbações antrópicas crônicas e às mudanças climáticas (mas veja Lopez-Carretero et al. 2014).

Assim, esse trabalho teve como objetivos investigar o efeito de perturbações antrópicas crônicas e mudanças climáticas sobre as interações planta-inseto herbívoro



da Caatinga utilizando uma abordagem de redes de interação. A Caatinga é um ecossistema usado de forma crônica pela população humana de baixa renda que é particularmente muita densa nessa região (Ribeiro *et al.* 2015) e para o qual as expectativas das mudanças climáticas apontam para uma redução de 40% no nível de precipitação até 2100 (IPCC 2014, Magrin *et al.* 2014), consistindo um modelo para a realização de um estudo com os objetivos aqui pretendidos. A hipótese geral deste estudo é que a rede de interações planta-inseto herbívoro da Caatinga é especializada e compartimentalizada, que sob níveis mais altos de perturbação e mais baixos de precipitação se tornará mais simplificada. Mais especificamente, esperamos que conforme a intensidade de perturbação aumente e a de precipitação diminua ocorra uma redução no número de espécies de insetos herbívoros, na diversidade de grupos funcionais de insetos herbívoros e na complexidade (redes menores e com menos módulos) e grau de especialização da rede de interações planta-herbívoro.

### *3.4 Material e métodos*

#### *3.4.1 Área de estudo*

Este estudo foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau, localizado nos municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, agreste do Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. O Parque tem uma área de 607 km<sup>2</sup> entre as coordenadas geográficas 8°24'00'' e 8°36'35'' de Latitude Sul e 37°09'30'' e 37°14'40'' de Longitude Oeste. O clima predominante na região é o semi-árido do tipo Bsh, com transição para o tropical chuvoso, do tipo As' segundo escala de Köppen. A precipitação média anual na região varia de 450 a 950 mm, com índice de umidade (Thornwaite e Mather 1955) variando de  $0 \leq Iu < 20$  e  $-66,7 \leq Iu < -33,3$  nos anos mais

chuvosos e mais secos respectivamente, respectivamente (Silva et al. 2014). A temperatura média anual oscila em torno de 23°C e o mês de temperatura mais baixa é julho, com valores equivalentes a 21°C, enquanto dezembro, com temperatura média de 25°C, é o mês mais quente. O Parque apresenta unidades pertencentes ao embasamento pré-cambriano (15% da área do Parque), sedimentos da Bacia do Jatobá (35%) e coberturas Terciárias (50%). A área inclui diversas classes de solo, com predominância espacial das Areias Quartzosas, que ocupam cerca de 72,30% do total da área (SNE 2002). A vegetação do Parque é bastante diversificada devido à interação do clima com outros fatores como solo, relevo, altitude e processos geológicos estabelecidos principalmente no Terciário e Quaternário (SNE 2002). São encontradas caatinga arbustivo-arbórea; caatinga arbustiva com predominância de elementos de cerrado; caatinga arbustiva com elementos de campos rupestres; vegetação florestal perenifólia e caatinga arbustiva perenifólia (SNE 2002). A comunidade lenhosa com diâmetro à altura do solo  $\geq 3\text{cm}$  (e 1m de altura) foi recentemente amostrada com registro de 132 espécies e 31 famílias ( $24.5 \pm 9.1$  espécies por parcela; média  $\pm$  DP), com densidade de caules por parcela variando de 120 a 440 caules/1000 m<sup>2</sup> ( $272 \pm 89$  caules/1000 m<sup>2</sup>) (Rito 2016). As famílias mais abundantes na área são Fabaceae, Euphorbiaceae e Myrtaceae (Rito 2016). A precipitação tem impacto positivo sobre a riqueza da vegetação lenhosa do Parque (Rito 2016). Algumas espécies estão mais associadas com maior precipitação, bem como a áreas mais conservadas, mas outras possuem ampla ocorrência ao longo do Parque como *Pityrocarpa moniliformis*, *Annona leptopetala*, *Croton nepetifolius* e *Jatropha mutabilis* (Rito 2016).

### 3.4.2 Delineamento experimental

O trabalho foi realizado em 10 parcelas permanentes de 20 x 50 m. Estas parcelas foram estabelecidas em áreas de geomorfologia sedimentar (Figura 1), com solos arenosos e profundos predominantes no Parque, distribuídas em áreas cuja precipitação varia de 510 a 940 mm anuais e uma vegetação classificada como caatinga arbustivo-arbórea (Rito 2016). A estimativa das perturbações antrópicas crônicas seguiu o método de Martorell & Peters (2005), que é baseada na seleção de indicadores da atividade humana local, os quais são agrupados de acordo com a sua fonte de impacto. Na área de estudo, as principais fontes de perturbação crônica são (1) criação extensiva de animais domésticos (principalmente caprinos e ovinos, mas algumas áreas têm também bovinos) e (2) utilização dos produtos florestais madeireiros e não-madeireiros. Foram medidos como indicadores dessas perturbações: (1) a distância para a estrada mais próxima, (2) a distância para a fazenda mais próxima e (3) o comprimento total das trilhas de bodes dentro de cada parcela. As medidas de distância foram obtidas por imagem de satélite através do software ArcGIS 10.1 (para mais detalhes ver Rito 2016). A distância para estrada e fazenda mais próxima é indicador de acessibilidade ao local, associado com a utilização de produtos florestais, e está relacionado negativamente com perturbação (Ahrends *et al.* 2010). O comprimento total de trilhas de bode na parcela está relacionado com a criação extensiva de animais (Rito 2016). Os indicadores dessas fontes foram combinados em uma Análise de Componentes Principais (PCA). Foi então calculada a média ponderada das coordenadas a partir dos dois primeiros eixos significativos da PCA. A média foi ponderada pela variância explicada por cada eixo e gerou um gradiente onde os valores mais altos representam áreas mais perturbadas.

### 3.4.3 Amostragem de plantas e insetos herbívoros

Os insetos foram coletados nas 10 parcelas através do método de guarda-chuva entomológico, que é o mais adequado para a coleta de insetos herbívoros (Rudd & Jensen 1977). O guarda-chuva consistiu de um tecido em forma de funil montado em uma armação quadrada (PVC 20 mm) de 1 m<sup>2</sup> e acoplado a um pote com álcool. Em cada parcela, foi marcado o número máximo de plantas lenhosas com mais de 1,5 m de altura e que seus galhos pudessem ser alcançados (evitando plantas muito altas) e que suas copas não tocassem a planta vizinha a fim de evitar que os insetos de uma planta fossem coletados em outra por acidente (por exemplo “insetos turistas”, ver Stork 1988). Quando possível, as plantas foram identificadas em campo. Em casos de espécie não conhecida, foram feitas exsicatas, as quais foram levadas para o laboratório e identificadas através da comparação com as plantas do Herbário UFP Geraldo Mariz, da Universidade Federal de Pernambuco. Cada árvore marcada foi batida 10 vezes em três galhos diferentes a fim de os insetos caírem no guarda-chuva. As coletas foram realizadas entre 6 e 10 h da manhã. Foram marcadas entre 30 e 45 plantas por parcela de 55 espécies diferentes, variando de 1 a 49 indivíduos por espécie (média de 5.8 indivíduos/espécie). Este procedimento de coleta foi repetido quatro vezes nas mesmas parcelas e nas mesmas plantas durante a estação chuvosa da área, de março a setembro de 2015 (meses de amostragem: abril, maio, agosto e setembro). O conteúdo dos potes foi limpo e identificado com informações do número da parcela, código da planta e data de coleta. Posteriormente, os insetos foram triados e separados entre herbívoros e não-herbívoros (e outros artrópodes) através do reconhecimento da família que o indivíduo pertence, com uso de chaves de identificação (Rafael *et al.* 2012; Borror & DeLong 2011), como também através de consultas e identificações nas coleções entomológicas da UFPE e UFRPE. Os indivíduos de estágio imaturo foram identificados até o nível de

ordem, ou até família quando possível, utilizando chaves de identificação para insetos imaturos (Costa *et al.* 2006). Posteriormente, os insetos foram morfoespeciados e separados em guildas de acordo com o hábito alimentar em: broqueadores, mastigadores e sugadores, conforme observação das suas partes bucais e literatura especializada (Rafael *et al.* 2012; Borror & DeLong 2011).

#### 3.4.4 Análise de dados

Os dados das quatro amostragens foram reunidos em um único conjunto de dados por parcela. Foi calculado o índice Shannon para a diversidade e o índice de equabilidade de Pielou (Magurran 1988) das comunidades de insetos das 10 parcelas, para testar se esses índices estão sendo influenciados por perturbação e precipitação. Foram calculadas as proporções da riqueza e da abundância das guildas (por exemplo,  $S_{\text{broqueadores}}/S$ ) a fim de verificar quais grupos estão sendo afetados por precipitação e perturbação. Também foi testado se a riqueza de plantas estava relacionada com a precipitação ou perturbação.

As interações planta-herbívoro registradas foram usadas para construção de matrizes de adjacência do tipo  $I \times J$ , onde  $I$  é o número de espécies de plantas e  $J$  o número de espécies de insetos herbívoros (Blüthgen *et al.* 2008). Foi construída uma matriz por parcela e uma matriz geral considerando a soma de todas as parcelas. Para corrigir as diferenças nas abundâncias das espécies de plantas amostradas, as interações registradas foram ponderadas pela frequência do herbívoro em cada espécie de planta, da seguinte forma:

$$I = \frac{\text{nº de interações de } j \text{ e } i}{\text{nº de indivíduos de } i}$$

de modo que se o herbívoro  $j$  interagiu com todos os indivíduos da espécie de planta  $i$ ,

seu valor de interação será máximo e igual a 1. Esse cálculo foi feito para todas as espécies de plantas da parcela.

Para descrever a estrutura das redes de interação para cada parcela e para a rede geral, calculamos as seguintes métricas com a extensão *Bipartite* (Dormann et al. 2009) da linguagem de programação R (R Development Core Team 2008):

- Tamanho da rede ( $M = I \times J$ ) (Blüthgen et al. 2008).
- Conectância. Esse índice é o mais comumente usado para caracterizar o nível de especialização das interações de uma comunidade (Olesen & Jordano 2000; Jordano 1987). A conectância da rede é definida como a proporção entre as interações registradas e todas as interações possíveis ( $C = I/i \times j$ ). Contudo, a conectância é acentuadamente afetada pelo tamanho da rede (Blüthgen *et al.* 2006). Neste trabalho foram testadas as métricas de conectância qualitativa, que considera somente presença e ausência de interação (Blüthgen *et al.* 2006).
- Número de compartimentos. Compartimentos ou módulos são subgrupos na rede onde as espécies dentro do grupo interagem mais entre si do que com espécies de subgrupos diferentes (May 1973; Krause et al. 2003, Prado and Lewinsohn 2004, Lewinsohn et al. 2006, Morris et al. 2014). Neste trabalho, foi usada a métrica de ‘número de compartimentos’ para testar a modularidade das redes, sendo ‘compartimento’ considerado aqui como cada módulo que é completamente separado do resto da rede (Pimm 1982; Dormann and Strauss 2013).
- Equabilidade de interações. Essa variável é definida como a equidade ponderada da força de interação entre as espécies de plantas e de insetos herbívoros, segundo a fórmula:

$$E_s = \frac{-\sum_i \sum_j p_{ij} \ln p_{ij}}{\ln L}$$

onde  $p_{ij}$  é a proporção das interações em uma célula entre espécies de herbívoros  $j$  e espécies de plantas  $i$  ( $p_{ij} = a_{ij}/m$ ) e  $L$  é o número total de ligações realizadas na rede.

- Generalidade ( $G$ ) e vulnerabilidade ( $V$ ). São métricas referentes a níveis tróficos distintos dentro da rede, definidas como o número médio da riqueza de espécies usadas por um consumidor e o número médio da riqueza de consumidores que atacam uma espécie-presa, respectivamente (Memmont et al. 2000, Bersier et al. 2002, Blüthgen et al. 2008). Foram usadas generalidade e vulnerabilidade quantitativas, que consistem no número médio de parceiros das espécies em cada nível trófico ponderado pela frequência das espécies nos respectivos níveis (plantas e insetos herbívoros) (Bersier *et al.* 2002, Blüthgen *et al.* 2008). Primeiro foi calculado o índice de diversidade de Shannon para as interações entre insetos herbívoros  $j$  e plantas  $i$ , como:

$$H_j = - \sum_{i=1}^I \left( \frac{a_{ij}}{A_j} \cdot \ln \frac{a_{ij}}{A_j} \right)$$

onde  $a_{ij}$  é o número de interações de herbívoros  $j$  que se alimentam de plantas  $i$ , e  $A_j$  é a soma da proporção de interações dos herbívoros  $j$  (Bersier *et al.* 2002, Blüthgen *et al.* 2008). Assim, a generalidade quantitativa reflete a média do número efetivo de plantas atacadas por espécies de insetos, ponderada pela força de interação dos insetos, como:

$$G_{qw} = \sum_{j=1}^J \frac{A_j}{m} 2^{H_j}$$

Onde  $A_j$  é a soma de interações das espécies de insetos  $j$  e  $m$  é o número total de interações na rede. A vulnerabilidade quantitativa é análoga à generalidade, refletindo a média do número efetivo de insetos herbívoros por espécies de plantas, ponderada pela frequência de interação das espécies de plantas. Para calcular  $V$ , troca-se  $j$  por  $i$  e  $J$  por  $I$  na fórmula acima.

-Grau de especialização da rede ( $H_2'$ ) (Blüthgen *et al.* 2006). É uma medida de entropia geral da rede baseado no índice de Shannon para a diversidade das interações em duas dimensões ( $H_2$ ) (por exemplo: planta e herbívoro).  $H_2'$  varia entre 0 e 1, de menor para maior grau de especialização respectivamente.  $H_2'$  se mostra uma medida bastante robusta frente ao esforço amostral, ou seja, mesmo quando simulada a “queda” no esforço amostral,  $H_2'$  continua sendo bem estimado mesmo só por uma fração das interações (quando se simula a queda no esforço é como se diminuíssem os escores de dados coletados ou interações). Isso quer dizer que não é necessária uma matriz completa ou um esforço amostral muito grande para que  $H_2'$  seja bem estimado, ele pode ser bem estimado por um subconjunto representativo desde que não haja um viés de amostragem sistemático.  $H_2'$  não é afetado pelo tamanho da rede, arquitetura da rede ou número de interações ( $m$ ), no caso de redes com tamanhos fixos (testados por modelos nulos).

No nível da rede geral de interações no Parque, foi analisado se os padrões estruturais da rede observados eram produzidos por processos estocásticos, ou ao contrário, eram estruturados por mecanismos ecológicos. Para isso, comparou-se o valor observado das diferentes métricas de redes com uma distribuição de valores esperados ao acaso, que foi gerada mediante modelos nulos com 100 aleatorizações para o modelo de Vázquez (2003). Entende-se por modelos nulos, a geração de padrões a partir de dados ecológicos ou de uma distribuição teórica de probabilidades (Gotelli & Graves, 1996). Esse modelo assume que a soma das linhas e colunas da matriz são as mesmas e redistribui as interações, produzindo um conjunto de redes onde todas as espécies são aleatoriamente associadas, e ainda, que a conectância também é a mesma para todas as matrizes geradas.

