

Universidade Federal do Paraná

**Um modelo constructal de interações entre
dispersores e plantas para fins de recuperação de
áreas degradadas**

Curitiba - PR

2013

Anderson Leão Frigo

**Um modelo constructal de interações entre
dispersores e plantas para fins de recuperação de
áreas degradadas**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Risso
Errera

Curitiba - PR

2013



TERMO DE APROVAÇÃO

ANDERSON LEÃO FRIGO

Um Modelo Constructal de Interação entre Dispersores e Plantas para Fins de Recuperação de Áreas Degradadas”

Dissertação aprovada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, pela comissão formada pelos professores:

PRESIDENTE:

Marcelo Errera
Universidade Federal do Paraná
Orientador

MEMBROS:

Isabela Galarda Varassin
Universidade Federal do Paraná

Silvia Shimakura
Universidade Federal do Paraná

Cristovão Vicente S. Fernandes
Universidade Federal do Paraná

Curitiba, 13 de março de 2013

Agradecimentos

- Ao Professor Dr. Marcelo Risso Errera pela orientação do mestrado e motivação nos trabalhos desenvolvidos.
- Aos professores Cristovão Vicente S. Fernandes, Silvia Shimakura e Isabela Galarda Varassin, participantes da banca de defesa da dissertação que muito contribuíram com ideias e correções.
- Aos Professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental.

Resumo

Devido ao intenso ritmo de deflorestamento, ações de restauração de áreas degradadas estão se tornando cada vez mais importantes. Em geral, além de oneroso, esse processo apresenta uma larga escala de tempo para se determinar o seu sucesso. Por isso, são fundamentais estudos que proponham formas de restaurações mais naturais, em que ocorra uma menor introdução artificial energética, que se busque uma maior sinergia entre as ações do projeto e o meio a ser recuperado. Esse trabalho propõe um modelo analítico e computacional que simulam as dinâmicas que ocorrem na fronteira entre um remanescente florestal e uma área em restauração. Na área degradada seriam implementados núcleos de vegetação, que teriam o objetivo de atrair espécies dispersoras que habitam a floresta adjacente, promovendo a chuva de sementes. Então, ocorreria o transporte de sementes e diversidade entre essas duas áreas, acelerando o processo de restauração. A abordagem analítica foi desenvolvida de forma análoga às equações de resposta funcional. Para o modelo computacional desenvolvido, as visitas das espécies dispersoras dependem das características da fauna local e da comunidade vegetal nucleada na área degradada. Através dessas características, da Lei dos Constructais e dos índices de diversidade, será determinada a configuração dos parâmetros que otimiza o projeto quanto à transferência de abundância e diversidade entre o remanescente e a área em recuperação.

Abstract

Due to the intense pace of deforestation, the recovery of degraded areas are becoming increasingly important. In general, the recovery is expensive and presents a wide range of time to determine the project's success. Therefore, studies are essential to propose more natural ways to recover areas, promoting a minor input of artificial energy, seeking greater synergy between the actions of the project and the environment. This paper proposes an analytical and a numerical model that simulate the dynamics that occur on the border between a forest fragment and a recovery area. In degraded areas of vegetation would be implemented nuclei, which have the objective of attracting disperser species that inhabit the surrounding forest, to promote the seed rain. Then the transport of seed and diversity would occur between these two areas, accelerating the recovery process. The analytical approach was developed in a manner analogous to the equations of functional responses. For the computational model developed, the visits of disperser species depend on the characteristics of the local dispersers and the seeded plant community in the degraded area. Through these characteristics, the Constructal Law and the diversity index, will be set the design that optimizes the transfer of abundance and diversity between the remnant and the recovery area.

Lista de Tabelas

2.1	Representação matricial das interações entre dispersores (i) e agrupamentos vegetais (j) quanto à ocorrência de interação para uma rede aninhada. . . .	20
2.2	Representação matricial das interações entre dispersores (i) e agrupamentos vegetais (j) quanto à ocorrência de interação para uma rede compartimentada.	21
4.1	Parâmetros utilizados na avaliação do modelo analítico.	46
4.2	Parâmetros de entrada no modelo.	51
4.3	Exemplo da abundância de agrupamentos para a determinação da abundância ponderada.	52
4.4	Exemplo da matriz de afinidade para determinação da abundância ponderada.	52
4.5	Exemplo da matriz de abundância ponderada.	52
4.6	Comunidade ecológica adotada para as simulação do teste de hipótese da análise I.	54
4.7	Valores calculados de χ^2 para o caso da afinidade equiprovável da análise I, a hipótese H_0 não pode ser rejeitada em 94,79% das realizações.	54
4.8	Valores calculados de χ^2 para o caso ponderado da análise I, a hipótese H_0 não pode ser rejeitada em 99,67% das realizações.	55
4.9	Comunidade ecológica adotada para as simulação do teste de hipótese da análise II.	55
4.10	Valores calculados de χ^2 para o caso da afinidade equiprovável da análise II, a hipótese H_0 não pode ser rejeitada em 95,04% das realizações.	55
4.11	Valores calculados de χ^2 para o caso ponderado da análise II, a hipótese H_0 não pode ser rejeitada em 96,74% das realizações.	56
4.12	Comunidade ecológica adotada para as simulação do teste de hipótese da análise III.	56

4.13	Valores calculados de χ^2 para o caso da afinidade equiprovável da análise III, a hipótese H_0 não pode ser rejeitada em 95,18% das realizações.	56
4.14	Valores calculados de χ^2 para o caso ponderado da análise III, a hipótese H_0 não pode ser rejeitada em 99,07% das realizações.	57
4.15	Comunidade dos dispersores adotada para as simulação do teste de correlação da análise I.	57
4.16	Comunidade dos agrupamentos adotada para as simulação do teste de correlação da análise I.	58
4.17	Comunidade dos dispersores adotada para as simulação do teste de correlação da análise II.	60
4.18	Comunidade dos agrupamentos adotada para as simulação do teste de correlação da análise II.	60
5.1	Resumo das características e objetivos dos cenários de simulação.	64
5.2	Tempo de atividade diário de cada espécie dispersora em valores percentuais de um dia para o cenário I.	65
5.3	Matriz que representa a porcentagem de afinidade entre as espécies dispersoras e os tipos de agrupamentos utilizados no cenário I.	65
5.4	Tempo de atividade diário de cada espécie dispersora em valores percentuais de um dia para o cenário II.	67
5.5	Matriz que representa a porcentagem de afinidade entre as espécies dispersoras e os tipos de agrupamentos utilizados no cenário II.	67
5.6	Abundância de cada espécie dispersora presente na matriz florestal para o cenário III.	69
5.7	Tempo de atividade diário de cada espécie dispersora em valores percentuais de um dia.	69
5.8	Matriz que representa a porcentagem de afinidade entre as espécies dispersoras e os tipos de agrupamentos utilizados no cenário III.	70
5.9	Tempo de atividade diário de cada espécie dispersora em valores percentuais de um dia para o cenário IV para o caso aninhado.	75
5.10	Matriz que representa a porcentagem de afinidade entre as espécies dispersoras e os tipos de agrupamentos utilizados no cenário IV para uma rede com aninhamento.	75

5.11	Tempo de atividade diário de cada espécie dispersora em valores percentuais de um dia para o cenário IV para o caso compartimentado.	77
5.12	Matriz que representa a porcentagem de afinidade entre as espécies dispersoras e os tipos de agrupamentos utilizados no cenário IV para uma rede com compartimentação.	77
7.1	Análise da produtividade dos agrupamentos e frugivoria das aves.	87
7.2	Frugivoria de cada espécie de ave em agrupamentos vegetais.	88

Lista de Figuras

2.1	Representação através de grafos de uma rede de interações entre dispersores (i) e agrupamentos vegetais (j) para uma rede que apresenta aninhamento.	20
2.2	Representação através de grafos de uma rede de interações entre dispersores (i) e agrupamentos vegetais (j) para uma rede que apresenta compartimentação.	21
2.3	Análise do comportamento de cada tipo de Resposta Funcional em relação ao aumento da densidade de presas.	26
2.4	Representação da área A_S contida no retângulo de área unitária A_R .	28
2.5	Exemplo da determinação da área A_S através do Método de Monte Carlo.	28
3.1	Mapa com a localização da reserva de Salto Morato e o tipo da vegetação nas proximidades da reserva.	33
3.2	Relação entre o número de frutos maduros e dos frutos consumidos pelos dispersores nos agrupamentos vegetais, com r^2 determinado em 0,60.	34
3.3	Relação entre o número de frutos consumidos e do tempo de permanência dos dispersores nos agrupamentos vegetais, com r^2 determinado em 0,92.	35
3.4	Relação entre abundância de sementes coletadas próximas aos agrupamento e do tempo de permanência dos dispersores, com r^2 determinado em 0,14.	36
3.5	Relação entre a riqueza de sementes coletadas na área adjacente ao agrupamento e do tempo de permanência dos dispersores, com r^2 determinado em 0,50.	37
3.6	Relação entre a riqueza e abundância de sementes evacuadas próximas ao agrupamento, com r^2 determinado em 0,66.	37

4.1	Esquema de nucleação em uma área degradada para o Estudo de caso I, os agrupamentos são de um mesmo tipo, com valores idênticos de afinidade e distanciamento entre si. A área escura representa a matriz florestal, o retângulo branco a área em recuperação com dimensões L_x e L_y . Os círculos representam os pontos de nucleação de espécies vegetais, distantes igualmente entre si (l_y) e da borda da matriz (l_x).	44
4.2	Variação no número de visitas para $G = 0,01$, com o aumento dos valores de \tilde{C}_i (a) e com o aumento dos valores de \tilde{h} (b).	47
4.3	Variação no número de visitas para $G = 0,1$, com o aumento dos valores de \tilde{C}_i (a) e com o aumento dos valores de \tilde{h} (b).	48
4.4	Variação no número de visitas para $G = 1$, com o aumento dos valores de \tilde{C}_i (a) e com o aumento dos valores de \tilde{h} (b).	49
4.5	Fluxograma do algoritmo desenvolvido para solução numérica da equação do número de visitas. Na ausência de dados, o algoritmo presente na figura (A) é um simulador de cenários, sorteia uma comunidade ecológica com valores baseados na literatura; O algoritmo da figura (B) realiza os sorteios dos dispersores e agrupamentos que irão realizar cada interação.	53
4.6	Relação entre abundância original e o número de visitas recebidas por tipo de agrupamento vegetal, com $r^2 = 0,996$	58
4.7	Relação entre abundância original e o número de visitas recebidas ponderadas pela afinidade por tipo de agrupamento vegetal, com $r^2 = 0,711$	58
4.8	Relação entre abundância aparente e o número de visitas recebidas ponderadas pela afinidade por tipo de agrupamento vegetal, com $r^2 = 0,9742$. .	59
4.9	Relação entre abundância original e o número de visitas recebidas por tipo de agrupamento vegetal, com $r^2 = 0,960$	60
4.10	Relação entre abundância original e o número de visitas recebidas ponderadas pela afinidade por tipo de agrupamento vegetal, com $r^2 = 0,757$	61
4.11	Relação entre abundância aparente e o número de visitas recebidas ponderadas pela afinidade por tipo de agrupamento vegetal, com $r^2 = 0,952$. .	61
5.1	Representação da rede de interações da comunidade ecológica que será utilizada para o projeto de restauração do cenário I e II.	65
5.2	Soma da afinidade recebida por tipo de agrupamento para o cenário I. . . .	66
5.3	Comportamento do fluxo de visitas dos dispersores para o cenário I	66
5.4	Soma da afinidade recebida por tipo de agrupamento para o cenário II. . .	68

