



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
PRÓ REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO – PROPEG
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA FLORESTAL –
CIFLOR**

CRISTIANE ARAÚJO DE SOUZA OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ESPÉCIES TROPICAIS
VULNERÁVEIS, SOB REGIME DE MANEJO FLORESTAL: UM ESTUDO DE
CASO NA FLORESTA ESTADUAL DO ANTIMARY, ACRE**

**RIO BRANCO
ACRE – BRASIL
JUNHO – 2018**

CRISTIANE ARAÚJO DE SOUZA OLIVEIRA

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ESPÉCIES TROPICAIS VULNERÁVEIS, SOB
REGIME DE MANEJO FLORESTAL: UM ESTUDO DE CASO NA FLORESTA
ESTADUAL DO ANTIMARY, ACRE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Acre, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência Florestal.

**RIO BRANCO
ACRE – BRASIL
JUNHO – 2018**

CRISTIANE ARAÚJO DE SOUZA OLIVEIRA

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ESPÉCIES TROPICAIS VULNERÁVEIS, SOB
MANEJO FLORESTAL: UM ESTUDO DE CASO NA FLORESTA ESTADUAL
DO ANTIMARY, ACRE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Acre, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência Florestal.

Aprovada em: 29 de junho de 2018

Dr^a Symone Maria de Melo Figueiredo
Universidade Federal do Acre – UFAC

Dr^o Charlys Roweder
Instituto Federal do Acre – IFAC

Dr^o Tarcísio José Gualberto Fernandes
Universidade Federal do Acre – UFAC
(Orientador)

Dedico este trabalho a minha amada filha Anna Clara Oliveira e meu esposo Marcelo Oliveira, meus pais: José Alves e Maria Pinto, minha sogra Rosa Oliveira e aos amigos especiais: Jaisson Brasileiro, Suimeiry Brasileiro, Paula Luz, Ana Paula Souza e Quelyson Souza!

Dedico!

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pois ele é a essência, por me carregar nos braços nos momentos mais difíceis e me dar força e coragem para enfrentar a longa caminhada, a qual representa a vida.

Durante estes últimos anos muitas pessoas participaram de forma essencial em minha vida. Algumas já de longas datas, outras mais recentemente. Dentre estas pessoas, algumas se tornaram muito especiais, cada uma ao seu modo, seja acadêmica ou pessoalmente e seria difícil não mencioná-las.

Ao meu orientador Tarcísio José Gualberto Fernandes, pela dedicação, empenho, apoio, parceria e incentivo empregados na execução desse trabalho científico. Ao Senhor todo o meu agradecimento e homenagem, por ser esse exemplo de pessoa e profissional a ser seguido.

Aos meus amados pais: José Alves de Souza e Maria Pinto de Araújo por me proporcionarem, com muito esforço, um futuro o qual não tiveram oportunidade, por toda dedicação, incentivo e apoio em todos os momentos de minha vida, juntamente com meus irmãos Anacristian Araújo e Sergio Roney, sobrinhos e cunhados.

A minha amada filha Anna Clara Oliveira, por seu amor. Sua existência em minha vida, me impulsiona a seguir em frente. Ao meu marido Marcelo Rodrigues de Oliveira, por todos os momentos de carinho, paciência, companheirismo, incentivo ao longo desses anos. A minha sogra Rosa Maria Oliveira, por toda ajuda, afeto e apoio nessa árdua caminhada, principalmente por sua dedicação a minha filha.

Aos amigos mais chegados que irmãos, que foram muitas vezes meu apoio e consolo: Ana Paula Souza, Juliana Paulo, Paula Luz, Suimeiry Brasileiro, Jaisson Brasileiro, Quelyson Souza, Victor Melo Lima e Paula Joseane. Agradeço pela presença e carinho recebido perante os momentos difíceis e especiais. Amo muito todos vocês.

Aos amigos queridos, que o mestrado me proporcionou: André Pellicciotti, Edvan Lima, Harley Araújo, Jaércio Lima, Juliana Paulo, Naele Dourado, Quelyson Souza, Renato Mesquita, Sabrina Oliveira e Simony Hechenberger, obrigada por tantos momentos divertidos, de cumplicidade, de aprendizagem e principalmente de parceria e união.

Ao Instituto de Meio Ambiente do Acre – IMAC na figura do Presidente, o senhor Paulo Roberto Viana de Araújo por todo apoio, incentivo, confiança e amizade, além das sábias e confortantes palavras nos momentos de desânimo, meu muito obrigada.

“Toda circunstância é passageira mas, os propósitos do Senhor são eternos. ”

Pr. Ricardo Gondim

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APP	Área de Proteção Permanente
CAE	Completa Aleatoriedade Espacial
CAP	Circunferência a Altura do Peito
CDB	Convenção sobre a Diversidade Biológica
CIE	Completa Independência Espacial
CM	Centímetros
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CR	Criticamente em Perigo
CSI	<i>Complete Spatial Independence</i>
CSR	<i>Complete Spatial Randomance</i>
DAP	Diâmetro à Altura do Peito
DMC	Diâmetro Mínimo de Corte
EIR	Exploração Florestal de Impacto Reduzido
EN	Em Perigo
EW	Extintas na Natureza
FAB	Floresta Aberta com Bambu
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
FAP	Floresta Aberta com Palmeiras
FD	Floresta Densa
FE	Florestas Estaduais
FEA	Floresta Estadual do Antimary
FUNTAC	Fundação de Tecnologia do Acre
GIS	Geographic Information System
HA	Hectare
IBAMA	Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis
IF	Inventário Florestal
IMAC	Instituto de Meio Ambiente do Acre
IN	Instrução Normativa
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
IUCN	International Union for Conservation of Nature
IVMP	Índice do Vizinho Mais Próximo
M	Metro
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MFS	Manejo Florestal Sustentável
MDO	Média da Distância Observada
MDE	Média da Distância Esperada
MVMP	Método do Vizinho Mais Próximo
ONGs	Organizações Não Governamentais

PMFS	Plano de Manejo Florestal Sustentável
POA	Planos Operacional Anual
SBF	Serviço Florestal Brasileiro
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SISNAMA	Sistema Nacional do Meio Ambiente
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
UPA	Unidade de Produção Anual
UT	Unidade de Trabalho
V	Volume
VMP	Vizinho Mais Próximo
VU	Vulnerável
ZEE	Zoneamento Ecológico e Econômico

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa da distribuição das florestas tropicais pelo mundo.	5
Figura 2. Unidades de Conservação no Estado do Acre.....	6
Figura 3. Floresta Estadual do Antimary – FEA, Acre.	7
Figura 4. Escala de agrupamento.....	19
Figura 5. Correlação espacial.	20
Figura 6. Ilustração da definição da Função K de Ripley.	21
Figura 7. Representação gráfica da Função K de Ripley.	23
Figura 8. Caracterização da vegetação na UPA 05 – FE Antimary.	29
Figura 9. Distribuição de UPAs da FE Antimary.....	29
Figura 10. Famílias botânicas encontradas na UPA 05 – FE Antimary.....	30
Figura 11. Gráfico da distribuição diamétrica dos indivíduos na UPA 05, FE Antimary...	31
Figura 12. Gráfico da distribuição diamétrica das espécies vulneráveis, FE Antimary.....	42
Figura 13. Mapa da distribuição espacial das espécies vulneráveis (cenário pré-exploração), FE Antimary.....	45
Figura 14. Mapa da distribuição espacial das espécies vulneráveis (cenário pós exploração), FE Antimary.....	46
Figura 15. Estimativas da função K-Ripley linearizada $L(r)$ para todas as árvores	47
Figura 16. Gráfico da distribuição da <i>C. odorata</i> por centro de classe de DAP nos cenários pré e pós exploração, FE Antimary.....	50
Figura 17. Mapa da distribuição espacial da <i>C. odorata</i> antes e após a exploração florestal – FE Antimary.....	51
Figura 18. Gráfico da distribuição espacial da <i>C. odorata</i> no cenário pré-exploratório – IVMP.....	52
Figura 19. Gráfico da distribuição espacial da <i>C. odorata</i> no cenário pós-exploratório – IVMP.....	53
Figura 20. Gráficos da análise do padrão de distribuição espacial usando a função K-Ripley linearizada. Cenário pré-exploratório, FE Antimary.....	54
Figura 21. Gráficos da análise do padrão de distribuição espacial usando a K-Ripley linearizada. Cenário pós-exploratório, FE Antimary.	55
Figura 22. Gráfico do padrão de distribuição espacial usando a função K bivariada linearizada, entre juvenis (DAP < 50 cm) e adultos (DAP ≥ a 50 cm), Cenários pré e pós-exploratórios. FE Antimary.....	57
Figura 23. Gráfico da distribuição diamétrica da <i>A. acreana</i> por centro de classe de DAP nos cenários pré e pós exploração, FE Antimary.	59
Figura 24. Mapa da distribuição espacial da <i>A. acreana</i> antes e após a exploração florestal – FE Antimary.....	61
Figura 25. Gráfico da distribuição espacial da <i>A. acreana</i> no cenário pré-exploratório – IVMP.....	62

Figura 26. Gráfico da distribuição espacial da <i>A. acreana</i> no cenário pós-exploratório – IVMP.....	63
Figura 27. Gráficos da análise do padrão de distribuição espacial usando a função K-Ripley linearizada. Cenário pré-exploratório, FE Antimary.....	64
Figura 28. Gráficos da análise do padrão de distribuição espacial usando a função K-Ripley linearizada. Cenário pós-exploratório, FE Antimary.	65
Figura 29. Gráfico da análise do padrão de distribuição espacial usando a função K-Ripley bivariada linearizada, entre juvenis (DAP < 50 cm) e adultos (DAP ≥ a 50 cm), Cenários pré e pós-exploratórios. FE Antimary.....	66
Figura 30. Gráfico da distribuição diamétrica da <i>A. leiocarpa</i> por centro de classe de DAP nos cenários pré e pós exploração, FE Antimary.....	70
Figura 31. Mapa da distribuição espacial da <i>A. leiocarpa</i> antes e após a exploração florestal – FE Antimary.....	71
Figura 32. Gráfico da distribuição espacial da <i>A. leiocarpa</i> no cenário pré-exploratório – IVMP.....	72
Figura 33. Gráfico da distribuição espacial da <i>A. leiocarpa</i> no cenário pós-exploratório – MVMP.	73
Figura 34. Gráficos da análise do padrão de distribuição espacial usando a função K-Ripley linearizada. Cenário pré-exploratório, FE Antimary.....	74
Figura 35. Gráficos da análise do padrão de distribuição espacial usando a função K-Ripley linearizada. Cenário pós-exploratório, FE Antimary.	75
Figura 36. Gráfico da análise do padrão de distribuição espacial usando a função K-Ripley bivariada linearizada, entre juvenis (DAP < 50 cm) e adultos (DAP ≥ a 50 cm), Cenários pré e pós-exploratórios. FE Antimary.....	76

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Ferramentas de Mapeamento de Clusters.	18
Quadro 2 – Categorias de exploração. Comparação entre Norma de Execução IBAMA nº 02 de 26/04/2007 versus Inventário Florestal – IF 100% e definição.	31

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Tipologias florestais encontrada na FE do Antimary, Acre.	8
Tabela 2 – Valores de z-score, p-value e nível de confiança (%)	38
Tabela 3 – Estatística descritiva das espécies florestais vulneráveis, FE Antimary.....	43
Tabela 4 – Estatística descritiva das espécies florestais vulneráveis, comparando os dois cenários propostos, FE Antimary.....	44
Tabela 5 – Índices do Método do Vizinho Mais Próximo (IVMP) – <i>C. odorata</i>	51
Tabela 6 – Distribuição diamétrica por categoria de exploração e centro de classe da <i>A. acreana</i>	60
Tabela 7 – Índices do Método do Vizinho Mais Próximo (IVMP) – <i>A. acreana</i>	61
Tabela 8 – Distribuição diamétrica por centro de classe da <i>A. leiocarpa</i>	68
Tabela 9 – Índices do Método do Vizinho Mais Próximo (IVMP) – <i>A. leiocarpa</i>	71

RESUMO

A condução adequada do manejo florestal permite o uso sustentável dos recursos naturais. Novas metodologias, como o uso dos padrões de distribuição espacial, que responda as necessidades de ordem florestal, possibilitando testar hipóteses sobre processos de interações interespecíficas e intraespecíficas. A análise espacial da distribuição das espécies pode melhorar e criar formas de seleção mais eficiente de indivíduos a serem explorados, garantindo, desta maneira, a sustentabilidade do manejo florestal sustentável. A descrição do padrão espacial das árvores foi realizada usando ferramentas estatísticas adequadas para investigar dados georreferenciados. A função K-Ripley foi utilizada para avaliar os efeitos da exploração florestal, praticada na área de estudo de 2389 hectares, na distribuição espacial de três espécies de interesse comercial, consideradas vulneráveis: *Cedrela odorata*, *Amburana acreana* e *Apuleia leiocarpa*, comparando dois cenários: um pré-exploratório e um segundo pós-exploratório. A função K-Ripley tem como principais vantagens a possibilidade de identificar o padrão espacial em diversas escalas de distâncias simultaneamente e avaliar a dependência entre grupos de árvores. Os padrões observados foram comparados com os modelos de Completa Aleatoriedade Espacial, para a função univariada e de Completa Independência Espacial, para a função bivariada. A análise foi realizada em 1.702 árvores, com DAP > 30 cm, identificadas, georreferenciadas e mapeadas. Os resultados obtidos, nesse estudo, mostram que a exploração florestal madeireira altera o padrão espacial das espécies, de maneiras diferentes para cada espécie estudada. As análises da Função K-Ripley mostram que após a retirada das árvores selecionadas para corte, a distribuição espacial, tende a manter o padrão espacial pré existente, exceto para a *C. odorata*, a qual apresentou distribuição espacial aleatória a curtas distâncias ($d < 20$ m) e padrão agregado a partir de 40 metros, no cenário pré-exploratório, enquanto que no cenário pós-exploratório, apresentou padrão aleatório de distribuição espacial até a distâncias de 80 metros. Nas análises bivariadas, os resultados não identificaram interações entre as populações juvenis (DAP < 50 cm) e adultas (DAP \geq 50 cm), não apresentando, portanto, dependência espacial em ambos os cenários propostos. Podendo o resultado ser atribuído à dispersão anemocoria das sementes. Concluiu-se que a análise da distribuição espacial pode ser empregada de forma útil para o manejo florestal. Apesar disso, admite-se que as interpretações da análise do padrão de pontos espaciais, para orientar as decisões gerenciais, necessitam de uma análise minuciosa e embasada em critérios técnicos consolidados pela ciência florestal para a Amazônia brasileira.

Palavras-chave: Padrões de distribuição espacial; Análise espacial; Função K-Ripley univariada e bivariada; Manejo florestal sustentável.

ABSTRACT

Proper management of forest allows the sustainable use of natural resources. New methodologies, such as the use of spatial distribution patterns that responds to the needs of forest order, makes it possible to test hypotheses about processes of interactions between specific and intraspecific ones. The spatial analysis of species distribution can improve and create more efficient selection of individuals to be explored, thus ensuring the sustainability of forest management. The description of the spatial pattern of the trees was performed using appropriate statistical tools to investigate georeferenced data. The K-Ripley function was used to evaluate the effects of the forest exploitation practiced in the study area of 2389 hectares, on the spatial distribution of three species of commercial interest considered vulnerable: *Cedrela odorata*, *Amburana acreana* and *Apuleia leiocarpa*, comparing two scenarios: one pre-exploratory and a second post-exploratory period. The K-Ripley function has the main advantages of being able to identify the spatial pattern in several distance scales simultaneously and to evaluate the dependence between groups of trees. The observed patterns were compared with the models of Complete Spatial Randomness, for the univariate function, and Complete Spatial Independence, for the bivariate function. The analysis was performed on 1,702 trees, with DBH > 30 cm, georeferenced, identified and mapped. The results obtained in this study show that logging changes the spatial pattern of the species, in different ways for each species studied. The analysis of the K-Ripley function showed that after the removal of the trees selected for cutting, the spatial distribution tends to maintain the spatial pattern pre-existing, except for *C. odorata*. It presented a random spatial distribution at short distances ($d < 20$ m) and aggregate pattern from 40 meters in the pre-exploratory scenario; while in the post-exploratory scenario, it presents a random pattern of spatial distribution up to distances of 80 meters. In the bivariate analysis, the results did not identify interactions between the juvenile (DBH < 50 cm) and adult (DBH \geq 50 cm) populations, thus not presenting spatial dependence in both scenarios. The result can be attributed to the *anemocoria* dispersion of the seeds. We conclude that the spatial distribution analysis can be used in a useful way for forest management. In spite of this, it is accepted that the interpretations of the analysis of the spatial points pattern, to orient the management decisions are full of risks, deserving, therefore, a detailed analysis and based on technical criteria consolidated by the forestry science for the Brazilian Amazon.

Keywords: Spatial distribution patterns; spatial analysis; univariate and bivariate K-Ripley function; sustainable forest management.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	6
LISTA DE FIGURAS.....	8
LISTA DE QUADROS.....	10
LISTA DE TABELAS	11
RESUMO.....	12
ABSTRACT	13
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1 FLORESTA TROPICAL E AMAZÔNIA	4
2.2 RECURSOS MADEIREIROS E MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL (MFS) NA AMAZÔNIA.....	9
2.3 ESPÉCIES CLASSIFICADAS COMO VULNERÁVEIS NO BRASIL – PORTARIA MMA Nº 443 DE 17 DE DEZEMBRO DE 2014.....	12
2.4 ESTRUTURA E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS ESPÉCIES FLORESTAIS	14
2.5 MÉTODOS GEOESTATÍSTICOS APLICADOS EM FLORESTAS.....	15
2.6 USO DA ECOLOGIA ESPACIAL NA ANÁLISE DA DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES	25
3 MATERIAL E MÉTODOS	28
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	28
3.2 COLETA DE DADOS	30
3.2.1 Espécies selecionadas para o estudo.....	32
3.2.1.1 <i>Cedrela odorata</i> – Cedro-rosa	32
3.2.1.2 <i>Amburana acreana</i> – Cerejeira.....	34
3.2.1.3 <i>Apuleia leiocarpa</i> – Garapeira	35
3.2.2 Construção de cenários para análise da distribuição espacial	36
3.2.3 Análises realizadas nos dois cenários propostos	37
3.2.3.1 Método do Vizinheiro Mais Próximo (MVMP).....	38
3.2.3.2 Função K-Ripley Univariada.....	39
3.2.3.3 Função K-Ripley Bivariada – K12(r)	40
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
4.1 ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS ESPÉCIES VULNERÁVEIS	42
4.2 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS ESPÉCIES VULNERÁVEIS.....	45
4.3 ANÁLISE DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS ESPÉCIES VULNERÁVEIS USANDO A FUNÇÃO K-RIPLEY.....	46
4.4 ANÁLISE POR ESPÉCIE	48

4.4.1	<i>Cedrela odorata</i> – Cedro-rosa	48
4.4.1.1	Distribuição espacial pelo método do vizinho mais próximo	50
4.4.1.2	Análise da distribuição espacial usando a Função K-Ripley.....	54
4.4.2	<i>Amburana acreana</i> - Cerejeira.....	58
4.4.2.1	Distribuição espacial pelo método do vizinho mais próximo	60
4.4.2.2	Análise da distribuição espacial usando a Função K-Ripley.....	63
4.4.3	<i>Apuleia leiocarpa</i> - Garapeira	68
4.4.3.1	Distribuição espacial pelo método do vizinho mais próximo	70
4.4.3.2	Análise da distribuição espacial usando a Função K-Ripley.....	73
5	CONCLUSÕES.....	78
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	80
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	81

1 INTRODUÇÃO

Historicamente, a sobrevivência do homem apresenta dependência para com os recursos florestais. Mas, a forma predatória com a qual vem sendo feita a extração desses recursos, principalmente os de origem madeireira, vem ocasionando um decréscimo da área florestal existente no planeta. A madeira, é um recurso utilizado pelo homem desde os tempos pré-históricos, para obtenção de energia, confecção de utensílios, armas e abrigos. Em todo o desenvolvimento da humanidade, a madeira contribuiu de forma decisiva nos diversos avanços alcançados pelo homem (CAMPOS, 2013).

O aumento desordenado da extração ilegal de madeira e desmatamento, ao longo das décadas, tem causado uma preocupação coletiva na população mundial, de estar colaborando para a destruição da floresta e incentivando a exploração ou o desmatamento ilegal. Entretanto, o estoque de madeira é imenso, e parece existir o potencial para a exploração ecologicamente sustentável (VERISIMO et al. 1992; BARRETO et al. 1998).

Um importante mecanismo de proteção destas florestas se dá através da criação de Unidades de Conservação. Instituídas legalmente pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, as quais são classificadas em diferentes categorias, sendo próximas ou contíguas, e suas respectivas zonas de amortecimento e corredores ecológicos, integram diferentes atividades de preservação da natureza, uso sustentável dos recursos naturais e restauração e recuperação dos ecossistemas (BRASIL, 2003).

Uma das Unidades de Conservação de Uso Sustentável do Acre é a Floresta Estadual do Antimary – FE Antimary, que tem como principal finalidade o uso múltiplo dos recursos florestais e as pesquisas científicas. A principal atividade econômica da FE Antimary é o manejo florestal madeireiro que beneficia a população tradicional residente na unidade que usufrui dos benefícios sociais e econômicos dessa atividade e proporciona a utilização dos recursos florestais de maneira sustentável,

gerando renda e benefícios sociais, e ainda tem papel fundamental no suprimento dos Polos Moveleiros do Estado (ACRE., 2010; TECMAN, 2015).

Goodland et al. (1991) e Hosokawa et al. (1998) argumentam que o manejo florestal pode ser uma atividade que permita o uso sustentável desses recursos naturais. Para tal, deve-se conduzir, adequadamente, a regeneração florestal e revisar os métodos de colheita florestal. Além disso, Contreras et al. (2001) e Romero et al. (2014) relatam que, com a aplicação adequada de metodologias de manejo florestal sustentável, se pode obter informações para tomar decisões de médio e longo prazo no planejamento e controle dos recursos naturais e manutenção do solo e florestas.

Nesse contexto, manter os recursos florestais e inventariar a diversidade das espécies sob os planos de manejo florestal sustentável, vem sendo uma alternativa de manejo, monitoramento e controle dos mesmos. A dificuldade ainda encontra-se em descrever a agregação e formas de associação das espécies, para melhor seleção e exploração adequada no manejo.

Tentar explicar de maneira experimental, com trabalho de campo e levantamento de dados é complexo, devido ao potencial florestal na Amazônia. Pois são necessárias imagens de satélites para facilitar o planejamento adequado, além disso tem-se a necessidade de novas tecnologias como os padrões de distribuição espacial, que responda as necessidades de ordem florestal.

Conseqüentemente, o estudo dos padrões de distribuição espacial das espécies em comunidades vegetais, possibilita testar hipóteses sobre processos de interação entre as próprias espécies e como elas interagem (DARRIGO et al., 2016).

A análise espacial da distribuição das espécies florestais classificadas como vulneráveis, segundo a Portaria do Ministério do Meio Ambiente nº 443 de 17 de dezembro de 2014 (BRASIL, 2014), pode melhorar e contribuir na criação de metodologias ou parâmetros para a seleção mais eficiente de indivíduos a serem explorados, garantindo desta maneira a sustentabilidade das espécies florestais exploradas em planos de manejo florestal sustentável (PMFS).

Portanto, o objetivo principal deste estudo foi avaliar os efeitos da exploração florestal de impacto reduzido (EIR), praticado na Floresta Estadual do Antimary, na distribuição espacial de três espécies de interesse comercial consideradas vulneráveis pela Portaria MMA nº 443/2014 utilizando para tal, diferentes ferramentas estatísticas de análise espacial.

Como objetivos específicos temos: 1) a criação de dois cenários para análise, sendo um proveniente do inventário florestal pré-exploratório (IF 100%) e um segundo cenário que simula a floresta residual, ou seja, após a exploração de impacto reduzido – EIR dos indivíduos selecionados para corte; 2) Comparar a distribuição espacial das espécies nos cenários pré-exploratório e pós-exploratório; 3) Inferir acerca dos impactos da execução dos PMFS no padrão de distribuição espacial de espécies exploradas, consideradas vulneráveis pela Portaria MMA nº 443/2014.

2 REVISÃO DE LITERATURA

A revisão bibliográfica, realizada para subsidiar esse estudo contemplou os seguintes grandes temas: a) floresta tropical e Amazônia; b) recurso madeireiro e manejo florestal sustentável (MFS); c) espécies classificadas como vulneráveis segundo a Portaria MMA nº 443/2014; d) estrutura e distribuição espacial das espécies florestais vulneráveis no Brasil; e) métodos geoestatísticos aplicados em florestas e f) uso da ecologia espacial na análise da distribuição de espécies.

As informações obtidas foram sintetizadas e são apresentadas nos tópicos que se seguem.

2.1 Floresta tropical e Amazônia

As florestas tropicais ocupam cerca de 1,7 bilhão de hectares de terra, sendo cerca de 50% das florestas do mundo (FAO, 2014).

A floresta tropical também denominada de floresta pluvial tropical ou floresta úmida é um tipo de domínio fitogeográfico caracterizado por receber uma grande quantidade de chuvas e apresentar elevados índices de biodiversidade e de evapotranspiração, encontram-se localizadas em áreas equatoriais, próximas à linha do Equador, situadas em zonas próximas aos trópicos, conforme relata Pena (2017).

As florestas tropicais estão restritas a pequenas porções de terras entre as latitudes 22.5° Norte e 22.5° Sul do equador, entre os Trópicos de Capricórnio e o Trópico de Câncer, conforme Figura 1 (BUTLER, 2008). A ocorrência se dá nos continentes americano, africano e asiático mas, no Brasil, elas recebem o nome de Floresta Amazônica, Mata Atlântica, além de alguns grupos de vegetações do sul do país, como a Mata de Araucária (PENNA, 2017).

A floresta amazônica ocupa 6,9 milhões de quilômetros quadrados em nove países sul-americanos: Brasil, Bolívia, Peru, Colômbia, Equador, Venezuela, Guiana Suriname e Guiana Francesa (LENTINI et al. 2003).

Segundo os dados da FAO (2010), o Brasil se apresenta como 2º lugar em cobertura florestal e 1º em extensão de floresta tropical contínua (SBF e IPAAM, 2011). A cobertura florestal brasileira contempla 544 milhões de hectares, equivalente a 2/3 do território nacional, abrigando uma variedade de coberturas vegetais, como: Floresta Amazônica, Floresta Atlântica, Caatinga, Floresta subtropical ou de Araucária, Cerrados, Pantanal, Campos e Vegetação litorânea, posicionando-o entre os países com maior diversidade do planeta (MMA, 2009).

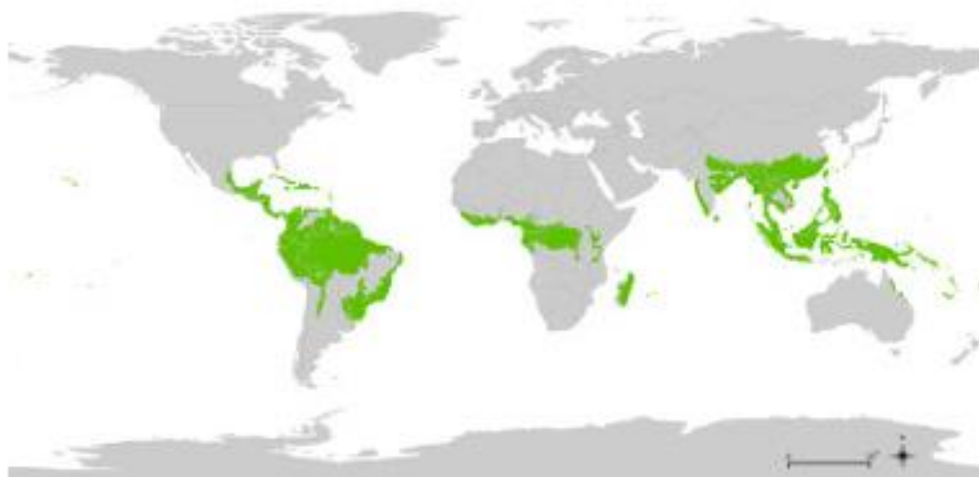


Figura 1. Mapa da distribuição das florestas tropicais pelo mundo.
Fonte: Pena (2017)

O Brasil está dividido em cinco grandes regiões geográficas. A região Norte, a maior delas, corresponde à Amazônia tradicional, definida com base em critérios fisiográficos; já a Amazônia Legal, delimitada para fins políticos e de planejamento, abrange uma área de 500 milhões de hectares, correspondendo a aproximadamente 60% do território nacional. Exceto para os dados de desflorestamento (alteração da cobertura florestal), as estatísticas oficiais se reportam sempre à Amazônia tradicional (GEO BRASIL, 2002).

Segundo dados do Ministério do Meio Ambiente – MMA, em 2001, dos 850 milhões de hectares do território nacional, aproximadamente 517 milhões são cobertos por florestas nativas. Desse total, 356 milhões de hectares são formados pela floresta

Amazônica, e o restante, por Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica e seus ecossistemas associados (MMA, 2009).

Para Rojo et al. (2010) a floresta amazônica é uma fonte tradicional de recursos para comunidades rurais, indígenas e para a sociedade em geral, gerando bens madeireiros e não madeireiros, originando oportunidades de trabalho e importantes rendimentos para o país. Aliado a essa realidade, grande parte dessas florestas compõe ecossistemas tropicais que são reconhecidos mundialmente por suas funções e serviços ambientais.

As Florestas Estaduais – FE são Unidades de Conservação pertencentes à categoria de Uso Sustentável. Esta conceituação é proveniente do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, estabelecido pela Lei nº. 9.985 de 18 de julho de 2000, e regulamentado pelo Decreto nº. 4.340 de 22 de agosto de 2002. Descrita como uma área com cobertura florestal de espécies predominantemente nativas de posse e domínio públicos, e tem como objetivo básico o uso múltiplo e sustentável dos recursos florestais e a pesquisa científica, com ênfase em métodos para exploração sustentável de florestas nativas (BRASIL, 2000).

No Estado do Acre foram criadas várias unidades de conservação, como pode ser visto na Figura 2, dentre elas a Floresta Estadual do Antimary.

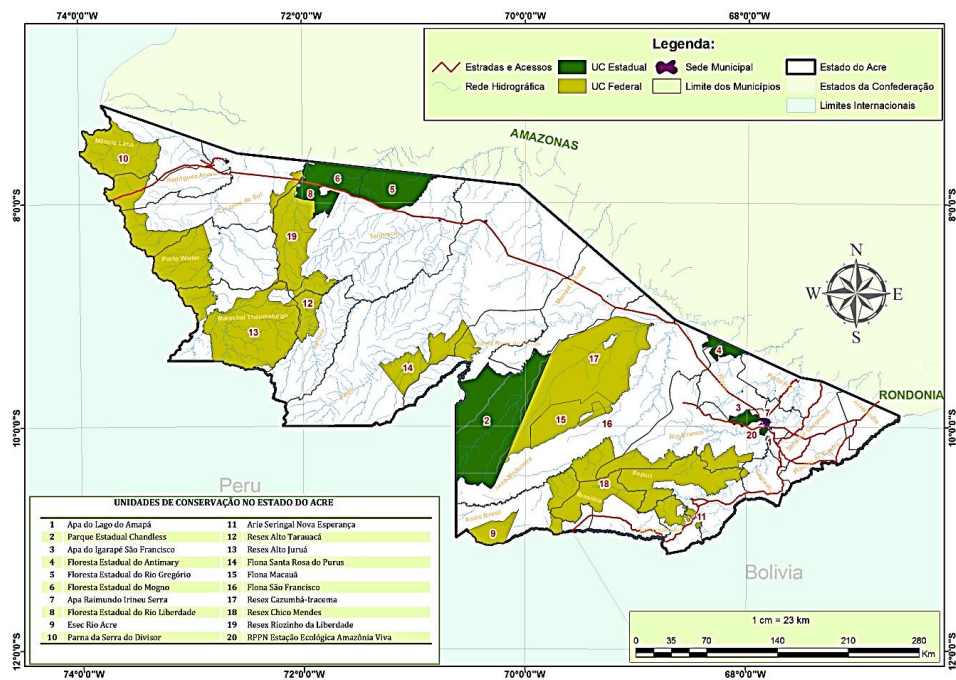


Figura 2. Unidades de Conservação no Estado do Acre.
Fonte: TECMAN (2015).