Foram utilizados modelos lineares gerais (GLM, Zar 1999) para testar a



influência das variáveis explanatórias (nível de perturbação e precipitação anual) sobre as seguintes métricas que descrevem a estrutura das redes de interação entre plantas e insetos herbívoros: (1) conectância, (2) número de compartimentos, (3) equabilidade de interações, (4) generalidade e (5) vulnerabilidade e (6) índice de especialização da rede ( $H_2'$ ). Para controlar os efeitos do tamanho da rede ( $M$ ) sobre as métricas que podem ser influenciadas por ele (ou seja, todas exceto o  $H_2$ ), a relação entre o tamanho da rede e as métricas de rede foi testada com modelos lineares gerais (GLM, Zar 1999). O tamanho da rede só esteve relacionado com a métrica de conectância ( $t$ -value=1,26,  $P=0,001$ ). Nesse caso, ao testar a relação entre ela e as variáveis explanatórias, foram usados os resíduos da relação entre a conectância e tamanho da rede como variável resposta. Todas as análises foram conduzidas através do *software* R (R Development Core Team 2008).

Também foram utilizados modelos lineares gerais (GLM, Zar 1999) para testar a influência das variáveis explanatórias (nível de perturbação e precipitação anual) sobre a riqueza e abundância totais, diversidade e equabilidade de espécies e sobre a riqueza e abundância relativa (proporção) das diferentes guildas. Para testar o efeito das variáveis explanatórias (nível de perturbação e precipitação anual) sobre a composição taxonômica, utilizamos o nível de família (os indivíduos que não chegamos até família como alguns imaturos, incluímos em uma categoria de grupo como por exemplo “Orthoptera ninfal”, ver anexo) e de guildas. Para tal, foram feitas duas Análise de Correspondência Canônica (CCA, segundo Ter Braak 1986) seguida de uma ANOVA com base em 1000 aleatorizações segundo Legendre *et al.* (2011), que permite calcular a significância de cada variável explicativa na ordenação dos dados de composição das comunidades. Todas essas análises foram conduzidas com auxílio do *software* R (R Development Core Team 2008).

### 3.5 Resultados

#### 3.5.1 Estrutura da comunidade de insetos herbívoros

Foram capturados 1.620 indivíduos de insetos herbívoros (média  $\pm$  DP: 164,2  $\pm$  57,1) separados em 251 morfoespécies distribuídos em seis ordens e 35 famílias em 55 espécies de plantas (Tabela 1 e 2). As ordens de insetos reconhecidas foram Coleoptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Orthoptera e Phasmatodea. As famílias mais abundantes foram Curculionidae (Coleoptera), Mogoplistidae, Romaleidae (Orthoptera), Psyllidae e Cicadellidae (Hemiptera), todas com mais de 100 indivíduos (Tabela 2). Uma espécie do gênero *Naupatcus* (Curculionidae) foi a mais abundante, correspondendo a 13% do total de indivíduos amostrados e esteve presente em 8 das 10 parcelas. Uma espécie pertencente à família Mogoplistidae foi a única que esteve presente em todas as parcelas e representou 7,7% da abundância total dos herbívoros. As três guildas de herbívoros identificadas representaram cada uma delas cerca de um terço da abundância total dos herbívoros coletados: mastigadores (38,9%), sugadores (31%) e broqueadores (30,1%).

A riqueza de morfoespécies de insetos herbívoros variou entre 26 e 58 (43,4  $\pm$  9,6) e a abundância variou entre 77 e 226 indivíduos por parcela (160,5  $\pm$  55,3) e não foram afetadas de forma significativa pelas variáveis explanatórias (Tabela 3). Do ponto de vista funcional, a guilda de hábito broqueador respondeu negativamente à precipitação, com diminuição tanto na abundância absoluta como relativa de indivíduos à medida que aumenta a precipitação (Tabela 3, Figuras 2 e 3). No entanto, variações na riqueza absoluta e relativa das guildas ao longo das áreas não estiveram significativamente relacionadas com as variáveis ambientais (Tabela 3). Os valores de

diversidade de Shannon e equabilidade de Pielou também foram semelhantes ao longo dos gradientes, não se alterando com precipitação e perturbação (Tabela 3). Para as plantas, as áreas mais chuvosas abrigaram maior riqueza, a qual diminui à medida que o ambiente se tornou mais seco ( $t=5.10$ ,  $GL=9$ ,  $P<0.001$ ).

### *3.5.2 Efeito da perturbação e precipitação na composição taxonômica e funcional de herbívoros*

Para a variação na composição dos insetos herbívoros associada às variáveis ambientais, os eixos 1 e 2 da análise da CCA explicaram 16,7% e 11,0% da variação espacial dos grupos taxonômicos por família (ver Materiais e métodos), respectivamente (Tabela 4, Figura 3). Essa variação foi mais influenciada pela precipitação anual, significativamente associada ao o eixo 1 da CCA ( $\chi^2=0,17$ ,  $P=0,02$ ), com alguns grupos exclusivos dos ambientes mais chuvosos como Eumastacidae, Chrysomelidae e Romaleidae (Figura 4). Curculionidae, família mais abundante nas áreas, esteve associada com ambientes secos, assim como outros grupos menos abundantes como Issidae e Nogodiniidae (Hemiptera), também estiveram associadas às áreas mais secas, sendo exclusivos desses ambientes (Figura 4). Embora a família Pentatomidae (Hemiptera) tenha apresentado uma tendência de diminuição em áreas mais perturbadas (Figura 4), o nível de perturbação não foi associado significativamente com nenhum grupo taxonômico ou guilda (Tabela 4). Para a CCA de composição das guildas de insetos herbívoros também foi observada associação com as variáveis ambientais (Tabela 4,  $F=3,30$ ,  $P=0,04$ ). Mais precisamente, a precipitação anual foi associada com o eixo 1 da CCA, influenciando significativamente a variação na composição de guildas (Tabela 4,  $\chi^2=0,006$ ,  $P=0,01$ ).

### 3.5.3 Efeito da perturbação e precipitação nas redes de interação

Ao todo foram registradas 1438 interações, resultado das associações entre 55 espécies de plantas e 251 morfoespécies de insetos herbívoros (Figura 5). Todas as redes apresentaram uma estrutura assimétrica, com o número de herbívoros excedendo bastante o número de plantas. A rede geral, que contém todas as plantas e os herbívoros que interagiram nas áreas estudadas, apresenta índice de especialização  $H_2'$  e número de compartimentos mais altos quando comparada às redes geradas por modelos nulos ( $p < 0,0001$ ). Para as demais métricas (equabilidade de interação, generalidade, e vulnerabilidade), a rede geral apresentou valores significativamente menores que o esperado pelo acaso ( $p < 0,0001$ ). Isso significa que a rede geral planta-inseto herbívoro no Parque é especializada e compartimentalizada e que cada espécie em ambos os níveis tróficos não interage com muitas espécies diferentes assim como as interações são pouco uniformes, com alguns pares interagindo com muita frequência e outros com pouca.

As redes observadas por parcela variaram de 7 a 16 espécies de plantas e entre 26 e 59 morfoespécies de insetos herbívoros (Figura 6). O número de módulos nessas redes variou entre 1 (quando a rede inteira foi considerada um módulo) e 5, com média de 2,2 ( $\pm 1,4$ ) módulos por parcela, e esteve relacionado positivamente com a precipitação anual, aumentando de forma significativa nas áreas com maior precipitação (Tabela 3, Figura 7). O índice de especialização da rede ( $H_2'$ ) variou entre 0,54 e 0,87 e esteve relacionado de forma marginalmente significativa com a precipitação (Tabela 3). As métricas de conectância, equabilidade de interação, generalidade e vulnerabilidade não variaram de forma significativa ao longo dos gradientes, não estando, portanto, relacionadas com as variáveis ambientais (Tabela 3).

### 3.6 Discussão

Nesse estudo nós descrevemos a estrutura da rede de interação planta-herbívoro na Caatinga e investigamos se a comunidade de herbívoros e as métricas dessa rede mudavam ao longo de gradientes de perturbação antrópica crônica e de precipitação. Nossos resultados indicam que (1) a rede geral planta-herbívoro é especializada e compartimentalizada, (2) a perturbação não afeta a comunidade de insetos herbívoros nem as métricas de rede e (3) a precipitação influencia a composição taxonômica e funcional da comunidade de herbívoros (i.e. áreas mais secas têm maior proporção de grupos broqueadores) e o número de módulos das redes (i.e. áreas mais secas têm menos módulos). Esses achados sugerem que a precipitação tem maior influência sobre as comunidades de insetos herbívoros e suas interações com plantas que a perturbação crônica e que áreas mais chuvosas comportam mais módulos de interações planta-inseto herbívoro e por isso podem ser mais estáveis às perturbações que áreas mais secas.

A rede geral de interações planta-herbívoro do Parque Nacional do Catimbau apresentou maior índice de especialização e menores índices de equabilidade de interação, vulnerabilidade e generalidade do que o esperado para valores gerados por modelos nulos. Todas essas métricas são relacionadas com especialização da rede e dos níveis tróficos. Isso significa que as interações planta-herbívoro no Parque são moldadas por processos ecológicos e não se dão de forma estocástica. Para a especialização no nível da rede, esses resultados seguem o padrão geral de alto índice de especialização para interações antagonísticas (Morris *et al.* 2014, Thébault & Fontaine 2010, Cagnolo *et al.* 2011). Alguns mecanismos propostos para explicar a alta especificidade em interações planta-herbívoro argumentam que devido às interações antagonísticas serem fortemente dirigidas por defesa das plantas e posterior quebra dessa defesa pelos herbívoros, essas interações assumem um estado de alto grau de

exclusividade (Blüthgen *et al.* 2008). O caráter sazonal da Caatinga também pode promover especificidade nas interações planta-herbívoro, como o postulado para zonas temperadas (Crawley 1983, Basset 1992) já que seria alta desvantagem para o herbívoro procurar uma nova espécie de hospedeiro a cada nova estação favorável.

A equabilidade de interação mede o quão uniformemente as interações estão distribuídas na rede (Lopez-Carretero *et al.* 2014), e nossos resultados seguem padrão geral para redes planta-herbívoro em florestas tropicais, onde a maior parte das interações é rara e 40 a 50% das ligações podem envolver uma única espécie (Novotny *et al.* 2004, Novotny & Basset 2005, Nakagawa *et al.* 2003). O que encontramos para essa métrica sobre a rede geral indica que as interações planta-inseto herbívoro no Parque são pouco uniformes, com algumas interações ocorrendo com bastante frequência e a maior parte sendo pouco frequente. Analogamente, a generalidade e vulnerabilidade variam de acordo com a diversidade das frequências de interação das espécies registradas na rede (Blüthgen *et al.* 2008), e nesse caso, baixos valores dessas métricas encontrados para a rede geral indicam que os herbívoros não são muito generalistas (isto é, uma mesma espécie de herbívoro não consome muitas espécies de plantas diferentes) e que as plantas são frequentemente consumidas por um número pequeno de espécies de insetos. Todas essas métricas apontam resultados que suportam que as interações planta-herbívoro na Caatinga são, no geral, muito especializadas e não são moldadas ao acaso (estocásticos), mas, sim, por processos ecológicos.

O número de compartimentos foi maior do que o esperado ao acaso para a rede geral de interação planta-herbívoro. Esse resultado segue o padrão geral de que redes antagonísticas, como as de interações planta-herbívoro, tendem a ser mais modulares, com compartimentos distintos onde as espécies interagem mais intimamente entre si do que com espécies de outros compartimentos (Thébault & Fontaine 2010, Cagnolo *et al.*

2011, Valladares *et al.* 2012, Prado & Lewinsohn 2004, Morris *et al.* 2014). A compartimentalização causa efeitos distintos dependendo da natureza das interações (Thébault & Fontaine 2010), e em redes antagonísticas os compartimentos tendem a aumentar a capacidade de interações se restabelecerem frente a extinções, aumentando assim a resiliência e estabilidade das redes (Stouffer & Bascompte 2011, Krause *et al.* 2003). Nossos resultados sugerem que a rede geral de interação planta-herbívoros na Caatinga é bastante compartimentalizada e isso pode implicar em menor susceptibilidade à perda de interações.

Apesar da riqueza de plantas influenciar positivamente a riqueza de insetos herbívoros (Lawton & Strong 1981), e áreas do Parque com maior precipitação abrigarem maior riqueza de plantas (Rito 2016), não verificamos efeito da precipitação e perturbação sobre os padrões gerais de riqueza, abundância, diversidade e equabilidade da comunidade de insetos herbívoros. Contudo, as três guildas consideradas (mastigadores, sugadores e broqueadores) parecem responder de forma distinta pelo menos em relação a sua abundância ao longo do gradiente de precipitação. Enquanto as abundâncias dos sugadores de seiva e dos mastigadores de folha não se alteraram com o gradiente de precipitação, tanto a abundância total como a proporção do número de herbívoros broqueadores foi maior em áreas mais secas. Quase a totalidade (96,8%) dos broqueadores capturados são da família Curculionidae, besouros conhecidos popularmente como gorgulhos, e uma das famílias mais abundantes Caatinga (Ianuzzi *et al.* 2003). Trabalhos que abordam biologia de guildas de insetos herbívoros são muito escassos (Novotny & Basset 2005), e estudos com espécies de broqueadores de palmeiras da família Curculionidae apontam que esses insetos são sensíveis a ambientes secos e aumentam sua aptidão de voo e reprodução em condições mais úmidas (Weissling and Giblin-davis 1993). No entanto, Bentz *et al.* (2010)

reportam explosões populacionais de broqueadores da subfamília Scolytinae (Curculionidae) associadas a mudanças climáticas, mais particularmente com aumento da temperatura. Adicionalmente, plantas caducifólias em razão de fogo ou seca estão mais propícias a mortalidade por ação de broqueadores devido à escassez de carbono na planta pela perda das folhas (McDowell *et al.* 2008). Raffa *et al.* (2008) sugerem que primaveras mais longas, resultado das mudanças climáticas são propícias a eventos de fogo mais duradouros, o que reduz a sobrevivência das plantas sob ataque de broqueadores. Esses resultados apontam que o padrão encontrado neste estudo de áreas mais secas abrigarem maior proporção desses insetos pode ser devido às plantas nessas áreas estarem mais vulneráveis em razão de períodos mais prolongados de seca.

A precipitação também exerceu influência na composição taxonômica e funcional (guildas) de insetos herbívoros na Caatinga. Algumas famílias são distintamente associadas aos níveis mais altos de precipitação (Chrysomelidae, Eumastacidae) e outras às áreas mais secas (Curculionidae, Proscopiidae). Os grupos que aumentam em áreas secas possuem hábito mastigador e broqueador (Proscopiidae, Curculionidae) e os grupos que se associam mais a áreas úmidas são principalmente mastigadores e sugadores (Chrysomelidae, Fulgoridae e pequenos percevejos fitófagos da família Thyreocoridae). Esse resultado confirma a ideia de que a precipitação deve ter uma influência forte sobre a composição de espécies de insetos (Janzen e Shoener 1968). No entanto, observamos que os taxa que mudam ao longo do gradiente parecem se comportar de forma semelhante no sentido das interações, já que a os atributos de diversidade da comunidade e a especialização tanto das redes como dos níveis tróficos não se alteraram. Em outras palavras, a composição taxonômica e funcional muda ao longo do gradiente, mas essa mudança não muda o caráter especializado das interações e nem a diversidade dos herbívoros.



