

Entendendo os processos naturais no meio ambiente: análise dos efeitos das perturbações naturais em fragmentos de Floresta Atlântica no nordeste brasileiro

Natural processes in the environment: analysis of the effects of natural disorders in fragments of the Atlantic Rainforest in northeastern Brazil

Marcelo Cesar Lima Peres¹, Kátia Regina Benati², Alessandra Rodrigues S. de Andrade³, Marcelo Alves Dias³, Tércio da Silva Melo³, Jacques Hubert Charles Delabie⁴, Anderson Abbehusen Freire de Carvalho⁵

RESUMO: Este estudo investiga o efeito das perturbações naturais sobre a biodiversidade local em três fragmentos de Floresta Atlântica da Bahia (Brasil). O estudo foi realizado na Reserva Ecológica Michelin - REM (Igrapiúna - Bahia), num remanescente de 180 ha, Reserva Ecologia de Dois Irmãos (REDI) (Recife - Pernambuco) com 382 ha e Parque Metropolitano de Pituvaçu (PMP) com 325 ha. Foram analisadas através de cinco métodos de amostragem, 21 clareiras naturais e 21 trechos de floresta adjacente. Variáveis de microclima e micro-habitat diferiram significativamente entre clareira natural (CN) e floresta adjacente (FA). Observou-se um maior número de espécies exclusivas em áreas de floresta adjacente e diferenças composicionais entre CN e FA foram observadas em um dos fragmentos estudados. Entendemos que as clareiras naturais desempenham um papel acentuado na dinâmica espacial da biodiversidade, e, portanto, contribuem para a prevenção da exclusão competitiva, favorecendo a manutenção da biodiversidade local, inclusive em fragmentos florestais inseridos em paisagens agrícolas.

Palavras-chave: Floresta Atlântica. Meio ambiente. Paisagem agrícola. Paisagem natural.

ABSTRACT: The effect of natural disorders on local biodiversity in three fragments of the Atlantic Rainforest in Bahia, Brazil, is analyzed. The study was carried out in the Michelin Ecological Reserve – (REM) in Igrapiúna BA, Brazil, with a 180 ha-remnant forest; Reserva Ecologia de Dois Irmãos (REDI) (Recife PE Brazil) with 382 ha and Parque Metropolitano de Pituvaçu (PMP) with 325 ha. They were analyzed by five sampling methods, 21 natural clearings and 21 stretches of adjacent forest. Microclimate and microhabitat variables differed significantly in natural clearing (NC) and adjacent forest (AF). A greater number of exclusive species was reported in adjacent forest areas and compositional differences between NC and AF were observed in one of the fragments. Results reveal that natural clearings play a relevant role in biodiversity's spatial dynamics. In fact, they contribute towards the prevention of competitive exclusion, enhancing the maintenance of local biodiversity, including forest fragments inserted within agricultural landscapes.

Keywords: Agricultural landscape. Atlantic rainforest. Environment. Natural landscape.

Autor correspondente:

Marcelo Cesar Lima Peres - marcelo.peres@pro.ucs.br

Recebido em: 20/09/2019

Aceito em: 17/02/2020

INTRODUÇÃO

O papel das perturbações naturais é reconhecido na estruturação biológica de comunidades em florestas tropicais (RICHARD, 1996; BONGERS *et al.*, 2009, URIARTE *et al.*, 2009; SIRI *et al.*, 2019). Estas perturbações aumentam a heterogeneidade de habitats, permitindo a especialização e a divisão de recursos entre as espécies, e, portanto, previnem a exclusão competitiva e promovem a diversidade (CONNELL, 1978; DENSLOW, 1980; GÜNTER *et al.*, 2007; PERES *et al.*, 2014). A forma mais visível de perturbação em ambientes de florestas é a formação de clareiras, causadas pela queda de uma ou mais árvores, formando uma abertura no dossel (GREEN, 1996; RICHARD, 1996; MUSCOLO *et al.*, 2014; SIRI *et al.*, 2019). As clareiras naturais são consideradas as principais responsáveis pela regeneração de

¹ Líder do Grupo de Pesquisa "Centro de Ecologia e Conservação Animal" (ECO/UCSal). Professor do Mestrado Profissional em Planejamento Ambiental – UCSal, Salvador (BA), Brasil.

² Professora do Mestrado Profissional em Planejamento Ambiental- UCSal Grupo de Pesquisa "Centro de Ecologia e Conservação Animal" (ECO/UCSal), Universidade Católica do Salvador (UCSal), Salvador (BA), Brasil.

³ Grupo de Pesquisa "Centro de Ecologia e Conservação Animal" (ECO/UCSal), Salvador (BA), Brasil.

⁴ Laboratório de Mirmecologia, Centro de Pesquisas do Cacau, MAPA-CEPLAC, Ilhéus (BA), Brasil. Departamento de Ciências Agrárias e Ambientais, Universidade Estadual Santa Cruz, Ilhéus, BA, Brasil.

⁵ Centro de Ecologia e Conservação Animal da Universidade Católica do Salvador (UCSal), Salvador (BA), Brasil.

florestas tropicais, contribuindo de forma significativa para sua diversidade florística (DENSLOW; HARTSHORN, 1994; KELLNER *et al.*, 2009; SIRI *et al.*, 2019).

A regeneração via clareiras promove o desenvolvimento de espécies pioneiras e primárias, provocando mudanças acentuadas na dinâmica de populações de árvores, composição de espécies e taxa de crescimento (BROKAW, 1985; FRAVER *et al.*, 1998). Portanto, tem sido considerado um mecanismo essencial para a manutenção da diversidade nas florestas (DENSLOW, 1980; WHITMORE, 1996; SCHNITZER; CARSON, 2001; KELLNER *et al.*, 2009).

