



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

PRISCILA SILVA DOS SANTOS

INFLUÊNCIA DO ENTORNO SOBRE A CHUVA DE SEMENTES E
DEPOSIÇÃO DE SERRAPILHEIRA EM FRAGMENTOS DE FLORESTA
ATLÂNTICA

RECIFE
2018

PRISCILA SILVA DOS SANTOS

INFLUÊNCIA DO ENTORNO SOBRE A CHUVA DE SEMENTES E
DEPOSIÇÃO DE SERRAPILHEIRA EM FRAGMENTOS DE FLORESTA
ATLÂNTICA

Tese apresentada ao Programa de Pós Graduação em
Botânica da Universidade Federal Rural de
Pernambuco, como parte dos requisitos para
obtenção do título de doutora em botânica.

Orientadora:

Dr.^a Elba Maria Nogueira Ferraz Ramos

Co-orientadora:

Dr. Kleber Andrade da Silva

Dr.^a Elcida de Lima Araújo

RECIFE
2018

PRISCILA SILVA DOS SANTOS

Influência do entorno sobre a chuva de sementes e deposição de serrapilheira em fragmentos de floresta atlântica

Tese defendida e _____ pela banca examinadora em _____.

Orientadora:

Profª. Dra. Elba Maria Nogueira Ferraz Ramos
Instituto Federal de Pernambuco – IFPE

Examinadores:

Prof. Dr. André Maurício Melo dos Santos (Titular)
Universidade Federal de Pernambuco – UFPE-CAV

Dra. Danielle Melo dos Santos (Titular)
Universidade Federal de Pernambuco – UFPE-CAV

Profª. Dra. Suzene Izídio da Silva (Titular)
Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE

Profª. Dra. Josiene Maria Fraga Falcão dos Santos (Titular)
Universidade Estadual de Alagoas – UNEAL

Profª. Dra. Margareth Ferreira de Sales (Suplente)
Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE

Profª. Dra. Jarcilene Silva Almeida-Cortez (Suplente)
Universidade Federal de Pernambuco – UFPE

RECIFE

2018

Um anjo do céu
 Que trouxe pra mim
 É o mais bonito
“Meu filho Vinícius”

Que pra eu cuidar
 Que é pra eu amar
 Gota cristalina
 Tem toda inocência

Vem, ó, meu bem
 Não chore não
 Vou cantar pra você
 Vem, ó, meu bem
 Não chore não
 Vou cantar pra você

Um anjo do céu
 Que me escolheu
 Serei o seu porto
 Guardiã da pureza
 Que é pra eu cuidar
 Que é pra eu amar
 Gota cristalina
 Tem toda inocência

Vem, ó, meu bem
 Não chore não
 Vou cantar pra você
 Vem, ó, meu bem
 Não chore não
 Vou cantar pra você

Vem, ó, meu bem
 Não chore não
 Vou cantar pra você
 Vem, ó, meu bem
 Não chore não
 Vou cantar pra você

Um anjo do Céu
Maskavo

Ao meu filhinho tão amado e desejado Vinícius.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus e a Nossa Senhora da Conceição, por estarem sempre comigo, me protegendo, me iluminando e guiando meus passos, e principalmente, por sempre me darem muita força, coragem, sabedoria, serenidade e discernimento durante a realização deste trabalho.

À minha orientadora, Profa. Dra. Elba Maria Nogueira Ferraz Ramos, que desde a época do meu mestrado, com incentivo, paciência e respeito, vem contribuindo com seus ensinamentos na minha formação profissional. Muito obrigada por tudo Elba.

Ao meu grande amigo e co-orientador, Prof^o. Dr. Kleber Andrade da Silva, pelos seus ensinamentos, conselhos, paciência, ética, comprometimento e críticas construtivas que me ajudaram na construção deste trabalho e na minha formação pessoal e profissional. Muito obrigada meu amigo Kleber por tudo, principalmente pelo seu incentivo, afinal, como você sempre fala *“Sem sacrifício não existe vitória”*.

À minha co-orientadora, Profa. Dra. Elcida de Lima Araújo pelos seus ensinamentos, críticas e conselhos que foram essenciais para a construção desse trabalho.

Aos meus grandes amigos que estiveram comigo durante o período de coleta no campo, Gicélia, Marcos, Fábio, Elaine e Claudio. Obrigada pela determinação, garra, respeito, dedicação e incentivo de todos vocês que também fizeram parte deste trabalho.

Aos membros da banca Dr. André Maurício Melo dos Santos, Dra. Danielle Melo dos Santos, Dra. Suzene Izídio da Silva, Dra. Josiene Maria Falcão Fraga dos Santos, Dra. Margareth Ferreira de Sales e Dra. Jarcilene Silva Almeida-Cortez pelas críticas e contribuições que enriqueceram todas as informações contidas nesta Tese.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo.

A todos que formam o Programa de Pós-Graduação em Botânica (PPGB), em especial as professoras Carmen Zickel, Maria Tereza Buril e Ana Virgínia de Lima Leite, e a secretária Cinara.

A Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) e ao Parque Estadual de Dois Irmãos pela logística e permissão de trabalhar em suas propriedades.

Em especial, ao maior presente que Deus e Nossa Senhora me concebeu, meu filhinho Vinicíus, meu amor maior, minha razão de viver, meu incentivo de crescer, o principal combustível que faltava para tornar meus dias mais felizes e completos, simplesmente o meu

tudo e maior projeto de minha vida. Te amo infinitamente meu amorzinho, e muito obrigada por você está chegando numa hora tão especial na vida da mamãe.

A minha também tão querida e amada família, em especial a minha vizinha Marinete, a quem devo tudo que sou. Obrigada minha vó por tudo que a senhora sempre fez e continua fazendo por mim. Obrigada por ter me criado e por está sempre ao meu lado, por ser minha mãe, por ter me levado à escola desde pequenininha, pelas reuniões de pais e mestres que a senhora sempre estave presente, por sempre me abraçar e segurar minha mão nos momentos em que mais tive medo. Obrigada por tanto incentivar meus estudos, por vibrar a cada conquista da minha vida, e por está ao meu lado sempre que consegui galgar cada degrau dessa escada tão grande que se chama vida. Obrigada por ter me formado o ser humano que sou, e principalmente por sempre me amar e por sempre acreditar tão grandiosamente em mim. Obrigada pelo seu combustível tão bom e grandioso que alimenta minha alma e minha vida, o seu amor. AMOR e GRATIDÃO, essas são palavras que carregarei sempre no meu coração quando eu penso na minha tão amada vó Marinete. Te amo minha fortaleza.

Ao meu avô José Avelino dos Santos (em memória) que sempre estará presente nos nossos corações. Meu espelho de luta, dignidade, força, coragem, garra e determinação. Um homem que nunca desistiu de sonhar e que mesmo nos deixando tão cedo foi fundamental para minha formação pessoal e profissional.

Aos meus amados e queridos pais Deusdeth e Maria Goretti, por todo seu amor, carinho, respeito e motivação. Obrigada por sempre me incentivar, pelas palavras de conforto, por apoiar minhas escolhas, e principalmente, por acreditar em mim. Obrigada pelas orações e pela torcida tão forte para que chegasse na realização desse tão grande sonho de ser doutora. Amo infinitamente vocês, meus grandes amores.

Ao meu tão querido e amado marido Clayton, meu grande presente que Deus colocou em minha vida. A você, meu grande amigo, parceiro e companheiro de todas as horas, também dedico essa minha vitória. Obrigada mivida pelo seu amor, compreensão, companheirismo, respeito e principalmente pela sua paciência. Obrigada por sempre me incentivar, me acalmar, me abraçar e me dá apoio e força nos momentos em que mais precisei do seu amor. E, muito obrigada por você tanto acreditar e se orgulhar de mim. Você mais do que ninguém sabe o quanto foste fundamental na construção desse trabalho, pois sem o seu apoio seria tudo bem mais difícil. Muito obrigada por tudo meu amor. Amo infinitamente você!!!!

A minha maninha querida, minha grande amiga de todas as horas. Obrigada por tudo, pelo seu amor incondicional, incentivo, força, pelas nossas conversas, pelos seus conselhos e principalmente por sempre me apoiar. Obrigada também por ter nos dado de presente a nossa querida Luiza. Você também “dengo de madinha” foi uma peça fundamental na construção desse trabalho, pois nos momentos mais difíceis você vinha com seu sorriso e seu amor e tudo se transformava dentro do meu ser. Amo infinitamente vocês minha mana e sobrinha querida!!!

Aos meus amados e queridos tios e tias Dione, Daniella, Dayse, Marilene, Gildete, Fabiana, Diógenes, Gilvan e Dartagnan. Eu só tenho que agradecer a vocês por tudo, pelo amor, amizade, confiança, incentivo e por sempre me apoiarem e me darem força em tudo. Sem o apoio e o conselho de vocês eu não teria conseguido chegar a essa etapa tão importante da minha vida. Amo demais vocês!!!!

Aos primos que tanto amo, Bruno, Guilherme, Caio, Matheus, Luquinhas e Bárbara. Obrigada meus amores por fazerem parte de tantos momentos especiais na minha vida. Também amo vocês demais!!!!

Aos meus amados e queridos sogros, Venefrida e Clayton (em memória) pelo incentivo, apoio, respeito e por estarem sempre me ajudando e torcendo por mim. A vocês com todo o meu amor, respeito e admiração, o meu muito obrigada por tudo.

Aos meus cunhados Lucivan e Conceição, obrigada pela amizade, torcida e pelo incentivo.

Aos meus grandes e inesquecíveis amigos Maria do Rosário (em memória), Oswaldo Ribeiro e Tonho pelo incentivo e amizade. Muito obrigada por tudo que vocês fizeram por mim, e principalmente por sempre me incentivar nos meus estudos. A vocês meus grandes amigos que eu amo, serei sempre grata pelo resto da minha vida.

Aos meus queridos e amados amigos Neide e Dr. Roberto, obrigada pelo incentivo, motivação, apoio, respeito, cumplicidade e por todo carinho e amizade que desenvolvemos um para com o outro.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Vegetal de Ecossistemas Nordestinos (LEVEN), Leo, Jéssica, Elda, Bruno, Juliana e Diego, pela grande amizade, conselhos e apoio. E em especial a Josi e Dani, por todos os conselhos, pelo incentivo, apoio, respeito e principalmente pela nossa amizade. Também aos queridos Vanessa, Djalma e Gabi, obrigada pela ajuda em campo e na triagem do material, e pelo respeito e companheirismo que passamos a ter uns para com os outros. Vocês foram maravilhosos. Adoro vocês!!!

Aos colegas da botânica Lili, Tássia, Renata, Angélica e Patrícia pela amizade, pelos momentos de descontração e trocas de conhecimentos.

Aos meus inesquecíveis amigos e companheiros de jornada durante todo o período da minha graduação Rê, Vivi, Gil, Nito e Cabeça, por todo seu apoio, incentivo e pela nossa infinita amizade. Adoro demais vocês!!!

Aos queridos amigos Kênia, Josélia, Tanael, Vanessa, Germana, Luís, Meyre, Aline, Jamile, Tonho (em memória), Antônio, Mercia, Mabel, Carmem, Darci, Claudete, Thomas, Silvia, Mila, Francisco, obrigada pelo apoio, incentivo e momentos de descontração.

Aos meus queridos e amados sobrinhos, Flavinho, Júlia, Arthur e meu afilhado Danilo por todo o amor.

E, por fim, a todos que direta ou indiretamente contribuíram na elaboração desse trabalho. Sem vocês ele não teria nenhum sentido.

SUMÁRIO	Pág.
LISTA DE TABELAS	xii
LISTA DE FIGURAS	xiii
RESUMO	xvii
ABSTRACT	xix
1. INTRODUÇÃO	21
2. REVISÃO DE LITERATURA	24
2.1 Efeito da urbanização e ascensão das fronteiras agrícolas devido aos diferentes uso do solo	24
2.2 Processos que auxiliam na regeneração dos remanescentes florestais	29
2.2.1 Síndrome de dispersão e chuva de sementes: definição, funções e importância	29
2.2.2 Deposição de serrapilheira: definição, funções e importância	32
2.2.3 Grupo funcional: definição, funções e estado atual do conhecimento	35
2.3 Chuva de sementes em áreas de floresta urbana e rural: cenário atual do conhecimento	43
2.3.1 Deposição de serrapilheira em áreas de floresta urbana e rural: cenário atual do conhecimento	47
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51
4. CAPÍTULO I	73
Artigo a ser enviado ao periódico Acta Oecologica	73
Variação espaço-temporal da chuva de sementes entre fragmentos urbano e rural de florestas tropicais úmidas	74
Resumo	75
Abstract	75
1. Introdução	76
2. Material e Método	78
2.1 Área de estudo	78
2.2 Amostragem da chuva de sementes	79
2.3 Análise dos dados	80
3 Resultados	81
3.1 Riqueza	81
3.2 Densidade	82

3.3 Composição de espécies da chuva de sementes	82
3.4 Atributos funcionais	83
4. Discussão	84
4.1 Comparações na riqueza de espécies, densidade de sementes e composição de espécies em fragmentos rural e urbano	84
4.2 Variação sazonal e interanual na riqueza de espécies e composição de espécies em fragmentos rural e urbano	85
4.3 Atributos Funcionais da Chuva de Sementes	86
5. Conclusão	88
6. Agradecimentos	88
7. Referências bibliográficas	89
8. Apêndice	98
5. CAPÍTULO II	117
Artigo a ser enviado ao periódico Urban Ecosystems	117
Fragmentos urbano ou rural: qual uso do solo no entorno da floresta induz maior intensidade na deposição de serrapilheira?	118
Resumo	118
Abstract	118
1. Introdução	119
2. Material e Método	121
2.1 Área de estudo	121
2.2 Coleta de dados	122
2.3 Análise dos dados	122
3. Resultados	122
4. Discussão	123
5. Conclusão	126
6. Agradecimentos	126
7. Referências	126
8. Apêndice	133
9. Anexos	143
I - Normas da revista Acta Oecologica	144
II - Normas da revista Urban Ecosystems	144
Considerações Finais	145

LISTA DE TABELAS

		Revisão de Literatura	Pág.
Tabela 1	Total de serrapilheira e percentual da fração foliar depositada em ambientes úmidos da floresta atlântica		50

Capítulo I

Tabela 1	Espécies da chuva de sementes em fragmentos urbano (U) e rural (R) de floresta Atlântica em Pernambuco, em dois anos de estudo (2015 a 2016). Onde HA = hábito (Ar = arbóreo; Ab = arbustivo; He = herbáceo; Tr = trepadeira), SD = Síndrome de dispersão (Zoo = zoocórica; Ane = Anemocórica; Aut = autocórica); CS = categoria sucessional (PI = pioneiras; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; SC = sem caracterização); - = ausência de espécies; x = presença de espécies		99
Tabela 2	Análise SIMPER calculada entre fragmentos rural (R) e urbano (U), entre anos (2015 e 2016) e entre estações climáticas (chuvosa e seca) em cada fragmento com a contribuição de cada espécie na dissimilaridade entre os fragmentos amostrados (Av. Diss. = Nível de Dissimilaridade)		111

Capítulo II

Tabela 1	Total de deposição de serrapilheira e de suas frações constituintes em diferentes fragmentos de floresta Atlântica em Pernambuco (Urbano = U e Rural = R) durante as estações seca e chuvosa e durante os anos de 2015 (15) e 2016 (16)		134
-----------------	---	--	-----

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

Figura 1	Localização dos fragmentos urbano e rural de floresta tropical		104
-----------------	--	--	-----

	Atlântica avaliados na Região metropolitana do Recife	
Figura 2	Curva de rarefação mostrando o número acumulado de espécies em relação ao número de sementes em fragmentos rural e urbano de floresta Atlântica no Nordeste do Brasil	105
Figura 3	Curva de rarefação mostrando o número acumulado de espécies na chuva de sementes entre fragmentos rural e urbano de floresta Atlântica no Nordeste do Brasil em relação ao número de sementes em 2015 (A) e 2016 (B)	106
Figura 4	Curva de rarefação mostrando o número acumulado de espécies na chuva de sementes entre fragmentos rural e urbano de floresta Atlântica no Nordeste do Brasil em relação ao número de sementes na estação chuvosa (A) e seca (B)	107
Figura 5	Ordenação formada após análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) das espécies da chuva de sementes nos fragmentos rural e urbano de floresta Atlântica em Pernambuco, em dois anos de estudo (2015 a 2016) com base na riqueza de espécies. Os símbolos no gráfico representam as espécies presentes na chuva de sementes	108
Figura 6	Ordenação formada após análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) das espécies da chuva de sementes entre fragmentos rural e urbano de floresta Atlântica em Pernambuco, nos anos de 2015 (A) e 2016 (B), com base na riqueza de espécies. Os símbolos no gráfico representam as espécies presentes na chuva de sementes em cada ano	109
Figura 7	Ordenação formada após análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) das espécies da chuva de sementes entre fragmentos urbano e rural de floresta Atlântica em Pernambuco, na estação chuvosa (A) e seca (B), com base na riqueza de espécies. Os símbolos no gráfico representam as espécies presentes na chuva de sementes em cada estação	110
Figura 8	Variação na densidade média de sementes em diferentes fragmentos de floresta Atlântica em Pernambuco (urbano e rural) durante as estações seca e chuvosa e durante os anos de 2015 e 2016. Na	113

presença de letras minúsculas diferentes entre estações e entre anos para cada fragmento e maiúsculas entre os fragmentos urbano e rural denotam diferença significativa pelo teste de Tukey HSD a 5%. Barras verticais denotam 95% do intervalo de confiança

- Figura 9** Diferenças na abundância de espécies dentro da categoria hábito (árvore, arbusto, herbácea e trepadeira) entre os fragmentos floresta Atlântica (rural e urbano), anos (2015 e 2016) e estações (chuva e seca) 114
- Figura 10** Diferenças na abundância de espécies dentro da categoria síndrome de dispersão (zoocórica, anemocórica e autocórica) entre os fragmentos floresta Atlântica (rural e urbano), anos (2015 e 2016) e estações (chuva e seca) 115
- Figura 11** Diferenças na abundância de espécies dentro da categoria sucessional (pioneira, secundária inicial e secundária tardia) entre os fragmentos floresta Atlântica (rural e urbano), anos (2015 e 2016) e estações (chuva e seca) 116

Capítulo II

- Figura 1** Localização dos fragmentos urbano e rural de floresta tropical Atlântica avaliados na Região metropolitana do Recife 135
- Figura 2** Totais de precipitação mensal, dos anos de 2015 e 2016, nos fragmentos rural e urbano de floresta tropical Atlântica avaliado na região metropolitana do Recife 136
- Figura 3** Variação na densidade média da serrapilheira total e de suas frações em diferentes fragmentos de floresta Atlântica em Pernambuco (urbano e rural) durante as estações seca e chuvosa e durante os anos de 2015 e 2016. Letras diferentes entre os fragmentos rural e urbano denotam diferença significativa pelo teste de Tukey HSD a 5%. Barras verticais denotam 95% do intervalo de confiança 137
- Figura 4** Variação na densidade média da serrapilheira total em diferentes fragmentos de floresta Atlântica em Pernambuco (urbano e rural) durante as estações seca e chuvosa e durante os anos de 2015 e 2016. Letras minúsculas, maiúsculas e asteriscos denotam 138

respectivamente: diferença significativa entre estações dentro de cada fragmento, diferença significativa entre anos dentro de cada fragmento e diferença significativa entre fragmentos pelo teste de Tukey HSD a 5%. Barras verticais denotam 95% do intervalo de confiança

- Figura 5** Variação na densidade média da fração folhas em diferentes fragmentos de floresta Atlântica em Pernambuco (urbano e rural) durante as estações seca e chuvosa e durante os anos de 2015 e 2016. Letras diferentes entre estações de cada fragmento e entre os fragmentos urbano e rural de cada estação e de cada ano denotam diferença significativa pelo teste de Tukey HSD a 5%. Barras verticais denotam 95% do intervalo de confiança 139
- Figura 6** Variação na densidade média da fração graveto em diferentes fragmentos de floresta Atlântica em Pernambuco (urbano e rural) durante as estações seca e chuvosa e durante os anos de 2015 e 2016. Letras minúsculas, maiúsculas e asteriscos denotam respectivamente: diferença significativa entre estações dentro de cada fragmento, diferença significativa entre anos dentro de cada fragmento e diferença significativa entre fragmentos pelo teste de Tukey HSD a 5%. Barras verticais denotam 95% do intervalo de confiança 140
- Figura 7** Variação na densidade média da fração sementes em diferentes fragmentos de floresta Atlântica em Pernambuco (urbano e rural) durante as estações seca e chuvosa e durante os anos de 2015 e 2016. Letras minúsculas, maiúsculas e asteriscos denotam respectivamente: diferença significativa entre estações dentro de cada fragmento, diferença significativa entre anos dentro de cada fragmento e diferença significativa entre fragmentos pelo teste de Tukey HSD a 5%. Barras verticais denotam 95% do intervalo de confiança 141
- Figura 8** Variação na densidade média da fração miscelânea em diferentes fragmentos de floresta Atlântica em Pernambuco (urbano e rural) durante as estações seca e chuvosa e durante os anos de 2015 e 142

2016. Barras verticais denotam 95% do intervalo de confiança

RESUMO

O diferente uso da terra no entorno dos fragmentos florestais, pode impulsionar alterações nas paisagens devido às mudanças abióticas e bióticas. A depender do tipo de uso, a exemplo, monocultura de cana-de-açúcar e centros urbanos, a matriz predominante na paisagem, no qual os fragmentos estão inseridos, pode induzir a alterações deletérias nas condições ambientais e impulsionar filtros seletivos como aumento da temperatura do ambiente e poluição do solo e do ar sobre a flora, podendo gerar mudanças na riqueza de espécies, densidade de sementes, composição florística, atributos funcionais da chuva de sementes e na massa de serrapilheira. Principalmente porque, tais filtros podem atuar a favor ou contra algumas espécies conforme suas características funcionais. Diante disso, esta tese teve como objetivo central avaliar se o tipo de entorno dos fragmentos rural e urbano de floresta tropical Atlântica irá influenciar o comportamento da chuva de sementes e a deposição de serrapilheira. Fragmentos rural e urbano na Região Metropolitana do Recife tiveram seu entorno mapeado para a quantificação de áreas rural e urbana e definição da área de coleta: fragmento com entorno rural e com entorno urbano. Nestas áreas, foi avaliada se a riqueza de espécies, a densidade de sementes, a composição florística e os atributos funcionais de hábito, síndrome de dispersão e categoria sucessional da chuva de sementes diferem entre fragmentos (rural e urbano), estações (seca e chuvosa) e anos (2015 e 2016). Também analisamos se a deposição de serrapilheira e de suas frações diferem entre fragmentos e estações, e se estas apresentam correlação negativa com os totais de precipitação que ocorrem em cada ano. Para amostragem da chuva de sementes e do aporte de serrapilheira, em cada fragmento foram instalados 36 coletores de 0,25 m², distribuídos em três transectos de 300 m, interespaçado a 100 m de distância. Em cada transecto, foram instalados 12 coletores equidistantes a vinte e cinco metros. Mensalmente de fevereiro de 2015 a janeiro de 2017 foram realizadas as coletas da chuva de sementes e da serrapilheira. As sementes foram classificadas quanto à síndrome de dispersão e as espécies foram classificadas quanto ao hábito e categoria sucessional. A serrapilheira foi triada nas frações folha, graveto, semente e miscelânea. Com o desenvolvimento do estudo, foi possível responder aos objetivos específicos da seguinte forma: Para o capítulo I foi constatado partir das curvas de acumulação de espécies que a riqueza da chuva de sementes foi maior no fragmento urbano nos dois anos e na estação chuvosa, enquanto que na estação seca a riqueza foi semelhante entre os fragmentos. A densidade de sementes, avaliada pela análise GLM, foi maior no fragmento rural que no urbano na estação chuvosa, não diferiu no urbano entre anos e entre estações e, no rural, foi

maior na estação chuvosa de apenas um ano. O NMDS registrou diferenças na composição florística da chuva de sementes entre os fragmentos ao longo do tempo (anos e estações). O Modelo Log Linear evidenciou que a variação nos atributos funcionais de hábito, síndrome de dispersão e categoria sucessional foram explicados pelas variáveis fragmentos, estações e anos. Para o capítulo II foi constatado através da análise GLM que a massa de serrapilheira total e das frações (folha, graveto e semente) foi significativamente maior no rural e na estação seca, exceto para a fração sementes no urbano, que não apresentou variação sazonal. O teste de Regressão Linear Simples mostrou que a deposição de folhas nos fragmentos rural e urbano aumentou com a redução da disponibilidade hídrica, e também foi observado um aumento na deposição de sementes com a redução na precipitação no fragmento urbano. Este cenário indica que: a paisagem do entorno pode ter proporcionado mudanças nas características abióticas locais dentro dos fragmentos que limitaram a presença de algumas espécies, promoveram a entrada de propágulos dentro destes e induziu a um maior aporte de serrapilheira no fragmento rural. Sendo assim, os resultados mostram que medidas de perturbação (monocultura de cana-de-açúcar e centros urbanos) da paisagem podem ser utilizadas efetivamente para avaliar os impactos do uso da terra em estudos de chuva de sementes e deposição de serrapilheira, especialmente quando se tem o intuito de comparar fragmentos urbano e rural com diferentes entornos inseridos numa mesma paisagem.

Palavras-chave: Floresta tropical úmida, matriz de entorno, chuva de sementes, aporte de serrapilheira, variação espaço-temporal.

ABSTRACT

The different use of the land in the surroundings of the forest fragments, can impel changes in the landscapes due to the abiotic and biotic changes. Depending on the type of use, for example, sugarcane monoculture and urban centers, the predominant landscape matrix in which the fragments are inserted may induce deleterious changes in environmental conditions and propel selective filters such as temperature increase of the environment and soil and air pollution on the flora, being able to generate changes in species richness, seed density, floristic composition, functional attributes of the seed rain and the litter mass. Mainly because, such filters can act for or against some species according to their functional characteristics. The main objective of this thesis was to evaluate if the type of environment of the rural and urban fragments of Atlantic rainforest will influence the behavior of the seed rain and the litter deposition. Rural and urban fragments in the Metropolitan Region of Recife had their surroundings mapped for the quantification of rural and urban areas and definition of the collection area: fragment with rural surroundings and with urban surroundings. In these areas, it was evaluated whether species richness, seed density, floristic composition and functional attributes of habit, dispersion syndrome and successional category of seed rain differ between fragments (rural and urban), seasons (dry and rainy) and years (2015 and 2016). We also analyze if litter deposition and its fractions differ between fragments and seasons, and if they present a negative correlation with precipitation totals occurring in each year. To sample the seed rain and the litter supply, 36 collectors of 0.25 m² were distributed in each fragment, distributed in three transects of 300 m, interspersed at 100 m distance. In each transect, 12 equidistant collectors were installed at twenty-five meters. Monthly from February 2015 to January 2017 were collected the seed rain and litter. The seeds were classified as dispersion syndrome and the species were classified for habit and successional category. The litter was sorted in the fractions leaf, twig, seed and miscellaneous. With the development of the study, it was possible to respond to the specific objectives as follows: For Chapter I, it was observed from the accumulation curves of species that the richness of the seed rain was higher in the urban fragment in the two years and in the rainy season, while that in the dry season the richness was similar among the fragments. The seed density, evaluated by the GLM analysis, was higher in the rural fragment than in the urban rainy season, did not differ in urban between years and between seasons, and in rural areas, it was higher in the rainy season of only one year. The NMDS recorded differences in the floristic composition of the seed rain between the fragments over time (years and seasons). The Log Linear Model

showed that the variation in the functional attributes of habit, dispersion syndrome and successional category were explained by the variables fragments, seasons and years. For chapter II, it was verified by the GLM analysis that the total litter mass and fractions (leaf, twig and seed) were significantly higher in the rural and dry season, except for the seed fraction in the urban area, which did not present seasonal variation. The Simple Linear Regression test showed that leaf deposition in the rural and urban fragments increased with the reduction of water availability, and an increase in seed deposition was also observed with the reduction in precipitation in the urban fragment. This scenario indicates that: the surrounding landscape may have provided changes in the local abiotic characteristics within the fragments that limited the presence of some species, promoted the entry of propagules within them and induced a greater contribution of litter in the rural fragment. Thus, the results show that disturbance measures (sugar cane monoculture and urban centers) can be effectively used to evaluate the impacts of land use in studies of seed rainfall and litter deposition, especially when has the purpose of comparing urban and rural fragments with different environments inserted in the same landscape.

Keywords: Humid tropical forest, environment matrix, rainfall of seeds, contribution of litter, spatio-temporal variation.

1. Introdução

As florestas tropicais úmidas do mundo vêm sofrendo uma grande degradação devido aos diversificados usos da terra pelos seres humanos, sendo suas áreas naturais transformadas em pastagens, monoculturas e desenvolvimento urbano (GUEVARA; LABORDE 1993; HOLL, 1999; TABARELLI et al., 2003a; MOFFATT et al., 2004; PIVELLO et al., 2006; DOSCH et al., 2007). Tais práticas fizeram com que grandes áreas de habitats contínuos fossem convertidas em fragmentos pequenos, isolados um dos outros sob a influência de uma matriz diferente da original, em virtude do processo de fragmentação (MYERS et al., 2000; FARIG, 2003; TABARELLI et al., 2003a).

Ao ocorrer mudanças nas populações e comunidades vegetais, devido a urbanização e crescimento das fronteiras agrícolas, é esperado que estas reflitam direta ou indiretamente nas características da chuva de sementes e na distribuição e deposição da serrapilheira em fragmentos urbano e rural (LOWMAN, 1988; SUNDARAPANDIAN; SWAMY, 1999, WERNECK et al., 2001).

A compilação de vários trabalhos realizados em florestas tropicais úmidas sobre chuva de sementes e aporte de serrapilheira, que foram desenvolvidos em florestas urbanas ou rurais, ou ao longo do gradiente urbano-rural, nos permite constatar, que o número de espécies, a densidade de sementes, a espessura da camada foliar, a quantidade de serrapilheira e a taxa de decomposição em fragmentos rurais são maiores do que nos urbanos (CARREIRA et al., 1999; PIVELLO et al., 2006; KOSTEL-HUGHES et al., 2008; FREITAS et al., 2013; KNORR; GOTTSBERG, 2012; OVERDYCK; CLARKSON, 2012; MARTINEZ-OREA et al., 2014); as estações climáticas influenciam a deposição de sementes e de serrapilheira em fragmentos urbanos e rurais (WERNECK et al., 2001; GROMBONE-GUARATINI; RODRIGUES, 2002; VIEIRA; GANDOLFI, 2006; CALVI et al., 2009; ESPIG et al., 2009; GOMES et al., 2010; SANTOS, 2014); a riqueza de espécies exóticas é maior em floresta urbana enquanto que a de nativas é elevada no rural (OVERDYCK; CLARKSON, 2012).

Constata-se também que, o percentual da fração foliar difere entre fragmentos urbanos e rurais (DOMINGOS et al., 1997; KÖNIG et al., 2002; VITAL et al., 2004; ESPIG et al., 2009; GOMES et al., 2010); a composição da chuva de sementes apresentam diferentes grupos florísticos entre áreas de florestas urbana e rural (OVERDYCK; CLARKSON, 2012) e, por fim, nos fragmentos rurais ou urbanos existe uma predominância de espécies arbóreas, zoocóricas e de início de sucessão (PENHALBER; MANTOVANI, 1997; DUCAN; CHAPMAN, 1999; MELO et al., 2006; PIVELLO et al., 2006; DOSCH et al., 2007; COLE et

al., 2010; MARANGON et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2011; KNORR; GOTTSBERG, 2012; FREITAS et al., 2013). Porém, a proporção nos atributos funcionais da chuva de sementes, varia em função dos fragmentos e estações.

Apesar da literatura indicar cenários para a chuva de sementes e deposição de serrapilheira em florestas tropicais úmidas, inseridas em áreas urbanas ou rurais, ou ao longo do gradiente urbano-rural, busca-se compreender como a riqueza de espécies, densidade de sementes, composição florística, atributos funcionais da chuva de sementes e deposição de serrapilheira se comportam quando os fragmentos florestais estão numa mesma paisagem morfoclimática e no mesmo tempo, mas apresentam entorno imediato (*buffer* de até 3 km) diferenciado (urbano e rural). E, como os fatores e práticas predominantes em cada tipo de entorno (monocultura de cana-de-açúcar e centros urbanos) podem afetar a dinâmica das florestas e interferir nas características da chuva de sementes e no aporte de serrapilheira de cada fragmento.

Espera-se que o tipo de entorno do fragmento rural exerça um papel menos seletivo na riqueza de espécies da chuva de sementes, afete a composição florística devido à uniformidade no regime de perturbações em áreas com paisagens agrícolas ser menos variada quando comparadas as paisagens urbanas, pois elas refletem menor limitação no fluxo das espécies (Knapp et al. 2008a; Lososová et al. 2006). Também precisamos considerar a existência de outros fragmentos adjacentes ao fragmento rural estudado, pois eles podem influenciar com a chegada de sementes na área, em função dos seus atributos funcionais. Dessa forma, não poderíamos descartar a ideia da chegada de sementes vindas de outros fragmentos próximos ao rural, principalmente porque a composição da chuva de sementes de uma determinada área está intimamente relacionada com seu entorno, ou seja, com a vizinhança imediata e com a paisagem na qual está inserida (Vieira e Gandolfi, 2006). Sendo assim, é esperado que o tipo de entorno leve a alterações na riqueza de espécies, densidade de sementes, composição florística e nos atributos funcionais da chuva de sementes.

Em relação ao aporte de serrapilheira, espera-se que o tipo de entorno do fragmento rural exerça um papel mais seletivo na deposição, devido ao fato das práticas de manejo do cultivo e colheita da cana-de-açúcar ser mais diversificadas e repetidas a cada ano de cultivo e colheita da cana, exercendo, assim, um efeito determinístico direto no fragmento e consequentemente na deposição de serrapilheira. Sendo assim, é esperado que o tipo de entorno leve a alterações na deposição de serrapilheira.

Diante deste cenário, esta tese teve como objetivo colaborar com informações que possam subsidiar no manejo e conservação desses remanescentes de floresta Atlântica circundados por diferentes tipos de entornos, devido ao processo de fragmentação. Para isso, avaliamos se o tipo de entorno dos fragmentos urbano e rural irá influenciar o comportamento da chuva de sementes e do aporte de serrapilheira.

Cada uma destas perspectivas foi abordada em diferentes capítulos:

- *Capítulo I: Variação espaço-temporal da chuva de sementes entre fragmentos urbano e rural de florestas tropicais úmidas;*

Neste capítulo nos propomos a caracterizar e comparar a riqueza de espécies, densidade de sementes, composição florística e os atributos funcionais de hábito, síndrome de dispersão e categoria sucessional da chuva de sementes em fragmentos urbano e rural de floresta Atlântica, entre estações climáticas e entre anos.

- *Capítulo II: Fragmentos urbanos ou rurais: qual uso do solo no entorno da floresta induz maior intensidade na deposição de serrapilheira?*

Neste capítulo caracterizamos e comparamos a deposição de serrapilheira em fragmentos urbano e rural de floresta Atlântica, entre estações climáticas e entre anos.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Efeito da urbanização e ascensão das fronteiras agrícolas devido aos diferentes uso do solo

As áreas urbanas podem ser definidas como um núcleo altamente modificado e densamente povoado, que progressivamente torna-se menos denso até a total modificação da paisagem (MCDONNELL; PICKETT, 1990; SAVARD et al., 2000). De acordo com Williams et al. (2009) áreas urbanas podem ser consideradas como uma sequência de filtros (transformação e fragmentação do habitat, que são filtros antropogênicos, e condições ambientais) que exercem uma forte pressão seletiva sobre as espécies, e, estes filtros, podem gerar consequências para flora, podendo ocasionar ganhos e perdas de espécies, modificações na abundância de espécies dentro das comunidades, alterações nas características funcionais das assembleias de plantas e mudanças na distribuição filogenética.

Todavia, o fato dos filtros de urbanização agir simultaneamente, à medida que os centros urbanos se desenvolvem, dificulta a identificação de um filtro específico causador das mudanças na flora, tornando assim fundamental a necessidade de compreender como os filtros individuais atuam isoladamente (WILLIAMS et al., 2009).

Segundo Williams et al., (2009) e Pickett et al., (2011) a urbanização é uma tendência demográfica dominante e representa a mudança ecossistêmica mais intensa e irreversível do globo. Assim, com o crescimento acelerado das áreas urbanas ou em processo de urbanização, o entorno de várias florestas sofre modificações, e, por conseguinte, induz os remanescentes florestais a graves impactos (HAMBERG et al., 2009; PICKETT et al., 2011).

Com isso, os diferentes usos da terra, resultante das ações antrópicas, tem ocasionado mudanças nas paisagens promovendo fortes impactos ambientais sobre a biota (TURNER et al., 1994). E, dentre os principais impactos mundiais destaca-se o desmatamento tropical, resultante do processo de fragmentação (TURNER et al., 1994; GASCON et al., 1999; GEIST; LAMBIN, 2001; FISCHER et al., 2008).

A mais frequente causa do desmatamento tropical resulta de um conjunto de ações e fatores econômicos como expansão agrícola e pecuária (expansão de terras cultivadas e pastagens), crescimento do mercado, comercialização, urbanização, industrialização, extração de madeira e extensão da infraestrutura (transporte, assentamentos populacionais, serviços públicos e privados) (TURNER et al., 1994; GEIST; LAMBIN, 2001). Todavia, dentre esses fatores, o uso agrícola e o desenvolvimento urbano são indicados como os maiores

responsáveis pela redução da cobertura vegetal e isolamento dos habitats naturais (MOFFATT et al., 2004) .

No Brasil, sobretudo nas regiões sudeste e nordeste, houve uma mudança de uso da terra muito rápida devido a grande produção de cana-de-açúcar nos últimos 30 anos (FISCHER et al., 2008; MARTINELLI; FILOSO, 2008). Desta forma, a acelerada expansão agrícola através do cultivo da cana-de-açúcar, além de aumentar às taxas de desmatamento, seja de forma direta através da invasão de áreas florestais nativa não protegida, ou indireta forçando outros usos do solo (como por exemplo, a criação de pastagens para a pecuária e culturas agrícolas), tais práticas também tem sido associada a uma série de resultados ambientais e sociais insustentáveis, como o uso da pré-colheita, degradação e compactação do solo, poluição e eutrofização dos ecossistemas aquáticos, poluição atmosférica (principalmente através da queima da cana antes da colheita), perda de biodiversidade (OMETTO et al., 2000), altos riscos de contaminação ambiental pelo uso de fertilizantes orgânicos, inorgânicos e de pesticidas e problemas como saúde pública e questões sociais relacionados às condições de trabalhos dos cortadores de cana-de-açúcar (FISCHER et al., 2008; MARTINELLI; FILOSO, 2008; URIARTE et al., 2008).

As áreas urbanas também irão atuar como pontos que impulsionam mudanças ambientais em escalas múltiplas por promover elevadas exigências materiais de produção e consumo humano que quando apontado para as florestas tropicais também altera o uso e a cobertura da terra, a biodiversidade, os sistemas hidrológicos, os ciclos biogeoquímicos locais e globais e o clima devido à alta descarga de resíduos (GRIMM et al., 2008).

Por serem compostas por um mosaico de habitats com qualidades diferentes (GASCON et al., 1999), as paisagens modificadas pelo efeito da fragmentação, ocasionou mudanças nos ecossistemas florestais, promoveu a perda de espécies, acarretou o isolamento dos fragmentos, reduziu a cobertura vegetal, simplificando a estrutura da comunidade, e, portanto, em uma escala espacial afetou todos os organismos (SAVERD et al., 2000; WILLIAMS et al., 2009; FREITAS et al., 2013). Além disso, tal processo influenciou as interações tróficas, os parâmetros demográficos de mortalidade e natalidade das diferentes espécies, o tamanho e a dinâmica das populações, a biodiversidade e conseqüentemente a sustentabilidade das populações naturais (MURCIA, 1995; VIANA; PINHEIRO, 1998; FARHIG, 2003; WILLIAMS et al., 2005; LAURANCE; VASCONCELOS, 2009).

A matriz na qual os fragmentos florestais estão inseridos, bem como os habitats adjacentes aos mesmos além de agir como um filtro seletivo em toda a paisagem pode

influenciar o processo de fragmentação, e, por conseguinte, exercer um papel de fundamental importância sobre a dinâmica, composição de espécies animais e vegetais e estrutura das florestas (GASCON et al., 1999; BURTON; SAMUELSON, 2008; KNAPP et al., 2008a).