5.5	Comportamento do fluxo de visitas dos dispersores para o cenário II	68
5.6	Representação da rede de interações da comunidade ecológica que será utilizada para o projeto de restauração do cenário III.	69
5.7	Soma da afinidade recebida por tipo de agrupamento para o cenário III. . .	70
5.8	Número de visitas recebidas com a implementação dos agrupamentos do tipo j_{10} e j_5	71
5.9	Número de visitas recebidas com a implementação dos agrupamentos do tipo j_{10} e j_1	71
5.10	Número de visitas recebidas com a implementação dos agrupamentos do tipo j_3 e j_5	72
5.11	Número de visitas recebidas com a implementação dos agrupamentos do tipo j_1 , j_2 , j_6 , j_7 e j_{10}	73
5.12	Número de visitas recebidas com a implementação dos agrupamentos do tipo j_3 , j_4 , j_5 , j_8 e j_9	73
5.13	Número de visitas recebidas com a implementação de todos os tipos de agrupamentos possíveis.	74
5.14	Representação da rede de interações aninhada que será utilizada para o projeto de restauração do cenário IV para o caso de aninhamento.	75
5.15	Soma da afinidade recebida por tipo de agrupamento para o cenário IV para o caso de aninhamento.	76
5.16	Número de visitas recebidas para uma comunidade aninhada.	76
5.17	Representação da rede de interações da comunidade ecológica que será utilizada para o projeto de restauração do cenário IV para o caso compartimentado.	77
5.18	Soma da afinidade recebida por tipo de agrupamento para o cenário IV para o caso compartimentado.	78
5.19	Número de visitas recebidas para uma comunidade compartimentada. . . .	78

Conteúdo

Agradecimentos	i
Resumo	ii
Abstract	iii
1 Introdução	8
1.1 Estrutura do trabalho	11
1.2 Objetivos	11
1.2.1 Objetivo geral	11
1.2.2 Objetivos específicos	11
2 Revisão bibliográfica	12
2.1 A recuperação das áreas degradadas	12
2.2 Sucessão ecológica	14
2.3 Nucleação de espécies vegetais	17
2.4 Redes de interações ecológicas	18
2.5 Indicadores de biodiversidade	21
2.6 Modelagem matemática em ecologia	23
2.7 Resposta funcional	23
2.8 Método de Monte Carlo	26
2.9 O Teste de Hipótese e o Teste χ^2	29
2.10 Teoria Constructal	30
3 Material e métodos	32

3.1	Dados da literatura	32
3.1.1	Relação entre o número de frutos maduros e dos frutos consumidos pelos dispersores nos agrupamentos vegetais	34
3.1.2	Relação entre o número de frutos consumidos e o tempo de permanência dos dispersores nos agrupamentos vegetais	35
3.1.3	Relação entre a riqueza e abundância das sementes evacuadas nos agrupamentos e o tempo de permanência dos dispersores	36
3.2	Descrição do modelo	38
3.3	Heurística para validação do modelo	39
3.3.1	Teste de hipóteses	39
3.3.2	Análise da correlação entre os parâmetros	41
4	O modelo de interações	42
4.1	Modelo analítico	44
4.1.1	Análise do comportamento do modelo analítico	46
4.1.2	Discussão dos resultados do modelo analítico	50
4.2	O modelo numérico para o cálculo do número de visitas	51
4.2.1	Teste χ^2 para análise de desempenho do modelo	54
4.2.2	Análise de correlação entre parâmetros	57
4.2.3	Discussão dos resultados	62
5	Teoria Constructal aplicada em projetos de restauração ecológica	63
5.1	Simulação dos projetos de restauração	64
5.1.1	Cenário de simulação I	65
5.1.2	Cenário de simulação II	67
5.1.3	Cenário de simulação III	69
5.1.4	Cenário de simulação IV	74
5.1.5	Discussão dos resultados	79
6	Conclusão	81
7	Anexo	87
7.1	Dados coletados na Reserva Natural Salto Morato	87

Introdução

As florestas tropicais, por diversas razões, são de extrema importância: sustentam uma enorme diversidade de fauna e flora, regulam fatores climáticos em áreas adjacentes, protegem o solo de processos erosivos e promovem, através de seus recursos naturais, o desenvolvimento humano.

Esses biomas são formadas por complexas interações interespecíficas, de exuberante diversidade biológica e importância sócio-econômica. A Mata Atlântica, por exemplo, revela porções localizadas de altíssima biodiversidade. Detém cerca de 20 mil espécies de plantas vasculares, das quais aproximadamente 6 mil são restritas ao bioma. Além da diversidade de plantas, possui uma rica fauna associada, sendo muitas dessas espécies animais endêmicas (MMA, 2002).

A utilização dos recursos naturais de maneira não sustentável está diretamente relacionada à degradação das florestas. De forma contínua e incessante essas áreas perdem espaço para a ocupação urbana, agricultura ou mineração. Restam poucos trechos bem conservados, que necessitam de um gerenciamento adequado para proteger o restante desses ecossistemas.

Através do Decreto Federal 97.632/89, a recuperação de área degradada tem por objetivo o retorno do sítio afetado a uma forma de utilização, seguindo um plano pré-estabelecido para o uso do solo, considerando os aspectos ambientais, estéticos e sociais, de acordo com a destinação que se pretende dar à área, permitindo um novo equilíbrio ecológico.

Deve-se atentar às diferenças conceituais entre recuperação, restauração e reabilitação ambiental. O manual de recuperação de áreas degradadas da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo apresenta uma classificação muito utilizada. O documento refere

o termo “restauração” ao objetivo de reproduzir as condições originais exatas do local, tais como eram antes de serem alteradas pela intervenção; “recuperação” está associada à idéia de que o local alterado deverá ter qualidades próximas às anteriores, devolvendo o equilíbrio dos processos ambientais, enquanto a “reabilitação” é um recurso utilizado quando a melhor solução for o desenvolvimento de uma atividade alternativa adequada ao uso humano e não aquela de reconstituir a vegetação original, desde que seja planejada de modo a não causar impactos negativos no ambiente.

Para esse trabalho, a título de simplificação, os termos recuperação e restauração serão considerados análogos, com o sentido de melhoria da condição ambiental da área analisada.

A escala do desmatamento mundial requer o desenvolvimento de técnicas para restabelecer a cobertura florestal em terras desmatadas, em um ritmo mais rápido do que as estratégias que se baseiam exclusivamente nos processos de colonização natural, mas a um custo mais barato do que plantar toda a área perturbada (Corbin & Holl, 2012).

A recuperação é um projeto que pode demandar muitos recursos e o seu sucesso é incerto, são fundamentais estudos que proponham restaurações mais eficientes, para que se alcance a riqueza e biodiversidade ideal nas áreas em menores intervalos de tempo e custo. Segundo Cheung (2006), embora diversos pesquisadores e instituições tenham se dedicado a estudos neste bioma, para que o quadro atual de degradação seja minimizado, é necessário aprofundar os conhecimentos sobre a floresta e sua funcionalidade, buscando alternativas que promovam a sustentabilidade dos seus recursos naturais.

A restauração ecológica é o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído. Atualmente existem diversas técnicas de restauração de florestas, que podem variar segundo o grau de degradação, das limitações econômicas e logísticas do projeto (SER, 2004).

Errera e Castilho (Castilho, 2006) desenvolveram um modelo matemático de crescimento populacional para avaliar o funcionamento da regeneração natural de florestas degradadas. Os resultados do modelo foram coerentes com os dados obtidos em campo, indicaram a introdução de espécies “pioneiras” no início do processo sucessional como a melhor opção de manejo entre as analisadas em relação ao custo e diversidade. Entretanto, a técnica conhecida como adensamento, com a introdução de espécies não-pioneiras no meio do processo, não foi considerada a de melhor resultado, mesmo com a introdução de todas as espécies não-pioneiras encontradas na região.

Para regiões que não apresentam danos acentuados na estrutura do solo, diversos estudos propõe a nucleação como uma alternativa eficiente e viável na restauração ambi-

ental (Yarranton & Morrison, 1974; Bechara, 2003; Reis et al., 2010; Campos, 2010). Em florestas tropicais a nucleação é caracterizada como uma poderosa ferramenta na recuperação das áreas, pois pode agir de forma sinérgica à fauna local, principalmente através dos dispersores de sementes.

A colonização vegetal ocorre principalmente por processos de dispersão zoocórica, segundo Howe & Smallwood (1982) em algumas florestas tropicais cerca de 66% de espécies de árvores do dossel possuem sementes dispersadas por animais, o que evidencia o importante papel dos dispersores nos processos de ocupação das áreas.

Conhecida a importância das relações entre os frugívoros e plantas na dispersão de sementes e na recuperação das áreas, esse trabalho, inicialmente proposto por Errera e Frigo (Frigo, 2010), propõe um modelo que simule essas interações. Quando a nucleação ocorre em uma área degradada adjacente à uma matriz florestal, existe a probabilidade de ocorrerem visitas de dispersores que habitam as florestas remanescentes nos núcleos. Poderá ser formado então um mecanismo de transporte de sementes através da síndrome de dispersão zoocórica, que será a única forma de dispersão considerada no estudo.

O recrutamento de sementes ocorre em duas etapas: inicialmente os animais gastam um período de tempo no forrageamento entre o remanescente florestal e a área degradada, então pode ocorrer a atração aos pontos de nucleação, onde gastam outra parcela de tempo se alimentando, em repouso e excretando sementes. Haverá um fluxo de sementes do remanescente florestal, que é rico em diversidade, para a área degradada.

O modelo matemático proposto determinará as visitas e a chuva de sementes nos agrupamentos em um certo período. A visita ocorre devido à afinidade, que é um parâmetro que representa a força da interação entre o dispersor e o agrupamento vegetal nucleado. A Teoria Constructal, em conjunto com os indicadores de biodiversidade, auxiliarão a prever a topologia da rede de interações ideal entre os agrupamentos vegetais e dos dispersores, que otimiza o transporte de sementes entre os compartimentos, proporcionando um transporte com maior riqueza e abundância, auxiliando o processo de restauração do ambiente.