A FE Antimary (Figura 3) foi criada em 1997 através do Decreto nº 46 de 07 de fevereiro de 1997 e Decreto nº 13.321 de 01 de dezembro de 2005 (ACRE, 2005), instituída legalmente pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC sendo classificada como pertencente a categoria de Uso Sustentável e foi a primeira floresta pública certificada no Brasil para o manejo florestal empresarial, cuja principal finalidade é o uso múltiplo dos recursos florestais e a pesquisas científicas (BRASIL, 2000).

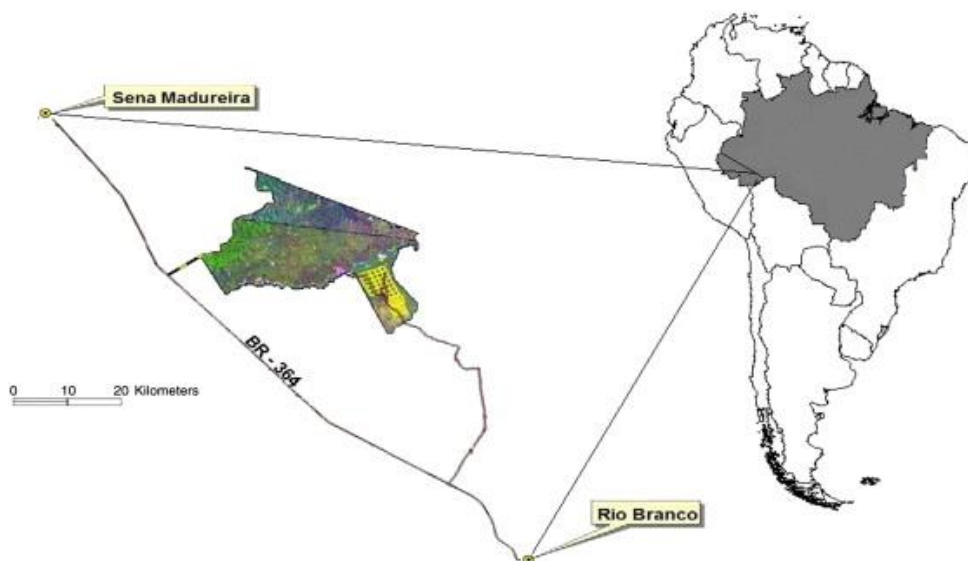


Figura 3. Floresta Estadual do Antimary – FEA, Acre.
Fonte: D'Oliveira et al., (2012)

A FE Antimary, segundo TECMAN (2006) é uma Unidade de Conservação muito estudada na Amazônia, por seu papel relevante no subsidio a criação de diversas propostas para o desenvolvimento e ordenamento florestal no Estado do Acre, assim como na Amazônia. O Plano de Manejo da FE Antimary estabelece o ciclo de corte de 25 anos, no sistema silvicultural policíclico, aplicado às condições de florestas de terra firme na Amazônia brasileira.

A área da Floresta Estadual do Antimary está localizada ao Norte do município do Bujari e a Leste de Sena Madureira, localizada no centro-leste do Estado do Acre, com as coordenadas geográficas de referência: S 09° 21' 30,40" e W 68° 03' 55,40", possui área territorial de 45.686,5669 hectares com o nordeste da área fazendo fronteira com o Estado do Amazonas (linha Cunha Gomes), sendo cortada pelo Rio Antimary (TECMAN, 2015).

Ainda segundo o Zoneamento Ecológico e Econômico do Acre – ZEE (ACRE, 2010) a FE Antimary representa uma área com potencial para produtos não

madeireiros, como a coleta de sementes, por exemplo, uma vez que a comunidade foi contemplada com capacitação e equipamentos através de convênios, sendo a segunda fonte de renda das famílias, ficando atrás apenas do recurso adquirido com a atividade de manejo florestal.

Segundo o ZEE, na cobertura florestal da FE Antimary observa-se a predominância da Floresta Aberta com Bambu (FAB) associada com Floresta Densa (FD), representando cerca de 38,24% seguida de Floresta Densa associada com Floresta Aberta com Palmeiras (FD + FAP) com 32,49% da área total e outras tipologias representam 29,27 %, conforme descreve a Tabela 1 a seguir (ACRE, 2010).

Tabela 1 – Tipologias florestais encontradas na FE do Antimary, Acre.

Código ZEE	Descrição da tipologia vegetal	Abrangência (ha)	%
FAP – Aluvial	Floresta Aluvial Aberta com Palmeiras	818,94	1,79
FABD	Floresta Aberta com Bambu Dominante	1.314,29	2,88
FAP + FAB	Floresta Aberta com Palmeiras + com Floresta Aberta com Bambu	2.841,41	6,22
FD	Floresta Densa	6.389,99	13,99
FD + FAP	Floresta Densa + Floresta Aberta com Palmeiras	14.842,40	32,49
FAB + FD	Floresta Aberta com Bambu + Floresta Densa	17.472,21	38,24
Desmatada	Área antropizada, caracterizada pela remoção da cobertura florestal	2.007,36	4,39
Total Geral		45.686,57	100,0

Fonte: ACRE, 2010.

No entanto, D'Oliveira et al (2012) descrevem que na FEA existem três tipos de floresta: florestas tropicais densas com copa uniforme e árvores emergentes, florestas tropicais abertas com ocorrência frequente de lianas e palmeiras e florestas abertas denominadas Tabocal dominadas por Tabocas (*Guadua* sp.). Com relação ao clima, os autores classificam o clima como Awi (Köppen) com uma precipitação anual de cerca de 2000 mm e uma temperatura média de 25 ° C, apresentando duas estações distintas: úmidas e secas.

Segundo dados da Fundação de Tecnologia do Acre – FUNTAC, em 2011 cerca de 41 famílias (aproximadamente 200 habitantes), distribuídas em 41 colocações formavam a população da FE Antimary em sua maioria compostas por seringueiros, castanheiros e pequenos agricultores. Essas famílias têm no extrativismo uma fonte

importante de renda, na qual os principais produtos florestais não madeireiros comercializados são borracha, castanha-do-brasil, resina de copaíba, sementes (Cumaru-ferro, Jatobá, Maçaranduba, Copaíba, Paricá, Mogno, Angico, Ipê e Cedro-rosa), e artesanato de sementes (ACRE, 2012).

2.2 Recursos madeireiros e manejo florestal sustentável (MFS) na Amazônia

De acordo com MMA (2009), estudos apontam para a existência de pelo menos 7.880 espécies florestais arbóreas nativas no Brasil. Estima-se, porém, que esse número represente apenas 80% do total existente. Outros autores estimaram a existência de cerca de 11.120 espécies arbóreas somente na floresta Amazônica.

O Brasil foi o País que mais desmatou durante as décadas de 1990 e 2000. A porção do território coberta pela Floresta Amazônica, uma das últimas áreas de fronteira agrícola no mundo, tem sido a mais impactada pelo desmatamento. Segundo dados do IBGE (2010), cerca de 20% da área original da floresta amazônica brasileira já está desmatada (FERREIRA et al., 2015).

A demanda por matéria-prima oriunda da floresta vem aumentando no sentido de suprir a necessidade do homem. A exploração do recurso florestal quando é mal planejada proporciona vários danos sobre o meio físico, biótico e antrópico. No entanto, a exploração predatória e ilegal de madeira continua sendo um enorme problema na região, além do crescimento da agropecuária, que colabora com a degradação da floresta e dos solos refletindo no desmatamento, contribuindo na perda do ecossistema florestal (SABOGAL et al., 2000; HOLMES et al. 2004; PUTZ et al., 2008).

Desta maneira surge a necessidade de adoção do manejo florestal sustentável para o planejamento da exploração dos recursos florestais, com a finalidade de garantir esses recursos para as gerações futuras. Uma alternativa de viabilização e execução para garantir a conservação da biodiversidade florestal, são os planos de manejo florestal sustentável (PMFS), já que a floresta não se constitui numa fonte inesgotável de matéria-prima (ROMERO et al. 2014).

Já conceituando o manejo florestal sustentável, tem-se, conforme a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA nº 406, de 02 de fevereiro de 2009, segundo Brasil (2009) e SFB (2014), como sendo “a administração da floresta para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os

mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo considerando-se, cumulativa ou alternativamente, a utilização de múltiplas espécies”.

O manejo florestal sustentável (MFS) representa um sistema de exploração que se desenvolveu em resposta às demandas sociais pela conservação da floresta e proteção ambiental, e utiliza as melhores técnicas de extração disponíveis, reduzindo os danos às florestas residuais e o desgaste do solo, minimizando assim os riscos de erosão e auxiliando na manutenção da diversidade biológica (HOLMES et al., 2004; PUTZ et al., 2008).

No plano de manejo florestal sustentável a exploração florestal é a principal atividade, onde os recursos devem ser retirados de forma planejada (BRASIL, 2009). Nesse contexto, Azevedo (2006) descreve que o manejo é o uso sustentável da floresta e um processo que valoriza seu uso como atividade permanente.

Dessa forma, é imprescindível que o planejamento da exploração madeireira seja feito de forma adequada, garantindo a manutenção da floresta para outros ciclos de corte e assegurando a compatibilidade social do uso florestal. A elaboração e execução do plano de manejo é de grande importância para a sustentabilidade da floresta, bem como o conhecimento da composição florística, estrutura da floresta, e a intensidade com que os danos da exploração florestal ocorrem nos diversos estratos (SABOGAL et al., 2000).

De acordo com relatos de Romero et al. (2014), o manejo florestal é um processo de gerenciamento florestal para alcançar, claramente, um ou mais objetivos específicos de gestão com respeito à produção de um fluxo contínuo de produtos e serviços florestais desejados, sem redução dos seus valores inerentes e de sua produtividade futura e sem efeitos indesejáveis e indevidos sobre o ambiente físico e social.

O manejo da floresta é considerado por Gama et al. (2005) como sendo essencial para garantir uma produção contínua de madeira devendo assim estar associado à conservação da biodiversidade das florestas nativas, como na Amazônia. Enquanto que Barry et al. (2010) afirmam que as florestas, com manejo sustentável e, a partir de uma perspectiva ambiental, têm experimentado um incremento em sua massa florestal e recuperado áreas degradadas, de forma a capturar mais carbono a longo prazo e, em termos sociais, gerar melhores condições de vida e desenvolvimento para as comunidades que as manejam.

Por sua vez, FAO (2014) e Romero et al. (2014) apontam que o manejo florestal sustentável vai além do problema do desmatamento e reflorestamento, pois este tem relação com a sociedade e sua necessidade de se manter e aumentar a oferta dos serviços, de benefícios econômicos e de saúde das florestas, de seu próprio desenvolvimento e melhoria da qualidade de vida, considerando que as organizações que envolvem fortes bases comunitárias são as chaves para implementar com sucesso o manejo florestal sustentável.

A importância da madeira para o homem, como produto direto e de outros bens indiretos, acentua a necessidade de procedimentos eficientes para quantificar e avaliar os recursos florestais. Entre as técnicas de estimativa florestal, destaca-se o inventário florestal, o qual pode ser realizado sob diferentes níveis de detalhamento e em diferentes pontos no tempo, além de proporcionar a sustentabilidade ambiental, também exerce influência social e econômica (SOARES et al. 2012).

O adequado planejamento é muito importante na execução da exploração florestal, usando critérios técnicos para que a atividade cause o menor impacto possível nos meios físicos, biótico e antrópico, além de reduzir custos na exploração. Esse planejamento florestal inclui o uso de técnicas menos impactantes sobre a estrutura florestal, durante o corte, extração e transporte da madeira (PINTO et al., 2002).

De acordo com Campos e Leite (2013), o inventário florestal trata das informações quantitativas e qualitativas que se devem obter acerca de um povoamento florestal, na sua execução, são envolvidas técnicas de medição, amostragem e computação, entre outras. Complementando essas afirmações Husch et al. (2003) e Soares et al. (2012) consideram como procedimentos para obter informações sobre quantidades e qualidades dos recursos florestais e de muitas características das áreas sobre as quais as árvores estão crescendo.

Por último, o Inventário florestal é uma ferramenta que nos permite conhecer a estrutura da distribuição diamétrica e espacial, fornecendo subsídios para o planejamento das atividades de exploração e manejo. Nesse contexto, o estudo do padrão da distribuição espacial é de interesse para o Manejo Florestal Sustentável (MFS), o crescimento dos indivíduos, à distribuição diamétrica, à densidade de árvores e, conseqüentemente, à produção volumétrica (SILVA et al., 2008). Tudo isto com a finalidade de um bom planejamento e melhor escolha dos indivíduos a serem explorados nos Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) e Planos Operacional

Anual (POA) e desta forma conservar a continuidade das espécies e mais ainda das espécies ameaçadas e em extinção.

Como resultado da pressão constante sobre as florestas, pela busca de utilizar os recursos madeireiros, muitos ecossistemas são alterados ou até mesmo destruídos, o que leva muitas espécies a condições críticas de sobrevivência, muitas vezes margeando a extinção. Para avaliar quais e quantas espécies encontram-se ameaçadas, pesquisas sobre a ecologia e estado da arte de espécies da fauna e da flora são desenvolvidas através de parcerias entre governos, instituições de pesquisas e organizações não governamentais – ONGs. Nesse contexto o Conama torna pública a Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção, através da Portaria nº 443 de 17 de dezembro de 2014 (BRASIL, 2014).

2.3 Espécies classificadas como vulneráveis no Brasil – Portaria MMA nº 443 de 17 de dezembro de 2014

O Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, órgão criado em 1982 pela Lei n. 6.938/81, a qual estabelece a Política Nacional do Meio Ambiente, de caráter consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente SISNAMA, tem o objetivo de criar linhas de direção de políticas governamentais para exploração e preservação do meio ambiente e dos recursos naturais. Além de criar normas e determinar padrões compatíveis com o meio ambiente ecologicamente equilibrado e essencial à sadia qualidade de vida (BRASIL, 1981).

Nesse contexto eminente o Conama, através do Ministério do Meio Ambiente, publica a Portaria nº 443 de 17 de dezembro de 2014, a qual reconhece como espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da "Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção" que inclui o grau de risco de extinção de cada espécie, sendo distribuídas nas categorias: extintas na natureza (EW), criticamente em perigo (CR), em perigo (EN) e vulnerável (VU), estando estas protegidas de modo integral, incluindo a proibição de coleta, corte, transporte, armazenamento, manejo, beneficiamento e comercialização, dentre outras (BRASIL, 2014).

Ainda de acordo com BRASIL (2014), no artigo terceiro, da referida Portaria, estabelece que as espécies da Lista, classificadas na categoria Vulnerável (VU), podem receber manejo sustentável, a ser regulamentado pelo Ministério do Meio Ambiente e

autorizado pelo órgão ambiental competente, e atendendo minimamente critérios pré determinados.

Após pressão do setor florestal, o Ministério de Meio Ambiente (MMA) publica a Instrução Normativa (IN) nº 01 de 12 de fevereiro de 2015, que regulamenta a exploração comercial de madeira da flora brasileira classificadas como Vulneráveis que integrem a Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção (BRASIL, 2015).

A presente Instrução Normativa determina que a aprovação de Planos de Manejo Florestal Sustentável – PMFS e seus respectivos Planos Operacionais Anuais – POA, quando envolver a exploração de espécies classificadas na categoria Vulnerável – VU, no bioma amazônico, deverá considerar os seguintes critérios:

I – Manutenção de, pelo menos, 15% (quinze por cento) do número de árvores por espécie, na área de efetiva exploração da Unidade de Produção Anual - UPA, que atendam aos critérios de seleção para corte indicados no PMFS, respeitando a distribuição nas classes de Diâmetro à Altura do Peito – DAP, de acordo com o perfil da população existente na UPA e respeitado o limite mínimo de manutenção de 4 (quatro) árvores por espécie por 100 ha (cem hectares), em cada Unidade de Trabalho – UT;

II – Manutenção de todas as árvores das espécies cuja abundância de indivíduos com DAP superior ao Diâmetro Mínimo de Corte – DMC seja igual ou inferior a 4 (quatro) árvores por 100 ha (cem hectares) de área de efetiva exploração da UPA, em cada UT.

Por conseguinte, a conservação das espécies florestais é importante, já que a maioria das espécies de árvores da Amazônia é rara em uma escala local; a exploração, em sua forma mais agressivas, poderia contribuir para um declínio na biodiversidade local (MARTINI; ROSA e UHL, 1998).

Na área de estudo, a UPA 05 da FE Antimary foram identificadas sete espécies classificadas como vulneráveis na “Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção”, sendo elas: *Hymenolobium excelsum* Ducke (Angelim-

pedra); *Cedrela odorata* L. (Cedro-rosa); *Amburana acreana* (Ducke) A.C.Sm (Cerejeira); *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F.Macbr (Garapeira); *Mezilaurus itauba* (Meisn) Taub. ex Mez (Itaúba); *Bertholletia excelsa* (Castanheira) e *Swietenia macrophylla* King (Mogno).

Destas, a *Bertholletia excelsa* é proibida de corte pelo Decreto 5.975/2006 (BRASIL, 2006) e a *Swietenia macrophylla* King possui critérios específicos para exploração conforme determina o Decreto nº 4.722/2003 (BRASIL, 2003), não sendo exploradas no PMFS objeto do estudo. As espécies *Hymenolobium excelsum* Ducke e *Mezilaurus itauba* Taub ex. Mez foram classificadas na categoria de exploração como raras, uma vez que a abundância de indivíduos com DAP superior ao DMC foi igual ou inferior a 3 árvores por 100 hectares de área de efetiva exploração da UPA (BRASIL, 2009), não sendo portanto permitido o corte dos indivíduos dessas espécies.

2.4 Estrutura e distribuição espacial das espécies florestais

Segundo Bernardi (2015) a formação de um determinado padrão espacial é composta por vários fatores, dentre eles estão os morfológicos (ex.: propagação vegetativa), fatores fitossociológicos (ex.: a competição intraespecífica e interespecífica) e a heterogeneidade e fatores ambientais (ex. disponibilidade de nutrientes, topografia, distúrbios naturais, ventos, corrente de água).

A estrutura das espécies florestais contempla uma abordagem criteriosa da composição florística, dos parâmetros fitossociológicos das estruturas horizontal e vertical, das classes de diâmetros, área basal e volume. Consequentemente avalia a estrutura como iluminação, classe de copa, porte e sanidade dos troncos e das árvores, infestação de cipós e da identificação de espécies raras. Além de incluir estimativas de índices de similaridade, diversidade, agregação e de associação de espécies (SOARES et al., 2012).

A composição de espécies, estruturas e dinâmica das florestas reflete nas condições de crescimento, bem como nas influências antropogênicas diretas e indiretas. O tamanho da estrutura de classe é o parâmetro mas, frequentemente manipulado por tratamentos silviculturais para alcançar os objetivos do manejo e depende do tipo, magnitude, severidade e frequência de exploração e atributos da história das espécies (NAVARRO-CERRILLO et al., 2013).

Os atributos estruturais dos povoamentos florestais, distribuição de tamanho e arranjo espacial de árvores individuais são cada vez mais reconhecidos por sua importância prática e teórica na compreensão e manejo de ecossistemas florestais (LINGUA et al., 2008; CERRILLO et al., 2012).

Pereira, et al. (2006), Rechenmacher, et al (2007) e Nascimento, et. al (2016) afirmaram que a distribuição espacial das espécies pode ser usada como uma ferramenta que auxilia na compreensão dos seus aspectos ecológicos, permitindo analisar resultados que conduzam à compreensão da dependência espacial das espécies e do seu padrão de distribuição, colaborando com a melhoria nas técnicas de manejo sustentável, refletindo em processos de amostragem e monitoramento de espécies vegetais em unidades de conservação.

Conseqüentemente, o estudo dos padrões de distribuição espacial de uma espécie pode ser realizado em escala macro (biogeográfico), meso (comunidades) ou micro (distribuição espacial dos indivíduos dentro da comunidade). Padrões em uma ou mais escalas são o resultado da heterogeneidade espacial de muitos fatores ambientais (HAY et al., 2000).

O padrão de distribuição espacial das espécies, ressaltado por Rode et al. (2010), em determinada área, reflete diferentes influências nas limitações das variáveis ambientais, existentes em cada sítio, reflexo do tipo de distribuição entre os indivíduos, podendo ser: agregada, dispersa ou ocorrer ainda de forma regular ou uniforme.

Ainda segundo Rode et al. (2010), o padrão espacial de árvores é importante em estudos de ecologia florestal, pois permite analisar a estrutura da comunidade em si, conhecer processos ecológicos importantes, como competição, herbívoros e dispersão de sementes. Variáveis abióticas, histórico de perturbações, dinâmica do dossel e a complexidade da estrutura vertical também se refletem no padrão espacial das árvores de uma floresta (CAPRETZ et al., 2012).

2.5 Métodos geoestatísticos aplicados em florestas

Nas últimas décadas, vários métodos para descrever os atributos estruturais das florestas foram desenvolvidos, usando como base as posições espaciais, dentre eles: índice de agregação de Clark e Evans, índice de segregação de Pielou, funções F e G de Diggle e função K-Ripley (NGUYEN et al., 2018).

Conforme Yamamoto e Landim (2013) a “geoestatística tem por objetivo a caracterização espacial de uma variável de interesse por meio do estudo de sua distribuição e variabilidade espaciais, com a determinação das incertezas associadas”.

A geoestatística apresenta três propriedades fundamentais: homogeneidade ou estacionária, isotropismo e efeito de borda. A homogeneidade implica que os dados devem ser normalmente distribuídos, com a mesma média e variância em toda a área de estudo. Um padrão heterogêneo mostrará densidade diferente em diferentes áreas do plano. Um padrão isotrópico mostra a mesma intensidade em todas as direções, enquanto um padrão espacial que varia de acordo com a direção é anisotrópico (por exemplo, vegetação distribuída ao longo de cursos de água, escarpas, etc (ROZAS; CAMARERO, 2005).

Ainda de acordo com os autores, tanto o tamanho como a forma da área de estudo afetam a capacidade de muitos estatísticos estimarem com precisão o tipo, intensidade e alcance do padrão espacial. O efeito de borda tem grande influência na escala espacial e conseqüentemente sobre os resultados da análise do padrão de pontos, quando a análise se baseia na medição de distâncias entre árvores.

As análises de padrões espaciais podem-se calcular através de funções, ferramentas aplicadas em programas e sistemas. Um dos sistemas mais importantes e conceituados denominado GIS – *Geographic Information System*, ou Sistema de Informação Geográfica (SIG), definido como o conjunto de ferramentas projetadas para obter, armazenar, recuperar e exibir dados espaciais do mundo real (INEGI, 2014).

Os padrões de análise (*analyzing patterns*), contém uma série de métodos que ajudam a avaliar se os recursos ou os valores associados aos recursos formam um padrão espacial agrupado, disperso ou aleatório. Essas ferramentas geram um único resultado para todo o conjunto de dados em questão. As ferramentas nessa categoria geram o que é conhecido como estatística inferencial ou a probabilidade de quão confiante é que o padrão, seja disperso ou agrupado (ARCGIS, 2017). Tais ferramentas podem ser:

a) Método do vizinho mais próximo (MVMP):

De acordo com Dixon (2001), que descreve os métodos dos vizinhos mais próximos como sendo um grupo diversificado de métodos estatísticos, unidos pela ideia de que a similaridade entre um ponto e seu vizinho mais próximo pode ser usada

para inferência estatística. Tendo como aplicações ambientais mais empregadas: o uso do método para análises de processos de pontos espaciais e em experimentos de campo. Considerado também como uma extensão da função de distribuição cumulativa do Teste de Clark e Evans (Clark e Evans, 1954; Pielou, 1969), que relata o padrão espacial observado como função da distância d (ROZAS; CAMARERO, 2005).

Nos processos de pontos espaciais, a similaridade apropriada é a distância entre um ponto e seu vizinho mais próximo. Esses métodos podem ser aplicados para descrever a relação entre dois ou mais processos de pontos espaciais (DIXON, 2001). Estes métodos são ilustrados usando dados sobre a localização espacial das árvores em uma floresta, por exemplo. Os quais usam distâncias árvore-árvore para calcular a distribuição cumulativa ou não-cumulativa de indivíduos arbóreos em uma variedade de escalas espaciais (NGUYEN et al., 2018).

Com relação a análise da distância do ponto-evento, Dixon (2001), discorre que a relação ponto-evento, $F(x)$, considera um local escolhido ao acaso e o evento mais próximo, sua estimativa se dá escolhendo “ n ” localizações na área de estudo e calculando a distância de cada local ao vizinho mais próximo. Com $G(w)$, os efeitos de borda alteram a estimativa da função de distribuição cumulativa. Um estimador corrigido pela borda é dado por:

$$\hat{F}_R(x) = (x_I \leq x, d_I > x) / (d_I > x)$$

Onde X_I corresponde a distância entre um ponto e seu evento vizinho e d_I , a distância entre um ponto e seu ponto limite mais próximo. Quando os eventos aceitam a CAE, o X corresponde a distância do evento pontual e $G(w)$ possui a mesma distribuição da distância do vizinho mais próximo, portanto, $F(x) = 1 - \exp(-\rho\pi x^2)$.

Contudo, os efeitos das variações na aleatoriedade em $F(x)$ são opostos daqueles em $G(w)$. Valores de $\hat{F}(x)$ acima do valor esperado indicam regularidade. Valores abaixo do valor esperado indicam agrupamento. A função de distribuição de evento de ponto fornece informações sobre o espaço vazio entre os pontos (DIXON, 2001).

Para Nguyen et al. (2018), o método do vizinho mais próximo pode ser empregado para descrever padrões espaciais de espécies em escalas inter e intraespecíficas, além de buscar caracterizar a vizinhança de um ponto focal usando seus n -vizinhos mais próximos. As técnicas de estatística do método do vizinho mais

próximo nos permitem determinar a relação dentro de grupos de vizinhança de pontos como espécies e classes de tamanho em pequenas escalas. Maior heterogeneidade nas espécies e homogeneidade nas classes de tamanho indicam maior diversidade estrutural.

Usando os métodos dos vizinhos mais próximo, Szmyt (2014), destaca que assume-se que a estrutura espacial das florestas é determinada em grande parte pelas relações de vizinhos mais próximos. Usando índices pertencentes a este grupo de métodos, podemos determinar diferentes aspectos da estrutura espacial: tipo de distribuição de árvores, mistura de espécies e diferenciação espacial de tamanhos de árvores. Eles são muito úteis em comparações, por exemplo, entre diferentes tipos de florestas, manejadas versus florestas naturais, entre diferentes eventos de colheita, entre outros.

b) Método de Autocorrelação espacial:

São estatísticas dedutivas, que medem a concentração de valores altos ou baixos para uma determinada área de estudo, são funções executadas em programas de SIG, o que significa que os resultados da análise são interpretados no contexto da hipótese nula. A hipótese nula para a estatística de Autocorrelação espacial (G) estabelece que não há agrupamento espacial de valores de entidade (LENTZ, 2009).

Quadro 1 – Ferramentas de Mapeamento de Clusters.

Ferramenta	Descrição
Cluster and Outlier Analysis	Dado um conjunto de características ponderadas, identifica pontos críticos, manchas frias e outliers espaciais estatisticamente significativos usando a estatística de Anselin Local Moran I.
Grouping Analysis	Recursos de grupos com base em atributos de recursos e restrições espaciais/temporais opcionais.
Hot Spot Analysis	Dado um conjunto de características ponderadas, identifica pontos críticos e pontos frios estatisticamente significativos usando a estatística Getis-Ord G_i^* .
Optimized Hot Spot Analysis	Dado pontos de incidente ou características ponderadas (pontos ou polígonos), cria um mapa de pontos quentes e frios estatisticamente significativos usando a estatística Getis-Ord G_i . Avalia as características da classe de recurso de entrada para produzir resultados ótimos.
Similarity Search	Identifica quais recursos candidatos são mais parecidos ou mais diferentes de um ou mais recursos de entrada com base em atributos de recursos.

Fonte: ArcGis (2018)

O uso do método de autocorrelação espacial é mais adequado quando se trata de distribuição uniforme de valores e busca identificar valores altos inesperados. Infelizmente, quando valores máximos e mínimos são agrupados, eles tendem a se anular. No entanto, a ferramenta de autocorrelação espacial identifica um agrupamento ao unir valores altos e baixos (Figura 4), ambas ferramentas são processadas juntas nas análises da determinação da função K-Ripley (ARCGIS, 2018).

O método de autocorrelação espacial retorna quatro valores: G observado em geral, G, z-score e valor P esperados. Os valores são escritos como mensagens na parte inferior do painel Geoprocessamento durante a execução da ferramenta e transmitidos como valores de saída derivados para uso potencial em modelos ou scripts (ESRI, 2018).

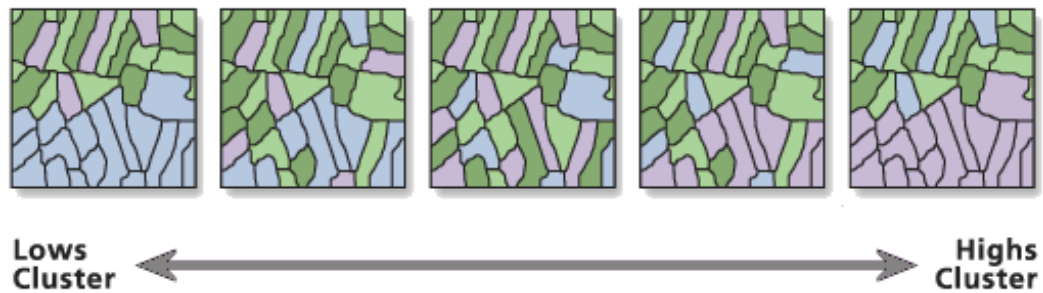


Figura 4. Escala de agrupamento.
Fonte: (LENTZ, 2009).

c) Autocorrelação espacial incremental:

Mede a autocorrelação espacial de uma série de distâncias e, opcionalmente, cria um gráfico de linhas dessas distâncias e seus escores Z correspondentes (Figura 5). Os escores z refletem a intensidade do agrupamento espacial, quando significativos estatisticamente, indicam as distâncias onde os processos espaciais que promovem o agrupamento são mais intensos. Essas distâncias de pico são muitas vezes os valores apropriados para usar em ferramentas com um parâmetro Distance Radio ou Distance Band (ESRI, 2018).