As clareiras naturais influenciam a distribuição espacial e temporal de plantas e, conseqüentemente, afetam os animais que interagem com estes organismos (STILES, 1975; THOMPSON, 1980; DUNN, 2004; PERES *et al.*, 2007; PERES *et al.*, 2014). Entretanto, poucos tratam de animais, a maioria foca nos aspectos estruturais, como área, idade, geometria e tipo de queda, assim como nos organismos vegetais (BROKAW, 1982b; RUNKLE, 1985; WHITMORE, 1996; ARMELIN; MANTOVANI, 2001; LIMA, 2005). Estes estudos têm verificado influências significativas das clareiras naturais sobre comunidades vegetais, dentre os quais podemos citar: estudos com árvores (DENSLOW, 1980), plantas pioneiras (BROKAW, 1982a; TABARELLI; MANTOVANI, 1999), crescimento de plântulas (BROWN, 1996), interação da área da clareira e herbivoria com o estabelecimento, crescimento e sobrevivência de espécies pioneiras (PEARSON *et al.*, 2003), na abundância e riqueza de espécies de plantas (DECHNIK-VAZQUEZ *et al.*, 2016).

Dentre os estudos com animais, podemos mencionar as aves (LEVEY, 1988; SIRI *et al.*, 2019), formigas (BASU, 1997; FEENER; SCHUPP, 1998; PATRICK *et al.*, 2012) e aranhas (PERES *et al.*, 2007; PERES *et al.*, 2010; PERES *et al.*, 2014). Nestes estudos foram encontradas diferenças significativas na estrutura e composição das comunidades de aves e aranhas tecedeiras entre clareiras naturais e florestas maduras (LEVEY, 1988; PERES *et al.*, 2007; SIRI *et al.*, 2019). Já para as formigas, os resultados em relação aos parâmetros da comunidade foram conflitantes. Em um estudo realizado na Índia, a riqueza em espécies diferiu entre as formações de mata e clareira (BASU, 1997). Já em um estudo realizado em uma floresta no Panamá, a abundância, riqueza e composição de espécies não diferiram (FEENER; SCHUPP, 1998).

Em um estudo realizado na floresta na Costa Rica, verificou-se que a riqueza estimada (Chao 2) diferiu entre clareira e floresta madura adjacente, embora a composição de espécies não tenha sido diferente (PATRICK *et al.*, 2012). Também foi verificado que não existe uma tendência da assembleia de formigas das clareiras se assemelharem às assembleias das matas adjacentes à medida que as clareiras envelhecem (PATRICK *et al.*, 2012).

As aranhas (Arachnida: Araneae) estão entre os animais mais abundantes e diversos, constituindo a sétima maior ordem animal em riqueza (CODDINGTON; LEVI, 1991; GONZAGA *et al.*, 2007), com 48.086 espécies descritas ao nível global (WORLD SPIDER CATALOG, 2019). Na estrutura trófica agem como predadoras secundárias (FOELIX, 2011; GONZAGA *et al.*, 2007), regulando direta ou indiretamente a abundância de táxons que atuam em importantes processos ecossistêmicos, como herbivoria, polinização, decomposição e dispersão (CHURCHILL, 1997; ROMERO, 2005). Além disso, as aranhas têm um papel significativo no controle de pragas agrícolas (ISAÍA *et al.*, 2010; LEFEBVRE *et al.*, 2017; MICHALKO *et al.*, 2019). As formigas (Hymenoptera: Formicidae), assim como as aranhas, estão entre os animais mais abundantes e diversos (HÖLDOBLER; WILSON, 1990) com 14.893 espécies descritas no planeta, sendo que 3.729 ocorrem na Região Neotropical (BOLTON, 2012). Nessas florestas as formigas são um componente importante na serrapilheira (WARD, 2000; VARGAS *et al.*, 2013).

Estudos indicam que a diversidade de formigas está fortemente correlacionada com a complexidade estrutural do habitat (SANTANA-REIS; SANTOS, 2001; LASSAU; HOCHULI, 2004; HITES *et al.*, 2005; DELABIE *et al.*, 2007). A distribuição dos ninhos tem estreita relação com a luminosidade, umidade e temperatura (LEVINGS, 1983; HÖLDOBLER; WILSON, 1990), embora os ninhos de formigas cortadeiras tenham mais relação com a temperatura (CANUTO *et al.*, 2009). Já as atividades de forrageio têm relação significativa com a umidade e temperatura (CHONG; YANG LEE, 2009). Distúrbios também podem influenciar fortemente a riqueza e composição da assembleia de formigas de serrapilheira (CAMPOS *et al.*, 2007; PALLADINI *et al.*, 2007; PERES, 2012).

Este estudo investiga se as perturbações naturais exercem algum efeito sobre a biodiversidade local em três fragmentos florestais no Nordeste do Brasil, visando compreender os processos no meio ambiente. Abordamos duas questões centrais: (i) A estrutura de habitat (microclima e microhabitat) encontrada em clareira natural difere significativamente daquela encontrada em floresta madura adjacente? (ii) A composição e riqueza em espécies encontradas em clareira natural diferem significativamente daquelas encontradas em floresta madura adjacente?

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em três fragmentos de Floresta Atlântica do Nordeste brasileiro:

Reserva Ecológica Michelin (REM): Localizada entre os municípios de Igrapiúna e Ituberá - Bahia (13°50'S 39°10'W), a 18 km do litoral. Apresenta área total de 3.096 ha, formada por um mosaico com diferentes estágios sucessionais, causados por diferentes tipos de perturbações antrópicas provenientes da extração de madeira e outras formas de pressão antrópica, tais como caça e exploração do palmito, além de algumas áreas convertidas em agricultura e pastagens. No interior da REM, a floresta ombrófila compõe um mosaico com os seringais e está dividida em quatro fragmentos: Mata de Pacangê - 550 ha, Mata da Vila Cinco - 180 ha, Mata de Pancada Grande - 172 ha e Mata Luís Inácio - 140 ha (FLESHER, 2013). A precipitação média anual é de 2.051 mm e a temperatura oscila entre 18° e 30°C, sem período de estiagem (FLESHER, 2013).