De forma geral, a estrutura das redes de interação nas diferentes parcelas se manteve similar ao longo dos gradientes de perturbação e precipitação, sendo que apenas a precipitação influenciou o número de compartimentos das redes. Vários estudos não verificaram influência de perturbações antrópicas nas métricas das redes planta-herbívoro (e.g. Heleno et al. 2009, Valladares et al. 2012, Lopez-Carretero et al. 2014). No entanto, Villa-Galaviz *et al.* (2012) verificaram efeito de perturbações antrópicas na modularidade das redes planta-herbívoro. Em relação à precipitação, já foi observado que a precipitação sazonal afeta a disponibilidade e qualidade de plantas para herbívoros (Janzen 1993, Basset 1996), mas estudos que tratem de compartimentalização em gradiente de precipitação são escassos. O que é largamente aceito é que compartimentalização aumenta a estabilidade das interações na rede (May 1973, Pimm 1979, Krause et al. 2003) e possíveis perturbações (antrópicas ou naturais) tendem a ficar contidas nos compartimentos e se espalhar mais lentamente pela rede (Tylianakis *et al.* 2010). Nossos resultados apontam que a precipitação afeta positivamente a compartimentalização das interações entre plantas e insetos herbívoros, indicando que as áreas mais chuvosas podem abrigar subgrupos onde as interações são mais concentradas e assim conservando o fluxo de energia e matéria orgânica dentro dos compartimentos, por exemplo (Krause *et al.* 2003).

Em síntese a composição taxonômica e funcional de insetos herbívoros na Caatinga estão sendo influenciadas principalmente por precipitação, mas as métricas das redes de interações planta-herbívoro são pouco afetadas. As áreas mais úmidas tendem a proporcionar maior diversidade funcional e as interações se tornam mais modulares, caráter que pode estar incrementando a estabilidade e resiliência das interações, proporcionando maior estabilidade das interações dessas áreas (Krause *et al.* 2003, Thébault & Fontaine 2010). Além disso, as áreas com maior precipitação abrigam maior

riqueza de plantas (ver Rito 2016) o que aumenta a produtividade e a quantidade de energia que flui através das interações no sistema (Tilman et al. 2006; Haddad et al. 2009), aumentando também a conectividade da rede trófica e diversidade de interação (Haddad *et al.* 2011). Embora não saibamos sobre os mecanismos que aparentemente homogeneízam a variação na especialização e diversidade de interações ao longo dos gradientes, é razoável esperar que quedas futuras na precipitação (como proposto para mudanças climáticas na Caatinga) terão grandes impactos nas interações planta-herbívoro e mais genericamente sobre as interações planta-animal e animal-animal (ver Novotny 2009). Sugerimos que estudos futuros abordem a diversidade funcional desses organismos de maneira mais aprofundada, com separação mais refinada de grupos funcionais e novas abordagens de métricas como conectância ponderada e modularidade, a fim de saber quais são as características funcionais dos grupos que estão se beneficiando ou não de precipitação e perturbação e onde há maior redundância desses grupos. Sugerimos ainda que os próximos passos no estudo de redes planta-animal na Caatinga abordem de forma analítica a estabilidade e a resiliência das interações.

### *3.7 Agradecimentos*

Este estudo contou com o financiamento do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, processos nº 403770/2012-2, 490450/2013-0 e 470480/2013-0), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, processos 88881.030482/2013-01) e à Fundação de Amparo a Pesquisa à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE, processos 0738-2.05/12 e 0138-2.05/14). Agradecemos também à FACEPE pela bolsa de mestrado a P. E. S. N., à

CAPES pela bolsa de pós-doutorado Junior a J. D. R. N. e ao CNPq pelas bolsas de produtividade a I. R. L. e de pós-doutorado sênior para X. A. Por fim, nossos sinceros agradecimentos a Rozileudo Guedes e João Regueira pela identificação de alguns espécimes, aos meus amigos de laboratório Fernanda Maria, Felipe Siqueira, Lucas Lima pela ajuda em algumas coletas de dados, a José Domingos pelas correções e a Xavier Arnan com correções e ajuda nas análises estatísticas.

### 3.8 Tabelas

**Tabela 1.** Espécies de plantas amostradas nesse estudo no Parque Nacional do Catimbau, Estado de Pernambuco, nordeste do Brasil.

<b>Família/espécie</b>	<b>Frequência</b>
<b>Annonaceae</b>	
<i>Annona leptopetala</i>	17
<b>Apocynaceae</b>	
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	2
<b>Asteraceae</b>	
<i>Moquiniastrum oligocephalum</i>	1
<b>Bignoniaceae</b>	
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	2
<b>Burseraceae</b>	
<i>Commiphora leptophloeos</i>	9
<b>Capparaceae</b>	
<i>Cynophalla flexuosa</i>	7
<i>Neocalyptrocalyx longifolium</i>	10
<b>Celastraceae</b>	
<i>Maytenus rigida</i>	1
<b>Euphorbiaceae</b>	
<i>Cnidoscolus bahianus</i>	4
<i>Commiphora leptophloeos</i>	9

---

<i>Croton argyrophylloides</i>	31
<i>Croton blanchetianus</i>	7
<i>Croton grewioides</i>	4
<i>Croton heliotropiifolius</i>	4
<i>Jatropha mutabilis</i>	17
<i>Jatropha ribifolia</i>	2
<b>Fabaceae</b>	
<i>Amburana cearensis</i>	2
<i>Bauhinia acuruana</i>	6
<i>Chloroleucon foliolosum</i>	1
<i>Dalbergia cearensis</i>	2
<i>Luetzelburgia sp.1</i>	2
<i>Mimosa tenuiflora</i>	1
<i>Senna velutina</i>	1
<i>Peltogyne pauciflora</i>	7
<i>Piptadenia stipulacea</i>	2
<i>Pityrocarpa moniliformis</i>	25
<i>Poincianella microphylla</i>	49
<i>Poincianella pyramidalis</i>	13
<i>Senegalia bahiensis</i>	12
<i>Senegalia cf. polyphylla</i>	1
<i>Senegalia sp.1</i>	7
<i>Senna acuruensis</i>	2
<i>Senna cana</i>	1
<i>Trischidium molle</i>	19
<b>Loganiaceae</b>	
<i>Strychnos rubiginosa</i>	1
<b>Malpighiaceae</b>	
<i>Byrsonima gardneriana</i>	2
<i>Byrsonima lacciniosa</i>	1
<b>Malvaceae</b>	
<i>Helicteres velutina</i>	3
<i>Waltheria brachypetala</i>	1

---

<b>Myrtaceae</b>	
<i>Eugenia sonderiana</i>	3
<i>Eugenia sp.1</i>	5
<i>Mirtacea sp.1</i>	5
<i>Myrcia sp.1</i>	1
<b>Nyctaginaceae</b>	
<i>Guapira noxia</i>	3
<b>Rutaceae</b>	
<i>Balfourodendron sp.1</i>	1
<i>Balfourodendron molle</i>	1
<b>Rhamnaceae</b>	
<i>Ziziphus joazeiro</i>	1
<b>Sapindaceae</b>	
<i>Allophylus quercifolius</i>	2
<b>Verbenaceae</b>	
<i>Lippia alba</i>	11
<i>Lippia grata</i>	1
<i>Lippia origanoides</i>	2
<b>famílias não identificadas</b>	
Morfo_1	2
Morfo_14	1
Morfo_20	2
Morfo_4	1
Morfo_24	1

**Tabela 2.** Ordens e famílias de insetos herbívoros amostrados nas plantas com guarda-chuva entomológico, no Parque Nacional do Catimbau, estado de Pernambuco, nordeste do Brasil.

Ordem/Família	Abundância
<b>Coleoptera</b>	<b>619</b>

---

<b>Bostrichidae</b>	1
<b>Buprestidae</b>	6
<b>Cerambycidae</b>	3
<b>Chrysomelidae</b>	5
<b>Ciidae</b>	1
<b>Coccinellidae</b>	3
<b>Curculionidae</b>	493
<b>Disteniidae</b>	1
<b>Geometridae</b>	2
<b>Mycteridae</b>	8
<b>Nitidulidae</b>	1
<b>Salpingidae</b>	1
<b>Tenebrionidae</b>	94
<b>Hemiptera</b>	<b>469</b>
<b>Aradidae</b>	1
<b>Caliscelidae</b>	25
<b>Caliscelidae</b>	2
<b>Cicadellidae</b>	110
<b>Cicadellidae</b>	8
<b>Cicadidae</b>	1
<b>Coreidae</b>	3
<b>Flatidae</b>	4
<b>Fulgoridae</b>	4
<b>Issidae</b>	2
<b>Membracidae</b>	8
<b>Membracidae</b>	1
<b>Miridae</b>	73
<b>Nogodinidae</b>	1
<b>Pentatomidae</b>	13
<b>Phylloxeridae</b>	17
<b>Psyllidae</b>	120
<b>Psyllidae</b>	4
<b>Thyreocoridae</b>	48

---

<b>Tingidae</b>	24
<b>Lepidoptera</b>	<b>24</b>
<b>Geometridae</b>	22
<b>Megalopygidae</b>	2
<b>Orthoptera</b>	<b>479</b>
<b>Acrididae</b>	3
<b>Anostomatidae</b>	16
<b>Eumastacidae</b>	4
<b>Gryllidae</b>	1
<b>Mogoplistidae</b>	216
<b>Oecanthidae</b>	2
<b>Proscopiidae</b>	22
<b>Romaleidae</b>	190
<b>Tettigoniidae</b>	25
<b>Phasmatodea</b>	<b>19</b>
<b>Heteronemiidae</b>	8
<b>Prisopodidae</b>	11
<b>Total Geral</b>	<b>1610</b>

**Tabela 3.** Resultados dos modelos lineares gerais com os efeitos da precipitação e da perturbação antrópica crônica sobre a estrutura da comunidade de insetos herbívoros e sobre as métricas das redes de interação planta-herbívoro no Parque Nacional do Catimbau, estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.  $H_2'$ : Índice de especialização no nível da rede. Em negrito, efeitos significativos; em negrito e cursivo, efeitos marginalmente significativos.

<b>Variável resposta</b>		<b>Precipitação</b>		<b>Perturbação</b>	
		<i>t</i>	P	<i>t</i>	p
Estrutura da comunidade	Abundância	-0,207	0,842	0,073	0,944
	Riqueza	0,872	0,412	0,286	0,783

	Equabilidade	1,672	0,138	1,504	0,176
	Diversidade (Shannon)	1,597	0,154	-0,313	0,763
	Riqueza de mastigadores	0,166	0,873	0,577	0,582
	Riqueza de sugadores	0,945	0,376	0,648	0,537
	Riqueza de broqueadores	0,984	0,358	-1,918	0,097
	Proporção da riqueza de mastigadores	-0,597	0,569	0,555	0,596
	Proporção da riqueza de sugadores	0,422	0,686	0,562	0,592
	Proporção da riqueza de broqueadores	0,426	0,683	-2,382	0,075
	Abundância de mastigadores	0,746	0,48	0,232	0,823
	Abundância de sugadores	1,43	0,196	-0,022	0,983
	Abundância de broqueadores	-2,917	<b>0,022</b>	-0,344	0,741
	Proporção abundância de mastigadores	0,876	0,41	0,263	0,8
	Proporção abundância de sugadores	2,622	0,340	-0,025	0,981
	Proporção abundância de broqueadores	-3,323	<b>0,005</b>	-0,401	0,7
Métricas das redes	H <sub>2</sub> '	1,989	<b>0,065</b>	0,854	0,421
	Generalidade ( <i>G</i> )	-1,376	0,211	-1,296	0,236
	Vulnerabilidade ( <i>V</i> )	-0,593	0,572	-0,152	0,884
	Diversidade de interação	-1,698	0,133	-0,626	0,551
	Conectância ( <i>C</i> )	-0,713	0,499	-0,409	0,695
	Conectância ponderada	-0,841	0,427	-1,213	0,268
	Número de compartimentos	2,311	<b>0,021</b>	1,057	0,326

---



**Tabela 4.** Resultados da análise de variância para a significância dos eixos da análise de correspondência canônica avaliando os efeitos da precipitação e da perturbação antrópica crônica sobre a composição de espécies e de guildas de insetos herbívoros coletados no Parque Nacional do Catimbau, estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.

		Espécies			Guildas		
		GL	F	P	GL	F	P
Eixos	CCA total	2	1,34	<b>0,05</b>	2	3,30	<b>0,04</b>
	CCA 1	1	1,62	<b>0,04</b>	1	6,58	<b>0,01</b>
	CCA 2	1	1,05	0,44	1	0,02	0,98
Variáveis	Precipitação	1	1,62	<b>0,02</b>	1	6,54	<b>0,01</b>
	Perturbação	1	1,06	0,45	1	0,06	0,94

### 3.9 Legenda das figuras

**Figura 1.** Mapa de localização do parque Nacional do Catimbau com os pontos das 10 parcelas desse estudo.

**Figura 2.** Abundância absoluta de insetos separados por guildas e precipitação anual média em 10 áreas de estudo com gradiente de precipitação no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

**Figura 3.** Efeito da precipitação (mm) sobre a abundância absoluta (log) (a) e relativa (b) de insetos broqueadores em 10 parcelas em um gradiente de precipitação no Parque Nacional do Catimbau, estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.

**Figura 4.** Análise de correspondência canônica mostrando o efeito da precipitação e perturbação antrópica crônica sobre a composição de grupos taxonômicos de insetos herbívoros registrados no Parque Nacional do Catimbau, estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. Legendas dos grupos: Acr = Acrididae, Ano= Anostomatidae, Ara= Aradidae, Att= Attelabidae, Auc= Ninfas de Auchenorrhyncha, Bre=Brentidae, Bup= Buprestidae, Cal=Caliscelidae, Cer=Cerambycidae, Chry= Chrysomelidae, Cicdel=Cicadellidae, Cicad= Cicadidae, Cocc= Coccinellidae, Cor=Coreidae, Curc=Curculionidae, Eum=Eumastacidae, Fla = Flatidae, Ful = Fulgoridae, Geo=Geometridae, Hete=Heteronemiidae, Heteninfa= Ninfa de Heteroptera, Iss=Issidae, Lep = Lepidoptera, Meg=Megalopygidae, Mem=Membracidae, Miri=Miridae, Mogo=Mogoplistidae, Nogo=Nogodiniidae, Oec=Oecanthidae, OrtNinfa=Ninfa de Orthoptera, Pen=Pentatomidae, Phy=Phylloxeridae,

Pri=Prosopodidae, Pros=Proscopiidae, Psy=Psyllidae, Rom=Romaleidae, Sym=Symphyta, Tett=Tettigoniidae, Thyr=Thyreocoridae, Ting=Tingidae.