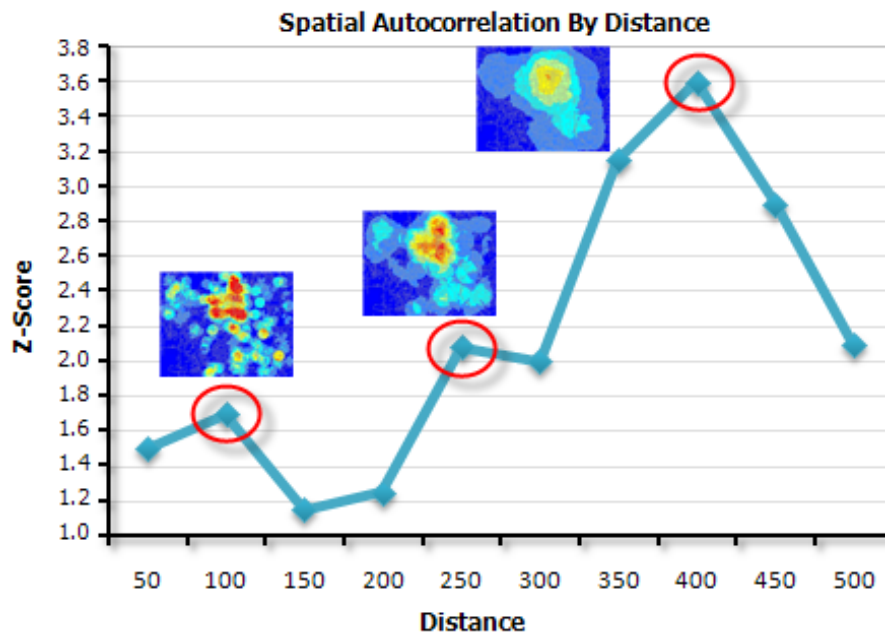


Figura 5. Correlação espacial.

Fonte: ESRI, 2018

d) Função K-Ripley univariada e bivariada:

Esta função consiste em um método baseado em medidas de distância de natureza cumulativa que utiliza as coordenadas (x, y) de cada evento existente na área de estudo Ripley (1976). A análise pela função K-Ripley (1979) também conhecida como “análise de segunda ordem reduzida”, representa uma abordagem descritiva do padrão espacial, pois está baseada em medidas de segunda ordem (BERNARDI, 2015).

Rode et al. (2010), ressaltam que o método proposto por Ripley (1979) se propõe a avaliar padrões espaciais de qualquer evento em determinado espaço baseado em processos de Poisson, denominado de função K. O método avalia os eventos em diferentes escalas simultaneamente, trazendo maior flexibilidade em relação a outros métodos. É uma função de densidade probabilística, que considera a variância de todas as distâncias entre todos os indivíduos (SILVA et al., 2008).

A Função K-Ripley é uma metodologia que tem sido amplamente aplicada para descrever o padrão espacial de espécies florestais (PEREIRA et al., 2006; SILVA et al., 2008; RODE et al., 2010; HIGUCHI et al., 2011; CAPRETZ et al., 2012; MACHADO et al., 2012; BRUZINGA et al., 2013; ROCKWELL et al., 2017).

Segundo Ebert, et al. (2016), a função K-Ripley utiliza como base o cálculo do número esperado de pontos dentro de um círculo de raio (r) centrado em um ponto de referência arbitrário, dividido pela intensidade (λ) do padrão, conforme ilustrado na Figura 6. Este método avalia como os padrões espaciais de qualquer evento em

diferentes escalas ocupam simultaneamente um espaço, portanto, o grau de interação entre árvores dentro de uma população ou comunidade pode ser avaliado.

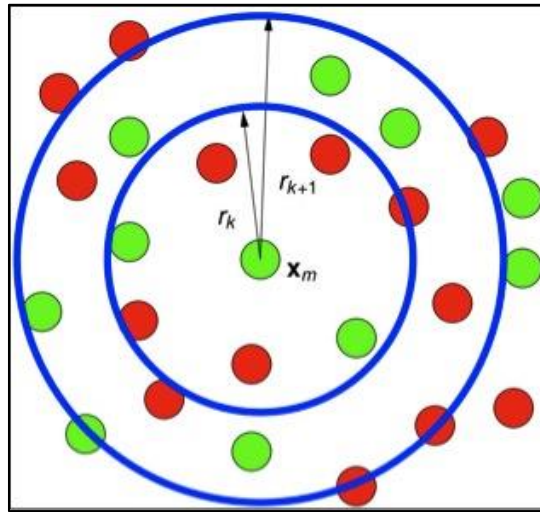


Figura 6. Ilustração da definição da Função K de Ripley.
Fonte: Landscape (2012).

De acordo com Dixon (2002), a função K-Ripley é dada pela seguinte fórmula.

$$K(r) = \lambda^{-1}E$$

Sendo λ a densidade de indivíduos (número de indivíduos por unidade de área), E corresponde ao número de eventos com distância t de eventos aleatórios próximos. A função K é muitas vezes definida como: K (r) sendo o número médio de indivíduos dentro de um círculo de raio r em torno de um indivíduo "típico" do padrão (sem contar o indivíduo central). Portanto, K (r) descreve as características do processo de pontos em muitas escalas (tanto quanto diferentes consideram).

A maneira mais simples de estimar e K (r) seria:

$$\widehat{\lambda} = \frac{N}{A}; \quad \widehat{K}(r) = \frac{1}{\widehat{\lambda}} \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \sum_{j \neq i} I(d_{ij} < r)$$

Onde N é o número de pontos do padrão; A representa a superfície da área de estudo e I (d_{ij} < r) a função indicador, ou de peso para correção de borda, que leva o valor de 1 se a distância entre os pontos i e j for menor que r e 0 no caso oposto.

Scalon et al. (2012) ressaltam que a função K teórica para um processo de Poisson homogêneo com área infinita é dada pela equação: $\widehat{K}_i(r) = \pi r^2$.

Portanto, sob agrupamento, espera-se que $\widehat{K}_i(r) > \pi r^2$ e, no caso de regularidade, $\widehat{K}_i(r) < \pi r^2$. Para facilitar a interpretação da função K, utiliza-se um

estimador linear centrado em zero dessa função, denominada função L e definida pela equação:

$$\hat{L}(r) = \sqrt{\frac{\hat{k}(r)}{\pi}} - r,$$

Sendo então denominada como função K-Ripley linearizada. A partir desse estimador, podem-se utilizar os mesmos procedimentos de Monte Carlo, conforme citados por Diggle (2003).

Ebert et al.(2016) discorrem que a distribuição individual de árvores na floresta pode configurar três padrões teóricos: uniforme, aleatório e agregado. Padrões agregados ocorrem quando observa-se uma associação positiva ou atrativa entre indivíduos, resultando em autocorrelação de valores positivos em curtas distâncias. Enquanto que os padrões uniformes ou regulares são caracterizados por autocorrelação negativa com relações repulsivas entre os indivíduos.

No entanto, as populações de espécies podem apresentar diferentes combinações de padrões espaciais, dependendo da escala considerada. A curtas distâncias, os indivíduos podem apresentar agrupamento, enquanto que em distâncias maiores, podem apresentar padrões dispersos, reflexo da relação entre os aspectos sincológicos como a polinização, a dispersão de sementes e propágulos, os sistemas reprodutivos, entre outros (EBERT et al., 2016).

Capretz (2004) considera a Função K-Ripley uma ferramenta estatística muito apropriada para análises do padrão espacial, principalmente, quando os dados são apresentados em forma de mapas de vegetação, onde todas as árvores possuem coordenadas geográficas conhecidas. O método é capaz de identificar o padrão espacial em diferentes escalas de distância, além de investigar o nível de independência espacial entre dois grupos de árvores. Possibilita investigar o padrão espacial segundo a altura, diâmetro ou identificação botânica, pela função K “marcada”.

De acordo com Bernardi (2015), a análise é feita graficamente, facilitando assim a visualização dos desvios em relação a hipótese nula, onde graficamente as abcissas representam s e as ordenadas a função transformada L (s) da função K, como mostra a Figura 7.

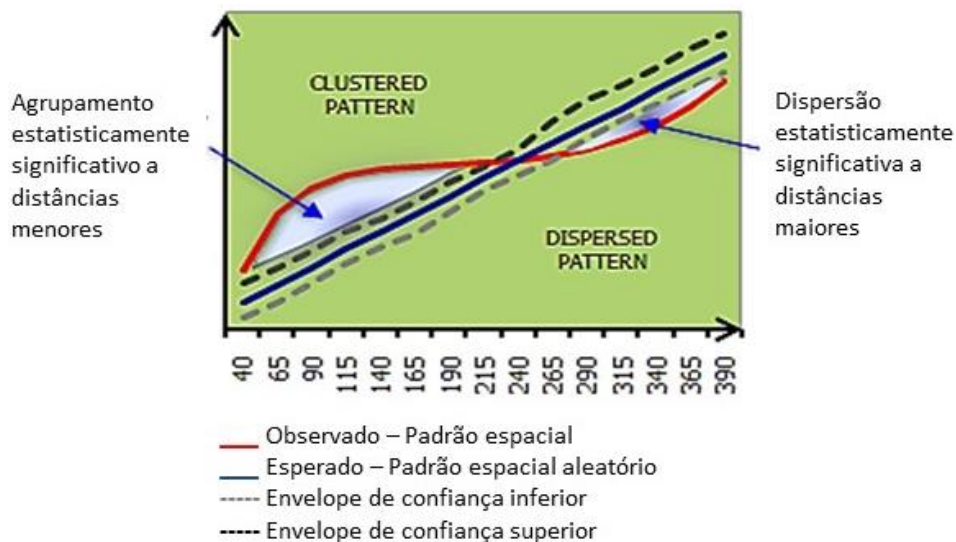


Figura 7. Representação gráfica da Função K de Ripley.
 Fonte: ARCGIS (2017).

Na prática, o limite da área de estudo geralmente é arbitrário, portanto, é necessário introduzir um fator que corrige o efeito de borda. Os "efeitos de borda" surgem porque os pontos que aparecem fora dos limites da área de estudo não são levados em consideração para estimar $K(r)$, embora estejam a uma distância menor que r de um ponto localizado na área. Se eles não são levados em consideração, os efeitos de borda produzem estimativas distorcidas de $K(r)$, especialmente para valores grandes de r (RIPLEY, 1988).

Diferentes mecanismos e estimadores foram propostos para corrigir o efeito da borda, como ponderar as contagens em torno de pontos próximos da borda, replicando o padrão em torno da área de estudo ou estabelecendo bandas 'buffer' na periferia da área de estudo que fornece pontos e que evitam o efeito da borda (RIPLEY, 1988; ROT, 2006)

Alguns autores demonstram a importância de verificar o efeito de borda, em áreas regulares como irregulares, também é necessário corrigi-lo, principalmente quando se trabalha com populações com limites naturais (LANCASTER; DOWNES, 2004; ROT, 2006; HIGUICHI, et al., 2010).

Para Machado et al. (2012) é possível testar a hipótese de Completa Aleatoriedade Espacial- CAE do inglês Complete Spatial Randomance (CSR), por meio da estimativa da função univariada de K , onde se investiga se o padrão de distribuição espacial das espécies se comporta de forma agregada, aleatória ou regular. Sendo de suma importância para a descrição quantitativa de qualquer padrão espacial,

onde um evento X é uma realização parcial de um processo homogêneo de Poisson, que envolve um único parâmetro, λ (intensidade) ou o número médio de eventos por unidade de área (EBERT et al., 2016).

De acordo com Durigan (2012) o número real de eventos (n) em X é uma observação de uma distribuição de Poisson com uma intensidade média $\lambda(X)$. Por sua vez, a Função K bivariada, analisa a hipótese de Completa Independência Espacial (CIE) do inglês *Complete Spatial Independence* (CSI) a qual informa se a relação entre dois grupos de árvores é de atração, independência ou repulsão (MACHADO et al., 2012), deslocando o foco de "agregado versus regularidade" para "atração vs. repulsão" entre processos (DURIGAN, 2012).

Machado et al. (2012) destacam que as análises são realizadas graficamente, onde duas linhas limites correspondem ao envelope de confiança, sendo, uma positiva e outra negativa. Para aceitar a hipótese de CAE, a linha indicando os valores de K deve permanecer dentro do envelope de confiança, caso contrário a hipótese de CAE é rejeitada e assume-se que o padrão de distribuição dos indivíduos é agregado, quando passar do limite superior do envelope (valores positivos), e uniformes, quando passar do limite inferior (valores negativos).

Os valores acima da linha superior, do intervalo de confiança, indicam uma distribuição espacial agrupada dos indivíduos, enquanto os valores abaixo da linha inferior indicaram uma distribuição espacialmente uniforme (regular) dos indivíduos, conforme descrito por Ebert et al. (2016).

A função K -Ripley bivariada, de forma análoga à função univariada, gera estimativas da função K_{12} relacionando características intra e interespecíficas ou entre funções de vizinhança associadas a partir de um padrão de pontos espaciais bivariado em uma área de amostragem simples (retangular ou circular) ou complexa. Calcula localmente os limites do intervalo de confiança das funções sob as hipóteses nulas de independência da população ou rotulagem aleatória (PELLISSIER et al., 2018).

Ainda de acordo com o Autor, citando Lotwick & Silverman (1982), para um processo homogêneo de intensidades bivariadas isotrópicas das intensidades λ_1 e λ_2 , a propriedade de segunda ordem poderia ser caracterizada por uma função $K_{12}(r)$, de modo que o número esperado de vizinhos do tipo 2 a uma distância r de um ponto arbitrário do tipo 1 seja:

$$N_{12}(r) = \lambda_2 * K_{12}(r);$$

Onde $K_{12}(r)$ é uma padronização de intensidade de $N_{12}(r)$.

Segundo Pelissier et al. (2018), a função bivariada K-Ripley $K_{12}(r)$ após ser linearizada transforma-se em $L_{12}(r)$, a qual apresenta independência da população quando possui valor 0 (zero).

$$L_{12}(r) = \sqrt{\left(\frac{K_{12}(r)}{\pi}\right) - r}$$

Sob o modelo nulo $L_{12}(r)$ assume valor positivo quando as duas populações mostram atração e negativas quando mostram repulsão, a uma determinada distância. Sob a hipótese nula de aleatoriedade, a expectativa de $L_{12}(r)$ é ser igual a $L(r)$. Torna-se maior que $L(r)$ quando os tipos tendem a ser correlacionados positivamente e inferiores quando tendem a ser negativamente correlacionados (TRAISSAC; PASCAL, 2014).

Neste caso particular, as posições dos pontos de uma classe permanecem inalteradas enquanto os pontos da outra classe são deslocados pelo mesmo vetor aleatório. Conseqüentemente, um intervalo de confiança de 99% foi desenvolvido a partir de 1000 mudanças toroidais aleatórias para cada análise (GOREAUD; PÉLISSIER, 2003; TRAISSAC; PASCAL, 2014).

A hipótese de independência da população assume que a localização dos pontos de uma determinada população é independente da localização dos pontos do outro. Sendo, portanto, testado condicionalmente ao padrão espacial intrínseco de cada população. A hipótese de rotulação aleatória assume que a probabilidade de ter uma determinada característica é a mesma para todos os pontos do padrão e não depende de vizinhos, portanto, é testado condicionalmente ao padrão espacial inteiro, ao randomizar as características sobre os pontos mantidos inalterados (GOREAUD; PÉLISSIER, 2003).

Questões sobre a relação entre dois processos espaciais podem ser feitas de duas maneiras diferentes. A abordagem da independência, condiciona a estrutura marginal de cada processo e questiona sobre a interação entre os dois processos (DIXON, 2002).

2.6 Uso da Ecologia Espacial na Análise da Distribuição de Espécies

Segundo Scalon et al. (2012), para se caracterizar a distribuição espacial das espécies faz-se necessário testar hipótese de completa aleatoriedade espacial (CAE) contra a hipótese alternativa do padrão agregado e padrão uniforme (regular). Na

literatura, muitos autores concordam que a distribuição espacial aleatória é rara em populações de plantas, assim como a distribuição regular, e que a maioria das populações tem algum grau de agregação dos indivíduos no espaço.

A agregação e associação das espécies, nas comunidades vegetais são constituídas por um conjunto de variáveis com maior e menor grau de interrelação e com densidade absoluta variável. Podendo ser classificadas desde comuns até raras, como a maioria dos estudos fitossociológicos baseia-se em análises florísticas provenientes de amostras de comunidades que se estudam, é importante conhecer algumas das características da vegetação vinculada ao padrão espacial das espécies e à distribuição das frequências (SOARES et al. 2012).

Uma espécie pode se distribuir no espaço de três formas básicas: aleatória, agrupada ou uniforme. Na distribuição aleatória, supõe-se um comportamento não seletivo resultando numa homogeneidade ambiental. Na distribuição agrupada, os indivíduos estão agregados nas partes mais favoráveis do habitat, entre estes podemos destacar: agregada - aleatória para os grupos; agregada - uniforme para os grupos; agregada - agregada para os grupos (HAY et al., 2000). A distribuição uniforme obedece um padrão de distribuição, como exemplo didático, usa-se o plantio de uma espécie comercial, com espaçamento fixo (HIGUCHI et al., 2011).

Através do estudo dos padrões de distribuição podem ser estabelecidos os mecanismos de dinâmica da floresta e as relações ecológicas que existem entre seus componentes ou os fatores que condicionam a regeneração e/ou distribuição de plantas. Os ecologistas estudam padrões espaciais para entender melhor os processos que podem ter causado os padrões observados. Uma classe particularmente importante de dados espaciais em ecologia é dada pela localização de indivíduos no espaço (WIEGAND, 2013).

Existe uma grande diversidade de métodos para a quantificação do padrão espacial na forma de índices que fornecem uma estimativa global do padrão e através de diversos métodos (RIPLEY, 1979; LENCINAS et al. 1998).

As árvores têm padrões de espaçamento que tendem a se agrupar (atração), se distribuir aleatoriamente e, em menor grau, à regularidade (repulsão). Os processos de dinâmica dentro de ambiente podem ser explicados pelo recrutamento, crescimento, competição e mortalidade de indivíduos (LENCINAS et al. 1998).

Estimativas do padrão de distribuição espacial podem ser feitas mediante a utilização de métodos modernos denominados geoestatísticos. Entre eles destaca-se a

Função K-Ripley que corresponde a densidade de indivíduos e utiliza-se para o mapeamento das coordenadas espaciais de cada árvore (SOARES et al. 2012; HIGUCHI. 2012).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

O presente estudo foi realizado com dados coletados no inventário florestal 100% da unidade de produção anual – UPA 05 da Floresta Estadual do Antimary – FEA. A escolha da área se deu em virtude da FE Antimary ser uma Unidade de Conservação com uso destinado também a pesquisa, apresentar fácil acesso à área e disponibilidade de dados recentes.

Das unidades de produção já licenciadas, a UPA 05 apresenta menor área improdutiva para o manejo florestal (menor área destinada à moradia, pastagem e roçados), ter a presença das espécies classificadas como vulneráveis e que demandam grande procura pelo mercado consumidor, em seu inventário florestal, como: a Garapeira (*Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F.Macbr), Cerejeira (*Amburana acreana* (Ducke) A.C.Sm) e Cedro-rosa (*Cedrela odorata* L.).

A tipologia vegetal predominante na área da Unidade de Produção Anual – UPA 05 da FE Antimary é classificada como Floresta Densa associada com Floresta Aberta com Palmeiras (FD + FAP), como demonstra a Figura 8.

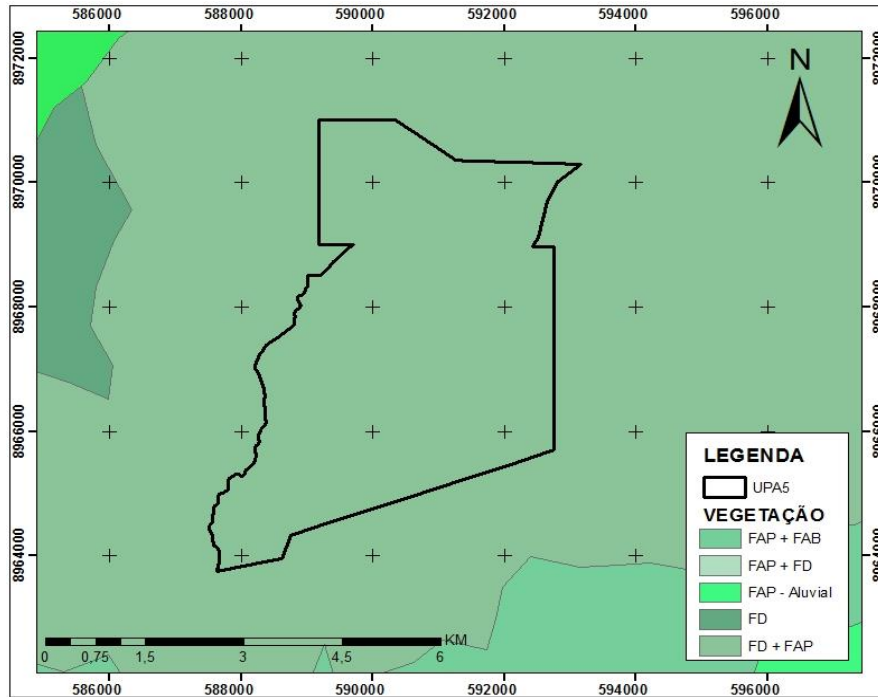


Figura 8. Caracterização da vegetação na UPA 05 – FE Antimary.
 Fonte: Autora.

A área possui topografia suave com alcance de elevação máximo de cerca de 300 metros. Os solos predominantes são Latossolos amarelos distróficos com alto teor de argila (FUNTAC, 1990). A área estudada corresponde a 2.389 hectares de floresta tropical nativa localizada na FE Antimary, correspondente a unidade de produção anual – UPA 05 (Figura 9).

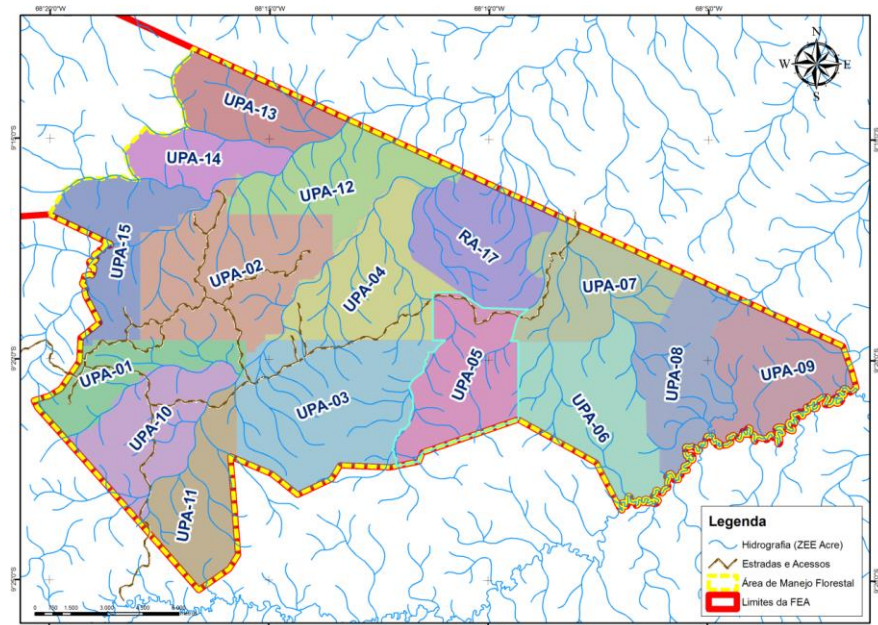


Figura 9. Distribuição de UPAs da FE Antimary.
 Fonte: (TECMAN, 2015).

Na área foram inventariados 16.518 indivíduos a partir de 30 centímetros de diâmetro a altura do peito (DAP), distribuídos em 94 espécies arbóreas correspondentes a 28 famílias botânicas (Figura 10) (TECMAN, 2015). Para o presente estudo, objetivou-se analisar as espécies classificadas na categoria vulnerável e destinadas a exploração florestal.

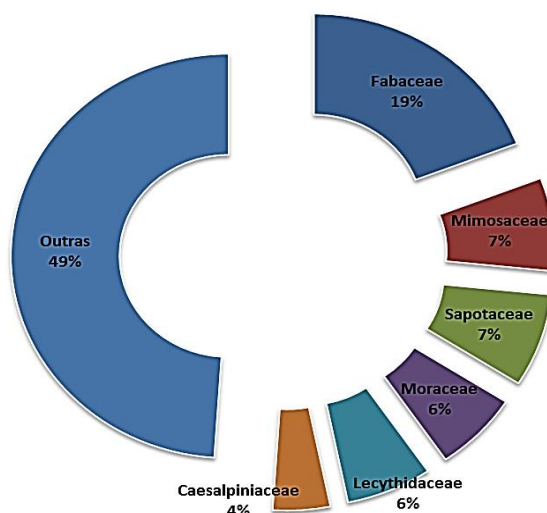


Figura 10. Famílias botânicas encontradas na UPA 05 – FE Antimary.
Fonte: (TECMAN, 2015)

3.2 Coleta de Dados

O presente estudo utilizou dados do inventário florestal digital a 100% realizado na FE Antimary, inventário este, realizado como procedimento necessário para o licenciamento ambiental para a atividade de exploração do recurso madeireiro. O banco de dados analisado foi disponibilizado pelo Instituto de Meio Ambiente do Acre (IMAC).

Para cada indivíduo mapeado estão disponíveis as seguintes informações: espécie (nomenclatura vulgar e científica), família botânica, circunferência à altura do peito (CAP), diâmetro à altura do peito (DAP), altura comercial estimada, qualidade do fuste, sanidade da árvore, categoria de exploração e localização geográfica. Todos os indivíduos com DAP maior igual a 30 centímetros foram identificados e medidos ao longo da área de estudo.

No processamento dos dados, desenho dos mapas e produção de gráficos foram utilizados o programa ArcGis versão 10.3 e o programa estatístico R version 3.4.3, *ads.package* (R-core Team 2018). As coordenadas georreferenciadas dos indivíduos

amostrados, de acordo com o georreferenciamento do imóvel, foram processadas em SAD 69, fuso 19S (TECMAN, 2015).

A distribuição diamétrica dos indivíduos, inventariados na UPA 05, encontra-se representada na Figura 11, na qual pode-se vislumbrar a distribuição original com todos os indivíduos e um cenário pós-exploratório, com a distribuição apenas dos remanescentes.

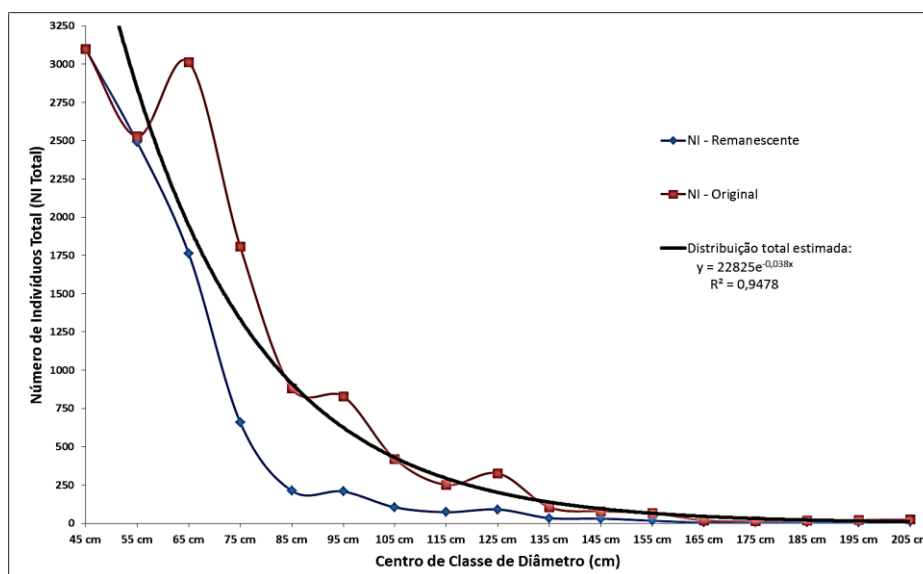


Figura 11. Gráfico da distribuição diamétrica dos indivíduos na UPA 05, FE Antimary. Fonte: (TECMAN, 2015).

Para análise da distribuição espacial das espécies vulneráveis no banco de dados foi acrescentado uma coluna “vulneráveis” e atribuído o valor 0 (zero) para as espécies assim classificadas na “Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção” (Brasil, 2014) e valor 1 (um) para aquelas que não compõem a lista. Durante o processamento dos dados do inventário florestal as árvores são classificadas em categorias de exploração, sendo elas descritas no quadro 02.

Quadro 2 – Categorias de exploração. Comparação entre Norma de Execução IBAMA nº 02 de 26/04/2007 e Inventário Florestal – IF 100% e definição.

Categoria	IF 100 %	Definição
A explorar	Corte	Árvores passíveis de corte durante a exploração florestal, que atendam o DMC mínimo por espécie e classes de qualidade do fuste;

Categoria	IF 100 %	Definição
Remanescentes	Porta sementes ou Matrizes	Árvores porta sementes ou matrizes, indivíduos reprodutivamente ativos responsáveis pela produção de sementes
	Corte-futuro	Árvores abaixo do DMC
	Raras	Espécies raras, aquelas que possuem menos que 4 indivíduos em 100 hectares
	Remanescentes	Árvores das espécies comerciais que não atendem os critérios de seleção para corte.
A proteger	APP	Árvores localizadas em áreas de preservação permanente
	Proibidas de corte	Árvores de espécies protegidas por lei e por outras razões

Fonte: Autora

Na área estudada foram identificadas sete espécies classificadas como vulneráveis na “Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção” sendo elas: *Hymenolobium excelsum* Ducke (Angelim-pedra); *Cedrela odorata* L. (Cedro-rosa); *Amburana acreana* (Ducke) A.C.Sm (Cerejeira); *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F.Macbr (Garapeira); *Mezilaurus itauba* (Meisn) Taub. ex Mez (Itaúba); *Bertholletia excelsa* (Castanheira) e *Swietenia macrophylla* King (Mogno).

3.2.1 Espécies selecionadas para o estudo

As espécies objeto do presente estudo foram: *Cedrela odorata* L com 644 árvores; *Amburana acreana* (Ducke) com 316 árvores e *Apuleia leiocarpa* (Vogel) com 742 árvores, totalizando 1.702 indivíduos amostrados, para uma área delimitada com 2.389 hectares.

Por se tratar de espécies com grande demanda comercial e utilização em móveis e na construção civil, entre outros usos, apresentam fácil identificação *in situ*, existindo exsicatas, dessas espécies, depositados no Herbário da Universidade Federal do Acre – UFACPZ, Brasil.

3.2.1.1 *Cedrela odorata* – Cedro-rosa

A espécie *Cedrela odorata*, conhecida popularmente como cedro-rosa é uma árvore pertencente à família das Meliaceae, considerada de grande porte. É uma

espécie neotropical encontrada desde o México para o sul ao longo da América Central até o norte da Argentina (MARK, 2017).

No Brasil, ocorre em todas as formações vegetais, sendo muito frequente na mata Atlântica (CARVALHO, 2010). Foram registradas ocorrências nas Regiões: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo) e Sul (Paraná, Santa Catarina) (FLORES, 2018).

Mark (2017) discorre que a espécie está listada no Apêndice III da CITES pelo Brasil, Bolívia, Colômbia, Guatemala e Peru e que as avaliações regionais desta espécie variam de criticamente ameaçada como nas Ilhas Cayman (2008) e República Dominicana (2011); ameaçados na Colômbia (2007); vulneráveis no Brasil (2012) e na Guatemala (2006) e sujeita a proteção especial no México (2010).