Reserva Ecológica Dois Irmãos (REDI): Localizada em Recife (Pernambuco) (7°55'S, 34°52'W). A reserva possui 387,4 ha de florestas cercadas por uma matriz predominantemente urbana (TABARELLI, 1998). A vegetação dominante é a floresta ombrófila densa, com a altura do dossel variando entre 15-20 m, com árvores emergentes altas. A precipitação média é de 2,460 mm/ano (COUTINHO *et al.*, 1998).

Parque Metropolitano de Pitucaçu (PMP): Localizado em Salvador (Bahia) (12°56'S, 38°24'W). A vegetação dominante na área é a floresta ombrófila densa. Quando o estudo foi realizado o PMP possuía uma área com 425 ha de Mata Atlântica em estágio secundário, cercada por uma matriz predominantemente urbana (BENATI *et al.*, 2005). Entretanto, atualmente conta com uma poligonal de 382 ha (Decreto 14.480/2013). A pluviosidade média anual chega a 1.800 mm, com um período de maior índice pluviométrico entre março e julho, e outro, menos chuvoso, de agosto a fevereiro (ARAÚJO *et al.*, 2003).

2.2 AMOSTRAGEM DA BIODIVERSIDADE

Foram analisadas 21 clareiras naturais e 21 trechos de mata adjacente com dimensões similares às clareiras, considerando as três áreas estudadas (ver PERES *et al.*, 2007; PERES *et al.*, 2010; PERES *et al.*, 2014). Nestes 42 sítios de amostragem foram aplicados cinco métodos de coleta para as aranhas (adaptados de CODDINGTON *et al.*, 1991) e um método de amostragem, Extrator de Winkler, que incluiu também as formigas (ver BESTELMEYER *et al.*, 2000). A diversidade de métodos aplicados permitiu alcançar uma parcela significativa dos organismos analisados.

(i) Extrator de Winkler: foram coletadas 480 amostras de serrapilheira, em quadrantes de 50x50cm, totalizando 120m² de serrapilheira em 18 meses de estudo. A serrapilheira foi submetida a 24h de exposição em mini extrator de Winkler para extração dos organismos (ver BESTELMEYER *et al.*, 2000).

(ii) Pitfalltrap: foram instaladas 180 armadilhas de queda, contendo líquido conservante no seu interior. As armadilhas foram confeccionadas com potes plásticos de 500ml (12cm de diâmetro) e permaneceram ativas durante cinco dias em cada coleta, totalizando 30 dias de amostragem em 6 meses de estudo.

(iii) Coleta manual diurna (*lookingup* e *lookingdown*): foi realizada a busca ativa das aranhas diurnas. A coleta era realizada no início da manhã, onde eram examinados os troncos caídos em decomposição, buracos, a serrapilheira, vegetação arbustiva e herbácea e todos os microhabitats onde as aranhas podem ser encontradas. Durante os 18 meses de estudo realizou-se um total de 192h de amostragem.

(iv) coleta manual noturna (*lookingup* e *lookingdown*): foi realizada a busca ativa das aranhas noturnas. A coleta foi realizada no início da noite, sendo examinados os troncos caídos em decomposição, serrapilheira, vegetação arbustiva e herbácea, buracos e todos os microhabitats onde podem ser encontradas as aranhas. Durante os 18 meses de estudo realizou-se um total de 80h de amostragem.

(v) Funil de Berlese: foram coletados quadrantes de 1m² de serrapilheira, que foram submetidos a 24h de exposição no Funil de Berlese para extração dos organismos. Durante 12 meses de estudo coletou-se um total de 36m² de serrapilheira.

As formigas e aranhas foram identificadas e depositadas, respectivamente, na coleção entomológica da CE-PLAC, Ilhéus (BA) (curador: Dr. Jacques Delabie) e na coleção Aracnológica do Instituto Butantan, São Paulo (SP) (IBSP, curador: Dr. Antônio Brescovit).

2.3 ESTRUTURA DO HABITAT (MICROCLIMA E MICROHABITAT)

Para caracterizar a estrutura física e ambiental das clareiras naturais e matas adjacentes, foram avaliadas, em paralelo a amostragem da biodiversidade, as variáveis ambientais de microhabitat e microclima: (1) temperatura e umidade relativa do ar (amplitude); (2) temperatura do solo; (3) temperatura do substrato; (4) espessura da serrapilheira; (5) estimativa de cobertura da serrapilheira; (6) estimativa de cobertura de herbácea; (7) volume de madeira (troncos e galhos caídos) em decomposição; (8) volume da serrapilheira; (9) luminosidade; (10) densidade da vegetação entre 0,5 e 2m (ver PERES *et al.*, 2007; PERES *et al.*, 2010; PERES *et al.*, 2014).

2.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

2.4.1 Estrutura do habitat

Para comparar a estrutura do habitat entre as duas formações (clareira natural e mata madura) foram construídas as matrizes com as variáveis de microhabitat e microclima. Na REM e PMP aplicamos o Procedimento de Permutação e Resposta Múltipla (MRPP) - (PC-ORD[®] 6.0) (MCCUNE; MEFFORD, 1999), utilizando a distância de Sorensen (Bray-Curtis). Os valores foram padronizados (n/soma(n)) pelo programa. Na REDI aplicamos o teste de Mann-Whitney, utilizando o programa Biostat 2.0 (AYRES *et al.*, 2000). Em todas as análises, o nível de significância adotado foi de 0,05.