1.1 Estrutura do trabalho

A presente dissertação está organizada em capítulos, o primeiro capítulo trata da introdução, motivação e dos objetivos propostos pelo estudo. No segundo capítulo é realizada uma revisão bibliográfica dos aspectos mais importantes para o desenvolvimento do trabalho. No terceiro capítulo serão apresentados os dados de campo e a metodologia utilizada na estruturação do modelo desenvolvido. O quarto capítulo será reservado à análise e discussões dos resultados obtidos na construção do modelo analítico e numérico. O quinto capítulo será destinado à utilização do modelo para a simulação de projetos de restauração. O sexto capítulo será destinado às considerações finais e no último capítulo, o sexto, serão apresentados os anexos.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

O principal objetivo do trabalho é a elaboração de um modelo que simule a ocorrência de frugivoria entre remanescentes florestais e os agrupamentos nucleados em áreas degradadas para fins de recuperação da região.

1.2.2 Objetivos específicos

Entre os objetivos específicos desse estudo:

- (a) Analisar os dados de literatura e determinar as relações mais importantes;
- (b) Elaborar e implementar um modelo analítico e numérico que simulem as interações entre dispersores e agrupamentos vegetais;
- (c) Avaliar a influência dos diferentes parâmetros ecológicos dos dispersores e dos núcleos de vegetação nas interações;
- (d) Para diferentes cenários calcular o total do número de visitas e a chuva de sementes em uma temporada;
- (e) Determinar as condições que otimizam o fluxo de sementes.

Revisão bibliográfica

Para o melhor entendimento do trabalho proposto, é essencial tanto a compreensão das dinâmicas ecológicas que ocorrem no processo de recuperação de áreas degradadas quanto das ferramentas matemáticas utilizadas na formulação do modelo. Este capítulo será destinado à revisão bibliográfica dos aspectos mais importantes desse estudo.

2.1 A recuperação das áreas degradadas

Genericamente o conceito de degradação ambiental refere-se às modificações impostas pela sociedade aos ecossistemas naturais, alterando (degradando) as suas características físicas, químicas e biológicas, comprometendo, assim, a qualidade de vida humana. Área Degradada pode ser conceituada como um ambiente modificado por uma obra de engenharia ou submetido a processos erosivos intensos que alteraram suas características originais além do limite de recuperação natural dos solos, exigindo a intervenção do homem para sua recuperação (Noffs et al., 1996).

A recuperação de áreas visa, além da reestruturação física da região, restaurar a comunidade original de fauna e flora, onde uma comunidade ecológica inclui todas as populações de espécies que ocupam uma certa área (Odum & Barret, 2004).

Segundo a Sociedade Internacional de Ecologia da Restauração (SER, 2004), os termos degradação, dano, destruição e transformação representam desvios do normal ou do estado desejado de um ecossistema intacto. Os significados desses termos coincidem em parte e sua aplicação nem sempre fica clara. Degradação se refere às mudanças sutis ou graduais que reduzem a integridade e saúde sob o prisma ecológico. Dano se refere às mudanças agudas e óbvias num ecossistema. Um ecossistema fica destruído quando o dano remove

toda a vida macroscópica e comumente arruína também o meio físico. Transformação é a conversão de um ecossistema a outro tipo de ecossistema ou uso da terra.

As técnicas de recuperação de áreas degradadas são variadas, dependem de diversos fatores, principalmente das condições físicas, químicas e biológicas da região a ser recuperada. Alguns dos fatores pedológicos analisados são o grau de erosão do solo, a presença de contaminantes, a intensidade do desmatamento e a ocorrência de queimadas. Outro importante aspecto a ser analisado é a presença de remanescentes florestais próximos, ou seja, regiões com biodiversidade suficiente de fauna e flora para auxiliar a recuperação da área.

As intervenções que se empregam na restauração variam muito entre projetos, dependendo da extensão e duração das perturbações passadas, das condições culturais que têm transformado a paisagem e das oportunidades e limitações atuais. Na mais simples das circunstâncias, a restauração implica eliminar ou modificar uma alteração específica, para permitir que os processos ecológicos se recuperem por si mesmos (SER, 2004).

Dependendo do histórico e grau de degradação, o procedimento menos dispendioso para a recuperação de áreas degradadas é a regeneração natural; porém, este processo é freqüentemente limitado pela ausência de matrizes produtoras de sementes próximas, dos vetores de dispersão destas sementes e de sementes no banco do solo (relacionado ao tempo e intensidade do uso do solo), sendo necessárias algumas intervenções para possibilitar a indução do padrão espacial identificado nas comunidades naturais encontradas em estágios sucessionais avançados (Barbosa & Barbosa, 2006).

Os programas de restauração tradicionalmente são executados com alguns vícios que comprometem o modelo de conservação in situ: uma visão fortemente dendrológica, com uso quase que exclusivo de espécies arbóreas; utilização de espécies exóticas, propiciando a contaminação biológica local e potencializando a degradação; tecnologias muito caras, inviabilizando pequenos projetos que pudessem efetivamente restaurar a biodiversidade através de processos naturais de sucessão. Somam-se ainda a esses fatores a falta de ações concretas de empresas responsáveis por grandes obras, para restaurar as áreas impactadas pelos seus investimentos, e as deficiências na formação de recursos humanos para fiscalizar, orientar e executar programas de restauração ambiental. Muitos projetos de RAD buscam apenas a recuperar a paisagem, que não consideram restaurar as relações entre as espécies. (Reis, 2003).

Em áreas que não foram muito perturbadas após o desmatamento, ou que possuem fragmentos de vegetação próximos, existem sementes armazenadas em diferentes camadas do solo, formando o chamado banco de sementes. Em geral, fazem parte do banco de

sementes espécies pioneiras e secundárias. Já as climácicas formam os bancos de plântulas, que aguardam melhores condições para o desenvolvimento. Várias técnicas podem ser usadas para desencadear a germinação das sementes nos bancos (Piolli et al., 2004).

Diversos autores (Bechara, 2003, Reis et al., 2010) indicam que outra forma de desencadear o processo de sucessão é o plantio de espécies de plantas nativas e pioneiras que atraíam a avifauna (nucleação). O auxílio à recuperação através dessas árvores pode ocorrer de duas formas distintas: irão proporcionar um microclima próximo à área plantada, o que facilita a germinação das sementes presentes; e também podem atrair frugívoros dispersores de sementes, que irão realizar a dispersão zoocórica e a chuva de sementes na região.

A presença de animais dispersores, além de agregar valor ecológico à comunidade com o aumento da complexidade de interações, é fundamental para a manutenção do equilíbrio dinâmico das áreas a serem recuperadas ou em processo de recuperação. Disponibilizar sementes o ano todo, mais uma vez, é de extrema importância para que os animais dispersores permaneçam na área desejada (Barbosa & Barbosa, 2006).

Um ecossistema é considerado recuperado – e restaurado – quando contém recursos bióticos e abióticos suficientes para continuar seu desenvolvimento sem auxílio ou subsídios adicionais. Tal subsistema será capaz de se manter tanto estruturalmente quanto funcionalmente. Demonstrará resiliência normal aos limites normais de estresse e distúrbio ambientais. Interagirá com ecossistemas contíguos em termos de fluxos bióticos e abióticos e interações culturais (SER, 2004).

A restauração dos sistemas ambientais, auxiliadas ou não por projetos de RAD, segue um ordenamento em relação às espécies que irão recolonizar o local atingido. Essa ordem de ocupação é chamada de sucessão ecológica e será o próximo tema abordado.

2.2 Sucessão ecológica

Para os processos de recuperação de áreas degradadas, os quais buscam o retorno da área afetada às características originais, o entendimento das dinâmicas sucessionais é fundamental. Os esforços do projeto de recuperação podem ser perdidos caso o sistema ambiental não persista na ausência da manutenção artificial. Como proposto por esse estudo, a nucleação de espécies vegetais, a ação dos dispersores e a chuva de sementes apenas serão eficientes à recuperação se as sementes ali depositadas conseguirem se estabelecer e iniciar o processo de recolonização da área. Todas as ações do projeto de restauração

devem respeitar as características naturais de sucessão da região.

Ecólogos buscam o melhor entendimento sobre os processos de colonização de áreas, quais espécies ocupam primeiramente, quais espécies as substituem, em que ordem na sucessão e qual a escala de tempo. Procuram entender os fatores ambientais que implicam na sucessão, e quais distúrbios podem romper essas dinâmicas nas comunidades. A compreensão dos mecanismos responsáveis pela sucessão pode levar ao melhor manejo das áreas (Krebs, 2008).

Para Horn (1974) a sucessão ecológica é um fenômeno que envolve gradativas variações na composição específica e na estrutura da comunidade. O processo tem início em áreas que foram ou não submetidas à perturbações e que se apresentam disponíveis à colonização de plantas e animais. O processo de sucessão ocorre até determinado período, onde as transições se tornam bastante lentas, sendo a comunidade resultante designada como clímax.

O processo sucessional ocorre em um ecossistema em evolução, que começa pelo povoamento de espécies pioneiras, que são posteriormente substituídas por uma série de comunidades de maior maturidade, até que se desenvolva uma comunidade mais estável e em equilíbrio com as condições locais (Begon et al., 1990).

Para Odum (1969), impostos os limites pelo ambiente físico, a sucessão necessariamente prossegue para um ecossistema de maior diversidade, biomassa e estabilidade. Considera que a sucessão se inicia por etapas pioneiras, que vão sendo substituídas por comunidades relativamente transitórias, denominadas fases serais; à medida em que prossegue a sucessão, surgem as comunidades mais ajustadas às condições do meio, e por isso mais equilibradas, chamadas de sere. Quando as relações biótico-abióticas e biótico-bióticas se complexificam e sofisticam, chegam a uma fase estabilizada, denominada clímax. Do ponto de vista teórico, este último estágio sucessional tem a capacidade de perpetuar-se por si mesmo e mostrar um equilíbrio entre produtividade e respiração, além de uma grande diversidade e estrutura bem desenvolvida.

Em termos de sucessão em comunidades vegetais, Muller-Dombois & Ellenberg (1975) classificaram a sucessão como primária ou secundária. A sucessão primária se refere ao processo de formação de uma comunidade vegetal sobre substrato nu, não ocupado anteriormente, e prossegue até uma forma estável de vegetação. A sucessão secundária é caracterizada por ocorrer após a destruição ou alteração significativa de uma comunidade pré-existente, consiste da reestruturação gradual do ecossistema

As espécies de climax (não pioneiras) contém apenas as espécies que possuem sementes que germinam sobre a copa das árvores (e em alguns poucos casos em áreas abertas), e

as quais as sementes se estabelecem na sombra da floresta. Os juvenis dessas espécies devem sobreviver na sombra por alguns anos. A classe pioneira contém espécies cujas sementes podem germinar apenas em clareiras abertas ao céu, com plena incidência do sol ao nível do solo, ao menos durante parte do dia. Portanto, mudas de espécies pioneiras não ocorrem sobre a sombra do dossel (Whitmore, 1989).