De acordo com Cavers et al. (2003), a *C. odorata* L. é uma espécie madeireira de importância global, que tem sido severamente explorada na Mesoamérica por mais de 200 anos. É considerada uma espécie pioneira ou secundária tardia. A polinização é realizada por mariposas e pequenos insetos, a dispersão dos frutos e sementes é anemocórica e zoocórica, pois seus frutos são apreciados por pássaros. Suas flores possuem odor desagradável, espécie decídua, seletiva higrófila (CARVALHO, 2005). Sua altura pode variar de 25 até 35 metros, com tronco fissurado, diâmetro podendo variar de 90 até 150 centímetros (LORENZI, 1998).

De acordo com Carvalho (2005), a espécie apresenta tronco cilíndrico, reto ou pouco tortuoso, com ausência de sáporas ou, quando presentes, pouco desenvolvidas. Fuste com até 15 m de comprimento. No entanto, Lorenzi (1998) descreve a *C. odorata* como uma espécie com madeira de densidade leve (0,66 g/cm³), macia e de fácil trabalhabilidade, boa resistência mecânica e moderadamente resistente a pragas. Sua madeira é muito apreciada na laminação, móveis, lambris, compensados e tabuados em geral. Considerada planta insubstituível na composição de reflorestamentos heterogêneos destinados ao repovoamento de áreas degradadas.

Conforme descrito por Mark (2017) a *C. odorata* pode ser um componente dominante de vários tipos de florestas secas. No entanto, apesar de sua ampla distribuição geográfica, tem sido seletivamente explorada, apresentando redução de 28,8% em sua população, nos últimos 100 anos, podendo chegar a declinar 40,4% nos próximos 100 anos. A madeira de *C. odorata* é utilizada para uso doméstico como para

exportação. A principal ameaça a espécie é a exploração insustentável da madeira, o desmatamento e a perda de habitat, refletindo na distribuição geográfica fragmentada.

3.2.1.2 *Amburana acreana* – Cerejeira

A espécie *Amburana acreana* (Ducke) A.C.Sm tem como sinonímia *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm., pertencente à família *Leguminosae Papilionoideae* (Fabaceae), conhecida popularmente como: amburana, amburana-de-cheiro, cerejeira-rajada, cumaré, cumaru-de-cheiro, emburana, imburana, imburanda-de-cheiro, louro-ingá, umburana IPT (2018). No Acre a *A. acreana* é popularmente chamada de Cerejeira e Cumaru de cheiro (LIMA, 2015).

De acordo com IUCN (1998) o status taxonômico do gênero não é consolidado, sendo frequentemente confundido com *Amburana cearensis* (Allemão) A.C. Sm. Sendo a *A. acreana* por vezes tratada como uma variedade da *A. cearensis*.

A espécie possui ocorrência na Argentina e no Brasil, no entanto, não é endêmica deste último. No Brasil ocorre nos estados do Acre, Amazonas, Bahia, Ceará, Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso, Minas Gerais, Pará, Pernambuco, Rondônia IPT (2018).

De acordo com Carvalho (2008) a *A. acreana* é uma espécie de origem andino-amazônica e de dispersão sul-americana ampla e divergente. No Bioma Floresta Amazônica são características de Floresta Ombrófila Aberta, na subformação Submontana, com cipó, em Mato Grosso, Rondônia e Acre; de Floresta Ombrófila Densa (Floresta Tropical Pluvial Amazônica) de Terra Firme, no Acre. Ocorre naturalmente em solos Argissolo Vermelho-Amarelo eutroférico, caracterizado como solo ácido e de fertilidade química baixa.

A *Amburana acreana* é considerada uma árvore frondosa, decídua, com altura podendo chegar a 40 metros, caule liso, exsudato com forte odor de cumarina após o corte, fuste com diâmetros variando de 20 a 120 centímetros. Seus frutos apresentam-se em forma de vagens linear-blongas (LIMA, 2015).

Para Carvalho (2008) que destaca que a casca da *A. acreana* apresenta finíssimo ritidoma, medindo até 5 mm de espessura. A superfície da casca externa esfolia-se em grandes placas, de coloração vermelho-ferrugínea que, após a renovação, torna-se rósea e lisa. Fuste retilíneo a suavemente tortuoso. O principal vetor de

polinização são as abelhas. A dispersão de frutos e sementes é anemocórica, sendo as sementes fotoblásticas neutras e carregadas pelo vento, caindo longe da planta mãe.

No Brasil, a *A. acreana* vem sofrendo uma forte pressão exploratória, estando extinta (ou quase) nas áreas de maior ocorrência. Essa espécie está na lista oficial, na categoria vulnerável, como visto em Brasil (2014) e das espécies madeireiras prioritárias para programa de conservação de recursos genéticos na Amazônia (IUCN, 1998).

A madeira de *A. acreana* é moderadamente densa 0,60 g/cm³ a 0,62 g/cm³, textura grosseira; grã irregular a reversa; superfície áspera ao tato, pouco lustrosa; madeira macia ao corte; sem gosto; cheiro agradável e peculiar, o cerne é de coloração parda-amarelada com manchas rosadas, e o alburno é esbranquiçado (CARVALHO, 2008).

Ainda segundo Carvalho (2008) a madeira é estimada como excelente na construção civil e muito demandada pelas indústrias nacionais de móveis, sendo utilizadas na forma de madeira serrada e compensada (lâminas faqueadas decorativas). Tendo também uso expressivo na construção civil: acabamento interno como rodapés, molduras, cordões, esquadrias, portas, batentes, folhas faqueadas decorativas, peças torneadas, etc.

No Acre, é uma das espécies mais consumidas pelo mercado madeireiro e submetida à maior pressão de exploração seletiva (OLIVEIRA, 1994).

3.2.1.3 *Apuleia leiocarpa* – Garapeira

A espécie *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F.Macbr., conhecida popularmente, na Região Norte, como Garapeira, Garapa, Cumaru-cetim é uma espécie arbórea pertencente à família *Fabaceae* (*Leguminosae*) Subfamília *Caesalpinioideae* (ALVIM CARVALHO et al. (2007); AULER; BATTISTIN (1999)).

Segundo Carvalho (2003) a espécie apresenta tronco reto cilíndrico, casca fina, pardo-amarelada, áspera, com escamas delgadas, que desprendem em placas rígidas, em forma de concha. Considerada de médio a grande porte, sua altura pode atingir até 30 metros e seu diâmetro até 90 centímetros. Possuem frutos em forma de vagem oblonga ou ovado oblonga, polinização realizada por abelhas. Dispersão de frutos e sementes descrita como anemocórica, autocórica, barocórica, por gravidade.

Ainda segundo o Autor, citando outros estudos, classifica a espécie quanto ao grupo ecológico como árvore caducifólia, espécie pioneira (KLEIN,1966), secundária inicial (VACCARO et al., 1999), secundária tardia (DURINGAN; NOGUEIRA, 1990) ou clímax exigente em luz (PINTO, 1997).

No estudo realizado por Figueiredo et al. (2015), os autores relataram que a *A. leiocarpa*, assim como a *Aspidosperma parvifolium* e *Astronium lecointei* apresentam uma maior adaptação aos ambientes com solos úmidos a bem drenados em altitudes até 255 metros, no entanto, a *A. leiocarpa* mostrou maior adequação a ambientes mais úmidos.

Felippi et al. (2012) referenciando Mattos e Guaranha (1983) ressaltam que apesar da ampla distribuição geográfica no território brasileiro, a presença da espécie é descontínua, devido à devastação intensa das florestas e à falta de reposição.

A *A. leiocarpa* possui significativo valor econômico, sendo utilizada na construção civil e naval; para decorações de interiores, esquadrias, tornarias, vigas de pontes, carroceiras de caminhões, barris de cerveja, considerada boa para a produção de álcool, coque e carvão e com propriedades de valor analgésico e anti-inflamatório (AULER; BATTISTIN, 1999).

3.2.2 Construção de cenários para análise da distribuição espacial

Para avaliar o impacto da exploração na distribuição espacial foram construídos dois cenários, sendo: um correspondente a distribuição espacial pré-exploratória e um segundo, que simula a retirada dos indivíduos previamente selecionados para corte.

O cenário pré-exploratório, representa a distribuição das espécies no momento do inventário florestal, ou seja, antes da realização da classificação indicada no quadro 2. Já o cenário pós-exploratório simula a distribuição espacial após a retirada dos indivíduos selecionados para corte, que representa a distribuição espacial das árvores remanescentes, responsáveis pela manutenção e recomposição da biodiversidade arbórea.

De acordo com Ngo Bieng et al. (2013), a simulação de modelos ou cenários podem fornecer informações que seriam difíceis de se obter através da experimentação, como é o nosso caso.

Na visão de Schwartz (2004) os cenários podem ser usados como ferramenta para ordenar as percepções sobre ambientes futuros alternativos nos quais as consequências de sua decisão vão acontecer.

Para auxiliar a elaboração de estratégia em ambientes complexos e marcados pela incerteza, uma técnica possível é a de elaboração de cenários. Do ponto de vista técnico e aplicado, diversas metodologias podem ser identificadas para auxiliar a elaboração de cenários e integrá-los à tomada de decisão estratégica conforme afirma Silva et al. (2012).

De acordo com Faller; Almeida (2014), os cenários podem ser construídos a partir de uma descrição aproximada das situações futuras, possíveis para um fenômeno ou situação, estando de alguma maneira sujeitas à ocorrência de algumas variáveis importantes que melhor explicam este fenômeno no presente. Proporcionando trabalhar com situações futuras possíveis, planejar os cenários significa trabalhar com incertezas e julgamentos de possibilidades, que são traçados a partir de elementos pré-determinados.

Com o intuito de avaliar o efeito do manejo florestal na distribuição espacial foi realizada a comparação entre os cenários pré e pós-exploratório, utilizando a função K-Ripley univariada para identificação dos padrões existentes.

Outra análise realizada, utilizando os cenários construídos, foi a existência ou não de correlação espacial entre classes diamétricas na população. Para tal, o banco de dados foi dividido em duas classes, sendo: uma composta por indivíduos juvenis e a outra por adultos.

Entende-se por população juvenil a formada por árvores com diâmetro inferior a 50 centímetros ($DAP < 50$ cm) e adultas as com diâmetros maiores de 50 centímetros ($DAP \geq 50$ cm), podendo vir a ser selecionadas para corte. A função K-Ripley bivariada foi utilizada para checagem da correlação espacial.

3.2.3 Análises realizadas nos dois cenários propostos

Os métodos de distribuição dos padrões espaciais foram aplicados nos cenários pré-exploratório e no pós-exploratório e para cada espécie selecionada.

3.2.3.1 Método do Vizinho Mais Próximo (MVMP)

O método do vizinho mais próximo mede a distância entre cada centroide da entidade e a localização do centroide do vizinho mais próximo. Em seguida, calcula a média de todas as distâncias dos vizinhos mais próximos. Se a distância média for inferior à média de uma distribuição aleatória hipotética, considera-se que a distribuição das entidades analisadas é agrupada (ARCGIS, 2017).

Para a aplicação do método do vizinho mais próximo foi utilizado o software ArcGis versão 10.3, com o auxílio da ferramenta “Spatial Statistics Tools”, utilizando o padrão de análise da média do vizinho mais próximo (average nearest neighbour), o qual gera gráfico com o indicativo da distribuição espacial do padrão e calcula cinco parâmetros: distância média observada (DMO), distância média esperada (DME), índice do vizinho mais próximo (IVMP), Z-score (desvio padrão), p-value (coeficiente de probabilidade).

O índice de vizinho mais próximo (IVMP) é expresso como a razão entre a distância média observada e a distância média esperada. A distância esperada é a distância média entre vizinhos em uma distribuição aleatória hipotética. Se o índice for menor que 1, o padrão exibirá agrupamento; se o índice for maior que 1, a tendência é de dispersão ou competição (MONIZ, 2017). A tabela 2, representa os níveis de confiança para seus respectivos z-scores e p-values.

Tabela 2 – Valores de z-score, p-value e nível de confiança (%)

Z- scores (desvios padrão)	Valor P (Probabilidade)	Nível de confiança
< -1,65 o > +1,65	< 0,10	90%
< -1,96 o > +1,96	< 0,05	95%
< -2,58 o > +2,58	< 0,01	99%

Fonte: ESRI (2018)

As estatísticas que utilizam os métodos dos vizinhos mais próximos requerem informações sobre posições relativas de árvores na população usando um método de amostragem apropriado (SZMYT, 2014).

3.2.3.2 Função K-Ripley Univariada

Para descrever os padrões espaciais das três espécies vulneráveis: *C. odorata* L.; *A. acreana* (Ducke) e *A. leiocarpa* (Vogel), nos dois cenários criados, pré-exploratório e pós exploração, utilizou-se a análise de padrão espacial univariada conhecida como função K-Ripley. Esta função calcula o número esperado de vizinhos em um círculo de um dado raio (r) centrado em um ponto arbitrário no padrão. O círculo usa o raio dado como ponto de partida, abrangendo eventualmente todo o site do estudo (ROCKWELL et al., 2017), definido como:

$$L(r) = \sqrt{\left(\frac{K(r)}{1-r}\right)}$$

Para um padrão de Poisson, $L(r) = 0$ em todas as distâncias r ; para padrões agrupados na distância r , $L(r) > 0$; e no caso de regularidade na distância r , $L(r) < 0$, descrito por Klimas et al., (2007).

A área de estudo apresenta forma irregular e pequenos polígonos antropizados, ao longo de sua extensão, para melhor ajuste, empregou-se a correção de efeito de borda, que realizou a complexa triangulação associada ao conjunto de dados. O uso de triângulos na análise permite a remoção de zonas vazias que de outra forma seriam usadas pela função K-Ripley para calcular a estrutura espacial das espécies em questão (ROCKWELL et al., 2017).

No presente estudo utilizou-se a função K-Ripley para avaliar a distribuição espacial das espécies vulneráveis em diferentes escalas simultaneamente e os pacotes: *splancs*, *readr*, *openxlsx*, *spatstat*, *ncf*, *vegan*, *maptools*, *doBy* do software estatístico R versão 3.4.3. As análises matemáticas e estatísticas foram realizadas utilizando planilhas eletrônicas.

Para fins de análises, os indivíduos foram classificados em “Exploráveis” ($DAP > 50$ cm) e “Remanescentes”, conforme descrito no Quadro 2. De acordo com os dados do PMFS foram selecionados 1.702 indivíduos considerados vulneráveis, distribuídos em três espécies, destes, 860 para corte e 842 como remanescente.

No presente estudo, a função K proposta por Ripley foi testada contra a hipótese nula de completa aleatoriedade espacial (CAE) com base em diagramas em que as distâncias testadas entre eventos são representadas na abcissa (eixo X) e os valores da função K na ordenada (eixo Y) (EBERT et al., 2016). Essa representação

gráfica facilitou a visualização dos desvios da hipótese nula. Os dados foram processados, agrupados de forma independente para exploráveis e remanescentes.

Para descrever os padrões espaciais das populações de *C. odorata*, *A. leiocarpa* e *A. acreana* foram realizadas análises do padrão espacial univariada com base na transformação do índice $L(r)$ de Ripley (função linearizada), utilizando o pacote *ads*, com ciclos de raio de análise de 100 metros. (PÉLISSIER; GOREAUD 2015). Adicionalmente, foram realizadas simulações com ciclos de raios de 150, 200, 500 e 1000 metros e não se observou diferenças significativas nos resultados, optando-se, portanto em utilizar o raio de 100 metros para todas as análises (CAPRETZ, 2004; BERNARDI, 2015).

Para a construção do intervalo de confiança (envelope) com os resultados máximos e mínimos, foram realizadas 999 permutações para cada interação, que corresponde a 99% de graus de confiança, utilizando o modelo de simulação de Monte Carlo. Assim, o teste de hipótese do padrão espacial de completa aleatoriedade (H_0) foi a 99% de probabilidade (ARAÚJO et al. 2016).

Os valores da função K , em diferentes distâncias, foram plotados juntamente com intervalos de confiança, obtidos sob a hipótese nula de completa aleatoriedade espacial, possibilitando dessa forma, investigar a possibilidade do padrão de distribuição espacial das espécies vulneráveis se comportar de forma agrupada, aleatória ou regular (PEREIRA et al., 2013).

3.2.3.3 Função K -Ripley Bivariada – $K_{12}(r)$

Segundo Araújo et al. (2016) e Rockwell et al. (2017), a função K bivariada, também chamada de função cruzada, é possível investigar a relação espacial entre dois grupos de eventos como, por exemplo, dois grupos de árvores ou entre árvores adultas e regeneração natural.

Sendo também muito empregada na análise da relação espacial entre duas espécies competidoras em potencial, ou entre parâmetros de uma mesma espécie, conforme afirmam Machado et al. (2012).

A função K -Ripley $L_{12}(r)$ bivariada e linearizada, foi utilizada de forma análoga a função K -Ripley univariada (RIPLEY, 1979), usando o pacote *ads* em R 3.1.1.

O pacote Spatstat também foi empregado em todos os cálculos da função bivariada $L_{12}(r)$ com fator de correção de borda para o ajuste dos efeitos de borda (ROCKWELL et al., 2017).

Para avaliar a relação espacial entre populações de indivíduos juvenis ($DAP < 50$ cm) e adultos ($DAP \geq 50$ cm), foi empregada a função K-Ripley $L_{12}(r)$ bivariada e linearizada (Rockwell et al., 2017), com ciclo de raios de análise de 100 metros, definida como:

$$L_{12}(r) = \sqrt{\left(\frac{K_{12}(r)}{\pi}\right)} - r$$

Onde $L_{12}(r)$, sob a hipótese nula de completa independência espacial entre juvenis e adultos é 0 (zero). Dentro do intervalo de confiança de 99%, desenvolvido a partir de 999 repetições de Monte Carlo, um valor positivo de $L_{12}(r)$ indica atração entre as duas populações e um valor negativo indica repulsão a uma dada distância (r), conforme descrito por Traissac; Pascal (2014).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Estatística descritiva das espécies vulneráveis

Dos 16.518 indivíduos inventariados na área de estudo, UPA 05 da FE Antimary, foram analisados 1.702, referente as três espécies exploráveis e consideradas vulneráveis conforme a Portaria nº 443/2014 (Tabela 2), as quais foram caracterizadas e agrupadas em três famílias. O diâmetro a altura do peito (DAP) variou de 30 a 175 centímetros, com média de 71 centímetros. A Figura 12, apresenta a distribuição dos indivíduos de *A. leiocarpa* (Garapeira), *A. acreana* (Cerejeira) e *C. odorata* (Cedro-rosa), por centro de classe e amplitude de 10 centímetros, numa área de 2.389 hectares localizados na FE Antimary.

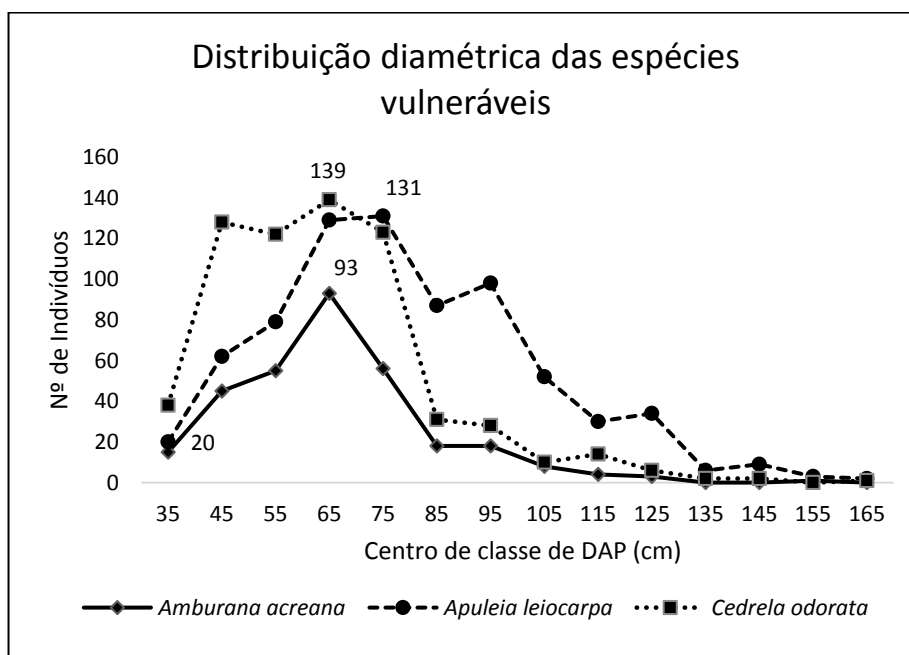


Figura 12. Gráfico da distribuição diamétrica das espécies vulneráveis, FE Antimary. Fonte: Autora

A distribuição diamétrica dos indivíduos selecionadas para o estudo, assemelhou-se a distribuição “J invertido”, esperada para populações naturais e inequidâneas, com maior presença de indivíduos nas menores classes diamétricas e menor presença de indivíduos à medida que o diâmetro aumenta. Resultados similares foram encontrados na distribuição diamétrica da *Carapa guianensis* em florestas ocasionalmente inundadas e em florestas de Terra Firme (KLIMAS et al., 2007) e na do pinho-bravo (*Podocarpus lambertii* Klotzch ex. Endl.) em paisagem de campo (BERNARDI, 2015).

Do gráfico, discorre-se que a *C. odorata*, a *A. acreana* e a *A. leiocarpa* apresentaram o maior número de indivíduos 139, 93 e 131árvores, respectivamente, nos centros de classe de DAP entre 65 e 75 centímetros.

Os dados da estatística descritiva para as espécies estudadas. Pode-se inferir que a densidade das espécies é relativamente baixa, menor que um indivíduo por hectare, o que pode estar relacionado ao tamanho da área de 2.389ha (Tabela 3).

Tabela 3 – Estatística descritiva das espécies florestais vulneráveis, FE Antimary.

Espécies	Nº Ind.	Nº Árv/ha	\bar{x}DAP (m)	\bar{x}AB (m²)	AB/ha (m²/ha)	\bar{x}Vol (m³)	Vol/ha (m³/ha)
<i>A. acreana</i>	316	0,13	0,66	0,369	0,049	4,162	0,550
<i>A. leiocarpa</i>	742	0,31	0,79	0,541	0,168	6,416	1,989
<i>C. odorata</i>	644	0,27	0,64	0,357	0,096	3,998	1,077
Total Geral	1702	0,71	0,71	0,439	0,313	5,078	3,618

Nº Ind. (número de árvores); Nº Ind/ha (número de árvores em um hectare); \bar{x} DAP (m) (média do diâmetro a altura do peito em metros); \bar{x} AB (m²) (média da área basal em metros quadrados); AB/ha (m²/ha) (área basal em um hectare em metros quadrados em um hectare); \bar{x} Vol (m³) (média do volume em metros cúbicos); Vol/ha (m³/ha) (volume em um hectare em metros cúbico em um hectare).

Fonte: Autora

A atividade de exploração florestal visa a retirada de árvores da floresta com diâmetros que atendam o diâmetro mínimo de corte (DMC) por espécie e classes de qualidade do fuste que resultem em aproveitamento madeireiro satisfatório e retorno econômico para a atividade.

De base dessa informação, foram construídos dois cenários que compõem a atividade de manejo florestal, sendo eles: Cenário pré-exploratório, representando a distribuição espacial das espécies antes da exploração florestal e Cenário Pós-exploratório, retratando a floresta após a exploração florestal.

É bem verdade que durante a exploração florestal, parte dos indivíduos indicados para corte não são efetivamente explorados, fazendo com que o cenário pós-exploratório não corresponda de fato ao realizado integralmente, portanto, este estudo, tem como objetivo analisar o impacto do planejamento de corte (seleção de indivíduos aptos para corte) na distribuição espacial das espécies.

A Tabela 4 apresenta uma comparação estatisticamente descritiva entre os cenários pré-exploratório e pós-exploratório.

Tabela 4 – Estatística descritiva das espécies florestais vulneráveis, comparando os dois cenários propostos, FE Antimary.

Espécie	Cenário	Nº Ind.	% NºInd. Reman	AB (m ² /ha)	%AB Expl	Vol. Total (m ³)	%Vol expl	Vol. (m ³ /ha)
<i>A. acreana</i>	Pré-exploratório	316	-	0,049	-	1.315,16	-	0,551
	Pós-exploratório	179	43	0,021	58	523,63	60	0,219
<i>A. leiocarpa</i>	Pré-exploratório	742	-	0,168	-	4.753,65	-	1,990
	Pós-exploratório	312	58	0,047	72	1.249,47	74	0,523
<i>C. odorata</i>	Pré-exploratório	644	-	0,096	-	2.574,59	-	1,078
	Pós-exploratório	369	43	0,042	56	1.076,39	58	0,451

Nº Ind. (número de árvores); % nº Ind. Reman (porcentagem do número de árvores remanescentes); AB (m²/ha) (área basal em metros quadrados em um hectare); %AB expl. (porcentagem da área basal que foram exploradas); Vol. Total (m³) (Volume total em metros cúbicos); %Vol. expl. (porcentagem do volume que foi explorado); Vol. (m³/ha) (volume em metros cúbico em um hectare).

Fonte: Autora

Com relação ao cenário pós exploração, a *A. leiocarpa* foi a espécie com uma porcentagem maior de árvores selecionadas para corte, mais da metade 58%, o que corresponde a 74% do volume existente na área de estudo. Seguido pela *A. acreana* e *C. odorata* ambas com 43% dos indivíduos selecionados para corte. Esses números podem estar relacionados com a demanda do mercado madeireiro consumidor por *A. leiocarpa* e o valor monetário agregado a esta espécie.

A população de indivíduos juvenis das espécies vulneráveis de forma geral (DAP<50 cm) corresponde a 0,13 árvores/hectare enquanto que a população adulta

possui densidade de 0,58 árvores/hectare no cenário pré-exploratório. A densidade de indivíduos jovens foi menor que a das árvores adultas, o que poderia estar relacionada a fatores como polinização e / ou dispersão de sementes (EBERT et al., 2016).

4.2 Distribuição espacial das espécies vulneráveis

Segundo Pereira et al. (2006), a distribuição espacial de árvores na floresta pode mostrar três padrões: uniforme, aleatório e agregado

A Figura 13 apresenta um mapa da UPA 05 o qual ilustra a posição geográfica dos indivíduos das espécies vulneráveis, antes do início das atividades de manejo florestal. Nela podemos vislumbrar de que forma estavam dispostas as árvores das espécies *C. odorata*, *A. leiocarpa* e *A. acreana* ao longo da área de estudo localizada na FE Antimary.

Espécies Vulneráveis - Cenário Pré Exploração

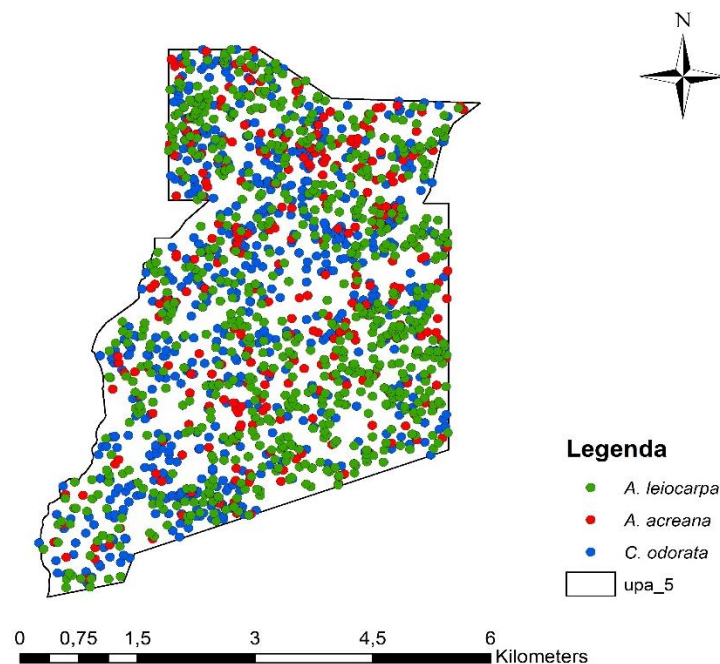


Figura 13. Mapa da distribuição espacial das espécies vulneráveis (cenário pré-exploração), FE Antimary.

Fonte: Autora

A redução no número de indivíduos, em função da retirada das árvores selecionada para corte (cenário pós-exploratório), causa impacto na cobertura florestal,

e conseqüentemente aumenta o espaçamento entre as remanescentes, como pode ser observado na Figura 14. No entanto, somente de posse do mapa com a localização espacial das árvores, não é possível inferir qual padrão de distribuição espacial é apresentado em ambos os cenários.

Espécies Vulneráveis - Cenário Pós-Exploratório

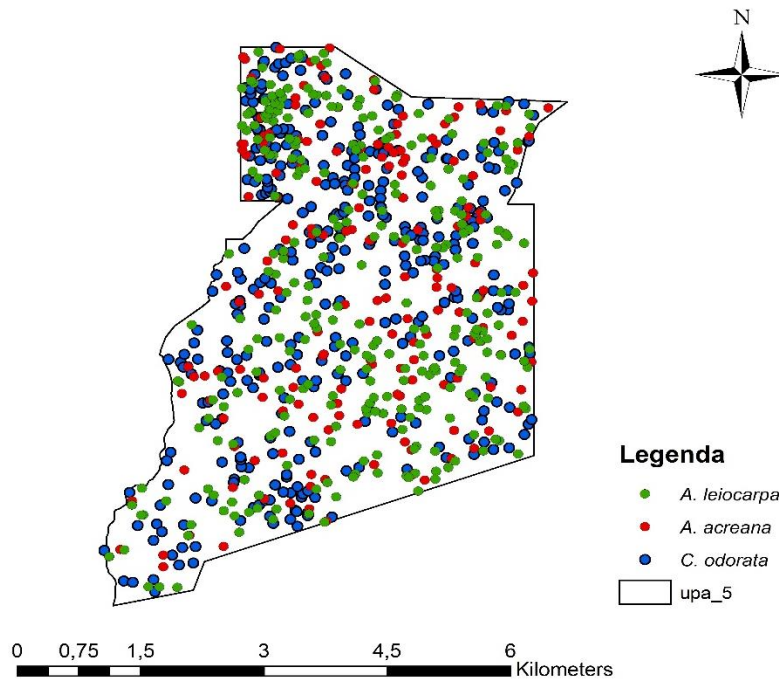


Figura 14. Mapa da distribuição espacial das espécies vulneráveis (cenário pós exploração), FE Antimary.

Fonte: Autora.

Para uma melhor visualização da distribuição espacial das espécies vulneráveis foram plotados mapas de forma individual por espécie estudada.

4.3 Análise da distribuição espacial das espécies vulneráveis usando a função K-Ripley

A análise gráfica da distribuição espacial da junção das espécies *C. odorata*, *A. leiocarpa* e *A. acreana* através da função K-Ripley linearizada, encontra-se representada pela Figura 15. Vale salientar que a linearização da função K-Ripley proporciona uma melhor visualização gráfica, no entanto, reflete o mesmo resultado da função não linearizada. A Figura apresenta dois momentos analisados, sendo o cenário “before logging” a representação gráfica da distribuição espacial antes da

intervenção do manejo florestal e o cenário “after logging” após a retirada das árvores selecionadas para corte.

Na Figura 15, a linha sólida (padrão espacial observado) refere-se aos índices $K(r)$ e $L(r)$; a linha pontilhada corresponde ao padrão espacial aleatório (esperado) e as linhas tracejadas referem-se ao intervalo de confiança.