2.4.2 Biodiversidade

Para a REM a matriz de espécies foi construída com base na presença (1) ou ausência (0) da espécie em cada unidade amostral. Para o PMP e REDI foi considerada a abundância dos organismos em cada unidade amostral.

As seguintes análises foram realizadas:

(1) A riqueza em espécies das formigas e das aranhas foi comparada entre as duas formações (clareira natural e mata adjacente). Na REM e PMP comparamos através do teste Kruskal-Wallis (Anova não paramétrica) - *software* GraphPadInstat 3.0, pois, os dados não apresentaram distribuição normal (teste de Kolmogorov-Smirnov). Na REDI utilizamos o teste do qui-quadrado.

(2) Para comparar a composição de aranhas na REM e PMP e formigas na REM entre as duas formações (clareira natural e mata madura) aplicamos o Procedimento de Permutação e Resposta Múltipla (MRPP) - (PC-ORD® 6.0) (MCCUNE; MEFFORD, 1999), utilizando a distância de Sorensen (Bray-Curtis). Os valores foram padronizados ($n/\text{soma}(n)$) pelo *software* e o nível de significância adotado foi de 0,05.

3 RESULTADOS

3.1 ESTRUTURA DO HABITAT

Os três fragmentos florestais estudados apresentaram diferença significativa entre os trechos de floresta adjacente e clareiras naturais (REDI - Tabela 1; PMP: $T = -2,4742605$, $p = 0,020855$ - Tabela 2 e REM: $p < 0,001$; $T = -32,642779$; $A = 0,15145932$ - Tabela 3).

Tabela 1. Médias das variáveis de microclima e microhabitat em clareiras naturais e trechos de floresta adjacentes na Reserva Ecológica de Dois Irmãos (Recife - Pernambuco) e comparação da estrutura do habitat (p)

Variáveis	Floresta adjacente	Clareira natural	p
Densidade da vegetação			
0.5 m	8.8±4.2	12.3±4.8	<0.001
1.0 m	7.4±4.2	7.6±4.9	>0.05
2.0 m	6.5±4.4	2.2±2.4	<0.001
Serrapilheira			
Espessura (cm)	2.1±1.2	1.4±0.9	<0.01
Volume (g/m ²)	802.1±320.6	621.4±241.1	<0.001
Densidade (kg/m ³)	44.7±23.5	52.6±29.2	<0.001

Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 2. Médias das variáveis de microclima e microhabitat em clareiras naturais e trechos de floresta adjacentes no Parque Metropolitano de Pituáçu (Salvador - Bahia)

Variáveis	Clareira natural	Floresta adjacente
Amplitude térmica (°C)	5.6	5.0
Espessura da serrapilheira (cm)	4.5	5.3
DAP (cm)	20.5	31.1
Cobertura de herbáceas (*)	2.5	3.6
Cobertura de serrapilheira (*)	2.2	1.8
Frequência de troncos caídos	10.5	5.9

* Mensuradas na escala de Fournier (1974)

Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 3. Média e desvio padrão (dp) das variáveis da estrutura do habitat de clareiras naturais e floresta adjacentes na Reserva Ecológica Michelin (Igrapiúna - Bahia)

Variáveis ambientais	Clareira	Mata
Espessura da serrapilheira (cm)	2,7 (0,58)	3,2 (0,70)
Cobertura da serrapilheira *	3,5 (0,64)	3,9 (0,35)
Cobertura de herbácea*	3,3 (0,82)	2,2 (0,79)
Volume total de troncos caídos e galhos (m ³)	2,05 (0,04)	1,40 (0,03)
Temperatura do solo (°C)	23,8 (1,88)	23,6 (1,51)
Temperatura do substrato (°C)	25,9 (3,73)	24,3 (3,20)
Amplitude térmica do ar (°C)	3,8 (1,28)	3,3 (1,52)
Umidade relativa do ar (%)	73 (10,78)	76 (10,14)
Luminosidade	4406 (11634)	412 (1444)

*Mensurados na escala de Fournier (1974)

Fonte: Dados da pesquisa

3.2 BIODIVERSIDADE

Na REDI foram capturadas 1.996 aranhas distribuídas em 57 espécies capturadas através do pitfall e 117 através da coleta manual diurna (CMD). O número de indivíduos e espécies não diferiu entre clareira natural e floresta adjacente ($p > 0,05$). Entretanto, o número de espécies exclusivas foi significativamente maior em trechos de floresta adjacente do que nas clareiras (38 vs. 22, respectivamente; $\chi^2 = 4,2$; $df = 1$; $p < 0,05$). Além disso, o número de espécies exibindo preferência de habitat foi maior que o esperado ao acaso ($\chi^2 = 5,8$; $df = 1$; $p < 0,05$).

No PMP foram capturadas 550 aranhas distribuídas em apenas 36 espécies. O número de indivíduos e espécies não diferiu entre clareira natural e floresta adjacente ($p > 0,05$). Entretanto, verificou-se um elevado número de espécies exclusivas nos trechos de floresta adjacente, 13 espécies exclusivas, representando 32% das aranhas coletadas e nas clareiras naturais 10 espécies, representando 27%. Além disso, o número de espécies exibindo preferência de habitat foi significativamente maior que o esperado ao acaso ($\chi^2 = 4,9$; $df = 1$; $p < 0,05$).