A depender do tipo de entorno, a matriz da paisagem no qual os fragmentos florestais estão inseridos pode gerar impactos sobre a diversidade e estrutura das florestas, podendo: atuar como uma barreira física para a dispersão de propágulos vegetais e migração de animais, alterar os padrões do fluxo gênico, ocasionar a invasão de flora e fauna exóticas e provocar alterações mesoclimáticas, sobretudo na temperatura e umidade do ar (GASCON et al., 1999; BURTON; SAMUELSON, 2008; KNAPP et al., 2008a; PENNINGTON et al., 2010; VALLETT et al., 2010; CAMPBELL et al., 2011; LUGO-PÉREZ; SABAT-GUÉRNICA, 2011). Em contrapartida, a matriz de entorno muitas vezes pode agir como um filtro seletivo, e não como uma barreira absoluta, para os movimentos das espécies em toda a paisagem (GASCON et al., 1999).

As áreas urbanas se caracterizam por modificar a disponibilidade de habitat para as espécies, a disposição espacial dos habitats, o conjunto regional de espécies e as pressões de seleção evolutiva sobre as populações (WILLIAMS et al., 2009). A complexidade do padrão espacial e das atividades antrópicas na paisagem urbana possibilita alterações nas condições ambientais e nos regimes de perturbação das manchas florestais, interrompendo a dinâmica da vegetação natural, levando à perda de populações e, em última instância, a extinção regional de espécies nativas raras (WILLIAMS et al., 2005, KNAPP et al., 2009). Dessa forma, verifica-se que a urbanização pode influenciar a distribuição das plantas em locais com diferentes usos da terra, e impulsionar interações competitivas que levam mudança na composição vegetal, tornando as condições desfavoráveis para algumas espécies (HUANG et al., 2012).

Nos remanescentes florestais em áreas urbanas, a maioria das modificações nas populações e comunidades está associada com a estrutura da paisagem e com fatores abióticos e bióticos (PICKETT et al., 2011). Com relação à estrutura da paisagem, Moffatt et al. (2004) verificaram que ao longo do gradiente urbano-rural, os fragmentos com entorno urbano apresentaram menor proporção de área: razão perimetral, baixa conectividade e alto grau de isolamento. Outros estudos realizados em fragmentos com entorno urbano também verificaram a existência de um baixo grau de conectividade entre os remanescentes e uma menor permeabilidade da matriz (METZGER, 2000; KNAPP et al., 2009; SCHLICHER et al., 2011). Entretanto, esses fatores relatados aos fragmentos não estão sendo testados no

presente trabalho, que busca entender apenas a influência de entorno imediato dos fragmentos.

Alguns estudos têm documentado importantes mudanças biológicas ao longo dos gradientes urbano-rural, tal como foi evidenciado por Pennington et al. (2010) que registraram que a área basal, a densidade do dossel e do sub-bosque e a riqueza de espécies foram alteradas com o aumento da urbanização. Neste estudo, os autores verificaram que as áreas urbanas foram mais propensas a ter um dossel caracterizado por espécies nativas de sucessão inicial e por espécies exóticas, enquanto que o sub-bosque foi dominado por arbustos exóticos. Em relação à riqueza de espécies, foi constatado que o dossel das áreas urbanas apresentou um aumento no número de exóticas seguido de uma redução de nativas, inferindo que muitas espécies nativas do dossel são sensíveis aos impactos associados à urbanização.

Os resultados citados acima também são consistentes com os achados por de Burton e Samuelson (2008), que verificaram que ao longo do gradiente urbano-rural os sítios urbanos apresentaram alta riqueza de espécies exóticas e pioneiras, menor cobertura florestal, diminuição na densidade do caule de nativas seguida de aumento significativo na densidade do caule das exóticas, sinais de insuficiência na regeneração de árvores do dossel e índice de diversidade de Shannon fortemente relacionada à biomassa de espécies exóticas.

Quanto aos fatores bióticos, as áreas urbanas tendem a apresentar diferentes características quando comparada com áreas rurais, como: elevada temperatura e precipitação, maior evapotranspiração e superfície de escoamento da água, maior poluição do solo e do ar, alta acidez nos solos, diminuição nos níveis de água subterrânea, menor umidade do solo, contaminação dos corpos d'água, distúrbios físicos e incorporação de materiais antrópicos no solo e menores taxa de decomposição profundidade, densidade e qualidade da serapilheira (CRAUL, 1992; MCDONNELL et al., 1997; KOSTEL-HUGHES et al., 1998; JIM, 1998; SCHLEUß et al., 1998; PICKETT et al., 2011; HUANG et al., 2012).

A urbanização também afeta a estrutura, a composição e as características funcionais das espécies presentes nas florestas, promovendo assim modificações na vegetação ao longo do gradiente urbano-rural (RUDNICK; MCDONNELL, 1989; MCDONNELL; PICKETT, 1990; MOFFAT et al., 2004; WILLIAMS et al., 2005; PENNINGTON et al., 2010; PICKETT et al., 2011; HUANG et al., 2012).

Ao fazer uma análise comparativa da vegetação dos remanescentes florestais circundados por áreas urbanas com a vegetação dos circundados por áreas rurais, constata-se aumento no número de espécies exóticas, redução na riqueza e diversidade de espécies

nativas, maior probabilidade de extinção local de plantas com combinações particulares de traços funcionais, diferenças nos estratos verticais (dossel e sub-bosque) e na estrutura, composição florística, forma de vida (árvore, arbusto e herbácea), modo de dispersão, tipos de frutos e fenologia (ZIPPERER et al., 1997; WILLIAMS et al., 2005; WILLIAMS et al., 2009; PENNINGTON et al., 2010; VALETT et al., 2010; PICKETT et al., 2011; HUANG et al., 2012; OVERDYCK; CLARKSON, 2012).

Além dessas diferenças, a literatura versa que em áreas urbanas as espécies vegetais no geral tendem a apresentar: intolerância a sombra, necessitando assim de alta intensidade luminosa para o seu crescimento (pioneiras), ciclo de vida curto, menores alturas, sementes mais leves, alto potencial de se dispersar por longa distância, maior preferência pelas bordas florestais e tendência a crescer em ambientes com menor umidade (MOFFATT et al., 2004; WILLIAMS et al., 2005; KNAPP et al., 2008a; KNAPP et al., 2008b; KNAPP et al., 2009; VALLETT et al., 2010; HUANG et al., 2012).

À medida que a degradação ambiental continua, a comunidade vegetal pode regredir para o estágio médio ou mesmo inicial de sucessão, com baixa diversidade de plantas, estrutura simples e falta de recursos para espécies nativas (HUANG et al., 2012). Por conseguinte, na ausência de manejo adequado e ativo, o número de espécies nativas em comunidades de vegetação urbana declinará com o tempo e com o número e intensidade de transformações da matriz circundante desde o evento inicial da fragmentação (WILLIAMS et al., 2005). Por isso, a importância de quantificar as mudanças na estrutura e função do ecossistema em relação aos diferentes níveis de urbanização, principalmente para obtermos uma maior compreensão da natureza dos impactos urbanos sobre a biodiversidade dos remanescentes florestais (MCDONNELL et al., 1997; BURTON; SAMUELSON, 2008).

Portanto, diante do cenário exposto pelos diversos trabalhos realizados ao longo do gradiente urbano-rural, faz-se necessário identificar a relação de causa e efeito entre o impacto da urbanização e as características das plantas, o que auxiliará no manejo dos remanescentes florestais de ambientes urbanos e também permitirá melhores explicações sobre a distribuição de espécies de plantas e alterações na composição dos traços funcionais das comunidades ao longo deste gradiente (VALLETT, et al., 2010; HUANG et al., 2012).

2.2 Processos que auxiliam na regeneração dos remanescentes florestais

2.2.1 Síndrome de dispersão e Chuva de sementes: definição, funções e importância

A dispersão de propágulos via chuva de sementes é um dos processos ecológicos que podem auxiliar na regeneração natural e na perpetuação de povoamentos vegetais das florestas tropicais que vem sendo degradadas por ações antrópicas (MARTINI; SANTOS, 2007; DEMINICIS et al., 2009).

A eficácia da dispersão de sementes em florestas tropicais pode ser avaliada através da análise da chuva de sementes, que representa a queda de propágulos autóctone (sementes de espécies locais) ou alóctone (originárias de outros locais) no solo proveniente do processo de dispersão (CLARK et al., 1999; ARAÚJO, 2002; WANG; SMITH, 2002; CAMPOS et al., 2009). Este processo é considerado chave na manutenção de populações vegetais, pois além de favorecer a propagação dos diásporos possibilita a formação ou renovação do banco de sementes e de plântulas que são primordiais na substituição dos indivíduos mortos (GARWOOD, 1989; PENHALBER; MANTOVANI 1997; GROMBONE-GUARATINI, 2002; GANDOLFI; RODRIGUES, 2007).

A produção de propágulos autóctones associado com os alóctones (imigrantes) é essencial no processo de regeneração natural das comunidades vegetais, uma vez que, a chuva autóctone tem a função de manter o mosaico florístico, enquanto a chuva alóctone pode ocasionar uma homogeneidade ou heterogeneidade florística dependendo do padrão de dispersão (MARTÍNEZ-RAMOS; SOTO-CASTRO, 1993; GROMBONE-GUARANTINI, RODRIGUES, 2002)

A chuva de sementes desempenha várias funções nos ecossistemas: 1) possibilita analisar a dominância de espécies colonizadoras em uma determinada área, 2) avalia os efeitos da estrutura espacial da paisagem sobre a assembléia de plantas (JESUS et al., 2012), 3) ajuda na regeneração de áreas perturbadas (MARTINI; SANTOS, 2007), 4) fornece informações sobre a abundância, distribuição espacial, densidade e riqueza de espécies (GROMBONE-GUARATINI; RODRIGUES, 2002), e ainda 5) auxilia na identificação de alguns atributos como hábito, síndrome de dispersão e categoria sucessional (JESUS et al., 2012; FREITAS et al., 2007), parâmetros esses que ajudam a compreender o grau de conservação ou degradação dos fragmentos (PIÑA-RODRIGUES; AOKI, 2014). Logo, a chuva de sementes corresponde a fase inicial na organização da estrutura e dinâmica das comunidades florestais (JESUS et al., 2012; PIÑA-RODRIGUES; AOKI, 2014).

A síndrome de dispersão representa o processo dinâmico de transporte e distribuição de propágulos a partir da planta-mãe (VAN DER PIJL, 1972), e liga o final do ciclo reprodutivo das plantas adultas com o estabelecimento de seus descendentes, modificando, de forma expressiva tanto a estrutura da vegetação como a dinâmica das comunidades, por ocasionar mudanças nas respostas das plantas (CLARK et al., 1999; WANG; SMITH, 2002). Sendo assim, o entendimento do fluxo de diásporos e dos padrões de dispersão de uma área torna-se essencial para a determinação das dinâmicas da população e comunidade de florestas tropicais (SHELDON; NADKARNI, 2013; GROMBONE-GUARATINI et al., 2014).

A dispersão de sementes é um procedimento que antecede a colonização das plantas, e exerce um importante papel no estabelecimento, desenvolvimento e evolução das espécies vegetais, por permitir a troca e manutenção de material genético nas populações (DEMINICIS et al., 2009). Além disso, ela desempenha várias funções como: diminuir os níveis de predação nas proximidades dos adultos da mesma espécie, aumenta as chances de germinação das sementes e sobrevivência de plântulas, estabelece novos habitats propícios à colonização, possibilita a distribuição espacial dos indivíduos adultos da população e aumenta as chances de recrutamento das plantas devido ao distanciamento do propágulo da planta-mãe (JAZEN 1970; DEMINICIS et al., 2009; SHELDON; NADKARNI, 2013).

Ela ainda é responsável pelo início e desenvolvimento do processo de sucessão vegetal (MARTINS, 2012), atua no potencial demográfico de populações futuras (HARDESTY; PARKER, 2002; JESUS et al., 2012), age como uma fonte de regeneração natural por auxiliar o processo de resiliência dos ecossistemas e ainda ajuda a modelar a estrutura e composição dos sistemas florestais, sobretudo porque a disponibilidade de diásporos contribui para os serviços de biodiversidade local e ecossistemas (MARTÍNEZ-OREA et al., 2014).

Segundo Van Der Pijl (1982) os principais tipos de dispersão são representados pela a anemocoria (vento), zoocoria (animal) e autocoria (força gravitacional), e estes podem ser influenciados tanto por fatores abióticos: vento, água e gravidade, como por fatores bióticos, animais (CAMPOS; OJEDA, 1997). Todavia, a literatura mostra que alguns fatores como estrutura dos ecossistemas, características morfológicas das sementes e os grupos ecológicos presentes em uma floresta também poderão influenciar os tipos de dispersão (FERRAZ et al. 1999; DEMINICIS et al., 2009).

Relacionando a síndrome de dispersão com a estrutura do ecossistema, os estudos realizados em áreas mais secas geralmente apresentam uma maior proporção de espécies anemocóricas (LIMA et al., 2008), enquanto em áreas úmidas existem um maior número de

espécies zoocóricas (BULLOCK, 1995; GENTRY, 1995; SILVA; TABARELLI, 2000; VICENTE et al., 2003; MARANGON et al., 2010). Em florestas úmidas a proporção de espécies que dispersam seus propágulos por animais varia 52% a 90% (GUEVARA; LABORDE, 1993; HOLL, 1999; HARDESTY; PARKER, 2002; TABARELLI; PERES, 2002; PIVELLO et al., 2006; LIEBSCH; ACRA, 2007; COSTA et al., 2012; KNORR; GOTTSBERGER, 2012) enquanto nas florestas secas, o percentual decresce drasticamente, variando de 2,9 a 36% (GRIZ; MACHADO, 2001; LIMA et al., 2008; SILVA; RODAL, 2009). Alguns autores inferiram que, quando as florestas apresentam um percentual de espécies zoocóricas maior que 60% indica que as mesmas apresentam um bom status de conservação (HOWE; SMALLWOOD, 1982; TABARELLI; MANTOVANI, 1999; PEREIRA et al., 2010).

No que se refere às características morfológicas, geralmente os diásporos dispersos pelo vento possuem tamanhos pequenos e estruturas como alas e plumas que auxiliam o deslocamento e diminui a velocidade de queda respectivamente, já os diásporos zoocóricos, possuem apêndices comestíveis ou polpa que atraem dispersores (VAN DER PIJL, 1982; HAVEN et al., 2001; MARANGON et al., 2010).

Com relação aos grupos ecológicos predominantes em uma área, estes podem influenciar tanto a síndrome de dispersão das espécies como pode determinar a sua estratégia de reprodução (FERRAZ et al. 1999), por exemplo, em florestas tropicais úmidas os estudos vêm mostrando que a maior parte das espécies que apresentam sucessão tardia, sobretudo aquelas que se encontram em estratos intermediários, apresentam dispersão zoocórica, principalmente por aves, enquanto às espécies de sucessão inicial frequentemente apresentam dispersão anemocórica (HARPER, 1977; VAN DER PIJL, 1982; TERBORGH, 1990; GUEVARA; LABORDE, 1993; MARTÍNEZ-RAMOS; SOUTO CASTRO, 1993; WHEELWRIGHT, 1993).

Variações espaciais na disponibilidade de frutos, nos padrões fenológicos (heterogeneidade temporal) e na interação entre estes também podem afetar a dispersão e disseminação de sementes (LOISELLE et al., 1996). Sendo assim, para um melhor entendimento sobre os padrões de dispersão de uma floresta, faz-se necessário compreender a dinâmica fenológica (floração e frutificação) das espécies vegetais, sobretudo porque a fenologia é um fator que influencia diretamente a chuva de sementes.

Alguns estudos realizados em florestas tropicais úmidas evidenciam que fatores abióticos como temperatura, sazonalidade climática, disponibilidade de luz e nutrientes,

precipitação, velocidade do vento e umidade do ar e do solo são significativamente correlacionado com eventos fenológicos como produção de flores e folhas (RANTHCKE; LACEY, 1985; FERRAZ et al., 1999; MORELLATO et al. 2000; DU et al., 2009), porém fatores bióticos como modo de dispersão dos diásporos, polinização, patógenos e herbivoria também podem influenciar os padrões de floração das plantas (RANTHCKE; LACEY, 1985; TAROLA; MORELLATO, 2000; MEDEIROS et al., 2007).

Dentre os fatores citados acima, a precipitação é determinante no estabelecimento das fenofases das espécies no Nordeste, em razão do comprimento do dia e da temperatura sofrerem pequenas alterações no litoral de Pernambuco (RAMOS et al., 2006), enquanto a luz representa um fator chave em climas pouco sazonal (MORELLATO et al., 2000).

Além dos fatores climáticos, vale destacar que os picos de frutificação de uma área estão relacionados com o estrato ocupado pelos indivíduos adultos, com as características dos frutos e com as síndromes de dispersão das espécies (MORELLATO; LEITÃO FILHO, 1990, 1991, 1992; FERRAZ et al., 1999; MEDEIROS et al., 2007). Sendo assim, as espécies pertencentes às diferentes síndromes de dispersão e grupos ecológicos podem apresentar estratégias fenológicas distintas. Tais evidências foram registradas por Ferraz et al. (1999) ao constatarem que a maioria das espécies zoocóricas frutificaram no período de transição entre a estação seca e úmida, inferindo que a competição entre espécies por animais dispersores deve ser maior no início da estação úmida, devido ao elevado número de espécies frutificando nessa época. Já em relação aos grupos ecológicos os autores constataram que algumas espécies pioneiras apresentaram mais de um evento reprodutivo por ano, já algumas secundárias apresentaram reprodução anual ou em intervalos maiores.

Estes estudos demonstram que, o atributo funcional de síndrome de dispersão da chuva de semente varia de acordo com as condições ambientais presentes nas distintas tipologias vegetais, com as florestas secas apresentando maior proporção de espécies com sementes anemóricas, enquanto que nas florestas úmidas, a zoocoria predomina sobre as demais síndromes. Além disso, verificou-se também que a chuva de sementes desempenha várias funções nos ecossistemas, e sua identificação possibilita inferir sobre o grau de conservação ou degradação dos fragmentos florestais.

2.2.2 Deposição de serrapilheira: definição, funções e importância

A serrapilheira representa um importante componente do ecossistema florestal, e a sua composição pode ser um indicador do estado de conservação ou perturbação de diferentes

áreas naturais (GOMES et al., 2010). Ela é composta pelo material recém - caído na superfície do solo (CALVI et al., 2009), sendo formada por matéria orgânica de origem vegetal e animal que se deposita no solo sob diferentes estágios de decomposição, representando assim, uma forma de entrada e posterior incremento da matéria orgânica (EWEL, 1976; BARBOSA; FARIA, 2006).

De maneira geral, a serrapilheira é formada por material decíduo, como: folhas, gravetos, sementes, flores, cascas, galhos, partes vegetais não identificáveis, bem como restos de animais e material fecal (NETO et al., 2001; BORÉM; RAMOS, 2002; CALVI et al., 2009; ESPIG et al., 2009). Dentre esses componentes, as folhas e os galhos são os grandes responsáveis pela maior parte da transferência anual de nutrientes ao solo e, por conseguinte, pela fertilidade da camada superficial (HERBOHN et al., 1993; MUOGHALU et al., 1993; DRUMOND et al., 1997; SELLE et al., 2007), sendo que a fração foliar, no geral representa as maiores proporções, responsável por mais de 50% da serrapilheira produzida em uma floresta (WERNECK et al., 2001; FIGUEIREDO FILHO et al., 2003; ESPIG, et al., 2009; GOMES et al., 2010) (Tabela 1).

A produção de serrapilheira é um processo fundamental para a superfície do solo, sendo vital para o funcionamento do ecossistema, pois é à base de outros processos ecológicos como decomposição, fluxo de matéria orgânica e de nutrientes da superfície do solo para a vegetação (VITAL et al., 2004; CIANCIARUSO et al., 2006; PARSONS et al., 2014). Dessa forma, o material orgânico que é depositado constantemente sobre o solo irá atuar tanto na manutenção da fertilidade como nos níveis de nutrientes no solo, uma vez que a serrapilheira assume o papel de estoque potencial de nutrientes para o sistema (FACELLI; PICKETT, 1991; ESPIG et al., 2009).

A serrapilheira exerce inúmeras funções para o equilíbrio e dinâmica das florestas: 1) reduz a evapotranspiração do solo protegendo o mesmo contra elevadas temperaturas (FACELLI; PICKETT, 1991); 2) atua como um reservatório de nutrientes para as plantas e protege o solo de forças erosivas, como chuvas (EWELL, 1976; BORÉM; RAMOS, 2002); 3) armazena grande quantidade de sementes possibilitando a renovação das populações, 4) abriga uma abundante fauna composta por micro e macro invertebrados que atuam no processo de decomposição e fertilização natural dos solos (AQUINO, 2004; PASINI; BENITO, 2004; SILVA et al., 2006); 5) diminui a disponibilidade de água, retendo uma considerável proporção de água da chuva que chegaria ao solo; 6) ocasiona o sombreamento de sementes e plântulas (BARBOSA; FARIA, 2006); 7) altera a disponibilidade de nutrientes

e contribui para a formação e fertilidade do solo; 8) afeta a demografia das populações e por conseguinte, influencia a dinâmica das comunidades vegetais (FACELLI; PICKETT, 1991; MORAES et al., 1999; VASCONCELOS; LUIZÃO, 2004).

Além disso, a serrapilheira atua como bioindicador na recuperação e restauração de áreas degradadas (ARATO et al., 2003; ARAÚJO et al., 2006; FREIRE, 2006, MACHADO et al., 2008), uma vez que a sua produção responde as alterações que ocorrem no ambiente (KLUMPP, 2001). Todavia, quando muito espessa, a serrapilheira pode atuar como uma barreira física, impedindo a chegada de algumas sementes no solo, dificultando assim tanto a germinação como o estabelecimento e desenvolvimento de plântulas (FACELLI; PICKETT, 1991; VAZQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVIA 1992; KOSTEL-HUGHES et al., 1998).

São vários os fatores bióticos e abióticos que podem afetar a deposição de serrapilheira. Dentre os abióticos destacam-se: evapotranspiração (MEENTEMEYER et al., 1982), aspectos edáficos (VITOUSEK, 1984), precipitação (LONSDALE, 1988), clima, temperatura, altitude, latitude, regimes de luminosidade, decíduosidade, relevo, disponibilidade hídrica, características e fertilidade do solo, condições microclimáticas (BRAY; GORHAM, 1964; VITOUSEK; SANFORD Jr., 1986; FACELLI; PICKETT, 1991; BORÉM; RAMOS, 2002; FIGUEIREDO FILHO et al., 2003) e ação dos ventos (GOMES et al., 2010). Das variáveis climáticas, a temperatura e a precipitação são as que mais afetam a deposição de serrapilheira em ecossistemas florestais (FACELLI; PICKETT, 1991; ESPIG et al., 2009).

Com relação aos fatores bióticos, a estrutura (SCHLITTLER et al., 1990; FACELLI; PICKETT, 1991; WERNECK et al., 2001), o estágio sucessional em que se encontra o fragmento (VITOUSEK; SANFORD Jr., 1986; LEITÃO FILHO et al., 1993); o tipo vegetacional (LEITÃO- FILHO et al., 1993; FIGUEIREDO FILHO et al., 2003), a composição florística da vegetação (FACELLI; PICKETT, 1991; SUNDARAPANDIAN; SWAMY, 1999), e o grau de perturbação antrópica nas florestas e no seu entorno (KOSTEL-HUGHES et al., 1998; CARREIRO et al., 1999; MARTINS; RODRIGUES, 1999; WERNECK, et al., 2001; ARAÚJO et al., 2006) também podem afetar a produtividade do sistema. No entanto, vale ressaltar que dependendo das características de cada ecossistema, um determinado fator pode prevalecer sobre outros (FIGUEIREDO FILHO et al., 2003).

O aporte de serrapilheira varia em função da tipologia vegetal e das condições microclimáticas (FIGUEIREDO FILHO et al., 2003). Dessa forma, em ecossistemas amazônicos, florestas mesófilas e cerrado a maior deposição de serrapilheira ocorre no

período seco, devido à baixa disponibilidade de água no solo, ocasionando nos vegetais estresse hídrico e consequente senescência, já para as florestas atlânticas e restingas, as deposições são intensificadas na época úmida, devido aos impactos mecânicos ocasionados pela ação das chuvas e dos ventos (DELITTI, 1984).

Em florestas tropicais, estudos que avaliam a produtividade de serrapilheira são atrelados a fatores como tamanho dos fragmentos (PORTELA; SANTOS, 2007; VIDAL et al., 2007; GOMES et al., 2010), estágios sucessionais (MOREIRA; SILVA, 2004; BARBOSA; FARIA, 2006; CALVI et al., 2009; NUNES; PINTO, 2007), efeito de borda (PORTELA; SANTOS, 2007; VIDAL et al., 2007; GOMES et al., 2010); grau de perturbação (DOMINGOS et al., 1997; MARTINS; RODRIGUES, 1999; WERNECK et al., 2001), variação estacional e topográfica (BORÉM; RAMOS, 2002; FIGUEIREDO FILHO et al., 2003; GOMES et al., 2010). Estes trabalhos apontam a existência de uma grande variação espaço-temporal no total de serrapilheira depositada em ambientes úmidos (Tabela 1).

Os estudos apontam que a serrapilheira exerce várias funções para o equilíbrio de dinâmica dos sistemas, e sua composição atua como um indicador do estado de conservação ou degradação de áreas naturais. Além disso, a literatura versa que o aporte de serrapilheira sobre o solo pode ser afetado tanto pelos tipos vegetacionais como pelos fatores bióticos e abióticos, sobretudo, temperatura e precipitação.

2.2.3 Grupo funcional: definição, importância e estado atual do conhecimento

Defini-se grupo funcional como sendo um conjunto de espécies que apresentam características e respostas similares às condições ambientais, independentemente de sua relação filogenética, e que executam funções semelhantes nos ecossistemas (LAVOREL; GARNIER, 2002; PILLAR, 2004; FRANKS et al., 2009).

A classificação das espécies em grupos funcionais representa uma ferramenta de fundamental importância para o entendimento da sucessão ecológica em florestas tropicais (PAULA et al., 2004; CHAZDON et al., 2010), sobretudo porque a utilização de grupos funcionais auxilia a compreender a resposta da vegetação e o histórico de variabilidade ambiental, e ainda possibilita prever como a vegetação responderá as alterações ambientais e antrópicas (DÍAZ; CABIDO, 1997; REICH et al., 2003).

No entanto, os diferentes tipos funcionais das plantas desempenham distintos papéis em termos de processos de matéria e energia nos ecossistemas, o que torna imprescindível para a avaliação da função do mesmo tanto a identificação das espécies vegetais como a

estimativa de sua abundância (DÍAZ; CABIDO, 1997). Todavia, em virtude da grande plasticidade das espécies encontradas em ambientes tropicais a determinação dos critérios de classificação acaba sendo prejudicada (PAULA et al., 2004).

Diversos estudos sobre regeneração natural em áreas antropizadas classificam as espécies em grupos funcionais baseando-se principalmente em atributos como síndrome de dispersão e disponibilidade de luz para a germinação (PAULA et al., 2004; CAPERS et al., 2005; ALVES; METZGER, 2006; SALLES; SCHIAVINI, 2007; CHAZDON et al., 2010; CHEUNG et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2011; LEYSER et al., 2012). Logo, os atributos de regeneração são de extrema relevância para entender a migração de plantas ao longo da paisagem e as respostas à perturbação in loco (DÍAZ; CABIDO, 1997).

A importância da incidência luminosa para germinação e crescimento de plântulas foi enfatizada por Chazdon et al. (2010), que afirmaram que a luminosidade representa um dos atributos mais utilizados na classificação dos grupos funcionais. Além disso, os autores consideram a luz como sendo um dos fatores fundamentais na dinâmica regenerativa das florestas tropicais.

Swaine e Whitmore (1988) propuseram a classificação de dois grupos qualitativamente distintos nas florestas tropicais: o grupo das espécies pioneiras e o grupo das não pioneiras ou clímax. As pioneiras seriam aquelas espécies que dependem de altos níveis de luminosidade para germinação de suas sementes, sendo facilmente encontrada em áreas abertas e em clareiras. Enquanto às não pioneiras ou clímax seria aquelas espécies cujas sementes não necessitam de uma grande incidência de luz, e sua germinação ocorre sob o dossel fechado das florestas.

Denslow (1980) classificou as espécies da floresta tropical úmida em três categorias com base na sua estratégia de ocupação em áreas com presença de clareiras: a) especialistas em clareiras grandes, espécies que dependem de elevadas temperaturas e altas condições de luminosidade para a germinação de suas sementes, com plântulas bastante intolerantes a sombra; b) especialista em clareiras pequenas, espécies cujas sementes germinam sob o dossel, porém em alguma fase do seu crescimento precisam de maior incidência de luz e c) especialista de sub-bosque, são aquelas espécies que não necessitam de clareiras para a sua germinação e crescimento.

Em Costa Rica, Capers et al. (2005) registraram alterações nas comunidades de plântulas arbóreas em quatro florestas secundárias com diferentes idades, e analisaram que a densidade média de plântulas declinou com a idade dos locais. Os autores inferiram que

provavelmente à diminuição nos níveis de luminosidade nas florestas tenha contribuído em parte para tal resultado.

No Brasil, uma das classificações em grupos sucessionais mais usada é a proposta por Gandolfi et al. (1995). Com a finalidade de melhor discutir os aspectos associados à sucessão secundária os autores sugeriram quatro níveis de categorias sucessionais para as espécies: a) **Pioneiras**: espécies que necessitam de alta incidência luminosa para o seu desenvolvimento, sendo ausentes no sub-bosque e comumente encontradas em áreas de clareiras, nas bordas florestais e locais abertos; b) **Secundárias iniciais**: se desenvolvem em condições intermediárias de sombreamento e luminosidade, ocorrendo em clareiras pequenas, bordas de clareiras grandes, bordas florestais e no sub-bosque não densamente sombreado; c) **Secundárias tardias**: espécies que se desenvolvem no sub-bosque em condições de sombra leve ou densa, podendo perdurar toda a sua vida no sub-bosque ou então crescer até alcançar o dossel ou a condição de emergente; d) **Sem caracterização**: espécies que em função da carência de informações não podem ser inseridas em nenhuma das categorias citadas acima.

Em fragmentos de floresta Atlântica no estado de Pernambuco trabalhos que avaliam a classificação do componente arbóreo demonstram que o percentual de espécies em grupos ecológicos pode apresentar variação nas proporções e no comportamento de acordo com os estratos das florestas. Oliveira et al. (2011) em um remanescente de floresta Atlântica em Moreno (PE), verificaram que 66% das espécies foram caracterizadas como secundária inicial. Os autores ao somar estas espécies com as pioneiras inferiram que a área se encontra em estágio inicial de sucessão pelo fato de apresentar 82% das espécies típicas de floresta Atlântica de início de sucessão.

Resultado semelhante foram registrados por Silva et al. (2010) em Sirinhaém e por Brandão et al. (2009) em Igarassu, que observaram que 47% e 67% das espécies presentes no componente arbóreo foram classificadas como secundárias iniciais. Os autores sugeriram que os fragmentos estudados apresentam uma condição jovem (GANDOLFI et. al., 1995), e, portanto, ambos possuem estágio inicial de sucessão.

Marangon et al. (2010) no município de Bonito (PE) avaliaram a distribuição das espécies em grupos ecológicos e verificaram que o grupo das pioneiras apresentou um elevado percentual com 37%, seguidas pelas secundárias iniciais 34% e secundárias tardias 29%. Quando separadas por estratos, foi constatado que as espécies apresentaram o seguinte comportamento: o estrato superior e intermediário apresentou um maior percentual de espécies pioneiras e secundárias iniciais, com 75% e 44% respectivamente, enquanto que no

estrato inferior, as espécies se comportaram de forma semelhante com 33% para os três grupos ecológicos. Devido à elevada proporção de espécies pioneiras, os autores denominaram a mata da estiva como sendo um fragmento jovem em estágio inicial de sucessão.

A avaliação de parâmetros fitossociológicos como área basal, altura e densidade de indivíduos arbustivos e arbóreos, são critérios que possibilitam auxiliar a classificação dos estágios sucessionais das florestas tropicais (TABARELLI; MANTOVANI, 1999; MONTGOMERY; CHAZDON, 2001; PAULA et al., 2004; CHAZDON et al., 2010; SILVA et al., 2010). Dessa forma, a área basal, a altura e a cobertura da copa tendem a aumentar com o avanço sucessional, e como consequência os indivíduos arbóreos tenderão a ocupar áreas maiores no interior da floresta, o que pode favorecer a um aumento na competição inter e intra-específica e consequente diminuição da densidade de indivíduos (MARTINS, 2012).

Ao longo do processo sucessional as espécies de início de sucessão (pioneiras) investem em crescimento rápido (altura) e formam caules finos e susceptíveis a ruptura, o que pode prejudicar a sua chegada ao dossel da floresta. Em contrapartida, as espécies tolerantes a sombra apresenta crescimento lento, geralmente formam copas mais desenvolvidas, captura luz com maior eficácia e aumenta o diâmetro do caule conforme sua aproximação com o dossel (MONTGOMERY; CHAZDON, 2001). Além disso, no decorrer da sucessão, a comunidade vegetal tende a sofrer alterações na sua composição florística, devido à entrada de espécies pertencentes aos primeiros estágios de sucessão, encontradas no estrato regenerativo, com posterior substituição das espécies de estágios mais avançados, encontradas no estrato arbóreo (SALLES; SCHIAVINI, 2007).

No sul do Brasil, Cheung et al. (2010) analisaram cinco pastagens abandonadas visando verificar se a estrutura das florestas (riqueza de espécies, abundância de indivíduos e volume do caule) e as características funcionais das espécies (formas de vida, modos de dispersão e grupos sucessionais) sofreram modificações durante o processo sucessional. E mencionaram que a sucessão nas pastagens foi caracterizada pela diminuição de arbustos e, aumento na abundância de árvores, na riqueza de espécies, no volume do caule e na porcentagem de espécies dispersas por animais e espécies não pioneiras. Esses resultados corroboram com o que foi mencionado por Chazdon (2012), que durante o processo sucessional as florestas apresentam um enriquecimento gradativo de espécies e um acréscimo na diversidade estrutural, funcional, taxonômica e filogenética.

Salles e Schiavini (2007) em um fragmento urbano sujeito a longo histórico de regeneração em Minas Gerais, verificaram que as espécies tardias de grande porte presentes no estrato adulto não apresentaram correspondência com a abundância do estrato regenerativo, e sugeriram que as perturbações atingiram diretamente o estrato inferior. Os autores afirmaram que nas comunidades vegetais, o fracasso regenerativo de determinadas espécies do dossel pode ocasionar a sua extinção, sobretudo porque a morte de indivíduos adultos implica na extinção local de espécies consideradas tardias e conseqüentemente acarreta mudanças na composição florística.

Outro parâmetro bastante citado que auxilia na classificação dos estágios sucessionais das florestas é a classificação das espécies quanto às síndromes de dispersão (MARANGON et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2011).

A literatura versa que além da disponibilidade de luz a síndrome de dispersão representa outro atributo utilizado na classificação dos grupos funcionais. A terminologia usada para descrever o deslocamento dos diásporos (frutos ou sementes) da planta-mãe é denominada dispersão (HOWE; SMALLWOOD, 1982; BEGON, 2007). A síndrome de dispersão representa um conjunto de características da planta, fruto ou semente que foram desenvolvidos evolutivamente para favorecer a sua dispersão (VAN DER PIJL, 1982). Logo, esse processo ecológico permite que os indivíduos ou suas formas disseminantes se movimentem para dentro ou para fora da população de origem, ocasionando uma alteração na distribuição e na estrutura genética das espécies (ARAÚJO, 2002).

A existência de alguns fatores limitantes como, baixa quantidade de sementes produzidas e/ou dispersas e processos pós-dispersão podem afetar o sucesso de estabelecimento de plântulas e, por conseguinte, a regeneração das florestas (ALVES; METZGER, 2006), principalmente porque as populações só terão êxito no seu processo de manutenção na comunidade florestal quando se encontra uma elevada quantidade de espécies regenerantes (SALLES; SCHIAVINI, 2007).

As diferentes estratégias de dispersão variam conforme a estrutura do ecossistema, os vetores bióticos e abióticos, as características morfológicas (cor, tamanho, peso) das sementes e com os estratos das florestas (CAMPOS; OJEDA, 1997; DEMINICIS et al., 2009; MARANGON et al., 2010). Além disso, o modo de dispersão também pode variar de acordo com o gradiente de precipitação (VICENTE et al., 2003), uma vez que, os padrões temporais de disponibilidade de água provavelmente representam um fator determinante na reprodução das plantas presentes em regiões tropicais (GRIZ; MACHADO, 2001).

Trabalhos realizados em florestas tropicais evidenciam que espécies arbóreas dispersas por vertebrados predominam em regiões com elevados índices pluviométricos, reduzindo gradualmente para regiões mais secas, onde existe um domínio de espécies dispersas abioticamente (VICENTE et al., 2003, VIEIRA; SCARIOT, 2006; LIMA et al., 2008; SILVA; RODAL, 2009). Tais tendências vêm sendo evidenciadas para os estudos sobre modos de dispersão em áreas de florestas secas e úmidas do mundo. Por exemplo, Machado et al. (1997); Griz e Machado (2001); Lima et al. (2008); Ceccon e Hernández (2009); Silva e Rodal (2009) e Martínéz-Garza et al. (2011) registraram um maior predomínio de espécies dispersas por fatores abióticos (anemocóricas e autocóricas) na Caatinga e em outras florestas secas do mundo, enquanto que Holl (1999); Silva e Tabarelli (2000); Rondon Neto et al. (2001); Hadesty e Parker (2002); Alves e Metzger (2006); Dosch et al. (2007); Marangon et al. (2010) e Oliveira et al. (2011) encontraram uma maior predominância de espécies dispersa por vertebrados em áreas de floresta Atlântica e em outras florestas úmidas do globo.

A proporção da síndrome de dispersão além de variar com os distintos ecossistemas, também pode apresentar padrões diferentes de acordo com os estágios sucessionais, estratos das florestas, tamanhos dos fragmentos, e com as posições de borda e interior (TABARELLI; PERES, 2002; ALVES; METZGER, 2006; PIVELLO et al., 2006; LEYSER et al., 2012). Em florestas tropicais úmidas com avançados estágios sucessionais, o percentual de espécies zoocóricas tendem a ser maior do que quando comparado com as florestas de estágio inicial de sucessão. Tal tendência foi evidenciada por Tabarelli e Peres (2002) ao constatarem que fragmentos de floresta Atlântica com diferentes idades apresentaram uma correlação positiva entre a idade da floresta e porcentagem de espécies dispersas por vertebrados. Os autores inferiram que o modo de dispersão por agentes bióticos mostrou-se bastante variável entre os locais, com percentuais que variaram de 52,9% para as florestas jovens de início de sucessão e 98,7% para as florestas mais antigas denominadas de velho crescimento.

Pivello et al. (2006) em três fragmentos de floresta Atlântica com diferentes tamanhos verificaram que dois deles, o “pequeno/isolado” e o “grande/fonte”, se assemelharam quanto aos tipos de sementes coletadas nas posições de borda e interior. De forma que, para ambos os fragmentos foi registrado uma maior abundância de sementes com estádios iniciais e anemocóricas nas bordas e de espécies tardias e zoocóricas no centro.

Em uma mata secundária no estado de São Paulo, Penhalber e Mantovani (1997) ao avaliar a composição da chuva de sementes verificaram que a dispersão zoocórica (59%) apresentou percentual mais elevado que a anemocoria (33%). Apesar dessas diferenças, os

autores ressaltaram que o percentual de espécies com síndrome anemocórica foi alto para esse tipo de floresta tropical, o que pode ter refletido o grau de perturbação da mata devido à ausência de um dossel contínuo na floresta.

Com a finalidade de compreender a dinâmica da floresta e oferecer subsídios para o manejo e conservação da mesma Liebsch e Acra (2007) investigaram as síndromes de dispersão das espécies formadoras do sub-dossel em duas áreas com distintos históricos de perturbação pertencentes a um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana em Tijucas do Sul. E constataram que uma área apresentou uma predominância de espécies zoocóricas, enquanto a outra área, capoeira, possuiu uma elevada porcentagem de espécies anemocóricas, ocasionada pela grande predominância de espécies pioneiras. Para os autores áreas abertas favorecem os diásporos que usam o vento como agente dispersor.

Diferenças na proporção da síndrome de dispersão também são evidenciadas entre os distintos estratos das florestas. Leyser et al. (2012) em um remanescente de floresta estacional no Vale do rio Uruguai (RS) distribuíram as espécies em grupos funcionais de dispersão, estratificação vertical e necessidade de luz para a germinação, e constataram que o componente regenerante manteve as mesmas proporções do componente adulto, com predominância de espécies zoocóricas (72%), dependentes de luz para a germinação e formadoras de dossel. Diferenças nas proporções das síndromes de dispersão também foram observadas, sendo que a maioria das espécies apresentou estratégia zoocórica, seguidas por autocóricas e anemocóricas com menores proporções. Para os autores as elevadas proporções de espécies zoocóricas e dependentes de luz é comumente encontrada em florestas estacionais que apresentam estádios médio e avançado de regeneração, refletindo assim o estágio sucessional avançado ocorrente no referido remanescente florestal.