Uma vez que a linha sólida (dados observados), encontra-se dentro do intervalo de confiança e acima ou abaixo da linha pontilhada (dados esperados), o padrão de distribuição espacial, aceita a hipótese nula de distribuição aleatória entre árvores.

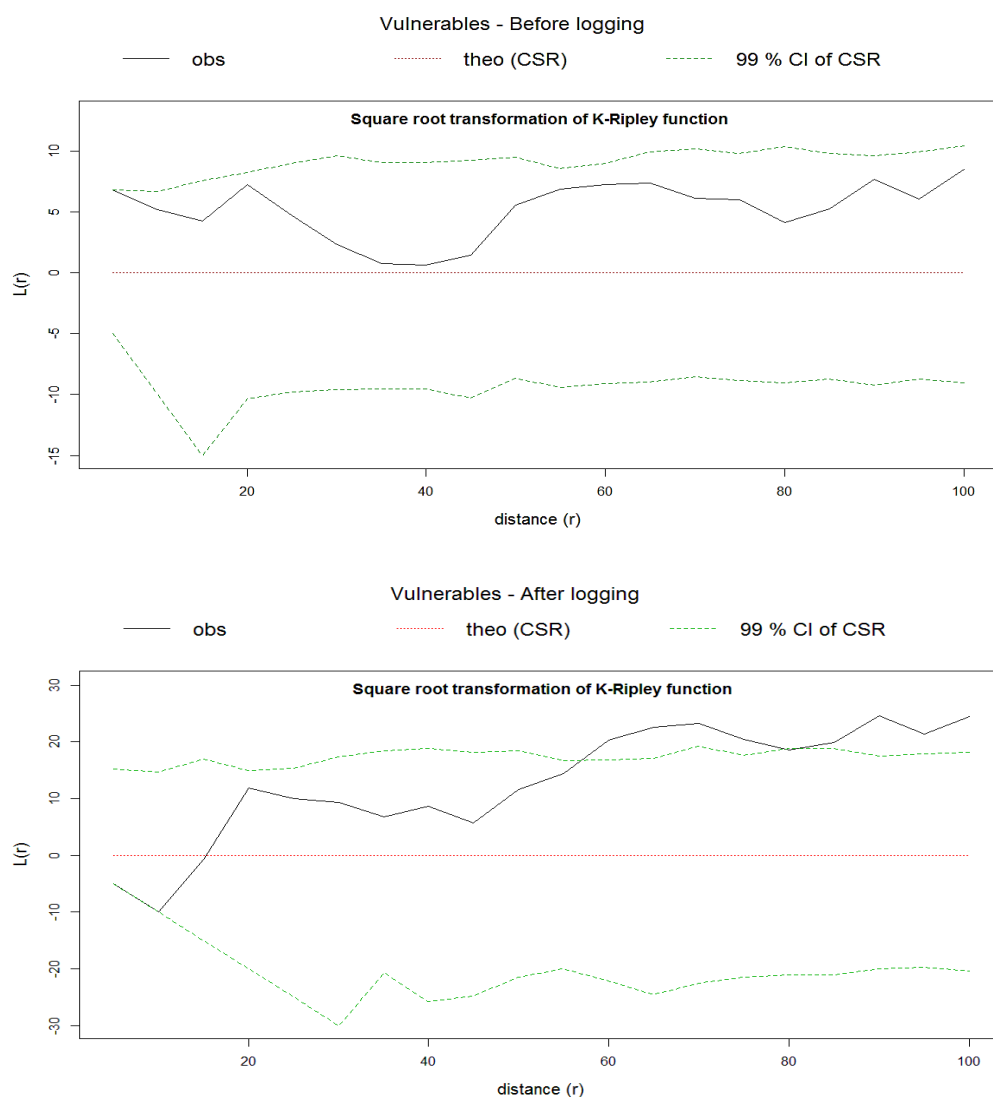


Figura 15. Estimativas da função K-Ripley linearizada $L(r)$ para todas as árvores. Before logging – Cenário pré-exploratório e After logging – Cenário pós-exploratório. (— obs: dados observados; ... Theo (CSR): hipótese nula de Completa Aleatoriedade Espacial; --- 99% CI of CSR: 99% de confiança para composição do envelope de confiança).

Fonte: Autora.

Segundo Viana (2013), diferentes fatores bióticos e abióticos podem determinar o padrão de distribuição de uma espécie como o processo de dispersão das espécies, a dinâmica ambiental e a topografia do terreno.

Com base na análise dos cenários, pode se inferir que, antes da exploração florestal, quando analisadas de forma conjunta, as espécies vulneráveis, apresentaram padrão aleatório de distribuição espacial, com tendência ao agrupamento a curtas distâncias ($d < 20$ m), não chegando a ultrapassar o limite superior do intervalo de confiança, como demonstrado na Figura 15 (A).

No cenário pós-exploratório a Figura 15 (B), demonstra padrão de distribuição aleatório com tendência ao padrão uniforme a curtas distâncias ($d < 20$ m), mantendo padrão de distribuição aleatória, a distâncias entre 20 m e 55 m. O padrão de distribuição agregado é identificado a distâncias superiores a 60 metros. Odum (1983) discorre que, em geral, a distribuição regular ou aleatória de indivíduos pode estar relacionada à competição em recursos limitados ou ao antagonismo direto (por exemplo, alelopatia).

Enquanto que, a variação no padrão de distribuição das populações é destacada por Ebert et al. (2016) ao afirmarem que as espécies geralmente, apresentam padrões agrupados, quando consideradas em distâncias maiores, principalmente devido à contiguidade de habitats.

4.4 Análise por espécie

4.4.1 *Cedrela odorata* – Cedro-rosa

De acordo com os resultados do inventário florestal 100%, um total de 644 indivíduos de *C. odorata*, com DAP maior que 30 cm, foram identificados e medidos, resultando em uma densidade total de 0,27 ind/ha e volume total de 2.574,59m³.

A densidade de 0,27 ind/ha foi muito inferior a 1,1 ($\pm 1,1$) ind/ha, encontrado por Barroso et al. (2011), ao estudar influência de fatores ambientais e a distribuição espacial de espécies comerciais no Estado do Acre. Ainda segundo os autores, citando AMARO (1996), a *C. odorata* apresentou densidade de 0,38 ind/ha ao longo da BR 364, trecho onde está localizado a FE Antimary. Portanto, pode-se inferir que a espécie apresentou baixa densidade na área estudada. Fato que pode estar relacionado a pressão de exploração sofrida pela espécie ao longo dos anos nas áreas do entorno.

Na área de estudo foram selecionados 275 indivíduos para corte e 369 foram mantidos como remanescente.

A densidade de indivíduos juvenis (DAP <50 cm) corresponde a 0,07 ind/ha, enquanto que para a população de árvores adultas (DAP ≥ 50 cm) é de 0,20 ind/ha. A menor densidade de árvores jovens tem sido atribuída a competição intra e interespecífica e ao sistema reprodutivo das espécies, bem como às condições do solo e microclimáticas. (EBERT et al., 2016).

A Figura 16 representa os dois cenários (pré-exploratório e pós-exploratório) propostos, para a distribuição da *C. odorata*. Em ambos os cenários, a distribuição diamétrica segue a distribuição de classe “J invertido”, característico pela maior presença de indivíduos nas menores classes diamétricas e menor presença de indivíduos à medida que o diâmetro aumenta, conforme descrito por Klimas et al. (2007).

Resultado sugerido por Ebert et al. (2016), que afirma que a distribuição diamétrica nas florestas tropicais, geralmente se apresenta em forma de "J invertido", com um número menor de árvores distribuídas em DAP intermediário, com alta frequência nas classes de pequeno porte, diminuindo gradualmente com o aumento do tamanho das árvores, ou seja, com aumento no DAP.

De acordo com Souza et al. (2012), a maior concentração de indivíduos nas primeiras classes de diâmetro pode caracterizar uma comunidade-estoque, o que é padrão em florestas tropicais estáveis com idade e composição de espécies variadas.

No cenário pós exploração foram selecionados como exploráveis 275 indivíduos (AB=0,054 m²/ha; Vol=1.498,21 m³ ou 0,627 m³/ha), refletindo na redução de 43 % do número de indivíduos e manutenção de 369 árvores (APP, matriz e corte futuro). A extração de árvores resulta na abertura de clareiras e conseqüentemente a luz solar atingirá o solo, promovendo o recrutamento de plântulas.

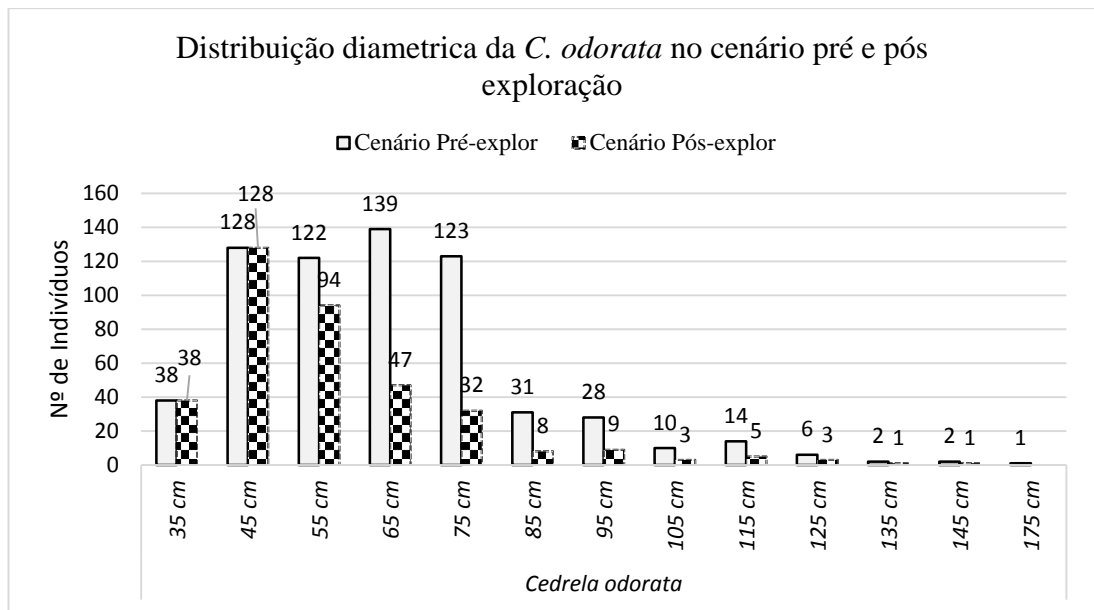


Figura 16. Gráfico da distribuição da *C. odorata* por centro de classe de DAP nos cenários pré e pós exploração, FE Antimary.

Fonte: Autora

O fato de poucas árvores do centro de classe menor que 65 cm terem sido extraídas pode ser explicado em virtude de toras com diâmetro comercial menor não terem um aproveitamento industrial tão satisfatório quanto as que apresentam diâmetros maiores.

4.4.1.1 Distribuição espacial pelo método do vizinho mais próximo

Para verificar a distribuição espacial das árvores de *C. odorata*, na área de estudo, gerou-se gráficos incluindo a posição geográfica de cada indivíduo. A Figura 17, apresenta a distribuição espacial das árvores nos cenários propostos.

O cenário pré-exploratório representa todos as 644 árvores, presentes na área de estudo e o pós-exploratório, com 369 indivíduos remanescentes. Nela também é possível observar a pressão sofrida após a seleção de 275 indivíduos, para corte, que corresponde a redução de 43% no número de árvores na floresta.

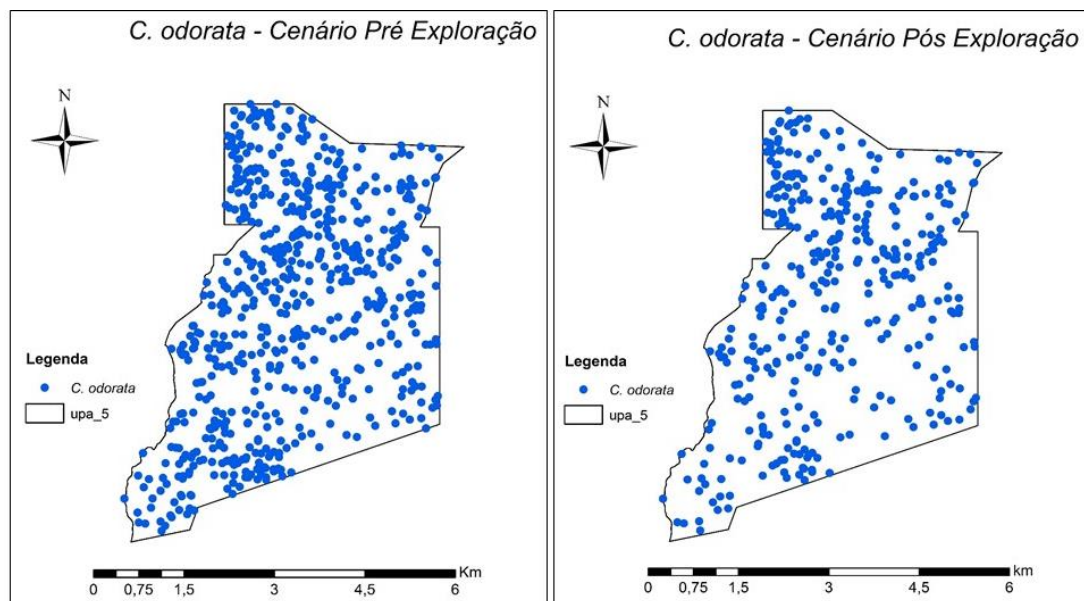


Figura 17. Mapa da distribuição espacial da *C. odorata* antes e após a exploração florestal – FE Antimary.

Fonte: Autora.

Embora, a Figura 17, não possibilite determinar um padrão de distribuição espacial, quando aplicado o método do vizinho mais próximo (MVMP), temos que ambos os cenários apresentam tendência ao agrupamento.

Quando comparada as médias dos parâmetros do método do vizinho mais próximo entre os cenários pré-exploratório e pós-exploratório, temos a Tabela 5. Nela é possível inferir que ambos os cenários apresentaram valores estatisticamente significativos com p-value <0,01 e z-score < -2,5.

Tabela 5 – Índices do Método do Vizinho Mais Próximo (IVMP) – *C. odorata*

Índices MVMP	Cenário pré-exploratório	Cenário Pós-exploratório
Média da Distância Observada MDO (m)	92,698	121,199
Média da Distância Esperada MDE (m)	113,980	149,969
Índice Vizinho Mais Próximo IVMP (m)	0,813	0,808
Z-score	-9,065	-7,050
P-value	0,000	0,000

Fonte: Autora.

De acordo com o índice do vizinho mais próximo, a *C. odorata* apresentou padrão de distribuição agrupada em ambos os cenários, pois apresentaram índices menores que 1 (IVMP=0,813).

O gráfico apresentado na Figura 18, representa a distribuição espacial com intervalo de confiança de 99%, no qual rejeita-se a hipótese nula de aleatoriedade espacial (CAE).

O impacto da extração florestal pode ser apontado na variação entre as médias das distâncias observadas e esperadas entre os vizinhos mais próximos.

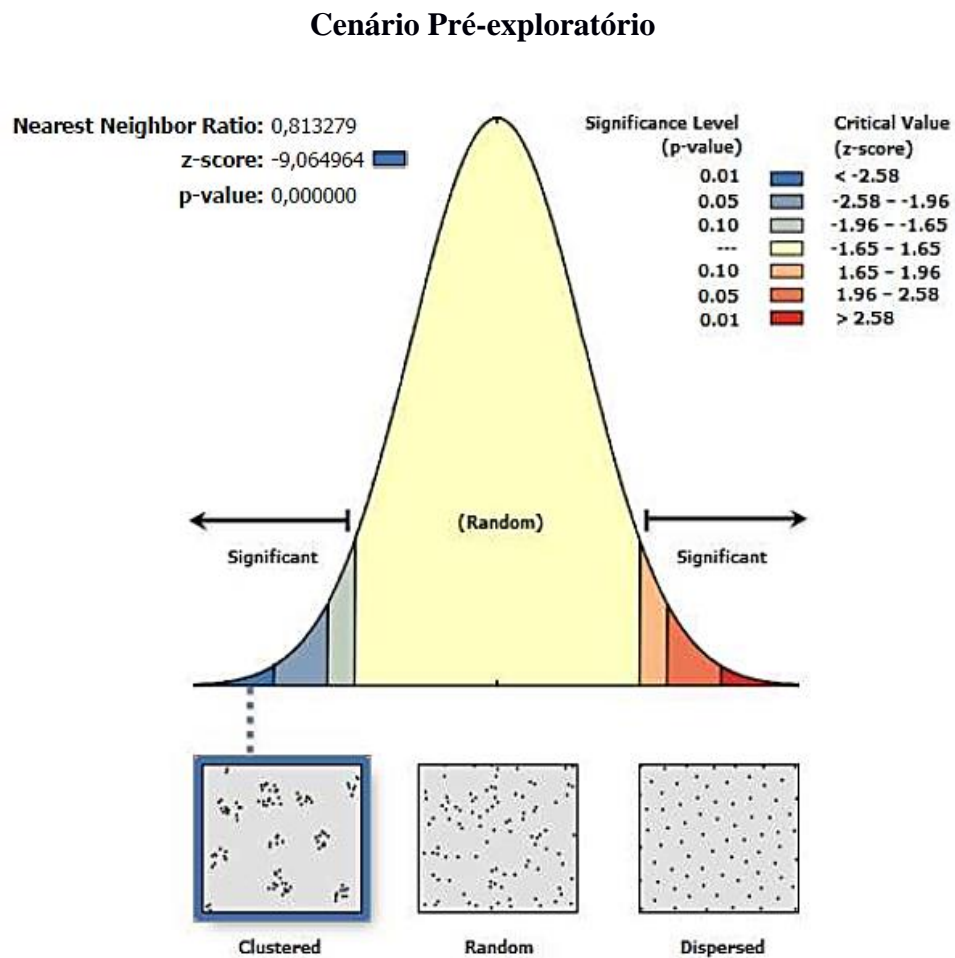


Figura 18. Gráfico da distribuição espacial da *C. odorata* no cenário pré-exploratório – IVMP.

Fonte: Autora.

Baseado nos dados apresentados, pode-se inferir que a exploração florestal aumentou em 30,7% a distância observada entre os indivíduos, passando de 92,69 metros para 113,98 metros.

O aumento na distância entre os indivíduos pode refletir na redução das taxas de polinização, que na espécie estudada é realizada por insetos, mais especificamente por mariposas (esfingofilia) e pequenos insetos (CARVALHO, 2010).

No entanto Ebert et al. (2016), afirmam que distâncias relativamente próximas entre as árvores ainda permite trocas genéticas entre esses indivíduos.

Embora tenham sido selecionados para corte 275 árvores, não houve alteração no padrão de distribuição espacial, conforme representado no gráfico da Figura 19.

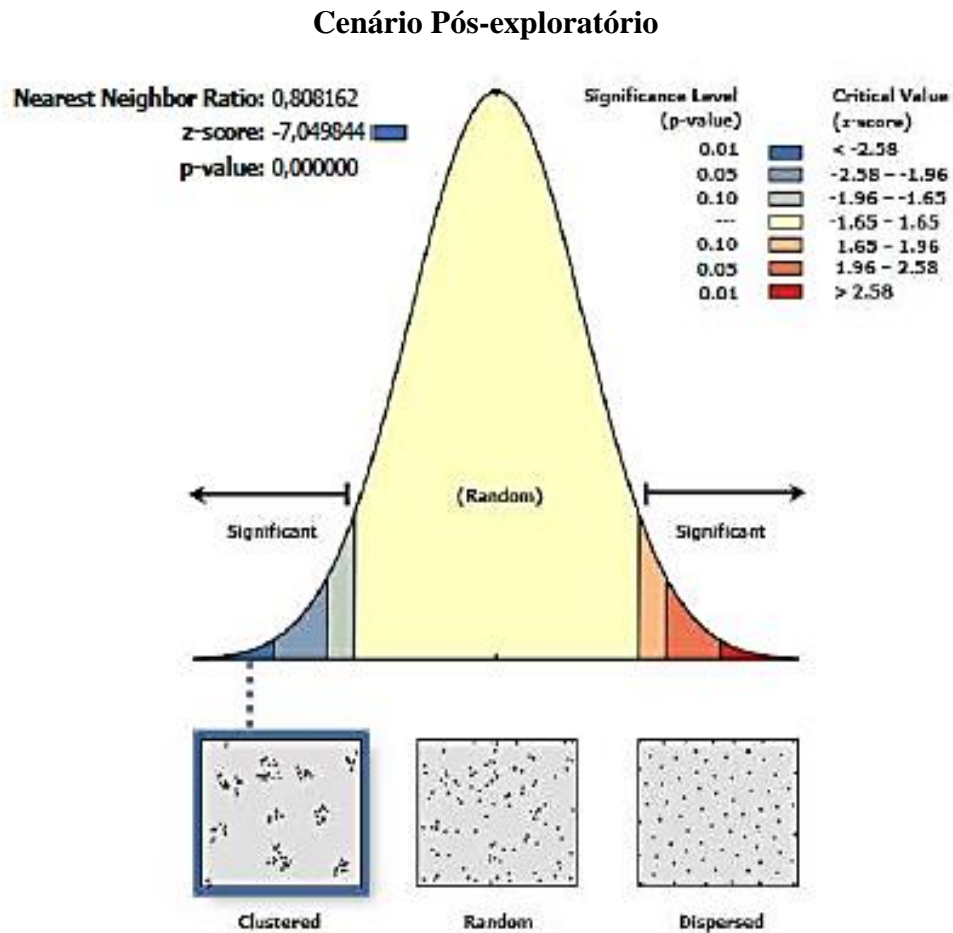


Figura 19. Gráfico da distribuição espacial da *C. odorata* no cenário pós-exploratório – IVMP.

Fonte: Autora.

Mudanças ambientais causadas pela exploração madeireira podem modificar a trajetória de regeneração, agindo sobre vários fatores, dentre eles: o aumento das limitações de dispersão através da redução na abundância adulta de espécies exploradas e alteração de fatores abióticos como luz e nutrientes do solo (DARRIGO et al., 2016).

4.4.1.2 Análise da distribuição espacial usando a Função K-Ripley

Pelos resultados apresentados, pode-se inferir que, utilizando a função univariada linearizada de K-Ripley, foram gerados dois cenários. O padrão de distribuição espacial no cenário pré-exploratório é de aleatoriedade até aproximadamente 20 metros de distância, apresentando, a partir de então, tendência ao agrupamento (Figura 20). Ainda segundo o gráfico, a distâncias superiores a 30 metros, passa a ser vislumbrado um padrão de agrupamento, tornando-se mais intenso a partir dos 60 metros, rejeitando portanto, a hipótese de CAE.

Resultado similar foi encontrado por Klimas et al. (2007), ao analisarem a distribuição espacial de indivíduos de *C. guianensis* (Meliaceae) em florestas ocasionalmente inundadas e em florestas de Terra Firme, o qual concluiu que a distribuição espacial dos adultos reprodutivos (DAP > 20 cm) foi agregada em todas as parcelas florestais estudadas e o índice de agregação foi estatisticamente o mesmo para os tipos de florestas estudadas.

De acordo com Machado et al. (2012), a predominância do padrão agregado de distribuição, a qual é mais comum em florestas tropicais, pode estar relacionada, sobretudo em função da grande concentração de árvores jovens .

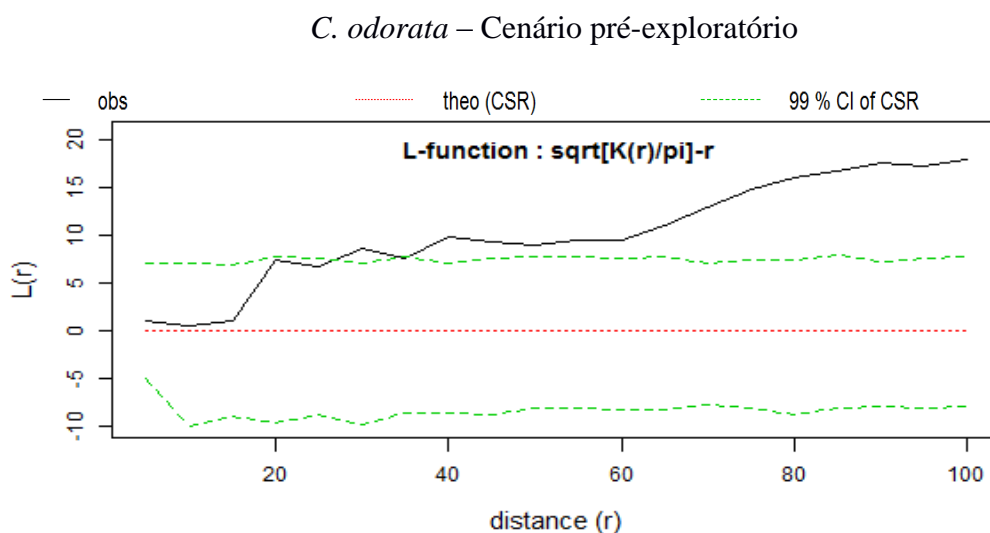


Figura 20. Gráficos da análise do padrão de distribuição espacial usando a função K-Ripley linearizada. Cenário pré-exploratório, FE Antimary. (— obs: dados observados; Theo (CRS): hipótese nula de Completamente Aleatória Espacial; ---- 99% CI of CSR: 99 % de confiança para composição do envelope).

Fonte: Autora.

Enquanto que Ebert et al., (2016) afirmam que o comportamento da combinação de padrões espaciais apresentados pela *C. odorata* depende da escala considerada, pois populações de espécies podem apresentar diferentes combinações de padrões espaciais. De fato, algumas populações apresentam padrões agrupados em larga escala e aleatórios em pequenas escalas, que podem estar relacionados aos aspectos sinecológicos, como polinização, dispersão de sementes e propágulos, sistemas reprodutivos, entre outros.

No entanto, no Cenário pós-exploratório (Figura 21), após a retirada dos indivíduos classificados para o corte, apresenta-se uma fraca tendência ao padrão uniforme que é observada nos primeiros 7 metros, seguindo a partir de então, tendência de aleatoriedade até certa de 70 metros, evidenciando a mudança no comportamento da distribuição espacial das árvores, aceitando a hipótese nula da completa aleatoriedade espacial (CAE).

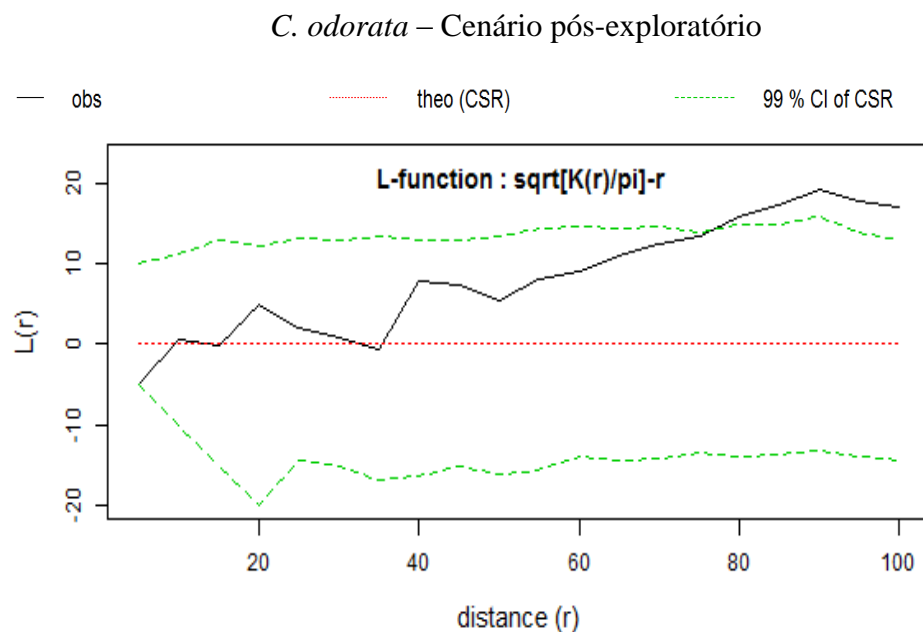


Figura 21. Gráficos da análise do padrão de distribuição espacial usando a K-Ripley linearizada. Cenário pós-exploratório, FE Antimary. (— obs: dados observados; Theo (CSR): hipótese nula de Complete Aleatoriedade Espacial; ---- 99% CI of CSR: 99 % de confiança para composição do envelope).

Fonte: Autora.

Resultados contrastantes foram identificados por Machado et al. (2012), ao estudarem a distribuição espacial do Cedro (*Cedrela fissilis* Vell), num fragmento de

Floresta Ombrófila Mista Montana, no qual identificou-se a distribuição agregada, em toda a faixa de distância observada ($d=100$ metros).

A comparação destes dois cenários, nos permite inferir que a exploração dos indivíduos selecionados para o corte, alterou o padrão de distribuição espacial, fazendo com que as árvores remanescentes passassem a ter distribuição aleatória e que o agrupamento da espécie ocorresse a distâncias superiores a 70 metros (EBERT et al., 2016).

Tais resultados são relevantes, porém sem considerar a dispersão anemocórica realizada pela espécie, uma vez que Klimas et al. (2007) afirmam que a agregação parece estar altamente ligada aos processos de disseminação limitada de sementes.

O comportamento da *C. odorata* é similar ao apresentado na análise do padrão de distribuição da *Mezilaurus itauba*, espécie também classificada como vulnerável (Brasil, 2014). De acordo com o descrito por Ebert et al. (2016) a *M. itauba* apresenta distribuição aleatória aceitando a CAE, exceto nas distâncias entre 11 e 13 metros, onde apresentaram picos de agrupamento. Esse comportamento foi observado em estudos com espécies de árvores na região amazônica.

Gourlet-Fleury et al. (2005), relataram os efeitos da remoção de indivíduos maiores em populações de espécies madeireiras, destacando a importância da ecologia reprodutiva na determinação da distribuição e dinâmica das populações.

De forma similar ao ocorrido na distribuição espacial da *C. odorata*, Darrigo et al. (2016), relatam que o padrão de agregação das espécies de uso comercial, foram afetados pela retirada dos indivíduos selecionados para corte pela atividade de exploração, as quais apresentavam padrão agregado ou tendência a agregação antes da exploração, passando ao padrão aleatório após a exploração.

De acordo com Ngo Bieng et al. (2006), em populações manejadas, pode-se supor que o fator de principal influência, sobre a estrutura espacial, está relacionado a forma com a qual é realizado o manejo florestal da área.

Para analisar as relações espaciais entre os indivíduos juvenis ($DAP < 50$ cm) e adultos ($DAP \geq 50$ cm) da população de *C. odorata*, foi aplicada a função K-Ripley bivariada.

Ao analisar os padrões espaciais entre juvenis e adultos não foi encontrada atração ou repulsão significativa entre a população de *C. odorata* a qualquer distância radial utilizada. Tais resultados foram similares nos cenários pré-exploratórios e pós-exploratórios, como demonstra a Figura 22.

Dessa forma, pode-se inferir que a relação espacial entre os indivíduos juvenis e adultos aceitam a hipótese nula da completa independência espacial em ambos os cenários. Portanto, não apresentam autocorrelação espacial. Resultados similares foram encontrados por Rockwell et al. (2017), ao analisarem a relação espacial entre indivíduos juvenis e adultos de *Bertholletia excelsa* em Madre de Dios, Peru, o que sugere a ausência de árvores juvenis próximas as adultas.

A presença do padrão de completa independência aleatória entre os indivíduos juvenis e adultos sugere que a luz não se apresenta como fator predominante de competição entre as classes comparadas (MACHADO et al., 2012).