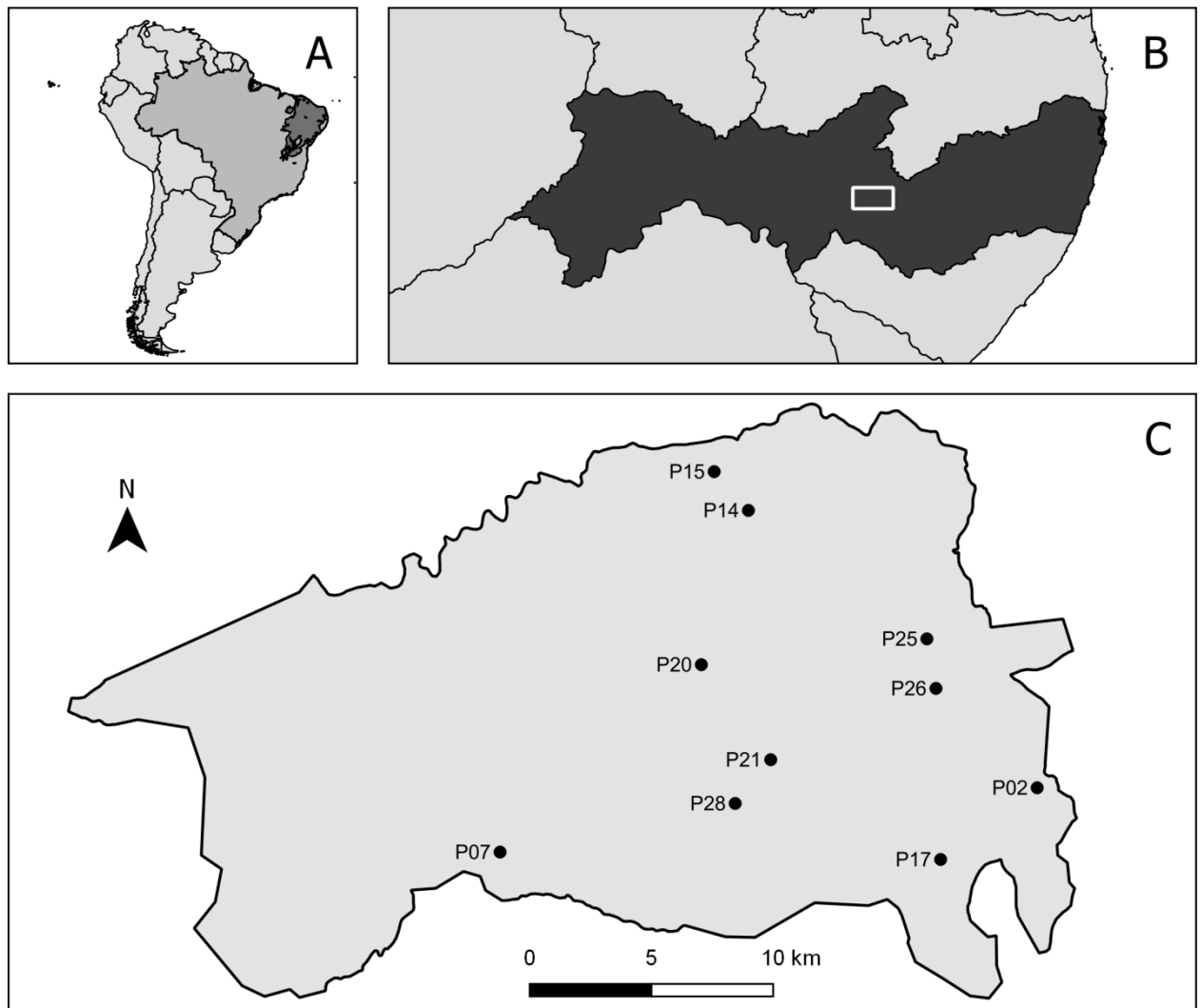
**Figura 5.** Grafo geral das interações planta-herbívoro em um gradiente de precipitação e perturbação antrópica crônica no Parque Nacional do Catimbau, estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. As barras a direita representam as espécies de plantas e a esquerda as espécies de herbívoros. A largura da barra reflete o número de parceiros com que a espécie interage e a largura das fitas cinzas que ligam as espécies refletem a força de interação do par de espécies.

**Figura 6.** Grafos das interações plantas-herbívoro nas 10 áreas de Caatinga ao longo do gradiente de precipitação e perturbação antrópica no Parque Nacional do Catimbau, estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. As redes estão dispostas de acordo com o gradiente de precipitação, da área mais seca para a mais chuvosa. As barras abaixo representam as espécies de plantas e as barras acima, as espécies de herbívoros. A largura da barra reflete a quantidade de parceiros com que a espécie interage e a largura das fitas de cor cinza que conectam as espécies estão de acordo com a força de interação entre o par de espécies.

**Figura 7.** Efeito da precipitação (mm) sobre o número de módulos nas redes de interação planta-herbívoro em 10 áreas ao longo do gradiente de precipitação no Parque Nacional do Catimbau, estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.

### 3.10 Figuras

**Figura 1.**



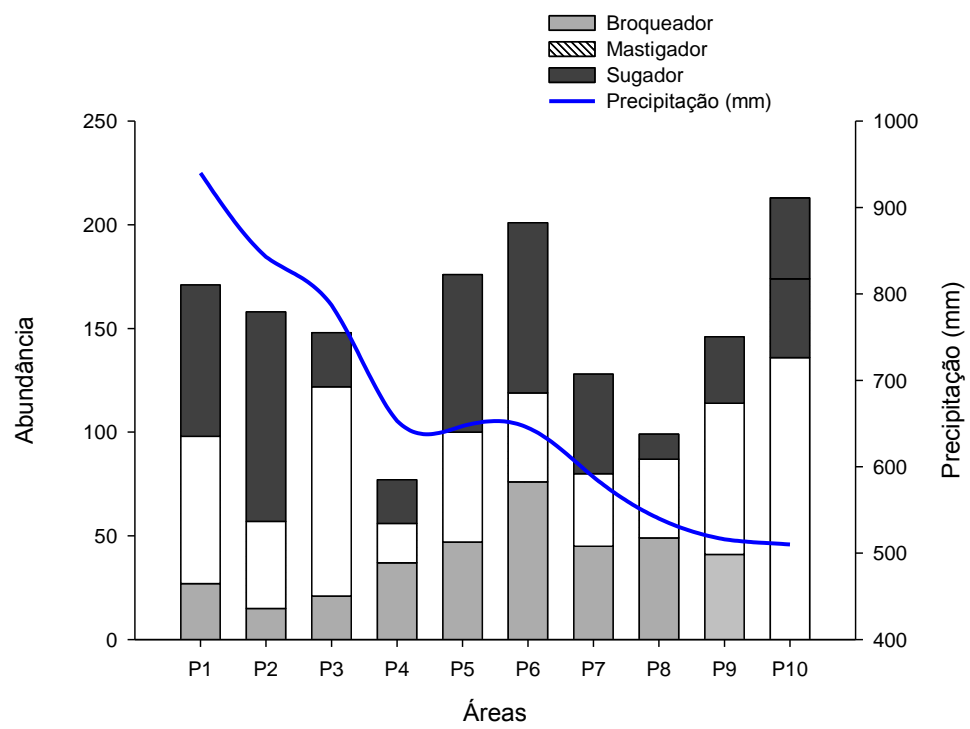
**Figura 2.**

Figura 3.

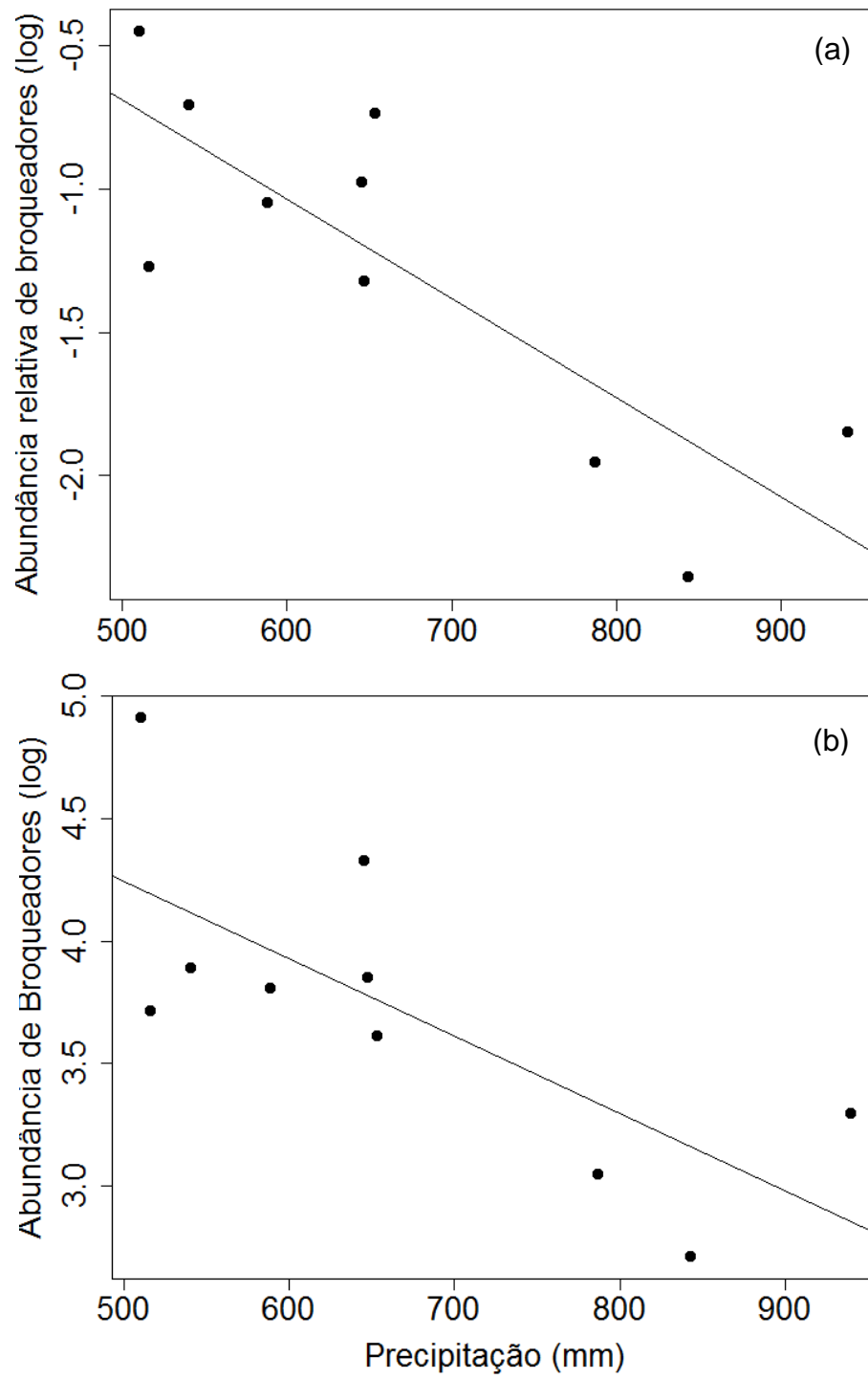


Figura 4.