Resultado semelhante foi constatado por Alves e Metzger (2006) em três áreas de floresta ombrófila densa montana em São Paulo que verificaram que no estrato regenerante houve um predomínio de espécies arbórea e arbustiva com síndrome de dispersão zoocóricas com sementes pequenas a média, e tolerantes à sombra.

Yamoto et al. (2007) em fragmentos de floresta estacional semidecídua Montana (SP), verificaram que no interior dos fragmentos estudados a zoocoria predominou em todos os estratos, ao passo que, nos estratos da borda, a distribuição das síndromes de dispersão mostrou-se significativamente diferente, com predomínio de espécies anemocóricas no estrato superior e de zoocóricas no estrato intermediário e inferior. Por razão das árvores do estrato superior estar sujeitas a ação dos ventos, já era esperado pelos autores que espécies

anemocóricas predominassem no estrato superior, devido as melhores chances de dispersão. Além disso, os supracitados enfatizaram que as espécies anemocóricas preferem ambientes mais abertos e se encontram nos estratos mais altos e na borda dos fragmentos.

Stefanello et al. (2010) também registraram maiores porcentagens de espécies zoocóricas no estrato inferior (sub-bosque) e no intermediário (dossel), enquanto que no estrato superior (emergente) a anemocoria foi a síndrome mais importante. Marangon et al. (2010) encontraram para os estratos superior, médio e inferior uma maior distribuição de espécies com síndrome de dispersão zoocórica.

Em relação ao estrato regenerante das florestas úmidas, a dispersão zoocórica se destaca por apresentar maior relevância. Nesse estrato, 72 a 85,3% das espécies apresentam síndrome zoocórica; 12,6 a 23% são anemocóricas e 2,1 a 5% são autocóricas (ALVES; METZGER, 2006; LEYSER et al., 2012). Já para o dossel e sub-bosque, as espécies com dispersão zoocórica se destacaram em relação as demais síndromes, com percentuais que variam de 50 a 80% para as espécies zoocóricas do dossel e 27,5 a 70% para as espécies do sub-bosque (YAMOTO et al., 2007; SILVA; RODAL, 2008; MARANGON et al. 2010; STEFANELLO et al., 2010).

Esses resultados evidenciam que nas florestas tropicais úmidas existe uma forte relação entre a vegetação e a fauna, favorecendo assim tanto a manutenção das populações de plantas nos ecossistemas como a conservação da floresta (PIVELLO et al., 2006; STEFANELLO et al., 2010). Chadzon (2012) afirmou que a distribuição espacial de mudas, plântulas e árvores dispersas por animais em florestas secundárias, pode ser uma consequência das interações de longo prazo existentes entre as árvores remanescentes com os vertebrados frugívoros.

Dessa forma, o domínio de espécies zoocóricas torna-se de fundamental importância para a preservação e sucessão dos ambientes, uma vez que, a eliminação desses dispersores podem prejudicar toda a dinâmica dos fragmentos florestais, por gerar modificações na estrutura, promover mudanças na ocupação espacial e ocasionar um incremento nos processos de competição intra-específica (RODON NETO et al., 2001; LIEBSCH; ACRA, 2007).

A compilação dos vários trabalhos citados anteriormente nos permite constatar que grupos funcionais auxiliam a compreender o processo de sucessão ecológica, sobretudo porque a utilização desses grupos possibilita entender como a vegetação responderá as alterações nas condições ambientais e antrópicas.

Também foi verificado que, fatores como estrutura do ecossistema, vetores bióticos e abióticos, características morfológicas das espécies e estágio sucessional das florestas podem influenciar os grupos funcionais. Sendo que, entre esses fatores, a precipitação e o estágio sucessional são considerados determinantes no modo de dispersão, uma vez que, em regiões com elevados índices pluviométricos existe uma dominância de espécies dispersas por vertebrados, enquanto que em regiões mais secas, as espécies dispersas abioticamente predominam. Ainda em relação à síndrome de dispersão, observa-se que, em áreas com estágios mais avançados de sucessão existe um elevado percentual de espécies zoocóricas, e estas tendem a ser menor em florestas de início de sucessão. Já em relação à disponibilidade de luz, os trabalhos realizados em áreas de florestas úmidas localizadas em Pernambuco evidenciaram a existência de um elevado percentual de espécies de início de sucessão (pioneira e secundária inicial).

2.3 Chuva de sementes em áreas de florestas urbana e rural: cenário atual do conhecimento

No mundo, as florestas tropicais úmidas vêm sofrendo uma grande degradação pelas atividades antrópicas, sendo transformadas em pastagens ou áreas para o plantio de monoculturas (GUEVARA; LABORDE 1993; HOLL, 1999; TABARELLI et al., 2003a; PIVELLO et al. 2006; DOSCH et al., 2007). Além disso, o elevado crescimento populacional tem causado a ocupação de áreas anteriormente cobertas por florestas, promovendo assim a degradação das florestas urbanas (MORELLATO; LEITÃO FILHO, 1995; FISZON et al., 2003). Essas práticas fizeram com que as extensas e contínuas áreas de habitats fossem transformadas em pequenos fragmentos isolados, inseridos em uma matriz diferente da matriz original, devido à fragmentação (MYERS et al., 2000; FARIG, 2003; TABARELLI et al., 2003a).

Dessa forma, o processo de urbanização além de ocasionar a fragmentação dos habitats, pode limitar a disponibilidade de recursos para as plantas e, por conseguinte, gerar transformações nas características das populações e comunidade, podendo ocasionar mudanças no ambiente físico, químico e no clima local, alterações hidrológicas e poluição das águas, introdução de espécies, mudanças fenológicas, redução na longevidade e na riqueza de espécies, bem como alterações na assimilação de nutrientes, no solo, no estado reprodutivo, na sucessão das florestas e nas taxas de crescimento (MCDONNELL; PICKETT, 1990).

Portanto, a organização, dinâmica e estrutura das florestas podem diferir ao longo do gradiente urbano-rural (RUDNICKY; MCDONNELL, 1989; MCDONNELL; PICKETT, 1990), podendo gerar modificações em parâmetros como densidade de sementes, riqueza e composição de espécies, formas de vida (hábito) e categoria sucessional dos vegetais (MCDONNELL; PICKETT, 1990; PENHALBER, MANTOVANI, 1997; PIVELLO et al., 2006; OVERDYCK; CLARKSON, 2012).

A literatura versa a existência de algumas alterações entre as florestas urbanas e rurais, dentre elas podemos citar: a) diferenças na altura do dossel e no número de conexões de clareiras (MCDONNELL; PICKETT, 1990); b) mudanças nas comunidades de animais, que de forma direta ou indireta, influenciará a dinâmica da comunidade de plantas alterando herbivoria, predação e as relações de dispersão das plantas (MCDONNELL; PICKETT, 1990); c) diferenças nas proporções de espécies exóticas e nativas (CILLIERS et al., 2008; CUTWAY; EHRENFELD, 2010; OVERDYCK; CLARKSON, 2012), sendo encontrado em florestas urbanas uma maior proporção de espécies exóticas e naturalizadas (BAGNALL, 1979; AIROLA; BUCHHOLZ, 1984; HOBBS, 1988; RUDNICKY; MCDONNELL, 1989) e menor representação de espécies nativas (MCDONNELL; PICKETT, 1990; OVERDYCK; CLARKSON, 2012), d) maior cobertura de espécies exóticas na maioria das bordas das paisagens urbanas e elevada cobertura de nativas no interior das paisagens rurais (CILLIERS et al., 2008) e e) maior riqueza de espécies no sub-bosque de área rural do que na urbana (OVERDYCK; CLARKSON, 2012).

O grau de perturbação em que um ambiente se encontra pode influenciar o processo de regeneração natural (SCHUPP et al., 1989; PIVELLO et al. 2006). Todavia, a chuva de sementes autóctone (local) ou alóctone (de áreas mais distantes) representa um dos mecanismos mais importante no processo de regeneração das florestas, sobretudo por possibilitar a entrada, estabelecimento e recrutamento de novos indivíduos e espécies nas mesmas (GROMBONE-GUARANTINI; RODRIGUES, 2002; PIVELLO et al. 2006; HONU; GIBSON, 2008; AVILA et al., 2011; MARTÍNEZ-OREA, 2014).

Alguns estudos que avaliam o potencial de regeneração natural das florestas, através da chuva de sementes, apontam a existência de algumas alterações, sobretudo, na densidade de sementes, riqueza e composição de espécies, e evidenciam que: 1) O número de sementes e de espécies e a densidade de sementes em fragmentos de florestas rurais (MELO et al., 2006; VIEIRA; GANDOLFI, 2006; DOSCH et al., 2007; MARTINI; SANTOS, 2007; COLE et al., 2010; AUFFRET; COUSINS, 2011; COSTA et al., 2012; KNORR; GOTTSBERG, 2012;

OVERDYCK; CLARKSON, 2012; FREITAS et al., 2013) são maiores do que em fragmentos urbanos (PENHALBER; MANTOVANI, 1997; PIVELLO et al., 2006; CAMPOS et al., 2009; CUTWAY; EHRENFELD, 2010; PESSOA, 2011; OVERDYCK; CLARKSON, 2012, MARTINEZ-OREA et al., 2014); 2) Nas florestas urbanas existe uma alta riqueza de espécies exóticas e baixa densidade e riqueza de espécies nativas quando comparado com as florestas rurais (OVERDYCK; CLARKSON, 2012); 3) A composição da chuva de sementes em áreas de florestas urbana e rural difere no espaço e no tempo, mostrando a formação de distintos grupos florísticos (GROMBONE-GUARATINI-RODRIGUES, 2002; OVERDYCK; CLARKSON, 2012; SANTOS, 2014) e também difere entre fragmentos com diferentes tamanhos e grau de isolamento (MARTINI; SANTOS, 2007; FREITAS et al., 2013).

Do que foi apresentado nesta revisão, sobre a chuva de sementes percebe-se que as pesquisas tem contribuído para o conhecimento isolado dos atributos de riqueza, densidade e composição em fragmentos urbanos ou em fragmentos rurais, entretanto, não se observa um comparativo de como essa chuva pode variar quando em uma mesma paisagem e no mesmo momento do tempo se tem fragmentos com entorno imediato diferentes, ou seja, com tipo de uso urbano (cidades, vilas, etc) e rural (culturas diversas, monoculturas, entre outros).

Os remanescentes de florestas úmidas do mundo localizados em áreas rurais e urbanas mostram que a zoocoria e o hábito arbóreo representam a síndrome de dispersão e a forma de vida predominante, respectivamente (GUEVARA; LABORDE, 1993; PENHALBER; MANTOVANI, 1997; HOLL, 1999; RONDON NETO et al., 2001; PIVELLO et al., 2006; DOSCH et al., 2007; COLE et al., 2010; MARANGON et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2011; KNORR; GOTTSBERG, 2012; SANTOS, 2014). Quanto à categoria sucessional das espécies, as pesquisas evidenciam que apesar da existência de diferentes percentuais nos seus valores, áreas rurais e urbanas mostram uma elevada proporção de espécies secundárias iniciais e pioneiras, ou seja, espécies de início de sucessão (PENHALBER; MANTOVANI, 1997; DUCAN; CHAPMAN, 1999; PIVELLO et al., 2006; BRANDÃO et al., 2009; COLE et al., 2010; MARANGON et al., 2010; SILVA et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2011; FREITAS et al., 2013; SANTOS, 2014).

Nos fragmentos rurais e urbanos, a maior parte das espécies da chuva de sementes é autóctone (MARTINI; SANTOS, 2007; CUTWAY; EHRENFELD, 2010). Tal tendência foi evidenciada por Grombone-Guaratini e Rodrigues (2002) em um fragmento rural de floresta semidecidual (SP), em que cerca de 70% das espécies presentes na chuva de sementes coincidiu com a da flora local, apresentando uma similaridade de 42%, mostrando assim um

alto valor de sementes de origem autóctone. Martini e Santos (2007) em ambientes rurais não perturbados (sub-bosque) e perturbados (clareiras naturais e área pós-queima) verificaram que a área queimada teve maior número de sementes e menor riqueza de espécies, associando tal resultado à elevada produção de sementes autóctones de espécies pioneiras. Em um fragmento urbano de floresta Atlântica em Pernambuco Santos et al. (2006) verificaram que 99% das sementes foram encontradas próximas da planta mãe, e Cutway e Ehrenfeld (2010) também em fragmentos urbanos localizados em New Jersey (EUA) encontraram uma alta similaridade entre a chuva de sementes e a vegetação perto das parcelas, sugerindo que grande parte da dispersão de sementes era local.

A densidade de sementes e riqueza de espécies pode variar em função do tempo e do espaço (GUEVARA; LABORDE, 1993; LOISELLE et al., 1996; CAMPOS et al., 2009; MARTÍNEZ-GARZA et al., 2009; AUFFRET; COUSINS, 2011; GROMBONE-GUARANTINI et al., 2014; MARTÍNEZ-OREA, 2014). No tempo, as variações sazonais e anuais nos totais pluviométricos exercem influência sobre a densidade e riqueza de espécies, evidenciando um maior número de sementes e de espécies na estação seca em áreas de florestas urbanas (CAMPOS et al., 2009; MARTÍNEZ-OREA, 2014; SANTOS, 2014) e rural (VIEIRA; GANDOLFI, 2006). No espaço, esses parâmetros podem variar entre as posições de borda e interior em fragmentos rurais (MELO et al., 2006) e urbanos (CUTWAY; EHRENFELD, 2010), em uma cronossequência de floresta rural com diferentes idades (COSTA et al., 2012) e em áreas urbanas (PIVELLO et al., 2006; JESUS et al. 2012) e rurais (KNORR; GOTTSBERG, 2012; FREITAS et al., 2013) com diferentes tamanhos e graus de isolamento e/ou conectividade entre os fragmentos.

Os resultados desses estudos sugerem que atributos (hábito, síndrome de dispersão e categoria sucessional das espécies) obtidos através da chuva de sementes podem fornecer informações imprescindíveis sobre a dinâmica dos ecossistemas (GROMBONE-GUARATINI-RODRIGUES, 2002), além também de auxiliar na identificação do grau de conservação ou degradação das áreas (PIÑA-RODRIGUES; AOKI, 2014) e possibilitar uma melhor compreensão sobre como a chuva de sementes varia ao longo do gradiente urbano-rural e do tempo, e como tal processo pode afetar a regeneração das florestas (LIMA et al., 2008; OVERDYCK; CLARKSON, 2012).

Os resultados obtidos a partir da literatura evidenciaram que parâmetros como riqueza de espécies, densidade de sementes, composição florística e os atributos funcionais (hábito, síndrome de dispersão e categoria sucessional) da chuva de sementes podem ser influenciados

pelas variações no espaço (urbano e rural) e no tempo (seca e chuva). No espaço, o número de espécies e de sementes são maiores em florestas rurais do que urbanas, a composição florística apresenta a formação de diferentes grupos florísticos e os percentuais nos atributos funcionais da chuva de sementes variam em função dos fragmentos urbano ou rural. No tempo, o número de espécies e de sementes foi elevado na estação seca em florestas urbanas e rurais.

2.3.1 Deposição de serrapilheira em áreas de florestas urbana e rural: estado atual do conhecimento

A ascensão do crescimento populacional nos países em desenvolvimento gerou um forte impacto nos ecossistemas terrestres devido à acentuada influência de ações antrópicas sobre as florestas nativas (CALDEIRA et al., 2008). Com o intuito de implantar lavouras agrícolas ou ainda promover a exploração irracional dos produtos florestais, o homem passou a modificar o ambiente por meio de queimadas e corte raso da vegetação, e tais práticas levaram a mudanças tanto no tipo de uso do solo como no entorno dos remanescentes florestais (TURNER et al., 1994; CALDEIRA et al., 2008).

Os diferentes tipos de uso do solo no entorno das florestas podem influenciar a distribuição da vegetação acima do solo (BURTON et al., 2008; PENNINGTON et al., 2010). Dependendo do tipo de uso, a matriz predominante na paisagem, pode ocasionar mudanças nas condições ambientais, e impulsionar filtros seletivos sobre a flora, gerando assim mudanças tanto na diversidade e estrutura como na composição das vegetações locais, sobretudo porque esses filtros podem agir favorecendo ou prejudicando algumas espécies, conforme suas características funcionais (MCDONNELL et al., 1997; WILLIAMS et al., 2005; BURTON et al., 2008; WILLIAMS et al., 2009; PENNINGTON et al., 2010; HUANG et al., 2012;).

Por conseguinte, ao ocorrer mudanças na estrutura da comunidade vegetal e na composição de espécies, acredita-se que estas irão atuar diretamente na distribuição e deposição da serrapilheira (LOWMAN, 1988; SUNDARAPANDIAN; SWAMY, 1999; WERNECK et al., 2001), por diversos motivos como: aspectos fenológicos das plantas, raio de copa, porte das árvores, abertura do dossel, tamanho do fragmento, características genéticas dos vegetais, idade das florestas, estádios sucessionais, densidade e deciduidade (GONZALEZ; GALLARDO, 1982; VITOUSEK, SANFORD Jr., 1986; FACELLI; PICKETT, 1991; PORTELA; SANTOS, 2007; VIDAL et al., 2007; PICKETT et al., 2011).

Por funcionar como um banco transitório de nutrientes, a serrapilheira ao modificar as condições microambientais, afeta a distribuição das populações de plantas, a organização da comunidade e a dinâmica dos ecossistemas, por alterar o ambiente físico e químico do solo, devido à decomposição e liberação de nutrientes e, por conseguinte interferir ou facilitar a germinação das sementes e a sobrevivência de plântulas (FACELLI; PICKETT, 1991; VAZQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVIA, 1992; KOSTEL-HUGHES et al., 1997).

Os diferentes usos dos solos têm ocasionado mudanças tanto na estrutura da vegetação e composição das espécies como nos fatores bióticos e abióticos das florestas ao longo do gradiente urbano-rural. Portanto, áreas urbanas quando comparadas com rurais diferem por apresentar elevadas temperatura e precipitação, maior evapotranspiração e superfície de escoamento da água, maior poluição do solo e do ar, alta acidez nos solos, diminuição nos níveis de água subterrânea, menor umidade do solo, contaminação dos corpos d'água, distúrbios físicos e incorporação de materiais antrópicos no solo, e, menores taxa de decomposição, profundidade, densidade, qualidade e quantidade da serrapilheira (CRAUL, 1992; MCDONNELL et al., 1997; JIM, 1998; KOSTEL-HUGHES et al., 1998; SCHLEUß et al., 1998; CARREIRO et al., 1999; PICKETT et al., 2011; HUANG et al., 2012). Essas tendências quando considerados em conjunto, indicam que, mudanças ambientais associadas com a urbanização podem atuar na simplificação da estrutura da vegetação e, por conseguinte, gerar impactos sobre a produção de serrapilheira, o que acaba afetando o processo de regeneração natural dos remanescentes florestais (KOSTEL-HUGHES et al., 1998; MARTINS; RODRIGUES, 1999).

Estudos que avaliam o potencial de regeneração natural através da produção de serrapilheira em áreas rurais e/ou urbanas enfatizam que: 1) a massa da serrapilheira, a densidade média, as taxas de decomposição e a espessura da camada foliar aumentam significativamente ao longo do gradiente urbano-rural (CARREIRA et al., 1999; KOSTEL-HUGHES et al., 2008); 2) a coesão da serrapilheira diferem ao longo do gradiente urbano-rural, de forma que, em florestas rurais as folhas da serrapilheira apresentam-se bastante unidas por hifas fúngicas, já em florestas urbanas está coesão não mostra-se acentuada, o que ocasiona a separação mas facilmente das folhas (KOSTEL-HUGHES et al., 2008); 3) nas florestas urbanas ou rurais a fração foliar é a que mais contribui para o aporte total de serrapilheira, com valores percentuais variando de 60% a 80% (DOMINGOS et al., 1997; KÖNIG et al., 2002; MOREIRA et al., 2004; VITAL et al., 2004; ESPIG et al., 2009; GOMES et al., 2010).

Kostel-Hughes et al. (2008) em dez florestas em Nova York verificaram que a massa de serrapilheira nas florestas rurais foi cerca 2,85 vezes maior do que a massa média de serrapilheira nas florestas urbanas. Em relação à densidade média, os autores constataram que nas florestas rurais a densidade foi mais de 2,5 vezes maior que nas florestas urbanas. Os autores inferiram que essa maior densidade de serrapilheira nas florestas rurais provavelmente ocorreu devido à ligação de hifas fúngicas.

A deposição de serrapilheira reflete a heterogeneidade temporal e espacial no ambiente (FACELLI; PICKETT, 1991). Diversos trabalhos vêm mostrando que as variações sazonais exercem influência sobre a produção de serrapilheira, evidenciando uma maior deposição no final da estação seca e início da estação chuvosa em áreas de florestas rural (GOMES et al., 2010) e urbana (WERNECK et al., 2001), enquanto outros trabalhos apontam ser maior no período úmido (BARBOSA; FARIA, 2006; CALVI et al., 2009) ou no período seco, e/ou, no final deste (MARTINS, RODRIGUES, 1999; BORÉM; RAMOS, 2002; VITAL et al., 2004; PORTELA; SANTOS, 2007; ESPIG et al., 2009). Todavia, vale ressaltar que a variação sazonal no aporte de serrapilheira é resultante da interação entre vegetação e o clima (BORÉM; RAMOS, 2002).

No espaço, a quantidade de serrapilheira em fragmentos rural e urbano pode variar: em fragmentos com diferentes tamanhos (PORTELA; SANTOS, 2007; GOMES et al., 2009), idades (BARBOSA; FARIA, 2006) e estádios sucessionais (CALDEIRA et al. 2008; CALVI et al., 2009), entre as posições de borda e interior (PORTELA; SANTOS, 2007; VIDAL et al., 2007), em trechos com diferentes graus de perturbação e estrutura (WERNECK et al., 2001), em topossequências (BORÉM; RAMOS, 2002), em função do gradiente urbano-rural (KOSTEL-HUGHES et al., 2008); em trechos de floresta nativa e reflorestada (NUNES; PINTO, 2007); em diferentes modelos de recomposição de áreas degradadas (ARAÚJO et al., 2006) e em clareiras naturais (MARTINS; RODRIGUES, 1999).

A partir da compilação dos trabalhos realizados em florestas urbanas ou rurais, ou ao longo do gradiente urbano-rural, constatou-se que a deposição de serrapilheira apresentou variação espaço-temporal. No espaço, parâmetros como massa de serrapilheira, densidade, taxa de decomposição e espessura da camada foliar aumenta ao longo do gradiente urbano-rural; as folhas em florestas rurais apresentam maior coesão e o percentual da fração foliar varia entre florestas. No tempo, a sazonalidade também influenciou a queda de serrapilheira, porém o seu quantitativo variou em função das estações climáticas (seca x chuva), sobretudo porque a deposição da serrapilheira é reflexo da interação entre vegetação e clima.

Tabela 1. Total de serrapilheira e percentual da fração foliar depositada em ambientes úmidos da floresta Atlântica.

Local	Total de serrapilheira	Fração foliar	Referências
Santo André/SP	7007 kg.ha ⁻¹	72%	Domingo et al., (1997)
Campinas/SP	5968 kg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	75,87%	Martins; Rodrigues, (1999)
Ouro Preto/MG	6,78 ± 0,65 t.ha ⁻¹ (Trecho A1) 6,58 ± 0,49 t.ha ⁻¹ (Trecho A2) 5,09 ± 0,58 t.ha ⁻¹ (Trecho A3)	77,7% (Trecho A1) 72,1% (Trecho A2) 79,3% (Trecho A3)	Werneck et al. (2001)
Silva Jardim/RJ	7,06 t/ha / 8,47 t/ha (Toposequência pouco e muito alterada respectivamente)	-	Borém e Ramos (2002)
São João do Triunfo/PR	7.736,80 Kg/ha	57%	Figueiredo Filho et al., (2003)
Limeira/SP	6.632 kg/há	80%	Moreira; Silva (2004)
Silva Jardim/RJ	6.874,3 kgha ⁻¹ ano ⁻¹ (floresta 40 anos) 5.479,2 kgha ⁻¹ ano ⁻¹ (floresta 20 anos) 3.025,5 kgha ⁻¹ ano ⁻¹ (plantio)	72,4% (floresta 40 anos) 66,5% (floresta 20 anos) 72,5% (plantio)	Barbosa e Faria (2006)
Alto do São Francisco/MG	15,1 t ha ⁻¹ /ano (mata nativa) 11,4 t ha ⁻¹ (reflorestamento)	67,5% (mata nativa) 69,4% (reflorestamento)	Nunes; Pinto (2007)
Cotia/SP	8,90 t ha ⁻¹ ano ⁻¹ / 8,76 t ha ⁻¹ ano ⁻¹ (média anual no interior e borda do fragmento grande) 7,26 t ha ⁻¹ ano ⁻¹ / 7,27 t ha ⁻¹ ano ⁻¹ (média anual na borda e interior dos fragmentos pequenos)	- 62,9%	Portela; Santos (2007) Vidal et al., (2007)
Ibiúna/SP	75,17 ± 41,20 / 88,06 ± 53,93 gm ⁻² 68,73 ± 33,25 / 72,20 ± 27,99 gm ⁻² 49,02 ± 21,83 / 68,11 ± 41,18 gm ⁻² (respectivamente na borda e interior dos fragmentos pequeno isolado, pequeno conectado e grande)		
Santa Maria de Jetibá/ES	5,70 Mg ha ⁻¹ (Floresta secundária) 5,73 Mg ha ⁻¹ (Floresta secundária antiga)	75% (Floresta secundária) 69% (Secundária antiga)	Calvi et al. (2009)
Recife/PE	10,07 t/ha/ano	66,9%	Espig et al. (2009)
Teresópolis/RJ	4,9 Mg ha ⁻¹	69,3%	Gomes et al. (2010)

3. Referências Bibliográficas

AIROLA, T.M.; BUCHHOLZ, K. Species structure and soil characteristics of five urban forest sites along the New Jersey palisades. **Urban Ecology**, v. 8, p. 149-164, 1984.

ALVES, L.F.; METZGER, J.P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, 2006.

AQUINO, A. M. Fauna edáfica como bioindicadora da qualidade do solo. In: **FERTBIO**, Lages. Anais Lages: SBCS, 2004.

ARATO, H.D.; MARTINS, S.V.; FERRARI, S.H. Produção e decomposição de serrapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de áreas degradadas em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v. 27, p. 715-721, 2003.

ARAÚJO, R. S. **Chuva de sementes e deposição de serrapilheira em três sistemas de revegetação de áreas degradadas na reserva biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ**. 2002. 102 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2002.

ARAÚJO, R. S.; PIÑA RODRIGUES, F. C. M.; MACHADO, M. R.; PEREIRA, M. G.; FRAZÃO, F.J. Aporte de serrapilheira e nutrientes ao solo em três modelos de revegetação na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. **Floresta e Ambiente**, v.12, n.2, p. 15 - 21, 2006.

AUFFRET, A.G.; COUSINS, S.A.O. Past and present management influences the seed bank and seed rain in a rural landscape mosaic. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, p. 1278–1285, 2011.

AVILA, A. L.; ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; GASPARIN, E. Agrupamentos florísticos na regeneração natural em remanescente de Floresta Ombraila Mista, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 39, n. 91, p. 331-342, 2011.

BAGNALL, R. G. A study of human impact on an urban forest remnant: Redwood Bush, Tawa, near Wellington, New Zealand. **New Zealand Journal of Botany**, v. 17, p. 117-126, 1979.

BARBOSA, J.H.C.; FARIA, S.M. Aporte de serrapilheira ao solo em estágios sucessionais florestais na reserva biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v. 57, n. 3, p. 461-476. 2006.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HAPER, J. L. Ecologia: De indivíduos a ecossistemas. 4ª edição. Porto Alegre: ARTMED, 2007. 752p.

BORÉM, R.A.T.; RAMOS, D.P. Variação estacional e topográfica de nutrientes na serrapilheira de um fragmento de mata atlântica. **Cerne**, v. 8, n.2, p. 42-59, 2002.

BRANDÃO, C.F.L.S.; MARANGON, L.C.; FERREIRA, R.L.C.; SILVA, A.C.B. Estrutura fitossociológica e classificação sucessional do componente arbóreo em um fragmento de floresta atlântica em Igarassu – Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.4, n.1, p.55-61, 2009.

BRAY, J.R.; GORHAM, E. Litter Production in Forests of the World. **Advances in Ecological Research, London**, v. 2, p. 101-157, 1964.

BUDKE, J.C.; ATHAYDE, E.A.; GIEHLL, E.L.H.; ZÁCHIA, R.A.; EISINGER, S.M. Composição florística e estratégias de dispersão de espécies lenhosas em uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Iheringia**, v. 60, n. 1, p. 17-24, 2005.

BULLOCK, S.H. Plant reproduction in neotropical dry forests. In: Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, p. 277–297, 1995.

BURTON, M. L.; SAMUELSON, L. J. Influence of urbanization on riparian forest diversity and structure in the Georgia Piedmont, US. **Plant Ecol**, v. 195, p.99–115, 2008.

CALVI et al., 2009 - CALVI, G.P.; PEREIRA, M.G.; JÚNIOR, A.E. Produção de serapilheira e aporte de nutrientes em áreas de floresta atlântica em Santa Maria de Jetibá, ES. *Ciência Florestal*, v. 19, n. 2, p. 131-138, 2009.

CAMPBELL, R.E.; HARDING, J.S.; EWERS, R.M.; THORPE, S.; DIDHAM, R.K. Production land use alters edge response functions in remnant forest invertebrate communities. *Ecological Applications*, v.21, n.8, p. 3147–3161, 2011.

CAMPOS, C. M.; OJEDA, A. R. Dispersal and germination of *Prosopis flexuosa* (Fabaceae) seeds by desert mammals in Argentina. *Journal of Arid Environments*, v. 35, p.707–714, 1997.

CAMPOS, C. M.; OJEDA, A. R. Dispersal and germination of *Prosopis flexuosa* (Fabaceae) seeds by desert mammals in Argentina. *Journal of Arid Environments*, v. 35, p.707–714, 1997.

CAMPOS, E. P.; VIEIRA, M. F.; SILVA, A. F.; MARTINS, S. V.; CARMO, F. M. S.; MOURA, V. M.; RIBEIRO, A. S. S. Chuva de sementes em Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. *Acta Botânica Brasilica*, v. 23, n. 2, p. 451-458, 2009.

CALDEIRA, M. V. W.; VITORINO, M. D.; SCHAADT, S. S.; MORAES, E.; BALBINOT, R. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 29, n. 1, p. 53-68, 2008.

CAPERS, R.S.; CHAZDON, R.L.; BRENES, A.R.; VILCHEZ, B. Successional dynamics of woody seedling communities in wet tropical secondary forests. *Journal of Ecology*, v. 93, 1071–1084, 2005.

CARREIRO, M.M.; HOWE, K.; PARKHURST, D.F.; POUYAT, R.V. Variations in quality and decomposability of red oak leaf litter along an urban–rural gradient. *Biology and Fertility of Soils*, in press. V. 30, n. 3, p. 258-268, 1999.

CECCON, E.; HERNÁNDEZ, P. Seed rain dynamics following disturbance exclusion in a secondary tropical dry forest in Morelos, Mexico. **Revista de Biología Tropical**, v. 57, n. 1-2, p. 257-69, 2009.

CHAZDON, R. L.; FINEGAN, B.; CAPERS, R.S.; SALGADO-NEGRET, B.; CASANOVES, F.; BOUKILI, V.; NORDEN, N. Composition and dynamics of functional groups of trees during tropical forest succession in northeastern Costa Rica *Biotropica*, v. 42, n. 1, p. 31–40, 2010.

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

CHEUNG, K.C.; LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M. Forest Recovery in Newly Abandoned Pastures in Southern Brazil: Implications for the Atlantic Rain Forest Resilience. **Natureza & Conservação**, v.8, n. 1, p. 66-70, 2010.

CILLIERS, S. S.; WILLIAMS, N. S. G.; BARNARD, F. J. Patterns of exotic plant invasions in fragmented urban and rural grasslands across continents. **Landscape Ecology**, v. 23, p. 1243–1256, 2008.

CLACK, J. S.; SILMA, M.; KERN, R.; MACKLIN, E.; HILLERRISLAMBERS, J. Seed dispersal near and far: patterns across temperate and tropical forest. **Ecology**, v. 80, p. 1475–1494, 1999.

COLE, R. J.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. Seed rain under tree islands planted to restore degraded lands in a tropical agricultural landscape. **Ecological Applications**, v.20, n. 5, p. 1255–1269, 2010.

COSTA, J.B.P; MELO, F.P.L.; SANTOS, B. A.; TABARELLI, M. Reduced availability of large seeds constrains Atlantic Forest regeneration. **Acta Oecologica**, v. 39, p. 61-66, 2012.

COSTA, J.B.P; MELO, F.P.L.; SANTOS, B. A.; TABARELLI, M. Reduced availability of large seeds constrains Atlantic Forest regeneration. **Acta Oecologica**, v. 39, p. 61-66, 2012.

CRAUL, P.J., 1992. Urban soil in landscape design. John Wiley & Sons, New York.

CUTWAY, H. B.; EHRENFELD, J. G. The influence of urban land use on seed dispersal and wetland invisibility. *Plant Ecol*, v. 210; p. 153–167, 2010.

DAVIS, D.E. The annual cycle of plants, mosquitoes, birds and mammals in two Brazilian forests. *Ecol Monogr*, v.15, n.3, p. 245–295, 1945.

DELITTI, W. B. C. Aspectos comparativos da ciclagem de nutrientes minerais na mata ciliar, no campo cerrado e na floresta implantada de *Pinus elliotii* Engelm. var. *elliotii* (Mogi-Guaçu, SP). 1984. 298 p. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências. Departamento de Ecologia Vegetal. Universidade de São Paulo, São Paulo.

DEMINICIS, B.B.; VIEIRA, H.D.; ARAÚJO S.A.C.; JARDIM, J.G.; PÁDUA, F.T; NETO, A. C. Dispersão natural de sementes: importância, classificação e sua dinâmica nas pastagens tropicais. **Archivos de zootecnia**. v. 58, p. 35-58, 2009.

DENSLOW, J.S. Gap Partitioning among Tropical Rainforest Trees. **Biotropica**, v. 12, n. 2, p. 47-55, 1980.

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. **Journal of Vegetation Science**, v. 8, p. 463-474, 1997.

DOMINGOS, M.; MORAES, R.M.; VUONO, Y. S.; ANSELMO, C.E. Produção de serapilheira e retorno de nutrientes em um trecho de Mata Atlântica secundária, na Reserva Biológica de Paranapiacaba, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, v.20, n.1, p.91-96, 1997.

DOSCH, J. J.; PETERSON, C. J.; HAINES, B. L. Seed rain during initial colonization of abandoned pastures in the premontane wet forest zone of southern Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, v. 23, p.151–159, 2007.

DRUMOND, M. A. D.; BARROS, N. F. de; SOUZA, A. L. de; SOUZA e SILVA, A. F. da. Distribuição de biomassa e de nutrientes em diferentes coberturas florestais e pastagem na região do Médio rio Doce-MG. **Revista Árvore**, v.21, n.2, p.187-199, 1997.

DU, Y.; MI, X.; LIU, X.; CHEN, L.; MA, K. Seed dispersal phenology and dispersal syndromes in a subtropical broad-leaved forest of China. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 1147–1152, 2009.

DU, X.; GUO, Q.; GAO, X.; MA, K. Seed rain, soil seed bank, seed loss and regeneration of *Castanopsis fargesii* (Fagaceae) in a subtropical evergreen broad-leaved forest. **Forest Ecology and Management**, v. 238, p. 212–219, 2007.

DUNCAN, R. S.; CHAPMAN, C. A. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. **Ecological Applications**, v.9, n. 3, p. 998–1008, 1999.

ESPIG, S.A.; FREIRE, F.J.; MARANGON, L.C.; FERREIRA, R.L.C.; FREIRE, M.B.G.D.S.; ESPIG, D.B. Sazonalidade, composição e aporte de nutrientes da serrapilheira em fragmento de mata atlântica. **Revista Árvore**, v.33, n.5, p. 949-956, 2009.

EWEL, J.J. Litter Fall and Leaf Decomposition in a Tropical Forest Succession in Eastern Guatemala. Source: *Journal of Ecology*, v. 64, n. 1, p. 293-308, 1976.

FACELLI, J.M. E PICKETT, S.T.A. Plant Litter: Its Dynamics and Effects on Plant Community Structure. **The Botanical Review**, v. 57, n. 1, p. 1-32, 1991.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* v.34, p. 487–515, 2003.

FERRAZ, D.K.; ARTES, R.; MANTOVANI, W.; MAGALHÃES, L.M. Fenologia de árvores em fragmento de Mata em São Paulo, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 305-317, 1999.

FIGUEIREDO FILHO, A.; MORAES, G.F.; SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO, D.J. Avaliação estacional da deposição de serrapilheira em uma floresta ombrófila mista localizada no sul do estado do Paraná. **Ciência Florestal**, v. 13, n. 1, p. 11-18, 2003.

FRANKS, A.J; YATES, C.J; HOBBS, R.J. Defining plant functional groups to guide rare plant management. **Plant Ecology**, v. 2004, 207-216, 2009.

FREIRE, M. **Chuva de sementes, banco de sementes do solo e deposição de serapilheira como bioindicadores ambientais**. 2006. 69p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

FREITAS, C. G.; DAMBROS, C.; CAMARGO, J.L.C. Changes in seed rain across Atlantic Forest fragments in Northeast Brazil. **Acta Oecologica**, v. 53, p. 49-55, 2013.

FISZON, J.T.; MARCHIORO, N.P.x.; BRITZ, R.M.; CABRAL, D.C.; CAMELY, N.C.; CANAVESI, V.; CASTELLA, P.R.; CASTRO, E.B.V., JUNIOR, L.C.; CUNHA, M.B.S.; FIGUEIREDO, E.O.; FRANKE, I.L.; GOMES, H.; GOMES, L.J.; HREISEMNOU, V.H.V.; LANDAU, E.C.; LIMA, S.M.F.; LOPES, A.T.L.; NETO, E.M.; MELLO, A.L.; OLIVEIRA, L.C.; ONO, K.Y.; PEREIRA, N.W.V.; ROFRIGUES, A.S.; RODRIGUES, A.A.F.; RUIZ, C.R.; SANTOS, L.F.G.L.; SMITH, W.S.; SOUZA, C.R. 2003. Causas antrópicas. In: RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Eds.). 2003. Fragmentação de ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendação de políticas públicas. Brasília, MMA/SBF. pp. 66-99.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L.F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no Município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.55, n.4, p. 753-767, 1995.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Metodologias de restauração florestal. In: GARGILL. Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas. Fundação Cargill. Pp. 109-143, 2007.

GARWOOD, N. C. 1989. Tropical seed banks: a review. Pp. 149–208. In: M. A. Leck, V. T. Parker, and R. L. Simpson, editors. Ecology of soil seed banks. Academic Press, San Diego, California.

GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD JR, R.O.; MALCOLM, J.R.; STOUFFER, P.C.; VASCONCELOS, H.L.; LAURANCE, W.F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.;

BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, v. 91, 223-229, 1999.

GENTRY, A.H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. Pp. 146-193. In: H. Bullock, H.A. Mooney & E. Medina (eds.), *Seasonally Dry Tropical Forest*. Cambridge University Press, Cambridge.

GOMES, J. M.; PEREIRA, M. G.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; PEREIRA, G. H. A.; GONDIM, F. R.; SILVA, E. M. R. Aporte de serapilheira e de nutrientes em fragmentos florestais da Mata Atlântica, RJ. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.5, n.3, p.383-391, 2010.

GONZALEZ, M. I. M.; GALLARDO, J.F. El efecto hojarasca: una revision. **Anales de Edafologia y Agrobiologia**, Madrid, v. 41, n. 5-6, p. 1129-1157, 1982.

GRIZ, L.M.S.; MACHADO, I.C.S. Fruiting phenology and seed dispersal syndromes in caatinga, a tropical dry forest in the northeast of Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, p. 303–321, 2001.

GROMBONE-GUARATINI; M.T., ALVES, L.F.; VINHA, D.; FRANCO, G.A.D.C. The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. **Acta Botanica Brasilica**, 28, p. 76-85, 2014.

GROMBONE-GUARANTINI, M.T; RODRIGUES, R.R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 759-774, 2002.

GUEVARA, S.; LABORDE J. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio*. 107/108, p. 319-338, 1993.

HAMBERG, L.; LEHVÄVIRTA, S.; KOTZE, D.J. Forest edge structure as a shaping factor of understorey vegetation in urban forest in Finland. **Forest Ecology Management**, v.257, p. 712-722, 2009.

HARDESTY, B.D.; PARKER, V.T. Community seed rain patterns and a comparison to adult community structure in a West African tropical forest. **Plant Ecology**, v. 164, p. 49-64, 2002.

HARPER, J.L. Population biology of plants. Academic Press, London, 1977.

HAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S.E. *Biologia vegetal*. 6. ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, p. 522-527, 2001.

HERBOHN, J.L.; CONGDON, R.A. Ecosystem dynamics at disturbed and undisturbed sites in north Queensland wet tropical rain forest. II. Litterfall. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 365-380, 1993.

