



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ – UESC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE – PPGEGB

JANAINE ISABELA DA SILVA ROCHA

INFLUÊNCIA DE BORDA SOBRE A CHUVA DE SEMENTES EM FRAGMENTOS
DE FLORESTA ATLÂNTICA

ILHÉUS – BAHIA
2019

JANAINE ISABELA DA SILVA ROCHA

**INFLUÊNCIA DE BORDA SOBRE A CHUVA DE SEMENTES EM FRAGMENTOS
DE FLORESTA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Santa Cruz, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Área de concentração: Ecologia de comunidades

Orientadora: Profa.Dra. Daniela Custódio Talora

Co-Orientador: Prof. Dr.Pavel Dodonov

ILHÉUS – BAHIA

2019

R672 Rocha, Janaine Isabela da Silva.

Influência de borda sobre a chuva de sementes em fragmentos de floresta atlântica / Janaine Isabela da Silva Rocha. – Ilhéus, BA: UESC, 2019.

35 f. : il.

Orientadora: Daniela Custódio Talora.

Co-orientador: Pavel Dodonov.

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

Inclui referências bibliográficas.

1. Florestas tropicais. 2. Mata atlântica. 3. Comunidades vegetais. 4. Sementes – Dispersão. 5. Incêndios florestais. I. Título.

CDD 577.34

JANAINE ISABELA DA SILVA ROCHA

**INFLUÊNCIA DE BORDA SOBRE A CHUVA DE SEMENTES EM FRAGMENTOS
DE FLORESTA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada à
Universidade Estadual de Santa Cruz,
como parte das exigências para
obtenção do título de Mestre em
Ecologia e Conservação da
Biodiversidade.

Dra. Daniela Custódio Talora
UESC/DCB
(Orientadora)

Dr. Rafael de Oliveira Xavier
Universidade de São Paulo (USP)

Dra. Juliana Silveira dos Santos
Universidade Federal de Goiás (UFG)

Ilhéus, 25 de fevereiro de 2019

AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual de Santa Cruz, por conceder a infraestrutura para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, pela oportunidade de cursar o mestrado.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB), pela concessão da bolsa de estudo.

Ao Laboratório de Ecologia Aplica a Conservação (LEAC), pela infraestrutura para triagens e realizações de pesquisa.

À Prof. Dra. Daniela Talora, pela orientação, ensinamentos e pelo apoio.

Ao Dr. Pavel Dodonov pela co-orientação, ensinamentos e apoio.

Aos demais professores do programa e funcionários, pelos ensinamentos e pela convivência durante este período, em especial a Amábile e Iky por estarem sempre disponíveis a ajudar.

Aos amigos pelo convívio, apoio, carinho e pela ajuda neste trabalho.

A família, minha mãe Isabel, meu pai Quintino, minhas irmãs Jaqueline, Jamilly e em especial Janine por aguentar meus desabafos, meu marido Jonas ,pelo convívio, paciência, apoio, carinho, amor e pela ajuda neste trabalho.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	7
Referências	8
RESUMO	10
ABSTRACT	11
INTRODUÇÃO	12
MÉTODOS	14
<i>Área de estudo</i>	14
<i>Desenho Amostral</i>	15
<i>Triagem e classificação do material coletado</i>	16
<i>Análises estatísticas</i>	17
RESULTADOS	19
DISCUSSÃO	24
CONSIDERAÇÕES FINAIS	27
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	28

INTRODUÇÃO GERAL

Em florestas tropicais os incêndios são um exemplo de ameaça a biodiversidade com efeitos muito marcantes, que vem se tornando cada vez mais comuns (MALHI et al., 2014). O fogo está relacionado diretamente com as mudanças na cobertura da terra (LAGNAR et al., 2008) e é uma das principais forças que molda a estrutura e composição das florestas no mundo (BOND; KEELEY, 2005). Incêndios recorrentes, como vem ocorrendo nas florestas tropicais, têm causado redução nas taxas de crescimento, contínua mortalidade pós-fogo, aumento na dominância de espécies pioneiras (MALHI et al., 2014) e a perda de vertebrados dispersores de sementes (BARLOW; PERES, 2008).

O uso do fogo para a conversão de áreas para agricultura é amplamente conhecido, e juntamente com a fragmentação é uma das principais causas da conversão da floresta a pequenos fragmentos (RIBEIRO et al., 2009), maior isolamento entre eles (FAHRIG, 2003) e isolamento por uma matriz que é diferente do habitat original (WILCOVE et al., 1986). A fragmentação florestal está fortemente relacionada à perda de habitat na paisagem (FAHRIG, 2003), ocasiona a redução da riqueza de espécies de plantas, principalmente por interromper diversos processos ecológicos relacionados com o sucesso reprodutivo, como polinização e dispersão (SILVA; TABARELLI, 2000).

A fragmentação acarreta em maior exposição à influência de borda, resultando em efeitos diretos como distúrbios físicos à vegetação e solo, alterações abióticas a atributos como luz, vento e umidade, e a medida que os fragmentos se tornam mais irregulares e menores, eles são mais dominados por bordas (RIES et al., 2004; HARPER et al., 2005). Além disso, efeitos ecológicos indiretos como o favorecimento de altas densidades de predadores (MULLU, 2016), bem como mudanças relacionadas à polinização e dispersão de sementes (RIES; SISK, 2004), podem influenciar nas taxas de colonização e nas distâncias que as plantas podem alcançar (INGLE, 2003).

A forma como as sementes são dispersas é essencial para a regeneração natural e é a chave para o estudo da dinâmica da vegetação (HARPER, 1997). A chuva de sementes é o principal mecanismo que possibilita a recuperação de ambientes degradados, principalmente em áreas que foram atingidas por incêndio florestais, que destroem quase que totalmente o banco de sementes superficial e o banco de plântulas do solo (VIEIRA et al, 2010). O estabelecimento da chuva de sementes irá formar um ambiente de interações animal-plantas, levando a manutenção do padrão de espécies arbóreas na floresta, e é diretamente dependente dos agentes dispersores dessas espécies (RUDGE, 2008).

A chuva de sementes de diversas espécies pode ser alterada pela falta dos seus principais dispersores. Na região de floresta atlântica, perda de diversas espécies de dispersores pode acarretar em mudanças nos processos ecológicos e serviços ecossistêmicos (CULOT et al., 2017). Fragmentos de floresta madura são vitais para a manutenção da chuva de sementes apoiar sementes e permitir a recolonização dos pequenos fragmentos circundantes e podem atuar como fonte de propágulos para áreas em regeneração (RODRIGUES et al., 2009). Deste modo, é importante conhecer o potencial de regeneração relacionado à chuva de sementes em áreas queimadas e como este potencial varia com a distância do remanescente florestal, inclusive para dar subsídios ao desenvolvimento de atividades de restauração.

Referências

BARLOW, J.; PERES, C. A. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. *Philos. Trans. R. Soc.* 2008. B 63(1498):1787–94

BOND, W. J.; KEELEY, J. E. Fire as a global ‘herbivore’: The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 2005, 20, 387-394. doi:10.1016/j.tree.2005.04.025

CULOT, L. et al. Synergistic effects of seed disperser and predator loss on recruitment success and long-term consequences for carbon stocks in tropical rainforests. *Scientific Reports*. 2017. Vol.7.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. ***Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*** 2003.

HARPER, K. A. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conserv. Biol.* 2005. 19, 768–782.

INGLE, N. Seed dispersal by birds, wind and bats between Phillipine montane rainforest and sucesional vegetation. *Oecologia*, 2003. 134, 251–261.

LANGNER A.; MIETTINEN J.; SIEGERT F. Land cover change 2002–2005 in Borneo and the role of fire derived from MODIS imagery. ***Glob. Change Biol.*** 2007. 13(11):2329–40

MALHI Y. et al. Tropical forests in the Anthropocene, *Annual Review of Environment and Resources*, 2014. Vol. 39: 125-159. DOI: 10.1146/annurev-environ-030713-155141

MULLU, D. A. Review on the Effect of Habitat Fragmentation on Ecosystem. *Journal of Natural Sciences Research*, 2016. ISSN 2225-0921, Vol.6, No.15.

RIBEIRO, M. C, et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biol. Conserv.** 2009. 142(6):1141–53

RIES, L.; SISK, T.D. A predictive model of edge effects. *Ecology*. 2004. 85, 2917–2926

RODRIGUES, R.R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142 (2009) 1242–1251.

RUDGE, A. C. Contribuição da chuva de sementes na recuperação de áreas e do uso de poleiros como técnica catalisadora da sucessão natural. 2008. Dissertação (Mestrado)-Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, UFRRJ.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of northeast Brazil. *Nature*. 2000. 404, 72–74.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima *Rev. Br. Biol.*, (São Paulo-Brasil). 1999. n. 59, p. 239-250.