Segundo Raven et al. (2001), as espécies pioneiras geralmente possuem lenho leve e efêmero, são caracterizadas por apresentarem folhagem em múltiplas camadas e crescimento rápido, por estarem em condições de insolação. As espécies climácicas, ou seja, as árvores dominantes dos últimos estágios da sucessão, têm geralmente características muito diferentes, tais como lenhos densos e duráveis, copas mais densamente compactas e crescimento lento, pelas condições de sombra.

Connell & Slatyer (1977) resumiram em três modelos os mecanismos que relacionam as consequências do desenvolvimento das primeiras para as últimas fases da sucessão:

- (a) **Facilitação:** espécies de estágios iniciais facilitam o desenvolvimento dos estágios posteriores, contribuindo para os níveis de nutrientes e de água no solo, modificando o microambiente local. As plantas colonizadoras modificam o ambiente a ponto de permitir às espécies de sucessão tardia a ocupação do ambiente;
- (b) **Inibição:** as espécies secundárias por definição inibem as espécies características dos estágios iniciais: as últimas não podem invadir as comunidades clímax, exceto após a perturbação. Como a inibição está tão relacionada com a substituição da espécie, ela forma uma parte integrante da sucessão ordenada dos primeiros estágios até o clímax;
- (c) **Tolerância:** a sucessão conduz à uma comunidade composta por aquelas espécies mais eficientes na exploração dos recursos, presumivelmente mais especializadas em diferentes tipos ou proporções de recursos. O conceito de tolerância realça as habilidade de diferentes espécies em tolerar as condições do ambiente conforme as mudanças sucessionais e minimizar a influência de outras espécies sobre o seu desenvolvimento.

Os estudos das interações e da sucessão entre as espécies podem indicar as dinâmicas que afetam ou influenciam a colonização. Deve-se atentar às espécies utilizadas como núcleos de vegetação introduzidas na área em recuperação, pois essas devem facilitar o estabelecimento das sementes e plântulas.

2.3 Nucleação de espécies vegetais

Corbin & Holl (2012) conceituam a nucleação aplicada como o estabelecimento de pequenas manchas de arbustos e/ou árvores para servirem como áreas focais para a recuperação. A nucleação é uma estratégia que pode apresentar maior naturalidade dos processos sucessionais naturais, da recolonização e recuperação da área.

Para Reis (2003) a nucleação é um princípio sucessional na colonização de áreas em formação e representa uma técnica básica para as atividades antrópicas que se proponham contribuir para o restabelecimento de comunidades. Técnicas básicas de nucleação são tratadas no sentido de avaliar a melhor forma de aplicá-las em áreas degradadas, proporcionando uma maior diversidade para que ocorra uma estabilização o mais rapidamente possível, com a mínima entrada artificial de taxas energéticas.

Árvores nucleadas em áreas degradadas exercem, de maneira geral, diferentes efeitos para o desenvolvimento da vegetação no processo sucessional: transferência de nutrientes livres do solo e da comunidade biótica; redução da perda de solo por lixiviação; melhoramento da estrutura do solo pela produção de matéria orgânica em forma de folhagem depositada; e, conforme apresentado por Campos (2010), podem promover chuva de sementes e condições microclimáticas sobre as copas, que favorecem o desenvolvimento de sementes e plântulas presentes.

São tratadas como técnicas de nucleação: transposição de solo, semeadura direta e hidrossemeadura, poleiros artificiais, transposição de galharia, plantio de mudas em ilhas de alta diversidade. A nucleação tornar-se-á uma técnica usual, quando, efetivamente, a legislação for mais explícita sobre o assunto e for ampliada a formação de recursos humanos sobre os princípios básicos da sucessão dos ecossistemas (Reis, 2003)

O recrutamento, estabelecimento e crescimento de plantas lenhosas ao entorno dos focos de recrutamento formam ilhas de espécies arbóreas que gradualmente se expandem e se ligam, constituindo um dossel florestal contínuo (Yarranton & Morrison, 1974). Com esse processo a recolonização irá ocorrer de forma difusiva em torno de todos os agrupamentos nucleados, até alcançar uma vegetação uniforme, onde os núcleos implementados não mais serão perceptíveis.

A nucleação aplicada deve ser considerada como uma estratégia importante para restaurar florestas desmatadas, além de menos onerosa, é mais natural e sinérgica à fauna local. A introdução dos núcleos pode facilitar a reconstrução das redes de interações entre as espécies, fundamentais na preservação da biodiversidade e especialmente importante entre as plantas, dispersores e polinizadores (Bascompte & Jordano, 2007).

Como abordado, uma das maiores vantagens na utilização de agrupamentos vegetais nos projetos de restauração são as possíveis interações com a fauna local. Entretanto, para o sucesso do projeto de recuperação, deve-se analisar as características da rede de interações formada entre os animais e a os núcleos implementados. O estudo das redes de interações será o próximo assunto da revisão.

2.4 Redes de interações ecológicas

A arquitetura e as propriedades de muitas redes complexas, como as redes metabólicas, moleculares, neurais, genéticas, sociais e de transportes, desempenham papéis fundamentais no funcionamento desses sistemas. Da mesma forma, o acoplamento entre a força dos nós e a topologia das redes possuem consequências importantes para a estabilidade global das redes ([Gomez et al., 2011](#)).

As relações entre os organismos, o seu caráter (positivo, negativo e neutro) e até a intensidade dessas relações podem ser representadas em redes de interações. As redes condensam as informações e podem indicar padrões de relacionamento entre as espécies.

As interações mutualísticas constituem a base para o funcionamento de muitos ecossistemas, dado que dessas interações dependem grande parte da reprodução e recrutamento de muitas espécies de plantas. O estudo de redes complexas de interação fornece ferramentas conceituais e analíticas para lidar com a complexidade das interações que são observadas e registradas na natureza. ([Jordano et al., 2009](#)).

O conhecimento das interações e benefícios mutualísticos entre as plantas, seus polinizadores e dispersores de sementes é de fundamental importância na preservação da biodiversidade terrestre, pois os ecossistemas podem ser caracterizados como complexas redes de interdependência.

[Bascompte & Jordano \(2007\)](#) realizam uma revisão acerca de alguns dos principais conceitos de redes de interações:

- Redes: conjunto de nós (e.g., espécies) conectadas através de ligações (e.g., interações);
- Grau da espécie: é o número de diferentes espécies que uma dada espécie interage;
- Distribuição do grau: é dada como a frequência de distribuição do número de interações por espécie;

- Redes ponderadas: redes que incluem informação referente à intensidade ou peso das interações entre os nós;
- Aninhamento: é um padrão de interação de rede o qual espécies com poucas interações (especialistas) tendem a interagir com espécies com muitas interações (generalistas);
- Compartimentação: é a divisão da rede em sub-redes (grupos de espécies) relativamente independentes.

Jordano et al. (2009) demonstra uma forma de representar um padrão complexo de interações, por meio das matrizes de interações, onde os vetores linha (i) são as espécies animais (polinizadores ou frugívoros) e os vetores coluna (j) representam plantas (flores ou frutos carnosos). Quando se avalia apenas a ocorrência ou não da interação planta-animal não se considera a força da interação, logo o termo de interação $\alpha_{i,j}$ poderá assumir apenas os valores 1, quando ocorre a interação, e 0 quando não ocorre. Quando as análises se referem à intensidade das interações, são utilizadas as redes ponderadas, que avaliam o grau da interação entre as espécies e não apenas se ocorre ou não a interação. É esperado que quanto menor o número de diferentes relações de uma espécie (especialista) o grau de dependência e a força da interação seja maior com as espécies em que ocorra interação. Para as espécies generalistas esse grau e a força da interação é menor. Esses conceitos podem ser utilizados para se estimar a força relativa da interação ou o grau de dependência entre um par de espécies.

Outras propriedades das redes foram apresentadas por Olesen & Jordano (2002), como o tamanho de uma rede de interação (2.1) e a conectância (2.2):

$$M = AP \quad (2.1)$$

M é o tamanho da rede, uma medida da biodiversidade, A e P se referem ao número total de interações das espécies de animais e plantas em um habitat, respectivamente. Esse termo pode ser caracterizado como uma medida da biodiversidade, que indica o número máximo de interações possíveis.

Sendo I o total das interações que ocorrem em uma rede, a conectância (C) é a proporção das conexões que realmente ocorrem dentre todas as possíveis e expressa o nível de ligações entre as espécies.

$$C = 100 \frac{I}{M} \quad (2.2)$$

A matriz de afinidade utilizada nesse estudo apresenta o quanto são fortes as relações entre os dispersores e os agrupamentos vegetais. Não são matrizes mutualísticas, pois apenas são consideradas as afinidades dos dispersores pelos agrupamentos.

Tabela 2.1: Representação matricial das interações entre dispersores (i) e agrupamentos vegetais (j) quanto à ocorrência de interação para uma rede aninhada.

	j_1	j_2	j_3	j_4
i_1	1	1	1	1
i_2	1	1	1	0
i_3	1	1	0	0
i_4	1	0	0	0

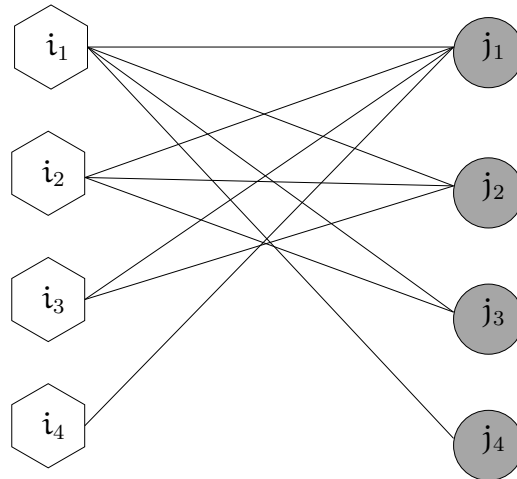


Figura 2.1: Representação através de grafos de uma rede de interações entre dispersores (i) e agrupamentos vegetais (j) para uma rede que apresenta aninhamento.

Tabela 2.2: Representação matricial das interações entre dispersores (i) e agrupamentos vegetais (j) quanto à ocorrência de interação para uma rede compartimentada.

	j_1	j_2	j_3	j_4
i_1	1	1	0	0
i_2	1	1	0	0
i_3	0	1	1	1
i_4	0	0	1	1

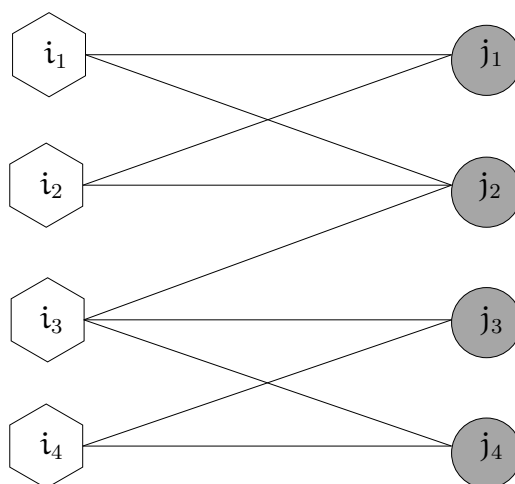


Figura 2.2: Representação através de grafos de uma rede de interações entre dispersores (i) e agrupamentos vegetais (j) para uma rede que apresenta compartimentação.