Na REM foram coletadas 144 espécies de formigas e 128 espécies de aranhas. Houve diferença significativa na composição de espécies de formigas e de aranhas entre as duas formações vegetais (MRPP: $p = 0,000038$, $A = 0,0825$, $T = -4,7718$; MRPP: $p = 0,00398857$, $A = 0,01368813$, $T = -3,0830481$, respectivamente). Não encontramos diferença na riqueza em espécies entre as duas formações para ambos os organismos analisados, formigas e aranhas ($p > 0,05$). Entretanto, verificou-se um elevado número de espécies exclusivas nos trechos de floresta adjacente, 20 espécies exclusivas de formigas e 26 de aranhas, representando, respectivamente 17% das formigas e 21% das aranhas coletadas. Já nas clareiras naturais foram 19 espécies exclusivas de formigas e 19 de aranhas, representando 16% e 15%, respectivamente.

4 DISCUSSÃO

4.1 ESTRUTURA DO HABITAT

Analisando os resultados dos três fragmentos estudados é notório que a estrutura do habitat difere significativamente entre as clareiras naturais e os trechos de floresta adjacente. A formação das clareiras naturais

de fato promoveu mudanças significativas na estrutura ambiental em relação à mata adjacente, especificamente em relação às variáveis microclimáticas e de microhabitat. Estas diferenciações têm sido reportadas em diversos estudos em florestas tropicais (HUBBELL; FOSTER, 1986; FEENER; SHUPP, 1988; LEVEY, 1988; WHITMORE *et al.*, 1993; PERES *et al.*, 2007; PATRICK *et al.*, 2012). Dessa forma, nossos resultados comprovam o papel das perturbações naturais no aumento da heterogeneidade de habitat (CONNELL, 1978; DENSLOW, 1980; PICKETT; WHITE, 1985; POTTS, 2003; SHEIL; BURSLEM, 2003; LI *et al.*, 2004; GÜNTER *et al.*, 2007; MUSCOLO *et al.*, 2014; SIRI *et al.*, 2019), embora Fox (2013) tenha argumentado que a hipótese do distúrbio intermediário deveria ser refutada.

4.2 BIODIVERSIDADE

Analisando os resultados dos três fragmentos, percebe-se notoriamente que a biodiversidade difere significativamente entre as clareiras naturais e os trechos de floresta adjacente, especialmente em relação a composição de espécies e ocorrência de espécies exclusivas. Entretanto, verifica-se que a influência das clareiras naturais sobre a biodiversidade é mais tênue em fragmentos florestais mais depauperados como PMP, que se caracteriza como um fragmento urbano inserido em uma matriz tipicamente urbana. Já na REM, que apresenta um melhor estado de conservação, a influência da clareira natural é mais prenunciada.

Nossos resultados convergem com os estudos para comunidades de plantas tropicais (CONNELL, 1978; DENSLOW, 1980; LEVEY, 1988; PEARSON *et al.*, 2003; DUNN, 2004; DECHNIK-VAZQUEZ *et al.*, 2016) e corroboram com estudos envolvendo comunidades animais em florestas tropicais: um estudo clássico com aves na Costa Rica (LEVEY, 1988), com aves frugívoras e nectarívoras na Amazônia (BANKS-LEITE; CINTRA, 2008), aves no Norte da Tailândia (SIRI *et al.*, 2019), aranhas no Nordeste brasileiro (PERES *et al.*, 2007; PERES *et al.*, 2014) e formigas na Índia (BASU, 1997). Especificamente em relação às aranhas, nossos resultados corroboram dois estudos realizados em remanescentes de mata atlântica no Nordeste brasileiro, que verificaram que as clareiras naturais influenciam a distribuição espacial e temporal das aranhas (PERES *et al.*, 2007; PERES *et al.*, 2014). Dessa forma, atestamos que a abertura de dossel altera a estrutura do habitat e promove alterações acentuadas nas assembleias de aranhas e formigas. Portanto, defendemos que as clareiras naturais, mesmo as pequenas, têm papel relevante na promoção da diversidade de aranhas e formigas em floresta atlântica.

As formigas e aranhas executam funções essenciais nos ecossistemas, agindo como predadoras secundárias (RIECHERT; BISHOP, 1990; FOELIX, 2011; GONZAGA *et al.*, 2007), regulando direta ou indiretamente a abundância de táxons que atuam em importantes processos ecossistêmicos (por exemplo, herbívora, polinização, decomposição e dispersão (CHURCHILL, 1997; ROMERO, 2005), como a dispersão de sementes). Além disso, as aranhas têm um papel significativo no controle de pragas agrícolas (ISAÍA *et al.*, 2010; LEFEBVRE *et al.*, 2017; MICHALKO *et al.*, 2019). Portanto, considerando estas funções ecossistêmicas essenciais para a manutenção da dinâmica e regeneração das florestas tropicais, inferimos que as diferenciações identificadas nestes organismos (aranhas e formigas) tenham implicações significativas na biodiversidade regional. Desse modo, inferimos que mesmo pequenas perturbações naturais, como as clareiras, podem exercer forte influência na dinâmica espacial de artrópodes terrestres, que representam cerca de 85% da biodiversidade animal. Assim, recomendamos a realização de estudos comparando outros artrópodes indicadores biológicos, como besouros, opiliões e lepidópteros, no intuito de verificar esse efeito das clareiras naturais sobre a distribuição espacial de artrópodes terrestres neotropicais. Por fim, reafirmamos que as clareiras naturais, mesmo que pequenas, têm um papel importante na dinâmica espacial da biodiversidade local. Portanto, defendemos que a teoria do distúrbio conhecido como a “hipótese do distúrbio intermediário” (CONNELL, 1978; POTTS, 2003; SHEIL; BURSLEM, 2003; LI *et al.*, 2004) pode explicar a composição de espécies e padrões de biodiversidade em florestas tropicais.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As clareiras naturais, mesmo as pequenas (menores que 150m²), promovem a heterogeneidade do habitat, aumentam a diversidade de espécies e têm papel determinante na regeneração de florestas tropicais. Os artrópodes representam 85% da biodiversidade e regulam direta ou indiretamente importantes processos ecossistêmicos. Portanto, este estudo corrobora que os distúrbios intermediários, especialmente as perturbações naturais, têm papel fundamental na manutenção da biodiversidade local e, portanto, contribui com subsídios para planos de manejo e conservação do meio ambiente, especialmente; paisagens naturais. Entretanto nossos resultados também possuem potencial para subsidiar estudos em fragmentos florestais inseridos em paisagens agrícolas.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, C. V. M.; SANTOS, O. M.; ALVES, L. J.; MUNIZ, C. R. R. Fungos micorrízicos arbusculares em espécies de Melastomataceae no Parque Metropolitano de Pituauçu, Salvador-Bahia-Brasil. **Sitientibus série Ciências Biológicas**, v. 3, p. 115-119, 2003.