WILCOVE, D.S.; McLELLAN, C.H.; DOBSON, A.P. Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation Biology*, 1986. pp. 237-56 (Soule, M.E., ed.). Sunderland, MA: Sinauer.

WILLSON, M. F.; CROME, F. H. J. Patterns of seed rain at the edge of a tropical Queensland rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 1989. 5(03), 301–308. doi:10.1017/s0266467400003680

INFLUÊNCIA DE BORDA SOBRE A CHUVA DE SEMENTES EM FRAGMENTOS DE FLORESTA ATLÂNTICA

Janaine Isabela da Silva Rocha¹; Pavel Dodonov²; Daniela Custódio Talora¹

¹ Programa de pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC);

² Programa de Pós-graduação em Ecologia e Biomonitoramento, Universidade Federal da Bahia (UFBA).

RESUMO

Estudos sobre a chuva de sementes permitem fazer inferências sobre o potencial de regeneração natural de comunidades vegetais. Poucos estudos relatam os efeitos de incêndios florestais e da formação de bordas sobre a chuva de sementes. Nosso objetivo foi avaliar a influência de um gradiente de borda sobre a chuva de sementes em termos de abundância, riqueza de espécies, tamanho, peso, e síndromes de dispersão das sementes. O estudo foi realizado em fragmentos de Mata Atlântica no sul da Bahia, Brasil. Avaliamos a chuva de sementes a cada mês, durante um ano, utilizando sete transectos de 300 m, cada um com 150 m dentro da floresta e 150 metros na área queimada. Os coletores foram distribuídos nas distâncias de 0,20,40,60,80,100 e 150 metros para dentro da floresta e 150m para a área queimada. As sementes foram categorizadas de acordo com o tamanho, peso e modo de dispersão. Para relacionar a influência de borda sobre a chuva de sementes utilizamos análises usando seleção de modelos com GAM. Um total de 9.052 sementes pertencentes a 295 morfo-espécies foram coletadas durante todo o estudo. Nas análises dos dados não encontramos influência de borda sobre nossas variáveis avaliadas, mas encontramos uma grande porcentagem de sementes pequenas em ambos os locais estudados, e que os fragmentos florestais estudados receberam uma porcentagem maior de sementes, maiores e mais pesadas, com maior proporção de zoocóricas na área florestada do que as áreas queimadas. Assim a regeneração de tais áreas queimadas pode estar prejudicada pelo fato de receberem uma quantidade menor de sementes, geralmente pequenas, e pela predominância de uma pteridófita invasora, que pode prejudicar a germinação e o estabelecimento de novas plantas. Em conjunto, esses dados nos indicam que talvez essas áreas não seja possível restaurar essas áreas sem algum grau de manejo.

Palavras-chave: dispersão, influência de floresta, restauração pós fogo, floresta tropical.

EDGE INFLUENCE ON SEED RAIN IN FRAGMENTS ATLANTIC FOREST

ABSTRACT

Research on seed rain allows inferences on the potential of natural regeneration in plant communities. Few researches reported the forest fires effects and edge formation on seed rain. Our goal was to evaluate the existence of an edge influence gradient on seed rain in terms of seed abundance, species richness, seed size, seed weight and dispersion syndrome. The study was carried out in the Una Wildlife Refuge (REVIS-UNA), Una municipality, Bahia, Brazil. We evaluated seed rain over a period of one year, using seven transects of 300 m in length each, with 150 m in the forest and 150 m in the burned area. The collectors were distributed at distances of 0, 20, 40, 60, 80, 100 and 150 meters for both sides from the border. The seeds were categorized according to size, weight and dispersion syndrome. A total of 9,052 seeds belonging to 295 morphospecies were collected throughout the study. In the analysis we did not find edge influence on our evaluated variables, but we found that the forest fragments received higher percentage of seeds and specially zoochoric ones, larger and heavier in relation to the burned area. Besides the seed rain changes, the fact that an invasive fern has colonized the burned areas, suggests that maybe these altered areas are not capable to restore its vegetation without some management.

Key-words: dispersal, forest influence, post fire restoration, tropical forest.

INTRODUÇÃO

Devido à ampla ação antrópica nas paisagens, as florestas tropicais vêm sendo modificadas por distúrbios como desmatamento, incêndios e fragmentação florestal, acarretando a conversão de áreas florestais primárias em florestas secundárias (ITTO, 2002). Os incêndios, tanto os naturais como os antrópicos, são considerados uma das principais ameaças à biodiversidade das florestas tropicais (Armenteras et al. 2013). O uso do fogo está relacionado ao desmatamento e perda de habitat para a abertura de novas áreas para a agricultura e pecuária, assim como à retirada de produtos madeireiros (Armenteras et al. 2013). A perda de habitat pode levar a perda de espécies de plantas não só pelo desmatamento *per se*, mas também por interromper diversos processos ecológicos que interferem no sucesso reprodutivo, como a dispersão de sementes (Silva e Tabarelli 2000; Mullu 2016).

A formação de bordas gera efeitos diretos sobre os remanescentes florestais, como distúrbios físicos na vegetação e no solo, alterações a atributos como luz, vento e umidade (Harper et al. 2005), facilidade de acesso a organismos, materiais e energia (Ries et al. 2004) alterações na abundância e distribuição das espécies (Murcia, 1995) e aumento da ocorrência de lianas (Laurance et al. 2001); por outro lado, também pode exercer efeitos indiretos, alterando respostas de processos ecológicos como, produtividade, decomposição e ciclagem de nutrientes (Harper et al. 2005). Em bordas criadas por incêndios, os principais efeitos são a queima parcial da vegetação e da matéria orgânica (Harper et al. 2004). As bordas podem alterar a velocidade do vento, interferindo na dispersão pelo vento (Augspurger e Franson, 1987) e também podem modificar o movimento de aves e morcegos dispersores de sementes (Ries e Sisk 2004) alterando a dispersão por animais.

A chuva de sementes consiste na quantidade ou fluxo de sementes depositadas em uma área específica por determinado tempo, sendo um dos processos mais importantes para a regeneração florestal (Natan 2000; Alvarez-buylla e Martinez-ramos 1990). e frequentemente afetado pela fragmentação (Bach e Kelly 2004; Levey et al. 2005). A composição e riqueza de espécies da chuva de sementes podem ser afetadas por perturbações antrópicas, tanto pela limitação de produção, pela redução na polinização (Silva e Tabarelli, 2000) e pela predação pré-dispersão (Aizen e Feinsinger 1994) como pela limitação na dispersão devido à ausência ou redução da fauna dispersora (Freitas et al. 2013).

Em áreas perturbadas, as principais formas de regeneração da vegetação após distúrbios são o banco de plântulas (Uhl et al. 1988), banco de sementes do solo (Grime 2002) e a chuva de sementes (Harper 1997). A entrada de propágulos via chuva de sementes em áreas atingidas por fogo tem grande importância, principalmente nos primeiros anos de regeneração (Uhl,

1982). A chuva de sementes em áreas queimadas é considerada o principal mecanismo de regeneração ainda presente na área, uma vez que o fogo elimina parcialmente o banco de sementes do solo (Xavier 2011), elimina mudas, rebrota de árvores e outras fontes de recrutamento de plantas (Yao et al. 1999).

Outro fator importante nos processos de restauração florestal pós-distúrbio é a distância entre a área degradada e os fragmentos florestais na paisagem. A proximidade com a floresta madura influencia a regeneração de áreas perturbadas em um processo conhecido como influência de floresta (Keenan e Kimmins 1993) com efeitos diretos na dispersão dos indivíduos, nos gradientes microclimáticos próximos à floresta, no sombreamento das áreas perturbadas pelo dossel da floresta madura ao ambiente da adjacente, e como efeitos indiretos o aumento na presença de microrganismos e a melhora na estrutura do solo (Keenan e Kimmins 1993; Baker et al. 2013). No ambiente perturbado, a dispersão, e conseqüentemente a chuva de sementes, podem aumentar conforme sua proximidade em relação aos remanescentes florestais.

A proximidade com a borda da floresta remanescente pode aumentar a taxa de dispersão diferenciada para algumas espécies de vertebrados, principalmente as aves dispersoras de sementes (Casenave 1995). Os fragmentos de floresta madura próximos às áreas afetadas pelo fogo são vitais para aportar sementes e permitir a recolonização dos pequenos fragmentos circundantes e podem atuar como áreas-fonte para restauração (Rodrigues et al. 2009). Assim, a influência de floresta e a dispersão de sementes são processos interligados que desempenham um papel importante na recuperação desses ambientes, onde recolonização e estabelecimento de populações viáveis nas áreas desmatadas dependem da dispersão, seja da floresta madura ou dos indivíduos sobreviventes nessas áreas (Baker et al. 2013).