O estudo das redes ecológicas é fundamental no processo de recuperação das áreas degradadas. Para que ocorra sinergia com a fauna, os dispersores locais devem interagir com os núcleos implementados. É importante que os agrupamentos atraiam diversas espécies dispersoras, que se alimentam de diferentes espécies vegetais no remanescente florestal, para que então ocorra o transporte de sementes de maior diversidade para a área em recuperação. A análise da diversidade das comunidades vegetais e animais são realizadas através dos índices de biodiversidade, que será o próximo tema abordado.

2.5 Indicadores de biodiversidade

A menos que a biodiversidade possa ser medida e sua taxa de variação quantificada, existem poucas perspectivas de ações efetivas no controle da perda de riqueza dos biomas. Esta necessidade levanta muitas questões técnicas e filosóficas, não menos importante, pois a biodiversidade é um conceito com múltiplos significados, e com atributos que podem ser

medidos em diferentes formas (Buckland et al., 2005).

A capacidade de quantificar a diversidade é uma ferramenta importante para os ecólogos, que buscam entender a estrutura de uma certa comunidade. Para se aferir sobre as características e a variação da biodiversidade em uma região, são utilizados os indicadores de biodiversidade. Índices de diversidade fornecem informações importantes sobre o quanto as espécies são mais comuns ou raras em uma comunidade.

Esses índices podem avaliar a efetiva transferência de biodiversidade entre os compartimentos analisados nesse estudo, o remanescente florestal e a área em recuperação.

Em circunstâncias em que não é prático ou possível determinar a abundância total das espécies, deve-se utilizar uma amostra aleatória. Muitos índices de diversidade são baseados tanto na riqueza quanto na abundância proporcional das espécies. Dois dos métodos mais utilizados na determinação da biodiversidade e de suas flutuações em uma comunidade ecológica são os Índices de Shannon e de Simpson.

Segundo Spellerberg (2005), uma comunidade dominada por uma ou duas espécies é considerada menos diversa do que em uma que várias espécies diferentes possuem valores de abundância semelhantes. Ambos os métodos apresentados consideram o termo da abundância proporcional, que é dada como a relação entre o número de indivíduos da espécie i (N_i) e o número total de indivíduos da amostra (N_t):

$$P_i = \frac{N_i}{N_t} \quad (2.3)$$

O índice de Shannon (H) assume que os indivíduos são amostrados de maneira aleatória dentro da comunidade e todas as espécies estão amostradas:

$$H = - \sum_{i=1}^s P_i \log_e P_i \quad (2.4)$$

O Índice de Simpson (D) é uma medida de diversidade que leva em conta a riqueza e a abundância relativa de cada espécie, mede a probabilidade de que dois indivíduos escolhidos aleatoriamente de uma amostra pertençam à mesma espécie.

$$D = - \sum_{i=1}^s P_i^2 \quad (2.5)$$

Para ambos os índices de diversidade seus valores variam de 0, com baixos valores de diversidade na comunidade, até 1, que representa diversidade infinita.

2.6 Modelagem matemática em ecologia

Os objetivos mais amplos da teoria científica são as observações e explicações da realidade observada, que é feito através de um sistema de conceitos, leis e generalizações com base empírica. Um meio importante de testar o ajuste entre a teoria e os fenômenos observados se baseia na utilização de modelos.

Além do objetivo científico de relacionar padrões de mudanças na vegetação para um quadro científico, existem inúmeras razões práticas para modelar as sucessões ecológicas. Em sociedades caçadoras-coletoras, por exemplo, era sabida a intrínseca relação entre o fogo induzido na vegetação e a disponibilidade de alimento para os animais de caça. Florestas modernas e produções em escala dependem da habilidade de prever as consequências do manejo das atividades humanas. Similarmente, a preservação de espécies da fauna e flora é inviável sem o conhecimento dos padrões e processos de mudanças nas vegetações (Glenn-Lewin et al., 1992).

Quando um modelo prova ser uma imitação útil, são ilimitadas as possibilidades de experimentação, uma vez que podem ser introduzidos novos fatores ou perturbações para se determinar o seu efeito sobre o sistema. Mesmo no caso de um modelo ser insuficiente na sua modelagem do mundo real, o que ocorre com muita frequência na fase inicial de seu desenvolvimento, continua sendo um precioso instrumento na didática e na pesquisa caso revele interações importantes que mereçam atenção especial (Odum & Barret, 2004).

A modelagem ecológica se baseia principalmente em duas formas de aplicação, os modelos analíticos e os computacionais. Os modelos analíticos geralmente possuem uma maior complexidade matemática e são resolvidos de forma algébrica. Os modelos computacionais, entretanto, são resolvidos através de métodos numéricos, amplamente utilizados para sistemas onde a abordagem analítica não é suficiente para solução do problema.

A próxima seção se refere à resposta funcional, que é a modelagem para a taxa de consumo de presas por um predador. As equações de respostas funcionais serviram de base para o modelo de interações entre dispersores e agrupamentos nucleados e é fundamental para a compreensão deste trabalho.

2.7 Resposta funcional

Resposta funcional em ecologia é a taxa de consumo de uma espécie em função da

densidade dos alimentos presente na região. É associado com a resposta numérica, que é a taxa de reprodução do consumidor em função das quantidades dos alimentos. As respostas funcionais são geralmente classificadas em três tipos: Tipo I, II e III.

O modelo de presa predador de Lotka-Volterra assume que o número de presas consumidas por predador em um intervalo de tempo pode aumentar indefinidamente, à medida que a população de presas aumenta. Esta hipótese implica que os predadores se alimentam infinitamente e não ficam saciados, é a resposta funcional do Tipo I (Gotelli, 2007).

Conforme apresentado em Begon et al. (1990), é possível modificar a resposta funcional de modo a deixar o modelo mais realista, que são as respostas funcionais do Tipo II e III. Os animais, além de ficarem saciados, não utilizam a totalidade do seu tempo buscando as presas, pois algum tempo deve ser investido no manuseio (matar, comer, ingerir e digerir) das mesmas. Sejam os tempos¹ t_s o tempo gasto na busca de presa e t_h o tempo de manuseio do alimento, então o tempo total de atividade diária que cada predador gasta para buscar e comer suas presas será:

$$t = t_s + t_h \quad (2.6)$$

A densidade homogênea de presas encontradas é dada por N , que é o número de animais encontrados em uma região. A eficiência do predador é dado pelo valor C , que é o número de animais encontrados em um certo tempo. O número total de presas capturadas por predador pode ser calculado pela equação:

$$N_c = CNt_s \quad (2.7)$$

Arranjando a equação anterior, o tempo de busca poderá ser determinado por:

$$t_s = \frac{N_c}{CN} \quad (2.8)$$

Considerando que o tempo gasto no manuseio de cada presa seja idêntico, pode-se determinar o tempo gasto com o manuseio por presa capturada:

$$h = \frac{t_h}{N_c} \quad (2.9)$$

$$t_h = hN_c \quad (2.10)$$

¹Do inglês, t_s “search time” e t_h “handling time”.

Onde t_h foi o tempo total gasto pelo predador no manuseio das presas no período de atividade e h o tempo gasto pelo predador com o manuseio por presa capturada.

Reescrevendo a equação (2.6), o tempo de atividade do animal considerado será:

$$t = \frac{N_c}{CN} + hN_c \quad (2.11)$$

Finalmente, para a resposta funcional do tipo II:

$$N_c = \frac{CNt}{1 + CNh} \quad (2.12)$$

Essa equação representa a taxa de alimentação dos predadores em função da eficiência de captura, do número de presas e do tempo de manuseio. Caso o tempo de manuseio por presa seja muito pequeno, o termo CNh se torna desprezível, e temos que a resposta funcional será proporcional ao termo CN (do Tipo I), como no modelo clássico de Lotka-Volterra. O mesmo ocorre se o número de presas for baixo. Por outro lado, quando o número de presas aumenta, a taxa de alimentação decai até um ponto de saturação $1/h$, também chamado de taxa de alimentação máxima (Gotelli, 2007).

Outra forma de representar a equação anterior é dada por:

$$N_c = \frac{k_{\max}N}{D + N} \quad (2.13)$$

Em que k_{\max} é a taxa de alimentação máxima $1/h$, D é um termo dado por $1/Ch$, que representa a constante de meia-saturação, que é o valor do número de presas para qual a taxa de alimentação atinge metade do seu valor máximo.

Existe ainda a resposta funcional do Tipo III, descrita por:

$$N_c = \frac{hC^2N^2}{1 + h^2C^2N^2} = \frac{k_{\max}N^2}{D^2 + N^2} \quad (2.14)$$

Assim como na resposta do Tipo II, a taxa de alimentação na resposta do Tipo III se aproxima assintoticamente de um valor máximo k_{\max} . Porém, a curva é sigmoïdal, de forma que quando a densidade das presas é baixa, a taxa de consumo também é baixa (Begon et al., 1990). É possível assimilar essa resposta funcional a três casos na natureza:

- Um habitat que possui um número limitado de esconderijos seguros para as presas. Assim, em baixas densidades a maior parte da população estará protegida e as taxas de consumo serão menores. O inverso acontece em altas densidades;
- Quando em baixas densidades de presas, os predadores podem precisar de um tempo

de busca maior, diminuindo sua eficiência de caça;

- Na escassez de uma espécie de presa, os predadores podem caçar outras espécies de presas, diminuindo assim a pressão sobre as espécies menos abundantes.

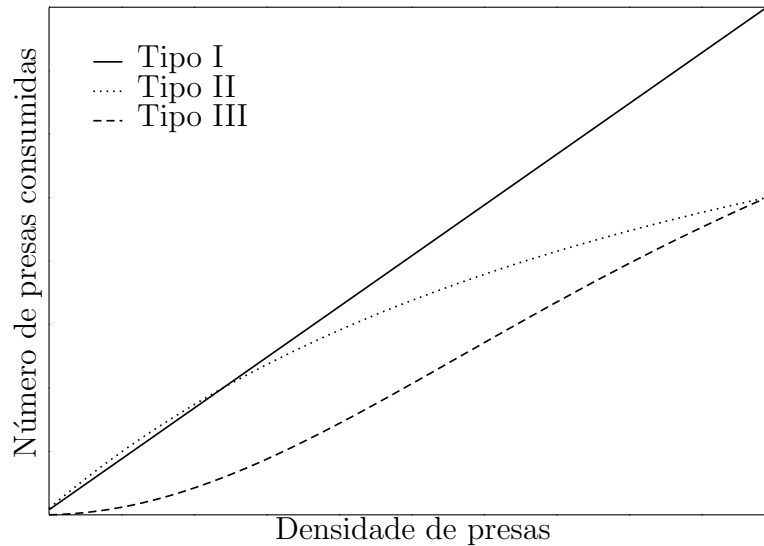


Figura 2.3: Análise do comportamento de cada tipo de Resposta Funcional em relação ao aumento da densidade de presas.