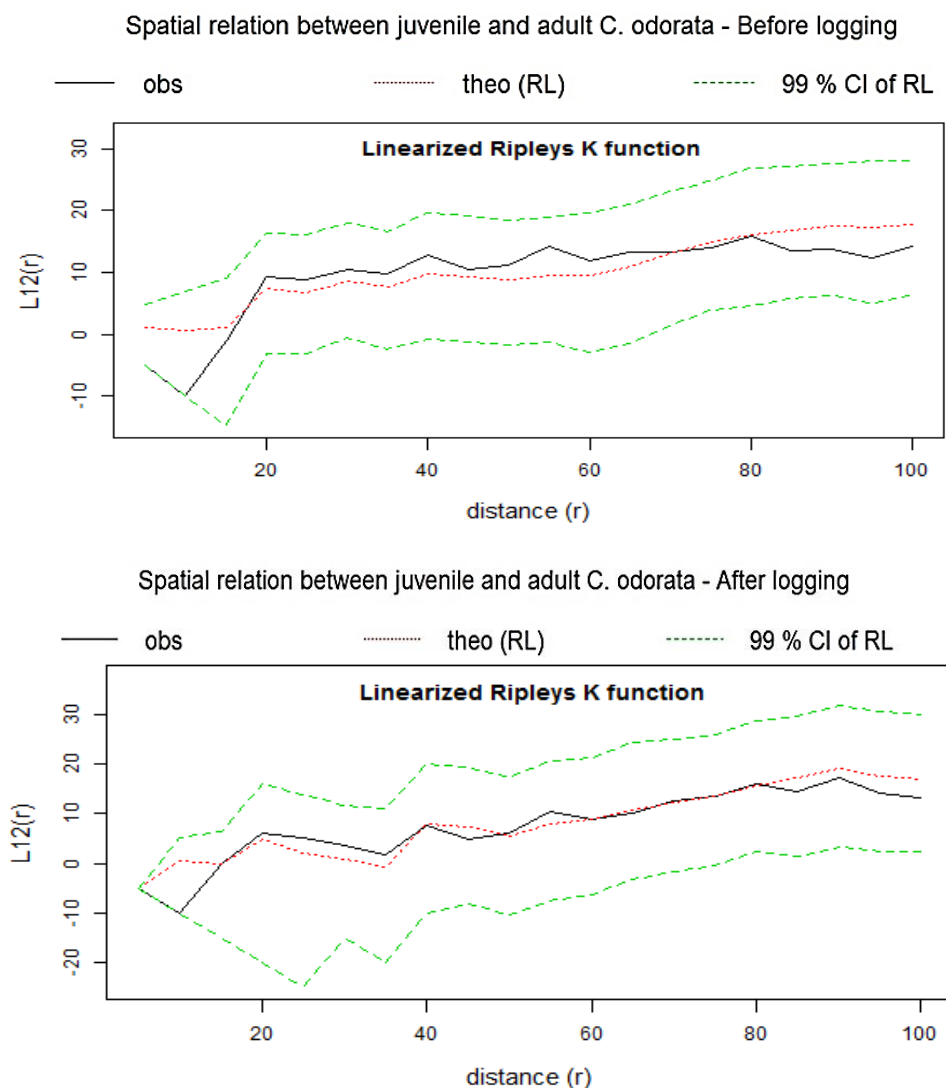


Figura 22. Gráfico do padrão de distribuição espacial usando a função K bivariada linearizada, entre juvenis (DAP < 50 cm) e adultos (DAP ≥ a 50 cm), Cenários pré e pós-exploratórios. FE Antimary. (— obs: dados observados; Theo (RL): hipótese nula Independência Espacial; ---- 99% CI of RL: 99 % de confiança para composição do envelope).

Fonte: Autora

Resultado contrastante foi apresentado no estudo realizado por Machado et al. (2012) onde foi observado que o Cedro-rosa (*C. odorata*) apresentou relação de atração entre as classes de diâmetro menores.

O padrão da distribuição espacial apresentado pela população juvenil e adulta da *C. odorata* obteve resultados similares ao estudo de *Avicennia germinans* onde ambos demonstram tendência a regularidade em pequenas distâncias. Esse padrão regular em escalas menores, pode estar associado à competição entre as árvores (KING & WOODEL (2004) apud PROTÁZIO; PEREIRA (1977).

O padrão apresentado, aceita a hipótese da completa independência espacial (CIE), indicando que não há diferenças significativas em relação à distribuição aleatória das árvores. Resultados similares foram encontrados nos estudos realizados por Ebert et al. (2016) e Rockwell et al. (2017).

4.4.2 *Amburana acreana* - Cerejeira

Na área de estudo foram registradas 316 árvores de *A. acreana*, destas 179 árvores são remanescentes (cenário pós-exploratório), 137 selecionadas como aptas a exploração.

A densidade apresentada pela *A. acreana* foi de 0,13 ind/ha, valor inferior a 0,4 ($\pm 0,3$) ind/ha, identificado por Barroso et al. (2011), em florestas ombrófilas abertas com bambu, tipologia similar à da área estudada. Fato que pode estar relacionado com a pressão da exploração da espécie ao longo dos anos, refletindo na incapacidade da espécie em se disseminar ao longo da paisagem.

Os indivíduos classificados como exploráveis se encontram-se distribuídas entre os centros de classes de 55cm e 125cm, perfazendo uma volumetria de 791,529m³ e área basal de 67,533m². Os centros de classes mais impactados foram os de 65 e 75cm com a seleção de 51 e 44 indivíduos respectivamente, conforme Figura 23.

A distribuição diamétrica da *A. acreana*, no cenário pré-exploratório, apresentou menor número de indivíduos nas três primeiras classes, do que na quarta e distribuição irregular nas classes subsequentes e se caracterizaram pelo acúmulo de indivíduos nas classes intermediárias, ou seja, é possível afirmar que tais espécies apresentam distribuição diamétrica errática, ou descontínua.

De acordo com a afirmação de Souza et al. (2012), esse tipo de distribuição indica que novos indivíduos estão se estabelecendo na área em pequenas proporções, o que pode ser relacionado à necessidade de condições específicas de regeneração, como a abertura de clareiras e consequência do aumento da luminosidade. Espécies com distribuição diamétrica errática, ou descontínua, englobam todo o gradiente ecofisiológico, ou seja, as pioneiras, as oportunistas, as secundárias iniciais, as secundárias tardias e as clímax.

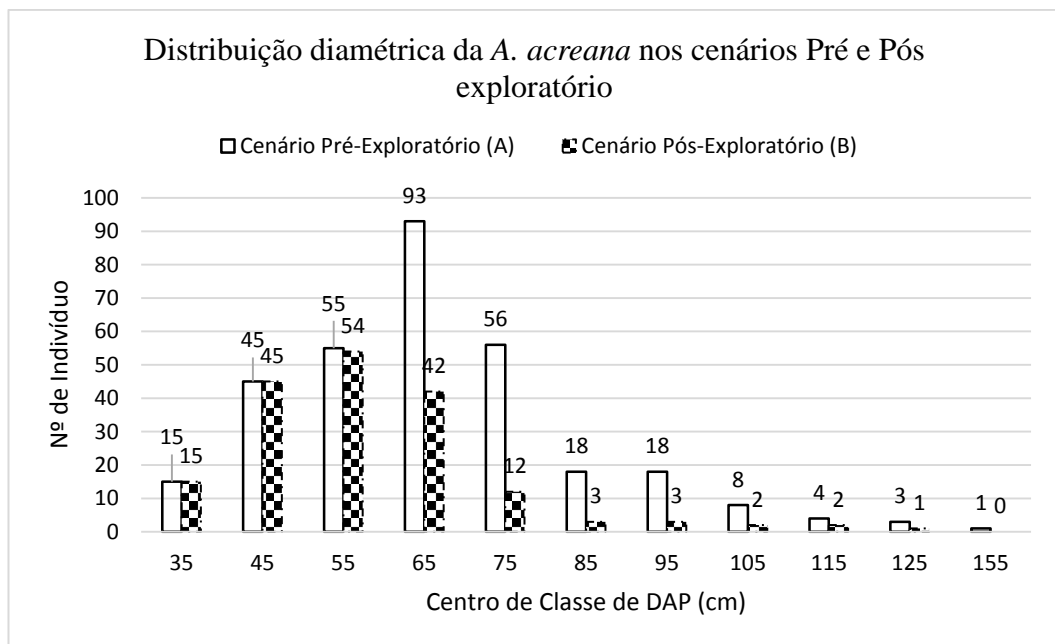


Figura 23. Gráfico da distribuição diamétrica da *A. acreana* por centro de classe de DAP nos cenários pré e pós exploração, FE Antimary.

Fonte: Autora

A distribuição diamétrica em forma de “J invertido”, passa a ser estabelecido no cenário pós-exploratório, com a retirada das árvores selecionadas para corte. Segundo Carrer et al. (2018), esse padrão de distribuição é típico dos diâmetros dos povoamentos de idade regular.

De acordo com a Tabela 6, na categoria matriz, identificou-se que 77 indivíduos estão presentes no centro de classe de 55 cm e 65 cm, refletindo a categoria matrizes é composta por árvores adultas, com grandes chances de apresentar vigor reprodutivo, fator importante na regeneração florestal.

Tabela 6 – Distribuição diamétrica por categoria de exploração e centro de classe da *A. acreana*.

<i>Amburana acreana</i>							
Centro Classe	Categorias					Total (A)	Total (B)
	APP	Corte Futuro	Corte	Matriz	Reman.		
35	2	13				15	15
45	3	42				45	45
55	11		1	43		55	54
65	15		51	27		93	42
75	10		44	2		56	12
85	2		15	1		18	3
95	1		15	1	1	18	3
105	1		6	1		8	2
115	1		2	1		4	2
125			2	1		3	1
Total	46	55	137	77	1	316	179

Legenda: Total (A): cenário pré-exploratório; Total (B): cenário pós-exploratório

Fonte: Autora.

Enquanto que no cenário pós-exploratório, observa-se uma redução nos centros de classe de 65 cm e 75 cm, correspondendo a diminuição de 43% da abundância da espécie (137 árvores exploradas).

4.4.2.1 Distribuição espacial pelo método do vizinho mais próximo

A comparação na distribuição espacial da *A. acreana* entre os cenários pré-exploratório e pós-exploratório está representado na Figura 23.

A princípio foram inventariadas 316 árvores, das quais 137 foram categorizadas como de corte, permanecendo 179 indivíduos remanescentes. Se comparada com as outras espécies estudadas, a *A. acreana* apresentou a menor abundância, apenas 0,13 ind/ha.

Fato que pode estar relacionada a exploração sistemática em todas as áreas onde ocorre, conforme afirma Carvalho (2008). O qual ressalta que a *A. acreana*, no Brasil, faz parte da lista oficial de espécies ameaçadas de extinção na categoria vulnerável desde 1992, sendo considerada uma das espécies madeireiras prioritárias para programa de conservação de recursos genéticos na Amazônia.

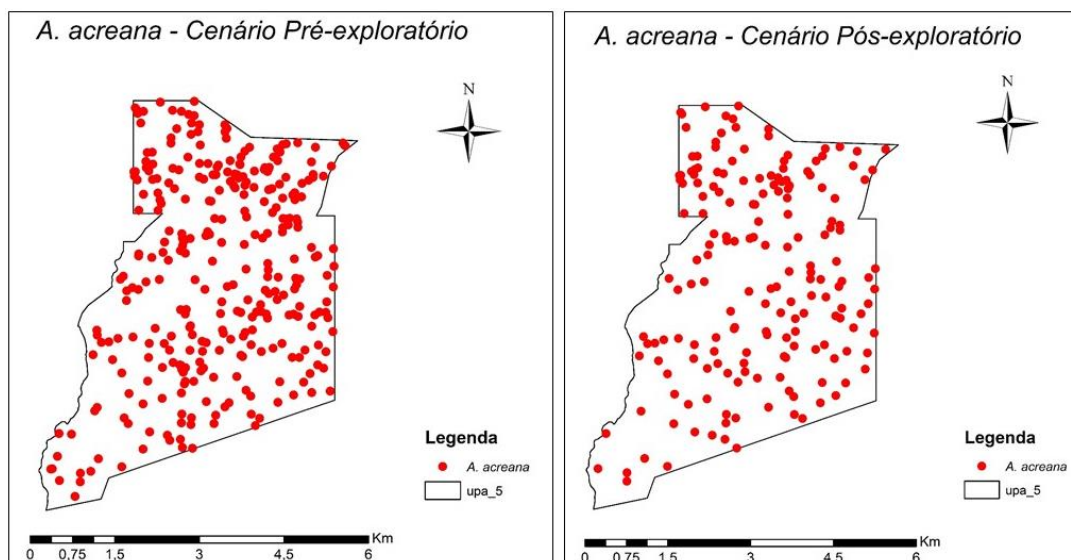


Figura 24. Mapa da distribuição espacial da *A. acreana* antes e após a exploração florestal – FE Antimary.

Fonte: Autora.

Os dados apresentados na Tabela 7, indicaram aumento aproximado de 66 metros na média da distância observada entre o cenário pré-exploratório e pós exploração, o que em termos percentuais, representa um aumento de 49,95%. Aumento similar, pode ser notado na média da distância esperada, com 27,49% e aproximadamente 44 metros.

Tabela 7 – Índices do Método do Vizinho Mais Próximo (IVMP) – *A. acreana*.

Índices MVMP	Cenário pré-exploratório	Cenário pós-exploratório
Média da Distância Observada MDO (m)	133,180	199,693
Média da Distância Esperada MDE (m)	161,399	205,774
Índice Vizinho Mais Próximo IVMP (m)	0,825	0,970
Z-score	-5,946	-0,756
P-value	0,000	0,449

Fonte: Autora.

Nos cenários estudados, segundo o MVMP, *A. acreana* apresentou os seguintes valores: p-value 0,000 e Z-score -5,9 ($< -2,5$), ambos estatisticamente significativos, rejeitando a hipótese nula de aleatoriedade com 99% de confiabilidade.

Os valores dos IVMS < 1 , sugerem o padrão de distribuição agregada, em ambos os cenários, conforme Figuras 25 e 26, respectivamente.

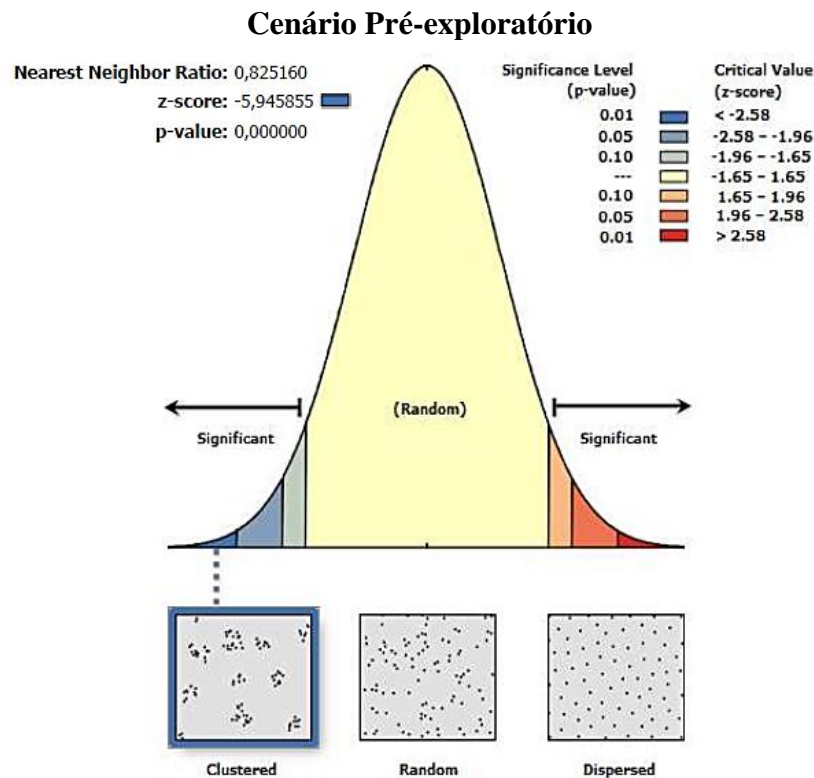


Figura 25. Gráfico da distribuição espacial da *A. acreana* no cenário pré-exploratório – IVMP.

Fonte: Autora.

Ainda de acordo com a Tabela 7, no cenário pós exploração, além do aumento nas distâncias observadas e esperadas, os valores dos índices estatísticos, p-value = 0,449 e z-score = -0,756 apresentaram-se fora dos níveis de confiança para rejeitar a hipótese nula. Embora o índice do vizinho mais próximo IVMP= 0,970 apresente valor menor que 1, o padrão de distribuição identificado é o de aleatoriedade espacial.

O distanciamento entre as árvores, que variou entre os cenários, aumentando em média 30 metros, pode limitar a ação das abelhas, seu principal vetor de polinização. No entanto, com a dispersão anemocórica de frutos e sementes, a espécie tende a se regenerar longe da planta mãe, reduzindo as interações interespecíficas, conforme descrito por Carvalho (2008).

O gráfico da Figura 26, confirma a hipótese nula de completa aleatoriedade espacial, admitindo, portanto, o padrão de distribuição espacial aleatório.

Cenário Pós-exploratório (B)

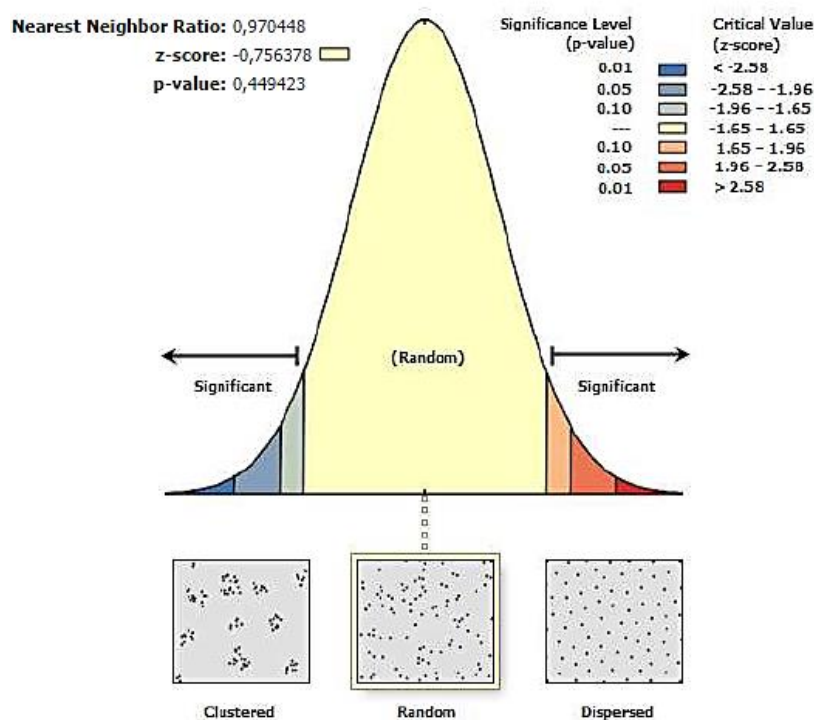


Figura 26. Gráfico da distribuição espacial da *A. acreana* no cenário pós-exploratório – IVMP.

Fonte: Autora.

A retirada dos indivíduos destinados ao corte, causou impacto no padrão da distribuição espacial da *A. acreana*. Segundo o método do vizinho mais próximo, o padrão da distribuição espacial passou de agregado, no cenário pré-exploratório, para o padrão aleatório, após a exploração.

A pressão sofrida pela *A. acreana* foi ressaltada por Carvalho (2008), ao afirmar que no Acre, assim como na região Norte, a cerejeira é uma das espécies mais consumidas pelo mercado madeireiro e submetida a pressão de exploração seletiva.

4.4.2.2 Análise da distribuição espacial usando a Função K-Ripley

No cenário pré-exploratório da *A. acreana* encontra-se forte tendência ao padrão uniforme a curtas distâncias ($d < 20$ metros), apresentando padrão aleatório com valores esperados muito próximos aos observados entre 20 e 25 metros (Figura 27).

O padrão aleatório segue até aproximadamente 80 metros, aceitando dessa forma a hipótese nula de completa aleatoriedade espacial. Muito embora tenha havido

a predominância do padrão de distribuição aleatória, o padrão agregado é observado a partir de 80 metros de distância.

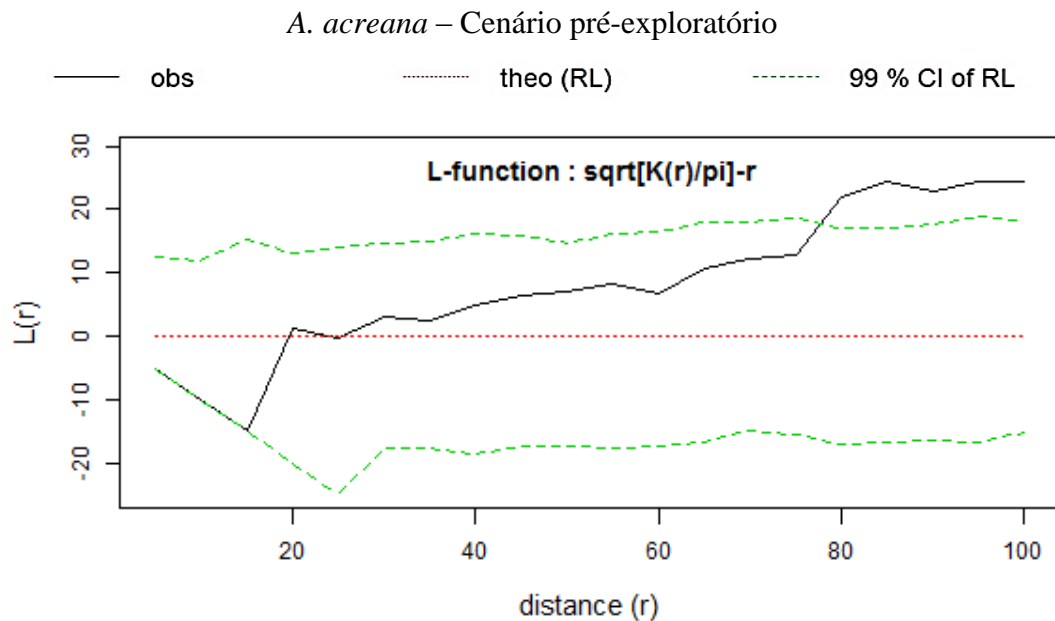


Figura 27. Gráficos da análise do padrão de distribuição espacial usando a função K-Ripley linearizada. Cenário pré-exploratório, FE Antimary. (— obs: dados observados; Theo (CRS): hipótese nula de Complete Aleatoriedade Espacial; ---- 99% CI of CRS: 99 % de confiança para composição do envelope de confiança).

Fonte: Autora.

Mudanças ambientais resultantes da extração seletiva de madeira, podem modificar a dinâmica da floresta, especialmente através do aumento do crescimento dos indivíduos, uma vez que, mais luz atinge os estratos mais baixos da floresta. Mudanças nas taxas de mortalidade e crescimento podem modificar o processo de regeneração de espécies em locais manejados, uma vez que a relação entre essas taxas influenciam a regeneração e pode ser crucial tanto para o estabelecimento quanto para a manutenção a longo prazo das espécies (DARRIGO et al., 2016).

No cenário pós-exploratório (Figura 28), a população remanescente, que na sua maioria é formada por indivíduos juvenis, aceitou a hipótese nula de completa aleatoriedade espacial para a escala de distância proposta ($0 < d < 100$ m), resultado do aumento da distância entre as árvores, em virtude da retirada dos indivíduos selecionados para corte. A tendência ao padrão uniforme se apresenta a distâncias inferiores a 25 metros, sendo similar ao cenário pré-exploratório.

A tendência ao padrão uniforme a curtas distâncias e a aleatoriedade espacial, posteriormente apresentada, é descrita por Odum (2004), que afirma que em geral, a distribuição regular ou aleatória de indivíduos pode estar relacionada a competição em recursos limitados ou em antagonismo direto.

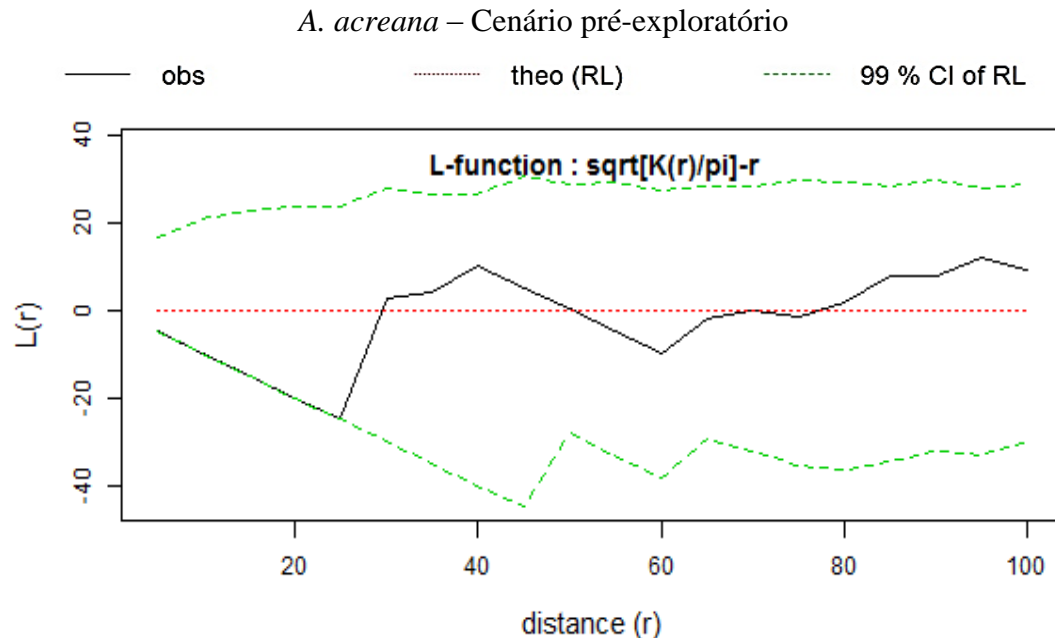


Figura 28. Gráficos da análise do padrão de distribuição espacial usando a função K-Ripley linearizada. Cenário pós-exploratório, FE Antimary. (— obs: dados observados; Theo (CRS): hipótese nula de Complete Aleatoriedade Espacial; --- 99% CI of CRS: 99 % de confiança para composição do envelope de confiança).

Fonte: Autora.

Na análise da função bivariada de K-Ripley, quando analisamos a relação espacial entre a população juvenil ($DAP < 50$ cm) e adulta ($DAP \geq 50$ cm) para os dois cenários, tem-se que em ambos foi aceita a hipótese nula de completa independência espacial (Figura 29).

No entanto, no cenário que antecede a exploração florestal (Figura 29 (A)), os indivíduos apresentaram forte tendência a rejeição espacial entre a população juvenil e adulta, distâncias inferiores a 30 metros, apresentando outro pico aos 65 metros, onde, os valores se apresentaram sobre os limites do intervalo de confiança, ou seja, apresentaram pequena probabilidade de se encontrar árvores próximas, dentro deste raio, conforme descrito por Anjos et al. (2004).

De acordo com Protázio; Pereira (1977) a tendência a repulsão apresentada pode ser um indicativo de competição intraespecífica e ou presença de grandes clareiras.

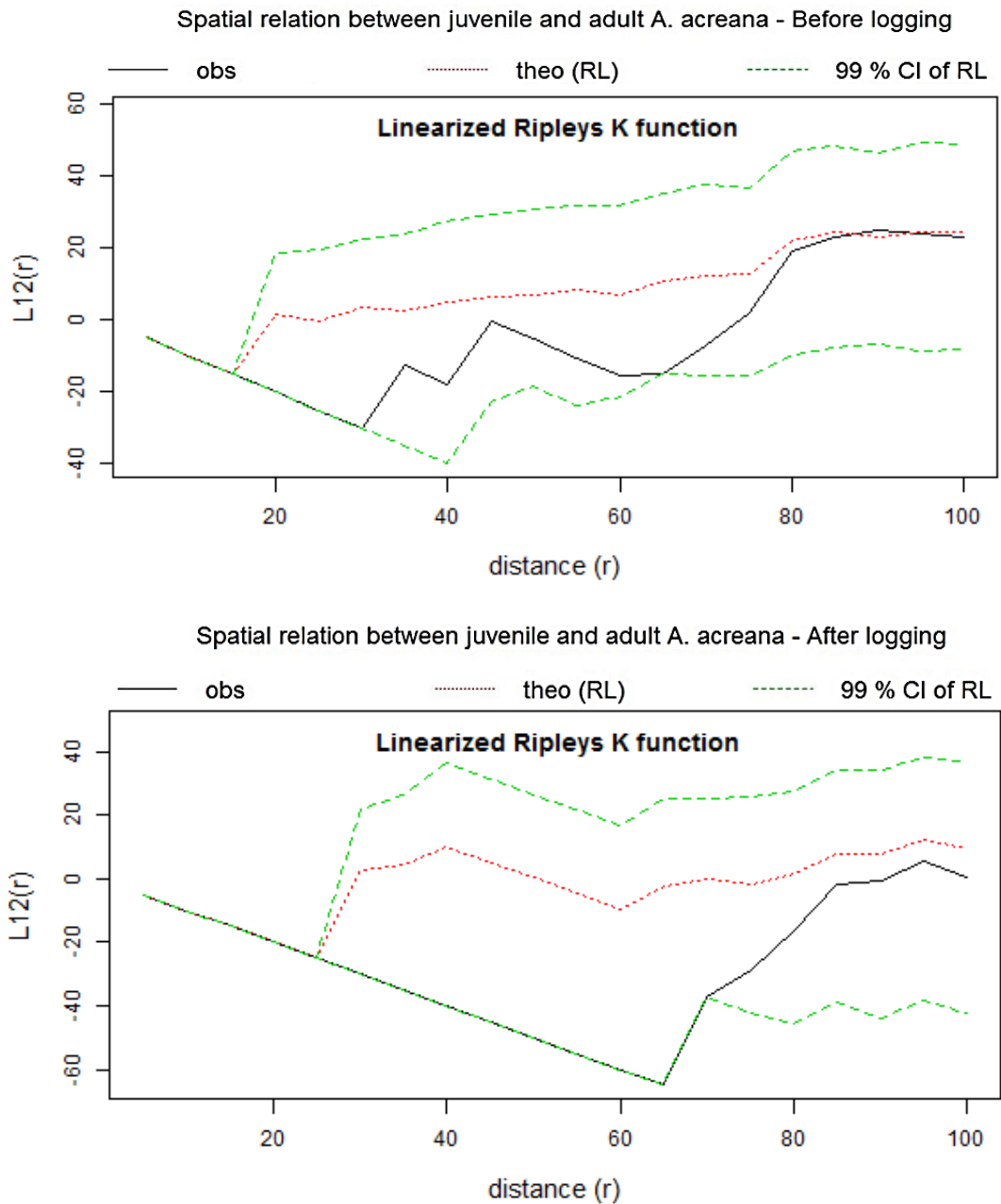


Figura 29. Gráfico da análise do padrão de distribuição espacial usando a função K-Ripley bivariada linearizada, entre juvenis (DAP < 50 cm) e adultos (DAP \geq a 50 cm), Cenários pré e pós-exploratórios. FE Antimary. (— obs: dados observados; Theo (RL): hipótese nula Independência Espacial; ---- 99% CI of RL: 99 % de confiança para composição do envelope).