A influência de borda e de floresta podem, portanto, interferir de formas distintas nas diferentes síndromes de dispersão, que são o conjunto de características que os propágulos apresentam e que indicam o modo de dispersão da planta (Pijl 1972). Nas espécies com dispersão não zoocórica, como as dispersas pelo vento, o investimento em mecanismos atrativos para fauna na semente em geral é ausente, sendo necessários acessórios para voo e flutuação, enquanto nas espécies de dispersão zoocórica, por animais, os diásporos apresentam maior investimento em estruturas para a atração dos animais, como a polpa e o arilo, aumentando a probabilidade de dispersão de longa distância (Janzen 1980). A zoocoria é a principal forma de dispersão em florestas tropicais (Griz e Machado 1998; Jordano 2000; Galetti 1996). Devido às atividades antrópicas, a produção de sementes está sendo alterada através de mudanças nas interações planta-animal (Reis et al. 1999) principalmente pela perda dos dispersores de grandes sementes (Tabarelli 2010). Essas relações podem acarretar mudanças nos processos ecológicos

e serviços ecossistêmicos (Culot et al. 2017; Galetti e Dirzo 2013) além de controlar a velocidade de regeneração e resiliência das florestas tropicais (Tabarelli e Mantovani 1999).

Deste modo, nosso objetivo principal foi investigar a influência de um gradiente de borda formada por incêndios florestais na chuva de sementes, tanto em direção ao interior da floresta (influência de borda) como em direção ao interior das áreas queimadas (influência de floresta). Acreditamos que o processo de dispersão de sementes seja reduzido nas áreas queimadas, e de forma mais específica, esperamos encontrar um gradiente de influência de borda sobre a abundância e riqueza de sementes, com aumento de sementes zoocóricas nas florestas em relação às áreas queimadas, e aumento das sementes não zoocóricas nas áreas queimadas em relação às de floresta; esperamos o mesmo tipo de gradiente sobre o tamanho das sementes, com uma concentração de sementes zoocóricas maiores nas áreas de interior da floresta. Também acreditamos que as sementes não zoocóricas serão mais abundantes nas áreas queimadas.

MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo está localizada no Refúgio da Vida Silvestre (Revis-Una), (S 15°08'15", W 39° 00'39"), uma área de 23.404 ha localizada no município de Una, Bahia, .., apresenta o clima do tipo Úmido a sub-úmido, sem período seco definido e com precipitação anual entre 1.600 e 1.800 mm, temperatura média anual máxima é de 23°C e a mínima oscila entre 13 e 23°C (SEI-BA 1998). A vegetação é classificada predominante como Floresta Ombrófila Densa (Veloso et al. 1991), apresenta altura aproximada de 15 a 30 metros, alta presença de lianas, e presença de estratificação, com espécies herbáceas de sub-bosque, arbustos e árvores (Observação Pessoal). Os solos tem predominância de textura arenosa,. Nas áreas queimadas existe uma grande quantidade de árvores mortas em pé, algumas espécies pioneiras arbóreas (como *Trema* spp, *Cecropia* spp, *Solanum* spp). Essas áreas são dominadas por uma espécie de samambaia oportunista, *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon.

O refúgio está sujeito a impactos, principalmente vindos da agricultura, pecuária, caça, extração de madeira e piaçava por proprietários e posseiros. A problemática de incêndios se deve ao fato de muitos produtores rurais no entorno e interior do refúgio, e eles são potencialmente propagadores de fogo, que atinge o interior do Revis (Menezes, Comunicação Pessoal). Os incêndios aqui avaliados ocorreram no verão entre os meses de dezembro de 2015 a fevereiro de 2016, em tempos diferentes. A duração média foi de um mês em cada área, se

propagando de um local para o outro. Foi um incêndio florestal de solo, que ocorre por meio de propagação na superfície do solo da floresta, queimando folhas, galhos, gramíneas, arbustos, e todo material depositado no solo não decomposto, principalmente gerado em períodos secos (Soares e Batista 2007).

Desenho Amostral

Dentro da REVIS utilizamos três áreas de floresta atingidas parcialmente por incêndios, com área total variada (Figura 1.a e 1.b). Foram instalados sete transectos de 300 m perpendiculares às bordas, com 150 m da borda até o interior da floresta e 150 m da borda até a área queimada. A distância mínima entre os transectos foi de 100 m, possibilitando considerar cada transecto como uma amostra independente. A distância mínima entre bordas foi de 300 m, permitindo considerar a distância de 150m como interior do fragmento. Foram instalados coletores de sementes em seis distâncias ao longo de cada transecto: 0, 20, 40, 60, 80, 100, 150 m da borda na floresta adjacente e para a área queimada, com 13 coletores por transecto (91 no total).

Cada coletor foi confeccionado com 1m² (1x1m) e profundidade de 30 cm em tela de náilon de malha 2 mm, costurada ao arame galvanizado (Figura 1.c). Para reduzir a predação das sementes, as redes foram fixadas a 0,5 m do solo (Cramer 2007). Os coletores foram instalados no mês de agosto de 2017, e as coletas dos materiais foram realizadas mensalmente entre setembro de 2017 e agosto de 2018, totalizando 12 amostragens.

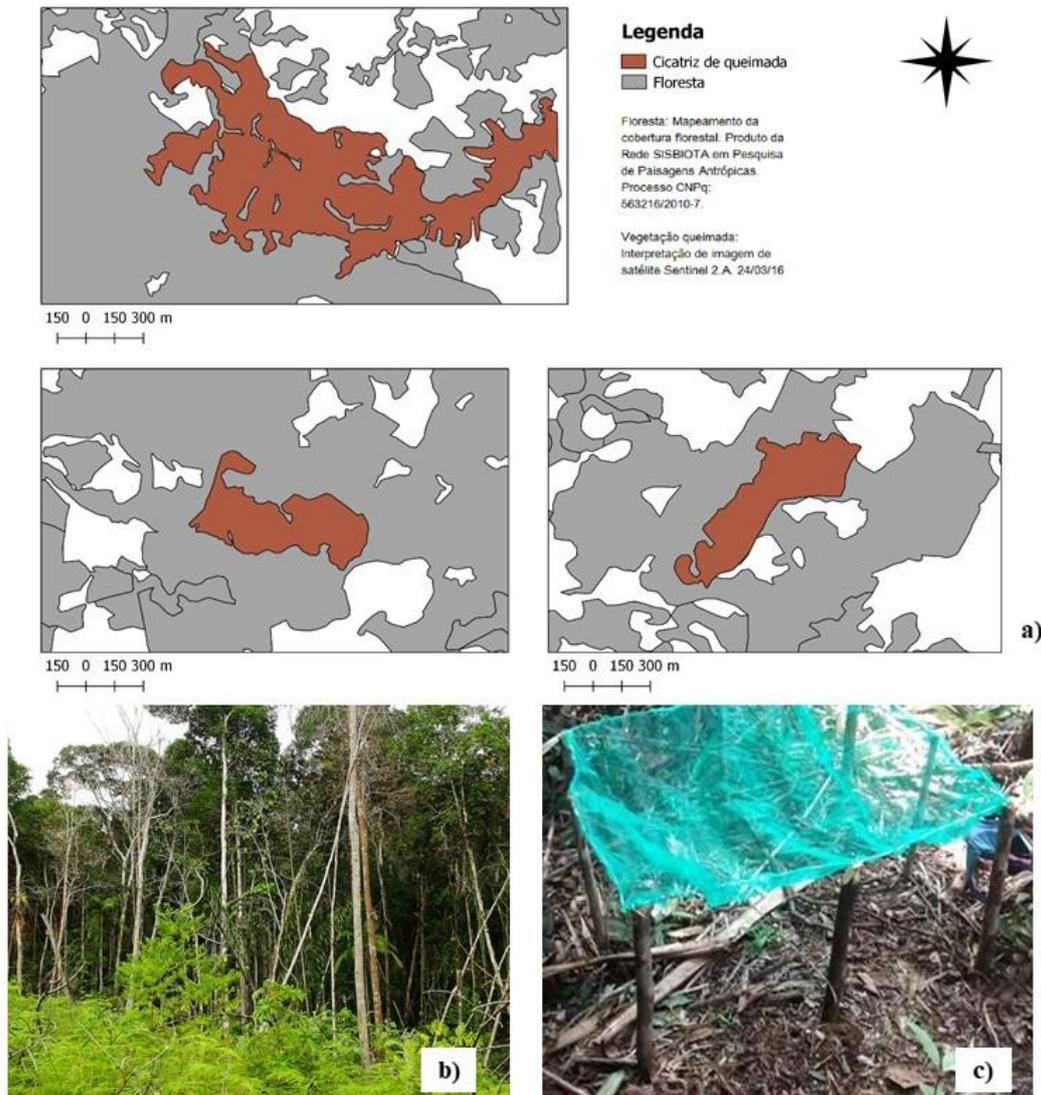


Fig. 1 a) Mapa de localização da área de estudo, mostrando as três áreas de estudo, destacadas no mapa em marrom (ver legenda), Refúgio de Vida Silvestre (Revis), Una, no Sul da Bahia, Brasil. b) Área de estudo, mostrando a borda entre as áreas queimadas e florestas remanescente. Na borda em direção as áreas queimadas é notória a dominância de *Pteridium arachnoideum*. Foto: Pavel Dodonov. c) Coletor de sementes instalado na área de estudo. Foto: Janaine Rocha.