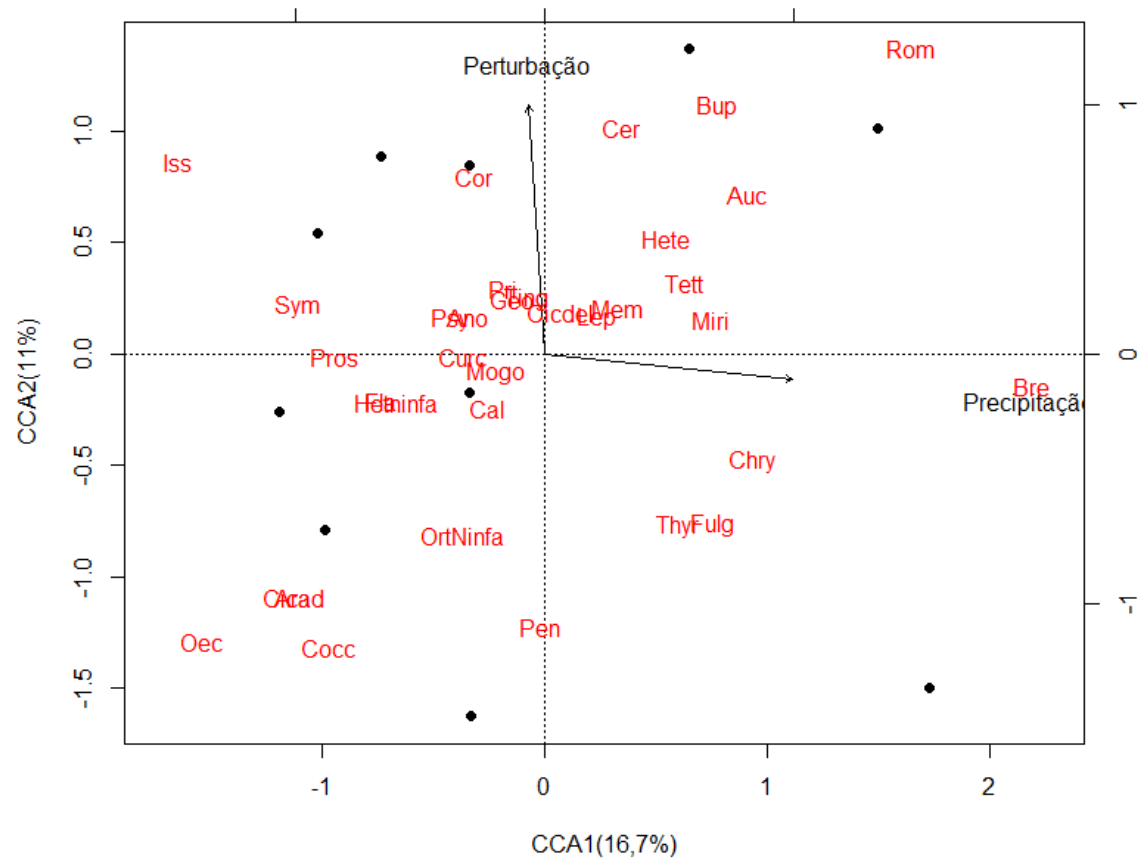
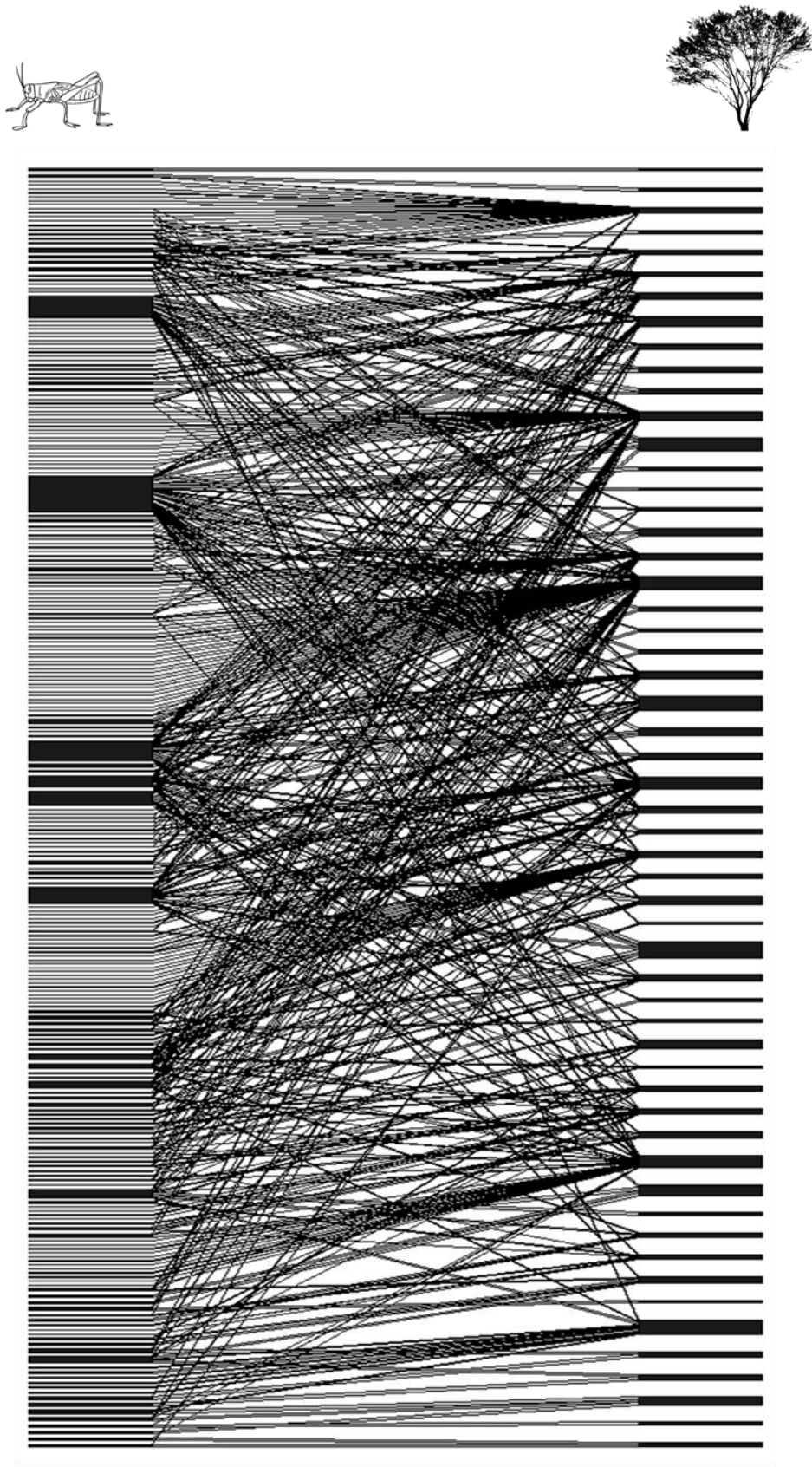
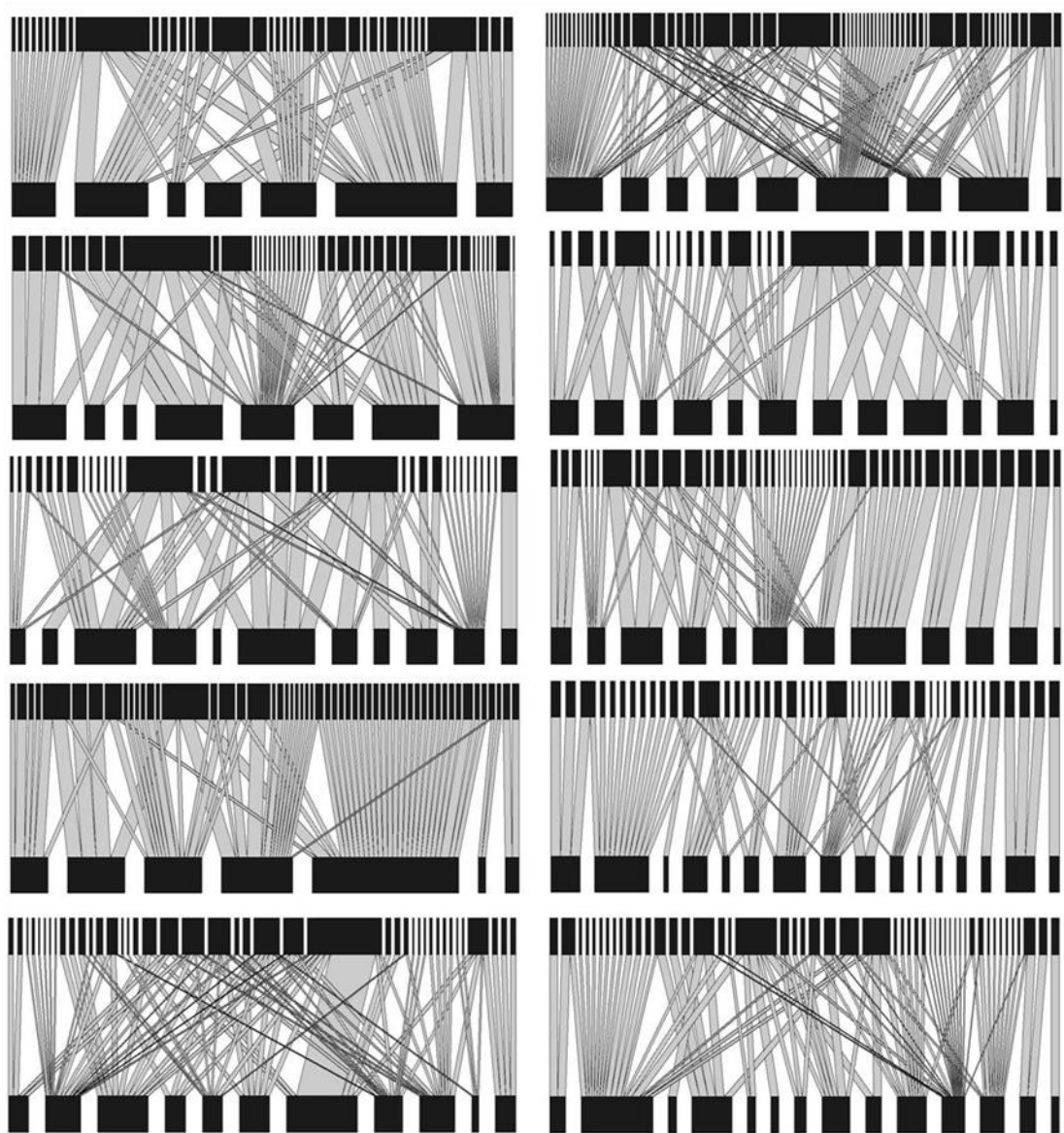
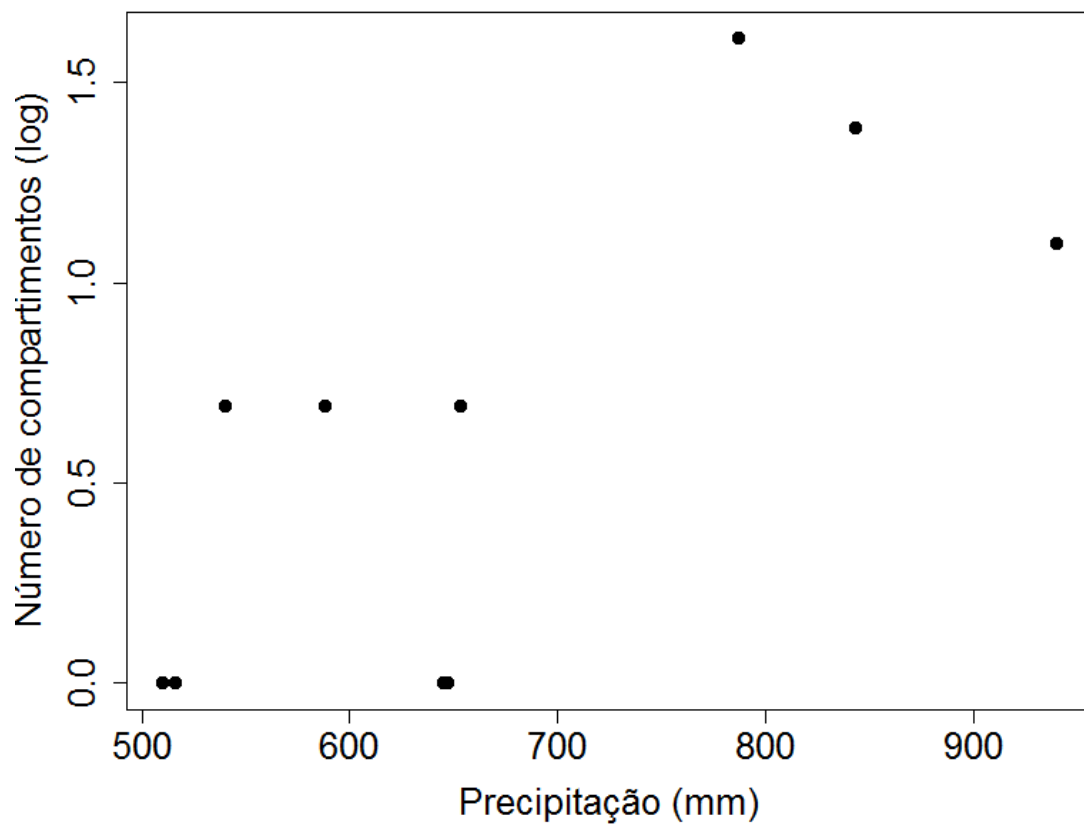


Figura 5.





**Figura 6.**

**Figura 7.**

#### 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados desse estudo indicam que as perturbações antrópicas crônicas e o nível de precipitação não afetam a riqueza, a abundância e a diversidade de insetos herbívoros. Contudo, a precipitação altera a abundância de besouros broqueadores, com um aumento de broqueadores em áreas mais secas. Também foram observadas variações na composição de famílias ao longo do gradiente de precipitação, o que indica que a precipitação exerce influência não só sobre a composição funcional, mas, também, sobre a composição taxonômica de insetos herbívoros.

A literatura aponta resposta antagônicas de broqueadores às condições ambientais, já que Wessling & Giblin-Davis (1993) observaram maior atividade de reprodução e voo em condições mais úmidas, mas Bentz *et al.* (2010) relatam que esta guilda prolifera com aumento da temperatura, que leva a condições mais dessecadas.

Outro resultado importante foi que as interações planta-inseto herbívoro na Caatinga são no geral muito especializadas e com número de subgrupos que interagem mais fortemente entre si (compartimentos) maiores que o esperado ao acaso. A precipitação também afeta essas interações, o que reflete na diminuição do número de subgrupos em áreas mais secas. Embora a precipitação promova variação na composição taxonômica e diferença na ocorrência de subgrupos nas interações planta-herbívoro, as medidas de especialização das redes de interações não se alteram ao longo do gradiente, sugerindo que a especialização é uma característica das interações planta-herbívoro. Esses resultados são similares aos encontrados por outros trabalhos com interações planta-herbívoro no que diz respeito às métricas de redes de interação (Lopez-Carretera *et al.* 2014, Valladares *et al.* 2010). Esses trabalhos mostram que a maioria das métricas não apresenta variações em diferentes ambientes, mesmo que a composição de espécies mude. No entanto a maioria dos trabalhos com insetos

herbívoros em ambientes sazonais mostram forte influência da precipitação na abundância desses insetos, o que não foi encontrado neste estudo.

A especialização das redes de interação é reflexo da produção de defesas por parte das plantas e adaptação e quebra dessas defesas pelos herbívoros, característica das interações planta-herbívoro que não se altera mesmo quando mudam-se as espécies envolvidas ou o ambiente. A compartimentalização também é atributo dessas interações, mas se altera com a precipitação, o que pode ser devido à riqueza de plantas diferente nas áreas do gradiente de precipitação (K. Rito dados não publicados). Apesar de a precipitação ter afetado somente a compartimentalização nas rede de interações, isso consiste em mudança relevante que pode atribuir maior resistência a perdas de interações nessas áreas.

Esses resultados em conjunto apontam para um efeito mais forte da redução da precipitação (a principal expectativa de mudança climática para o Nordeste Brasileiro) sobre os herbívoros da Caatinga que o aumento das perturbações crônicas. Esse padrão é semelhante com o descrito para outros grupos avaliados na mesma área, que têm observado a precipitação influenciando mais fortemente que a perturbação as comunidades de plantas (K. Rito, dados não publicados) e de formigas (G. B. Arcoverde dados não publicados), bem como as interações entre plantas e formigas como dispersão de sementes (F. M. P. Oliveira, dados não publicados) e proteção anti-herbivoria de plantas com nectários extraflorais (T. Câmara dados não publicados). Dessa forma, parece que as mudanças climáticas rápidas esperadas para a região da Caatinga vão provocar alterações importantes e muito mais fortes na sua biota que o verificado até o momento apenas para as perturbações antrópicas crônicas (Leal et al. 2014, 2015; Oliveira et al. 2016; Ribeiro et al. 2015, 2016; Ribeiro-Neto et al. 2016).

Diante destes resultados, percebe-se a importância da precipitação na composição taxonômica e de guildas de insetos herbívoros e sobretudo na manutenção das interações planta-herbívoro. Sob a perspectiva de diminuição da precipitação como o previsto para as mudanças climáticas na Caatinga, esse estudo alerta para o aumento da abundância de insetos que brocam plantas e possível diminuição do número de subgrupos nas interações e consequente perda dessas interações.

## REFERÊNCIAS

- AHRENDTS, A., N. D. BURGESS, S. A. H. MILLEDGE, M. T. BULLING, B. FISHER, J. C. R. SMART, G. P. CLARKE, B. E. MHORO, and S. L. LEWIS. 2010. Predictable waves of sequential forest degradation and biodiversity loss spreading from an African city. **Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.** 107: 14556–61. Available at: <http://www.pnas.org/cgi/content/long/107/33/14556>.
- AIZEN, M. A.; FEINSINGER, P. Bees not to be? Responses of insect pollinator faunas and flower pollination to habitat fragmentation. In: **How landscapes change**. Springer Berlin Heidelberg. p. 111-129, 2003.
- ALLEN, C. D., A. K. MACALADY, H. CHENCHOUNI, D. BACHELET, N. MCDOWELL, M. VENNETIER, T. KITZBERGER, A. RIGLING, D. D. BRESHEARS, E. H. HOGG, P. GONZALEZ, R. FENSHAM, Z. ZHANG, J. CASTRO, N. DEMIDOVA, J.-H. LIM, G. ALLARD, S. W. RUNNING, A. SEMERCI, and N. COBB. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **Forest Ecology and Management** 259:660-684, 2015.
- ALVES, J. J. A.; ARAÚJO, M. A.; NASCIMENTO, S. S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. **Caatinga**, 22(3):126-135, 2009.
- ANDRADE-LIMA, D. The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v.4, p.149-153, 1981
- BASCOMPTE, J., P. JORDANO, C. J. MELIAN, and J. M. OLESEN. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100:9383-9387, 2003.
- BASSET, YVES. Host specificity of arboreal and free-living insect herbivores in rain forests. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 47, n. 2, p. 115-133, 1992.
- BASSET, Y. Local communities of arboreal herbivores in Papua New Guinea: predictors of insect variables. *Ecology* 77: 1909–1916, 1996.
- BATTISTI, C.; POETA, G.; FANELLI, G. An Introduction to Disturbance Ecology: A Road Map for Wildlife Management and Conservation. **Springer**, 2016.
- BENTZ, B. J., J. RÉGNIÈRE, C. J. FETTIG, E. M. HANSEN, J. L. HAYES, J. A. HICKE, R. G. KELSEY, J. F. NEGRÓN, and S. J. SEYBOLD. Climate Change and Bark Beetles of the Western United States and Canada: Direct and Indirect Effects. *Bioscience* 60: 602–613, 2010.
- BERSIER, L.-F.; BANAŠEK-RICHTER, C.; CATTIN, M.-F. Quantitative Descriptors of Food-Web Matrices. **Ecology**, v. 83, n. 9, p. 2394–2407, 2002.
- BLÜTHGEN, N.; FRÜND, J.; VÁZQUEZ, D. P.; MENZEL, F. What Do Interaction

- Network Metrics Tell Us About Specialization and Biological Traits. **Ecology**, v. 89, n. 12, p. 3387–3399, 2008.
- BLÜTHGEN, N.; MENZEL, F.; BLÜTHGEN, N. Measuring specialization in species interaction networks. **BMC ecology**, v. 6, n. 1, p. 9, 2006.
- BORROR, D. J. and D. M. DELONG. Estudo dos Insetos. 7ª edition. Cenagage Learning, São Paulo, Brasil, 2011.
- BROOKS N.; ADGER, W. N.; KELLY, P. M. The determinants of vulnerability and adaptive capacity at the national level and the implications for adaptation. **Global Environmental Change**, n. A (15), p. 151 – 163. 2005.
- BROVKIN, Victor et al. On the stability of the atmosphere-vegetation system in the Sahara/Sahel region. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 103, n. D24, p. 31613-31624, 1998.
- BRUNA, E. M. Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling recruitment in central Amazonia. *Oecologia* 132: 235–243, 2002.
- CAGNOLO, L., A. SALVO, and G. VALLADARES. Network topology: Patterns and mechanisms in plant-herbivore and host-parasitoid food webs. **J. Anim. Ecol.** 80: 342–351, 2011.
- CARSON, W. P., and R. B. ROOT. 2000. Herbivory and plant species coexistence: Community regulation by an outbreaking phytophagous insect. **Ecological Monographs** 70:73-99.
- COLEY, P. D. Patterns of herbivory and plant defenses - Why do herbivores prefer certain species. **Revista De Biologia Tropical** 35:151-164, 1987.
- COLEY, P. D., and J. A. BARONE. Herbivory and plant defenses in tropical forests. **Annu.Rev.Ecol.Syst.** 27: 305–335, 1996.
- CRAWLEY, M. J. Herbivory, the dynamics of animal-plant inter actions. **University of California Press**, Berkeley, California, USA, 1983.
- CASTELLETTI CHM., SANTOS AMM, TABARELLI M, SILVA JMC. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In: LEAL, I.R.; TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. (Eds.) Ecologia e conservação da Caatinga. **Editora Universitária**, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil, Cap.18, p.719-796, 2003.
- CHIANG, J. C. H.; KOUTAVAS, A. Tropical flip-flop connections. **Nature**, n. 432, p. 684-685, 2004.
- CLIMATE CHANGE. Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC (WG I & II). **Cambridge Univ. Press**, Cambridge, 2014.
- CRAWFORD, R. M. M. Trends Review N 114. **New Phytol.** 147, 257, 2000.