Fonte: Autora

No cenário posterior a intervenção florestal, embora mantenha-se aceitando a completa independência espacial, a Figura 29 (B) demonstra um intervalo maior em que a população apresenta forte tendência a repulsão (valores negativos), seguindo até 70 metros. Assim como no cenário pré-exploratório, não apresenta valores positivos para a interação estudada (ROCKWELL et al., 2017).

A hipótese nula da completa independência espacial aceita na distribuição espacial da *A. acreana* também foi descrita por Pereira et al. (2006), ao analisarem a distribuição espacial de *Cariniana legalis* (Jequitibá-rosa) na região sudoeste de Minas Gérias, utilizando a função K de Ripley, onde verificou-se, que assim como a cerejeira, o jequitibá-rosa, não apresenta dependência espacial entre os indivíduos adultos e os regenerantes, ou seja, as plantas estão distribuídas de forma independente na área estudada.

Levando em consideração que a principal forma de dispersão da *A. acreana* é anemocórica, Silva et al. (2008), observaram que no estudo de distribuição espacial, para a candeia (*Eremanthus erythropappus*), uma espécie também de dispersão pelo vento, apresentou padrão de distribuição aleatório entre as árvores adultas e os indivíduos mais jovens.

Isso pode ser explicado pela dispersão da semente, se dar pelo vento, não apresentando, dessa maneira, nenhum vínculo entre o local onde a semente germinará com a distância da árvore mãe. Resultado que evidencia alta capacidade de regeneração e sustentação da espécie (PEREIRA et al. (2006); SILVA et al. (2008)).

Numa escala entre 0 e 70 metros, foi observada correlação com tendência negativa entre DAPs, ou seja, nesse intervalo, espera-se encontrar árvores juvenis com DAP pequeno, ao redor de árvores com DAP maior, fato que pode ser explicado, devido a população remanescente ser formada em sua maioria por indivíduos juvenis. Resultados similares foram obtidos por Anjos et al. (2004) ao analisarem o padrão da distribuição espacial da araucária e a correlação entre seus DAPs.

Segundo Protázio e Perreira (1977) a tendência a repulsão apresentada até 70 metros está relacionado a indicação de concorrência intraespecífica.

Enquanto Rode et al. (2010) enfatizaram argumentando que isso pode ser explicado, em parte, por serem indivíduos da mesma espécie e portanto, possuírem características ecológicas idênticas. No entanto, os autores ressaltam que apenas a avaliação da sucessão e da dispersão ainda não são suficientes para explicar a relação espacial entre as espécies, sendo necessário ainda o conhecimento sobre quais

restrições ambientais estão atuando. mo luz, água, CO₂, N, P, K, Ca, Mg, S, entre outras.

4.4.3 *Apuleia leiocarpa* - Garapeira

A espécie *A. leiocarpa*, dentre as estudadas foi a que apresentou maior número de indivíduos inventariados, 742 árvores, correspondente ao volume de 4.753,651m³ e área basal de 401,346m², distribuídos entre os centros de classes diamétricas de 35 e 175 centímetros (Tabela 8). A densidade de árvores foi de 0,31 ind/ha, valor menor a 0,5 (±0,4) ind/ha, descrito por Barroso et al. (2011), no entanto, superior à observada pela FUNTAC na FE Antimary em 1990 (0,03 ind/ha), conforme citado pelo autor,

No cenário pré-exploratório, pode-se destacar o centro de classe de 75 centímetros com maior número de indivíduo, sendo 131 árvores, destas, 112 foram selecionadas para corte. Temos que 84 % das árvores escolhidas para matrizes são indivíduos com DAP a cima do diâmetro mínimo de corte (DMC), portanto, para essa espécie o DMC foi superior a 50 centímetros, fato que pode estar relacionado com a busca por melhor aproveitamento no beneficiamento da madeira, onde árvores com DAPs maiores proporcionam aproveitamento mais satisfatório.

Tabela 8 – Distribuição diamétrica por centro de classe da *A. leiocarpa*.

Centro Classe	<i>Apuleia leiocarpa</i>					Total (A)	Total (B)
	APP	Corte Futuro	Corte	Matriz	Remanes cente		
35	2	18				20	20
45	19	43				62	62
55	13			66		79	79
65	21		60	48		129	69
75	17		112	2		131	19
85	21		66			87	21
95	13		81	4		98	17
105	7		43	1	1	52	9
115	6		22	2		30	8
125	3		28	3		34	6
135			6			6	
145	1		8			9	1
155	1		2			3	1
Total	124	61	430	126	1	742	312

Legenda: Total (A): Cenário pré-exploratório; Total (B): Cenário pós-exploratório. Fonte: Autora.

Para a exploração florestal, foram selecionadas, 58% do total das árvores de *A. leiocarpa* para corte, sendo 430 indivíduos com volume de 3.504,185 m³, restando 312 árvores remanescente. Dentre as espécies estudadas, a *A. leiocarpa* teve proporcionalmente, o maior número de árvores selecionadas para corte e portanto, apresenta maior pressão de exploração, especialmente devido ao valor de mercado atribuído a esta espécie.

A Figura 30, demonstra que no cenário pré-exploratório a distribuição diamétrica natural da população não obedece a curva “J” invertido, apresentando maior número de indivíduos em centros de classes de DAP intermediário entre 65 e 95 centímetros, com menor número de árvores nos três primeiros centros de classes.

Tal fato, pode estar refletindo maior mortalidade em determinadas classes e/ou falhas em eventos de frutificação e dispersão em determinados anos com reflexos na regeneração na área estudada, tendo em vista a dispersão anemocórica da espécie. Outro fator que pode ter influência direta ou indireta na distribuição diamétrica irregular são os resultados do impacto de ações antrópicas na área, uma vez que outras UPAs já foram exploradas na FE Antimary.

Segundo Viana (2013), quando as populações apresentam distribuição diamétrica em “j invertido”, pode-se dizer que apresentam balanceamento positivo entre recrutamento e mortalidade, caracterizando autorregeneração. Ao contrário, quando ocorre uma estrutura diamétrica irregular, as espécies tenderão a desaparecer com o tempo, conforme descrito por Lamprecht (1962).

O não ajustamento no formato de “J inverso”, na estrutura diamétrica da população e a diferença no número de árvores nas classes diamétricas, revela baixa capacidade auto regenerativa e desestabilidade estrutural da população, conforme descrito por Dantas (2015).

De acordo com Machado et al. (2012), uma relativa insuficiência de indivíduos com diâmetros menores nas primeiras classes, indica possível limitação no desenvolvimento do banco de plântulas da população.

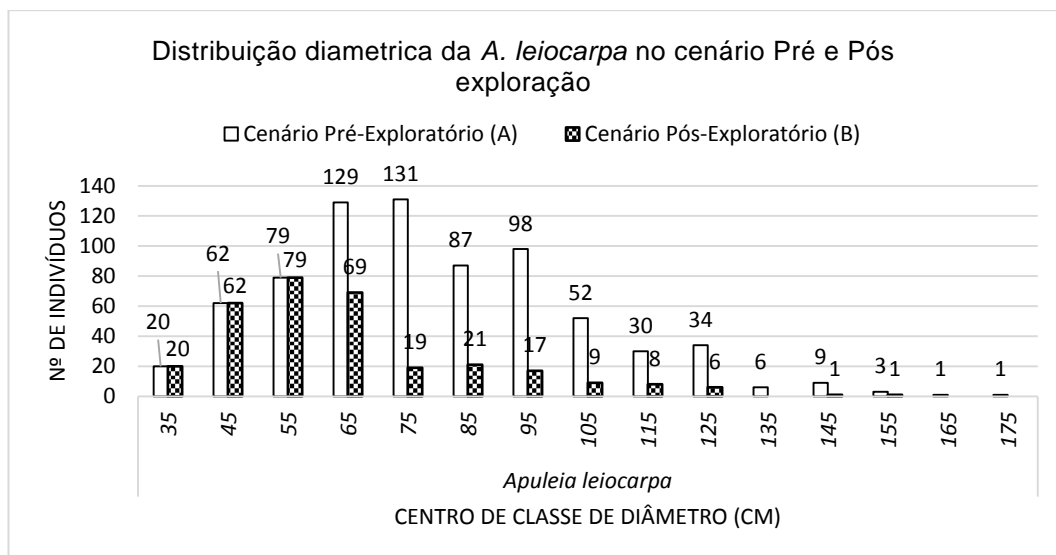


Figura 30. Gráfico da distribuição diamétrica da *A. leiocarpa* por centro de classe de DAP nos cenários pré e pós exploração, FE Antimary.

Fonte: Autora

No cenário pós-exploratório, com a intervenção do manejo florestal, a distribuição diamétrica da população remanescente tende a seguir a curva “J invertido” a partir do centro de classe de 55 cm, o qual possui 79 árvores, seguindo uma redução no número de indivíduos, à medida que aumenta a classe diamétrica.

A distribuição regular (maior número de indivíduos nas primeiras classes) é a maior garantia para a existência e sobrevivência das espécies (VIANA, 2013). Pode-se inferir que a intervenção do manejo florestal contribuiu positivamente na regulação da distribuição diamétrica da população.

4.4.3.1 Distribuição espacial pelo método do vizinho mais próximo

Por se tratar de uma espécie com grande demanda na indústria madeireira, devido suas características físicas e usos a *A. leiocarpa*, dentre as espécies estudadas, foi a que sofreu maior impacto na retirada das árvores selecionadas para corte, como demonstram as Figuras 31 (A) e 31 (B), representando os cenários pré-exploração e pós-exploração, respectivamente.

De um total de 742 árvores, presentes em campo, foram escolhidas 430 para corte, o que corresponde a 58% dos indivíduos, restando somente 312 árvores, das quais 124 estão localizadas em área de preservação permanente.

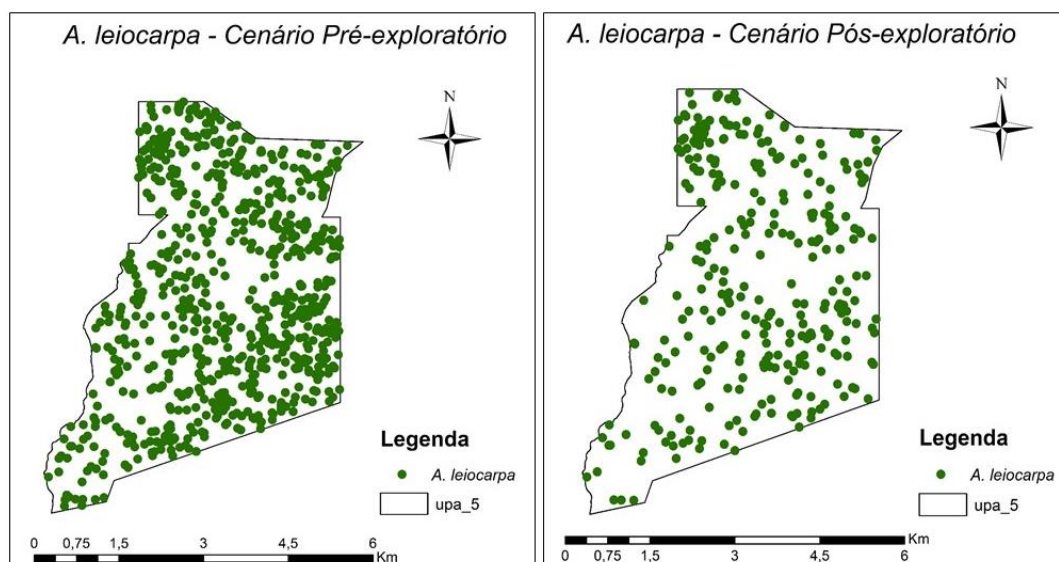


Figura 31. Mapa da distribuição espacial da *A. leiocarpa* antes e após a exploração florestal – FE Antimary.

Fonte: Autora.

De acordo com a Tabela 9, a média da distância observada entre os indivíduos apresentou um aumento em torno de 52%, correspondendo a 44 metros. Fato este similar ao ocorrido também com a *C. odorata* e *A. acreana*, nas quais, assim como a *A. leiocarpa*, possuem como agente de polinização as abelhas (CARVALHO, 2003).

O aumento na média das distâncias entre as árvores é enfatizado por Ebert et al. (2016), os quais afirmaram que, a exploração madeireira pode reduzir significativamente a densidade de árvores e, conseqüentemente, aumentar a distância entre árvores individuais, levando a alterações no fluxo de pólen entre indivíduos.

Tabela 9 – Índices do Método do Vizinho Mais Próximo (IVMP) – *A. leiocarpa*.

Índices MVMP	Cenário pré-exploratório	Cenário Pós-exploratório
Média da Distância Observada MDO (m)	85,194	129,577
Média da Distância Esperada MDE (m)	107,171	161,022
Índice Vizinho Mais Próximo IVMP (m)	0,795	0,805
Z-score	-10,686	-6,599
P-value	0,000	0,000

Fonte: Autora.

De acordo com os resultados descritos na Tabela 9, em ambos os cenários os índices apresentaram valores estatisticamente significativos para p-value (p-value < 0,01) e z-score (z-score < -2,5), valores que indicam nível de confiança de 99% para rejeitar a completa aleatoriedade espacial (Figuras 32 e 33, respectivamente).

O índice do vizinho mais próximo com valor igual a 0,795 e 0,805 (IVMP <1), para os cenários pré-exploratório e pós-exploratório, respectivamente, indica que a espécie *A. leiocarpa*, apresentou padrão de distribuição espacial agregada.

No estudo desenvolvido por Dohn et al. (2017), descreve-se que a agregação espacial de plantas lenhosas pode ser conduzida por três mecanismos: dispersão de propágulos, heterogeneidade ambiental subjacente e efeitos facilitadores de vizinhos. Os processos de dispersão podem influenciar os padrões espaciais de longo prazo de várias maneiras. Primeiro, a chuva de sementes pode ser maior na vizinhança imediata de indivíduos maduros. Além disso, algumas espécies com distribuições fortemente agrupadas são dispersas por aves ou pelo vento (anemocoria), como no caso da *A. leiocarpa*, o que poderia contribuir para uma maior deposição de sementes abaixo do que entre coberturas.

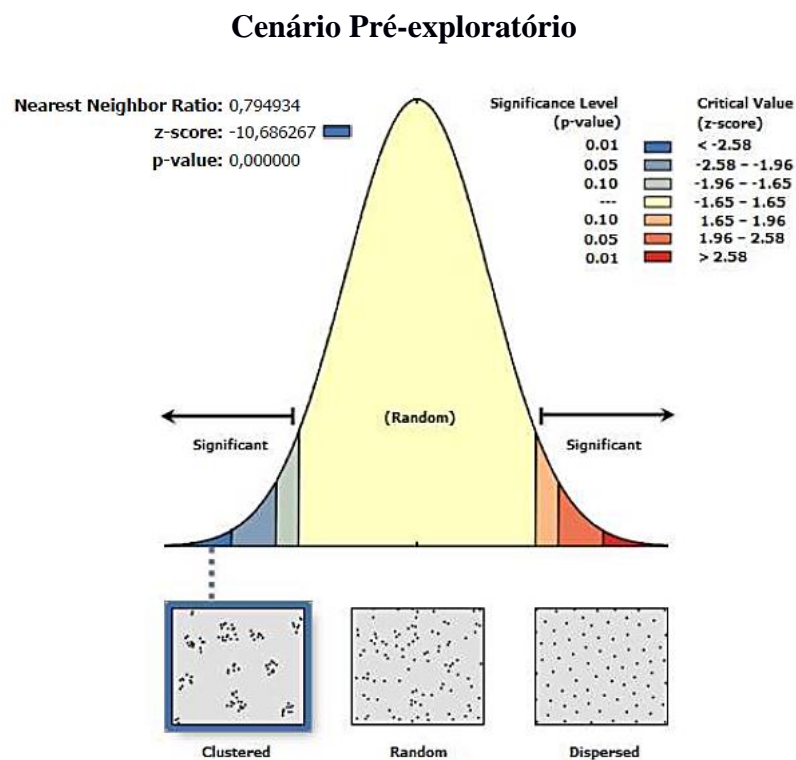


Figura 32. Gráfico da distribuição espacial da *A. leiocarpa* no cenário pré-exploratório – IVMP.

Fonte: Autora.

No cenário pós-exploratório, mesmo após a retirada das árvores escolhidas para corte, as quais representam 58% de seus indivíduos, se manteve o padrão de distribuição espacial agrupado, conforme expresso no gráfico da Figura 33.

Cenário Pós-exploratório

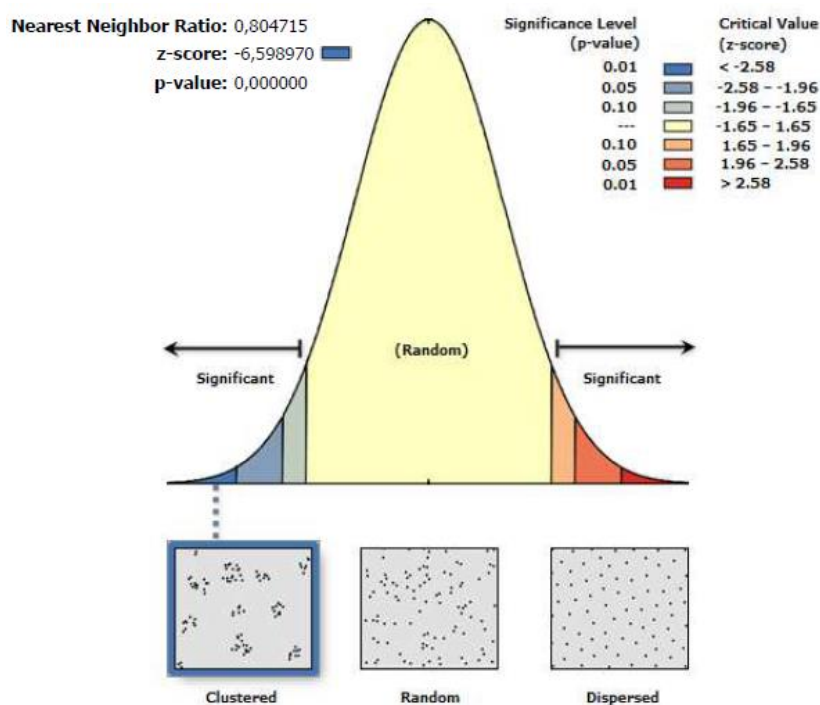


Figura 33. Gráfico da distribuição espacial da *A. leiocarpa* no cenário pós-exploratório – MVMP.

Fonte: Autora.

4.4.3.2 Análise da distribuição espacial usando a Função K-Ripley

A população de *A. leiocarpa*, antes de sofrer intervenção, aceita a hipótese nula de aleatoriedade a curtas distâncias ($d < 20$ m). A partir dos 20 metros, os indivíduos apresentaram padrão de distribuição agregada, mesmo apresentando tendência ao padrão aleatório no intervalo entre 20 e 40 metros. O padrão agregado se manteve por toda a escala de distância estudada (Figura 34).

Para Nguyen (2017) a agregação intraespecífica pode ser descrita por limitação de dispersão ou nichos ecológicos e levar a reduzir a importância da competição interespecífica.

A distribuição espacial da *A. leiocarpa* apresentou padrão similar ao relatado por Pereira et al. (2006), ao analisar o padrão espacial por classes de tamanho. No qual observou-se que as árvores mostraram acentuada agregação, como retrata a Figura 34, onde o padrão agregado é constante a partir dos 35 metros.

De acordo com Hardy; Sonké (2004) os indivíduos tendem a se agregar sob dispersão limitada, mesmo integrando um habitat homogêneo, embora a *A. leiocarpa*,

segundo Carvalho (2003), possa apresentar dispersão anemocórica, autocórica e barocórica (FELIPPI et al. (2012), as quais não são consideradas formas limitadas. Fato que pode estar relacionado com o padrão aleatório identificado a curtas distâncias.

O padrão de distribuição espacial agregado, também foi descrito por Dantas (2015), no estudo sobre dinâmica e distribuição espacial de *Pentaclethra macroloba* (Willd.) Kuntze (Fabaceae) em floresta de várzea do estuário amazônico, onde o autor afirma que a agregação entre a população, está fortemente relacionada ao tipo de dispersão de sementes (hidrocórica), que de forma análoga a anemocórica, pode dispersar sementes a longas distâncias da planta mãe. As barreiras naturais formadas por troncos, serrapilheira, galhos, raízes e barrancos de terra interceptam as sementes, possibilitando uma concentração considerável de propágulos.

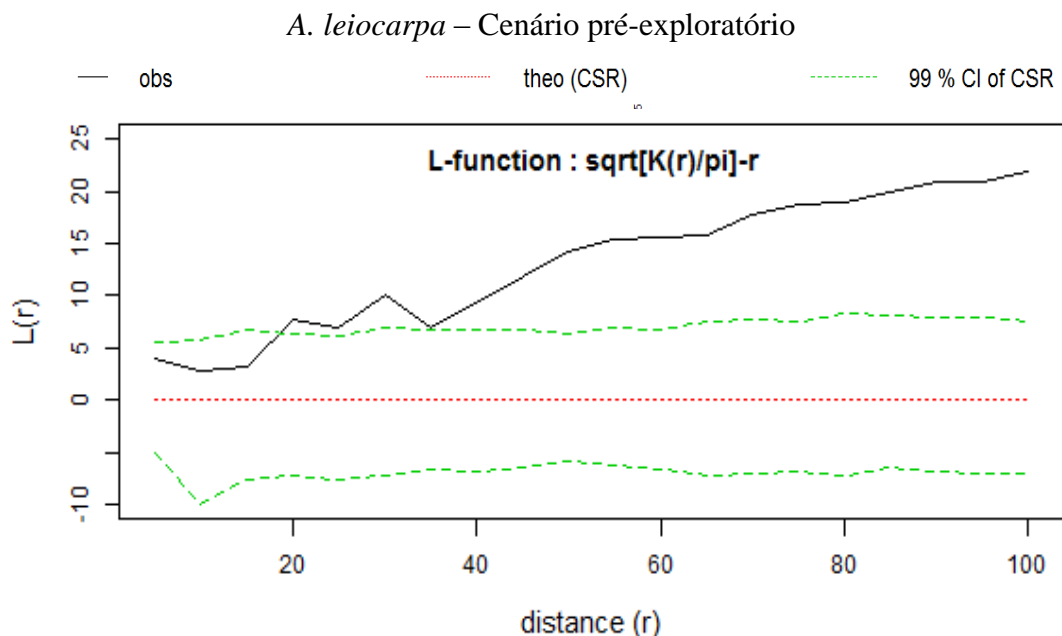


Figura 34. Gráficos da análise do padrão de distribuição espacial usando a função K-Ripley linearizada. Cenário pré-exploratório, FE Antimary. (— obs: dados observados; Theo (CSR): hipótese nula de Complete Aleatoriedade Espacial; ---- 99% CI of CSR: 99 % de confiança para composição do envelope).

Fonte: Autora.

Segundo Bruzina et al. (2013), os quais afirmaram que o padrão agregado, se analisado de várias perspectivas, pode indicar que a espécie possui dispersão limitada em relação a sua fonte de propágulos ou ela é exigente às condições micro ambientais específicas. A segunda alternativa parece se enquadrar melhor à realidade da espécie, uma vez que ela não possui dispersão limitada.

Após a retirada dos indivíduos exploráveis, o padrão espacial deixou de apresentar aleatoriedade, identificada a curtas distâncias, rejeitando dessa forma a hipótese nula e assumindo o padrão de distribuição espacial agregado (Figura 35).

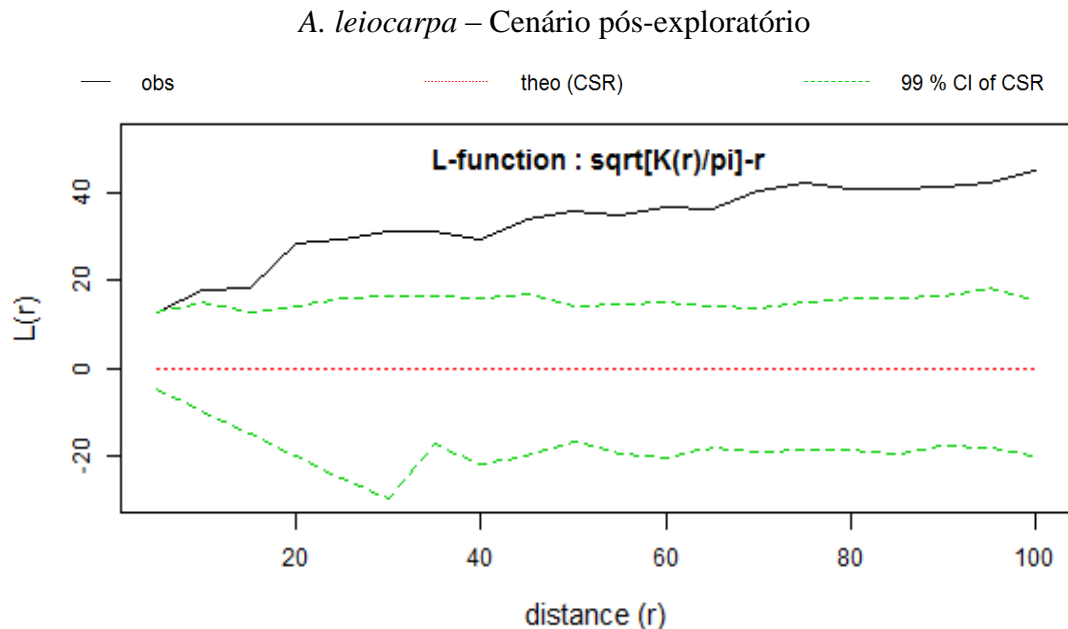


Figura 35. Gráficos da análise do padrão de distribuição espacial usando a função K-Ripley linearizada. Cenário pós-exploratório, FE Antimary. (— obs: dados observados;Theo (CSR): hipótese nula de Completa Aleatoriedade Espacial; ----- 99% CI of CSR: 99 % de confiança para composição do envelope).

Fonte: Autora.

A predominância do padrão agregado foi encontrada por Anjos et al. (2004) e ratificado por Rode et al. (2010), ao estudar da distribuição espacial da Araucária e das espécies de maior valor de cobertura em uma Floresta Ombrófila Mista.

Na análise bivariada da Função K-Ripley, comparando a relação entre a população juvenil e adulta, antes e após a exploração florestal (Figura 36), é possível inferir que é aceita a hipótese nula da completa independência espacial, para ambos os cenários, não apresentando, portanto, interações positivas ou negativas entre as classes analisadas (ROCKWELL et al., 2017).

Resultados similares foram obtidos por Silva et al. (2008) e Rode et al. (2010), ao estudarem as relações espaciais entre as populações de *Eremanthus erythropappus* e grupos florísticos em povoamento de Araucária, respectivamente, os quais aceitaram a hipótese de completa independência espacial entre as espécies estudadas.

No estudo realizado por Pereira et al. (2006), resultado similar ao encontrado para a *A. leiocarpa* foi identificado para a *Cariniana legalis* (Jequitibá rosa), no que tange a completa independência espacial entre as populações de juvenis e adultos, o autor também atribuiu a dispersão realizada pelo vento.

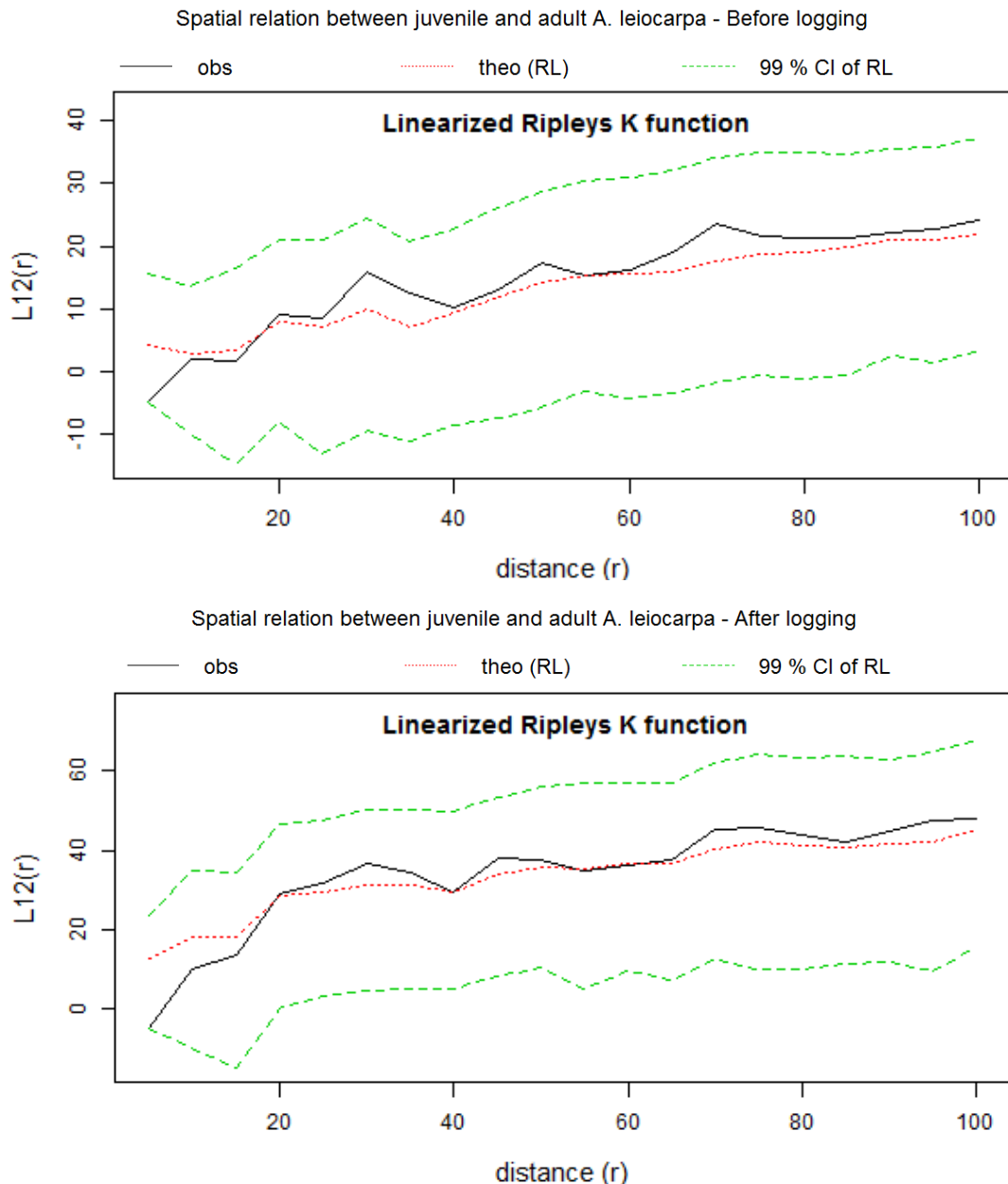


Figura 36. Gráfico da análise do padrão de distribuição espacial usando a função K-Ripley bivariada linearizada, entre juvenis (DAP < 50 cm) e adultos (DAP ≥ a 50 cm), Cenários pré e pós-exploratórios. FE Antimary. (— obs: dados observados;Theo (CRS): hipótese nula de Completa Aleatoriedade Espacial; ---- 99% CI of CRS: 99 % de confiança para composição do envelope).

Fonte: Autora

Muito autores, entre eles Pereira et al. (2006), Silva et al. (2008), Rode et al. (2010) e Ebert (2016), explicam que tal fato se dá em função da dispersão das sementes ser anemocórica, não tendo, portanto, nenhuma dependência entre o local onde a semente irá cair para germinar, com a distância até sua mãe. Tal resultado evidencia a alta capacidade de regeneração e manutenção da espécie, muito embora, o presente estudo não ter como objetivo identificar parentesco entre os indivíduos.