Triagem e classificação do material coletado

Em laboratório o material foi triado, separando os frutos e sementes da serapilheira. Quando havia presença de fruto, esse foi fotografado e posteriormente despulpado e as sementes foram armazenadas. As sementes foram fotografadas, pesadas em balança de precisão, e a largura foi medida. As sementes foram separadas em morfotipos, considerados aqui como morfo-espécies.

As morfo-espécies foram classificadas de acordo com a síndrome de dispersão de acordo com Van Der Pijl (1982) como: a) zoocóricas: aquelas que apresentam características de dispersão por animais, em especial frutos drupáceos, bagas e sementes arilada; b)

anemocóricas: que apresentam estruturas para dispersão pelo vento, e c)autocóricas: as que apresentam mecanismos explosivos. Para fins de análise de dados, agrupamos as sementes anemocóricas e autocóricas em dispersão não-zoocórica.

Para as variáveis respostas abundância, número de morfo-espécies, riqueza das zoocóricas, riqueza das não zoocóricas, peso, largura, tamanho das sementes zoocóricas e peso das não zoocóricas foram utilizados valores médios de cada mês de coleta. Para as variáveis riqueza total de espécies, riqueza total de espécies zoocóricas e riqueza total de espécies não zoocóricas avaliamos o número de morfo-espécies diferentes coletadas em cada coletor durante todo o período de amostragem, e no final foi realizada a soma de todas as morfo-espécies, obtendo um valor total para cada coletor.

Uma vez que o tamanho, relacionado à largura, é um dos principais fatores que limitam a dispersão de sementes zoocóricas, classificamos as sementes dessa síndrome em classes de largura: pequenas (< 6 mm de largura); médias (6,1 a 15 mm); grandes (15,1 a 30 mm) e muito grandes (> 30 mm). Por outro lado, como uma dos limitantes para a dispersão não zoocórica é o peso da semente, fizemos análises separadas considerando o peso deste tipo de dispersão.

Análises estatísticas

Para avaliar como a influência de borda e a influência de floresta afetam a chuva de sementes, foram utilizadas as seguintes variáveis-resposta: abundância e riqueza média, largura e peso médio, tamanho médio de sementes zoocóricas, peso médio de sementes não zoocóricas, riqueza de dispersão zoocórica, riqueza de dispersão não zoocórica, riqueza total de espécies, riqueza total de espécies zoocóricas e riqueza total de espécies não zoocóricas. Os dados dos sete coletores, para cada distância, foram agrupados para produzir o total de cada coletor/ano de acordo com a distância da borda.

Para fins comparativos, foram ajustados modelos aditivos generalizados mistos (GAMM). Os GAMM são uma extensão do modelo linear generalizado, nos quais não se assume uma relação *a priori* entre variável resposta e variáveis explicativas e é possível incluir fatores aleatórios (Zuur et al. 2009).

Os modelos foram construídos para as variáveis abundância, riqueza, largura, peso das sementes, síndrome de dispersão zoocórica e não zoocóricas, usando a distribuição da família binomial. Para as variáveis entrada de novas espécies, que são dados de contagem foi utilizado à família Poisson. Em todos os modelos variável explanatória distância da borda foi modelada como *smoother*, e o grau ótimo de *smoothing* foi definido por validação cruzada *leave-one-out*

(Zuur et al. 2009). Utilizamos um limite máximo para os graus de liberdade efetivos ($k=4$), e usamos os transectos como fator aleatório, considerando unidades de amostragem individuais como réplicas.

Os modelos utilizados na seleção de modelos, foram: modelo categórico, que mostra que existe diferença entre áreas queimadas e florestas, e os valores da borda são mais semelhantes aos da floresta; categórico 2, mostra que existe diferença entre áreas queimadas e florestas, e a borda se assemelha a áreas queimadas, o GAMM, modelo aditivo generalizado misto, mostrando um gradiente do interior das áreas queimadas para o interior das florestas; GAMM com diferença entre áreas queimadas e florestas, a borda se assemelhando à florestas; e modelo aditivo generalizado misto com diferença entre áreas queimadas e florestas, a borda se assemelhando as áreas queimadas (Tabela 1).

A escolha do modelo que melhor representa o conjunto de variáveis se baseou no critério de informação de Akaike (AIC), usado na seleção de modelos para selecionar o modelo mais parcimonioso entre os demais, usando $\Delta AIC \geq 2,0$ (Pinheiro e Bates 2000). Quando o ΔAIC entre modelos concorrentes foi $\leq 2,0$, o modelo mais simples foi selecionado. Realizamos as análises com software R 3.3 (R Core Team 2017), usando os pacotes “mgcv”, “nlme” e “bbmle” (Wood 2004,2011,2016,2017; Pinheiro 2017; Ben Bolker 2017).

Tabela 1. Descrição dos modelos estatísticos utilizados na seleção de modelos.

Modelo	Descrição
Nulo	Sem efeito
Categórico 1	Constata a existência de diferença entre área queimada e floresta, e a borda é classificada como floresta.
Categórico 2	Constata a existência de diferença entre área queimada e floresta, e a borda é classificada como queimada.
GAMM	Modelo aditivo generalizado misto.
GAMM + Categórico 1	Modelo aditivo generalizado misto, com diferença entre área queimada e floresta, a borda é classificada como floresta
GAMM + Categórico 2	Modelo aditivo generalizado misto com diferença entre área queimada e floresta, a borda é classificada como área queimada.

RESULTADOS

Um total de 9.051 sementes foram coletadas nos 91 coletores de sementes durante os 12 meses de amostragem, compreendendo 295 morfo-espécies, sendo 191 com dispersão zoocórica e 104 com não zoocórica. A abundância de sementes decresceu da floresta (0,39 n°/m²/dia) para as áreas queimadas (0,18 n°/m²/dia) e para a borda (0,12 n°/m²/dia), e diferente do esperado, do gradiente de borda, onde a bordas receberia valores medianos de sementes, as áreas queimadas receberam mais sementes do que a borda (Figura 2a).

Ao comparar a abundância de sementes nos diferentes ambientes encontramos maior abundância nos ambientes florestais em relação as áreas queimadas (Modelo Categórico 2 selecionado, $\Delta AIC < 2$), (Tabela 2). A abundância não foi afetada pela influência de borda, ou seja, não encontramos um gradiente de borda para o interior das florestas ou para o interior das áreas queimadas (Figura 2a). Além disso, a abundância de sementes na borda foi mais foi classificada como de áreas queimadas do que ao interior das florestas (Tabela 2). Sementes foram coletadas em todos os coletores ao longo do ano, mas a distância de 40m na floresta frequentemente apresentou maior abundância de sementes (Figura 2a).

A riqueza média de sementes foi maior em áreas de floresta em relação às áreas queimadas (Tabela 2; $\Delta AIC < 2$), mas não foi encontrado gradiente entre as duas áreas avaliadas. Quando avaliamos a riqueza total de sementes (Figura 3b) e a riqueza total de espécies zoocóricas (Figura 3d) os valores da borda são semelhantes ao de áreas queimadas, enquanto para riqueza total de não zoocóricas (Figura 3f) as bordas são mais semelhantes à floresta do que às áreas queimadas (Tabela 2; $\Delta AIC < 2$).

Tabela 2: Resultado da seleção de modelos, para as variáveis abundância média, riqueza média, tamanho médio da semente, peso médio das sementes, riqueza de sementes com dispersão zoocórica e com dispersão não zoocóricas, riqueza total de sementes, riqueza total de sementes zoocóricas e riqueza total de sementes não zoocóricas. Cat 1: Categórico 1; Cat 2: Categórico 2; GAMM: Modelo aditivo generalizado misto; GAMMcat1: Modelo aditivo generalizado misto + categórico 1; GAMMcat2: Modelo aditivo generalizado misto+ categórico 2.