HOBBS, R.J.; ATKINS, L. Spatial variability of experimental fires in south-west Western Australia. **Australian Journal of Ecology**, v. 13, p. 295-299, 1988.

HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, v. 31, n. 2, p. 229-242, 1999.

HONU, Y. A. K.; GIBSON, D. J. Patterns of invasion: trends in abundance of understory vegetation, seed rain, and seed bank from forest edge to interior. **Natural Areas Journal**, v. 28, n. 3, p. 228-239, 2008.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 13, p. 201-228, 1982.

HUANG, L.; CHEN, H.; REN, H.; WANG, J.; GUO, Q. Effect of urbanization on the structure and functional traits of remnant subtropical evergreen broad-leaved forests in South China. **Environ Monit Assess**, v. 185, p. 5003-5018, 2012.

JAZEN, H.D. Synchronization of sexual reproduction of tree within the dry season in Central America. *Evolution*. v. 21, p. 620-637, 1967.

JESUS, F.M., PIVELLO, V.R., MEIRELLES, S.T., FRANCO, G.A.D.C., METZGER, J.P.. The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. *Journal of Vegetation Science*, v. 23, p. 1126–1136, 2012.

JIM, C.Y. Physical and chemical properties of a Honh Kong roadside soil in relation to urban tree growth. *Urban Ecosyst*, v. 2, p. 171-181, 1998.

KLUMPP, A. Utilização de bioindicadores de poluição em condições temperadas e tropicais. In: MAIA, N. B.; MARTOS, H. L.; BARRELLA, W. (Eds.). *Indicadores ambientais: conceitos e aplicações*. São Paulo: EDUC/COMPED/INEP, p.77-94, 2001.

KNAPP, S.; KÜHN, I.; MOSBRUGGER, V.; KLOTZ, S. Do protected areas in urban and rural landscapes differ in species diversity? *Biodiversity Conservation*, v. 17, p. 1595–1612, 2008a.

KNAPP, S.; KÜHN, I.; WITTIG, R.; OZINGA, W.A.; POSCHLOD, P.; KLOTZ, S. Urbanization causes shifts in species' trait state frequencies. *Preslia*, v. 80, p. 375–388, 2008b.

KNAPP, S.; KÜHN, I.; BAKKER, J.P.; KLEYER, M.; KLOTZ, S.; OZINGA, W.A.; POSCHLOD, P.; THOMPSON, K.; THUILLER, W.; RÖMERMANN, C. How species traits and affinity to urban land use control large-scale species frequency. *Diversity and Distributions*, v.15, 533–546, 2009.

KNORR, U. C.; GOTTSBERGER, G. Differences in seed rain composition in small and large in the northeast Brazilian Atlantic Forest. *Plant Biology*, v. 14, p. 811–819, 2012.

KÖNIG, F. G.; SCHUMACHER, M. V.; BRUN, E. J.; SELING, I. avaliação da sazonalidade da produção de serapilheira numa floresta estacional decidual no município de Santa Maria-RS. *Revista Árvore*, v. 26, n. 4, p. 429-435, 2002.

KOSTEL-HUGHES, E, YOUNG, T.P. & CARRIERO, M.M. Forest leaf litter quantity and seedling occurrence along an urban-rural gradient. *Urban Ecosystems*, v.2, p. 263-278, 1998.

LAVOREL, S.; GARNIER, E. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. **Functional Ecology**, v. 16, 545–55, 2002.

LAURENCE, W. L., VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434-451, 2009.

LEITÃO FILHO, H.F.; PAGANO, S.N.; CÉSAR, O.; TIMONI, J.L.; RUEDA, J.J. 1993. Aspectos da ciclagem de nutrientes. Pp. 129-163. In: H.F. Leitão Filho (org.). **Ecologia da mata Atlântica em Cubatão**. São Paulo, Editora da Universidade Estadual Paulista/ Editora da Universidade de Campinas.

LEYSER, G.; ZANIN, E M.; BUDKE, J.C.; MÉLO, M.A.; HENKE-OLIVEIRA, C. Regeneração de espécies arbóreas e relações com componente adulto em uma floresta estacional no vale do rio Uruguai, Brasil, **Acta Botanica Brasilica**, v.26, n. 1, p. 74-83, 2012.

LIEBSCH, D.; ACRA, L.A. Síndrome de dispersão de diásporos de um fragmento de floresta ombrófila mista em Tijucas do sul, PR. **Revista Acadêmica**, v. 5, n. 2, p. 167-175, 2007.

LIMA, A. B.; RODAL, M. J. N.; SILVA, A. C. B. L. Chuva de sementes em uma área de vegetação de caatinga no estado de Pernambuco. **Rodriguésia**, v. 59, n.4, p. 649-658, 2008.

LOISELLE, B.A.; RIBBENS, E.; VARGAS, O. Spatial and Temporal Variation of Seed Rain in a Tropical Lowland Wet Forest. **Biotropica**, v. 28, n. 1, p. 82-95, 1996.

LONDSDALE, W.M. Predicting the amount of litterfall in forests of the world. **Annals of Botany**, v. 61, p. 319-324, 1988.

LOWMAN, M.D. Litterfall and leaf decay in three Australian rainforest formations. **Journal of Ecology**, v. 76, p. 451-465, 1988.

LUGO-PÉREZ, J.; SABAT-GUÉRNICA, A. M. Structure and composition of woody plants in urban forest remnants with different adjacent land-use and slope aspect. **Urban Ecosyst**, v. 14, p. 45–58, 2011.

MACHADO, I. C. S.; BARROS, M.; SAMPAIO, E. V. S. B. Phenology of caatinga species at Serra Talhada, PE, **Northeastern Brazil. Biotropica**, v. 29, n. 1, p. 57-68, 1997.

MACHADO, R. M.; RODRIGUES, P. M. C. F.; PEREIRA, G. M. Produção de serrapilheira como bioindicador de recuperação em plantio adensado de revegetação. **Revista Árvore, Viçosa – MG**, v. 32, n. 1, p. 143-151, 2008.

MARANGON, G.P.; CRUZ, A.F.; BARBOSA, W.B.; LOUREIRO, G.H.; HOLANDA, A.C. Dispersão de sementes de uma comunidade arbórea em um Mremanescente de mata Atlântica, município de Bonito, PE. **Revista Verde**, v. 5, p. 80-87, 2010.

MARTÍNEZ-GARZA, C.; FLORES-PALACIOS, A.; DE LA PEÑA-DOMEN, M.; HOWE, H.F. Seed rain in a tropical agricultural landscape. **Journal of Tropical Ecology**, v. 25, p. 541–550, 2009.

MARTÍNEZ-GARZA, C.; OSORIO-BERISTAIN, M.; VALENZUELA-GALVÁN D.; NICOLÁS-MEDINA, A. Intra and inter-annual variation in seed rain in a secondary dry tropical forest excluded from chronic disturbance. **Forest Ecology and Management**, v. 262, p. 2207–2218, 2011.

MARTÍNEZ-OREA, Y.; OROZCO-SEGOVIA, A.; CASTILLO-ARGËRO, S.; COLLAZO-ORTEGA, M.; ZAVALA-HURTADO, J.A. Seed rain as a source of propagules for natural regeneration in a temperate forest in Mexico City. **The Journal of the Torrey Botanical Society**, v. 141, n. 2, p. 135–150, 2014.

MARTINEZ-RAMOS, M.; SOTO-CASTRO, A. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. **Vegetatio**, v. 107/108, p. 299-318, 1993.

MARTINI, A. M. Z.; SANTOS, F. A. M. Effects of distinct types of disturbance on seed rain in the Atlantic forest of NE Brazil. **Plant Ecology**, v. 190, p. 81–95, 2007.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, n.3, p.405-412, 1999.

MARTINS, V.M. Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados. Ed. UFV, p. 293, 2012.

MCDONNELL, M. J.; PICKETT, S. T. A. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. **Ecology**, v.71, n. 4, p. 1232-1237, 1990.

MCDONNELL, M. J.; PICKETT, S. T. A.; GROFFMAN, P.; BOHLEN, P.; POUYAT, R. V.; ZIPPERER, W. C.; PARMELEE, R. W.; CARREIRO, M. M.; MEDLEY, K. Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. **Urban Ecosystems**, v. 1, p. 21–36, 1997.

MEDEIROS D. P.W.; LOPES, A.V.; ZICKEL, C.S. Phenology of woody species in tropical coastal vegetation, northeastern Brazil. **Flora**, v.202, p. 513–520, 2007.

MELO, F.P. L.; DIRZO, R.; TABARELLI, M. Biased seed rain in forest edges: Evidence from the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 32, p. 50 – 60, 2006.

MEENTEMEYER, V.; BOx, E.O.; THOMPSON, R. World patterns and amounts of terrestrial plant litter production. **BioScience**, v. 32, n. 2, p. 125-128, 1982.

METZGER, J.P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecology**, v. 10, n.4, p. 1147-1161, 2000.

MOFFATT, S.F.; MCLACHLAN, S.M.; KENKEL, N.C. Impacts of land use on riparian forest along an urban – rural gradient in southern Manitoba. **Plant Ecology**, v.174, p. 119–135, 2004.

MONTGOMERY, R.A.; CHAZDON, R. Forest structure, canopy architecture, and light transmittance in tropical wet forests. **Ecology**, v. 82, n. 10, p. 2707–2718, 2001.

MORAES, R.M.; DELITTI, W.B.C.; VUONO, Y.S. Litterfall and litter nutrient content in two brazilian tropical forests. **Revista Brasileira de Botânica**, v.22 n.1, 1999.

MOREIRA, P. R.; SILVA, O. A. Produção de serapilheira em área reflorestada. **Revista Árvore**, v.28, n.1, p. 49 – 59, 2004.

MORELLATO, L. P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. Estratégias fenológicas de espécies arbóreas em floresta mesófila na serra do Japi, Jundiaí, São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 1, p. 163-173, 1990.

MORELLATO, L. P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. História Natural da Serra do Japi: Ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. Editora da Universidade Estadual de Campinas/FAPESP, Campinas, 1991.

MORELLATO, L. P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. Padrões de frutificação e dispersão na serra do Japi. In: L. P. C. Morellato (org.), História natural da serra do Japi. Ecologia e preservação de uma área de floresta no sudeste do Brasil, Ed. Unicamp/Fapesp, Campinas, p.112-140, 1992.

MORELLATO, L.P.C.; LEITÃO-FILHO, H.F. Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana, Reserva de Santa Genebra, Editora da Unicamp, Campinas, 1995.

MORELLATO, L. P. C.; TALORA, D. C.; TAKAHASI, A.; BENCKE, C. C.; ROMERA, E. C.; ZIPPARRO, V. B. Fenologia de Árvores da Mata Atlântica: Um Estudo Comparativo. **Biotropica**, v. 32, p. 811-823, 2000.

MORI, S. A.; LISBOA, G.; KALLUNKI, J. A. Fenologia de uma mata higrófila sulbaiana. **Revista Theobroma**, v. 12, p. 217-230, 1982.

MUOGHALU, J.I.; AKANNI, S.O.; ERETAN, O.O. Litter fall and nutrient dynamics in a nigerian rain forest seven years after a ground fire. **Journal of Vegetation Science**, v. 4, p. 323-328, 1993.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. **Tree**, v. 10, n.2, 1995.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NASCIMENTO, A. R. T.; LONGHI, S. J.; ALVAREZ-FILHO, A.; GOMES, G.S. Analise da diversidade florística e dos sistemas de dispersão de sementes em um fragmento florestal na região central do rio Grande do Sul, Brasil. **Napaea**. n. 12, p. 49-67, 2000.

NETO, T. A. C.; PEREIRA, M. G.; CORREA, M. E. F.; ANJOS, L. H. C. dos. Deposição de serrapilheira e mesofauna edáfica em áreas de eucalipto e floresta secundária. **Floresta e Ambiente**, v. 8, n. 1, p.70-75, 2001.

NUNES, F.P.; PINTO, M.T.C. Produção de serrapilheira em mata ciliar nativa e reflorestada no alto São Francisco, Minas Gerais. **Biota Neotropica**, v. 7, n3, p. 98-102, 2007.

OLIVEIRA, L. S. B.; MARAGON, L. C.; FELICIANO, A. L. P.; LIMA, A. S.; CARDOSO, M. O.; SILVA, V. F. Florística, classificação sucessional e síndromes de dispersão em um remanescente de Floresta Atlântica, Moreno-PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.6, n.3, p.502-507, 2011.

OVERDYCK, E.; CLARKSON, B. D. Seed rain and soil seed banks limit native regeneration within urban forest restoration plantings in Hamilton City, New Zealand. **New Zealand Journal of Ecology**, v. 36, n. 2, p. 177-190, 2012.

PARSONS, S.; CONGDON, R.A.; SHOO, L. P.; VALDEZ-RAMIREZ, V. E WILLIAMS, S.E. Spatial Variability in Litterfall, Litter Standing Crop and Litter Quality in a Tropical Rain Forest Region. **Biotropica**, v. 0, n. 0, p. 1–9, 2014.

PASINI, A., BENITO, N. P. Macrofauna do Solo em Agroecossistemas. In: **FERTBIO**, Lages. Anais Lages: SBSCS. 2004.

PAULA, A.; SILVA, A.F.; JÚNIOR, P.M. SANTOS, A.M.S.; SOUZA, A.L. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 1, n. 3, p. 407-423, 2004.

PENHALBER, E. F.; MANTOVANI, W. Floração e chuva de sementes em uma mata secundária em São Paulo, SP. **Revista brasileira de Botânica**, v. 20, n. 2, p. 205-220, 1997.

PENNINGTON, D.N.; HANSEL, J.R.; GORCHOV, D.L. Urbanization and riparian forest woody communities: Diversity, composition, and structure within a metropolitan landscape. **Biological Conservation**, v. 43, p. 82–194, 2010.

PEREIRA, M.P.; BOTELHO, S.A.; BERG, E.V.D.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MACHADO, E.L.M. Caracterização ecológica de espécies arbóreas ocorrentes em ambientes de mata ciliar, como subsídio à recomposição de áreas alteradas nas cabeceiras do Rio Grande, Minas Gerais, Brasil. *Ciência Florestal*, v.20, n.2, p.235-253, 2010.

PESSOA, L. M. Fenologia e chuva de sementes em um fragmento urbano de floresta Atlântica em Pernambuco. 2011. 475f. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2011.

PICKETT, S.T.A.; CADENASSO, M.L.; GROVE J.M.; BOONE, C.G.; GROFFMAN, P. M.; IRWIN, E.; KAUSHAL, S.S; MARSHALL, V.; MCGRATH, B.P.; NILON, C.H.; POUYAT, R.V.; SZLAVECZ, K.; TROY, A.; WARREN, P. Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progres. **Jornal of environmental Management**, v.92, 331-36, 2011.

PILLAR, V.D. Tipos funcionais e percepção de padrões em comunidades e ecossistemas. In COELHO, A.S.; LOYOLA, R.D.; SOUZA, B.G. (Ed). **Ecologia Teórica: desafios para o aperfeiçoamento da ecologia no Brasil**. Belo Horizonte: Editora O Lutador, 2004. P. 73-90.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; AOKI, J. Chuva de sementes como indicadora do estágio de conservação de fragmentos florestais em Sorocaba – SP. **Ciência Florestal**, v. 24, p. 911-923, 2014.

PIVELLO, V. R.; PETENON, D.; JESUS, F. M.; MEIRELLES, S. T.; VIDAL, M. M.; ALONSO, R. A. S.; FRANCO, G. A. D. C.; METZGER, J. P. Chuva de sementes em fragmentos de floresta atlântica (São Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda. **Acta Botânica Brasílica**, v. 20, n. 4, p. 845-859, 2006.

PORTELA, R.C.Q.; SANTOS, F.A.M. Produção e espessura da serapilheira na borda e interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica de diferentes tamanhos. **Revista Brasileira de Botânica**, v.30, n.2, p.271-280, 2007.

RAMOS, A. C. S.; ZICKEL, C. S.; PIMENTEL, R. M. M. Fenologia da floração e frutificação de espécies do sub-bosque em um fragmento urbano de Floresta Atlântica do Nordeste - Brasil. **Revista de Geografia**, v. 23, n. 1, p. 82-92, 2006.

RATHCKE, B.; LACEY, E.P. Phenological patterns of terrestrial plants. **Annual Review of Ecology Systematics**, v. 16, p. 179-214, 1985.

REICH, P.B.; WRIGH, I.J.; CAVENDER-BARES, J.; CRAINE, J.M.; OLEKSYN J.; WESTOBY, K M.; WALTERS M. B. The evolution of plant functional variation: traits, spectra, and strategies. **International Journal of Plant Sciences**, v. 164, p. 143–164, 2003.

RONDON NETO, R.M.; WATZLAWICK, L.F.; CALDEIRA, M.V.W. Diversidade florística e síndrome de dispersão de diásporos das espécies arbóreas de um fragmento de floresta ombrófila mista. **Revista Ciência Exatas e Naturais**, v. 3, n.2, p. 210-216, 2001.

RUDNICKY, J. L.; MCDONNELL, M. J. Forty-eight years of canopy change in a hardwood-hemlock forest in New York City. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, v.116, p. 52-64, 1989.

SALLES, J.C.; SCHIAVINI, I. Estrutura e composição do estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. *Acta Botanica Brasilica*, v. 21, n. 1, p. 223-233, 2007.

SANTOS, A. M. M. **Flora do centro endemismo Pernambuco: Biogeografia e conservação**. 2006. 157 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2006. Ou é Santos et al., 2006?

SANTOS, P.S. AVALIAÇÃO DA CHUVA DE SEMENTES EM UM FRAGMENTO URBANO DE FLORESTA ATLÂNTICA EM PERNAMBUCO, BRASIL. 2014. 80f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2014.

SAVARD, J. L.; CLERGEAU, P.; MENNECHEZ, G. Biodiversity concepts and urban ecosystems. **Landscape and Urban Planning**, v. 48, p.131-142, 2000.

SCHLEICHER, A.; BIEDERMANN, R.; KLEYER, M. Dispersal traits determine plant response to habitat connectivity in an urban landscape. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 529-540, 2011.

SCHLEUß U.; W. U, Q.; BLUME, H. P. Variability of soils in urban and periurban areas in Northern Germany. **Catena**, v. 33, p. 255-270, 1998.

SCHLITTLER, F. H. M. **Fitossociologia e ciclagem de nutrientes na Floresta Tropical do Parque Estadual do Morro do Diabo (Região do Pontal do Paranapanema), Estado de São Paulo**. 1990. 179p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro - São Paulo. 1990.

SCHUPP, E.W., HOWE, H.F., AUSPURGER, C.K., LEVEY, D.J. Arrival and survival in tropical treefall gaps. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 562–564, 1989.

SELLE, G.L. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. **Bioscience Journal, Uberlândia**, v. 23, n. 4, p. 29-39, 2007.

SHELDON, K.S.; NADKARNI, N.M. Spatial and Temporal Variation of Seed Rain in the Canopy and on the Ground of a Tropical Cloud Forest. **Biotropica**, v. 45, p. 549–556, 2013.

SILVA, M.C.N.A.; RODAL, M.J.N. Padrões das síndromes de dispersão de plantas em áreas com diferentes graus de pluviosidade, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 4, p. 1040-1047, 2009.

SILVA, R.K.S.; FELICIANO, A.L.P., MARANGON, L. C., LIMA, R. B.A. Florística e sucessão ecológica da vegetação arbórea em área de nascente de um fragmento de Mata Atlântica, Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.5, n.4, p.550-559, 2010.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeastern Brazil. **Nature**, London, v. 404, p. 72-74, 2000.

SILVA, R. F.; AQUINO, A. M.; MERCANTE, F. M.; GUIMARÃES, M. F. Macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em Latossolo da região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília**, v.41, n.4, p.697-704, 2006.

SILVA, R. K. S.; FELICIANO, A. L. P., MARANGON, L. C., LIMA, R. B. A. Florística e sucessão ecológica da vegetação arbórea em área de nascente de um fragmento de Mata Atlântica, Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.5, n.4, p.550-559, 2010.

SOUZA, A. C. R.; ZICKEL, C. S.; PIMENTEL, R. M. M. Fenologia da floração e frutificação de espécies do sun-bosque em um fragmento urbano de Floresta Atlântica do Nordeste - Brasil. **Revista de Geografia**, Recife: UFPE – DCG/NAPA, v. 23, n. 1, p. 82-92, 2006.

STAGGEMEIER, V.G.; MORELLATO, L.P.C. Reproductive phenology of coastal plain Atlantic forest vegetation: comparisons from seashore to foothills. **International Journal of Biometeorology**, v. 55, n. 6, p. 843–854, 2011.

STEFANELLO, D.; IVANAUSKAS, N.M.; MARTINS, S.V.; SILVA, E.; KUNZ, S.H. Síndromes de dispersão de diásporos das espécies de trechos de vegetação ciliar do rio das Pacas, Querência – MT. **Acta Amazonica**, v. 40, n. 1, p. 141 – 150, 2010.

SUNDARAPANDIAN, S.M.; SWAMY, P.S. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. **Forest Ecology and Management**, v.123, p. 231-244, 1999.

SWAINE, M.D.; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, p. 81-86, 1988.

TABARELLI, M., 1992, Flora arbórea da floresta estacional baixo-montana no Município de Santa Maria, RS, Brasil. In: II Congresso Nacional sobre Essências Nativas, São Paulo, Ver. Inst. Ftal., 4: 260-268.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma Floresta Tropical Montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v. 106, n. 2, p. 165-176, 2002.

TABARELLI, M., PINTO, L.P., SILVA, J.M.C., COSTA, C.M.R., 2003a. The Atlantic Forest of Brazil: endangered species and conservation planning. In: Galindo-Leal, C., Câmara, I.G. (Eds.), *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Trends, and Outlook*. Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, Washington, DC, pp. 86–94.

TALORA, D.C.; MORELLATO, P.C. Phenology of coastal-plain forest tree species from Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 1, p. 13–26, 2000.

TERBORGH, J.1990. Seed and fruit dispersal. Commentary. In B.S. BAWA & M. HADLEY (eds.) *Reproductive Ecology of Tropical Forest Plants*. Mab series, v.7, Parthenon Pub., Carnforth.

VALLET, J.; DANIEL, H.; BEAUJOUAN V.; FRANCOISE, R.; PAVOINE, S. Using biological traits to assess how urbanization filters plant species of small woodlands. **Applied Vegetation Science**, v. 13, p. 412–424, 2010.

VAN DER PIJL, L. Principles of dispersal in higher plants. 2 ed. Springer-Verlag, Berlin, New York, 1972.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. Springer Verlag, New York, p. 215, 1982.

VAZQUEZ-YANES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. Effects of litter from a tropical rainforest on tree seed germination and establishment under controlled conditions. **Tree Physiology**, v. 11, p.391 – 400, 1992.

VELOSO, H.P. As comunidades e as estações botânicas de Teresópolis, ERJ. Boletim do Museu Nacional do Rio de Janeiro, v. 3, p. 3–95, 1945.

VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

VICENTE, A.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M. Variação no modo de dispersão de espécies lenhosas em um gradiente de precipitação entre floresta seca e úmida no Nordeste do Brasil. In: Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. (Orgs.). **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2003. p. 565-592.

VIDAL, M.M.; PIVELLO, V.R.; MEIRELLES, S. T.; METZGER, J.P. Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. *Revista Brasileira de Botânica*, v.30, n.3, p.521-532, 2007.

VIEIRA, D. C. M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, v.29, n.4, p.541-554, 2006.

VITAL, A. R. T.; GUERRINI, I. A.; FRANKEN, W. K.; FONSECA, R. C. B. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, v. 28, n. 6, p. 793-800, 2004.

VITOUSEK, P.M. Litterfall, nutrient cycling and nutrient limitation in tropical forests. **Ecology**, v. 65, n. 1, p. 285-298, 1984.

VITOUSEK, P. M.; SANFORD JR, R. L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.17; p.137-67, 1986.

WANG, B. C.; SMITH, T. B. Closing the seed dispersal loop. Review. **Trends Ecology Evolution**, v. 17, p. 379-385, 2002.

WERNECK, M.S.; PEDRALLI, G.; GIESEKE, L.F. Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v.24, n.2, p.195-198, 2001.

YAMAMOTO, L. F.; KINOSHITA, L. S.; MARTINS, F. R. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 3, p. 553-573, 2007.

WHEELWRIGHT, N.T. Fruit size in a tree species: variation, preference by birds, and heritability. **Vegetatio**, v.107-108, p. 163-174, 1993.

WILLIAMS, N. S. G.; MORGAN, J. W.; MCDONNELL, M. J.; MCCARTHY, M. A. Plant traits and local extinctions in natural grasslands along an urban-rural gradient. **Journal of Ecology**, v. 93, 1203-1213, 2005.

WILLIAMS, N. S. G.; SCHWARTZ, M. W.; VESK, P. A.; MCCARTHY, M. A.; HAHS, A. K.; CLEMANTS, S. E.; CORLETT, R. T.; DUNCAN, R. P.; NORTON, B. A.; THOMPSON, K.; MCDONNELL, M. J. A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. **Journal of Ecology**, v. 97, p. 4–9, 2009.

ZIPPERER, W.C.; FORESMAN, T.W.; SISINNI, S.M.; POUYAT, R.V. Urban tree cover: an ecological perspective. **Urban Ecosyst**, v.1, p. 229-247, 1997

4. Capítulo I

Artigo a ser submetido ao periódico Acta Oecologica



1 VARIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA CHUVA DE SEMENTES ENTRE
2 FRAGMENTOS URBANO E RURAL DE FLORESTAS TROPICAIS ÚMIDAS

3

4 Priscila Silva dos Santos^{a,*}; Kleber Andrade da Silva^b; Elcida de Lima Araújo^a; Elba Maria
5 Nogueira Ferraz^c

6

7 ^a Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE. Av. Dom
8 Manoel Medeiros, s/n, CEP: 52.171-900, Recife, PE, Brasil.

9 ^b Universidade Federal de Pernambuco, Centro Acadêmico de Vitória, Rua do Alto do
10 Reservatório s/n, Bela Vista, 55608-680, Vitória de Santo Antão, PE, Brasil.

11 ^c Departamento de Meio Ambiente, Saúde e Segurança Instituto Federal de Educação, Ciência
12 e Tecnologia de Pernambuco – IFPE. Av. Professor Luiz Freire, 500, CEP: 50.740-540,
13 Recife, PE, Brasil.

14 Endereço de e-mail: biopri13@hotmail.com (P.S. Santos), elcida@db.ufrpe.br (E.L.
15 Araújo),kleberandradedasilva@hotmail.com(K.A. Silva), elbanogueira@superig.com.br
16 (E.M.N. Ferraz).

17 *Autor correspondente: Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE. Av. Dom
18 Manoel Medeiros, s/n, CEP: 52.171-900, Recife, PE, Brasil.

19

20

21

22 **Resumo**

23 O tipo de uso do solo no entorno dos remanescentes de floresta tropical pode gerar
24 transformações nas características das populações e nas comunidades vegetais. Diante disso,
25 este estudo se propôs caracterizar e comparar a densidade de sementes, riqueza de espécies,
26 composição florística, hábito, síndrome de dispersão e categoria sucessional da chuva de
27 sementes entre fragmentos urbano e rural de floresta Atlântica, entre estações climáticas e
28 entre anos. As áreas de estudo foram definidas após mapeamento e quantificação de
29 ocupações urbanas e rurais no entorno dos remanescentes (*buffer* de até 3 km), tomando como
30 base imagens de satélite. Em cada fragmento foram instalados 36 coletores de 0,25 m². As
31 curvas de acumulação de espécies indicaram que a riqueza da chuva de sementes foi maior no
32 fragmento urbano nos dois anos e na estação chuvosa, enquanto que na estação seca a riqueza
33 foi semelhante entre os fragmentos. A densidade de sementes, avaliada pela análise GLM, foi
34 maior no fragmento rural que no urbano na estação chuvosa, não diferiu no urbano entre anos
35 e entre estações e, no rural, foi maior na estação chuvosa de apenas um ano. O NMDS
36 registrou diferenças na composição florística da chuva de sementes entre os fragmentos ao
37 longo do tempo (anos e estações). O Modelo Log Linear evidenciou que a variação nos
38 atributos funcionais de hábito, síndrome de dispersão e categoria sucessional foram
39 explicados pelas variáveis fragmentos, estações e anos. Diante dos resultados expostos, as
40 diferenças nas características da chuva de sementes entre os fragmentos pode ser reflexo da
41 heterogeneidade espacial, decorrente dos diversificados usos do solo e pressões externas
42 (ações antropogênicas) presentes no entorno dos fragmentos florestais.

43

44 **Palavras-chave:** Floresta Atlântica, dispersão de sementes, paisagem de entorno, variação
45 sazonal e anual

46

47 **Abstract**

48 The type of land use surrounding the remnants of tropical forest can generate changes
49 in the characteristics of plant populations and communities. This study aimed to characterize
50 and compare seed density, species richness, floristic composition, habit, dispersion syndrome,
51 and successional category of seed rain between urban and rural fragments of Atlantic forest,
52 in distinct climatic seasons along the years. The study areas were defined after mapping and
53 quantification of urban and rural occupations around the remnants (buffer up to 3 km), based

54 on satellite images. In each fragment, were installed 36 collectors of 0.25 m². The species
55 accumulation curves indicated that seed rainfall richness was higher in the urban fragment
56 during the rainy season, in the two years, whereas richness was similar among the fragments
57 in the dry season. The seed density, evaluated by GLM analysis, was higher in the rural
58 fragment than in the urban during the rainy season; did not vary in urban between years or
59 between seasons; and it was higher in the rural area in the rainy season of one year. The
60 NMDS recorded differences in the floristic composition of the seed rain between the
61 fragments along time (years and seasons). The Log-Linear Model showed that variation in the
62 functional attributes of habit, dispersion syndrome, and successional category, was explained
63 by the variables fragment, season, and year. Considering the presented results, differences in
64 the characteristics of the seed rain among the fragments might be a reflection of the spatial
65 heterogeneity, due to the diverse uses of the soil and external pressures (anthropogenic
66 actions) present in the surroundings of the forest fragments.

67 **Key-words:** Atlantic Forest, seed dispersal, surrounding landscape, seasonal and annual
68 variation.

69

70 **1. Introdução**

71 Os diferentes usos da terra, resultante das ações antrópicas, tem ocasionado mudanças nas
72 paisagens, promovendo fortes impactos ambientais sobre a biota (Turner et al. 1994). Neste
73 contexto, o processo de urbanização e ascensão das fronteiras agrícolas, além de ocasionar a
74 fragmentação dos habitats, limita a disponibilidade de recursos para as plantas e gera
75 transformações nas características das populações e comunidades (Pivello et al. 2006;
76 Overdyck e Clarkson, 2012). Além disso, tais processos promovem mudanças na dinâmica e
77 estrutura das florestas ao longo do gradiente urbano-rural (Mcdonnell e Pickett, 1990;
78 Rudnický e Mcdonnell, 1989) e, por conseguinte, causam modificações em alguns parâmetros
79 da chuva de sementes, como na densidade, riqueza e composição de espécies, hábito e
80 categoria sucessional dos vegetais (Pivello et al. 2006; Overdyck e Clarkson, 2012). Sendo
81 assim, o grau de perturbação em que um ambiente se encontra pode influenciar a chuva de

82 sementes, e, por conseguinte, o processo de regeneração natural (Pivello et al. 2006; Schupp
83 et al. 1989).

84 A partir da compilação dos trabalhos realizados em florestas tropicais úmidas que
85 foram desenvolvidos em florestas rurais ou urbanas, constatou-se que: 1) a riqueza de
86 espécies e a densidade da chuva em fragmentos rurais (Cole et al. 2010; Dosch et al. 2007;
87 Freitas et al. 2013; Knorr e Gottsberg, 2012; Overdyck e Clarkson, 2012) são maiores do que
88 nos urbanos (Campos et al. 2009; Cutway e Ehrenfeld, 2010; Martinez-Orea et al. 2014;
89 Overdyck e Clarkson, 2012; Pivello et al. 2006); 2) não existe um padrão de densidade e
90 riqueza de espécies da chuva de sementes em função da sazonalidade, uma vez que em
91 florestas urbanas estas variáveis foram maiores na estação seca (Santos, 2014) ou na
92 transição seca-chuvosa (Penhalber e Mantovani, 1997) e para as florestas rurais seguiu esta
93 última tendência (Grombone-Guaratini e Rodrigues, 2002; Vieira e Gandolfi, 2006); e 3) a
94 composição da chuva de sementes difere entre áreas de florestas urbana (com e sem plantio) e
95 rural (Overdyck e Clarkson, 2012).

96 Observou-se também que nos fragmentos rurais ou urbanos existe uma predominância
97 de espécies arbóreas, zoocóricas e de início de sucessão (Cole et al. 2010; Dosch et al. 2007;
98 Ducan e Chapman, 1999; Freitas et al. 2013; Knorr e Gottsberg, 2012; Melo et al. 2006;
99 Penhalber e Mantovani, 1997; Pivello et al. 2006; Marangon et al. 2010; Oliveira et al. 2011).
100 Porém, a proporção nos atributos funcionais da chuva de sementes, varia em função dos
101 fragmentos e estações.

102 Apesar da literatura indicar cenários para a chuva de sementes em florestas tropicais
103 úmidas, inseridas em áreas urbanas ou em rurais, busca-se compreender como a riqueza de
104 espécies, densidade de sementes, composição e atributos funcionais da chuva de sementes se
105 comportam quando os fragmentos florestais estão numa mesma paisagem morfoclimática e no
106 mesmo tempo, mas apresentam entorno imediato (*buffer* de até 3 km) diferenciado (urbano e
107 rural). E, como os fatores e práticas predominantes em cada tipo de entorno (monocultura de
108 cana-de-açúcar e centros urbanos) podem afetar a dinâmica das florestas e interferir nas
109 características da chuva de sementes de cada fragmento. Espera-se que o tipo de entorno do
110 fragmento rural exerça um papel menos seletivo na riqueza de espécies da chuva de sementes,
111 afete a composição florística devido à uniformidade no regime de perturbações em áreas com
112 paisagens agrícolas ser menos variada quando comparadas as paisagens urbanas, pois elas
113 refletem menor limitação no fluxo das espécies (Knapp et al. 2008; Lososová et al. 2006).
114 Também precisamos considerar a existência de outros fragmentos adjacentes ao fragmento

115 rural estudado, pois eles podem influenciar com a chegada de sementes na área, em função
116 dos seus atributos funcionais. Dessa forma, não poderíamos descartar a ideia da chegada de
117 sementes vindas de outros fragmentos próximos ao rural, principalmente porque a
118 composição da chuva de sementes de uma determinada área está intimamente relacionada
119 com seu entorno, ou seja, com a vizinhança imediata e com a paisagem na qual está inserida
120 (Vieira e Gandolfi, 2006). Sendo assim, é esperado que o tipo de entorno leve a alterações na
121 riqueza de espécies, densidade de sementes, composição florística e nos atributos funcionais
122 da chuva de sementes.

123 Partindo do pressuposto de que as características da chuva de sementes em fragmentos
124 de florestas tropicais úmidas podem variar em função do tipo de entorno, das estações
125 climáticas e dos anos, assume-se como hipóteses que: 1) a riqueza de espécies será maior no
126 fragmento rural, na estação chuvosa e em anos com maiores totais pluviométricos; 2) a
127 densidade de sementes será maior no fragmento rural e na estação chuvosa; 3) a composição
128 florística da chuva de sementes difere entre fragmentos e essa diferença se mantém entre anos
129 e estações (seca e chuvosa); 4) as variações nos atributos funcionais de hábito, síndrome de
130 dispersão e categoria sucessional são explicadas pelas variáveis fragmentos, estações e anos.

131 Para isto, este estudo se propôs a caracterizar e comparar a riqueza de espécies,
132 densidade de sementes, composição florística, hábito, síndrome de dispersão e categoria
133 sucessional da chuva de sementes em fragmentos urbano e rural de floresta Atlântica, entre
134 estações climáticas e entre anos.

135

136 **2. Material e Método**

137 2.1. Área de Estudo

138 O estudo foi realizado em dois remanescentes de floresta tropical Atlântica no
139 Nordeste do Brasil, que são protegidos como unidades de conservação de proteção integral
140 desde 1987 e fazem parte de um complexo de áreas protegidas inseridas na Região
141 Metropolitana do Recife (CPRH, 2013) (Figura 1). Os limites das UCs foram mapeados sobre
142 um mosaico de ortofotocartas em escala de 1:20.000, ambas na década de 80 (Lei nº
143 9989/87).

144 Os remanescentes foram escolhidos por possuírem uma série de características em
145 comum: o mesmo tipo de clima As' (quente e úmido) (Kottek et al. 2006), o mesmo tipo de
146 solo (latossolos) (Jacomine et al. 1972; EMBRAPA, 1998) a mesma formação vegetal
147 (Floresta Ombrófila de Terras Baixas) (IBGE, 2012) e pluviosidade média anual com pouca

148 variação (2.450 mm - 2.460 mm). Os totais pluviométricos nos fragmentos rural e urbano em
149 2015 foram 1.666,11 e 1973,8 mm, e em 2016 foram 1.445,50 e 1.602,00 mm,
150 respectivamente.

151 Por meio de mapeamento e posterior quantificação de ocupações urbanas e rurais na
152 área que vai do limite da floresta até 3 km de distância (*buffer*), foi definido o grau de
153 urbanização do entorno dos remanescentes florestais escolhidos, com base em metodologia
154 apresentada por Guerra, 2016. O mapeamento foi feito tendo como base o Atlas dos
155 Remanescentes Florestais da Mata Atlântica, em parceria com o Instituto Nacional de
156 Pesquisas Espaciais – INPE. No trabalho deste Atlas, foi tomado como base as imagens do
157 sensor OLI do satélite Landsat 8 e do programa Google Earth, datadas nos anos de 2009 até
158 2015 e atualizadas, principalmente, no segundo semestre de 2016. Estas imagens são de alta
159 resolução espacial e trabalhadas numa escala de visualização aproximada de 1:50.000. Ainda
160 foram realizadas conferências em campo para analisar se houve alterações consistentes no uso
161 do solo do entorno dentro do intervalo mapeado.

162 Foi considerado fragmento urbano aquele com aglomerados residenciais, comerciais
163 ou industriais e estradas, rodovias e áreas sem vegetação, com solos expostos, nas imediações
164 destes aglomerados, e fragmento rural aquele com predomínio de atividades agropastoris,
165 pequenas vilas e estradas, rodovias e áreas sem vegetação distante dos centros urbanos Guerra
166 et al. 2017. O fragmento urbano (387 ha - 08°01'15,1" de latitude S e 34°56'3,2" de longitude
167 W) tem como demais uso do solo do seu entorno sítios, chácaras, vilas e áreas com vegetação
168 em diferentes estágios de sucessão secundária (Pernambuco, 2001). E o fragmento rural
169 (225,1 ha - 08°10'00"S e 08°15'00"S de latitude e 35°02'30"W e 35°05'00"W de longitude)
170 tem como uso predominante no entorno a produção de cana-de-açúcar, porém ainda encontra-
171 se área para agricultura de subsistência, fruticultura e retirada de madeira (FADURPE, 2004;
172 Lyra-Neves et al. 2004).

173

174 2.2. Amostragem da chuva de sementes

175 Para amostragem da chuva de sementes em cada fragmento (urbano e rural) foram
176 instalados 36 coletores a partir de 5 m da borda, totalizando 72. Os coletores foram
177 distribuídos em três transectos de 300 metros, interespaçados a aproximadamente 100 metros
178 de distância. Em cada transecto, foram instalados 12 coletores equidistantes a vinte e cinco
179 metros. Os coletores apresentam área de 0,25 m² (0,5 m x 0,5 m) e foram instalados a 30 cm
180 acima do solo (Knorr e Gottsberger, 2012; Silva et al. 2014, Santos, 2014). Estes foram

181 confeccionados de forma quadrada, com malha de nylon de 1 mm, com profundidade de \approx 20
182 cm, cuja função é reter todo o material em deposição (Araújo, 2002; Pessoa, 2011), e foram
183 fixados com auxílio de fios de nylon em troncos de árvores e identificados com placa
184 numerada. A coleta do material foi feita mensalmente (Freitas et al. 2013; Grombone-
185 Guaratini et al. 2014; Jesus et al. 2012) durante dois anos consecutivos. O primeiro ano
186 correspondeu a fevereiro de 2015 a janeiro de 2016 e o segundo a fevereiro de 2016 a janeiro
187 de 2017. Cada amostra foi recolhida, acondicionada em sacos de polietileno, etiquetada de
188 acordo com a numeração de cada coletor e colocada para secar em estufas elétricas, com
189 temperatura controlada a 65 °C.