5 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos, nesse trabalho, mostram que a exploração madeireira seletiva altera o padrão de distribuição espacial das árvores porém, de maneiras diferentes para cada uma das espécies estudadas, portanto, uma análise individual foi realizada para cada espécie selecionada em cada um dos cenários propostos: pré-exploratório e pós-exploratório.

Os indivíduos remanescentes, ou seja, os mantidos na área após a intervenção do manejo florestal, apresentaram distribuição diamétrica em forma de “J invertido” em ambas as espécies, apresentando balanceamento positivo, caracterizando autorregeneração, refletindo impacto positivo do manejo florestal sobre as populações estudadas.

Para as análises de distribuição espacial, utilizando o método do vizinho mais próximo, conclui-se que, a intervenção do manejo florestal, alterou apenas a distribuição espacial da espécie *A. acreana*, que teve seu padrão de distribuição passando do agregado, no cenário pré-exploratório, para o padrão aleatório, no cenário pós-exploratório. Fato que pode ser atribuído ao aumento em 49,95% da distância observada entre as árvores. A espécie *A. acreana* necessita uma atenção maior quanto a exploração, justificando sua presença na lista oficial de espécies ameaçadas de extinção na categoria vulnerável.

As análises univariadas da Função K-Ripley mostram que as espécies estudadas, apresentaram variação no padrão de distribuição espacial em diferentes distâncias, sendo portanto, sensível a escala utilizada.

No caso da *C. odorata*, no cenário pré-exploratório, identificou-se predomínio do padrão agregado. Enquanto que no cenário pós exploração, a distribuição espacial aceitou a hipótese nula da completa aleatoriedade espacial. Infere-se que a alteração

no padrão de distribuição espacial, entre os cenários, pode ter sido afetada pela retirada dos indivíduos selecionados para corte pela atividade de exploração.

Para a *A. acreana*, tem-se, no cenário pré-exploratório, predomínio do padrão aleatório. Enquanto que no cenário pós exploração, identificou-se somente o padrão aleatório de distribuição espacial, resultado do aumento da distância entre as árvores, em virtude da retirada dos indivíduos selecionados para corte.

Da análise da *A. leiocarpa*, no cenário pré-exploratório, tem-se o padrão de distribuição aleatório a curtas distâncias ($d < 20\text{m}$), passando ao padrão agregado. No cenário pós-exploratório, identificou-se apenas o padrão de distribuição espacial agregado, resultado da retirada das árvores selecionadas para corte.

Os resultados obtidos, nas análises da função bivariada de K-Ripley, demonstraram que não foram identificadas interações entre as populações juvenis ($\text{DAP} < 50 \text{ cm}$) e adultas ($\text{DAP} \geq 50 \text{ cm}$), em ambos os cenários propostos, ou seja, não apresenta dependência espacial entre adultos e regenerantes das espécies estudadas. Fato este que pode estar relacionado à dispersão anemocórica das sementes.

Conclui-se que a análise da distribuição do padrão espacial pode ser adotada como uma ferramenta útil para avaliar a sustentabilidade do manejo florestal, no sentido de que, mesmo com a intervenção da atividade, é possível manter as condições naturais que as espécies apresentam originalmente na natureza, propiciando dessa forma, a regeneração natural da espécie.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Cada dia torna-se mais latente a necessidade de adquirir conhecimento, a respeito do padrão de distribuição espacial das espécies, para se entender processos sucessionais e ecológicos, os quais são imprescindíveis para a compreensão de um sistema florestal, possibilitando, dessa forma, a adoção de medidas de manejo que possam conservar a floresta.

Para que as florestas tropicais sejam efetivamente preservadas e continuem oferecendo seus benefícios diretos e indiretos, não somente as leis ambientais devem ser rígidas, portanto, deve-se promover a busca por conhecimento acerca da estrutura dos remanescentes dessas florestas.

A análise da distribuição espacial das espécies, deve ser inserida na legislação ambiental, como quesito a ser avaliado, quando da seleção de indivíduos para corte.

O presente estudo pode ser replicado para várias espécies, bem como entre parâmetros intraespecíficos e interespecíficos.

O uso da ecologia espacial apresenta-se como uma poderosa ferramenta de análise e tomada de decisão, caso venha a ser empregado no manejo florestal.

Os padrões de distribuição podem fornecer uma linha de base para a exploração de espécies tropicais nativas.

Os padrões de distribuição espacial podem embasar programas de manejo florestal voltados para a determinação das taxas de fluxo genético e do sistema reprodutivo de espécies economicamente exploradas.

A distribuição espacial das espécies exploradas fornece a informação necessária para o desenvolvimento de planos de manejo sustentável e programas de conservação de ecossistemas naturais.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABIMCI – Estudo Setorial 2009 Ano Base 2008. Indústria de Madeira Processada Mecanicamente. Disponível em: <<http://www.abimci.com.br/wpcontent/uploads/2014/02/2009.pdf>>. Acesso em Jun. 2017
- ACRE. **Decreto Estadual nº 13.321 de 01 de dezembro de 2005**: “Restabelece os limites da Floresta Estadual do Antimary”. Diário Oficial do Estado do Acre, Acre, nº 9.189, Ano XXXIX de 01 dez. 2005. Disponível em: <https://documentacao.socioambiental.org/ato_normativo/UC/2015_20151002165511.pdf>. Acesso em Jun. 2017
- ACRE. Governo do Estado do Acre. Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Acre. Fase II: documento Síntese – Escala 1:250.000**. Rio Branco: SEMA, 2006. 354p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/CD194D39/ZEE-Acre-faseII_Parte1-baixareol.pdf>. Acesso em Nov.2017.
- ACRE. **Zoneamento ecológico-econômico do Acre fase II escala 1: 250.000: documento síntese**. Rio Branco, AC: Secretaria de Estado de Planejamento: Secretaria de Estado de Meio Ambiente, 2010.
- ALVIM CARVALHO, F.; NASCIMENTO, M. T.; ALVARENGA BRAGA, J. M. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho). **Revista Árvore**, v. 31, n. 4, 2007.
- ANJOS, A. DOS et al. Análise do padrão de distribuição espacial da araucária (*Araucaria angustifolia*) em algumas áreas no Estado do Paraná, utilizando a função K de Ripley. **Scientia Forestalis**. v. n. 66, p. 38- 45, dez. 2004.
- ARAÚJO, E. J. G. DE et al. **Função K de Ripley e índice de Moran na distribuição espacial da regeneração natural da candeia em áreas manejadas**. v. 34, n. 3, p. 468–488, 2016.
- ARCGIS. **Multi-Distance Spatial Cluster Analysis (Ripley’s K Function)**. Disponível em: <<http://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/spatial-statistics/multi-distance-spatial-cluster-analysis.htm>>. Acesso em: 15 de Jun. 2018.
- AULER, N. M. F.; BATTISTIN, A. Análise do cariótipo de *Apuleia leiocarpa* (Vog.) Macbr. **Ciência Rural**, v. 29, n. 1, p. 167–169, 1999.
- AZEVEDO, C. P. **Dinâmica de florestas submetidas a manejo na Amazônia ocidental: experimentação e simulação**. 2006. 254 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais). Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2006.

- BARRETO, P.; AMARAL, P.; VIDAL, E.; UHL, C. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v.108, p.9-26. 1998.
- BARROSO, J.; SALIMON, C.; SILVEIRA, M.; FERREIRA MORATO, E. Influência de fatores ambientais sobre a ocorrência e distribuição espacial de cinco espécies madeireiras exploradas no Estado do Acre, Brasil. v. 39, n. n. 92, p. 489–499, 2011.
- BARRY, D.; BRAY, D.; MADRID, S.; MERINO, L.; ZUÑIGA, I. **El manejo forestal sostenible como estrategia de combate al cambio climático: las comunidades nos muestran el camino**. Cidade do México: Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible (CCMSS), 2010. 40 p.
- BERNARDI, A. **Estrutura genética e demográfica de Podocarpus lambertii Klotzch Ex Endl. em uma paisagem de campo**. [s.l.: s.n.].
- BRASIL. **Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981**: Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm>. Acesso em: Nov. 2017.
- BRASIL. **Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/ccivil/leis/L9985.htm>>. Acesso em: Out. 2016.
- BRASIL. **Decreto Federal nº 4.722, de 05 de junho de 2003**. Estabelece critérios para exploração da espécie *Swietenia macrophylla* King (mogno), e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2003/d4722.htm>. Acesso em: 22 de Out. 2016.
- BRASIL. **Decreto Federal nº 5.975, de 30 de novembro de 2006**. Regulamenta os arts. 12, parte final, 15, 16, 19, 20 e 21 da Lei n. 4.771, o art. 4º, inciso III, da Lei 6.938, de 31 de agosto de 1981, o art. 2º da Lei n. 10.650, de 16 de abril de 2003, altera e acrescenta dispositivos aos Decretos ns.3.179, de 21 de setembro de 1999, e 3.420, de 20 de abril de 2000, e dá outras providências. Disponível em: < <http://www.lemmaambiental.com.br/Lema/02%20Federal/decretos/5975-06.pdf>>. Acesso em: 22 de Out. 2016.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 406 de 02 de fevereiro de 2009**. [Estabelece parâmetros técnicos a serem adotados na elaboração, apresentação, avaliação técnica e execução de Plano de Manejo Florestal Sustentável – PMFS e POAs com fins madeireiros, para florestas nativas e suas formas de sucessão no bioma Amazônia]. DOU nº 26, de 06/02/2009, pág. 100.
- BRASIL. **Portaria MMA nº 443, de 17 de dezembro de 2014**. [Reconhece como espécies da flora brasileira ameaçada de extinção]. DOU 18/12/2014 Seção 01, 2014, p. 110-121.
- BRASIL. **Instrução Normativa MMA nº 01, de 12 de fevereiro de 2015** [Regulamenta a exploração comercial de madeira da flora que integra a Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção]. DOU Nº 31 de 13/02/2015 Seção 01, p. 67.
- BRUZINGA, J. S. et al. **Spatial distribution of Pequi adult individuals**. v. 41, p. 249–256, 2013.
- CAMPOS, J. C. C.; LEITE, H. G. **Mensuração florestal: perguntas e respostas**. 4ª edição. Viçosa: Editora UFV, 2013. 605 p.

- CAPRETZ, R. L. **Análise dos padrões espaciais de árvores em quatro formações florestais do estado de São Paulo, através de análises de segunda ordem, como a função K de Ripley.** text—[s.l.] Universidade de São Paulo, 17 dez. 2004.
- CAPRETZ, R. L. et al. Padrão espacial de quatro formações florestais do estado de São Paulo, através da função K de Ripley. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 3, 27 set. 2012.
- CARRER, M.; CASTAGNERI, D.; POPA, I.; et al. Tree spatial patterns and stand attributes in temperate forests: The importance of plot size, sampling design, and null model. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 125–134, 2018. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112717314809>>. Acesso em: 27 de Mar. 2018.
- CARVALHO, P. E. R. **Apuleia leiocarpa (Vogel) J. F. Macbr. Grápia, aricirana | Compêndio Online Gerson Luiz Lopes.** 2003. Disponível em: <<https://sites.unicentro.br/wp/manejoflorestal/6125-2/>>. Acesso em: 29 Mar. 2018.
- CARVALHO, P. E. R. Cedro. **Cedro - Circular Técnica nº 113**, Circular Técnica. p. 17, 2005.
- CARVALHO, P. E. R. Cerejeira-da-Amazônia - Amburana acreana. **Cerejeira-da-Amazônia - Amburana acreana. Circular Técnico nº 134**, Circular Técnica (CNPQ). v. 1517–5278, n. 134, p. 5, 18 fev. 2008.
- CARVALHO, P. E. R. **Cedrela odorata L. cedro-do-brejo, cedro-cheiroso | Compêndio Online Gerson Luiz Lopes.** 2010. Disponível em: <<https://sites.unicentro.br/wp/manejoflorestal/cedrela-odorata-l-cedro-do-brejocedro-cheiroso/>>. Acesso em: 21 de Mar. 2018.
- CAVERS, S.; NAVARRO, C.; LOWE, A. **Chloroplast DNA phylogeography reveals colonization history of a Neotropical tree, Cedrela odorata L., in Mesoamerica - Cavers - 2003 - Molecular Ecology - Wiley Online Library.** Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1046/j.1365-294X.2003.01810.x>>. Acesso em: 27 de Mar. 2018.
- CERRILLO, N. R. M.; MANZANEDO, R. D.; BOHORQUE, J.; et al. Structure and spatio-temporal dynamics of cedar forests along a management gradient in the Middle Atlas, Morocco. **Forest ecology and management**, n. 289, p. 341–353, Oct 2012.
- CONTRERAS, F.; CORDERO, W.; FREDERICKSEN, T. S. **Evaluación del aprovechamiento forestal.** Santa Cruz: BOLFOP, 2001. 46 p.
- DANTAS, A. R. Dinâmica e distribuição espacial de *Pentaclethra macroloba* (Willd.) Kuntze (Fabaceae) em floresta de várzea do estuário amazônico. p. 83, 2015.
- DARRIGO, M. R.; VENTICINQUE, E. M.; SANTOS, F. A. M. DOS. Effects of reduced impact logging on the forest regeneration in the central Amazonia. **Special Section: Forest Management for Climate Change**, v. 360, p. 52–59, 2016.
- DIGGLE, P. **Statistical analysis of spatial point patterns.** Arnold, London, UK. 2003.
- DIXON, P. Nearest Neighbor Methods. **Encyclopedia of Environmetrics**, p. 1370–1383, 2001.
- DIXON, P. M. **Encyclopedia of environmetrics.** Chichester ; New York: Wiley, 2002.

- DOHN, J.; AUGUSTINE, D. J.; HANAN, N. P.; et al. Spatial vegetation patterns and neighborhood competition among woody plants in an East African savanna. **Ecology**, v. 98, n. 2, p. 478–488, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1002/ecy.1659>>. Acesso em: 15 de Nov. 2017.
- D'OLIVEIRA, MARCUS V.N ; REUTEBUCH, STEPHEN E. ; MCGAUGHEY, ROBERT J. ; ANDERSEN, HANS-ERIK. **Estimating forest biomass and identifying low-intensity logging areas using airborne scanning lidar in Antimary State Forest, Acre State, Western Brazilian Amazon**. Remote Sensing of Environment, September 2012, Vol.124, pp.479-491.
- DURIGAN G (2012). Estrutura e diversidade de comunidades florestais [Structure and diversity of forest communities]. In: “**Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil** (2nd edn)” (Martins SV ed). Editora UFV, Vicososa, MG, Brazil, pp. 294-325. [in Portuguese].
- EBERT, A.; COSTA, R. B. DA; BRONDANI, G. Spatial distribution pattern of *Mezilaurus itauba* (Meins.) Taub. Ex mez. in a seasonal forest area of the southern Amazon, Brazil. **iForest - Biogeosciences and Forestry**, v. 9, n. 3, p. 497–502, 2016.
- FAO – Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura. **Escritório Regional da FAO para a América Latina e o Caribe**. Disponível em: <<http://www.fao.org/americas/perspectivas/bosques/pt/>> Acesso em: 02 de Dez. 2017.
- FAO – Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura. **El estado de los bosques del mundo: potenciar los beneficios socioeconómicos de los bosques**. 2014. Disponível em: <<http://www.fao.org/forestry/sofo/es/>> Acesso em: 01 de Dez. 2017.
- FAO – **Conservation International/Fund**. Biodiversitas/UnB. Brasília-DF, 2010. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/arquivos/cerrado_pantanal.pdf> Acesso em: 02 de Abr. 2017.
- FELIPPI, M. et al. Fenologia, morfologia e análise de sementes de *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J. F. Macbr. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 3, 2012.
- FERREIRA, M. D. P.; COELHO, A. B.; FERREIRA, M. D. P.; COELHO, A. B. Desmatamento Recente nos Estados da Amazônia Legal: uma análise da contribuição dos preços agrícolas e das políticas governamentais. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 53, n. 1, p. 91–108, 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0103-20032015000100091&lng=en&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 16 de Ago. 2018.
- FIGUEIREDO, S. M. DE M. VENTICINQUE, E. M.; FIGUEIREDO, E. O.; et al. Predicting the distribution of forest tree species using topographic variables and vegetation index in eastern Acre, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 45, n. 2, p. 167–174, 2015.
- FLORES, T. B. **Meliaceae in Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB9992>>. Acesso em: 27 de Mar. 2018.
- GAMA, J. R. V.; BENTES-GAMA, M. de M.; SCOLFORO, J. R. S. Manejo sustentado para floresta de várzea na Amazônia Oriental. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v.29, n.5, p.719-729, 2005.
- GEO BRASIL 2002. IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - **Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil**. Brasília.

2016. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/component/phocadownload/category/12-biblioteca-digital#>> Acesso em: 02 de Abr. 2018.
- GOODLAND, R. J. A.; ASIBEY, E. O. A.; POST, J. C. Tropical moist forest management: the urgency of transition to sustainability. In: COSTANZA, R. **Ecological economics: the science and management of sustainability**. New York: Columbia University Press, 1991. p. 486 – 515.
- GOREAUD, F.; PÉLISSIER, R. Avoiding misinterpretation of biotic interactions with the intertype K12-function: population independence vs. random labelling hypotheses. **Journal of Vegetation Science**, v. 14, n. 5, p. 681, 2003.
- HAY, J. D. et al. Comparação do padrão da distribuição espacial em escalas diferentes de espécies nativas do cerrado, em Brasília, DF. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 3, p. 341–347, 2000.
- HIGUCHI, P. et al. Associações espaciais entre indivíduos de diferentes espécies de *Miconia* spp. RUIZ & PAV. (MELASTOMATACEAE). **Revista Árvore**, p. 9, 2011.
- HIGUCHI, P. et al. Influência de variáveis ambientais sobre o padrão estrutural e florístico do componente arbóreo em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana, em Lages, SC. **Ciência Florestal**, v.12, n.1, p.79-90, 2012.
- HOLMES, T. P.; BLATE, G. M.; ZWEEDE, J. C.; PEREIRA JUNIOR, R.; BARRETO, P.; BOLTZ, F. **Custos e benefícios financeiros da exploração de impacto reduzido em comparação à exploração florestal convencional na Amazônia Oriental**. Belém: Fundação Floresta Tropical, 68 p. 2004.
- HOSOKAWA, R. T.; MOURA, J. B.; CUNHA, U. S. **Introdução ao e economia de florestas**. Curitiba: Editora da UFPR, 162 p. 1998.
- HUSCH, B. BEERS, T. W. KERSAHAW JR, J. A. **Forest mensuration**. 4 ed. New York. 2003.
- IPT. **Instituto de Pesquisa Tecnológica**. Disponível em: <http://www.ipt.br/informacoes_madeiras/58-amburana.htm>. Acesso em: 20 de Abr. 2018.
- IUCN. The International Union for Conservation of Nature **Amburana acreana: Varty, N. & Guadagnin, D.L.: The IUCN Red List of Threatened Species 1998: e.T34426A9867560** International Union for Conservation of Nature, , 1 jan. 1998. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/details/34426/0>>. Acesso em: 23 de Abr. 2018.
- KLIMAS, C. A.; KAINER, K. A.; WADT, L. H. O. Population structure of *Carapa guianensis* in two forest types in the southwestern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 250, n. 3, p. 256–265, 2007. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112707004264>>. Acesso em: 15 de Jul. 2018.
- LANCASTER, J. y DOWNES, B. 2004. Spatial point pattern analysis of available and exploited resources. **Ecography** 27: 94-102.
- LANDSCAPE. THE LANDSCAPE TOOLBOX. **Ripley's K Function and Pair Correlation Function** 2017 Disponível em: <http://wiki.landscapetoolbox.org/doku.php/spatial_analysis_methods:ripley_s_k_and_pair_correlation_function> Acesso em: 05 de Jan. 2018.
- LENCINAS, V. M.; PASTUR, M. G.; PERI, P. L. **Patrones de espaciamiento en bosques de Lengua de tierra del fuego**. In: Primer Congreso Latinoamericano IUFRO, 22 al 28, 1998, Valdivia (Chile). Trabajo presentado. Valdivia. p. 12. 1998.

- LENTINI, M.; VERISSIMO A.; SOBRAL, L. **Fatos Florestais da Amazônia**. Belém: IMAZON. 112 p. 2003.
- LENTZ, J. **Spatial autocorrelation Statistics**. p. 10, 2009. Disponível em: <<http://jenniferalentz.info/Teaching/StudyGuides/SpatialAutocorrelation.pdf>>. Acesso em: 02 de Mar. 2017.
- LIMA, H. C. DE. **Flora do Brasil - Amburana acreana (Ducke) A.C.Sm.** 2015. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/FichaPublicaTaxonUC/FichaPublicaTaxonUC.do?id=FB22780&action=print>>. Acesso em: 20 de Abr. 2018.
- LINGUA, E.; CHERUBINI, P.; MOTTA, R., NOLA, P., 2008. **Spatial structure along altitudinal gradient in the Italian central Alps suggests competition and facilitation among coniferous species**. *J. Veg. Sci.* 19, 425–436.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 2a ed. 1998.
- MACHADO, S. DO A. et al. Distribuição espacial de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana. **Ciência Rural**, v. 42, n. 6, p. 1013–1019, 2012.
- MARCELO, J.; PROTÁZIO, B.; PEREIRA, N. N. Object Pattern Analysis. **Interpretation A Journal Of Bible And Theology**, p. 1–16, 1977.
- MARK, J. & R. **Cedrela odorata: Mark, J. & Rivers, M.C.: The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T32292A68080590**, 23 mar. 2017. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/details/32292/0>>. Acesso em: 26 de Mar. 2018.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Florestas do Brasil em resumo Dados de 2005 - 2009**. Ministério do Meio Ambiente e Serviço Florestal Brasileiro. 2009.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade do Cerrado e Pantanal**. MMA/FUNATURA/Conservation International/Fund. Biodiversitas/UnB. Brasília-DF, 2007. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/cerrado_pantanal.pdf> Acesso em: 02 de Abr. 2017.
- MONIZ, T. B. O. B. **Métodos estatísticos aplicados ao estudo da distribuição territorial das desigualdades sociais em cabo verde**. Mestrado em Bioestatística e Biometria—[s.l.] UNIVERSIDADE ABERTA, 2017.
- NASCIMENTO, N. A. DO; CARVALHO, J. O. P.; LEÃO, N. V. M. Distribuição espacial de espécies arbóreas relacionada ao manejo de florestas naturais. **Revista de Ciências Agrárias/Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, n. 37, p. 175–194, 2016.
- NAVARRO-CERRILLO, R. M. et al. Structure and spatio-temporal dynamics of cedar forests along a management gradient in the Middle Atlas, Morocco. **Forest Ecology and Management**, v. 289, p. 341–353, 2013.
- NGO BIENG, M.-A.; GINISTY, C.; GOREAUD, F.; PEROT, T. First typology of oak and Scots pine mixed stands in Orléans Forest (France), based on the canopy spatial structure. **New Zealand journal of forestry science**, v. 36, p. 325–346, 2006. Disponível em: <<http://agritrop.cirad.fr/547920/>>. Acesso em: 23 de Jul. 2018.
- NGO BIENG, M. A.; PEROT, T.; DE COLIGNY, F.; GOREAUD, F. Spatial pattern of trees influences species productivity in a mature oak–pine mixed forest. **European Journal of Forest Research**, v. 132, n. 5–6, p. 841–850, 2013. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10342-013-0716-z>>. Acesso em: 23 de Jul. 2018.

- NGUYEN, H. H. Analyzing of nearest neighborhood characteristics of tropical broadleaved forest stands. *Silviculture*. v. **Journal of forestry science and technology**, n. 5, p. 10, 2017.
- NGUYEN, H. H.; ERFANIFARD, Y.; PETRITAN, I. C. Nearest Neighborhood Characteristics of a Tropical Mixed Broadleaved Forest Stand. v. 9, n. 33, 2018.
- OLIVEIRA, M. V. N. d'. **Composição florística e potenciais madeireiro e extrativista em uma área de floresta no Estado do Acre**. Rio Branco: EMBRAPA-CPAF-Acre, 1994. 42 p. (EMBRAPA-CPAF-Acre. Boletim de pesquisa, 9).
- PÉLISSIER, R.; GOREAUD, F. ADS Package for R: A Fast Unbiased Implementation of the K-function Family for Studying Spatial Point Patterns in Irregular-Shaped Sampling Windows. **Journal of Statistical Software**; Vol 1, Issue 6 (2015), 2015. Disponível em: <<https://www.jstatsoft.org/v063/i06>>. Acesso em: 03 de Jan. 2018.
- PELLISSIER, R.; GOREAUD, F.; VERLEY, P. **Spatial Point Patterns Analysis**. 2018.
- PENA, R. F. A. **Floresta Tropical. Características da Floresta Tropical - Mundo Educação**. Disponível em: <<https://mundoeducacao.bol.uol.com.br/geografia/floresta-tropical.htm>>. Acesso em: 15 de Jun. 2018.
- PEREIRA, A. A. et al. Análise da distribuição espacial de jequitibá rosa em uma floresta estacional sub-montana. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, v. 4, n. 2, p. 21–34, 2006.
- PEREIRA, A. A.; BARROS, D. A.; JUNIOR, F.W. A.; PEREIRA, J. A. A.; REIS, A. A. Análise da distribuição espacial de áreas queimadas através da função K de Ripley. **Scientia Forestalis**, v. 41. n. 100, p. 445-455, 2013.
- PROTÁZIO, J. M. B.; PEREIRA, N. N. **Object Pattern Analysis**. Disponível em: <<http://www2.ime.unicamp.br/sinape/sites/default/files/artigo2.pdf>>. Acesso em: 17 de Mai. 2018.
- PUTZ, F.E.; SIST, P.; FREDERICKSEM, T.; DYKSTRA, D. Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. **Forest ecology and management**, v. 256, p. 1427-1433, 2008.
- RECHENMACHER, C.; SCHMITT, J.; BUDKE, J. **Estrutura e distribuição espacial de uma população de *blechnum tabulare* (thunb.) kuhn (*pteridophyta, blechnaceae*) em um mosaico floresta-campo no sul do Brasil**. 2007.
- RIPLEY, B. D. The Second-Order Analysis of Stationary Point Processes. **Journal of Applied Probability**, v. 13, n. 2, p. 255–266, 1976.
- RIPLEY, B. 1979. Test of 'randomness' for spatial point patterns. **J R Statist Sc B** 41(3): 368-374.
- RIPLEY, B.D.1988. **Statistical inference for spatial processes**. Cambridge University Press.
- ROCKWELL, C. A. et al. Spatial distribution of *Bertholletia excelsa* in selectively logged forests of the Peruvian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 33, n. 2, p. 114–127, 2017.
- RODE, R. et al. Análise do padrão espacial de espécies e de grupos florísticos estabelecidos em um povoamento de *araucaria angustifolia* e em uma floresta ombrófila mista no centro-sul do Paraná. **Floresta**, v. 40, n. 2, 2010.

- ROJO, C. H. R.; URIBE, J. P. M.; CALATAYUD, B. M.; GALVARRO, K. T. S.; MEDINA, R. R. D.; OSINAGA, J. L.; TOROS, S.; RUIZ, M.; BALLERSTAEDT, E. 2011 **Informe anual: 2010 y balance de la década**. Santa Cruz: ABT, 50 p. 2010.
- ROMERO, F. M. B. **Impacto da abertura de estradas e pátios na exploração florestal: um estudo de caso na amazônia boliviana**. 2014. 74 f. Dissertação (Mestra em Desenvolvimento Regional) – Faculdade de Economia, Universidade Federal do Acre, Rio Branco, 2014.
- ROT, C.; LA, M. DE. **Introducción al análisis de datos mapeados o algunas de las (muchas) cosas que puedo hacer si tengo coordenadas**. 2006.
- ROZAS, V.; CAMARERO, J. J. Técnicas de análisis espacial de patrones de puntos aplicadas en ecología forestal. **Forest Systems**, v. 14, n. 1, p. 79–97, 28 out. 2005.
- SABOGAL, C.; SILVA, J. N. M.; ZWEED, J.; PEREIRA JÚNIOR, R.; BARRETO, P.; GUERREIRO, C. A. **Diretrizes técnicas para exploração de Impacto reduzido em operações florestais de terra firme na Amazônia Brasileira**. Belém: Embrapa-Cifor, 24 p. 2000.
- SCALON, J. D.; OLIVEIRA, C. A. P. DE; MELLO, J. M. DE. Spatial analysis of a forest fragment based on dirichlet's mosaic. **Revista Árvore**, v. 36, n. 4, p. 733–740, 2012.
- SCHWARTZ, Peter. **A arte da visão de longo prazo**. São Paulo: Nova Cultural, 2004.
- SILVA, M. A. DA et al. Análise da distribuição espacial da candeia (*Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish) sujeita ao sistema de manejo porta-sementes. **CERNE**, v. 14, n. 4, p. 311–316, 2008.
- SOARES, R. V.; RIBEIRO, L.; BEPLER, M. **Mapeamento do risco de incêndios florestais no município de Novo Mundo, Mato Grosso, Brasil**. *Cerne*, Lavras, v. 18, n. 1, p. 117-126, 2012.
- SOUZA, P. B. DE; SOUZA, A. L. DE; NETO, M.; ALVES, J. A. Diameter structure of stratum and ecological groups of a Semideciduous Forest area in Dionísio-MG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 1, p. 151–160, 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0100-67622012000100016&lng=en&nrm=iso&tlng=en>. Acesso em: 7 de Ago. 2018.
- SZMYT, J. Spatial statistics in ecological analysis: from indices to functions. **Silva Fennica**, v. 48, n. 1, 2014.
- TECMAN. **Plano Operacional Anual para Manejo Florestal Madeireiro na Floresta Estadual do Antimary – POA-2006**, TECMAN Ltda. – Consultoria em Projetos Florestais e Secretaria de Floresta. Rio Branco – AC, 2006.
- TECMAN, – TECNOLOGIA E MANEJO FLORESTAL. **Floresta Estadual do Antimary Plano de Operações Anual – POA UPA-05**, 2015.
- TRAISSAC, S.; PASCAL, J.-P. Birth and life of tree aggregates in tropical forest: hypotheses on population dynamics of an aggregated shade-tolerant species. **Journal of Vegetation Science**, v. 25, n. 2, p. 491–502, 2014.
- VERÍSSIMO, A.; BARRETO, P.; MATTOS, M.; TARIFA, R.; UHL, C. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazon frontier: the case of Paragominas. **Forest Ecology and Management**, v. 55, p. 169-199. 1992.
- VIANA, J. B. Universidade Federal do Amazonas Faculdade de Ciências Agrárias Programa de Pós-Graduação Stricto-Sensu em Ciências Florestais e Ambientais-PPGCIFA. p. 116, 2013.

- YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, B. P. M. (Ed.). **Geoestatística conceitos e aplicações**. São Paulo, 215 p. 2013.
- WIEGAND, T., MOLONEY, K., SMITH, R. (2013). Handbook of Spatial Point-Pattern Analysis in Ecology. New York: Chapman and Hall/CRC.
- YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, B. P. M. (Ed.). **Geoestatística conceitos e aplicações**. São Paulo, 215 p. 2013.
- WIEGAND, T., MOLONEY, K., SMITH, R.. Handbook of Spatial Point-Pattern Analysis in Ecology. New York: Chapman and Hall/CRC. 2013.