MODELOS						
	Cat1	Cat2	GAMM	GAMMcat1	GAMMcat2	Nulo
Variáveis	Valores ΔAIC					
Abundância média	6.3	0*	10.5	10.8	2.4	14.1
Riqueza média	6	0*	13.7	10	4.5	43.8
Tamanho médio	0*	10.4	15.3	4	13.7	132.2
Tamanho médio zoocóricas	9.6	0*	15.7	12.2	4	74.9
Peso médio	0*	7.4	8.5	3.8	8.9	27.5
Peso médio não zoocóricas	0*	7	8.9	3.9	10.2	16
Riqueza zoocóricas	8	0*	10.3	7.5	2.1	50.1
Riqueza não zoocóricas	2.1	0*	10	4.9	1.5	17.4
Riqueza total	0.4	0*	10	3.6	3.3	55.1
Riqueza total de zoocóricas	3.8	0*	8.7	3.6	1	57.5
Riqueza total não zoocóricas	0 *	3.3	12.1	3.9	7.7	29.4

* Modelos selecionados de acordo com Critério de Akaike, valores de Δ AIC<2.

O peso e o tamanho das sementes também não foram afetados pela influência de borda, mas a chuva de sementes na de floresta foi composta por sementes maiores e mais pesadas em relação às áreas queimadas (Figura 2 b e 2c). O peso das sementes variou de 0,01 a 30,47 g, semente mais pesada coletada a 100 metros dentro da floresta. A largura e peso das sementes da borda foram mais semelhantes aos de floresta (Figura 5) do que aos da área queimada, o modelo selecionado foi o categórico (Tabela 2; Δ AIC<2).

O tamanho das sementes variou de 0,01 a 36,6mm; 84% (7.598) das sementes foram classificadas como pequenas, 15,4% (1.399) médias, 0,52% (47) grandes e apenas 0,08% (7) muito grandes. Para a classe de tamanho de sementes zoocóricas encontramos 46,7% (3.546) de sementes pequenas, 18,8% (828) tamanho médio, 0,54% (24) sementes grandes e 0,13% (6) das sementes muito grandes. A abundância total de sementes pequenas zoocóricas foi alta em relação as demais classes de tamanho (médias, grandes e muito grandes).

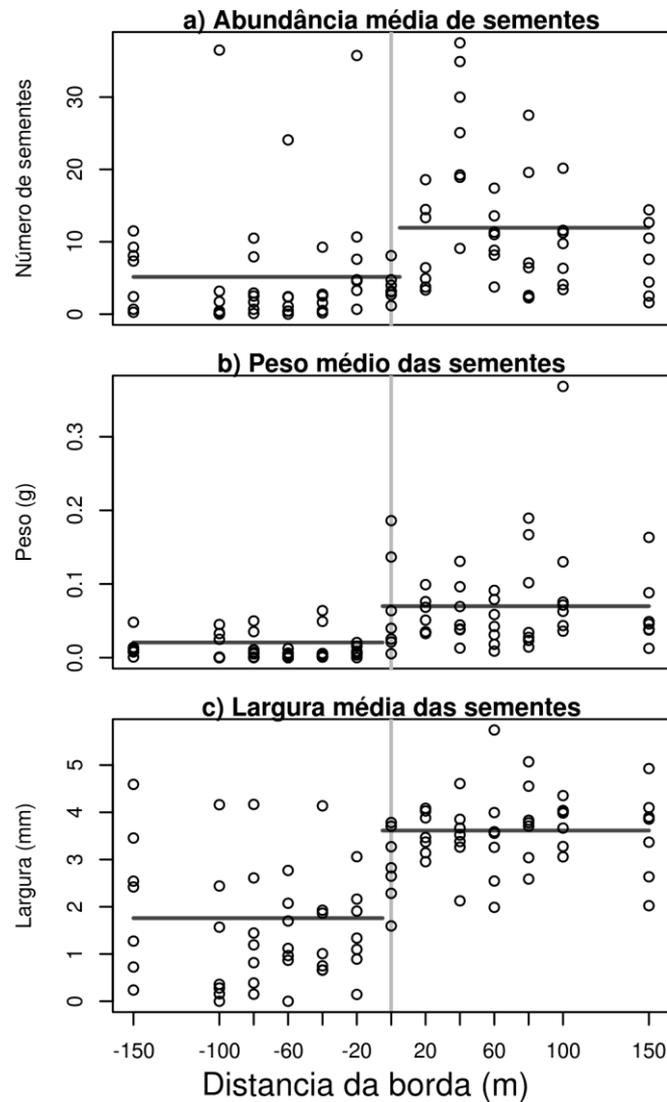


Fig. 2 Chuva de sementes em escala espacial mostrando o número médio de sementes (a), valor médio para peso das sementes (b) e valor médio para largura das sementes (c), registradas em cada levantamento em áreas queimadas e de floresta, em Una, Bahia, Brasil. Os levantamentos correspondem a intervalos de 30 dias, iniciando em setembro de 2017 e terminando em agosto de 2018, com valores médios mensais para cada distância. Eixo x: valores positivos representam a área de floresta e valores negativos representam área queimada. Cada ponto representa um transecto, total sete transectos para cada distância. As linhas representam o valor médio de cada ambiente.

Do total de sementes amostradas, 54,9% apresentaram dispersão zoocórica e 45,1% de espécies não zoocórica. Em relação a riqueza, 64,7% das morfo-espécies eram zoocóricas e 35,3% não zoocóricas. Tanto as áreas de floresta (63%) quanto a áreas queimadas (56% zoocóricas; figura 3e) apresentaram maior presença de espécies zoocóricas.. Não houve um gradiente de borda nem para riqueza e abundância de morfoespecies zoocóricas (Figura 3c) nem para as não zoocóricas (Figura 3 e). As áreas florestais e áreas queimadas apresentaram

maior riqueza de morfotipos zoocóricos (Tabela 2, Figuras 3c e 3e). A borda se assemelhou mais às áreas queimadas, com total de 320 sementes divididas em 68 morfo-espécies e predomínio de morfo-espécies não-zoocóricas.

O tamanho das sementes zoocóricas não apresentou gradiente de borda, mas todas as sementes zoocóricas consideradas grandes e muito grandes foram encontradas somente no interior da floresta (Figura 4a), enquanto o tamanho das sementes na borda foi mais semelhante ao das sementes das áreas queimadas (Figura 3). O peso médio de sementes não zoocóricas diferiu entre a floresta e a área queimada, com as sementes mais pesadas nos fragmentos florestais e os valores da borda mais semelhantes aos da floresta (Figura 4b).