A formulação clássica dessas equações relacionam apenas uma única espécie de presa e predador. Para o modelo desse estudo serão utilizadas diversas espécies de presas e predadores (agrupamentos e dispersores), o que leva as equações de respostas funcionais a se tornarem implícitas, onde não são possíveis soluções algébricas. Por isso, também foi necessária uma abordagem computacional, que será concebida através do Método de Monte Carlo.

2.8 Método de Monte Carlo

Para a solução de alguns problemas propostos, o algoritmo desenvolvido nesse estudo utilizou princípios do Método de Monte Carlo (MMC). Nessa seção será realizada uma breve revisão das principais características desse método.

O método se baseia na simulação de experimentos numéricos com a utilização de valores aleatórios. A sua origem está relacionada com a publicação do artigo “The Monte Carlo Method”¹, a sua formulação e aplicabilidade moderna se deve aos estudos de J. von

¹[Metropolis & Ulam \(1949\)](#)

Neumann e S. Ulam. O artigo apresenta um gerador de números aleatórios e a associação destes valores a uma série de dados de um fenômeno a ser estudado.

Apesar de que o princípio do método fosse conhecido há muito tempo e se utilizasse, em estatística, por exemplo, no tratamento dos dados de amostras aleatórias, a sua ampla aplicação se impedia, antes do aparecimento dos computadores eletrônicos, pelo volume considerável de cálculo implicado na simulação de variáveis aleatorias. Os computadores permitiram a ampla difusão do método (Sobol, 1983).

O método de Monte Carlo, utilizado na solução numérica de diversos problemas, está fundamentado essencialmente na simulação de variáveis aleatórias, são simulações estatísticas que utilizam series de números aleatórios. É uma ferramenta para a busca de soluções de problemas complexos e pode ser aplicado nas mais diversas áreas do conhecimento, como engenharia, física e até mesmo análise de riscos no mercado financeiro.

A característica essencial do processo reside em evitar lidar com múltiplas integrações ou multiplicações das matrizes de probabilidade, mas amostrar possíveis cadeias de eventos (Metropolis & Ulam, 1949).

O adjetivo “aleatórias” designa as grandezas suscetíveis de assumir valores imprevisíveis, ou, ainda mais simplesmente, as grandezas cujo valor se desconhece. Porém, na matemática o termo adquire um sentido preciso. Assim, chama-se aleatória (discreta) a variável que, não assumindo necessariamente um valor preciso, pode assumir diversos valores, cada um com uma certa probabilidade. Bem que, mesmo conhecida a probabilidade associada a cada valor possível de uma variável aleatória, não se possa prever exatamente o valor que esta assumirá numa experiência, pode-se prever o caráter do seu comportamento numa série de experiências e isto, com tanto maior precisão, quanto mais longa for esta série (Sobol, 1983).

Sobol (1983) apresenta uma abordagem simplificada para explicar o método, através da determinação da área de uma figura plana A_S , que pode apresentar as mais variadas formas e está contida no retângulo A_R de área unitária, conforme apresentado na figura (2.4).

Tendo tomado no interior deste quadrado \dot{N} pontos aleatórios, denota-se \ddot{N} o número de pontos que resultaram pertencentes à área A_S . Intuitivamente uma estimativa da área da figura desejada pode ser dada pelo o quociente:

$$A_S = \frac{\ddot{N}}{\dot{N}} \quad (2.15)$$

A precisão desta estimativa será proporcional ao número de pontos \dot{N} , oriundos de simulações dos números pseudo-aleatórios. Nota-se que o resultado será satisfatório apenas

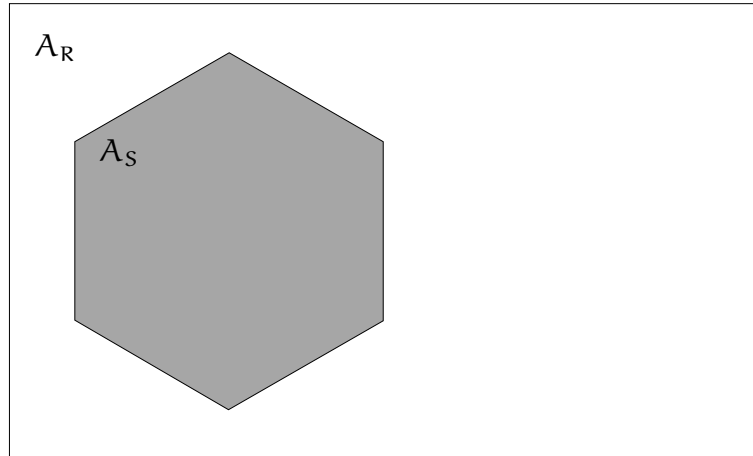


Figura 2.4: Representação da área A_S contida no retângulo de área unitária A_R .

se os pontos escolhidos, além de serem aleatórios, se distribuírem de maneira uniforme no interior do quadrado.

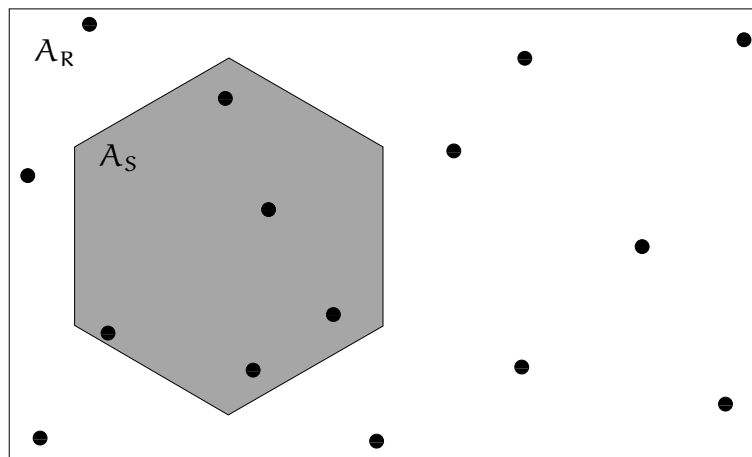


Figura 2.5: Exemplo da determinação da área A_S através do Método de Monte Carlo.

Essa é uma forma de se determinar integrais muito complexas ou que não são resolvidas diretamente de forma algébrica, como as equações implícitas. O método foi utilizado para a solução das equações que não possuem soluções algébricas.

Após escrito o algoritmo computacional, foi necessária realização de processos de validação do modelo. Uma das formas utilizadas foi através dos testes de hipóteses, que serão abordados na seguinte seção.

2.9 O Teste de Hipótese e o Teste χ^2

Uma das formas de realizar a validação do algoritmo desenvolvido será através do Teste de Hipótese, avaliado a partir do Teste χ^2 .

Os testes de hipóteses são procedimentos usuais na inferência estatística, úteis na tomada de decisões que concernem à forma, ou ao valor de um certo parâmetro, de uma distribuição de probabilidades, da qual se conhece apenas uma amostra de observações. Tais testes envolvem a formulação de uma hipótese, na forma de uma declaração conjectural sobre o comportamento probabilístico da população. Essa hipótese pode se materializar, por exemplo, em uma premissa formulada anteriormente, a respeito de um certo parâmetro populacional de uma variável aleatória. Não rejeitar ou rejeitar uma hipótese irá depender do confronto entre a conjectura e a realidade física, essa concretizada pelas observações que compõem a amostra. A rejeição de uma hipótese implica na necessidade de eventual revisão da conjectura inicial, em decorrência de seu desacordo com a realidade imposta pelos dados amostrais. Por outro lado, a não rejeição da hipótese significa que, com base nos dados amostrais, não há elementos suficientes para descartar a plausibilidade da premissa inicial sobre o comportamento da variável aleatória; onde “não rejeitar” não significa “aceitar” a hipótese (Naghettini & Pinto, 2007).

O teste estatístico de uma hipótese é um procedimento no qual a amostra é utilizada para se determinar se uma certa hipótese deve ou não ser rejeitada, ou seja, determinar a validade da proposta feita no estudo. A hipótese a ser testada é geralmente denominada como “hipótese nula”(H_0), e a suposição contrária é a “hipótese alternativa”(H_1) (Kreyszig, 1979).

Conforme apresentado por Fisher (1954), para a realização de inferências em relação a um parâmetro aleatório, a decisão de rejeitar ou não uma hipótese exige a determinação de um nível de significância α e de um teste de significância, que irá associar uma probabilidade de que a hipótese adotada não esteja errada.

O nível de significância α de um teste é complementar à probabilidade $(1-\alpha)$ com que um certo intervalo de confiança cobre o valor populacional de um certo parâmetro θ . De fato, o intervalo estabelece os limites de variação da estatística do teste, dentro dos quais a hipótese sobre θ não pode ser rejeitada. Contrariamente, se os valores da estatística do teste estiverem fora dos limites, a hipótese em relação ao parâmetro θ deve ser rejeitada, a um nível de significância de α (Naghettini & Pinto, 2007).

Uma das formas de se avaliar a validade de uma hipótese é através dos testes de

aderência, por meio dos quais é possível verificar a adequação das frequências dos valores esperados pelo modelo teórico e dos valores observados nas amostras, onde um dos testes de aderência mais utilizados é o Teste χ^2 .

O Teste χ^2 é formado pelo cálculo dos valores esperados (f_e), dos valores observados no experimento (f_o), do nível de significância α , do número de graus de liberdade (δ) e do número de classes do experimento (r).

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^r \frac{(f_e - f_o)^2}{f_e} \quad (2.16)$$

É necessário a determinação do número de graus de liberdade, que é dado por:

$$\delta = r - k - 1 \quad (2.17)$$

Onde r é o número de classes ou intervalos avaliados e k o número de parâmetros estimados.

Após o cálculo de χ^2 , deve-se avaliar a tabela dos quantis $\chi^2_{1-\alpha, \delta}$ da distribuição do qui-quadrado, dado a significância e o número de graus de liberdade utilizados. Quando o valor calculado é inferior ao valor tabelado a hipótese H_0 não pode ser rejeitada, caso contrário é rejeitada.

A próxima seção desta revisão se refere à Teoria dos Constructais. Após o modelo numérico ter sido submetido aos processos de validação, os seus resultados serão analisados através dos conceitos de otimização desta teoria.

2.10 Teoria Constructal

A Lei Constructal é uma generalização da tendência de tudo fluir através dos caminhos de menor resistência. Ela se apresenta de forma análoga à visão de Sadi Carnot para evitar a fricção e os choques, a teoria de Darwin da sobrevivência do mais apto ou a lei de refração apresentada por Fermat ([Bejan & Lorente, 2010](#)).