190 No laboratório, as sementes foram separadas manualmente de outros materiais
191 eventualmente encontrados de acordo com a metodologia usada por Araújo (2002),
192 quantificadas e classificadas com o auxílio de uma lupa. Os frutos presentes nas amostras
193 foram abertos para a retirada das sementes. As sementes foram separadas e classificadas por
194 morfotipo e numeradas até a sua identificação taxonômica de acordo com o sistema APG III
195 (2009). A grafia do nome das espécies foi verificada a partir de consulta ao Index Kewensis
196 (www.ipni.org/ipni/plantnamesearchpage.do) e ao banco de dados do Missouri
197 Botanical Garden's VAST – MOBOT (www.mobot.mobot.org/W3T/Search/vast.html). A
198 abreviação dos nomes de autores das espécies foi feita por consulta ao Brummit e Powell
199 (1992) e ao MOBOT. O número de sementes foi expresso em semente/m². Para identificação
200 das sementes foi utilizada bibliografia específica (Barroso et al. 1999; Lorenzi, 1992; 1998a;
201 1998b; 2009), consulta aos herbários Professor Vasconcelos Sobrinho (PEUFR) e Dárdano de
202 Andrade Lima (IPA) e ajuda de especialistas. Adicionalmente foi realizado um levantamento
203 dos indivíduos próximos aos coletores, principalmente dos indivíduos com material
204 reprodutivo no período de coleta.

205 As sementes coletadas foram classificadas quanto à síndrome de dispersão, segundo a
206 proposta de Van Der Pijl (1982) em anemocórica, zoocórica e autocórica. As espécies foram
207 classificadas quanto ao hábito em árvore, arbusto, trepadeira e herbácea e em relação à
208 categoria sucessional em pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias (Gandolfi et al.
209 1995). A síndrome e a categoria sucessional correspondente a cada espécie foi avaliada por
210 consultas a literatura local (Marangon et al. 2010; Oliveira et al. 2011; Silva e Rodal, 2009).

211

212 2.3. Análise dos dados

213 Para verificar se o efeito do número de sementes afeta a riqueza da chuva de sementes
214 foi realizada a curva de acumulação de espécies entre fragmentos (rural e urbano) ao longo do
215 tempo, por meio do EstimateS 9.1.0 (Sanders, 1968; Gotelli e Colwell, 2001).

216 Para verificar o efeito das variáveis preditoras (fragmento urbano e rural, variação
217 sazonal e anual) sobre a densidade de sementes foi realizado Modelo Linear Generalizado
218 (GLM - ANOVA). Diferença na densidade média entre os fragmentos urbano e rural, entre
219 estações seca e chuvosa e entre anos foram verificadas pelo teste *a posteriori* de Tukey. Essas
220 análises foram realizadas pelo programa Estatística 7.0.

221 A composição florística da chuva de sementes entre os fragmentos rural e urbano, e
222 em cada fragmento entre estações e entre anos foi comparada através da Análise de
223 Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), utilizando a matriz de
224 dissimilaridade de Bray-Curtis, com base na densidade de espécies presentes nos 72 coletores
225 das áreas de estudo. O ANOSIM foi utilizado para verificar a significância do agrupamento
226 formado no NMDS. Para verificar a contribuição da densidade de cada espécie entre
227 fragmentos rural e urbano e em cada fragmento entre anos e entre estações foi realizada a
228 análise SIMPER (Similarity percentage). Para as análises do NMDS, ANOSIM e SIMPER foi
229 utilizado o programa Primer versão 7 (Clarke e Gorley, 2015).

230 Diferenças na abundância de espécies entre os fragmentos, anos e estações dentro das
231 categorias hábito, síndrome de dispersão e estágio sucessional foram verificadas pelo modelo
232 Log-Linear (Sokal e Rohlf, 1995). Foram considerados apenas os modelos com interações
233 significativas. As significâncias dos modelos foram verificadas pelo teste Qui-Quadrado. As
234 análises foram realizadas pelo programa Systat.

235

236 **3. Resultados**

237 3.1. Riqueza de espécies

238 Durante os dois anos de estudo um total de 99 espécies foram encontradas na chuva de
239 sementes, sendo 80 espécies no fragmento urbano e 61 no rural (Tabela 1). Do total de
240 espécies, oito foram identificadas em nível de família, quatro em gênero, 69 em nível
241 específico e 17 morfoespécies. Ainda do total de espécies, 39 ocorreram exclusivamente no
242 fragmento urbano e 19 no fragmento rural (Tabela 1).

243 A riqueza total de espécies da chuva de sementes do fragmento urbano foi
244 significativamente maior que a do rural (Figura 2). Considerando isoladamente cada ano, a
245 riqueza foi significativamente maior no fragmento urbano (Figura 3A e 3B). Considerando

246 cada estação isoladamente, na chuvosa a riqueza de espécies foi significativamente maior no
247 fragmento urbano (Figura 4A), enquanto que na estação seca foi semelhante entre os
248 fragmentos (Figura 4B).

249

250 3.2 Densidade de sementes

251 A densidade média de sementes do fragmento rural foi maior do que a do urbano,
252 durante a estação chuvosa (Figura 8A e 8B). Analisando os fragmentos isoladamente, no
253 fragmento urbano, não houve variação sazonal e anual na densidade média de sementes
254 (Figura 8A), já no fragmento rural, a densidade média de sementes foi significativamente
255 maior na estação chuvosa, apenas no ano de 2015 (Figura 8B).

256

257 3.3 Composição de espécies da Chuva de Sementes

258 As famílias com maior riqueza de espécies durante os dois anos de estudo no urbano
259 foram Fabaceae (com nove espécies), Euphorbiaceae (com quatro espécies), Annonaceae,
260 Chrysobalanaceae, Erythroxylaceae, Lauraceae, Malpighiaceae, Melastomataceae, Moraceae,
261 Rubiaceae e Sapindaceae (com três espécies cada), e no rural foram Fabaceae (com oito
262 espécies), Anacardiaceae, Annonaceae, Erythroxylaceae, Euphorbiaceae, Melastomataceae
263 Moraceae e Sapindaceae (com três espécies cada).

264 A composição da chuva de sementes do fragmento rural foi diferente do fragmento
265 urbano ($R_{\text{global}} = 0.317$; $p = 0.001$; Figura 5). A composição florística entre os fragmentos foi
266 diferente em 2015 ($R_{\text{global}} = 0.226$; $p = 0.001$; Figura 6A) e em 2016 ($R_{\text{global}} = 0.254$; $p =$
267 0.001 ; Figura 6B). A composição florística entre os fragmentos foi diferente na estação
268 chuvosa ($R_{\text{global}} = 0.225$; $p = 0.001$; Figura 7A) e na estação seca ($R_{\text{global}} = 0.295$; $p = 0.001$;
269 Figura 7B).

270 A análise SIMPER mostrou elevada dissimilaridade na chuva de sementes entre os
271 fragmentos rural e urbano (80,11%) e esse comportamento se manteve entre anos e entre
272 estações em cada fragmento (Tabela 2). As cinco espécies que mais contribuíram com as
273 diferenças entre os fragmentos foram *Miconia amacurensis* Wurdack, *Miconia prasina* (Sw.)
274 DC., *Maprounea guianensis* Aubl., *Schefflera morototoni* (Aubl.) Manguire, Steyerm. &
275 Frodi, *Cecropia pachystachya* Trécul., com percentual acumulado de 31,4%. No rural, as
276 espécies que mais contribuíram com as diferenças foram *Miconia prasina*, *Maprounea*
277 *guianensis*, *Schefflera morototoni*, *Cecropia pachystachya*, *Helicostilis tomentosa* (Poepp. &
278 Endl.) Rusby e *Miconia minutiflora* (Blonpl.) DC., com percentual acumulado de 38,83%

279 entre anos e 39,5% entre estações. No urbano, as espécies que mais contribuíram com as
280 dissimilaridades foram *Miconia amacurensis*, *Schefflera morototoni*, Asteraceae sp1,
281 *Cecropia pachystachya* e *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex. Walper., com valor acumulado
282 de 31,81% entre anos e 34,13% entre estações.

283

284 3.4 Atributos funcionais

285 A análise log-linear para a abundância da chuva de sementes das espécies estudadas
286 mostrou que houve uma interação de segunda ordem significativa entre as variáveis
287 fragmentos, estações e hábitos ($\chi^2 = 9.20$; $df = 3$; $p = 0.0268$). Isto significa que a abundância
288 de sementes não é explicada de forma isolada por qualquer uma destas variáveis, devendo
289 então ser avaliada em conjunto. Embora no conjunto geral a densidade total de sementes de
290 árvores tenha sido maior do que a densidade de sementes dos demais hábitos foi observado
291 que a proporção de árvores, arbustos, herbáceas e trepadeiras muda de acordo com as estações
292 e com os fragmentos. Por exemplo, o número de sementes de espécies trepadeiras foi maior
293 na estação seca do que na chuvosa, no entanto, no fragmento urbano a variação entre estação
294 seca e chuvosa foi maior (4,53 vezes mais sementes na estação seca) do que no fragmento
295 rural (1,73 vezes mais sementes na estação seca) (Figura 9).

296 Houve duas interações de primeira ordem entre as variáveis fragmentos e síndromes
297 de dispersão ($\chi^2 = 26.11$, $df = 2$, $p < 0.0001$) e entre estações e síndromes de dispersão ($\chi^2 =$
298 28.02 , $df = 2$, $p < 0.0001$). Também foi constatada uma interação de segunda ordem entre
299 fragmentos, anos e estações ($\chi^2 = 4.14$, $df = 1$, $p = 0.0418$). Esses resultados também devem
300 então ser avaliados em conjunto. Embora a densidade total de sementes zoocóricas tenha sido
301 maior do que a densidade de sementes das demais síndromes foi observado que a proporção
302 de sementes zoocóricas, anemocóricas e autocóricas muda de acordo com os fragmentos,
303 estações e anos. Por exemplo, o número de sementes de espécies anemocóricas foi maior na
304 estação seca do que na estação chuvosa, no entanto, no fragmento urbano a variação entre
305 estações seca e chuvosa foi maior (2,17 mais sementes na estação seca) do que no fragmento
306 rural (1,85 vezes mais na estação seca). O número de sementes de espécies anemocóricas foi
307 maior na estação seca do fragmento rural em 2016 (3,27 vezes mais sementes) do que na
308 estação seca do fragmento urbano em 2016 (2,47 vezes mais sementes). (Figura 10).

309 Finalmente, houve uma interação de primeira ordem entre as variáveis ano e categoria
310 sucessional ($\chi^2 = 14.89$, $df = 2$, $p = 0.0006$) e uma interação de segunda ordem entre
311 fragmentos, estações e categoria sucessional ($\chi^2 = 11.45$, $df = 2$, $p = 0.0033$). Ainda avaliando

312 as variáveis de forma conjunta, foi observado que a proporção de espécies pioneiras,
313 secundárias iniciais e secundárias tardia muda de acordo com os anos, fragmentos e estações.
314 Por exemplo, o número de sementes de espécies secundária inicial foi maior em 2015 do que
315 2016, no entanto, no fragmento rural em 2016 a variação foi maior (1,52 vezes mais sementes
316 em 2016) do que no urbano (1,06 vezes mais sementes em 2016) (Figura 11).

317

318 **4. Discussão**

319 4.1. Comparações na riqueza de espécies, densidade de sementes e composição de espécies
320 entre fragmentos rural e urbano

321 Os resultados mostram que o fragmento urbano abriga uma maior riqueza de espécies.
322 Portanto, nossa hipótese de que ocorreria maior riqueza no fragmento rural não foi aceita. É
323 provável que a ação conjunta dos fatores relacionados à urbanização exerce menor efeito na
324 riqueza da chuva de sementes quando comparado aos resultantes das práticas de manejo do
325 cultivo de cana-de-açúcar que são mais diversificadas e repetidas a cada ano de cultivo e
326 colheita da cana, exercendo, assim, um efeito determinístico direto no fragmento e
327 consequentemente na chuva de sementes.

328 A hipótese de que a densidade de sementes do fragmento rural é maior do que a do
329 urbano durante a estação chuvosa foi confirmada. A elevada densidade de sementes no
330 fragmento rural foi uma consequência do elevado número de diásporos dispersos durante a
331 estação chuvosa. Portanto, a estação seca pouco contribui para as diferenças na densidade de
332 sementes entre os fragmentos. Foi constatado que durante a estação chuvosa, no fragmento
333 rural, houve uma presença marcante de animais dispersores devido à elevada disponibilidade
334 de frutos carnosos. Portanto, essa elevada densidade de sementes no rural pode ser reflexo do
335 aumento do número de vertebrados que atuam como agentes dispersores devido a maior
336 disponibilidade de alimento, e da fenologia das espécies que compõe essa área. Segundo
337 DeWalter et al. (2003) a abundância de plantas com frutos carnudos atua como um indicador
338 da qualidade do habitat.

339 Através da compilação dos trabalhos realizados em florestas tropicais úmidas que
340 foram desenvolvidos apenas em fragmentos rurais, ou apenas em urbanos, observou-se a
341 existência de uma grande variação na densidade de sementes, de forma que, em florestas
342 rurais (Cole et al. 2010; Costa et al. 2012; Dosch et al. 2007; Freitas et al. 2013; Knorr e
343 Gottsberg, 2012; Overdyck e Clarkson, 2012) a densidade foi superior a registrada para as
344 florestas urbanas (Campos et al. 2009; Cutway e Ehrenfeld, 2010; Overdyck e Clarkson,

2012; Penhalber e Mantovani, 1997; Pivello et al. 2006). Quando a densidade de sementes de fragmentos rural e urbano inseridos numa mesma paisagem é comparada, como no caso deste estudo, constata-se que o número de sementes permanece superior no fragmento rural. Dessa forma, inferimos que os ciclos de dinâmica do uso do solo no entorno do fragmento rural, como o uso do fogo, fertilizantes e pesticidas, por ocorrer em alguns meses do período seco, possivelmente pouco interferiu na ação dos agentes polinizadores e dispersores na estação chuvosa, o que pode ter contribuído para um aumento na densidade de sementes desse fragmento no período chuvoso.

A composição florística da chuva de sementes diferiu entre os fragmentos rural e urbano, confirmando a hipótese deste estudo. Nesse sentido, nossos resultados indicam que, as diferenças na composição florística entre os fragmentos podem ter sido em resposta aos ciclos de dinâmica do uso do solo no entorno desses remanescentes, principalmente porque no rural como existe predomínio de plantação de cana-de-açúcar, a utilização de práticas agrícolas como intensidade do uso do fogo para a colheita da mesma faz com que ocorra um aumento da temperatura do ambiente. E, tal fato pode ter favorecido ao aumento na produção de etileno nos tecidos vegetais, ocasionando o amadurecimento dos frutos (Kerbaudy, 2004) e, por conseguinte, facilitando a liberação das sementes no fragmento rural.

362

4.2 Variações sazonal e interanual na riqueza de espécies e composição de espécies em fragmentos rural e urbano

Em relação à variação sazonal, verificamos que na estação chuvosa a riqueza de espécies da chuva de sementes entre os fragmentos foi maior no urbano, já na estação seca, a riqueza de espécies entre os fragmentos mostrou-se semelhante. Quanto à variação interanual, os resultados mostram que a riqueza de espécies foi maior no fragmento urbano, independente dos totais pluviométricos. Diante do exposto, esta pesquisa mostra não haver um padrão de riqueza na chuva de sementes relacionado à sazonalidade e interanualidade quando os fragmentos têm seu entorno imediato distinto. Assim, a hipótese de que a riqueza de espécies seria maior no fragmento rural, na estação chuvosa e em anos com maiores totais pluviométricos foi negada.

A hipótese de que a composição florística da chuva de sementes entre os fragmentos urbano e rural difere entre anos (2015 e 2016) e entre estações (seca e chuvosa) foi aceita. As variações temporais na composição florística registradas neste estudo pode ser um reflexo do aumento na floração e frutificação das plantas lenhosas, possibilitando uma maior

378 probabilidade de dispersão e abundância de determinadas espécies e a dispersão de sementes
379 de espécies que floresce e frutificam a cada dois anos (espécies bianuais). As diferenças na
380 composição entre estações de certa forma já seriam esperadas entre os fragmentos, uma vez
381 que o grupo de espécies que floresce e frutifica na estação seca difere na maioria das vezes
382 daquele que ocorre na estação chuvosa.

383 Como visto, não há um padrão na dinâmica da chuva de sementes entre estas florestas,
384 e as variações registradas podem ser justificadas pelos diferentes regimes climáticos e padrões
385 fenológicos. Entre estes, destacam-se: as diferenças no comprimento do dia e da temperatura
386 entre as florestas nas distintas regiões (Ferraz et al., 1999; Ramos et al., 2006; Richardson et
387 al. 2013); os picos nos padrões fenológicos de floração ocorrerem concentrados tanto na
388 estação chuvosa (Davis, 1945; Veloso, 1945; Morellato et al. 2000; Talora e Morellato, 2000;
389 Morellato et al. 2013), quanto no período transitório, seco para o chuvoso (Ferraz et al, 1999;
390 Medeiros et al., 2007; Mori et al, 1982); e os picos de frutificação, embora não apresentem
391 um padrão sazonal, tendem a ocorrer mais comumente na estação chuvosa (Davis, 1945;
392 Veloso, 1945; Medeiros et al., 2007; Morellato et al. 2000; Talora e Morellato, 2000;
393 Morellato et al. 2013).

394 A influência e alterações nos fatores bióticos e abióticos que ocorrem no entorno dos
395 fragmentos e, por conseguinte, nas florestas, podem influenciar a reprodução das plantas, e
396 afetar a riqueza e composição de espécies da chuva de sementes. Dessa forma, apesar de tais
397 fatores não serem avaliados, inferimos que variações na temperatura, fotoperíodo, velocidade
398 dos ventos, gravidade, luminosidade, clima e precipitação associado à influência dos animais
399 dispersores e estrutura da vegetação (Campos e Ojeda, 1997; Deminicis et al. 2009; Marimon
400 e Felfili, 2006; Morellato, 1992; Morellato et al. 2000; Pivello et al. 2006; Richardson et al.
401 2013) influenciam o ritmo fenológico das espécies, fazendo com que as plantas apresentem
402 diferentes estratégias de reprodução e dispersão, o que pode gerar maior sincronia na
403 frutificação em uma determinada época do ano, favorecendo assim a uma elevada produção
404 de sementes.

405 4.3 Atributos Funcionais da Chuva de Sementes

406 A variação nos atributos funcionais de hábito, síndrome de dispersão e categoria
407 sucessional foram explicadas pelas variáveis fragmentos, confirmando a nossa hipótese.
408 Dessa forma, constata-se que existe diferença na influência do entorno entre os fragmentos
409 rural e urbano. No geral, os fragmentos rural e urbano apresentaram elevada densidade de
410 sementes de espécies arbóreas, zoocóricas e pioneiras quando comparados com os demais

411 hábitos, síndrome de dispersão e categoria sucessional. Porém, a proporção desses atributos
412 da chuva de sementes mudou de acordo com os fragmentos, com o rural apresentando maior
413 número de sementes arbóreas, zoocóricas e pioneiras que o urbano.

414 É provável que a maior quantidade de sementes com esses atributos funcionais no
415 fragmento rural, pode ser resultante da fenologia das espécies que compõe essa área e da
416 grande disponibilidade de frutos carnudos que serve de atrativo para os animais dispersores.
417 Para as espécies pioneiras, a elevada quantidade de sementes pode ser um indicativo de que a
418 floresta não atingiu a maturidade, ou ainda essa maturidade foi atingida, porém a presença de
419 alguma perturbação natural ou antrópica, como por exemplo, abertura de clareiras, tenha
420 levado ao aparecimento de um maior número dessas espécies.

421 A alta representatividade de espécies arbóreas, zoocóricas e pioneiras atesta os
422 pressupostos relatados por vários autores, de que em florestas tropicais úmidas (rural ou
423 urbana) e especificamente na floresta Atlântica, existe um domínio de espécies arbóreas,
424 zoocóricas e de início de sucessão (Cole et al. 2010; Costa et al. 2012; Du et al. 2009; Jesus et
425 al. 2012; Knorr e Gottsberg, 2012; Marangon et al. 2010; Oliveira et al. 2011; Silva et al.
426 2010; Sheldon e Nadkarni, 2013; Tabarelli e Peres, 2002).

427 A hipótese de que a variação nos atributos funcionais de hábito, síndrome de dispersão
428 e categoria sucessional são explicadas pelas variáveis estação e anos, foi aceita. Assim, entre
429 estações, foi constatado que o número de espécies trepadeiras, anemocóricas e pioneiras na
430 seca foi maior que na estação chuvosa, e com maior variação no fragmento urbano.
431 Possivelmente tal fato pode ser resultante da maior descontinuidade do dossel causada pela
432 formação de clareiras. Estas aberturas contribuem para um aumento na incidência dos ventos
433 e maior entrada de luz, facilitando a dispersão de sementes anemocóricas e o surgimento de
434 espécies pioneiras (Martini e Santos, 2007; Penhalber e Mantovani, 1997; Vinha et al. 2011)
435 que investem na produção de sementes pequenas e leves (Foster e Janson, 1985).

436 Sendo assim, nós inferimos que a descontinuidade do dossel devido à presença de
437 clareiras, bem como o aumento na velocidade dos ventos na estação seca do fragmento
438 urbano, pode ter favorecido ao deslocamento das sementes de trepadeiras por apresentarem
439 tamanhos reduzidos e por serem leves.

440 Entre anos, também foi constatado variação na densidade de sementes. Assim, em
441 2016, o fragmento rural na estação seca, apresentou maior número de sementes anemocóricas
442 que na seca do urbano, e isto se deveu a menor pluviosidade registrada para o fragmento rural.
443 No ano mais chuvoso, houve um maior número de sementes secundária inicial, todavia, a

444 variação na quantidade de sementes dos fragmentos diferiu, com o rural apresentando maior
445 variação no ano de menor precipitação que o fragmento urbano.

446

447 **5. Conclusão**

448 A riqueza de espécies, densidade sementes, composição florística e atributos
449 funcionais dos fragmentos florestais foram influenciados pelo entorno. Também houve
450 influencia destes parâmetros quando considerada a variação temporal entre fragmentos,
451 exceto para estação seca. O fragmento rural inserido em paisagem agrícola (monocultura de
452 cana de açúcar) sofreu danos variáveis, como por exemplo, a redução da riqueza, maior
453 densidade e diferenças na composição florística da chuva de semente. Assim, a paisagem do
454 entorno pode ter proporcionado mudanças nas características abióticas locais dentro dos
455 fragmentos que limitaram a presença de algumas espécies, bem como, promoveram a entrada
456 de propágulos dentro destes. E, por fim, nos dois anos do estudo, os atributos funcionais da
457 chuva de sementes apresentaram variação temporal no número de sementes das espécies.

458 Nossos resultados sugerem que medidas de perturbação da paisagem podem ser
459 utilizadas efetivamente para avaliar os impactos do uso da terra em estudos de chuva de
460 sementes, especialmente em áreas urbano-rural. Porém, faz-se necessário identificar a relação
461 de causa e efeito entre o impacto dos diferentes usos do solo do entorno e as características
462 das plantas em séries temporais maiores, o que será útil no manejo atual e futuro dos
463 remanescentes de florestas rurais e urbanas.

464

465 **6. Agradecimentos**

466 Os autores agradecem ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade
467 Federal Rural de Pernambuco – UFRPE pelo apoio financeiro as atividades em campo, a
468 Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela concessão da
469 bolsa de estudo. A Agência Estadual de Meio Ambiente -CPRH e aos administradores dos
470 remanescentes de estudo pela autorização para a realização desta pesquisa (Refúgio de Vida
471 Silvestre Mata do Sistema Gurjaú e ao Parque Estadual de Dois Irmãos) e também por todo o
472 apoio logístico dado; aos pesquisadores do Laboratório do Laboratório de Ecologia Vegetal
473 dos Ecossistemas Naturais (LEVEN) pelo apoio, sugestões e auxílio na execução do projeto;
474 ao Herbário Dárdano de Andrade-Lima. E em especial, agradeço a Marcos Chagas, Gicélia
475 Lira e Fábio Amorim pelo apoio durante a atividade em campo.

476

477 **7. Referências Bibliográficas**

478 APG III, 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders
479 and families of flowering plants. Bot. J. Linn. Soc. 161, 105-202.

480

481 Araújo, R.S., 2002. Chuva de sementes e deposição de serrapilheira em três sistemas de
482 revegetação de áreas degradadas na reserva biológica de Poço das Antas, Silva Jardim,
483 (Dissertação, Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Universidade Federal Rural do
484 Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.

485

486 Barroso, G.M, Amorim, M.P., Peixoto, A.L.E., Ichaso, C.L.F., 1999. Frutos e sementes:
487 Morfologia aplicada à sistemática de dicotiledôneas. UFV, Viçosa.

488

489 Brummit, R.K., Powell, C.E., 1992. Authors of plant names. Royal Botanic Gardens, Kew.

490

491 Campos, C.M., Ojeda, A.R. Dispersal and germination of *Prosopis flexuosa* (Fabaceae) seeds
492 by desert mammals in Argentina. J. Arid Environ. 35, 707–714.

493

494 Campos, E.P., Vieira, M.F., Silva, A.F., Martins, S.V., Carmo, F.M.S., Moura, V.M., Ribeiro,
495 A.S.S., 2009. Chuva de sementes em Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG,
496 Brasil. Acta bot. bras. 23, 451-458.

497

498 Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2015. Primer v7: user manual/tutorial. Primer-E, Plymouth, 296.

499

500 Cole, R.J., Holl, K.D., Zahawi, R.A. 2010. Seed rain under tree islands planted to restore
501 degraded lands in a tropical agricultural landscape. Ecol.Appl. 20, 1255–1269.

502

503 Costa, J.B.P, Melo, F.P.L., Santos, B.A., Tabarelli, M., 2012. Reduced availability of large
504 seeds constrains Atlantic Forest regeneration. Acta Oecol. 39, 61-66.

505

506 CPRH, Agência Estadual de Meio Ambiente 2013. Unidades de conservação Estaduais.
507 [http://www.cprh.pe.gov.br/Unidades_de_Conservação/descricao_das_unidades/41788%3B48](http://www.cprh.pe.gov.br/Unidades_de_Conservação/descricao_das_unidades/41788%3B48981%3B5001%3B0%3B0.asp)
508 [981%3B5001%3B0%3B0.asp](http://www.cprh.pe.gov.br/Unidades_de_Conservação/descricao_das_unidades/41788%3B48981%3B5001%3B0%3B0.asp). Accessed 10 May 2014

509

510 Diagnóstico socioambiental do litoral norte de Pernambuco. Available at
511 <http://www.cprhpe.gov.br/>
512

513 Cutway, H.B., Ehrenfeld, J.G., 2010. The influence of urban land use on seed dispersal and
514 wetland invisibility. *Plant Ecol.* 210, 153–167.
515

516 Davis, D.E. 1945. The annual cycle of plants, mosquitoes, birds and mammals in two
517 Brazilian forests. *Ecol Monogr.* 15, 245–295.
518

519 Deminicis, B.B., Vieira, H.D., Araújo S.A.C., Jardim, J.G., Pádua, F.T., Neto, A.C. 2009.
520 Dispersão natural de sementes: importância, classificação e sua dinâmica nas pastagens
521 tropicais. *Arch. zootec.* 58, 35-58.
522

523 DeWalt, S.J., Maliakal, S.K., Denslow, J.S., 2003. Changes in vegetation structure and
524 composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *For. Ecol.*
525 *Manage.* 182, 139–151.
526

527 Dosch, J.J., Peterson, C. J., Haines, B.L., 2007. Seed rain during initial colonization of
528 abandoned pastures in the premontane wet forest zone of southern Costa Rica. *J. Trop. Ecol.*
529 23, 151–159.
530

531 Duncan, R.S., Chapman, C.A., 1999. Seed dispersal and potential forest succession in
532 abandoned agriculture in tropical Africa. *Ecol. Appl.* 9, 998–1008.
533

534 Du, Y., Mi, x., Liu, x., Chen, L., Ma, K., 2009. Seed dispersal phenology and dispersal
535 syndromes in a subtropical broad-leaved forest of China. *For. Ecol. Manage.* 258, 1147–1152.
536

537 EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agronômica, 1998. Centro Nacional de Pesquisa
538 de Solos. Levantamento do reconhecimento de baixa e média intensidade de solos do Estado
539 de Pernambuco. Rio de Janeiro, mimeogr.
540

541 Ferraz, D.K., Artes, R., Mantovani, W., Magalhães, L.M., 1999. Fenologia de árvores em
542 fragmentos de mata em São Paulo, SP. *Rev. Bras. Biol.* 59, 305-317.

543 Foster, R.B., Janson, C.H., (1985) The relationship between seed size and establishment
544 conditions in tropical woody plants. *Ecology* 66,773–780.
545

546 Freitas, C. G., Dambros, C., Camargo, J.L.C., 2013. Changes in seed rain across Atlantic
547 Forest fragments in Northeast Brazil. *Acta Oecol.* 53, 49-55.
548

549 Fundação Apolônio Salles – FADURPE 2004. Diagnóstico Sócio-ambiental do Refúgio de
550 Vida Silvestre Matas do Sistema Gurjaú, Parte 4. Recife: CPRH, 122-161. Disponível em:
551 <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/diagnostico-Parte-3.pdf>. (Acesso em 05.11.2014).
552

553 Gandolfi, S., Leitão Filho, H.F., Bezerra, C.L.F. 1995. Levantamento florístico e caráter
554 sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma Floresta Mesófila Semidecídua no
555 Município de Guarulhos, SP. *Ver. Bras. Biol.* 55, 753-767.
556

557 Gotelli. N.J. Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the
558 measurement and comparasion ir species richness. *Ecology Letters.* 4, 379-391.
559

560 Grombone-Guarantini, M.T., Rodrigues, R.R., 2002. Seed bank and seed rain in a seasonal
561 semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. *J.Trop. Ecol.* 18, 759-774.
562

563 Grombone-Guaratini, M.T., Alves, L.F., Vinha, D., Franco, G.A.D.C., 2014. The importance
564 of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. *Acta Bot. Bras.* 28, 76-85.
565

566 Guerra, T.N.F. Influência do tipo de entorno na intensidade do efeito de borda: diversidade,
567 respostas funcionais e regeneração da vegetação lenhosa de fragmentos protegidos de floresta
568 Atlântica. (Tese, Doutorado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco,
569 Recife, Brasil.
570

571 IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012. Manual técnico da vegetação
572 brasileira, Série manuais Técnicos em Geociências, número 1, 2ª edição. Rio de Janeiro,
573 Brasil.
574

575 Jacomine, P.K.T., Cavalcanti, A.C., Burgos, N., Pessoa, S.C.P., Silveira, C.O., 1972.
576 Levantamento exploratório – Reconhecimento de solos do estado de Pernambuco. DPP/
577 SUDENE, Recife, Brasil, pp. 359.
578
579 Jesus, F.M., Pivello, V.R., Meirelles, S.T., Franco, G.A.D.C., Metzger, J.P., 2012. The
580 importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. *J. Veg.Sci.* 23,
581 1126–1136.
582
583 Kerbauy, G.B., 2004. *Fisiologia Vegetal*. Ed. Guanabara Koogan, p. 308-331.
584
585 Knapp, S., Kühn, I., Mosbrugger, V., Klotz, S., 2008. Do protected areas in urban and rural
586 landscapes differ in species diversity? *Biodivers. Conserv.* 17, 1595–1612.
587
588 Knorr, U.C., Gottsberger, G., 2012. Differences in seed rain composition in small and large in
589 the northeast Brazilian Atlantic Forest. *Plant Biol.* 14, 811–819.
590
591 Kottek, M., Grieser J., Beck C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. World Map of the Köppen-
592 Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift.* 15: 259-263.
593
594 Lorenzi, H., 1992. *Árvores Brasileiras*. Nova Odessa, Plantarum Ed. v. I, II.
595
596 Lorenzi, H., 1998a. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas*
597 *nativas do Brasil*. Nova Odessa: Instituto Plantarum. 1, 373.
598
599 Lorenzi, H., 1998b. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas*
600 *nativas do Brasil*. Nova Odessa: Instituto Plantarum. 2, 373.
601
602 Lorenzi, H., 2009. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas*
603 *nativas do Brasil*. Nova Odessa: Instituto Plantarum. 3, 384.
604
605 Lososová, Z., Chytrý, M., Kühn, I., Hájek, O., Horáková, V., Pysek, P., Tichý, L., 2006.
606 Patterns of plant traits in annual vegetation of man-made habitats in central Europe. *Perspect.*
607 *Plant. Ecol.* 8, 69–81.

608 Lyra-Neves, R.M., Dias, M.M., Azevedo-Júnior, S.M., Telino-Júnior, W.R., Larrazábal,
609 M.E.L., 2004. Comunidade de aves da Reserva Estadual de Gurjaú, Pernambuco, Brasil. Rev.
610 Bras. Zool. 21, 581- 592.

611

612 Marangon, G.P., Cruz, A.F., Barbosa, W.B., Loureiro, G.H., Holanda, A.C., 2010. Dispersão
613 de sementes de uma comunidade arbórea em um Mremanescente de mata Atlântica,
614 município de Bonito, PE. Revista Verde. 5, 80-87.

615

616 Marimon, B.S., Felfili, J.M., Lima, E.S., Duarte, W.M.G., Marimon-Júnior, R.H. 2010.
617 Environmental determinants for natural regeneration of gallery forest at the
618 Cerrado/Amazonia boundaries in Brazil. Acta Amaz. 40, 107-118.

619

620 Martínez-Orea, Y., Orozco-Segovia, A., Castillo-Argüero, S., Collazo-Ortega, M., Zavala-
621 Hurtado, J.A., 2014. Seed rain as a source of propagules for natural regeneration in a
622 temperate forest in Mexico City. Jou.Torrey Bot. Soc. 141, 135–150.

623

624 Martini, A.M.Z., Santos, F.A.M. 2007. Effects of distinct types of disturbance on seed rain in
625 the Atlantic forest of NE Brazil. Plant Ecol. 190, 81–95.

626

627 McDonnell, M.J., Pickett, S.T.A., 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural
628 gradients: an unexploited opportunity for ecology. Ecology. 71, 1232-1237.

629

630 Medeiros, D.P.W., Lopes, A.V., Zickel, C.S., 2007. Phenology of woody species in tropical
631 coastal vegetation, northeastern Brazil. Flora. 202, 513-520

632

633 Melo, F.P.L., Dirzo, R., Tabarelli, M., 2006. Biased seed rain in forest edges: Evidence from
634 the Brazilian Atlantic forest. Biol. Conserv. 32, 50 – 60.

635

636 Morellato, L.P.C.; Camargo, M.G.G.; Gressler, E. 2013. A review of plant phenology in
637 South and Central America. In: Schwartz, M.D. (ed.). Phenology: an integrative
638 environmental science. Dordrecht, Springer. pp. 91-113.

639

640 Morellato, L.P.C., Leitão-Filho, H.F. 1992. Padrões de frutificação e dispersão na serra do
641 Japi. In: L. P. C. Morellato (org.), História natural da serra do Japi. Ecologia e preservação de
642 uma área de floresta no sudeste do Brasil, Ed. Unicamp/Fapesp, Campinas, pp.112-140.
643

644 Morellato, L.P.C., Talora, D.C., Takahasi, A., Bencke, C.C., Romera, E.C., Zipparro, V. B.
645 2000. Fenologia de Árvores da Mata Atlântica: Um Estudo Comparativo. Biotropica, 32, 811-
646 823.
647

648 Mori, S.A., Lisboa, G., Kallunki, J.A., 1982. Fenologia de uma mata higrófila sulbaiana.
649 Revista Theobroma. 12, 217-230.
650

651 Oliveira, L.S.B., Maragon, L.C., Feliciano, A.L.P., Lima, A.S., Cardoso, M.O., Silva, V.F.,
652 2011. Florística, classificação sucessional e síndromes de dispersão em um remanescente de
653 Floresta Atlântica, Moreno-PE. Rev. Bras. Ciênc. Agrár. 6, 502-507.
654

655 Overdyck, E., Clarkson, B.D., 2012. Seed rain and soil seed banks limit native regeneration
656 within urban forest restoration plantings in Hamilton City, New Zealand. N. Z. J. Ecol. 36,
657 177-190.
658

659 Penhalber, E.F., Mantovani, W., 1997. Floração e chuva de sementes em uma mata secundária
660 em São Paulo, SP. Rev.bras. bot. 20, 205-220.
661

662 Pernambuco - Secretaria de Ciência e Tecnologia e Meio Ambiente., 2001. Diagnóstico das
663 reservas ecológicas: região metropolitana do Recife. Secretaria de Ciência e Tecnologia e
664 Meio Ambiente, Recife. 79p.
665

666 Pessoa, L.M., 2011. Fenologia e chuva de sementes em um fragmento urbano de floresta
667 Atlântica em Pernambuco. (Tese, Doutorado em Botânica) – Universidade Federal Rural de
668 Pernambuco, Recife, Brasil.
669

670 Pivello, V.R., Petenon, D., Jesus, F.M., Meirelles, S.T., Vidal, M.M., Alonso, R.A.S., Franco,
671 G.A.D.C., Metzger, J.P., 2006. Chuva de sementes em fragmentos de floresta atlântica (São

672 Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade
673 da borda. *Acta Bot. Bras.* 20, 845-859.

674

675 Ramos, A.C.S., Zickel, C.S., Pimentel, R.M.M., 2006. Fenologia da floração e frutificação de
676 espécies do sun-bosque em um fragmento urbano de Floresta Atlântica do Nordeste - Brasil.
677 *Revista de Geografia, Recife: UFPE – DCG/NAPA.* 23, 82-92.

678

679 Richardson, A.D., Keenan, T.F., Migliavacca, M., Ryu, Y., Sonnentag, O., Toomey, M. 2013.
680 Climate change, phenology, and phenological control of vegetation feedbacks to the climate
681 system. *Agric. For. Meteorol.* 169, 156-173.

682

683 Rocha, K.D., Chaves, L.F.C., Marangon, L.C., Silva, A.C.B.L., 2008. Caracterização da
684 vegetação arbórea adulta em um fragmento de floresta atlântica, Igarassu, PE. *Rev. Bras.*
685 *Ciênc. Agrár.* 3, 35-41.

686

687 Rudnický, J.L., McDonnell, M.J., 1989. Forty-eight years of canopy change in a hardwood-
688 hemlock forest in New York City. *Bull. Torrey Bot. Club.* 116, 52-64.

689

690 Sanders, H. 1986. Marine benthic diversity: a comparative study. *The American Naturalist.*
691 102 (925), 243-282.

692

693 Santos, P.S., 2014. Avaliação da chuva de sementes em um fragmento urbano de floresta
694 atlântica em Pernambuco, Brasil. 2014. (Dissertação, Mestrado em Botânica) - Universidade
695 Federal Rural de Pernambuco, Recife, Brasil..

696

697 Sheldon, K.S., Nadkarni, N.M., 2013. Spatial and Temporal Variation of Seed Rain in the
698 Canopy and on the Ground of a Tropical Cloud Forest. *Biotropica.* 45, 549–556.

699

700 Silva, C.R.B., Silva, F.F., Ferreira, E.B., Polo, M, 2014. Chuva de sementes em fragmento de
701 floresta atlântica semidecídua. *Revista da Universidade Vale do Rio Verde.* 12, 621-635.

702

703 Silva, M.C.N.A., Rodal, M.J.N., 2009. Padrões das síndromes de dispersão de plantas em
704 áreas com diferentes graus de pluviosidade, PE, Brasil. *Acta bot. bras.* 23, 1040 – 1047.

705 Silva, R.K.S., Feliciano, A.L.P., Marangon, L.C., Lima, R.B.A., 2010. Florística e sucessão
706 ecológica da vegetação arbórea em área de nascente de um fragmento de Mata Atlântica,
707 Pernambuco. *Rev. Bras. Ciênc. Agrár.* 5, 550-559.
708
709 Schupp, E.W., Howe, H.F., Auspurger, C.K., Levey, D.J., 1989. Arrival and survival in
710 tropical treefall gaps. *Ecology.* 70, 562–564.
711
712 Sokal, R.R.; Rohlf, F.J. *Biometry*. Freeman and company, New York, 1995.
713
714 Stefanello, D., Ivanauskas, N.M., Martins, S.V., Silva, E., Kunz, S.H., 2010. Síndromes de
715 dispersão de diásporos das espécies de trechos de vegetação ciliar do rio das Pacas, Querência
716 – MT. *Acta Amaz.* 40, 141 – 150.
717
718 Tabarelli, M., Peres, C.A., 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian
719 Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biol. Conserv.* 106, 165–176.
720
721 Talora, D.C., Morellato, P.C. 2000. Phenology of coastal-plain forest tree species from
722 Southeastern Brazil. *Rev. bras. Bot.* 23, 13–26.
723
724 Turner II, B. L., Meyer, W. B., Skole, D. L. 1994. Global land-use/land cover change:
725 Towards an integrated study. *Ambio.* 23, 91-95.
726
727 Van der Pijl, L., 1982. *Principles of dispersal in higher plants*. Springer Verlag, New York,
728 pp. 215.
729
730 Veloso, H.P. 1945. As comunidades e as estações botânicas de Teresópolis, ERJ. *Bol. Mus.*
731 *Nac. Rio de Janeiro*, 3, 3–95.
732
733 Vieira, D.C.M., Gandolfi, S., 2006. Chuva de sementes e regeneração natural sob três
734 espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. *Rev. Brasil. Bot.* 29, 541-554.
735

736 Vinha, D., Alves, L.F., Zaidan, L.B.P., Grombone-Guaratini, M.T. 2011. The potential of the
737 soil seed bank for the regeneration of a tropical urban forest dominated by bamboo.
738 Landscape and Urban Planning. 99, 178-185.