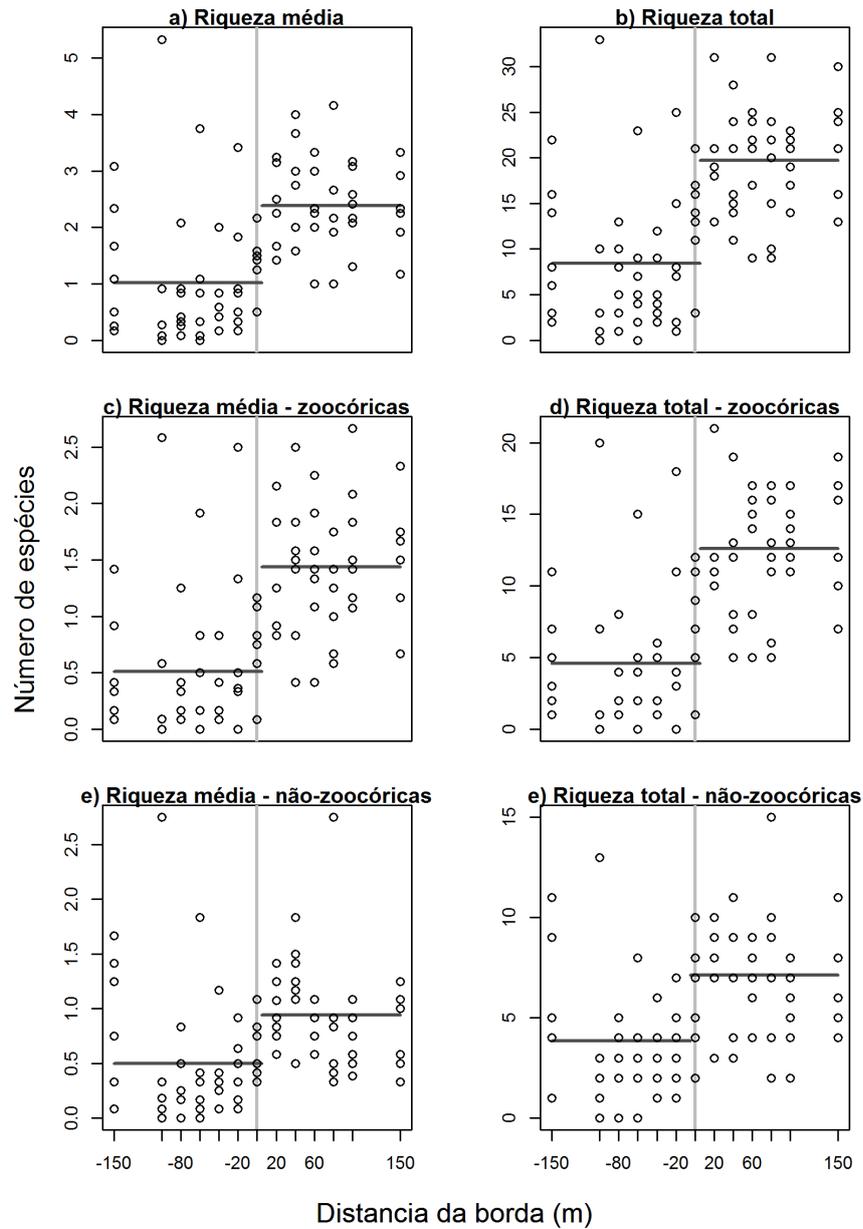


Fig. 3 Chuva de sementes em escala espacial mostrando riqueza de sementes (a) número de novas espécies (b), espécies zoocóricas (c), espécies novas zoocóricas (d), espécies não zoocóricas (e) e novas espécies não zoocóricas (f), registradas em cada levantamento em áreas queimadas e áreas de floresta, em Una, Bahia, Brasil. Os levantamentos correspondem a intervalos de 30 dias, iniciando em setembro de 2017 e terminando em agosto de 2018. Eixo x: valores positivos representam a área de floresta e valores negativos representam área queimada. Cada ponto representa um transecto, total sete transectos para cada distância. As linhas representam o valor médio de cada ambiente.

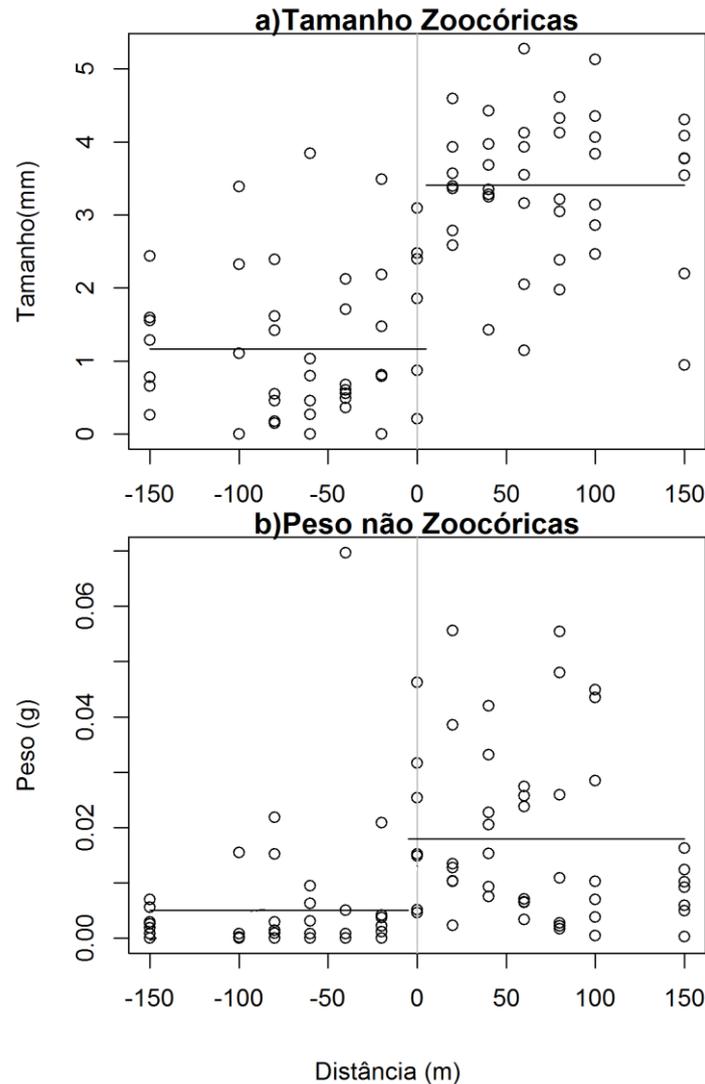


Fig. 4 Chuva de sementes em escala espacial mostrando o número médio de sementes (a), tamanho de sementes zoocóricas e (b) peso de sementes não zoocóricas, em cada levantamento em áreas queimadas e de floresta, em Uma, Bahia, Brasil. Os levantamentos correspondem a intervalos de 30 dias, iniciando em setembro de 2017 e terminando em agosto de 2018. Eixo x: valores positivos representam a área de floresta e valores negativos representam área queimada. Cada ponto representa um transecto, total sete transectos para cada distância. As linhas representam o valor médio de cada ambiente.

DISCUSSÃO

Em nosso estudo não encontramos um gradiente de dispersão via chuva de sementes da borda para o interior nem das áreas florestais nem das áreas queimadas, independentemente do tipo de dispersão, tamanho ou peso das sementes, contrariando o esperado. Entretanto, encontramos maiores abundância e riqueza de sementes nas áreas florestais em relação às áreas queimadas, independente da distância da borda em ambos os sentidos. De fato, a chuva de sementes tende a ser mais alta nos fragmentos florestais, do que em a áreas que passaram por

incêndio florestal (Walker 1993). Uma das explicações possíveis é a maior abundância de locais de passagem e de recursos alimentares dentro dos fragmentos (Ingle 2002), o que seria um atrativo para a fauna dispersora, propiciando mais dispersão dentro das áreas menos alteradas. De fato, incêndios florestais causam grandes impactos na estrutura da floresta (Borlow e Peres 2004), com a ausência de árvores limitando a produção de sementes e o uso dessas como poleiros (Martini e Santos 2006), reduzindo abrigo de fauna, o que aumenta o risco de predação (Howe 1979), reduz fontes de alimento, e prejudica o deslocamento da fauna dispersora (Nogales et al. 1999).

Estudos anteriores indicam existir influência de borda sobre a chuva de sementes (Melo et al. 2006; Vespa et al. 2014) o que levaria a um gradiente de dispersão em relação a distância da área fonte. Diferente disso, não encontramos influência de borda sobre a chuva de sementes. Uma possível explicação seria que a influência de borda esteja reduzida devido à proximidade de matriz (Saunders et al. 1991) possibilitando a chegada de sementes ao longo dos transectos. Nossas áreas de estudo, embora tenham diferentes manchas (como pastagem, agriculturas e estradas), estão próximas a um grande fragmento florestal, a Reserva Biológica de uma, que pode ser fonte de sementes (Chauvet e Forget 2005; Jules e Rathcke 199), propiciando a chegada de propágulos nas áreas queimadas

Assim como a abundância e riqueza da chuva de sementes, a variação no peso das sementes não foi alterada pela influência de borda, mas o peso médio foi maior na floresta em relação à área-queimada. Em geral sementes maiores e mais pesadas são características de espécies vegetais de final de sucessão ecológica (Hammond e Brow 1999). A dispersão de sementes mais pesadas tende a ser menos eficiente em áreas abertas distantes da planta primária (Devoe 1989) muito provavelmente porque durante a sucessão ocorre a mudança do tipo de dispersão, de pequenas aves frugívoras para dispersão por mamíferos (Jordano et al. 2006), que são menos abundantes nas áreas queimadas em início de regeneração. De modo semelhante, o peso das sementes não zoocóricas foi maior nas áreas florestais do que nas áreas queimadas, sem gradiente. Como as áreas queimadas estão no início da sucessão, ainda apresentam poucas espécies de árvores e arbustos. O predomínio de *P. arachnoideum* em áreas queimadas também dificulta o estabelecimento de novas espécies, de modo que a principal fonte de sementes nessas áreas, mesmo das anemocóricas, são os fragmentos não queimados. Assim, as sementes não-zoocóricas mais leves são as que tem maior chance de atingir as áreas queimadas. De fato, sementes mais leves podem ser transportadas para distâncias maiores, pois a distância de dispersão está relacionada a massa das sementes (Jackson 1981).