A Lei Constructal foi definida por Adrian Bejan ([Bejan, 1997a](#)), e é dada pela sentença: “Para que um sistema aberto de tamanho finito persista no tempo (para sobreviver) deve evoluir de uma forma que ele forneça o acesso mais fácil para as correntes que fluem através dela”. A Lei Constructal está relacionada às formas de otimizar o acesso ao fluxo entre um ponto e uma infinidade de pontos (área ou volume) e possui diversas possibili-

dades de aplicação, como o tráfego urbano (Bejan, 1996), o arrefecimento de componentes eletrônicos (Bejan, 1997b) e a determinação de formas preferenciais de bacias hidrográficas (Errera & Bejan, 1998). Uma das principais características da Lei Constructal se baseia em antecipar a configuração ideal do sistema, dada as restrições locais impostas, determina o estado ótimo em relação à transferência do fluxo, o que pode representar uma grande economia em termos de esforços realizados.

Um exemplo da aplicação da Lei Constructal para sistemas ambientais foi apresentado por Bejan et al. (2008). Os autores consideraram as árvores como sistemas de fluxos vivos, mecanismos de transferência de massa (água) entre o solo e a atmosfera, que apresentam dois objetivos principais, a máxima resistência mecânica aos ventos e o máximo acesso de água fluindo pela planta. Através de equações relacionadas às características das árvores (e.g., volume do tronco, pressão do fluido escoando no interior) o artigo explica a razão das formas (design) das raízes, troncos, das árvores e das florestas. Essas formas encontradas são as que otimizam o fluxo de água através das plantas e a troca de massa entre o solo e a atmosfera. Foi possível antecipar a arquitetura do sistema e das formas através da Teoria dos Constructais.

Para a modelagem das interações entre dispersores e agrupamentos, o fluxo do sistema será caracterizado como o transporte de sementes pelos dispersores entre o compartimento florestal e a área em recuperação. As restrições impostas ao sistema podem ser caracterizadas como os parâmetros ecológicos interespecíficos dos dispersores e da vegetação nucleada (e.g., característica de forrageamento de cada espécie animal, valores de riqueza e abundância da fauna e flora, matriz mutualística da comunidade). Haverá uma configuração ótima dos parâmetros que formam as possíveis topologias de redes de interações, para que ocorra maior abundância e riqueza das sementes transportadas entre os compartimentos, acelerando o processo de restauração.

Através do equacionamento dos parâmetros que compõe a chuva de sementes e da análise da Teoria dos Constructais, pode-se determinar o ponto onde o aumento dos esforços artificiais (e.g., maior abundância dos núcleos de vegetação) se tornam irrelevantes no resultado do projeto. Pode-se inferir que nesse ponto o sistema ambiental não mais assimila os esforços, está saturado.

Material e métodos

Neste capítulo será feita uma descrição detalhada sobre a abordagem utilizada para a construção modelo de interações. Primeiramente, será feita uma listagem das observações empíricas realizadas por colaboradores, que servem de base para o estudo. Em seguida será apresentada uma revisão dos métodos utilizados para a construção do modelo.

3.1 Dados da literatura

Os dados para o desenvolvimento do trabalho foram fornecidos pelo pesquisador Ricardo Pamplona Campos, que atua no Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação (PPGECO) da UFPR. As planilhas apresentadas em anexo, que foram utilizadas para os gráficos de correlação desse capítulo, consistem de observações de atividade dos dispersores em agrupamentos vegetais. As informações foram coletadas na Reserva Natural Salto Morato, localizada no município de Guaraqueçaba, Paraná. No estudo foram analisadas as interações de aves frugívoras em dez indivíduos (agrupamentos) de *Miconia cinerascens* e consistem de:

- Contagem do número de frutos maduros em cada árvore;
- Determinação da abundância de animais de cada espécie dispersora visitante;
- A observação do comportamento de forrageio das aves nos agrupamentos, como o número de visitas realizadas, o tempo de permanência e o número de frutos consumidos;
- Análise da chuva de sementes, com a determinação da abundância e riqueza de sementes evacuadas pelas aves.

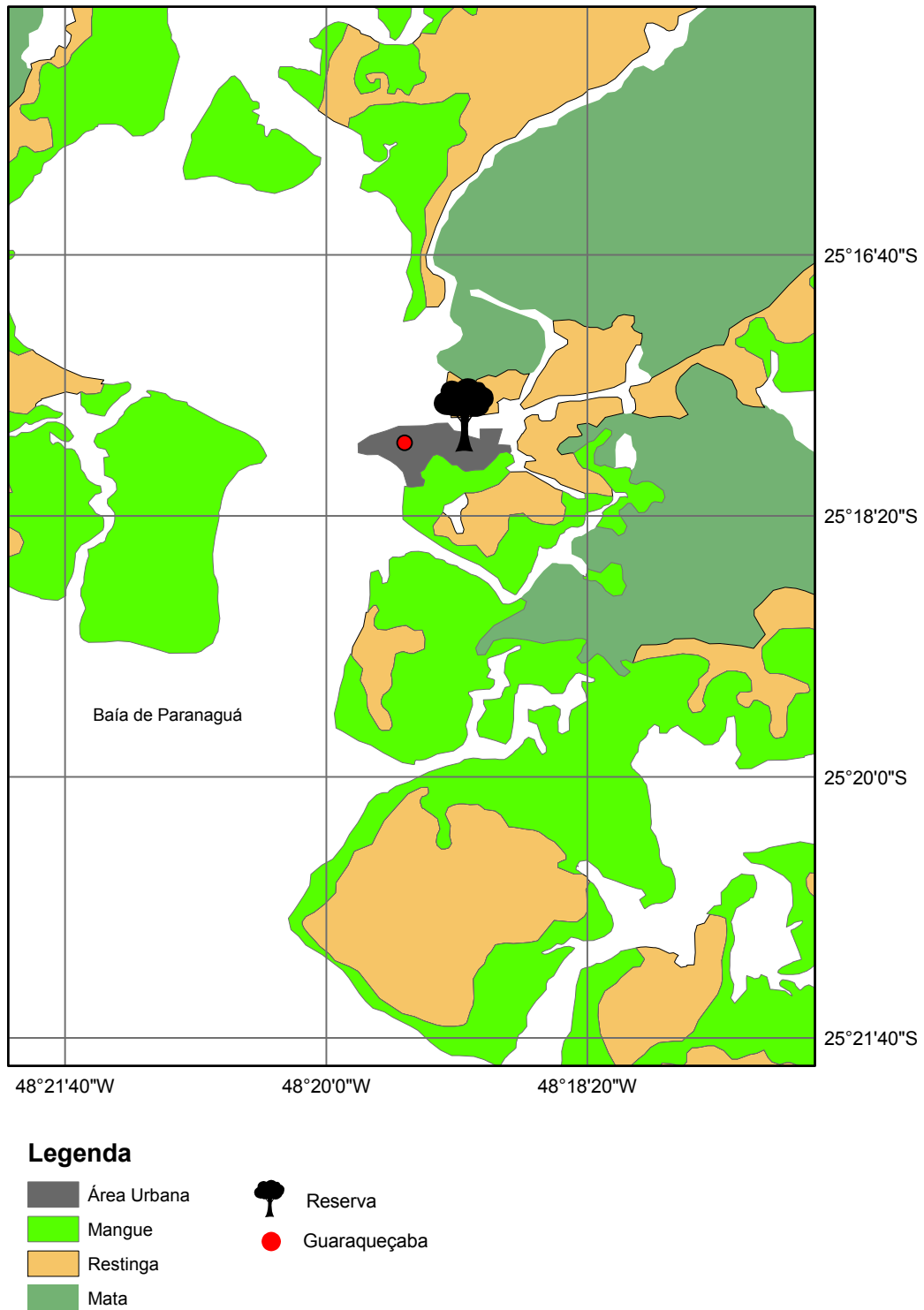


Figura 3.1: Mapa com a localização da reserva de Salto Morato e o tipo da vegetação nas proximidades da reserva.

3.1.1 Relação entre o número de frutos maduros e dos frutos consumidos pelos dispersores nos agrupamentos vegetais

A figura (3.2) apresenta a relação entre o número de frutos maduros em cada agrupamento vegetal analisado e o quanto desses frutos foram consumidos pelas aves. A importância dessa análise está relacionada no potencial de atração dos agrupamentos aos animais. A disponibilidade de alimentos e de poleiros nas plantas são fatores de atração aos agentes dispersores, que aumentam a probabilidade do deslocamento dos animais do remanescente florestal até a área em recuperação.

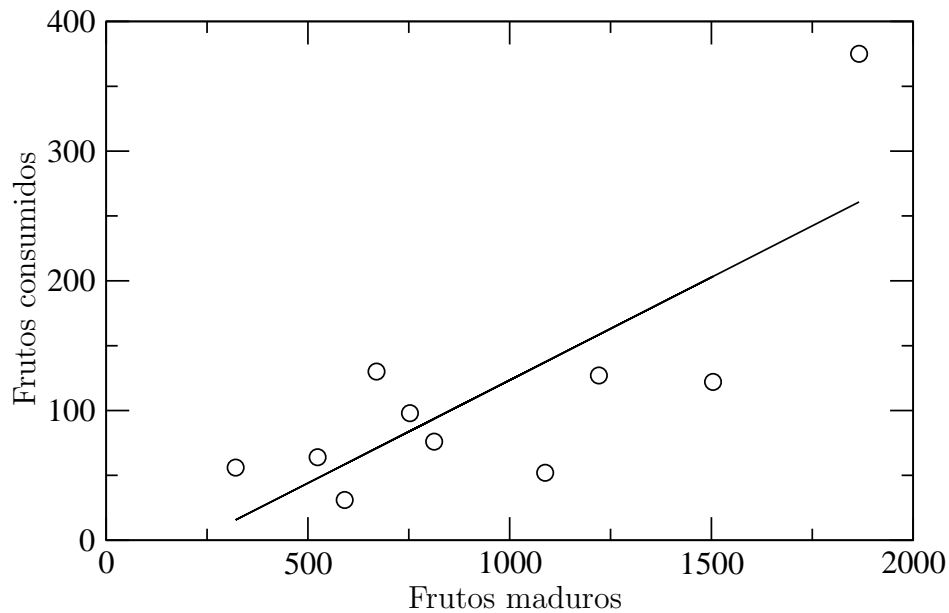


Figura 3.2: Relação entre o número de frutos maduros e dos frutos consumidos pelos dispersores nos agrupamentos vegetais, com r^2 determinado em 0,60.

Essa relação reforça a idéia da utilização de núcleos de espécies frutíferas para os projetos de restauração ambiental, que buscam sinergia com os dispersores de áreas próximas.