Apêndice

Tabela 1. Espécies da chuva de sementes em fragmentos urbano (U) e rural (R) de floresta Atlântica em Pernambuco, em dois anos de estudo (2015 a 2016). Onde HA = hábito (Ar = arbóreo; Ab = arbustivo; He = herbáceo; Tr = trepadeira), SD = Síndrome de dispersão (Zoo = zoocórica; Ane = Anemocórica; Aut = autocórica); CS = categoria sucessional (PI = pioneiras; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; SC = sem caracterização); - = ausência de espécies; x = presença de espécies.

Família	Espécies	HA	SD	CS	2015		2016	
					U	R	U	R
Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i> L.	Ar	Zoo	PI	-	-	-	x
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Ar	Zoo	SI	x	x	x	x
	<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	Ar	Zoo	SI	x	x	x	x
Annonaceae	<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwith	Ar	Aut	ST	x	x	x	x
	<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	Ar	Zoo	ST	x	x	-	-
	<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	Ar	Zoo	SI	x	x	x	x
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Manguire, Steyerm. & Frodi	Ar	Zoo	PI	x	x	x	x
Arecaceae (Palmae)	<i>Bactris humilis</i> (Wallace) Burret	Ab			-	-	x	-
	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	Ar	Zoo	PI	-	-	-	x
Asteraceae	Asteraceae sp1		Ane	SC	x	x	x	x
	Asteraceae sp2		Ane	SC	-	-	x	-
Boraginaceae	<i>Cordia nodosa</i> Lam.	Ar	Ane	PI	-	x	-	-
Burseaceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Ar	Zoo	SI	x	x	x	x
Cecropiaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	Ar	Zoo	PI	x	x	x	x
	<i>Maytenus distichophylla</i> Mart. Ex Reissek	Ar	Zoo	ST	x	x	x	x
Chrysobalanaceae	<i>Licania Kunthiana</i> Hook.f.	Ar	Zoo	ST	x	-	x	-
	<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	Ar	Zoo	ST	x	x	x	-
	<i>Hirtella racemosa</i> (Lam.) Willd. Ex Roem. & Schult	Ab	Zoo	ST	x	-	x	-

Família	Espécies	HA	SD	CS	2015		2016	
					U	R	U	R
Clusiaceae	<i>Symphonia globulifera</i> L.F.	Ar	Zoo	PI	-	x	-	x
	<i>Tovomita brevistaminea</i> Engl.	Ar	Zoo	ST	x	-	x	-
Convolvulaceae	<i>Ipomea setosa</i> Ker Gawl.	Tr	Aut	SC	x	-	-	-
	<i>Merremia aegyptia</i> (L.) Urb.	Tr	Ane	SC		x	x	x
Curcubitaceae	Curcubitaceae sp1					x	-	-
	<i>Gurania bignoniaceae</i> (Poepp. & Endl.) C. Jeffrey A. Melo	Tr		SC	x	-	-	x
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea cf. guianensis</i> (Aubl.) Benth.	Ar	Zoo	ST	-	-	x	-
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum citrofolium</i> A.St. Hill.	Ab	Zoo	ST	x	-	x	x
	<i>Erythroxylum mucronatum</i> Benth.	Ab	Zoo	PI	x	x	x	x
	<i>Erythroxylum squamatum</i> Sw.	Ab	Zoo	ST	-	-	x	-
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Ar	Aut	SI	x	x	x	x
	Euphorbiaceae sp1				x	x	-	-
	Euphorbiaceae sp2				x	-	-	-
	<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	Ar	Aut	ST	x	x	x	x
Fabaceae (Cesalpinioideae)	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Ar	Zoo	ST	-	x	-	-
	<i>Sclerolobium densiflorum</i> Benth	Ar	Ane	PI	x	x	x	
	<i>Sclerolobium rugosum</i> Mart. Ex Benth	Ar	Ane	SI	x	-	-	-
Fabaceae (Faboidae)	<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L. Rico	Ar	Aut	PI	-	x	-	x
	<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	Ar	Aut	ST	-	x	x	x
	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	Ar	Ane	SI	x	-	-	-
	<i>Pterocarpus violaceus</i> Vogel	Ar	Ane	ST	x	-	-	-
Fabaceae (Leguminosae)	<i>Chamaecrista ensiformis</i> (Vell.) H.S. Irwin & Barneby	Ar	Aut	SI	x	-	x	x
Fabaceae (Mimosoideae)	<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walper.	Ar	Aut	ST	x	x	x	x
Lauraceae	<i>Ocotea cf. indecora</i> (Schott) Mez	Ar	Zoo	ST	-	-	x	-
	<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	Ar	Zoo	SI	x	x	x	x

Família	Espécies	HA	SD	CS	2015		2016	
					U	R	U	R
Lauraceae	<i>Ocotea gardneri</i> (Meisn.) Mez	Ar	Aut	SI	x	x	-	x
Lecythidaceae	<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers	Ar	Aut	ST	x	x	-	x
	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Ar	Zoo	ST	-	x	-	-
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis adenopoda</i> (A. Juss.) B. Gates	Tr	Ane	SC	x	x	x	x
	<i>Banisteriopsis lucida</i> (Rich.) Small	Tr	Ane	SC	x	-	x	-
	<i>Banisteriopsis pubipetala</i> (A. Juss.) Cuatrec.	Tr	Ane	SC	-	-	x	-
Melastomataceae	<i>Miconia aff, amacurensis</i> Wurdack	Ar	Zoo	SI	x	x	x	x
	<i>Miconia minutiflora</i> (Blonpl.) DC.	Ar	Zoo	PI	x	x	x	x
	<i>Miconia prasinaa</i> (Sw.) DC.	Ar	Zoo	PI	x	x	x	x
Moraceae	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	Ar	Zoo	SI	-	x	-	-
	<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	Ar	Zoo	ST	-	-	x	x
	<i>Helicostilis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	Ar	Zoo	SI	x	x	x	x
	<i>Soroceae hilarii</i> Gaudich.	Ar	Zoo	SI	x	-	-	-
Myrtaceae	<i>Calyptranthes dardanoi</i> Mattos	Ar	Zoo	SI	x	x	-	-
Passifloraceae	<i>Passiflora sp1</i>	Tr		SC	x	x	x	x
Poaceae	<i>Olyra latifolia</i> L.	He	Ane	SI	x	-	x	x
Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i> Casar	Ar	Aut	PI	x	-	-	-
	<i>Coccoloba guianensis</i> Meisn.	Ab		SC	x	-	-	-
	<i>Coccoloba latifolia</i> Lam.	Ar	Zoo	ST	-	-	-	x
Rhamnaceae	<i>Gouania blanchetiana</i> Miq.	Tr	Ane	PI	x	x	x	x
Rubiaceae	<i>Posoqueria latifolia</i> Roem. & Schult	Ab	Zoo	SI	x	-	-	-
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Ab	Zoo	SI	x	x	-	-
	<i>Genipa americana</i> L	Ar	Zoo	ST	x	-	-	-
	<i>Rubiaceae sp1</i>			SC	x	-	-	-
Sapindaceae	<i>Matayba sp.</i>			SC	x	-	-	-

Família	Espécies	HA	SD	CS	2015		2016	
					U	R	U	R
Sapindaceae	<i>Paullinia pinnata</i> L.	Tr	Zoo	PI	-	-	-	x
	<i>Serjania hebecarpa</i> Benth	Tr	Ane	SC	x	x	-	x
	<i>Serjania salzmanniana</i> Schledit	Tr	Ane	PI	x	x	x	x
Sapotaceae	<i>Manilkara salzmannii</i> (A. DC.) H.J. Lam.	Ar	Zoo	PI	x	-	-	-
	Sapotaceae sp1			SC	-	x	-	-
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Ar	Zoo	SI	x	x	x	x
Solanaceae	<i>Lycianthus</i> sp.	Tr		SC	x	-	-	-
	<i>Solanum</i> sp			SC	-	-	x	-
Tiliaceae	<i>Christiana africana</i> DC.		Aut		-	-	x	-
Violaceae	<i>Payparola blanchetiana</i> Tul.	Ar	Aut	ST	x	-	-	x
morfo 1					x	-	-	-
morfo 2					-	x	x	-
morfo 3					-	x	-	-
morfo 4					x	-	-	-
morfo 5					x	-	x	-
morfo 6					x	-	-	-
morfo 7					x	-	-	-
morfo 8					-	x	-	-
morfo 9					-	x	-	-
morfo 10					-	x	-	-
morfo 11					-	x	x	-
morfo 12					-	x	-	-
morfo 13					-	-	x	-
morfo 14					-	-	x	-
morfo 15					-	-	x	-

Continuação da tabela 1

Família	Espécies	HA	SD	CS	2015		2016	
					U	R	U	R
morfo 16					-	-	x	-
morfo 17					-	-	-	x

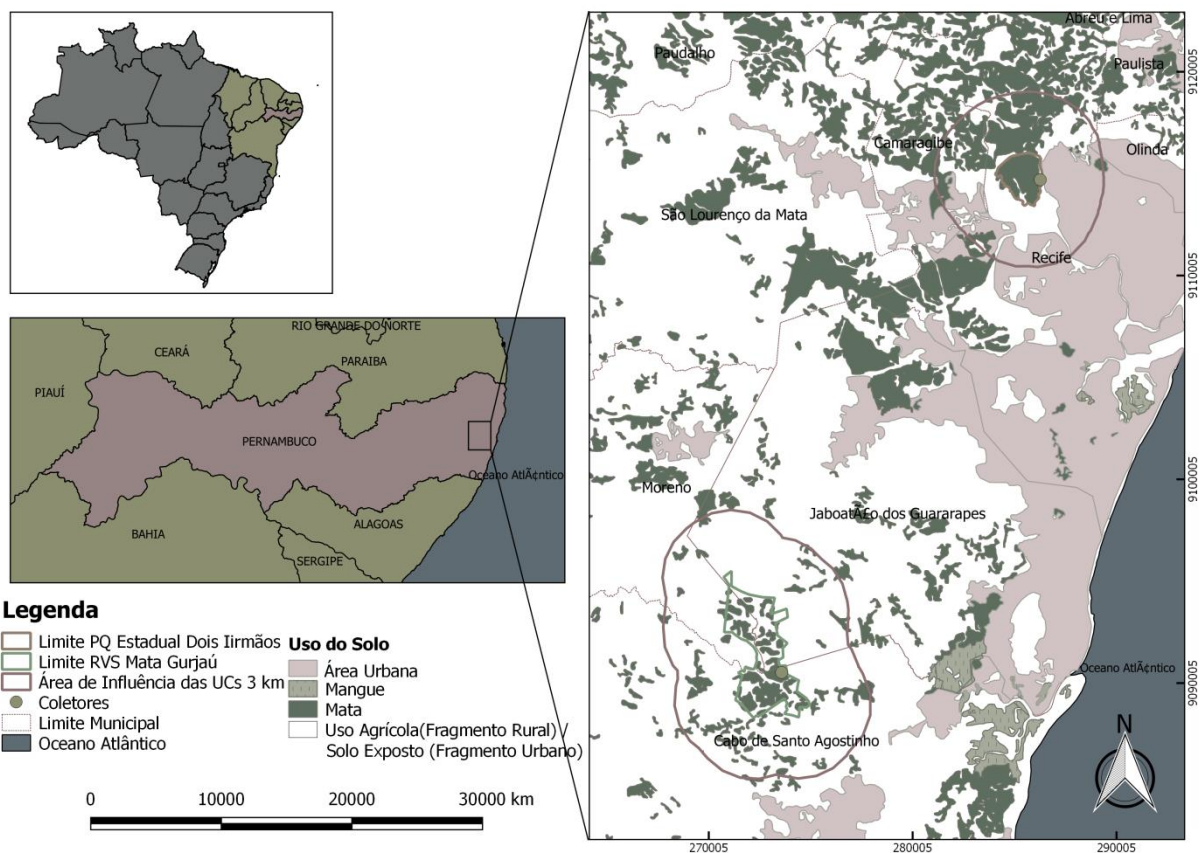


Figura 1. Localização dos fragmentos urbano e rural de floresta tropical Atlântica avaliados na Região metropolitana do Recife.

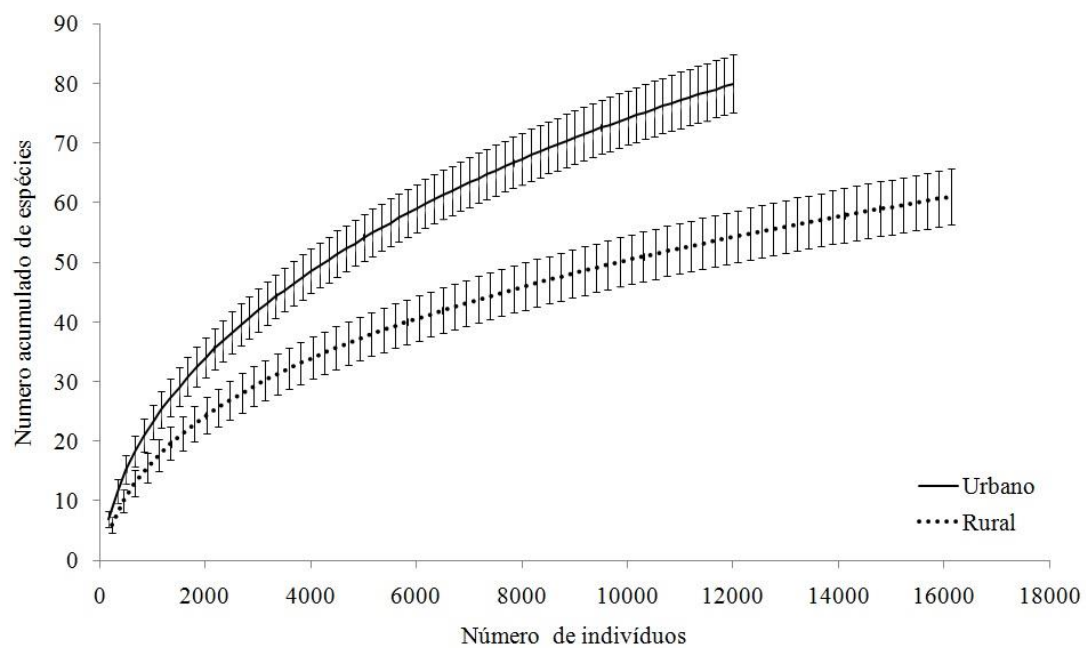


Figura 2. Curva de rarefação mostrando o número acumulado de espécies em relação ao número de sementes da chuva em fragmentos rural e urbano de floresta Atlântica no Nordeste do Brasil.

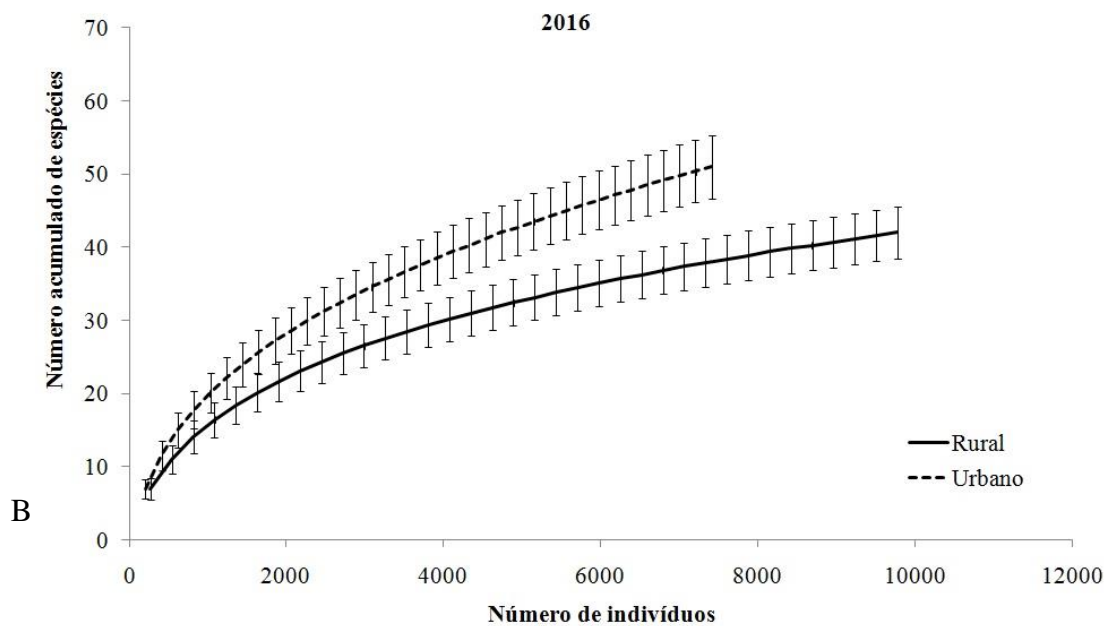
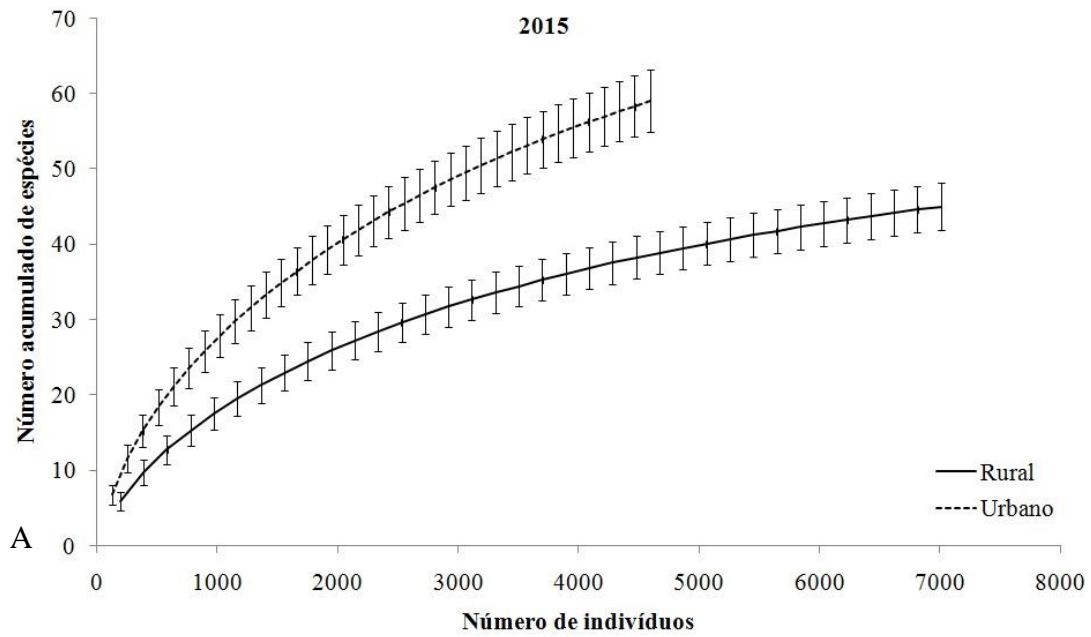


Figura 3. Curva de rarefação mostrando o número acumulado de espécies na chuva de sementes entre fragmentos rural e urbano de floresta Atlântica no Nordeste do Brasil em relação ao número de sementes em 2015 (A) e 2016 (B).

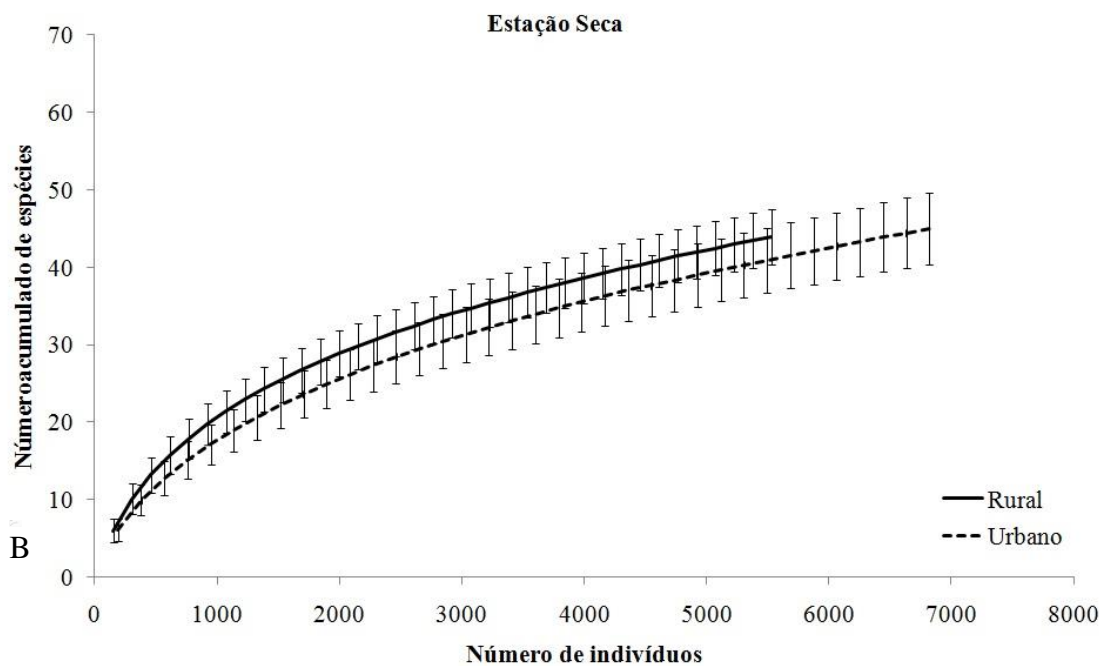
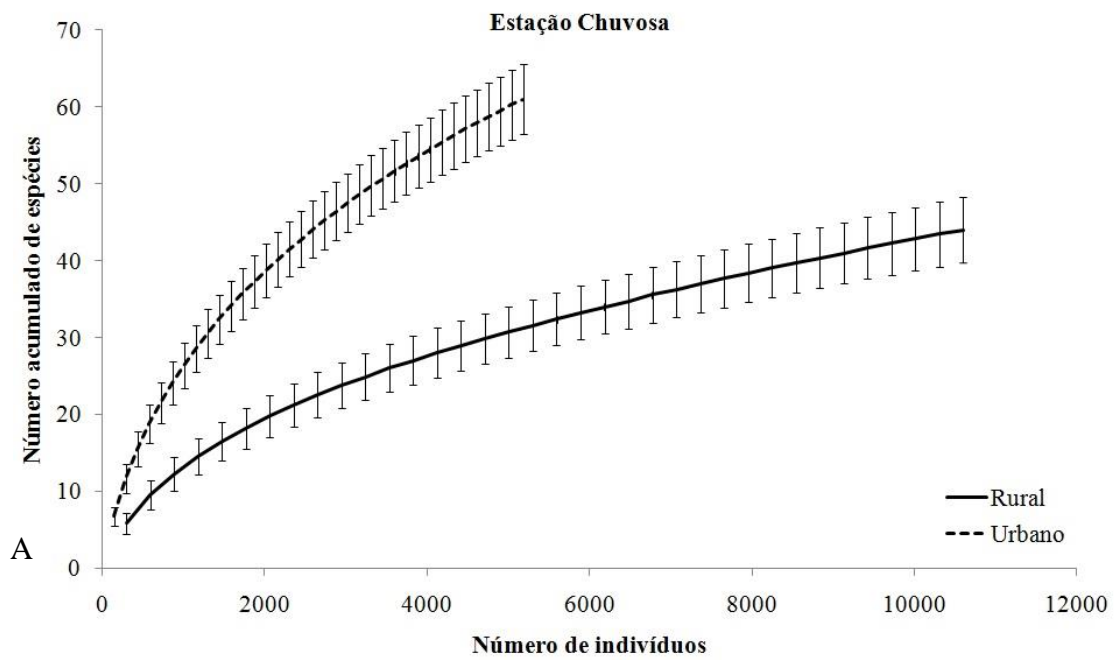


Figura 4. Curva de rarefação mostrando o número acumulado de espécies na chuva de sementes entre fragmentos rural e urbano de floresta Atlântica no Nordeste do Brasil em relação ao número de sementes na estação chuvosa (A) e seca (B).

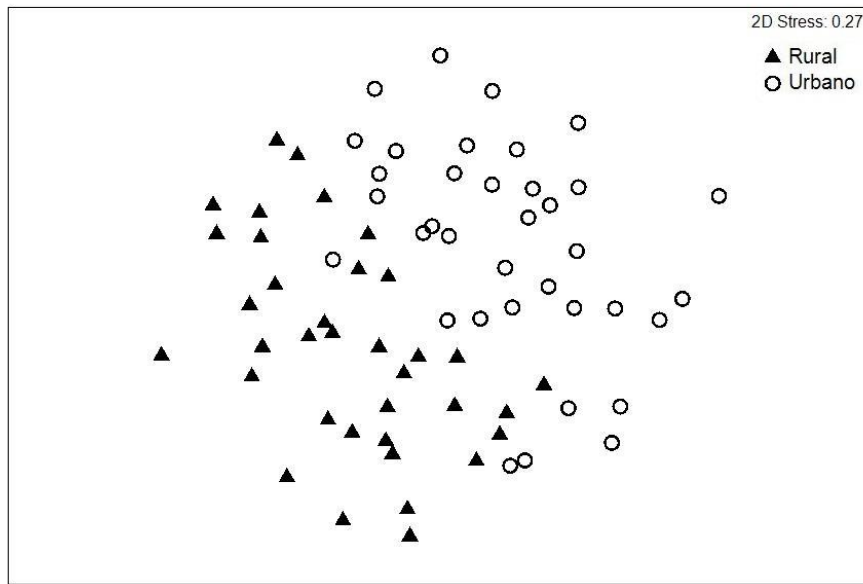


Figura 5. Ordenação formada após análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) das espécies da chuva de sementes nos fragmentos rural e urbano de floresta Atlântica em Pernambuco, em dois anos de estudo (2015 a 2016) com base na riqueza de espécies. Os símbolos no gráfico representam as espécies presentes na chuva de sementes.

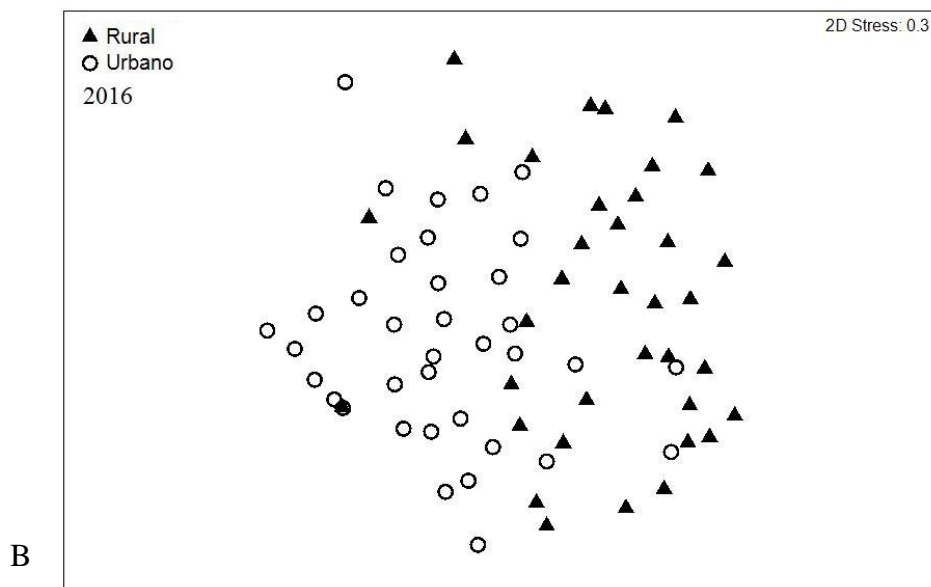
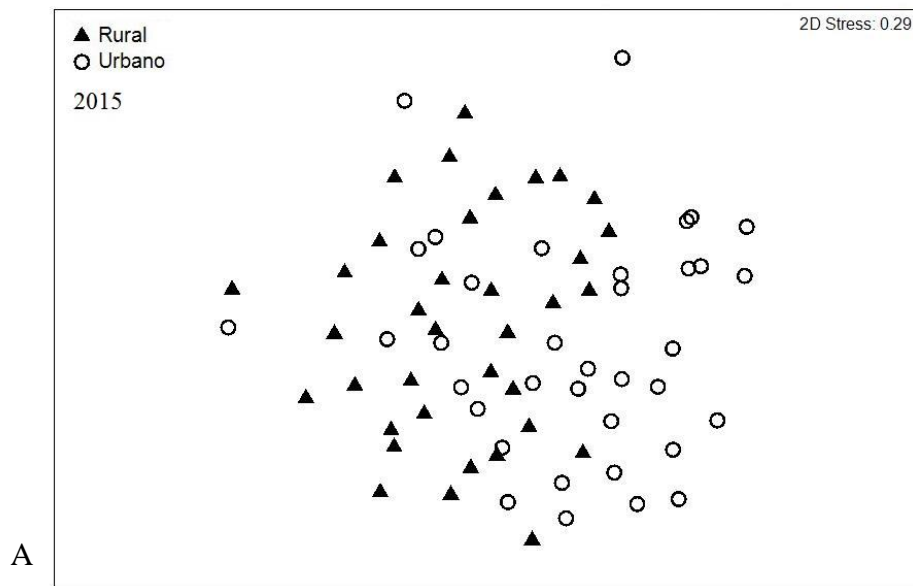


Figura 6. Ordenação formada após análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) das espécies da chuva de sementes entre fragmentos rural e urbano de floresta Atlântica em Pernambuco, nos anos de 2015 (A) e 2016 (B), com base na riqueza de espécies. Os símbolos no gráfico representam as espécies presentes na chuva de sementes em cada ano.

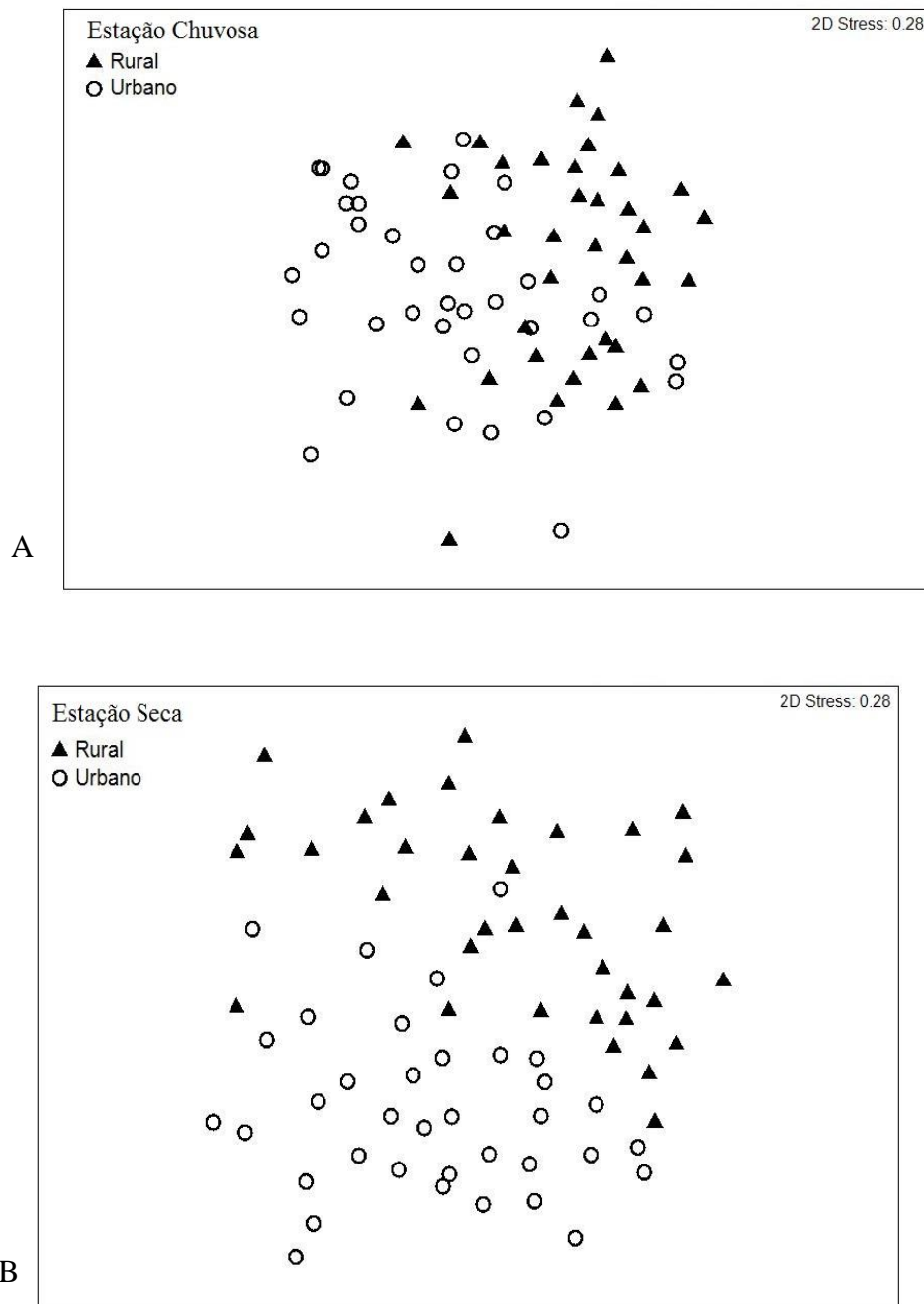


Figura 7. Ordenação formada após análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) das espécies da chuva de sementes entre fragmentos urbano e rural de floresta Atlântica em Pernambuco, na estação chuvosa (A) e seca (B), com base na riqueza de espécies. Os símbolos no gráfico representam as espécies presentes na chuva de sementes em cada estação.

Tabela 2. Análise SIMPER calculada entre fragmentos rural (R) e urbano (U), entre anos (2015 e 2016) e entre estações climáticas (chuvosa e seca) em cada fragmento com a contribuição de cada espécie na dissimilaridade entre os fragmentos amostrados (Av. Diss. = Nível de Dissimilaridade).

R e U		R entre anos		R entre estações		U entre anos		U entre estações	
Av. Diss. = 80.11		Av. Diss. = 77.55		Av. Diss. = 78.64		Av. Diss. = 79.43		Av. Diss. = 83.16	
Espécie	Av. Diss.	Espécie	Av. Diss.	Espécie	Av. Diss.	Espécie	Av. Diss.	Espécie	Av. Diss.
<i>Miconia amacurensis</i>	7.68	<i>M. prasina</i>	9.38	<i>M. prasina</i>	9.31	<i>M. amacurensis</i>	9.89	<i>M. amacurensis</i>	10.39
<i>Miconia prasina</i>	6.89	<i>M. guianensis</i>	8.92	<i>S. morototoni</i>	9.16	<i>S. morototoni</i>	5.87	<i>S. morototoni</i>	6.78
<i>Maprounea guianensis</i>	5.71	<i>S. morototoni</i>	8.38	<i>M. guianensis</i>	8.60	<i>Asteraceae sp1</i>	5.85	<i>P. pendula</i>	5.75
<i>Schefflera morototoni</i>	5.57	<i>C. pachystachya</i>	7.69	<i>C. pachystachya</i>	7.81	<i>C. pachystachya</i>	5.13	<i>Asteraceae sp1</i>	5.63
<i>Cecropia pachystachya</i>	5.55	<i>H. tomentosa</i>	4.46	<i>M. minutiflora</i>	4.62	<i>P. pendula</i>	5.07	<i>C. pachystachya</i>	5.58
<i>Asteraceae sp1</i>	4.22	<i>M. minutiflora</i>	3.92	<i>P. pendula</i>	4.18	<i>G. blanchetiana</i>	4.37	<i>S. salzmanniana</i>	4.43
<i>Parkia pendula</i>	4.11	<i>P. pendula</i>	3.81	<i>H. tomentosa</i>	3.83	<i>S. salzmanniana</i>	4.13	<i>G. blanchetiana</i>	4.42
<i>Gouania blanchetiana</i>	3.57	<i>G. blanchetiana</i>	3.60	<i>G. blanchetiana</i>	3.70	<i>T. guianensis</i>	3.72	<i>T. guianensis</i>	4.35
<i>Helicostilis tomentosa</i>	3.24	<i>Asteraceae sp1</i>	3.54	<i>A. dolichocarpa</i>	3.32	<i>M. prasina</i>	3.63	<i>M. prasina</i>	3.83
<i>Miconia minutiflora</i>	2.84	<i>A. dolichocarpa</i>	2.66	<i>Asteraceae sp1</i>	2.94	<i>H. tomentosa</i>	3.07	<i>A. dolichocarpa</i>	3.27
<i>Serjania salzmanniana</i>	2.83	<i>M. amacurensis</i>	2.48	<i>M. amacurensis</i>	2.39	<i>A. dolichocarpa</i>	3.07	<i>L. Kunthiana</i>	2.29
<i>Anaxagorea dolichocarpa</i>	2.83	<i>B. adenopoda</i>	1.91	<i>O. glomerata</i>	1.61	<i>L. kunthiana</i>	2.41	<i>H. tomentosa</i>	2.08
<i>Tapirira guianensis</i>	2.60	<i>O. glomerata</i>	1.54	<i>B. adenopoda</i>	1.59	<i>O. glomerata</i>	1.95	<i>O. glomerata</i>	1.96
<i>Ocotea glomerata</i>	1.61	<i>P. heptaphyllum</i>	1.53	<i>P. heptaphyllum</i>	1.44	<i>P. schomburgkiana</i>	1.76	<i>P. schomburgkiana</i>	1.68
<i>Licania kunthiana</i>	1.36	<i>T. guianensis</i>	1.03	<i>T. guianensis</i>	1.41	<i>P. heptaphyllum</i>	1.34	<i>Morfo 29</i>	1.30
<i>Protium heptaphyllum</i>	1.23	<i>T. spruceanum</i>	0.85	<i>Passiflora sp1</i>	1.01	<i>Morfo 29</i>	1.21	<i>Passiflora sp1</i>	1.12

Continuação tabela 2

R e U		R entre anos		R entre estações		U entre anos		U entre estações	
Av. Diss. = 80.11		Av. Diss. = 77.55		Av. Diss. = 78.64		Av. Diss. = 79.43		Av. Diss. = 83.16	
Espécie	Av. Diss.	Espécie	Av. Diss.	Espécie	Av. Diss.	Espécie	Av. Diss.	Espécie	Av. Diss.
<i>Banisteriopsis adenopoda</i>	1.21	<i>Passiflora sp1</i>	0.85	<i>T. spruceanum</i>	0.75	<i>Passiflora sp1</i>	0.98	<i>P. heptaphyllum</i>	1.12
<i>Pogonophoschomburgiana</i>	1.21	<i>D. guianensis</i>	0.74	<i>x. frutescens</i>	0.72	<i>T. brevistaminea</i>	0.95	<i>B. adenopoda</i>	1.08
<i>Passiflora sp1</i>	1.06	<i>x. frutescens</i>	0.67	<i>P.</i> <i>schomburgiana</i>	0.71	<i>E. citrifolium</i>	0.86	<i>T. brevistaminea</i>	1.01
<i>Tovomita brevistaminea</i>	0.80	<i>M. aegyptia</i>	0.66	<i>D. guianensis</i>	0.67	<i>B. adenopoda</i>	0.81	<i>E. citrifolium</i>	0.87
<i>Morfo 29</i>	0.76	<i>P.</i> <i>schomburgiana</i>	0.66	<i>S. guianensis</i>	0.58	<i>C. mollis</i>	0.76	<i>S. rugosum</i>	0.82
<i>Erythroxyllum citrifolium</i>	0.67	<i>S. salzmanniana</i>	0.64	<i>S. globulifera</i>	0.57	<i>S. rugosum</i>	0.64	<i>C. mollis</i>	0.69
<i>Thyrsodium spruceanum</i>	0.52	<i>E. ovata</i>	0.49			<i>S. densiflorum</i>	0.57	<i>S. hilarii</i>	0.63
<i>xylophia frutescens</i>	0.50					<i>S. hilarii</i>	0.57	<i>S. hebecarpa</i>	0.57
<i>Serjania hebecarpa</i>	0.49					<i>S. hebecarpa</i>	0.75	<i>S. densiflorum</i>	0.51
<i>Merremia aegyptia</i>	0.49					<i>B. lucida</i>	0.55	<i>P. violaceus</i>	0.51
<i>Coccoloba mollis</i>	0.45					<i>P. violaceus</i>	0.48	<i>B. lucida</i>	0.50
<i>Eschweilera ovata</i>	0.41					<i>G. americana</i>	0.43	<i>M. minutiflora</i>	0.47
<i>Simarouba amara</i>	0.39					<i>B. virgiloides</i>	0.41	<i>Morfo 26</i>	0.45
<i>Sloanea guianensis</i>	0.34					<i>M. salzmannii</i>	0.41	<i>E. ovata</i>	0.43
<i>Pterocarpus violaceus</i>	0.32					<i>E. ovata</i>	0.39	<i>x. frutescens</i>	0.38
<i>Soroceae hilarii</i>	0.31								

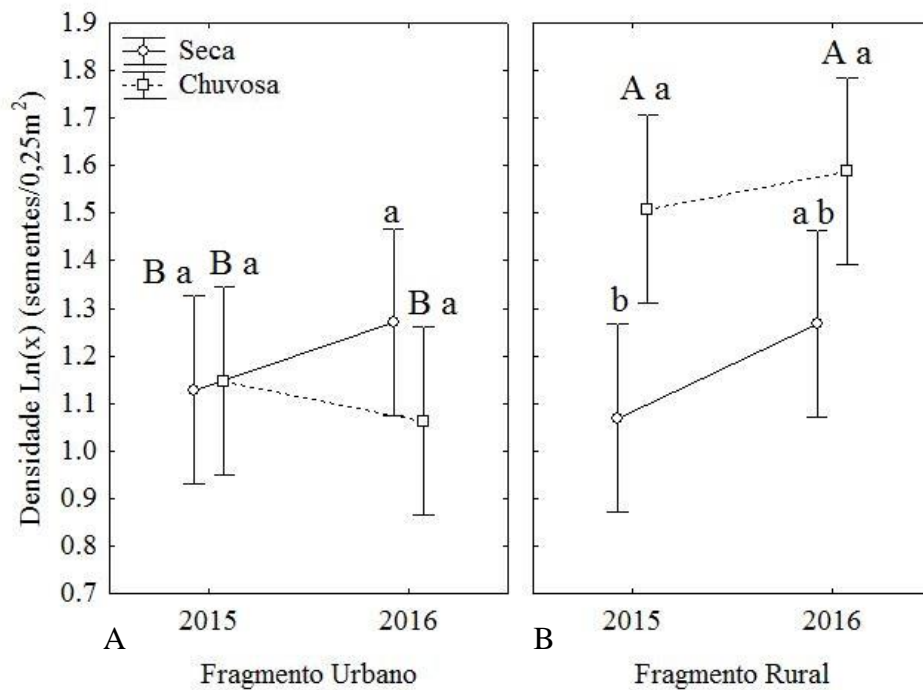


Figura 8. Variação na densidade média de sementes em diferentes fragmentos de floresta Atlântica em Pernambuco (urbano e rural) durante as estações seca e chuvosa e durante os anos de 2015 e 2016. Na presença de letras minúsculas diferentes entre estações e entre anos para cada fragmento e maiúsculas entre os fragmentos urbano e rural denotam diferença significativa pelo teste de Tukey HSD a 5%. Barras verticais denotam 95% do intervalo de confiança.