Nossos resultados também não indicaram a existência de um gradiente de dispersão em relação ao tamanho das sementes e as sementes pequenas predominaram em todas as áreas. Por outro lado, sementes grandes e muito grandes foram encontradas apenas na área não-queimada/floresta. Essa predominância de sementes pequenas em áreas impactadas tem sido encontrada em outros estudos (Freitas et al. 2013; Oliveira et al. 2004; Costa et al. 2012). Espécies de pequenas sementes geralmente produzem grande quantidade de sementes (Fenner e Thompson 2005) e apresentam maior número de dispersores, por exemplo, morcegos ou pequenas aves (Laurance et al., 2007), geralmente generalistas, o que resulta em um mecanismo de compensação na ausência de um dispersor ou outro (Jordano 1995; Silva e Tabarelli 2000), reduzindo a limitação da distância de dispersão (Freitas et al. 2013). De fato, outros estudos com chuva de sementes também encontraram baixa abundância de sementes grandes (Melo et al. 2006; Cramer et al., 2007). O fato da presença de sementes grandes na chuva de sementes ter se limitado ao interior das áreas de floresta indica baixa mobilidade de sementes grandes na área queimada. Por se tratar de uma área potencialmente defaunada (Canale et al. 2012) a falta de grandes dispersores dificulta ou até impossibilita a dispersão dessas sementes para ambientes além da floresta (Tabarelli et al. 2004; Galetti et al. 2013).

De fato, as espécies generalistas são favorecidas por perturbações como o fogo, por serem adaptadas a áreas secundárias e bordas (Barlow e Peres 2004). São espécies muito comuns em áreas queimadas, por se tratarem de espécies pioneiras, de início de sucessão, estabelecidas após a queima (Martini e Maes 2006). Áreas queimadas em fase inicial de regeneração são geralmente dominadas por espécies pioneiras de semente pequenas (Barlow e Peres 2004) e possuem dispersão anemocórica (Liebsch e Acra 2007). Devido a intensa chuva de sementes de espécies pioneiras, essas podem dominar as florestas queimadas durante muitos anos (Slik et al. 2002), por serem o principal constituinte dos bancos de sementes do solo (Saulei 1988) podendo causar a perda de algumas espécies de estágios sucessionais tardios (Tabarelli et al. 2010). Embora a dispersão de pequenas sementes seja importante para colonização inicial das áreas, sua predominância pode retardar o progresso da recuperação local (Finegan e Delgado 2000), e essa redução no tamanho das sementes tem efeitos significativos sobre a dinâmica das populações e comunidades de plantas (Vespa et al. 2018).

A chuva de sementes que quantificamos neste estudo não foi afetada pela influência de borda, com predomínio de espécies com sementes pequenas e zoocóricas. Nossos resultados indicam que espécies de grandes sementes têm menos chances de serem encontradas na chuva de sementes em áreas florestais perturbadas, enquanto espécies pioneiras de sementes pequenas são favorecidas, podendo tornar-se dominantes. Diante disso, apenas a conservação dos

fragmentos florestais adjacentes a áreas queimadas em regeneração, embora importante por ainda proteger diversos agentes dispersores e espécies arbóreas secundárias que produzem sementes grandes, pode ser insuficiente para a recuperação dessas áreas perturbadas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diversos estudos têm investigado como os recentes distúrbios antropogênicos como a fragmentação florestal, os incêndios florestais, a formação de bordas e a perda de habitat modificam a estrutura dos ambientes naturais e os processos ecológicos envolvidos.

Com o aumento da frequência de incêndios florestais, diversos processos ecológicos são alterados ou até mesmo interrompidos. A chuva de sementes é um processo ecológico chave para se compreender aspectos da dinâmica florestal, e de grande importância para a regeneração de ambientes degradados, visto que ela pode indicar o potencial de regeneração da área.

O estudo desenvolvido num gradiente borda-interior tanto dos fragmentos remanescentes como das áreas alteradas é uma abordagem inovadora para estudos de influência de borda, que geralmente são realizados somente da borda até o centro da floresta. Nesse trabalho utilizamos transectos em ambas as direções para que pudéssemos avaliar a influência de borda e a influência de floresta sobre as áreas alteradas, para tentar entender o potencial de regeneração da área queimada, com a quantidade e qualidade das sementes que chegam até ela via chuva de sementes.

Nossos resultados não demonstraram gradiente de influência de borda sobre a chuva de sementes, mas indicaram diferenças entre os fragmentos e as áreas queimadas com as áreas de floresta recebendo sementes maiores e mais pesadas maior quantidade de sementes e de espécies, além de maior proporção de zoocóricas que a área queimada, como era esperado. Isso indica que as áreas queimadas recebem sementes mais de início de sucessão ecológica e que existe pouco movimento de fauna nas áreas alteradas.

As diferenças encontradas na dispersão dentro dos fragmentos e nas áreas queimadas, associadas ao fato de as áreas queimadas terem sido dominadas por *P. arachnoideum*, que forma uma cobertura densa nas áreas em regeneração, serve de alerta para os gestores. Por estarmos em uma área bastante defaunada, sabemos que a mobilidade de sementes zoocóricas, especialmente as médias e grandes, que dependem de animais maiores e mais especialistas, é bastante comprometida. Se, por um lado, a chegada de sementes é dificultada, sabemos que mesmo que esta chegue nas áreas queimadas poderá ter dificuldades de germinação e estabelecimento por conta do abafamento pela samambaia invasora. Acreditamos que um

monitoramento das áreas perturbadas periodicamente possa auxiliar na decisão de intervenção ou não no processo de restauração, permitindo que as áreas queimadas retomem as características estruturais e funcionais da comunidade de entorno.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvarez-buylla ER, Martinez-ramos M (1990) Seed bank versus seed rain in the regeneration of a tropical pioneer tree. *Oecologia* 84, 314–325.
- Aizen MA, Feinsinger P (1994) Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology*, v. 75, n. 2, p. 330-351
- Armenteras D, González TM, Retana J (2013) Forest fragmentation and edge influence on fire occurrence and intensity under different management types in Amazon forests. *Biological Conservation* 159 73–79
- Augspurger C, Franson S (1987) Wind dispersal of artificial fruits varying in mass, area and morphology. *Ecology* 68, 27-42
- Baker SC, Spies TA, Wardlaw TJ, Balmer J Franklin JF, Jordan GJ. (2013) The harvested side of edges: Effect of retained forests on the re-establishment of biodiversity in adjacent harvested areas. *Forest Ecology and Management* 302 107–121
- Bach CE, Kelly D (2004) Effects of forest edges on herbivory in a New Zealand mistletoe, *Alepis flavida*. *New Zealand Journal of Ecology* 28(2): 195-205
- Barlow J, Peres CA (2004) Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in Amazonian forests. *Ecol. Appl.* 14(5): 1358–1373
- Ben Bolker and R Development Core Team (2017). *bbmle: Tools for General Maximum Likelihood Estimation*. R package version 1.0.20. <https://CRAN.R-project.org/package=bbmle>
- Canale GR, Peres CA, Guidorizzi CE, Gatto CAF, Kierulff MCM (2012) Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. *PLoS ONE*, 7(8), e41671

Campos EP, Vieira MF, Silva AF, Martins SV, Carmo FMS, Moura VM, Ribeiro ASS (2009) Chuva de sementes em Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. *Acta bot. bras.* 23(2): 451-458. 2009

Casenavea JL, Pelotto JP, Protomastro J (1995) Edge-interior differences in vegetation structure and composition in a Chaco semi-arid forest, Argentina. *Forest Ecology and Management* 72:6 1-69

Chauvet S, Forget PM (2005) Edge effects on post-dispersal seed removal in a fragmented rain forest in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 21:113–116

Cochrane MA (2001) Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. *Conserv. Biol.* 15:1515–1521

Costa JBP, Melo FPL, Santos BA, Tabarelli M (2012) Reduced availability of large seeds constrains Atlantic forest regeneration. *Acta Oecologica* 39: 61–66.

Cramer JM, Mesquita RCG, Williamson G.B (2007) Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. *Biological Conservation* 137:415-423

Culot L, Bello C, Batista JLF, Couto HTZ, Galetti M (2017) Synergistic effects of seed disperser and predator loss on recruitment success and long-term consequences for carbon stocks in tropical rainforests. *Scientific Reports* 7:7662 DOI:10.1038/s41598-017-08222-4

Devoe NN (1989) Differential seeding and regeneration in openings and beneath closed canopy in sub-tropical wet forest. Ph.D. Dissertation, Yale University, New Haven, Connecticut

Fenner M, Thompson K (2005) *The ecology of seeds*. Cambridge: Cambridge University Press 250 p

Finegan B, Delgado D (2000) Structural and floristic heterogeneity in a 30-year-old Costa Rican rain forest restored on pasture through natural secondary succession. *Restoration Ecology* 8:380–393

Foster RB, Janson CH (1985) The relationship between seed size and establishment conditions in tropical woody plants. *Ecology* 66:773–780

Freitas CG, Dambros C, Camargo JLC (2013) Changes in seed rain across Atlantic Forest fragments in Northeast Brazil. *Acta Oecologica*, 53:49–55

Galetti M, Pizo M (1996) Fruit eating by birds in a forest fragment in southeastern Brazil. *Ararajuba*, 4(2):103–105

Galetti M, Dirzo R (2013) Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biol. Conserv.* 1–6.