ARMELIN, R.; MANTOVANI, W. Definição de clareira natural e suas implicações no estudo da dinâmica sucessional das florestas. **Rodriguésia**, v. 52, p. 5-15, 2001.

AYRES, M.; AYRES-JR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. **BioEstat 2.0**: aplicações e estatísticas na área de Ciências Biológicas Médicas Belém (Brazil). Sociedade Civil Mamirauá. CNPq, 2000.

140

BANKS-LEITE, C.; CINTRA, R. The heterogeneity of Amazonian treefall gaps and bird community composition. **Eco-tropica**, v. 14, p. 1-13, 2008.

BASU, P. Seasonal and spatial patterns in ground foraging ants in a rain forest in the Western Ghats, India. **Biotropi-ca**, v. 29, p. 489-500, 1997.

BENATI, K. R.; SOUZA-ALVES, J. P.; SILVA, E. A.; PERES, M. C. L.; COUTINHO, E. O. Aspectos comparativos das comunidades de aranhas (Araneae) em dois remanescentes de Mata Atlântica do Estado da Bahia, Brasil. **Biota Neotropi-ca**, v. 5, p. 1-9, 2005.

BESTELMEYER, B. T.; AGOSTI, D.; ALONSO, L. E.; BRANDÃO, C. R. F.; BROWN-JR, W. L.; DELABIE, J. H. C.; SILVES-TRE, R. Field techniques for the study of ground-living ants: An Overview, description, and evaluation. *In*: AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. **Ants**: standart methods for measuring and monitoring biodiversity. Washington: Smithsonian Institution Press, 2000. p. 122-144.

BOLTON, B. **AntWeb**. The California Academy of Sciences, USA. Disponível em: <http://www.antweb.org/>. Acesso em: 27 abr. 2016.

BONGERS, F.; POORTER, L.; HAWTHORNE, W. D.; SHEIL, D. The intermediate disturbance hypothesis applies to tropical forests, but disturbance contributes little to tree diversity. **Ecology Letters**, v. 12, p. 798-805, 2009.

BROKAW, N. V. L. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. **Biotropica**, v. 14, p. 158-160, 1982a.

BROKAW, N. V. L. Treefalls: frequency, time, and consequences. *In*: LEIGHT-JR, E. G.; RAND, A. S.; WINDSOR, D. M. **The Ecology of a Tropical Forest**: seasonal rythms and long-term changes. Washington: Smithsonian Institution Press, 1982b. p. 101-108.

BROKAW, N. V. L. Gap-phase regeneration in a tropical forest. **Ecology**, v. 66, p. 682-687, 1985.

- BROWN, N. A gradient of seedling growth from the centre of a tropical rain forest canopy gap. **Forest Ecology and Management**, v. 82, p. 239-244, 1996.
- CAMPOS, R. B. F.; SCHOEREDER, J. H.; SPERBER, C. F. Small-scale patch dynamics after disturbance in litter ant communities. **Basic and Applied Ecology**, v. 8, p. 36-43, 2007.
- CANUTO, D.; DOS REIS, S.; GODOY, W. Spatial statistics and age structure of leaf cutting ant nests. **Open Journal of Statistics**, v. 9, p. 196-217, 2019. DOI: 10.4236/ojs.2019.92015.
- CHONG, K. F.; YANG LEE, C. Influences of temperature, relative humidity and light intensity on the foraging activity of field populations of the longlegged ant, *Anoplolepis gracilipes* (Hymenoptera: Formicidae). **Sociobiology**, v. 54, p. 531-539, 2009.
- CHURCHILL, T. B. Spiders as ecological indicators: an overview for Australia, **Memoirs of the Museum of Victoria**, v. 56, p. 331-337, 1997.
- CODDINGTON, J. A.; LEVI, H. W. Systematics and evolution of spiders (Araneae). **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 22, p. 565-592, 1991.
- CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. **Science**, v. 199, p. 1302-1310, 1978.
- COUTINHO, R. Q.; LIMA-FILHO, M. F.; SOUZA-NETO, J. B.; SILVA, E. P. Características climáticas, geológicas, geomorfológicas e geotecnicas da Reserva Ecológica de Dois Irmãos. *In*: MACHADO, I. C.; LOPES, A. V.; PORTO, K. V. **Reserva Ecológica de Dois Irmãos: estudo de um remanescente de Mata Atlântica em área urbana (Recife-Pernambuco-Brasil)**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1998. p. 21-49.
- DECHNIK-VAZQUEZ, Y. A.; MEAVE, J. A.; PEREZ-GARCIA, E. A.; GALLARDO-CRUZ, J. A.; ROMERO-ROMERO, M. Q. The effect of treefall gaps on the understorey structure and composition of the tropical dry forest of Nizanda, Oaxaca, Mexico: implications for forest regeneration. **Journal of Tropical Ecology**, v. 32, p. 89-106, 2016.
- DELABIE, J. H. C.; JAHYNY, B.; NASCIMENTO, I. C.; MARIANO, C. S. F.; LACAU, S.; CAMPIOLO, S.; PHILPOTT, S. M.; LEPONCE, M. Contribution of cocoa plantations to the conservation of native ants (Insecta: Hymenoptera: Formicidae) with a special emphasis on the Atlantic Forest fauna of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 2359-2384, 2007.
- DENSLOW, J. S. Gap partitioning among tropical rain forest trees. **Biotropica**, v. 12, p. 47-55, 1980.
- DENSLOW, J. S.; HARTSHORN, G. S. Treefall Gap Environments and Forest Dynamic Process. *In*: MCDADE, L. A.; BAWA, K. S.; HESPENHEIDE, H. A.; HARTSHORN, G. S. **La Selva: Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest**. Chicago: The University of Chicago Press, 1994. p. 120-128.
- DUNN, R. R. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. **Conservation Biology**, v. 18, p. 302-309, 2004.
- FRAVER, S.; BROKAW, N.; SMITH, A. Delimiting the gap phase in the growth cycle of a Panamanian forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 14, n. 5, p. 673-681, 1998. DOI: 10.1017/S0266467498000479
- FEENER, D. H.; SCHUPP, E. W. Effect of treefall gaps on the patchiness and species richness of neotropical ant assemblages. **Oecologia**, v. 116, p. 191-201, 1998.
- FLESHER, K. M.; LAUFER, J. Protecting Wildlife in a Heavily Hunted Biodiversity Hotspot: A Case Study from the Atlantic Forest of Bahia, Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 6, p. 181-200, 2013.
- FOELIX, R. F. **Biology of spiders**. 3. ed. Nova York: Oxford University Press, 2011.