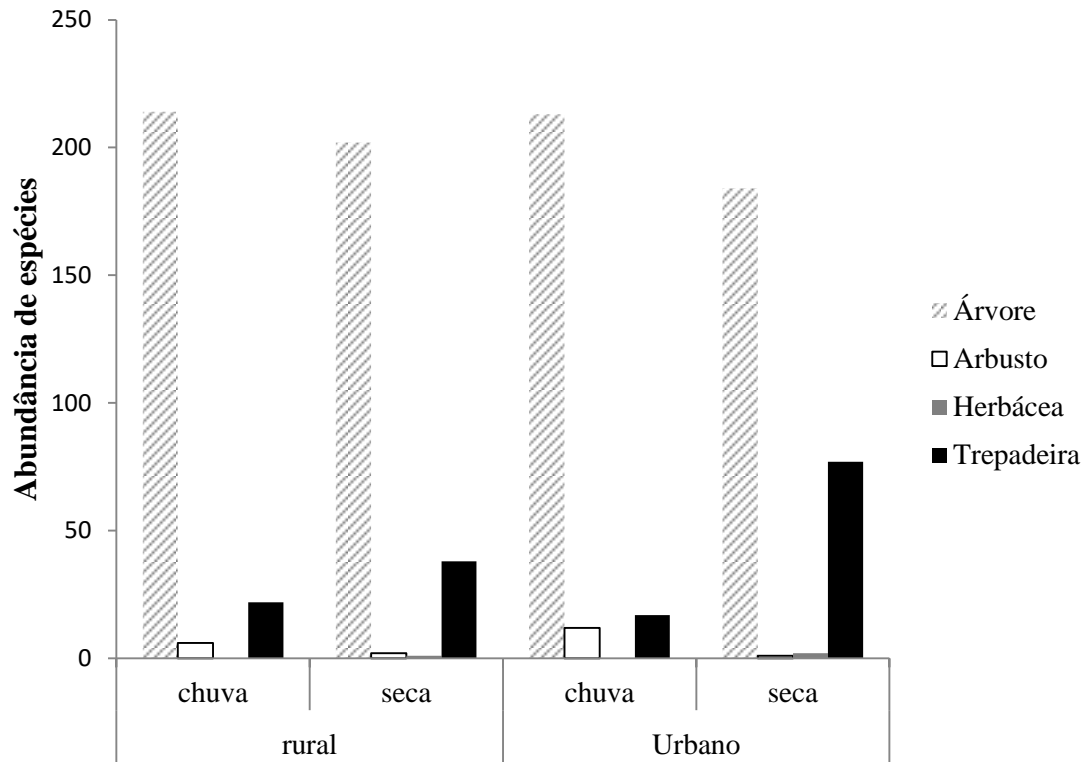


Figura 9. Diferenças na abundância de espécies dentro da categoria hábito (árvore, arbusto, herbácea e trepadeira) entre os fragmentos floresta Atlântica (rural e urbano) e estações (chuva e seca).

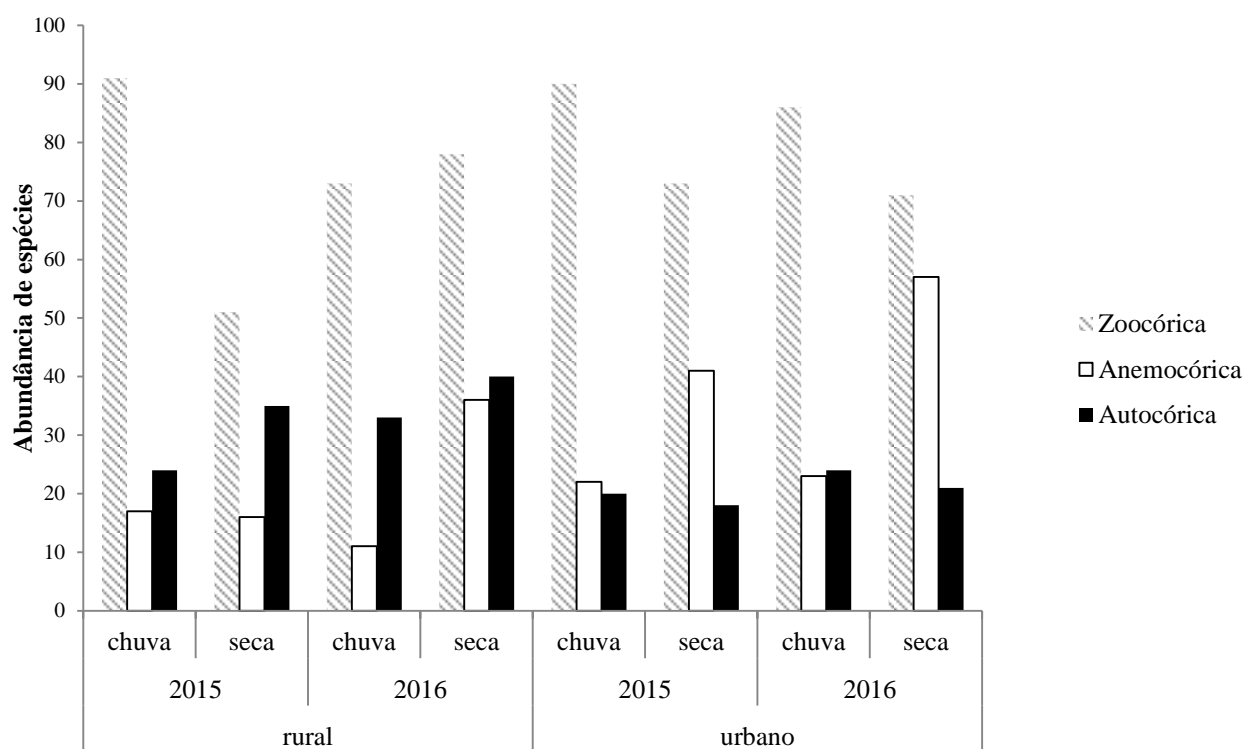


Figura 10. Diferenças na abundância de espécies dentro da categoria síndrome de dispersão (zoocórica, anemocórica e autocórica) entre os fragmentos floresta Atlântica (rural e urbano), anos (2015 e 2016) e estações (chuva e seca).

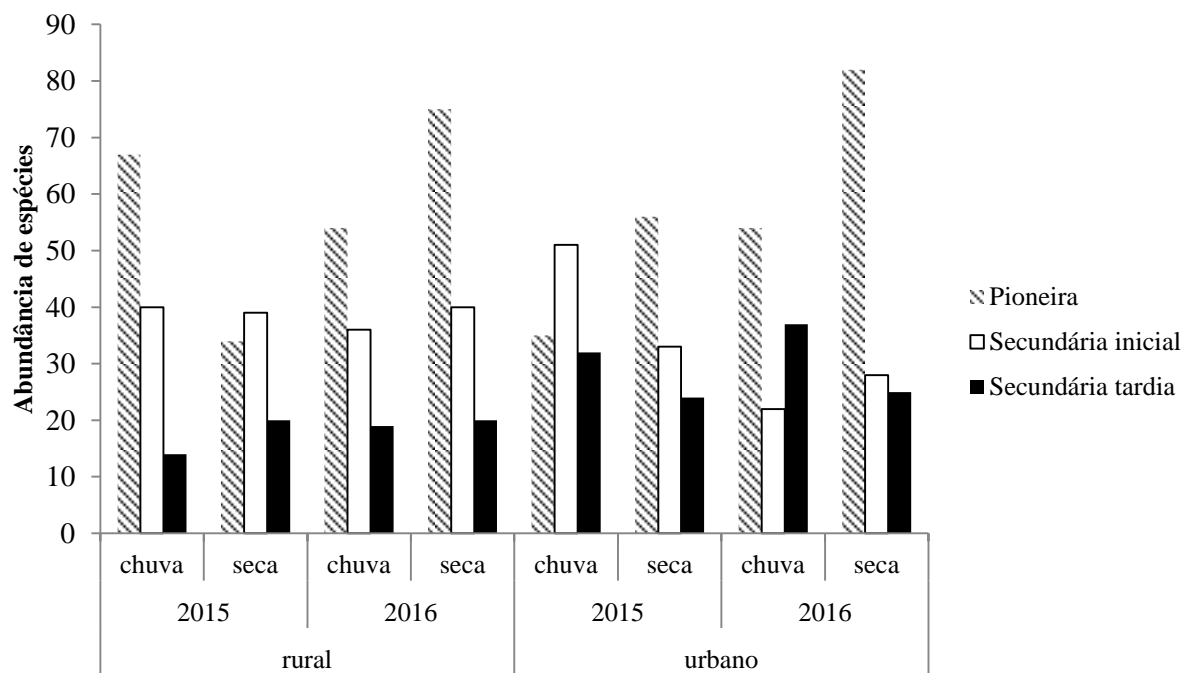
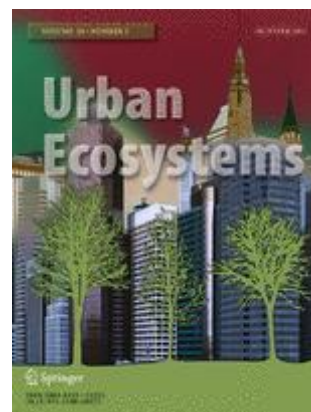


Figura 11. Diferenças na abundância de espécies dentro da categoria sucessional (pioneira, secundária inicial e secundária tardia) entre os fragmentos floresta Atlântica (rural e urbano), anos (2015 e 2016) e estações (chuva e seca).

5. Capítulo II

Artigo a ser enviado ao periódico Urban Ecosystems



FRAGMENTOS URBANO OU RURAL: QUAL USO DO SOLO NO ENTORNO DA FLORESTA INDUZ MAIOR INTENSIDADE NA DEPOSIÇÃO DE SERRAPILHEIRA?

Priscila Silva dos Santos^{a,*}; Kleber Andrade da Silva^b; Elcida de Lima Araújo^a; Elba Maria Nogueira Ferraz^c

^a Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE. Av. Dom Manoel Medeiros, s/n, CEP: 52.171-900, Recife, PE, Brasil.

^b Universidade Federal de Pernambuco, Centro Acadêmico de Vitória, Rua do Alto do Reservatório s/n, Bela Vista, 55608-680, Vitória de Santo Antão, PE, Brasil.

^c Departamento de Meio Ambiente, Saúde e Segurança Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco – IFPE. Av. Professor Luiz Freire, 500, CEP: 50.740-540, Recife, PE, Brasil.

Endereço de e-mail: biopri13@hotmail.com (P.S. Santos), elcida@db.ufrpe.br (E.L. Araújo), kleberandradedasilva@hotmail.com (K.A. Silva), elbanogueira@superig.com.br (E.M.N. Ferraz).

*Autor correspondente: biopri13@hotmail.com (81) 98578-3334

Resumo

O tipo de uso do solo no entorno dos remanescentes florestais bem como as variações na sazonalidade e nos totais pluviométricos em cada ano podem influenciar a composição, estrutura e respostas ecofisiológicas da vegetação e, assim, ocasionar diferenças na deposição de serrapilheira. Diante disso, este estudo propôs verificar qual uso do solo no entorno dos fragmentos florestais induz a uma maior intensidade na deposição de serrapilheira. As áreas de estudo foram definidas após mapeamento e quantificação de ocupações urbanas e rurais no entorno dos remanescentes (*buffer* de até 3 km), tomando como base imagens de satélite. Em cada fragmento foram instalados 36 coletores de 0,25 m². A deposição de serrapilheira, após dois anos, foi de 434,73 t no fragmento urbano e 513,32 t no rural. A análise GLM mostrou que a massa de serrapilheira total e das frações (folha, graveto e semente) foi significativamente maior no rural e na estação seca, exceto para a fração sementes no urbano, que não apresentou variação sazonal. O teste de Regressão Linear Simples mostrou que a deposição de folhas nos fragmentos rural e urbano aumentou com a redução da disponibilidade hídrica, e também foi observado um aumento na deposição de sementes com a redução na precipitação no fragmento urbano. Nossos resultados sugerem que o uso do solo no entorno do fragmento rural pode ter proporcionado mudanças nas características abióticas locais dentro do fragmento rural o que, por conseguinte, deva ter induzido a uma maior intensidade na deposição de serrapilheira. Assim, a monocultura da cana-de-açúcar no entorno do fragmento rural induziu a maior intensidade na deposição de serrapilheira, e, possivelmente, tal fato reflita os efeitos do uso do fogo no manejo do canavial.

Palavras-chave: Floresta Atlântica, aporte de serrapilheira, paisagem de entorno, variação sazonal e precipitação

Abstract

The type of soil use surrounding forest remnants as well as variations in seasonality and rainfall totals in each year can influence the composition, structure and ecophysiological responses of vegetation and, thus, cause

differences in litter deposition. Therefore, this study proposes to verify which soil use in the surroundings of the forest fragments induces a greater intensity in the litter deposition. The study areas were defined after mapping and quantification of urban and rural occupations around the remnants (buffer up to 3 km), based on satellite images. In each fragment, 36 collectors of 0.25 m² were installed. The litter deposition after two years was 434.73 t in the urban fragment and 513.32 t in the rural area. The GLM analysis showed that the total litter mass and fractions (leaf, twig and seed) were significantly higher in the rural and dry season, except for the seed fraction in the urban area, which did not present seasonal variation. The Simple Linear Regression test showed that leaf deposition in the rural and urban fragments increased with the reduction of water availability, and an increase in seed deposition was also observed with the reduction in precipitation in the urban fragment. Our results suggest that the use of the soil around the rural fragment may have provided changes in the local abiotic characteristics within the rural fragment which, therefore, should have induced a greater intensity in litter deposition. Thus, the sugar cane monoculture surrounding the rural fragment induced the greatest intensity of litter deposition, and possibly reflects the effects of the use of fire on the management of sugarcane.

Keywords: Atlantic Forest, Debris deposition, surrounding landscape, seasonal variation and precipitation

1. Introdução

A serrapilheira representa um importante componente do ecossistema florestal, e a sua composição pode ser um indicador do estado de conservação ou perturbação de diferentes áreas naturais (Gomes et al., 2010). Ela é composta pelo material recém caído na superfície do solo (Calvi et al., 2009), sendo formada por matéria orgânica de origem vegetal e animal que se deposita no solo sob diferentes estágios de decomposição, representando assim, uma forma de entrada e posterior incremento da matéria orgânica (Barbosa e Faria 2006; Ewel, 1976).

A produção de serrapilheira é um processo fundamental para a superfície do solo, sendo vital para o funcionamento do ecossistema, pois é à base de outros processos ecológicos como decomposição, fluxo de matéria orgânica e de nutrientes da superfície do solo para a vegetação (Cianciaruso et al., 2006; Parsons et al., 2014; Vital et al., 2004). E sua deposição atua tanto na manutenção da fertilidade como nos níveis de nutrientes no solo, por assumir o papel de estoque potencial de nutrientes para o sistema (Espig et al., 2009; Facelli e Pickett 1991).

A distribuição e o aporte de serrapilheira de uma determinada área podem ser influenciados de forma diferenciada pelas mudanças na estrutura vertical e horizontal da comunidade vegetal (Lowman 1988; Sundarapandian e Swamy 1999, Werneck et al., 2001), por vários motivos, desde aspectos fenológicos das plantas, até raio de copa, porte das árvores, abertura do dossel, tamanho do fragmento, características genéticas dos vegetais, idade das florestas, estádios sucessionais, densidade e deciduidade da vegetação (Facelli e Pickett 1991; Gonzalez e Gallardo 1982; Pickett et al., 2011; Portela e Santos 2007; Vidal et al., 2007; Vitousek e Sanford Jr 1986). Além disso, é preciso considerar que as características climáticas locais afetam diretamente na dinâmica e estrutura da floresta (Facelli e Pickett 1991; Knapp et al., 2008; Lonsdale, 1988) e como consequência podem afetar a produção da serrapilheira que é depositada em seu solo (Espig et al., 2009). E mesmo inserido em uma mesma paisagem, a floresta também está sujeita a variações temporais, caracterizadas principalmente pela diferença na precipitação que ocorre entre anos. Sabemos que existem anos mais chuvosos

que outros e isso pode afetar diretamente na produção de biomassa de uma floresta que futuramente comporá a serrapilheira. Assim, é importante avaliar o nível de interação das variações na precipitação sazonal e interanual quando fragmentos florestais estão inseridos numa mesma paisagem, como por exemplo as florestas tropicais úmidas com entorno rural e urbano.

As práticas de uso do solo no entorno dos remanescentes florestais também representam um dos fatores que podem influenciar a distribuição da vegetação acima do solo (Burton et al., 2008; Pennington et al., 2010) e, por conseguinte, a deposição de serrapilheira. A depender do tipo de uso, a matriz predominante na paisagem, no qual os fragmentos estão inseridos, pode induzir a alterações deletérias nas condições ambientais e impulsionar filtros seletivos (a exemplo, aumento da temperatura decorrente do uso do fogo) sobre a flora, podendo gerar mudanças na diversidade, estrutura e composição das vegetações locais, principalmente porque tais filtros podem atuar a favor ou contra algumas espécies conforme suas características funcionais (Burton et al., 2008; Huang et al., 2012; McDonnell et al., 1997; Pennington et al., 2010; Williams et al., 2005; Williams et al., 2009).

A compilação dos trabalhos realizados em florestas tropicais úmidas que foram desenvolvidos ao longo do gradiente urbano-rural ou em florestas urbanas ou rurais mostra que: 1) a massa da serrapilheira, a densidade, as taxas de decomposição, o comprimento das hifas fúngicas e a espessura da camada foliar diferem ao longo do gradiente urbano-rural, sendo maiores em áreas de florestas rurais (Carreiro et al., 1999; Kostel-Hughes et al., 2008); 2) as variações sazonais exercem influência sobre a produção de serrapilheira, evidenciando uma maior deposição no final da estação seca e início da estação chuvosa em áreas de florestas rural (Gomes et al., 2010) e urbana (Werneck et al., 2001), enquanto outros trabalhos apontam ser maior no período úmido (Barbosa e Farias 2006; Calvi et al., 2009) ou no período seco, e/ou, no final deste último (Borém e Ramos 2002; Espig et al., 2009; Martins e Rodrigues 1999; Moreira e Silva 2004; Portela e Santos 2007; Vital et al., 2004); 3) nas florestas urbanas e rurais a fração foliar é a que mais contribui para o aporte total de serrapilheira, com valores percentuais variando de 60% a 80% (Domingos et al., 1997; Espig et al., 2009; Gomes et al., 2010; König et al., 2002; Vital et al., 2004).

Apesar da literatura indicar os cenários acima para o aporte de serrapilheira em florestas tropicais úmidas, inseridas em áreas urbanas ou rurais, ou ao longo do gradiente urbano-rural, não se tem a compreensão de como a deposição de serrapilheira se comporta quando os fragmentos florestais estão numa mesma paisagem morfoclimática e no mesmo tempo, mas apresentam entorno imediato (*buffer* de até 3 km) diferenciado (urbano e rural). E, como os fatores e práticas predominantes em cada tipo de entorno (monocultura de cana-de-açúcar e centros urbanos) podem afetar a dinâmica das florestas e interferir na deposição da serrapilheira. Espera-se que o tipo de entorno do fragmento rural exerça um papel mais seletivo no aporte de serrapilheira, devido ao fato das práticas de manejo do cultivo e colheita da cana-de-açúcar serem mais diversificadas e repetidas a cada ano de cultivo e colheita da cana, exercendo, assim, um efeito determinístico direto no fragmento e consequentemente na deposição de serrapilheira. Sendo assim, é esperado que o tipo de entorno leve a alterações na deposição da mesma.

Partindo do pressuposto de que a deposição de serrapilheira em fragmentos de florestas tropicais úmidas pode variar em função do tipo de entorno, das estações climáticas e das variações nos totais pluviométricos que ocorre entre anos, assume-se como hipóteses que: 1) a deposição de serrapilheira será maior no fragmento rural do que no urbano; 2) a deposição de serrapilheira e suas frações nos fragmentos rural e urbano serão maiores na

estação seca e em anos menos chuvosos, demonstrando uma correlação negativa com os totais de precipitação que ocorre em cada ano.

2. Material e Método

2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado em dois remanescentes de floresta tropical Atlântica no Nordeste do Brasil, que são protegidos como unidades de conservação de proteção integral desde 1987 e fazem parte de um complexo de áreas protegidas inseridas na Região Metropolitana do Recife (CPRH, 2013) (Fig. 1). Os limites das UC foram mapeados sobre um mosaico de ortofotocartas em escala de 1:20.000, ambas na década de 80 (Lei nº 9989/87).

Os remanescentes foram escolhidos por possuírem uma série de características em comum: o mesmo tipo de clima As' (quente e úmido) (Kottek et al., 2006), o mesmo tipo de solo (latossolos) (EMBRAPA, 1998; Jacomine et al., 1972) a mesma formação vegetal (Floresta Ombrófila de Terras Baixas) (IBGE, 2012); pluviosidade média anual com pouca variação (2.450 mm - 2.460 mm). Neste estudo, foi verificado o efeito da sazonalidade, sendo os meses de março a agosto considerados dentro da estação chuvosa, pois historicamente, estes meses são os responsáveis pelos maiores registros pluviométricos. Já os meses de setembro a fevereiro, foram considerados dentro da estação seca. Embora as duas áreas de estudo estejam localizadas dentro de uma mesma paisagem, houve uma diferença nos totais pluviométricos entre estações e entre anos. No fragmento rural, a estação chuvosa de 2015 registrou 1.452,01 mm de chuva, enquanto que no fragmento urbano foi 1.617,5mm. Já na estação seca deste mesmo ano, foi registrada uma precipitação no fragmento rural de 210,1 mm, enquanto que no fragmento urbano foi de 356,3 mm. No fragmento rural, a estação chuvosa de 2016 teve 1.237,2 mm, enquanto que no fragmento urbano, foi de 1.356,3 mm. Na estação seca deste mesmo ano, no fragmento rural, a precipitação foi de 208,3 mm e no fragmento urbano, foi de 245,7 mm (Fig. 2).

Por meio de mapeamento e posterior quantificação de ocupações urbanas e rurais na área que vai do limite da floresta até 3 km de distância (*buffer*), foi definido o grau de urbanização do entorno dos remanescentes florestais escolhidos. O mapeamento foi feito tendo como base o Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica em parceria com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. No trabalho deste Atlas, foi tomado como base as imagens do sensor OLI do satélite Landsat 8 e do programa Google Earth, datadas nos anos de 2009 até 2015 e atualizadas, principalmente, no segundo semestre de 2016. Estas imagens são de alta resolução espacial e trabalhadas numa escala de visualização aproximada de 1:50.000. Ainda foram realizadas conferências em campo para analisar se houve alterações consistentes no uso do solo do entorno dentro do intervalo mapeado.

Foi considerado fragmento urbano aquele com aglomerados residenciais, comerciais ou industriais e estradas, rodovias e áreas sem vegetação, com solos expostos, nas imediações destes aglomerados, e fragmento rural aquele com predomínio de atividades agropastoris, pequenas vilas e estradas, rodovias e áreas sem vegetação distante dos centros urbanos (Guerra, 2016). O fragmento urbano (387 ha - 08°01'15,1" de latitude S e 34°56'3,2" de longitude W) tem como demais uso do solo do seu entorno sítios, chácaras, vilas e áreas com vegetação em diferentes estágios de sucessão secundária (Pernambuco, 2001). E o fragmento rural (225,1 ha - 08°10'00"S e 08°15'00"S de latitude e 35°02'30"W e 35°05'00"W de longitude) tem como uso predominante no entorno a produção de cana-de-açúcar, porém ainda encontra-se área para agricultura de subsistência, fruticultura e retirada de madeira (FADURPE, 2004; Lyra-Neves et al., 2004).

2.2 Coleta de dados

Para amostragem da deposição de serrapilheira em cada fragmento (urbano e rural) foram instalados 36 coletores a partir de 5 m da borda, totalizando 72. Os coletores foram distribuídos em três transectos de 300 metros, interespaçados a aproximadamente 100 metros de distância. Em cada transecto, foram instalados 12 coletores equidistantes a vinte e cinco metros. Os coletores apresentam área de 0,25 m² (0,5 m x 0,5 m) e foram instalados a 30 cm acima do solo (Knorr e Gottsberger 2012; Santos 2014; Silva et al., 2014). Estes foram confeccionados de forma quadrada, com malha de nylon de 1 mm, com profundidade de \approx 20 cm, cuja função é reter todo o material em deposição, e foram fixados com auxílio de fios de nylon em troncos de árvores e identificados com placa numerada (Araújo et al., 2006; Calvi et al., 2009; Domingos et al., 1997; Gomes et al., 2010). A coleta do material botânico foi feita mensalmente (Domingos et al., 1997; Espig et al., 2009; Moreira et al., 2004;) durante dois anos de estudo (fevereiro/2015 a janeiro/2017), o primeiro ano correspondeu a 2015 e o segundo a 2016. Cada amostra da serrapilheira foi recolhida, acondicionada em sacos de polietileno e etiquetada de acordo com a numeração de cada coletor.

No laboratório, a serrapilheira foi colocada para secar em temperatura ambiente, e após a secagem prévia, a mesma foi triada manualmente nas frações: folhas, gravetos, sementes e miscelâneas (restos de material vegetal e animal não identificado) (Santos et al., 2011). Após a triagem, cada amostra foi acondicionada em sacos de papel, etiquetada de acordo com a numeração de cada coletor e colocada para secar em estufas elétricas com circulação de ar, a 65 °C, até peso constante. Posteriormente, cada fração foi pesada separadamente em balança analítica de precisão a fim de quantificar a biomassa seca.

1.3 Análise dos dados

Com os dados obtidos, calcularam-se as médias mensais da serrapilheira total e de suas frações, em kg.ha⁻¹, bem como a porcentagem de cada fração.

Para verificar o efeito das variáveis preditoras (fragmento urbano e rural, variação sazonal e anual) sobre a massa da serrapilheira total e de suas frações constituintes (folhas, gravetos, sementes e miscelâneas) foi realizado Modelo Linear Generalizado (GLM - ANOVA). Diferença na massa de serrapilheira entre os fragmentos urbano e rural, entre estações seca e chuvosa e entre anos foram verificadas pelo teste *a posteriori* de Tukey. Essas análises foram realizadas pelo programa Estatística 7.0.

Para verificar se houve correlação entre a serrapilheira total e suas frações com a precipitação, foi utilizado o teste de Regressão Linear Simples. As análises estatísticas foram realizadas nos programas Bio-Estat 5.0 (Ayres et al., 2007).

3. Resultados

A produção total de serrapilheira após dois anos de estudo no fragmento urbano foi de 434,73 t e no fragmento rural foi de 513,32 t. Em 2015 o fragmento urbano apresentou 224,38 t.ha⁻¹ e o rural 289,64 t.ha⁻¹, em 2016 o fragmento urbano apresentou 210,36 t.ha⁻¹ e o rural 223,67 t.ha⁻¹ (Tabela 1).

Durante os dois anos de estudo, a massa da serrapilheira total e das frações folha, graveto e semente foi significativamente maior no fragmento rural (Fig. 3). No entanto, a serrapilheira total foi significativamente maior no fragmento rural apenas para o ano de 2015 (Fig. 4A e 4B). Considerando isoladamente cada fragmento constatou-se que no rural a serrapilheira total foi significativamente maior na estação seca e em 2015 (Fig. 4A).

No fragmento urbano, a serrapilheira total foi significativamente maior na estação seca, não apresentando variação anual (Fig. 4B).

Não houve diferença na deposição de folhas entre fragmentos (Figura 5a e 5B). Nos fragmentos rural e urbano, a fração foliar foi significativamente maior na estação seca do que na estação chuvosa (Fig. 5A e 5B). A fração foliar, nos fragmentos rural e urbano foi significativamente maior em 2015 (Fig. 5A e 5B).

A fração graveto foi significativamente maior no fragmento rural apenas em 2015 (Fig. 6A e 6B). No fragmento rural, a fração graveto foi significativamente maior na estação seca, apenas no ano de 2015 (Fig. 6A). Já no fragmento urbano, foi significativamente maior na estação seca, não sendo constatada variação anual (Fig. 6B).

A fração sementes foi significativamente maior no rural apenas em 2015 (Fig. 7A e 7B). No fragmento rural, a fração sementes foi significativamente maior na estação seca e em 2015 (Fig. 7A). Já no fragmento urbano não houve variação sazonal e anual na fração sementes (Fig. 7B).

Não houve variação na fração miscelânea entre fragmentos (Fig. 8). Nos fragmentos rural e urbano, a fração miscelânea não apresentou variação sazonal e anual (Fig. 8).

A precipitação não afetou a deposição da serrapilheira total e das frações graveto e miscelânea dos fragmentos rural e urbano, nos anos de 2015 e 2016.

Houve uma tendência de aumento na deposição de folhas com a redução na disponibilidade hídrica nos fragmentos rural ($F=5.0286$; $p= 0.0469$) e urbano ($F= 6.8642$; $p= 0.0245$) em 2015, com percentuais de explicação de 34,77% e 35,07% respectivamente. Também foi observado um aumento na deposição de sementes com a redução na precipitação no fragmento urbano apenas em 2015 ($F=6.9413$; $p= 0.0239$), com percentual de explicação de 35,07%.

4. Discussão

Nossos achados mostram que o fragmento com entorno rural apresentou maior deposição de serrapilheira que o fragmento com entorno urbano confirmando assim a nossa primeira hipótese. E essa maior deposição foi composta principalmente por folhas. Pressupõe-se que as diferenças na massa de serrapilheira entre os fragmentos urbano e rural seja reflexo da heterogeneidade espacial resultante de pressões externas (ações antropogênicas). Dessa forma, podemos inferir que mudanças ocorridas nos entornos dos fragmentos condicionam a alterações nas condições ambientais e geram modificações na estrutura das comunidades vegetais, na composição de espécies e em diversos outros fatores, o que consequentemente influenciará a distribuição e deposição da serrapilheira (Lowman, 1988; Sundarapandian e Swamy 1999; Werneck et al., 2001).

As diferenças na quantidade de serrapilheira constatada entre os fragmentos rural e urbano podem ser explicada em parte, pelas diferenças na composição de espécies que foram registradas por Santos (dados não publicados) para a chuva de sementes nestes mesmos fragmentos. O ritmo fenológico também pode ser outro fator que muda de acordo com as espécies, assim o ritmo com que ocorre a queda de folhas das árvores e dispersão dos seus frutos pode ser diferente entre as duas áreas, bem como a quantidade de espécies que possui caducifolia. Ademais, fatores como o caráter subperenifólio da vegetação, associada à diversidade de espécies, podem controlar de forma dinâmica o estoque de serrapilheira entre os períodos secos e úmidos, através dos processos de deposição e decomposição do material orgânico.

Portanto, tais evidências mostram que existem grupos distintos de espécies no rural que deva está contribuindo para um maior aporte de serrapilheira, o que pode ter levado a um aumento da mesma neste fragmento. A presença marcante de espécies pioneiras nos coletores, como registrado também por Santos (dados não publicados) para a chuva de sementes neste mesmo fragmento, pode ter contribuído para uma maior deposição de serrapilheira no fragmento rural, sobretudo porque tais espécies investem bastante na renovação foliar e apresentam crescimento rápido (Martins e Rodrigues 1999).

O tipo de uso do solo do entorno, bem como a dinâmica e intensidade de cada uso (Campbell et al., 2011; Jakovac et al., 2005; Moffatt et al., 2004;) também é um fator a ser considerado como modelador da resposta da deposição de serrapilheira. Principalmente porque no entorno do fragmento rural a intensidade do uso do fogo (prática que facilita as operações de colheita da cana-de-açúcar) no manejo de práticas agrícolas, além de atingir áreas próximas, ocasiona a liberação de gases que são lançados na atmosfera e promove aumento da temperatura do ambiente (Silva et al., 2015). Nesse sentido, as diferenças mais robustas na deposição de serrapilheira do fragmento rural quando comparado ao urbano pode ter sido devido ao aumento do calor provocado pelas chamas o que pode ter provocado a queda de estruturas mais sensíveis, como a folhagem, proporcionando assim um aumento na deposição de serrapilheira.

Dessa forma, o aumento da temperatura do ambiente proveniente da queima da cana-de-açúcar, pode ter favorecido ao aumento da produção de etileno nos tecidos vegetais das espécies presentes no fragmento rural, promovendo e acelerando senescência de partes dos vegetais, abscisão das folhas e amadurecimento dos frutos (Fox et al., 2005; Hoyer, 1996; Kerbauy, 2004; Locascio e Smith 1977). Logo, infere-se que parte da diferença da produção de serrapilheira entre os fragmentos rural e urbano esteja mais correlacionada com os efeitos do uso da prática do fogo no manejo do canal do que com algum fator biológico natural.

A hipótese de que a deposição de serrapilheira e suas frações nos fragmentos rural e urbano seriam maiores na estação seca e em anos menos chuvosos, demonstrando uma correlação negativa com os totais de precipitação que ocorre em cada ano, foi aceita em parte. A deposição de serrapilheira nos fragmentos rural e urbano foram maiores na estação seca. Essa mesma tendência foi registrada para as frações exceto, para sementes no fragmento urbano, pois não foi constatada variação sazonal. Já considerando a variação interanual na precipitação, esta também foi aceita em parte. Sob a deposição de serrapilheira total entre os fragmentos urbano e rural, não houve correlação, no entanto, considerando a fração folha nos dois fragmentos e semente no urbano houve uma correlação negativa. Sendo assim, foi constatado que a deposição dessas frações aumentou com a redução da precipitação.

A maior deposição de serrapilheira na estação seca pode ser reflexo da estação chuvosa do ano anterior, tendência essa que vem sendo comprovada para o banco de sementes, em que a densidade de sementes no solo é resultado da chuva de anos anteriores (Silva et al., 2008). Dessa forma, a avaliação da distribuição das chuvas nas florestas tropicais torna-se um fator imprescindível, sobretudo para compreendermos que em anos mais chuvosos não significa que vá existir maior deposição de serrapilheira, pois é preciso considerar a forma como a chuva foi distribuída entre os meses. Além disso, a elevada deposição de serrapilheira na estação seca, também pode ser explicada pelo estresse hídrico sofrido pela vegetação (Muoghalu et al., 1993) e pelo aumento do fotoperíodo, fatores esses que contribuem para uma maior queda de folhas devido ao aumento nas taxas de transpiração e conseqüente perda de água (Moreira e Silva 2004; Martins e Rodrigues 1999).

Para a fração folha, estudos em florestas tropicais também vêm apontando maiores picos de deposição na estação seca (Golley, 1983; Meguro et al., 1979). Sugere-se que a maior queda de folhas nesta estação, seja regulada pela menor oferta de água para a vegetação, pois segundo Barbosa e Faria (2006) nos meses de baixa pluviosidade a vegetação fica submetida a longos períodos secos e devido a isto as folhas utilizam estratégias de abscisão foliar a fim de otimizar a baixa disponibilidade de água, uma vez que com menos folhas a necessidade de água para a vegetação acaba sendo menor. Quando o fenômeno “falta d’água” submete a vegetação a um possível estresse hídrico, evidencia-se o evento mais responsável e influenciador da queda sazonal do material decíduo das árvores de diversas florestas, sobretudo das tropicais úmidas (Barbosa e Faria 2006; Borém e Ramos 2002).

Em cada fragmento, foi observado que apenas no rural houve variação sazonal com maior quantitativo de sementes na estação seca. Acredita-se que as variações sazonais no quantitativo de sementes neste fragmento foram causadas pela redução dos índices pluviométricos. Além disso, sugerimos que diferença na fração sementes entre estações seja reflexo das alterações ocorrida nos fatores bióticos e abióticos durante a reprodução das plantas, sobretudo porque, alterações nesses fatores tendem a influenciar o ritmo fenológico das espécies, podendo gerar maior sincronia na floração em uma determinada época do ano, acarretando uma maior produção de sementes.

Constatou-se que, independente do uso do solo no entorno dos fragmentos, existe um padrão sazonal na deposição de serrapilheira da floresta Atlântica, confirmando o registrado por Borém e Ramos (2002), Espig et al., (2009), Moreira et al., (2004), Portela e Santos (2007), Santana et al., (2009) e Werneck et al., (2001). Todavia, apesar da existência de um padrão sazonal, totais pluviométricos não podem ser aceitos com um fator isolado que justifique a deposição da serrapilheira em florestas tropicais úmidas. Por isso faz-se necessário o desenvolvimento de novos estudos que possibilitem identificar e quantificar os demais fatores para uma melhor compreensão da dinâmica do aporte de serrapilheira. Sobretudo, considerando áreas modificadas por ações humanas, como os fragmentos urbanos que sofrem grandes pressões da expansão dos centros urbanos e de suas práticas e os rurais que tem como entorno imediato atividades de monocultura associada a práticas de uso do fogo.

Assim, entender os padrões de produção de serrapilheira quando fragmentos rural e urbano são comparados no mesmo tempo é fundamental para compreender a dinâmica, o funcionamento e o manejo desses ecossistemas (Delitti, 1995; Jordan, 1985; Pereira et al., 2008; Vidal et al., 2007), principalmente quando os entornos dos fragmentos apresentam distintas práticas e diferentes intensidade do uso do solo por seres humanos. A compreensão das variações e distribuição dos índices pluviométricos, também é essencial, porque o estresse hídrico sofrido pela vegetação das florestas tropicais úmidas pode ser extremamente variado, uma vez que, encontramos desde florestas em que não ocorre seca em nenhum período do ano até aquelas em que a estação seca chega até seis meses.

Por fim, este estudo reforça as evidências que, as mudanças ocorridas nos entornos dos fragmentos causam modificações nas condições ambientais, e, por conseguinte, gera alterações na estrutura das comunidades vegetais, na composição de espécies e em diversos outros fatores, o que pode influenciar a distribuição e deposição da serrapilheira (Lowman, 1988; Sundarapandian e Swamy 1999; Werneck et al., 2001).

5. Conclusão

A deposição de serrapilheira total e das frações folha, graveto e sementes dos fragmentos florestais foi influenciada pelo entorno. Também houve influência deste parâmetro quando considerado a variação temporal entre os fragmentos, exceto para fração sementes no fragmento urbano. O fragmento rural inserido em paisagem agrícola (monocultura de cana-de-açúcar) sofreu danos variáveis, como por exemplo, maior biomassa de serrapilheira e das frações. Assim, o uso do solo no entorno do fragmento rural pode ter proporcionado mudanças nas características abióticas locais dentro do fragmento rural o que, por conseguinte, deva ter induzido a uma maior intensidade na deposição de serrapilheira. Por fim, a fração foliar dos fragmentos rural e urbano, e a de sementes no urbano aumentaram com a redução da precipitação.