- DeANGELIS, D. L. Dynamics in Food Webs and Nutrient Cycling. New York: Chapman and Hall, 1992.
- COLEY, P. D.; BARONE, J. A. Herbivory and plant defenses in tropical forests. **Annu.Rev.Ecol.Syst.**, v. 27, p. 305–335, 1996.
- COLEY, P. D.; BRYANT, J. P.; CHAPIN, F. S. Resource Availability Defense. **Science**, v. 230, n. 4728, p. 895–899, 1985.
- DORMANN, C., and R. STRAUSS. Detecting modules in quantitative bipartite networks: the QuaBiMo algorithm. arXiv Prepr. arXiv 1304.3218, 2013.
- ELTAHIR, Elfatih AB; BRAS, Rafael L. Precipitation recycling. **Reviews of geophysics**, v. 34, n. 3, p. 367-378, 1996.
- FAJARDO, L., J. P. RODRÍGUEZ, V. GONZÁLEZ, and J. M. BRICEÑO-LINARES. Restoration of a degraded tropical dry forest in Macanao, Venezuela. **Journal of Arid Environments** 88:236-243, 2013
- FILGUEIRAS, B.K.C., IANNUZZI, L. & LEAL, I.R. 2011. Habitat fragmentation alters the structure of dung beetle communities in the Atlantic Forest. **Biological Conservation** 144: 362369.
- FOLKE, C., S. CARPENTER, B. WALKER, M. SCHEFFER, T. ELMQVIST, L. GUNDERSON, and C. S. HOLLING. Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** 35:557-581, 2004.
- GENTRY, A. H. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, p. 1-34, 1988.
- GILMAN, S. E. et al. A framework for community interactions under climate change. **Trends in Ecology & Evolution**, n. 25(6), p. 325-331, 2010.
- GIRÃO, L. C., LOPES, A. V., TABARELLI, M., & BRUNA, E. M. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic forest landscape. **PLoS One**, 2(9), e908, 2007.
- GUIMARAES, P. R., Jr., G. MACHADO, M. A. de AGUIAR, P. JORDANO, J. BASCOMPTE, A. PINHEIRO, and S. F. DOS REIS. 2007. Build-up mechanisms determining the topology of mutualistic networks. *Journal of Theoretical Biology* 249:181-189.
- GULLAN, P.J., Cranston O.S. Os Insetos: um resumo de entomologia. 4. ed. São Paulo: **Roca**, 479 p, 2012.



- HADDAD, N.M., CRUTSINGER, G.M., GROSS, K., HAARSTAD, J., KNOPS, J.M.H. & TILMAN, D. Plant species loss decreases arthropod diversity and shifts trophic structure. **Ecology Letters**, 12(10), 1029-1039, 2009.
- HADDAD, N. M., G. M. CRUTSINGER, K. GROSS, J. HAARSTAD, and D. TILMAN. Plant diversity and the stability of foodwebs. **Ecol. Lett.** 14: 42–46, 2011.
- HELENO, R. H., R. S. CEIA, J. A. RAMOS, and J. MEMMOTT. Efectos de plantas ex'óticas sobre la abundancia y biomasa de insectos: Un enfoque de red alimenticia. **Conserv. Biol.** 23: 410–419, 2009.
- HIROTA, M., M. HOLMGREN, E. H. VAN NES, AND M. SCHEFFER. Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. **Science** 334:232–235, 2011.
- HOBBS, R. J.; ARICO, S.; ARONSON, J.; et al. Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world order. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, n. 1, p. 1–7, 2006.
- HOFFMANN, B. D. and A. N. ANDERSEN. Responses of ants to disturbance in Australia, with particular reference to functional groups. **Austral Ecology** 28:444-464, 2003.
- HOLMGREN, M., SCHEFFER, M., EZCURRA, E., GUTIÉRREZ, J. R., MOHREN, G. M. J. El Niño effects on the dynamics of terrestrial ecosystems. **Trends Ecol. Evol.** 16, 89 (2001).
- HUGHES, L. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? **Trends Ecol. Evol.** 15, 56±61, 2000.
- IANNUZZI, L., A.C.D. MAIA, C.E.B. NOBRE, D.K. SUZUKI and F.J.A. MUNIZ. Padrões locais de diversidade de Coleoptera (Insecta) em vegetação de Caatinga, p. 367-389. In: LEAL, I.R., M. TABARELLI and J.M.C. SILVA. (Org.). Ecologia e conservação da caatinga. **Editora Universitária** da Universidade Federal do Pernambuco, Recife, 822p, 2003.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional de Amostras de Domicílios - Síntese de Indicadores 2003. Rio de Janeiro. 224p, 2004.
- IVES, A.R. & CARDINALE, B.J. "Food-web interactions govern the resistance of communities after non-random extinctions." **Nature** 429.6988 : 174-177, 2004.
- IPCC- Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability- Contribution of Working Group 2 to the IPCC Third Assessment Report. **Cambridge University Press**, Cambridge, UK, 2014.
- JANZEN. Differences in Insect Abundance and Diversity Between Wetter and Drier

Sites During a Tropical Dry Season Author ( s ): Daniel H . Janzen and Thomas W . Schoener Reviewed work ( s ): Published by : **Ecological Society of America** v. 49, n. 1, p. 96–110, 1968.

JANZEN, D.H. Caterpillar seasonality in a Costa Rican dry forest. In: Stamp NE, Casey TM, editors. Caterpillars. Ecological and evolutionary constraints on foraging. Chapman and Hall, New York. pp. 448–477, 1993.

JOERN, A. and S. MOLE. The plant stress hypothesis and variable responses by blue grama grass (*Bouteloua gracilis*) to water, mineral nitrogen, and insect herbivory. **J Chem Ecol** 31:2069-2090, 2005.

JORDANO, P. Patterns of Mutualistic Interactions in Pollination and Seed Dispersal: Connectance, Dependence Asymmetries, and Coevolution. **American Naturalist**, 1987.

KAARTINEN, R.; ROSLIN, T. Shrinking by numbers: Landscape context affects the species composition but not the quantitative structure of local food webs. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, n. 3, p. 622–631, 2011.

KEARNS, Carol A.; INOUE, David W.; WASER, Nickolas M. Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. **Annual review of ecology and systematics**, p. 83-112, 1998.

KEDDY, Paul A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 3, n. 2, p. 157-164, 1992.

KROL, M. S.; JAEGAR, A.; BRONSTERT, A.; KRYWKOW, J. The semiarid integrated model (SDIM), a regional integrated model assessing water availability, vulnerability of ecosystems and society in NE-Brazil. **Physics and Chemistry of the Earth**, n. (B) 26, p. 529-533, 2001.

KELLY, D. W.; PATERSON, R. A.; TOENSEND, C. R.; POULIN, R.; TOMPKINS, D. M. Concepts & Synthesis. **Ecology**, v. 90, n. 8, p. 2047–2056, 2009.

KRAUSE, A. E.; FRANK, K. A; MASON, D. M.; ULANOWICZ, R. E.; TAYLOR, W. W. Compartments revealed in food-web structure. **Nature**, v. 426, n. 6964, p. 282–285, 2003.

KÖPPEN, W. GEIGER, R. Klimate der Erde. Gotha: Verlag Justus Perthes. Wall-map 150cmx200cm, 1928.

LAURANCE, W. F. COCHRANE, M. A. Synergistic effects in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, n. 15, p. 1488–1489, 2001

LAURANCE, W.F., LOVEJOY, T.E., VASCONCELOS, H.L., BRUNA, E.M., DIDHAM, R.K., STOUFFER, P. C., GASCON, C., BIERREGAARD, R.O. JR, LAURANCE SG, AND SAMPAIO E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conserv Biol** 16:605–618, 2002.

- LAWTON, A. J. H., D. R. STRONG, S. THE, A. NATURALIST, and N. SEP. The University of Chicago Community Patterns and Competition in Folivorous Insects. 118: 317–338, 2014.
- LEAL, L. C.; ANDERSEN, A. N.; LEAL, I. R. Anthropogenic disturbance reduces seed-dispersal services for myrmecochorous plants in the Brazilian Caatinga. **Oecologia**, v. 174, n. 1, p. 173–181, 2014.
- LEAL, L. C.; ANDERSEN, A. N.; LEAL, I. R. Disturbance Winners or Losers? Plants Bearing Extrafloral Nectaries in Brazilian Caatinga. **Biotropica**, v. 0, n. 0, p. 1–7, 2015a.
- LEAL, I. R., B. K. C. FILGUEIRAS, J. P. GOMES, L. IANNUZZI, AND A. N. ANDERSEN. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. **Biodiversity and Conservation**. 21: 1687–1701, 2012.
- LEAL, I., A. BIEBER, M. TABARELLI, AND A. N. ANDERSEN. Biodiversity surrogacy: indicator taxa as predictors of total species richness in Brazilian Atlantic forest and Caatinga. **Biodiversity and Conservation** 19:3347-3360, 2010.
- LEAL, I.R., SILVA, J.M.C., TABARELLI, M., LACHER, T.E. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. **Conservation Biology** 19: 701–706, 2005.
- LEAL, L. C., ANDERSEN, A. N., LEAL, I. R. Disturbance Winners or Losers? Plants Bearing Extrafloral Nectaries in Brazilian Caatinga. **Biotropica** 47: 468-474, 2015b
- LEAL, I. R., B. K. C. FILGUEIRAS, J. P. GOMES, L. IANNUZZI, and A. N. ANDERSEN. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. **Biodivers. Conserv.** 21: 1687–1701, 2012.
- LEAL, L. C., A. N. ANDERSEN, and I. R. LEAL. Anthropogenic disturbance reduces seed-dispersal services for myrmecochorous plants in the Brazilian Caatinga. **Oecologia** 174: 173–181, 2014.
- LEGENDRE, P., J. OKSANEN, and C. J. F. TER BRAAK. 2011. Testing the significance of canonical axes in redundancy analysis. **Methods in Ecology and Evolution** 2:269-277.
- LÔBO, D.; LEÃO, T.; MELO, F. P. L.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI M. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity Distribution**, n. 17, p. 287-296, 2011.
- LOPEZ-CARRETERO, A., C. DIAZ-CASTELAZO, K. BOEGE, and V. RICO-GRAY. Evaluating the spatio-temporal factors that structure network parameters of plant-herbivore interactions. **PLoS One** 9, 2014.

- OLESEN, J. E. N. S. M. O. Geographic Patterns in Plant – Pollinator Mutualistic Networks. , v. 83, n. 9, p. 2416–2424, 2000.
- ØDEGAARD, F. Host specificity, alpha- and beta-diversity of phytophagous beetles in two tropical forests in Panama. **Biodivers Conserv** 15: 83-105. *Oikos* 118: 807–808, 2006.
- LEWINSOHN, T. M., P. I. PRADO, P. JORDANO, J. BASCOMPTE, and J. M. OLESEN. Structure in plant-animal interaction assemblages. **Oikos** 113:174-184, 2006.
- LEWIS, K.J., LINDGREN B.,S. A conceptual model of biotic disturbance ecology in the central interior of B.C.: how forest management can turn Dr. Jekyll into Mr. Hyde.**Forestry Chronicle** 76,433–43. 2000
- LOPES, A. V., L. C. GIRAO, B. A. SANTOS, C. A. PERES, and M. TABARELLI. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation** 142:1154-1165, 2009.
- LOPEZ-CARRETERO, A.; DIAZ-CASTELAZO, C.; BOEGE, K.; RICO-GRAY, V. Evaluating the spatio-temporal factors that structure network parameters of plant-herbivore interactions. **PLoS ONE**, v. 9, n. 10, 2014.
- MAGRIN, G.O., MARENGO, J. A., BOULANGER, J. P., BUCKERIDGE, M.S., CASTELLANOS, E. POVEDA, G., SCARANO, F. R. VICUÑA, S. Central and South America. In: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. **Cambridge University Press**, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, p. 1499-1566. 2014.
- MAGURRAN, A.E. Ecological Diversity and its Measurement. **Princeton University Press**, p.179, 1988.
- MARENGO, J. A. Mudanças climáticas globais e seus efeitos sobre a biodiversidade: caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI. Brasília: **MMA**, 2007.
- MARTORELL, C. and PETERS, E.M. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. **Biol Conserv** 124:199–207, 2005
- MAY, R. Stability and Complexity in Model Ecosystems. **Princeton University Press**, 1973.
- MCDOWELL, N., W. T. POCKMAN, C. D. ALLEN, D. D. BRESHEARS, N. COBB, T. KOLB, J. PLAUT, J. SPERRY, A. WEST, D. G. WILLIAMS, and E. A. YEPEZ. 2008. Mechanisms of plant survival and mortality during drought: Why do

- some plants survive while others succumb to drought? **New Phytol.** 178: 719–739, 2008.
- MELIÁN, Carlos J.; BASCOMPTE, Jordi. Food web structure and habitat loss. **Ecology Letters**, v. 5, n. 1, p. 37–46, 2002.
- MEYER, S. T., F. ROCES, and R. WIRTH. Selecting the drought stressed: effects of plant stress on intraspecific and within plant herbivory patterns of the leaf-cutting ant *Atta colombica*. **Functional Ecology** 20:973–984, 2006.
- MORRIS, R. J.; GRIPENBERG, S.; LEWIS, O. T.; ROSLIN, T. Antagonistic interaction networks are structured independently of latitude and host guild. **Ecology Letters**, v. 17, n. 3, p. 340–349, 2014.
- MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. Ecology of tropical dry forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, n. 1, p. 67–88, 1986.
- NAKAGAWA, M., T. ITIOKA, K. MOMOSE, T. YUMOTO, F. KOMAI, K. MORIMOTO, B. H. JORDAL, M. KATO, H. KALIANG, A A HAMID, T. INOUE, and T. NAKASHIZUKA. Resource use of insect seed predators during general flowering and seeding events in a Bornean dipterocarp rain forest. **Bull. Entomol. Res.** 93: 455–466, 2003.
- NIMER, E. Climatologia da região Nordeste do Brasil. Introdução à climatologia dinâmica. **Revista Brasileira de Geografia**, n. 34, p. 3–51, 1972
- NOBRE, C. A.; SELLERS, P. J.; SHUKLA, J. Amazonian Deforestation and Regional Climate Change. **J. Climate**, n. 4, p. 957–988. 1991.
- NOBRE, Carlos Afonso; BORMA, Laura De Simone. ‘Tipping points’ for the Amazon forest. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 1, n. 1, p. 28–36, 2009.
- NOVOTNY, V.; BASSET, Y. Host specificity of insect herbivores in tropical forests. **Proceedings of The Royal Society B**, v. 272, n. June, p. 1083–1090, 2005.
- NOVOTNY, V.; BASSET, Y.; MILLER, S. E.; et al. Local Species Richness of Leaf-Chewing Insects Feeding on Woody Plants from One Hectare of a Lowland Rainforest\rRiqueza de Especies Locales de Insectos Masticadores de Hojas en Plantas Leñosas de una Hectárea de Selva Lluviosa. **Conservation Biology**, v. 18, n. 1, p. 227–237, 2004.
- NOVOTNY, V.; DROZD, P.; MILLER, S. E.; KULFAN, M. Why Are There So Many Species of Herbivorous Insects in Tropical Rainforests? **Natural History**, v. 738, n. August, p. 2003–2006, 2006.
- NOVOTNY, V.; MILLER, S. E.; BAJE, L.; et al. Guild-specific patterns of species richness and host specialization in plant-herbivore food webs from a tropical forest. **Journal of Animal Ecology**, v. 79, n. 6, p. 1193–1203, 2010.