FOURNIER, L. A. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. **Turrialba**, v. 24, p. 422-423, 1974.

FOX, J. W. The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, p. 86-92, 2013.

GONZAGA, M. O.; SANTOS, A.; JAPYASSÚ, H. F. **Ecologia e Comportamento de aranhas**. Rio de Janeiro: Interciência, 2007.

GREEN, P. T. Canopy gaps in rain forest on Christmas Island, Indian Ocean: size distribution and methods of measurement. **Journal of Tropical Ecology**, v. 12, p. 427-434, 1996.

GÜNTER, S.; WEBER, M.; ERREIS, R.; AGUIRRE, N. Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain rain forest of Southern Ecuador. **European Journal of Forest Research**, v. 126, p. 67-75, 2007.

HITES, N. L.; MOURÃO, M. A. N.; ARAÚJO, F. O.; MELO, M. V. C.; BISEAU, J. C.; QUINET, Y. Diversity of the ground-dwelling ant fauna (Hymenoptera: Formicidae) of a moist, montane forest of the semi-arid Brazilian Nordeste. **Revista de Biologia Tropical**, v. 53, p. 165-173, 2005.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. **The ants**. Cambridge: Harvard University Press, 1990. 732p.

HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Canopy gaps and the dynamics of a Neotropical forest. In: CRAWLEY, M. J. **Plant ecology**. Oxford: Blackwell Scientific, 1986. p. 77-96.

142

ISAIA, M.; BEIKES, S.; PASCHETTA, M.; SARVAJAYAKESEVALU, S.; BADINO, G. Spiders as potential biological controllers in apple orchards infested by *Cydia* spp (Lepidoptera: Tortricidae). In: NENTWIG, W.; ENTLING, M.; KROPF, C. (ed.). Proceedings of the 24th European Congress of Arachnology, Bern, p. 25-29, 2010.

KELLNER, J. R.; ASNER, G. P. Convergent structural responses of tropical forests to diverse disturbance regimes. **Ecology Letters**, v. 12, p. 887-897, 2009.

LASSAU, S. A.; HOCHULI, D. F. Effects of habitat complexity on ant assemblages. **Ecography**, v. 27, p. 157-164, 2004.

LEVEY, D. J. Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants. **Ecology**, v. 69, p. 1076-1089, 1988.

LEVINGS, S. C. Seasonal, annual, and among-site variation in the ground ant community of a deciduous tropical forest: some causes of patchy species distributions. **Ecological Monographs**, v. 53, p. 435-455, 1983.

LI, J.; LONERAGAN, W. A.; DUGGIN, J. A.; GRANT, C. D. Issues affecting the measurement of disturbance response patterns in herbaceous vegetation - a test of the intermediate disturbance hypothesis. **Plant Ecology**, v. 172, p. 11-26, 2004.

LIMA, R. A. F. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, p. 651-670, 2005.

MCCUNE, B.; GRACE, J. B. Analysis of Ecological Communities. MjM Software, Gleneden Beach. 2002.

MICHALKO, R.; PEKÁR, S.; ENTLING, M. H. An updated perspective on spiders as generalist predators in biological control. **Oecologia**, v. 189, p. 21-36, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4313-1>

MUSCOLO, A. S.; BAGNATO, S.; SIDARI, M.; MERCURIO, R. A review of the roles of forest canopy gaps. **Journal of Forestry Research**, v. 25, p. 725-736. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11676-014-0521-7>.