Grime JP (2002) *Plant Strategies, Vegetation Process and Ecosystem Properties*. England: Ed. John Wiley e Sons.

Griz LMS, Machado ICS (1998) Aspectos morfológicos e síndromes de dispersão de frutos e sementes na Reserva Ecológica de Dois Irmãos. In: Machado IC, Lopes AV, Pôrto KC (ed). *Reserva Ecológica de Dois Irmãos: Estudos em um Remanescente de Mata Atlântica em área urbana*. Editora Universitária da Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Hammond DS, Brown VK (1995) Seed Size of Woody Plants in Relation to Disturbance, Dispersal, Soil Type in Wet Neotropical Forests. *Ecology*, 76(8): 2544–2561.

Harper, JL (1977) *Population biology of plants*. London: Academic Press.

Harper KA, Lesieur D, Bergeron Y, Drapeau P (2004) Forest structure and composition at young fire and cut edges in black spruce boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 34:289–302.

Harper KA, Macdonald SE, Burton PJ, Chen J, Brosnoff KD, Saunders SC, Esseen PA, (2005) Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conserv. Biol.* 19:768–782.

Howe HF (1979) Fear and frugivory. *Am. Nat.* 114: 925–931.

Ingle NR (2002) Seed dispersal by wind, birds, and bats between Philippine montane rainforest and successional vegetation. *Oecologia* 134:251–261 DOI 10.1007/s00442-002-1081-7

Int. Trop. Timber Organ. (ITTO), Div. Econ. Inf. Mark. Intell. 2007. Annual Review and Assessment of the World Timber Situation 2007. Yokohama, Jpn.:Int. Trop. Timber Organ. (ITTO).http://www.itto.int/annual_review/

Jackson JF (1981) Seed size as a correlate of temporal and spatial patterns of seed fall in a neotropical forest. *Biotropica* 13:121–130

Janzen DH (1980) *Ecologia Vegetal nos Trópicos*. EDUSP

Jordano P (1995) Frugivore-mediated selection on fruit and seed size: birds and St. Lucie's cherry, *Prunus mahaleb*. *Ecology* 76: 2627–2639

Jordano J, Schupp EW (2000) Seed disperser effectiveness: the quantity component and patterns of seed rain for *Prunus mahaleb*. *Ecological Monographs* 591–615

Jordano P, Galetti M, Pizo MA, Silva WR (2006) Ligando Frugivoria e Dispersão de sementes à biologia da conservação. Pages 411-436. In: Duarte CF, Bergallo HG, Dos Santos MA (eds.). *Biologia da conservação: essências*. Editorial Rima, São Paulo, Brasil

Jules ES, Rathcke BJ (1999) Mechanisms of Reduced Trillium Recruitment along Edges of Old-Growth Forest Fragments. *Conservation Biology*, 13(4):784–793

Keenan RJ, Kimmins JP (1993) The ecological effects of clear-cutting. *Environ. Rev.* 1:121–144

Laurance WF, Perez D, Delamonica P, Fearnside PM, D'Angelo S, et al. (2001) Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology* 82: 105–116

Laurance WF (2007) Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *Trends in Ecology and Evolution* 22: 65–70

Levey D J (2005) Effects of Landscape Corridors on Seed Dispersal by Birds. *Science*, 309(5731), 146–148

Leigh EG, Wright JS, Herre EA, Putz FE (1993). The decline of tree diversity on newly isolated tropical islands: atestofanull hypothesis and some implications. *Evolutionary Ecology* 7:76–102

Liebsch D, Acra LA (2007) Síndromes de dispersão de diásporos de um fragmento de floresta ombrófila mista em Tijucas do Sul, PR. Curitiba. *Revista Acadêmica* 167-175

Martini AMZ, Santos FAM (2006) Effects of distinct types of disturbance on seed rain in the Atlantic forest of NE Brazil. *Plant Ecology*, 190(1):81–95

Mullu DA (2016) Review on the Effect of Habitat Fragmentation on Ecosystem. *Journal of Natural Sciences Research*.

Melo FPL, Dirzo R, Tabarelli M (2006) Biased seed rain in forest edges: evidence from the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 132:50– 60

Murcia C (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58–62.

Nathan R, Horn HS, Chave J, Levin SA (2002) Mechanistic models for tree seed dispersal by wind in dense forests and open landscapes. In: Levey DJ et al (ed) *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*. CAB International, Princeton, pp 69-82

Nogales M, Valido A, Medina FM, Delgado JD (1999) Frugivory and factors influencing visitation by birds at 'Balo' (*Plocama pendula* Ait., Rubiaceae) plants in the Canary Islands. *Ecoscience* 6: 531–538.

Oliveira MA, Grillo AAS, Tabarelli M (2004) Forest edge in the Brazilian Atlantic Forest: drastic changes in tree species assemblages. *Oryx* 38, 389e394.

Pinheiro JC, Bates DM (2000) *Mixed-Effects Models en S and S-PLUS*.

Pinheiro JC, Bates DM, DebRoy S, Sarkar D and R Core Team (2017). *_nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models_*. R package version 3.1-131, <URL: <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>>.

R Core Team (2017). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Rodrigues RR, Lima RAF, Gandolfi S, Nave AG (2009) On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142:1242–1251.

Ries L, Fletcher RJ Jr, Batin J, Sisk TD (2004) Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35:491-522.

Ries L, Sisk TD (2004) A predictive model of edge effects. *Ecology* 85, 2917–2926.

Saulei SM, Swaine MD (1988) Rain Forest Seed Dynamics During Succession at Gogol, Papua New Guinea. *The Journal of Ecology*, 76(4), 1133

Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18–32.

Silva JMC, Tabarelli M (2000) Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of northeast Brazil. *Nature* 404, 72–74.

SEI. Atributos Climáticos do Estado da Bahia, 1998.

Slik JWF, Verburg RW, Kessler PJA (2002) Effects of fire and selective logging on the tree species composition of lowland dipterocarp forest in East Kalimantan, Indonesia. *Biodiversity Conserv.* 11: 85–98.

Soares RV, Batista AC (2007) Incêndios florestais: controle, efeitos e uso do fogo. Universidade Federal do Paraná

Tabarelli M, Mantovani W (1999) A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima. *Rev. Br. Biol* 239-250.

Tabarelli M, Silva JMC, Gascon C (2004) Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation* 1419–1425.

Tabarelli M, Venceslau Aguiar A, Ribeiro MC, Metzger JP, Peres CA (2010) Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biol. Conserv.* 143, 2328–2340.

Uhl C et al (1982) Successional patterns associated with slash-and-burn agriculture in the upper Rio Negro of the Amazon Basin. *Biotropica*, Zurich 249-254.

Uhl C, Clark K, Maurino P (1988) Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. *Ecology* 751- 763.

Van der Pijl L (1972) Principles of Dispersal in Higher Plants. Springer-Verlag, Berlin.

Veloso HP, Rangel-Filho ALR, Lima JCA (1991) Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 124 p

Vespa NI, Zurita G, Bellocq MI (2014) Functional responses to edge effects: Seed dispersal in the southern Atlantic Forest, Argentina. *Forest Ecology and Management* 328: 310-318.

Vespa NI, Zurita GA, Gatti MG, Bellocq MI (2018) Seed movement between the native forest and monoculture tree plantations in the southern Atlantic forest: A functional approach. *Forest Ecology and Management*, 430, 126–133.

Xavier RO (2011) Dinâmica do banco de sementes de áreas de cerrado com distintos históricos de incêndio em São Carlos, SP. Dissertação, Universidade Estadual Paulista

Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA, Smith GM (2009) *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*, Statistics for Biology and Health, New York

Walker RL, Neris LE (1993) Posthurricane seed rain dynamics in Puerto Rico. *BIOTROPICA* 25(4): 408-418.

Wood, SN (2004) Stable and efficient multiple smoothing parameter estimation for generalized additive models. *Journal of the American Statistical Association*. 99:673-686.

Wood, SN (2011) Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society (B)* 73(1):3-36

Wood SN, N Pya and B Saefken (2016) Smoothing parameter and model selection for general smooth models (with discussion). *Journal of the American Statistical Association* 111:1548-1575.

Wood, SN (2017) *Generalized Additive Models: An Introduction with R* (wnd edition). Chapman and Hall/CRC.

Yao J, Holt RD, Rich PM, Marshall WS (1999) Woody plant colonization in an experimentally fragmented landscape. *Ecography* 22, 715-728.