- NOVOTNY, V. 2009. Beta diversity of plant-insect food webs in tropical forests: A conceptual framework. **Insect Conserv. Divers.** 2: 5–9.
- NOVOTNY, V., S. E. MILLER, J. HULCR, R. A. I. DREW, Y. BASSET, M. JANDA, G. P. SETLIFF, K. DARROW, A. J. A STEWART, J. AUGA, B. ISUA, K. MOLEM, M. MANUMBOR, E. TAMTIAI, M. MOGIA, and G. D. WEIBLEN. Low beta diversity of herbivorous insects in tropical forests. **Nature** 448: 692–5, 2007. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17687324>.
- OLIVEIRA, F. M. P.; RIBEIRO NETO, J. D.; ANDERSEN, A. N.; LEAL, I. R. Chronic anthropogenic disturbance as a secondary driver of ant community structure: interactions with soil type in Brazilian Caatinga. **Environmental Conservation**, 2016.
- PENNINGTON, R.T., LAVIN, M. & OLIVEIRA-FILHO, A. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from Seasonally Dry Tropical Forests. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, 40, 437–457, 2009.
- PETERS, R. L. Effects of global warming on forests. **Forest Ecology and Management**, n. 35, p. 13-33. 1990.
- PICKETT, S. T. A. AND P. S. WHITE. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. **Academic Press**, New York, 1985.
- PIMM, S.L. Structure of food webs. **Theoretical Population Biology** 16, 144-158, 1979.
- PIMM, S. L.; LAWTON, J. H.; COHEN, J. E. Food Web Patterns and Their Consequences. **Nature**, v. 350, n. 6320, p. 669–674, 1991.
- PHILANDER, S. G. El Niño, La Niña, and the Southern Oscillation. **Academic Press**, New York, 1990.
- PRADO, D. As caatingas da América do Sul. p. 3-73 in LEAL, I. R., TABARELLI, M. & SILVA, J. M. C. (eds.) Ecologia e conservação da Caatinga. **Editora Universitária**, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2003.
- PRADO, P. I. and T. M. LEWINSOHN. Compartments in insect-plant associations and their consequences for community structure. **Journal of Animal Ecology** 73:1168-1178, 2004.
- PRICE, P. W. 2002 Resource-driven terrestrial interaction webs. **Ecol. Res.** 17, 241–247.
- PUTTEN, W. H. VAN DER; RUITER, P. C. DE; BEZEMER, T. M.; et al. Trophic interactions in a changing world. **Basic and Applied Ecology**, v. 5, n. 6, p. 487–494, 2004.

- RAFAEL, J.A., MELO, G.A.R., CARVALHO, C.J.B. de, CASARI, S.A.,  
CONSTANTINO, R. Insetos do Brasil: Diversidade e Taxionomia. Ribeirão  
Preto: **Holos Editora**, p 810, 2012.
- RAFFA KF, AUKEMA BH, BENTZ BJ, CARROLL AL, HICKE JA, TURNER MG,  
ROMME WH. Cross-scale drivers of natural disturbances prone to anthropogenic  
amplification: Dynamics of biome-wide bark beetle eruptions. **BioScience** 58:  
501–517, 2008.
- RIBEIRO NETO, J. D., B. X. PINHO, S. T. MEYER, R. WIRTH, AND I. R. LEAL.  
Drought stress drives intraspecific choice of food plants by *Atta* leaf-cutting ants.  
**Entomol. Exp. Appl.** 144: 209–215, 2012
- RIBEIRO, E. M. S.; ARROYO-RODRIGUEZ, V.; SANTOS, B. A.; TABARELLI, M.;  
LEAL, I. R. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological  
impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied  
Ecology**, v. 52, n. 3, p. 611–620, 2015.
- RIBEIRO, E. M. S.; SANTOS, B. A.; ARROYO-RODRIGUEZ, V.; et al. Phylogenetic  
impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in  
the Brazilian Caatinga. **Ecology**, v. 97, n. JANUARY, p. 1583–1592, 2016.
- RIBEIRO-NETO, J. D.; ARNAN, X.; TABARELLI, M.; LEAL, I. R. Chronic  
anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities  
in the Brazilian Caatinga. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 5, p. 943–  
956, 2016.
- RITO, K.F. Estruturação de comunidades de plantas lenhosas da caatinga: o efeito dos  
distúrbios antrópicos em um gradiente de precipitação (Tese de doutorado).  
**PPGBV-UFPE**, 2016.
- RZANNY, M.; VOIGT, W. Complexity of multitrophic interactions in a grassland  
ecosystem depends on plant species diversity. **Journal of Animal Ecology**, v. 81,  
n. 3, p. 614–627, 2012.
- RUDD, W. G. and R. L. JENSEN. 1977. Sweep net and ground cloth sampling for  
insects in soybeans. **Journal of Economic Entomology** 70:301-304.
- SAGAR, R., RAGHUBANSHI, A. S. & SINGH, J. S. Tree species composition,  
dispersion and diversity along a disturbance gradient in a dry tropical forest region  
of India. **Forest Ecology and Management** 186: 61-71, 2003.
- SANTOS, B. A., C. PERES, M. A. OLIVEIRA, A. GRILLO, C. P. ALVES-COSTA,  
M. TABARELLI. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in  
Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation** 141:249-  
260, 2008.
- SANDERSON, E. W.; JAITEH, M.; LEVY, M. A.; et al. The Human Footprint and the  
Last of the Wild. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 891, 2002.

- SANTOS, B. A., V. ARROYO-RODRÍGUEZ, C. E. MORENO, AND M. TABARELLI. Edge-related loss of tree phylogenetic diversity in the severely fragmented Brazilian Atlantic forest. **PLoS ONE** 5:e12625, 2010.
- SANTOS, J. C., LEAL, I. R., ALMEIDA-CORTEZ, J. S., FERNANDES, G. W. & TABARELLI, M. Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. **Tropical Conservation Science** 4: 276-286, 2011.
- SCHERBER, C., EISENHAUER, N., WEISSER, W.W., SCHMID, B., VOIGT, W., FISCHER, M., SCHULZE, E.D., ROSCHER, C., WEIGELT, A., ALLAN, E., BESSLER, H., BONKOWSKI, M., BUCHMANN, N., BUSCOT, F., CLEMENT, L.W., EBELING, A., ENGELS, C., HALLE, S., KERTSCHER, I., KLEIN, A.M., KOLLER, R., KONIG, S., KOWALSKI, E., KUMMER, V., KUU, A., LANGE, M., LAUTERBACH, D., MIDDELHOFF, C., MIGUNOVA, V.D., MILCU, A., MULLER, R., PARTSCH, S., PETERMANN, J.S., RENKER, C., ROTTSTOCK, T., SABAIS, A., SCHEU, S., SCHUMACHER, J., TEMPERTON, V.M. & TSCHARNTKE, T. Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. **Nature**, 468, 553–556, 2010.
- SCHEFFER, M., S. CARPENTER, J. A FOLEY, C. FOLKE, and B. WALKER. Catastrophic shifts in ecosystems. **Nature** 413: 591–6, 2001.
- SCHOENER, T.W. Food webs from the small to the large. *Ecology*. 70(6) 1559 - 1589, 1989. SAMPAIO, E.V.S.B. Overview of the Brazilian caatinga. Seasonally dry tropical forests (ed. by S.H. Bullock, H.A. Mooney and E. Medina), pp. 35–63. **Cambridge University Press**, Cambridge, 1995.
- SCHULZ, K., VOIGT, K., BEUSCH, C., ALMEIDA-CORTEZ, J. S., KOWARIK, I., WALZ, A., CIERJACKS, A. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, 367, 62–70, 2016.
- SILVA, A. O., MOURA, G. B. A. and KLAR, A.E. Classificação climática de thornthwaite e sua aplicabilidade agroclimatológica nos diferentes regimes de precipitação em Pernambuco. **Irriga, Botucatu**, v. 19, n. 1, p. 46-60, 2014.
- SINGH, S. P.; BARBIER, E. B. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. **Environmental Conservation**, v. 24, n. 7, p. 1–2, 1996.
- SINGH SP, Rawat Y. S, & Garkoti S. C. Failure of brown oak (*Quercus semecarpifolia*) to regenerate in central Himalaya: A case of environmental semisurprise. **Current Science** 73, 371–374, 1997.
- SINGH, S. P. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. **Environmental Conservation** 25:1-2, 1998.
- SNE. Parque Nacional do Catimbau/PE. Projeto técnico. **Probio/MMA**, Banco Mundial, Gef, Cnpq. Mimeo, 151 p, 2002.



- SOUSA, P. W. The role of disturbances on natural communities. **Ann. Ver. Ecol. Syst.** 15: 353 -91, 1984.
- STORK, N. E. Insect diversity: facts, fiction and speculation. **Biol. F. Linn. Soc.** 35 321- 337, 1988.
- STOUFFER, D. B.; BASCOMPTE, J. Compartmentalization increases food-web persistence. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 9, p. 3648–52, 2011.
- TABARELLI, M., J. M. C. SILVA, and C. GASCON. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation** 13:1419-1425, 2004
- TER BRAAK, C. J. F. Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. **Ecology** 67:1167-1179, 1986.
- THUILLER, W. Biodiversity: climate change and the ecologist. **Nature**, v. 448, n. 7153, p. 550-552, 2007.
- THÉBAULT, E.; FONTAINE, C. Stability of ecological communities and the architecture of mutualistic and trophic networks. **Science**, v. 329, n. 5993, p. 853–856, 2010.
- THOMPSON, J. N. Evolutionary ecology of the relationship between oviposition preference and performance of off spring in phytophagons insects. **Entomol. exp. appl.** 47: 3–14, 1988.
- THOMPSON, J. N. AND CUNNINGHAM, B.M. Geographic structure and dynamics of coevolutionary selection. **Nature**, v. 417, n. 6890, p. 735-738, 2002.
- THORNTHWAITE, C.W. MATHER, J.R. The Water Balance. Centerton, NJ: Drexel Institute of Technology, Laboratory of Climatology. 104p. **Publications in Climatology**, v.8, n.1, 1955.
- TILMAN, D., HILL, J. and LEHMAN, C. Carbon-negative biofuels from low-input high-diversity grassland biomass. **Science**, 314, 1598–1600, 2006.
- TSCHARNTKE, T. A. DEWENTER, I. S. KRUESS, A. and THIES, C. Characteristics of insect populations on habitat fragments: a mini review. **Ecological Research** 17:229-239, 2002.
- TYLIANAKIS, J. M.; TSCHARNTKE, T.; LEWIS, O. T. Habitat modification alters the structure of tropical host-parasitoid food webs. **Nature**, v. 445, n. 7124, p. 202–205, 2007.
- TYLIANAKIS, J. M., E. LALIBERTÉ, A. NIELSEN, and J. BASCOMPTE. Conservation of species interaction networks. **Biol. Conserv.** 143: 2270–2279.

Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.004>, 2010.

- URETA, C.; MARTORELL, C. Identifying the impacts of chronic anthropogenic disturbance on two threatened cacti to provide guidelines for population-dynamics restoration. **Biological Conservation**, v. 142, n. 10, p. 1992–2001, 2009. Elsevier Ltd.
- VALLADARES, G., L. CAGNOLO, and A. SALVO. Forest fragmentation leads to food web contraction. **Oikos** 121: 299–305, 2012.
- VÁZQUEZ, D. P., and M. A. AIZEN. Community-wide patterns of specialization in plant–pollinator interactions revealed by null models. Pages 200–219 in N. M. WASER and J. OLLERTON, editors. Plant–pollinator interactions: from specialization to generalization. **University of Chicago Press**, Chicago, Illinois, USA, 2006.
- VILLA-GALAVIZ, E.; BOEGE, K.; DEL-VAL, E. Resilience in Plant-Herbivore Networks during Secondary Succession. **PLoS ONE**, v. 7, n. 12, 2012.
- VITOUSEK, Peter M. et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. **Ecological applications**, v. 7, n. 3, p. 737–750, 1997.
- VEBLEN, K. E. and T. P. YOUNG. 2010. Contrasting effects of cattle and wildlife on the vegetation development of a savanna landscape mosaic. **Journal of Ecology** 98:993–1001, 2010.
- WADSWORTH, F. H. Production of usable wood from tropical forests. See Ref. 39a, pp. 279–88, 1983.
- WALTHER, G.R., BURGA, C. A. & EDWARDS, P. J. (eds). ``Fingerprints" of Climate Change Adapted Behaviour and Shifting Species Ranges. **Kluwer Academic/Plenum**, New York, 2001.
- WARDHAUGH, C. W., W. EDWARDS, and N. E. STORK. The specialization and structure of antagonistic and mutualistic networks of beetles on rainforest canopy trees. **Biol. J. Linn. Soc.** 114: 287–295, 2015.
- WEISSLING, T., and R. GIBLIN-DAVIS. Water loss dynamics and humidity preference of *Rhynchophorus cruentatus* (Coleoptera: Curculionidae) adults. **Environ. Entomol.** 22: 93–98, 1993.
- WIRTH, R., S. T. MEYER, I. R. LEAL, and M. TABARELLI. Plant-herbivore interactions at the forest edge. **Progress in Botany** 69:423–448, 2008.
- WALTHER, G. R.; POST, E.; CONVEY, P.; et al. Ecological responses to recent climate change. **Nature**, v. 416, n. 6879, p. 389–395, 2002.
- WHITE, P. S. Pattern, process, and natural disturbance in vegetation.pdf. **The botanical review**, v. 45, p. 229–299, 1979.