Nossos resultados sugerem que medidas de perturbação da paisagem podem ser utilizadas efetivamente para avaliar os impactos do uso da terra em estudos de serrapilheira, especialmente em áreas urbano-rural. No entanto, é importante considerar a variação temporal, bem como a interação entre as variáveis que exercem influência sobre uma mesma paisagem. Porém, faz-se necessário identificar a relação de causa e efeito entre o impacto dos diferentes usos do solo do entorno e as características das plantas em séries temporais maiores, o que será útil no manejo atual e futuro dos remanescentes de florestas rurais e urbanas.

6. Agradecimentos

Os autores agradecem ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE pelo apoio financeiro as atividades em campo, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela concessão da bolsa de estudo. A Agência Estadual de Meio Ambiente - CPRH e aos administradores dos remanescentes de estudo pela autorização para a realização desta pesquisa (Refúgio de Vida Silvestre Mata do Sistema Gurjaú e ao Parque Estadual de Dois Irmãos) e também por todo o apoio logístico dado; aos pesquisadores do Laboratório de Ecologia Vegetal dos Ecossistemas Naturais (LEVEN) pelo apoio, sugestões e auxílio na execução do projeto; ao Herbário Dárdano de Andrade-Lima. E em especial, agradeço a Marcos Chagas, Gicélia Lira e Fábio Amorim pelo apoio durante a atividade em campo.

7. Referências Bibliográficas

Araújo RS, Piña Rodrigues FCM, Machado MR, Pereira MG, Frazão FJ (2006) Aporte de serrapilheira e nutrientes ao solo em três modelos de revegetação na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. *Floram* 12:15-21. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.067513>

Ayres MM, AYRES JR, Ayres DL, Santos AAS (2007) *BioEstat 5.0: aplicações estatísticas nas áreas de ciências biológicas e médicas*. Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá – IDSM\ MCT\ CNPq, Belém.

Barbosa JHC, Faria SM (2006) Aporte de serrapilheira ao solo em estágios sucessionais florestais na reserva biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia* 57: 461-476. <http://www.jstor.org/stable/23498740>

Borém RAT, Ramos DP (2002) Variação estacional e topográfica de nutrientes na serapilheira de um fragmento de mata atlântica. *Cerne* 8:42-59. <http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br:80/handle/123456789/18211>

Burton ML, Samuelson LJ (2008) Influence of urbanization on riparian forest diversity and structure in the Georgia Piedmont, US. *Plant Ecol.* 195:99–115. Doi:10.1007/s11258-007-9305-x

Calvi GP, Pereira MG, Júnior AE (2009) Produção de serapilheira e aporte de nutrientes em áreas de floresta atlântica em Santa Maria de Jetibá, ES. *Cienc. Florest* 19: 131-138. <http://dx.doi.org/10.5902/19805098404>

Campbell RE, Harding JS, Ewers RM, Thorpe S, Didham RK (2011) Production land use alters edge response functions in remnant forest invertebrate communities. *Ecol. Appl.* 21: 3147–3161. Doi: 10.1890/10-2390.1

Carreiro MM, Howe K, Parkhurst DF, Pouyat RV (1999) Variations in quality and decomposability of red oak leaf litter along an urban–rural gradient. *Biol Fertil Soils* 30: 258-268. <https://doi.org/10.1007/s003740050617>

Cianciaruso MV, (2006) Produção de serrapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. *Acta bot bras* 20: 49-59. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062006000100006>

CPRH, Agência Estadual de Meio Ambiente 2013. Unidades de conservação Estaduais. http://www.cprh.pe.gov.br/Unidades_de_Conservacao/descricao_das_unidades/41788%3B48981%3B5001%3B0%3B0.asp. Accessed 10 May 2014

Delitti WBC (1995) Estudos de ciclagem de nutrientes: instrumentos para a análise funcional de ecossistemas terrestres. *Oecol. Bras.* 469-486.

Domingos M, Moraes RM, Vuono YS, Anselmo CE (1997) Produção de serapilheira e retorno de nutrientes em um trecho de Mata Atlântica secundária, na Reserva Biológica de Paranapiacaba, SP. *Rev. bras. bot.* 20: 91-96. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84041997000100009>

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agrônômica, 1998. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Levantamento do reconhecimento de baixa e média intensidade de solos do Estado de Pernambuco. Rio de Janeiro, mimeogr.

Espig AS, Freire FJ, Marangon LC, Ferreira RLC, Freire MBGS, Espig DB (2009) Sazonalidade, composição e aporte de nutrientes da serapilheira em fragmento de mata Atlântica. *Rev. Árvore* 33:949-956. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622009000500017>

Ewel JJ (2009) Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. *J Ecol* 64: 1-32. DOI: 10.2307/2258696

Facelli JM, Pickett STA (1991) Plant Litter: Its Dynamics and Effects on Plant Community Structure. *Bot Rev* 57:1-32. Doi:10.1007/BF02858763

FADURPE, Fundação Apolônio Salles, 2004. Diagnóstico Sócio-ambiental do Refúgio de Vida Silvestre Matas do Sistema Gurjaú, Parte 3. Recife: CPRH, 82-121. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/diagnostico-Parte-3.pdf>. (Acesso em 05.11.2014)

Fox AJ, Pozo-Insfran DD, Lee JH, Steven AS, Talcott TS (2005) Ripening-induced chemical and antioxidant changes in bell peppers as affected by harvest maturity and postharvest ethylene exposure. *Hortscience* 40: 732-736.

Gomes JM, Pereira MG, Piña-Rodrigues FCM, Pereira GHA, Gondim FR, Silva EMR (2010) Aporte de serapilheira e de nutrientes em fragmentos florestais da Mata Atlântica, RJ. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 5: 383-391. Doi:10.5039/agrarian.v5i3a552

Golley FB (1983) *Tropical rain forest ecosystems: structure and function*. Amsterdam: Elsevier, 392 p.

Gonzalez MIM, Gallardo JF (1982) El efecto hojarasca: una revision. *Anales de Edafologia y Agrobiologia*, Madrid, 41:1129-1157. <http://hdl.handle.net/10261/57227>

Guerra TNF (2016) Influência do tipo de entorno na intensidade do efeito de borda: diversidade, respostas funcionais e regeneração da vegetação lenhosa de fragmentos protegidos de floresta Atlântica. Tese, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Brasil

Hoyer L (1996) Critical ethylene exposure for *Capsicum annuum* 'Janne' is dependent on an interaction between concentration, duration and developmental stage. *Engei Gakkai Zasshi* 1: 621-628. <http://dx.doi.org/10.1080/14620316.1996.11515442>

Huang L, Chen H, Ren H, Wang J, Guo Q (2012) Effect of urbanization on the structure and functional traits of remnant subtropical evergreen broad-leaved forests in South China. *Environ Monit Assess* 185: 5003-5018. Doi: 10.1007/s10661-012-2921-5

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012). *Manual técnico da vegetação brasileira, Série manuais Técnicos em Geociências, número 1, 2ª edição*. Rio de Janeiro, Brasil

Jacomine PKT, Cavalcanti AC, Burgos N, Pessoa SCP, Silveira CO (1972). Levantamento exploratório – Reconhecimento de solos do estado de Pernambuco. DPP/ SUDENE, Recife, Brasil, pp. 359.

Jakovac CC, Penã-Claros M, Kuyper TW, Bongers F (2015) Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. *J Ecol.* 103:67-77. Doi: 10.1111/1365-2745.12298

Jordan CF (1985) Nutrient cycling in tropical forest ecosystems. John Wiley & Sons, Chichester, 190p.

Knapp S, Kühn I, Mosbrugger V, Klotz S (2008) Do protected areas in urban and rural landscapes differ in species diversity? *Biodivers. Conserv.* 17, 1595–1612. DOI: 10.1007/s10531-008-9369-5

Kerbauf GB (2004) Fisiologia vegetal. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S.A. 309-330p.

Knorr UC, Gottsberger G, (2012) Differences in seed rain composition in small and large in the northeast Brazilian Atlantic Forest. *Plant Biol* 14:811–819. Doi: 10.1111/j.1438-8677.2011.00558.x.

König FG, Schumacher MV, Brun EJ, Seling I (2002). Avaliação da sazonalidade da produção de serapilheira numa floresta estacional decidual no município de Santa Maria-RS. *Rev. Árvore* 26: 429-435. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67600002000400005>

Kostel-Hughes E, Young TP, Carriero, MM (1998) Forest leaf litter quantity and seedling occurrence along an urban-rural gradient. *Urban Ecosyst* 2:263-278. Doi: 10.1023/A:1009536706827

Kottek M, Grieser J, Beck C, Rudolf B, Rubel F. (2006) World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol Z* 15:259-263. DOI: 10.1127/0941-2948/2006/0130

Locascio SJ, Smith TS (1977) Color enhancement of bell pepper with ethephon. *Proc. Fla. State Hort. Soc.* 90: 421-423.

Lonsdale WM (1988) Predicting the amount of litterfall in forests of the world. *Ann. Bot.* 61: 319-324. <http://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aob.a08756>

Lowman MD (1988) Litterfall and leaf decay in three Australian rainforest formations. *J. Ecol.* 76: 451-465. Doi: 10.2307/2260605

Lyra-Neves RM, Dias MM, Azevedo-Júnior SM, Telino-Júnior WR, Larrazábal MEL (2004). Comunidade de aves da Reserva Estadual de Gurjaú, Pernambuco, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 21: 581- 592. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752004000300021>

Martins SV, Rodrigues RR (1999) Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. *Rev. bras bot.* 22: 405-412. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84041999000300009>.

Mcdonnell MJ, Pickett STA, Groffman P, Bohlen P, Pouyat RV, Zipperer WC, Parmelee RW, Carreiro MM, Medley K (1997) Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosyst.* 1:21–36. Doi: 10.1007/978-0-387-73412-5_18

Meguro M, Vinueza GN, Delitti WBC (1979) Ciclagem de nutrientes minerais na mata mesófila secundária - São Paulo. I Produção e conteúdo mineral do folheto. *Bol. Bot. USP, São Paulo*, 7: 11 – 31. Doi: <http://www.jstor.org/stable/42871380>

Moffatt SF, Mclachlan SM, Kenkel NC (2004) Impacts of land use on riparian forest along an urban – rural gradient in southern Manitoba. *Plant Ecol.* 174: 119–135.

Moreira PR, Silva AO (2004) Produção de serapilheira em área reflorestada. *Rev. Árvore*, 28:49 – 59. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622004000100007>

Muoghalu JI, Akanni SO, Eretan OO (1993) Litter fall and nutrient dynamics in a nigerian rain forest seven years after a ground fire. *J. Veg. Sci.*, 4: 323-328. Doi: 10.2307/3235590

Parsons S, Congdon RA, Shoo LP, Valdez-Ramirez VE, Williams, SE (2014) Spatial variability in litterfall, litter standing crop and litter quality in a tropical rain forest region. *Biotropica*, 0: 1-9 Doi: 10.1111/btp.12113

Pennington DN, Hansel JR, Gorchov DL (2010) Urbanization and riparian forest woody communities: Diversity, composition, and structure within a metropolitan landscape. *Biol Conserv.* 43:82–194. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.002>

Pereira G, Menezes LFT, Schultz N (2008) Aporte e decomposição da serapilheira na floresta atlântica, Ilha da Marambaia, Mangaratiba, RJ. *Ciência Florestal*, 18: 443-454. ISSN 0103-9954

Pernambuco - Secretaria de Ciência e Tecnologia e Meio Ambiente (2001) Diagnóstico das reservas ecológicas: região metropolitana do Recife. Secretaria de Ciência e Tecnologia e Meio Ambiente, Recife. 79p.

Pickett STA, Cadenasso ML, Grove JM, Boone CG, Groffman PM, Irwin E, Kaushal SS, Marshall V, Mcgrath BP, Nilon CH, Pouyat RV, Szlavecz K, Troy A, Warren P (2011) Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progres. *J. Environ. Manage.* 92: 331-36, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.022>

Portela RCQ, Santos, FAM (2007) Produção e espessura da serapilheira na borda e interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica de diferentes tamanhos. *Rev. bras. bot.* 30:271-280. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000200011>.

Santana JAS, Vilar FCR, Souto PC, Andrade LA (2009) Acúmulo de serapilheira em plantios puros e em fragmento de mata atlântica na floresta nacional de Nísia floresta-RN. *Revista Caatinga*, 22:59, ISSN 0100-316x

Santos PS (2014) Avaliação da chuva de sementes em um fragmento urbano de floresta atlântica em Pernambuco, Brasil. Dissertação, Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Santos PS, Souza JT, Santos JMFF, Santos DM, Araújo EL (2011) Diferenças sazonais no aporte de serrapilheira em uma área de caatinga em Pernambuco. *Revista Caatinga*, 24:94-101. ISSN 0100-316X

Silva CRB, Silva FF, Ferreira EB, Polo M (2014) Chuva de sementes em fragmento de floresta atlântica semidecídua. *Unincor* 12:621-635. Doi:<http://dx.doi.org/10.5892/ruvrd.v12i1.1430>

Silva FT, Morong FF (2015) A queima da palha de cana-de- açúcar e seus efeitos à população: análise jurídica à luz de princípios ambientais. *Colloquium Humanarum*, 12: 624-631. DOI: 10.5747/ch.2015.v12.nesp.000670

Silva KA, Santos DM, Santos JMFF, Albuquerque, UP, Ferraz EMN, Araújo EL (2013) Spatio-temporal variation in a seed bank of a semi-arid region in northeastern Brazil. *Acta Oecol* 46, 25-32. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2012.10.008>

Sundarapandian SM, Swamy OS (1999) Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. *For. Ecol. Manage.* 123:231-244. [http://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00062-6](http://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00062-6)

Vidal MM, Pivello VR, Meirelles ST, Metzger JP (2007) Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. *Rev. brasil. Bot.* 30: 521-532. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000300016>

Vital ART, Guerrini IA, Franken WK, Fonseca RCB (2004) Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. *Rev. Árvore* 28:793-800. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622004000600004>

Vitousek PM, Sanford JR, RL (1986) Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 17:137-67. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.001033>

Werneck MS, Pedralli G, Gieseke LF (2001) Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. *Rev. brasil. bot.* 24:195-198. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042001000200009>

Williams NSG, Morgan J W, McDonnell MJ, McCarthy MA (2005) Plant traits and local extinctions in natural grasslands along an urban-rural gradient. *J. Ecol.* 93: 1203-1213. Doi:10.1111/j.1365-2745.2005.01039.x

Williams NSG, Schwartz MW, Vesik PA, McCarthy MA, Hahs AK, Clemants SE, Corlett RT, Duncan RP, Norton BA, Thompson K, McDonnell MJ (2009) A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. *J. Ecology* 97: 4-9. Doi: 10.1111/j.1365-2745.2008.01460.

Apêndice

Tabela 1. Total de deposição de serrapilheira e de suas frações constituintes em diferentes fragmentos de floresta Atlântica em Pernambuco (Urbano = U e Rural = R) durante as estações seca e chuvosa e durante os anos de 2015 (15) e 2016 (16).

Frações (t.ha ⁻¹)	U/15 seca	U/15 chuvosa	R/15 seca	R/15 chuvosa	U/16 seca	U/16 chuvosa	R/16 seca	R/16 chuvosa
Folha	80,86	45,20	93,42	55,00	67,04	42,00	73,87	51,03
Graveto	24,81	14,52	42,43	25,60	21,00	19,14	25,19	19,62
Semente	2,24	3,93	21,50	2,53	2,96	4,60	3,49	4,30
Miscelânea	28,86	23,92	28,04	21,08	31,54	22,05	27,81	18,32
Total	136,78	87,60	185,41	104,23	122,56	87,80	130,38	93,29

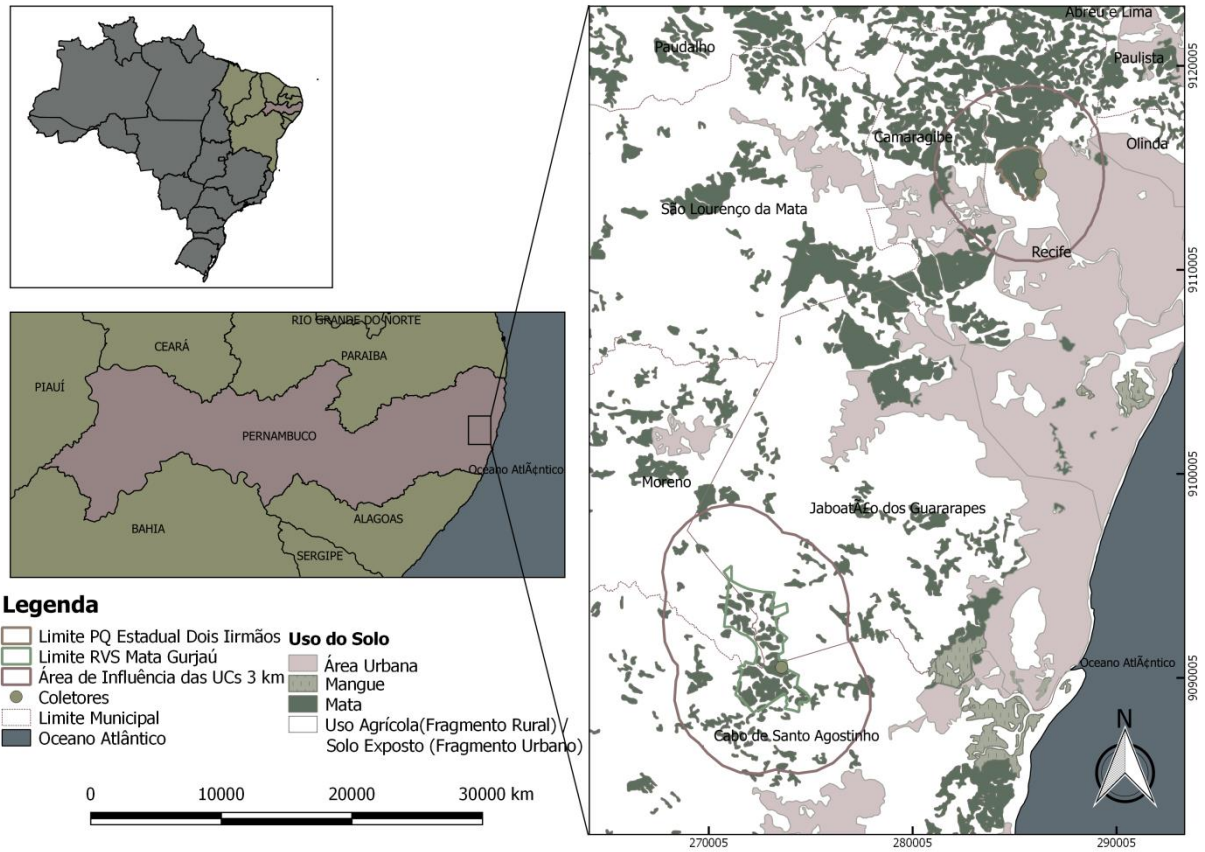


Fig.1 Localização dos fragmentos urbano e rural de floresta tropical Atlântica avaliados na Região metropolitana do Recife

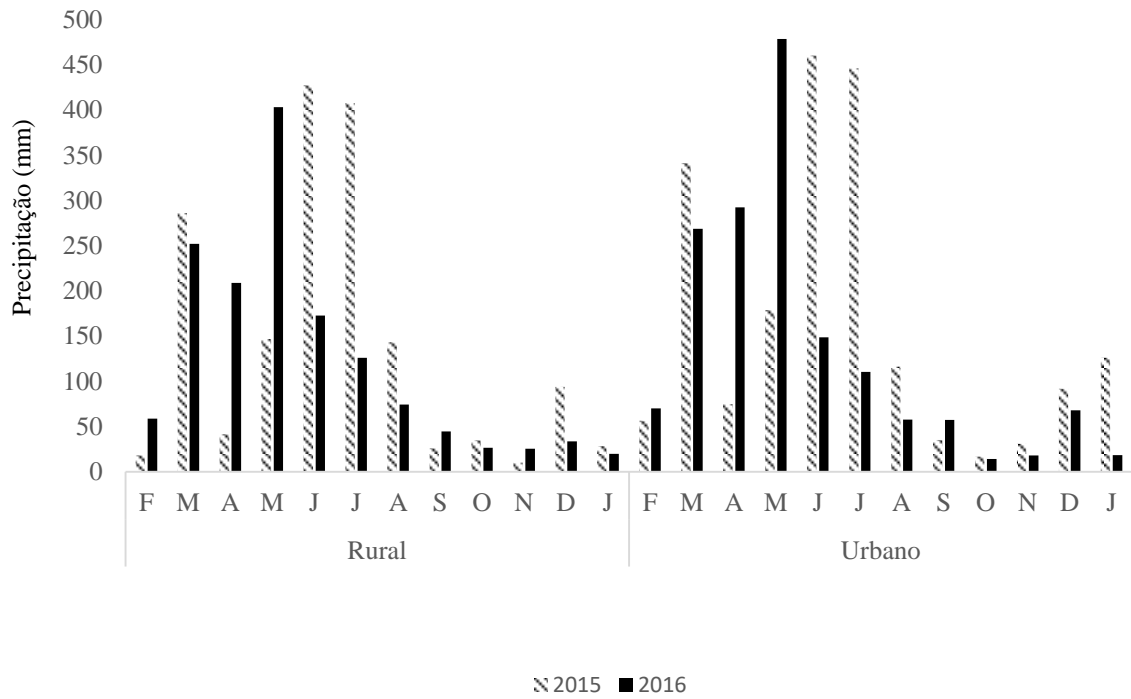


Fig.2 Totais de precipitação mensal, dos anos de 2015 e 2016, nos fragmentos rural e urbano de floresta tropical Atlântica avaliados na região metropolitana do Recife

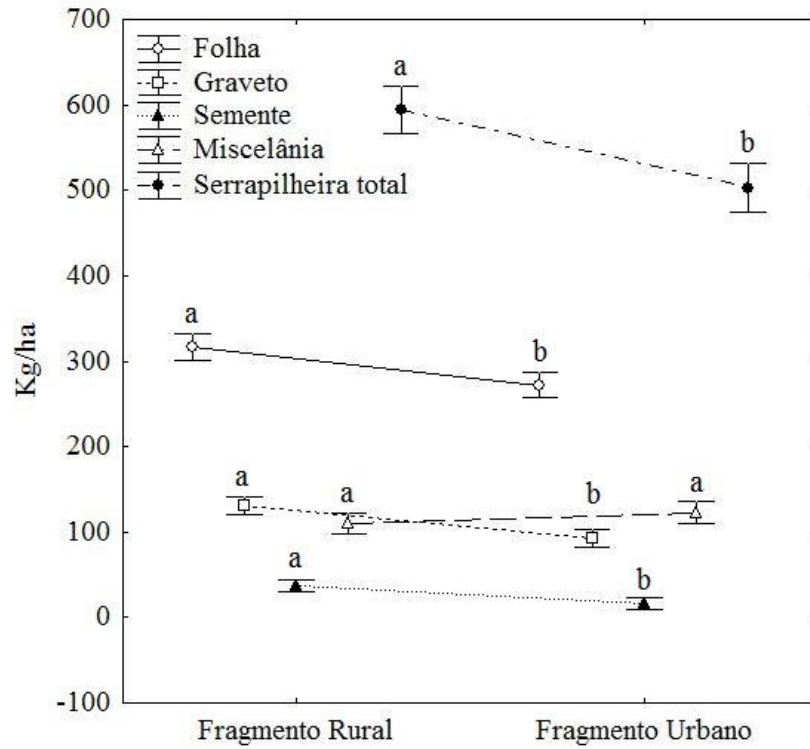


Fig.3 Variação na densidade média da serrapilheira total e de suas frações em diferentes fragmentos de floresta Atlântica em Pernambuco (urbano e rural) durante as estações seca e chuvosa e durante os anos de 2015 e 2016. Letras diferentes entre os fragmentos rural e urbano denotam diferença significativa pelo teste de Tukey HSD a 5%. Barras verticais denotam 95% do intervalo de confiança

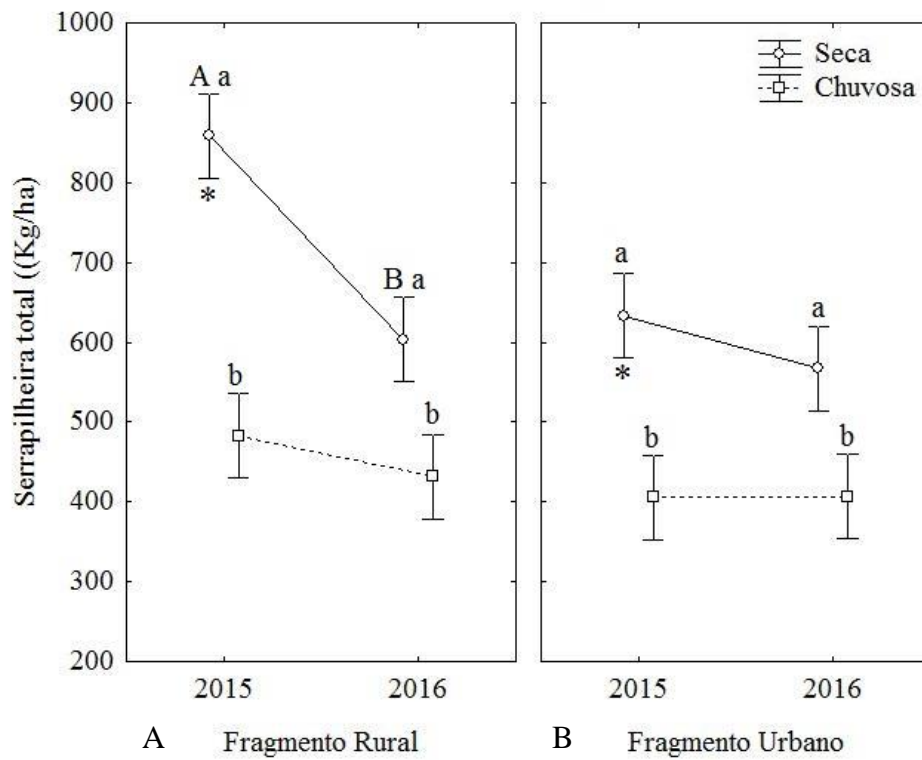


Fig.4 Variação na densidade média da serrapilheira total em diferentes fragmentos de floresta Atlântica em Pernambuco (urbano e rural) durante as estações seca e chuvosa e durante os anos de 2015 e 2016. Letras minúsculas, maiúsculas e asteriscos denotam respectivamente: diferença significativa entre estações dentro de cada fragmento, diferença significativa entre anos dentro de cada fragmento e diferença significativa entre fragmentos pelo teste de Tukey HSD a 5%. Barras verticais denotam 95% do intervalo de confiança

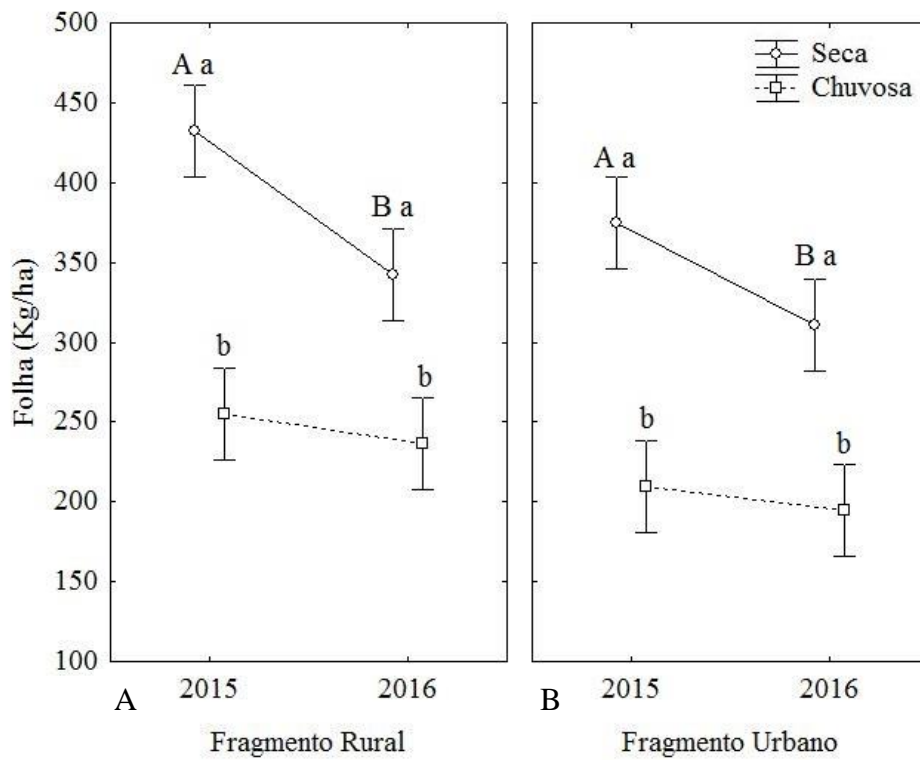


Fig.5 Variação na densidade média da fração folhas em diferentes fragmentos de floresta Atlântica em Pernambuco (urbano e rural) durante as estações seca e chuvosa e durante os anos de 2015 e 2016. Letras diferentes entre estações de cada fragmento e entre os fragmentos urbano e rural de cada estação e de cada ano denotam diferença significativa pelo teste de Tukey HSD a 5%. Barras verticais denotam 95% do intervalo de confiança

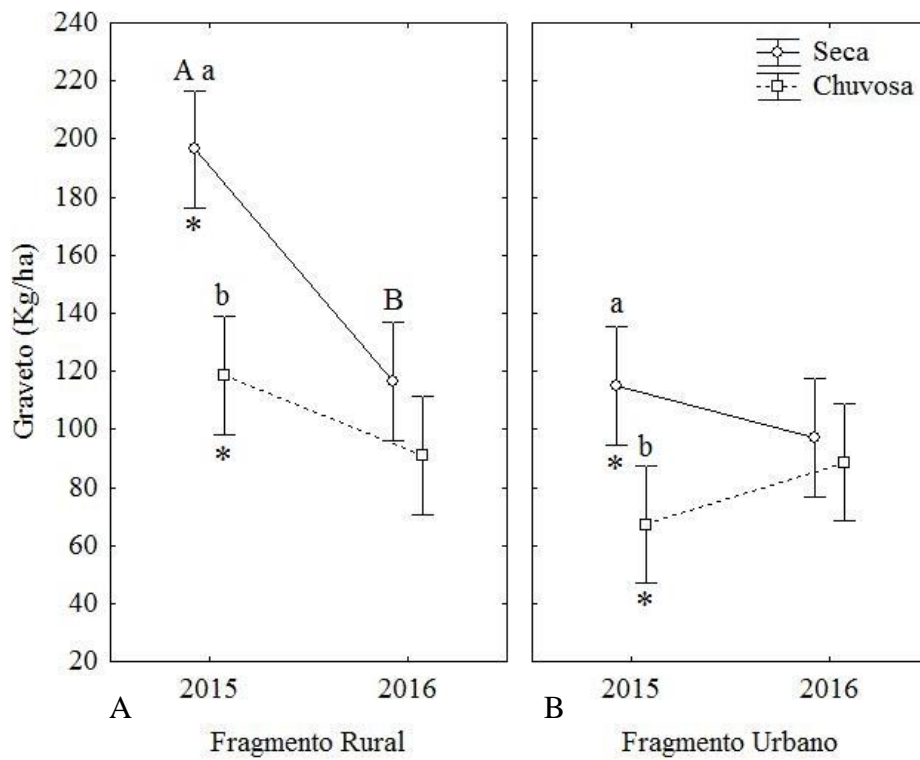


Fig.6 Variação na densidade média da fração graveto em diferentes fragmentos de floresta Atlântica em Pernambuco (urbano e rural) durante as estações seca e chuvosa e durante os anos de 2015 e 2016. Letras minúsculas, maiúsculas e asteriscos denotam respectivamente: diferença significativa entre estações dentro de cada fragmento, diferença significativa entre anos dentro de cada fragmento e diferença significativa entre fragmentos pelo teste de Tukey HSD a 5%. Barras verticais denotam 95% do intervalo de confiança

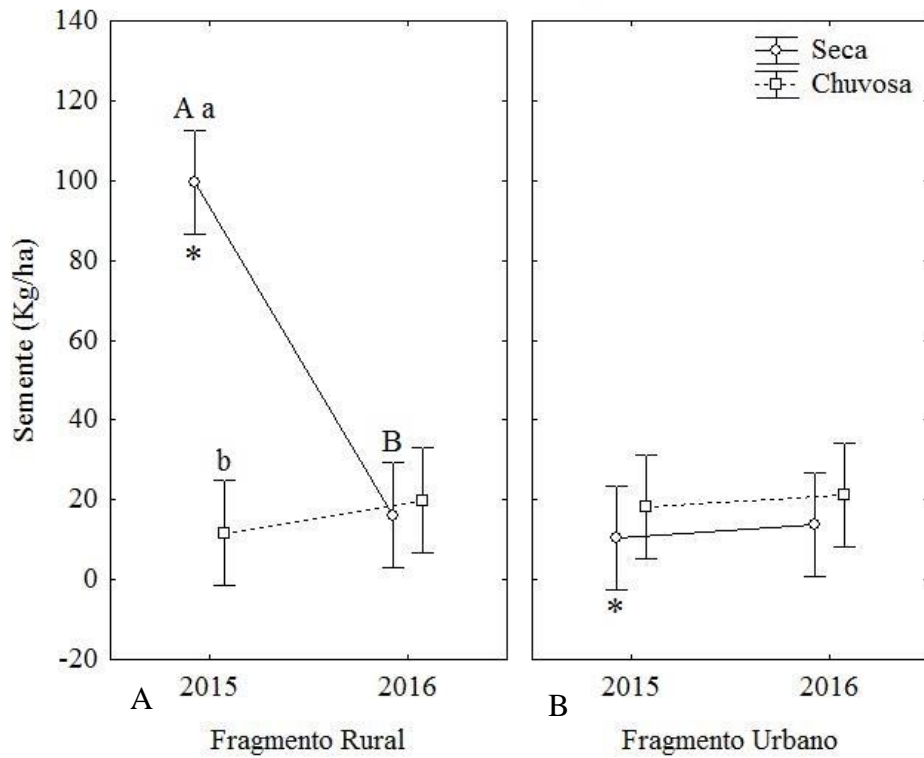


Fig.7 Variação na densidade média da fração sementes em diferentes fragmentos de floresta Atlântica em Pernambuco (urbano e rural) durante as estações seca e chuvosa e durante os anos de 2015 e 2016. Letras minúsculas, maiúsculas e asteriscos denotam respectivamente: diferença significativa entre estações dentro de cada fragmento, diferença significativa entre anos dentro de cada fragmento e diferença significativa entre fragmentos pelo teste de Tukey HSD a 5%. Barras verticais denotam 95% do intervalo de confiança

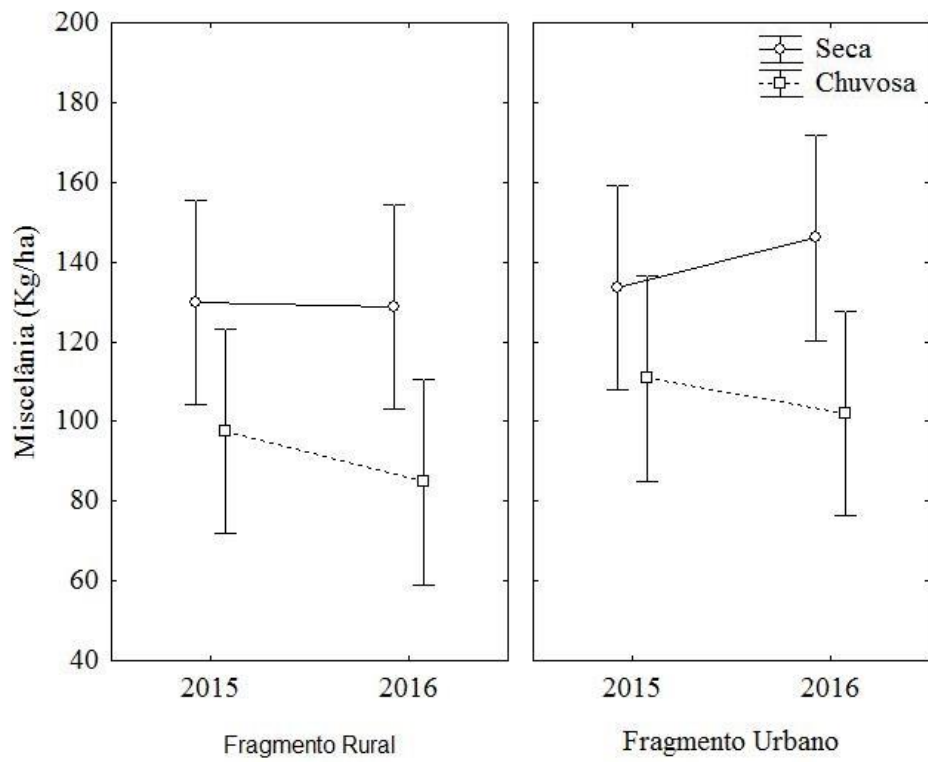


Fig.8 Variação na densidade média da fração miscelânea em diferentes fragmentos de floresta Atlântica em Pernambuco (urbano e rural) durante as estações seca e chuvosa e durante os anos de 2015 e 2016. Barras verticais denotam 95% do intervalo de confiança

Anexos

I- Link para acessar as normas da revista Acta Oecologica:
<https://www.journals.elsevier.com/acta-oecologica>

II- Link para acessar as normas da revista Urban Ecosystems:
<https://link.springer.com/journal/11252>.

Considerações Finais

A chuva de sementes e o aporte de serrapilheira são componentes ecológicos cruciais para a manutenção da dinâmica da comunidade vegetal em qualquer tipo de floresta do mundo. Todavia, tais processos podem sofrer uma série de alterações devido ao tipo de uso do solo no entorno dos remanescentes florestais. Diante das altas projeções de aumento da população urbana e ascensão das fronteiras agrícolas sobre a conservação da biodiversidade, este trabalho analisou a influência do tipo do entorno sobre a chuva de sementes e deposição de serrapilheira em fragmentos rural e urbano de floresta tropical Atlântica em uma região metropolitana.

Com os resultados obtidos nesta tese foi possível apresentar um cenário importante de alterações que até o momento era inexistente para a floresta tropical Atlântica, já que estudos que faz comparativo entre florestas rural e urbana no mesmo tempo são praticamente inexistentes para este tipo de floresta. No espaço, observou-se que o tipo de entorno (rural e urbano) dos remanescentes influencia a chuva de sementes e a deposição de serrapilheira de maneira diferenciada. De modo geral, o fragmento rural inserido em paisagem agrícola (monocultura de cana-de-açúcar) sofreu danos variáveis, como por exemplo, a redução da riqueza, maior densidade de sementes e diferenças na composição florística da chuva de semente. Em relação ao aporte de serrapilheira total e das frações (folha, graveto e sementes) foi constatado que o fragmento rural apresentou quantidade superior de biomassa quando comparado com o urbano. Os parâmetros da chuva de sementes e a biomassa de serrapilheira e de suas frações também apresentaram variação temporal entre os fragmentos.

A paisagem do entorno pode ter proporcionado mudanças nas características abióticas locais dentro dos fragmentos que limitaram a presença de algumas espécies, promoveram a entrada de propágulos dentro destes e induziu a um maior aporte de serrapilheira no fragmento rural. Verificamos também que medidas de perturbação (monocultura de cana-de-açúcar e centros urbanos) da paisagem podem ser utilizadas efetivamente para avaliar os impactos do uso da terra em estudos de chuva de sementes e deposição de serrapilheira, especialmente quando se tem o intuito de comparar fragmentos urbano e rural com diferentes entornos inseridos numa mesma paisagem.

Sendo assim, diante das considerações apresentadas, destaca-se que estudos que faz comparativos entre áreas rural e urbana apresentam importantes informações para a conservação da biodiversidade, no entanto, vale ressaltar a necessidade da realização de outros trabalhos que façam esse comparativo no mesmo tempo e em séries temporais maiores,

o que contribuirá para a formação de um panorama mais completo, e que mais detalhes sobre o impacto do uso do fogo na atividade canavieira seja abordado, sobretudo para auxiliar no entendimento da dinâmica da chuva de sementes e na deposição da serrapilheira, já que o entorno com esta atividade induziu a fortes efeitos na densidade de sementes e no quantitativo de serrapilheira.

Assim, sugerimos que trabalhos futuros devam procurar entender como o efeito da prática do fogo afetam a dinâmica da chuva de sementes, a deposição de serrapilheira e suas frações. Além disso, trabalhos futuros, devem investigar o efeito de chuvas de anos anteriores sobre a deposição de serrapilheira, a exemplo do que ocorre com banco de sementes.