- PALLADINI, J. D.; JONES, M. G.; SANDERS, N. J.; JULES, D. E. S. The recovery of ant communities in regenerating temperate conifer forest. **Forest Ecology and Management**, v. 242, p. 619-624, 2007.
- PATRICK, M.; FOWLER, D.; DUNN, R. R.; SANDERS, N. J. Effects of Treefall Gap Disturbances on Ant Assemblages in a Tropical Montane Cloud Forest. **Biotropica**, v. 44, p. 472-478, 2012.
- PEARSON, T. R. H.; BURSLEM, D. F. R. P.; GOERIZ, R. E.; DALLING, J. W. Interactions of gap size and herbivory on establishment, growth and survival of three species of neotropical pioneer trees. **Journal of Ecology**, v. 91, p. 785-796, 2003.
- PERES, M. C. L.; SILVA, J. M. C.; BRESCOVIT, A. D. The influence of treefall gaps on the distribution of web building and ground hunter spiders in an Atlantic Forest remnant, Northeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 42, p. 49-60, 2007.
- PERES, M. C. L.; SOUZA-ALVES, J. P.; BENATI, K. R.; DIAS, M. A.; OLIVEIRA-ALVES, A.; MÁXIMO, C. O.; BRESCOVIT, A. D. Distribution of leaf litter spider (Araneae) in treefall gaps and on adjacent forest in an atlantic rainforest remnant in Bahia State, Brazil. **Revista Biociências Unitaui**, v. 16, p. 109-115, 2010.
- PERES, M. C. L.; BENATI, K. R.; ANDRADE, A. R.; GUIMARÃES, M. V. A.; MELO, T. S.; BRESCOVIT, A. D.; DELABIE, J. H. C. Tree-Fall Gaps Effects on Spider (Araneae) Assemblages in an Atlantic Forest Landscape in Northeastern Brazil. **Open Journal of Animal Sciences**, v. 4, p. 118-133, 2014.
- PERES, M. C. L. **Efeito de clareiras naturais sobre as assembleias de formigas (Formicidae) e aranhas (Araneae) num trecho de Mata Atlântica**. 2012. 111f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2012.
- PICKETT, S. T.; WHITE, P. S. **The ecology of natural disturbances and patch dynamics**. New York: Academic Press, 1985. 472p.
- POTTS, M. D. Drought in a Bornean everwet rain forest. **Journal of Ecology**, v. 91, p. 467-474, 2003.
- RICHARD, P. W. **The tropical rain forest: an ecological study**. Cambridge: Cambridge University Press, 1996. 574p.
- RIECHERT, S. E.; BISHOP, L. Prey control by an assemblage of generalist predators: spiders in a garden test system. **Ecology**, v. 71, p. 1441-1450, 1990.
- ROMERO, G. Q. **Associações entre aranhas Salticidae e Bromeliaceae: história natural, distribuição espacial e mutualismos**. 2005. 225f. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.
- RUNKLE, J. R. Disturbance regimes in temperate forests. In: PICKETT, S. T.; WHITE, P. S. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. New York: Academic Press, 1985. p. 17-33.
- SANDERS, D.; VOGEL, E.; KNOP, E. Individual and species-specific traits explain niche size and functional role in spiders as generalist predators. **Journal of Animal Ecology**, v. 84, p. 134-142, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12271>
- SANTANA-REIS, V. P. G.; SANTOS, G. M. M. Influência da estrutura do habitat em comunidades de formigas em Feira de Santana, Bahia, Brasil. **Sitientibus**, v. 1, p. 66-70, 2001.
- SCHNITZER, S. A.; CARSON, W. P. Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. **Ecology**, v. 82, p. 913-919, 2001.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P. Disturbing hypotheses in tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, p. 18-26, 2003.

SIRI, S.; PONPITUK, Y.; SAFOOWONG, M.; MAROD, D.; DUENGKAE, P. The natural forest gaps maintenance diversity of understory birds in Mae Sa - Kog Ma Biosphere Reserve, northern Thailand. **Biodiversitas**, v. 20, p. 191-189. DOI: 10.13057/biodiv/d20012

STILES, F. G. Ecology, flowering phonology, and hummingbird pollination of some Costa Rica Heliconia species. **Ecology**, v. 56, p. 285-301, 1975.

TABARELLI, M. Dois Irmãos: o desafio da conservação biológica em um fragmento de floresta tropical. *In*: MACHADO, I. C.; LOPES, A. V.; PORTO, K. V. **Reserva Ecológica de Dois Irmãos: estudo de um remanescente de Mata Atlântica em área urbana (Recife-Pernambuco-Brasil)**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1998. p. 311-326.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em Floresta Atlântica Montana. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, p. 251-261, 1999.

THOMPSON, J. N. Treefalls and colonization patterns of temperate forest herbs. **American Midland Naturalist**, v. 104, p. 176-184, 1980.

URIARTE, M.; CANHAM, C. D.; THOMPSON, J.; ZIMMERMAN, J. K.; MURPHY, L.; SABAT, A. M.; FETCHER, N.; HAINES, B. L. Natural disturbance and human land use as determinants of tropical forest dynamics: results from a forest simulator. **Ecological Monographs**, v. 79, p. 423-443, 2009.

VARGAS, A. B.; MAYHÉ-NUNES, A. J.; QUEIROZ, J. M. Riqueza e composição de formigas de serapilheira na Reserva Florestal da Vista Chinesa, Rio de Janeiro, Brasil. **Cadernos UniFOA**, v. 8, p. 85-94, 2013.

WARD, P. S. Broad-Scale Patterns of Diversity in Leaf Litter Ant Communities. *In*: AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. **Ants: standart methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution Press, 2000. p. 99-121.

WHITMORE, T. C.; BROWN, N. D.; SWAINE, M. D.; KENNEDY, D.; GOODWIN-BAILEY, C. I.; GONG, W. K. Use of hemispherical photographs in forest ecology: measurement of gap size and radiation totals in Bornean tropical rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 131-159, 1993.

WHITMORE, T. C. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestion for further enquiry. *In*: SWAINE, M. D. **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: Unesco, 1996. p. 3-39.

WORLD SPIDER CATALOG. **World Spider Catalog Version 20.0**. Natural History Museum Bern. Disponível em: <http://wsc.nmbe.ch>. Acesso em: 19 fev. 2019.