WHITE, T. C. R. Plant vigour versus plant stress: A false dichotomy. **Oikos** 118: 807–808, 2009.

ZAR, J. H. Biostatistical Analysis. 4th edition. Prentice Hall, New Jersey, 1999.

## ANEXO A

### Normas para os autores do periódico *Biotropica*

#### Biotropica Manuscript Template

**General Instructions on using this template:** Using this template and following the guidelines below will help you in assembling your manuscript to meet *Biotropica*'s format and will help us in processing your paper.

**When you are ready to submit, please delete the text on this introductory page.**

Submit the entire manuscript, including figures and tables, as a single Microsoft Word document (\*.doc or \*.docx), or equivalent for Linux. **Do NOT submit papers as pdf files.**

You can submit your paper via: <http://mc.manuscriptcentral.com/bitropica>. Contact the *Biotropica* Office at [office@biotropica.org](mailto:office@biotropica.org) if you have any questions or need assistance.

#### MANUSCRIPT FORMAT

Use 8.5"x11" page size (letter size) with a 1" margin on all sides. Align left and do not justify the right margin. Number all pages starting with the title page and include continuous line numbers.

Double space throughout the manuscript, including tables, figures and title legends, abstract, and literature cited.

Use Times New Roman 12-point font throughout except in figures, for which Arial is preferred.

Use the abbreviations provided in Section D (below) throughout the text.

Assemble manuscripts in this order:

- a. Title page
- b. Abstract(s)
- c. Key words
- d. Text
- e. Acknowledgments
- f. Data availability statement
- g. Literature cited
- h. Tables
- i. Figure legends
- j. Figures
- k. Supplementary Information

#### . TITLE PAGE

**Running Heads:** Include two running heads two lines below the top of the page. The left running head (LRH) lists the authors and the right running head (RRH) provides a short, descriptive title. The format is as follows:

LRH:Yaz,Pirozki,andPeigh  
(maynotexceed50characters, three or more authors useYazetal.)

RRH:SeedDispersalbyPrimates  
(usecapitals;maynotexceed50charactersorsixwords)

**Title:** No more than 12 words (usually),flushleft,near themiddleof the page. Use BoldType.

Wherespeciesnamesaregiveninthetitle,itshouldbecleartogeneralreaderswhattype(s)oforganism(s)arebeingreferredto,eitherbyusingFamilyappellationorcommonname:

‘InvasionofAfricansavannawoodlandsbytheJellyfishtree*Medusagyneoppositifolia*’,**OR**‘InvasionofAfricansavannawoodlandsby*Medusagyneoppositifolia*(Medusagynaceae)’

Titlesthatincludeageographiclocalityshouldmakesurethatthisiscleartothegeneralreader:

‘Effect of habitat fragmentation on pollination networks onFlores,Indonesia’,**NOT**  
‘Effect of habitat fragmentation and pollination networks onFlores’.

**Authors:** Belowtitle,include the author(s)name(s),affiliation(s),andunabbreviatedcompleteaddress(es).Use superscriptnumber(s)followingauthor(s)name(s)toindicatecurrentlocation(s)ifdifferentthan above.Inmulti-authoredpapers,additionalfootnotesuperscripts maybeusedtoindicate thecorrespondingauthorand e-mailaddress. Although geographicalplacenames shoulduse theEnglishspellinginthetext(e.g., Zurich,Florence,Brazil),authors mayusetheirpreferredspellingwhenlistingtheiraffiliation(e.g., Zürich,Firenze,Brasil).

#### **Submission and Acceptance Dates:**

Atthebottomofthetitlepageeveryarticlemustinclude:Received \_\_\_\_; revisionaccepted \_\_\_\_\_.(*Biotropica*willfill in the dates.)

### **B. ABSTRACT PAGE (Page1)**

1. **Abstracts:** Abstractshave maximum of250wordsforpapersand reviews and 50wordsforInsights. There is no abstractforCommentary papers.
2. The Abstract should includebriefstatementsabouttheintent or purpose,materialsandmethods,results,andsignificanceoffindings. Donotuseabbreviationsintheabstract.
3. *Authors are strongly encouraged to provide a secondabstractinthelanguagerelevanttothe countryinwhichtheresearchwasconducted.*

The second abstract will be published in the online versions of the article.  
This second abstract should follow the first abstract.

### C. KEY WORDS

1. **Key words:** Provide up to eight keywords after the abstract, separated by a semi-colon (;). Keywords should be in English (with the exception of taxonomic information) and listed alphabetically.
2. Include the location of the study as a key word if it is not already mentioned in the title (see example below). Keywords should *not* repeat words used in the title. Avoid words that are too broad or too specific. (e.g.,  
*Keywords:* Melastomataceae; *Miconia argentea*; seed dispersal; Panama; tropical wet forest).

### D. TEXT

1. Headings:
  - a. There is no subject heading for the Introduction. Instead, the first line or phrase of the Introduction should be in small caps.
  - b. Main headings are **METHODS**, **RESULTS**, and **DISCUSSION** in bold and capital letters and flush left.
  - c. Indent all but the first paragraph of each section.
  - d. Leave one blank line between main heading and text.
  - e. Second-level headings should be in small caps and flush left. The sentence following the second-level heading should begin with an em-dash and the first word should be capitalized. (e.g., Inventory technique.—The ant inventory...).
  - f. Use no more than second-level headings.
  - g. Insights submissions do not use any subject headings.

When using previously published data in analyses please cite both the data archive(s) and the original manuscript(s) for which they were collected in the text: “We used previously archived data (Bruna et al 2011a,b) in our simulations.”, where a is the data archive and b is the publication. Be sure both citations are included in the literature cited (see below for an example):

Do not use footnotes in the main text.

Refer to figures as

‘Fig. 1’, and tables as ‘Table 1’. Reference to online Supporting Information is referred to as ‘Fig. S1’ or ‘Table S1’.

### Units, Abbreviations, and style

1. Abbreviations: yr (singular & plural), mo, wk, d, h, min, sec, diam, km, cm, mm, ha, kg, g, L, g/m<sup>2</sup>

2. For units avoid the use of negative numbers as superscripts, e.g., use  $m^2$  rather than  $m^{-2}$ .
3. Write out the abbreviation the first time they are used in the text and abbreviate thereafter: "El Niño Southern Oscillation (ENSO)..."
4. Numbers: Write out one to ten unless a measurement or in combination with other numbers: four trees, 6 mm, 35 sites, 7 yr,  $10 \times 5$  m, 7 m,  $\pm$  SE, 5 bees and 12 wasps).
5. Use a comma as a separator in numbers with **more than** four digits: 1000 vs. 10,000
6. Decimals: 0.13 (leading zero and points, never commas)
7. Temperature:  $21^\circ\text{C}$  (no space after the degree symbol)
8. Use a dash to indicate a set location of a given size (e.g., 1-haplot).
9. Spell out 'percent' except when used in parentheses and for confidence intervals (e.g., "there was a 5 percent increase...", "plants were grown at high light levels (20%)...", 95% CI.)
10. Statistical abbreviations:
  - a. Use italics for  $P$ ,  $N$ ,  $t$ ,  $F$ ,  $R^2$ ,  $r$ ,  $G$ ,  $U$ ,  $N$ ,  $\chi^2$  (italics, superscripts non-italics)
  - b. Use roman for: df, SD, SE, SEM, CI, two-way ANOVA, ns
11. Dates: 10 December 1997
12. Times: 0930h, 2130h
13. Latitude and Longitude:  $10^\circ 34' 21''\text{N}$ ,  $14^\circ 26' 12''\text{W}$
14. Above sea level: asl
15. Regions: SE Asia, UK (no periods), but not that U.S.A. includes periods.
16. Geographical place names should use the English spelling in the text (Zurich, Florence, Brazil), but authors may use their preferred spelling when listing their affiliation (Zürich, Firenze, Brasil).
17. Lists in the text should follow the style: ...: (1)...; (2)...; and (3)...: "The aims of the study were to: (1) evaluate pollination success in *Medusa gyne oppositifolia*; (2) quantify gene flow between populations; and (3) score seed set."

## E. ACKNOWLEDGMENTS

## F. DATA AVAILABILITY STATEMENT

A Data Availability Statement follows the Acknowledgements and must have the following format.

**Data Availability:** The data used in this study are archived at the Dryad Digital Repository (<http://dx.doi.org/10.5061/dryad.h6t7g>) and Genbank (accession numbers FJ644654.1- FJ644660.1).

Authors waiting for article acceptance to archive data can insert the DOI or Accession Numbers when submitting the final accepted version. However, the article will not be sent to press for publication until the data availability statement is complete.

#### G. LITERATURE CITED (continue pagenumbering)

1. We strongly recommend using reference management software such as Zotero or Endnote to simplify building the literature cited and to minimize mistakes.
2. No citation of manuscripts as ‘inprep.’ or ‘submitted’ are acceptable – only cite articles published, ‘inpress’, or that have been deposited in pre-print archives (include DOI). Articles or book chapters cited as ‘Inpress’ must be accepted for publication; please include the journal or publisher.
3. Verify all entries against original sources, especially journal titles, accents, diacritical marks, and spelling in languages other than English.
4. Cite references in alphabetical order by first author's surname. References by a single author precede multi-authored works by the same senior author, regardless of date.
5. List works by the same author chronologically, beginning with the earliest date of publication.
6. Insert a period and space after each initial of an author's name; example: YAZ, A.B., AND B.AZ Y. 1980.
7. Authors' Names should be in Small caps and every reference should spell out author names.
8. Use journal name abbreviations, which can be looked up here: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/nlmcatalog/journals>. If in doubt use the full journal name.
9. Double-space all citations with a hanging indent of 0.5 inch.
10. Leave a space between the volume number and page numbers and do not include issue numbers. 27:3–12
11. Article in books, use: AZY, B. 1982. Title of book chapter. *In* G. Yaz (Ed.). Book title, pp. 24–36. Springer Verlag, New York, New York.
12. For theses and dissertations use: ‘PhD Dissertation’ and ‘MSc Dissertation’.
13. When using data archives in the paper, cite both the data archive and the original manuscript using the following format:



Bruna E. M., Izzo T. J., Inouye B. D., Uriarte M., Vasconcelos H. L. 2011a. Data from: Asymmetric dispersal and colonization success of Amazonian plant-ants queens. Dryad Digital Repository. <http://dx.doi.org/10.5061/dryad.h6t7g>

Bruna E. M., Izzo T. J., Inouye B. D., Uriarte M., Vasconcelos H. L. 2011b. Asymmetric dispersal and colonization success of Amazonian plant-ants queens. *PLoS ONE* 6: e22937.

#### H. TABLES (Continue pagenummering)

1. Each table must start on a separate page
2. Number tables with Arabic numerals followed by a period. Capitalize 'TABLE' (e.g., TABLE 1, TABLE 2, etc.).
3. Indicate footnotes by lower case superscript letters
4. Do not use vertical lines in tables.

#### I. FIGURE LEGENDS (Continue pagenummering)

1. Type figure legends in paragraph form, starting with 'FIGURE' (uppercase) and number.
2. Do not include symbols (lines, dots, triangles, etc.) in figure legends; either label them in the figure or refer to them by name in the legend.
3. Label multiple plots/images within one figure as A, B, C etc., and please ensure the panels of each plot include these labels and are referred to in the legend (e.g., FIGURE 1. Fitness of *Medusa gyne oppositifolia* as indicated by (A) seed set and (B) seed viability', making sure to include the labels in the relevant plot.)

#### J. FIGURES

1. Please consult <http://www.blackwellpublishing.com/bauthor/illustration.asp> for detailed information on submitting electronic artwork. We urge authors to make use of online Supporting Information, particularly for tables and figures that do not have central importance to the manuscript. If the editorial office decides to move tables or figures to SI, a delay in publication of the paper will necessarily result. **We therefore advise authors to identify material for SI on submission of the manuscript.**
2. Maps of field sites are generally included in the Supplementary Information unless they also present the results of analyses.
3. ATBC members can publish graphs and other figures of results in color at no additional charge. Please make sure these figures are accessible using the suggestions at: <http://biotropica.org/make-figures-better/>

4. All figures and photographs are referred to as 'Figures' in the text.
5. If it is not possible to submit figures embedded within the text file, then submission as \*.pdf, \*.tif or \*.eps files is permissible.
6. Native file formats (Excel, DeltaGraph, SigmaPlot, etc.) cannot be used in production. When your manuscript is accepted for publication, for production purposes, authors will be asked upon acceptance of their paper to submit:
  - a. Line art work (vector graphics) as \*.eps, with a resolution of >300 dpi at final print size
  - b. Bitmap files (halftones or photographs) as \*.tif or \*.eps, with a resolution of >300 dpi at final size
7. Final figures will be reduced. To ensure all text will be legible when reduced to the appropriate size use large legends and font sizes. We recommend using Arial for labels within figures without bolding text.
8. Do not use negative exponents in figures, including axis labels.
9. Each plot/image grouped in a figure or plate requires a label (e.g., A, B). Use uppercase letters on grouped figures, and in text references.

## K. SUPPORTING INFORMATION

1. SI accompanies the online version of a manuscript and will be fully accessible to everyone with electronic access to *Biotropica*.
2. We ask authors to place maps of field sites and figures and tables that do not have central relevance to the manuscript as online Supporting Information (SI). The SI can also be used for species lists, detailed technical methods, photographs, mathematical equations and models, or additional references from which data for figures or tables have been derived (e.g., in a review paper). All such material must be cited in the text of the printed manuscript.
3. The editor reserves the right to move figures, tables and appendices to SI from the printed text, but will discuss this with the corresponding author in each case. If authors disagree with the Editor's decision, they could ask for such tables and figures to be included in the printed article on the condition that the authors cover the article processing charges resulting from the added length (currently \$100 per article).

## ANEXO B

### Declaração sobre plágio

Eu, **Pedro Elias Santos Neto**, autor da dissertação intitulada "**Efeito de perturbações antrópicas e níveis de precipitação nas interações entre plantas e insetos herbívoros na Caatinga**" defendida através do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, declaro que:

1. A pesquisa apresentada nesta dissertação, exceto onde especificado, representa minha pesquisa original.
2. Esta dissertação não foi submetida anteriormente para obtenção de nenhum grau em nenhuma outra instituição de ensino e pesquisa do país ou do exterior.
3. Esta dissertação não contém dados de terceiros, nem figuras, gráficos ou outras informações, a menos que devidamente especificado e devidamente creditado como sendo fornecido por outra pessoa.
4. Esta dissertação não contém material escrito por terceiros, a menos que devidamente especificado e creditado como sendo fornecido por outros pesquisadores. Onde material escrito por terceiros foi usado, eu:
  - 4.1. Re-escrevi o texto, mas a informação passada foi devidamente referenciada.
  - 4.2. Onde palavras exatas escritas por terceiros foram usadas, as mesmas foram marcadas no texto em itálico ou entre aspas e devidamente referenciadas.
5. Esta dissertação não contém texto, gráficos ou tabelas copiadas e coladas da internet, a menos que especificamente creditado, e a fonte original devidamente referenciada e datada na sessão de Referências Bibliográficas.

Recife \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_.

---

Pedro Elias Santos Neto