3.1.2 Relação entre o número de frutos consumidos e o tempo de permanência dos dispersores nos agrupamentos vegetais

A figura (3.3) apresenta a relação entre o número de frutos consumidos e o tempo gasto pelos dispersores, em minutos, realizando forrageamento nas espécies vegetais. Uma possível dedução desses dados é que o tempo gasto pelos dispersores no local será proporcional à atratividade fornecida pelos agrupamentos. A análise do tempo de permanência é fundamental para o modelo de interações. Deve-se atentar que a afinidade entre os agrupamentos e dispersores possui um valor ótimo, uma baixa afinidade poderá provocar a falta de interesse por parte das aves e ausência de interações com os agrupamentos, pois não haverá vantagem em se deslocar do habitat original à área degradada; em contrapartida, altos valores de afinidade e, conseqüentemente maior tempo de permanência, poderão restringir as espécies dispersoras a visitarem poucos núcleos e nesses permanecerem por muito tempo, assim o dispersor retornará com menor frequência à matriz florestal, reduzindo o transporte de sementes entre a área preservada e a em processo de recuperação.

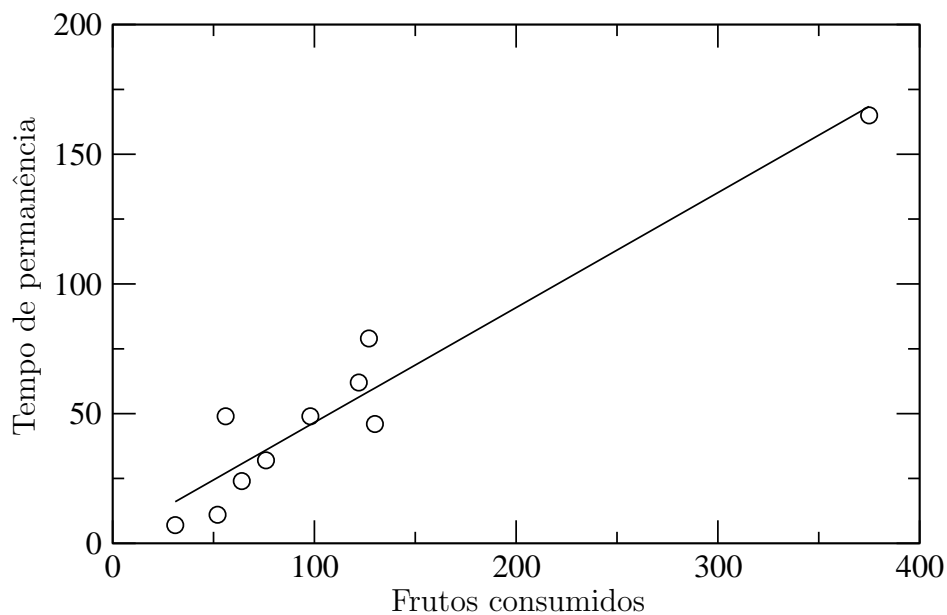


Figura 3.3: Relação entre o número de frutos consumidos e do tempo de permanência dos dispersores nos agrupamentos vegetais, com r^2 determinado em 0,92.

3.1.3 Relação entre a riqueza e abundância das sementes evacuadas nos agrupamentos e o tempo de permanência dos dispersores

A abundância de sementes evacuadas não se apresentou fortemente correlacionada ao tempo de permanência. Um possível motivo pela baixa correlação é que o tempo de permanência das espécies dispersoras nos agrupamentos não foi suficiente para que a ave realizasse o processo de digestão das sementes consumidas no local.

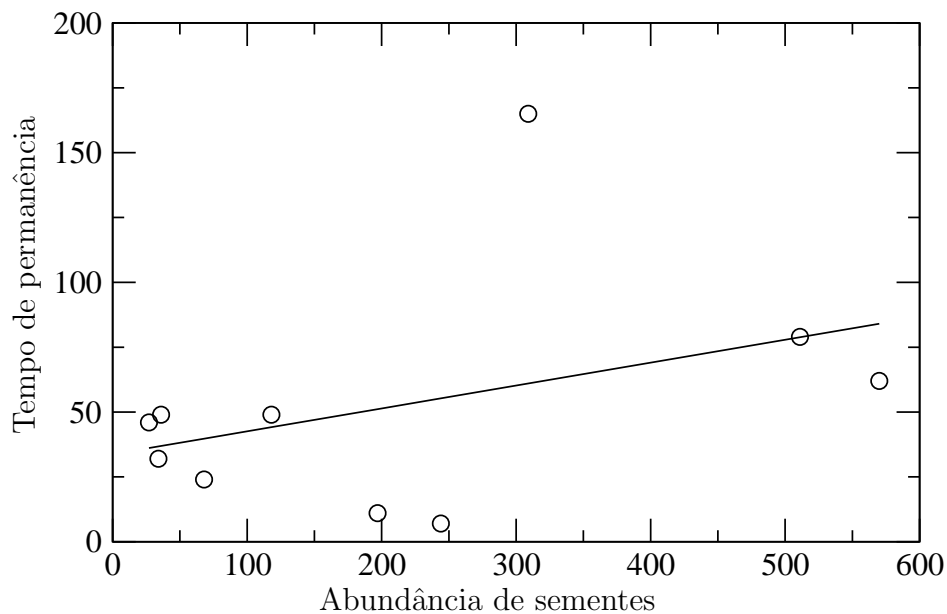


Figura 3.4: Relação entre abundância de sementes coletadas próximas aos agrupamento e do tempo de permanência dos dispersores, com r^2 determinado em 0,14.

Assim como para a abundância de sementes, a riqueza de sementes não apresenta uma grande correlação com o tempo de permanência. A espécie dispersora realiza, durante o forrageamento, ao menos um evento de evacuação, pois a chuva de sementes foi detectada. É possível que elevados valores de tempo de permanência possuam um efeito negativo na riqueza de sementes evacuadas, isso pelo fato das aves realizarem uma menor quantidade de visitas em outros agrupamentos e consumirem uma menor diversidade de sementes na matriz florestal.

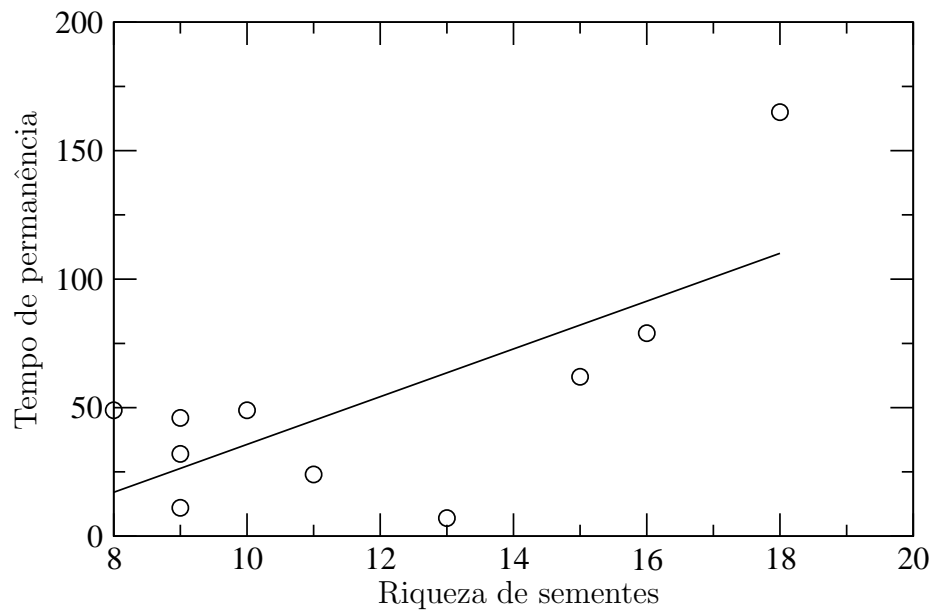


Figura 3.5: Relação entre a riqueza de sementes coletadas na área adjacente ao agrupamento e do tempo de permanência dos dispersores, com r^2 determinado em 0,50.

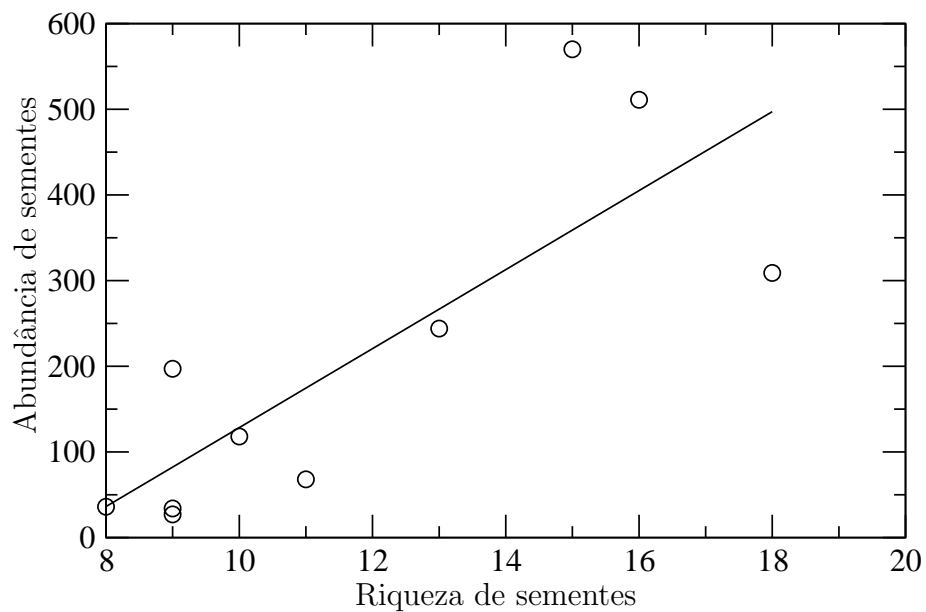


Figura 3.6: Relação entre a riqueza e abundância de sementes evacuadas próximas ao agrupamento, com r^2 determinado em 0,66.

3.2 Descrição do modelo

A motivação desse estudo reside na utilização de métodos mais naturais para a recuperação de áreas degradadas. Como verificado através da revisão bibliográfica, técnicas de nucleação auxiliam a restauração ambiental de duas formas: facilitam o estabelecimento de sementes e plântulas e propiciam a ocorrência da síndrome de dispersão zoocórica. Os dados de literatura utilizados reforçam a idéia de que os núcleos, quando apresentam características e fatores de atração, podem receber as visitas dos dispersores (figura 3.2), que passam um certo tempo forrageando (figura 3.3) e evacuando sementes com diversos valores de abundância e riqueza (figura 3.4 e 3.5).

O modelo de interações entre dispersores e agrupamentos foi inicialmente proposto como uma equação análoga às equações de resposta funcional, porém, ao invés da taxa de presas abatidas por um predador, seriam determinadas as visitas realizadas por dispersores e recebidas pelos agrupamentos nucleados. Em cada visita realizada será aplicada uma função que calcula, para cada espécie dispersora e de agrupamento, o número de sementes evacuadas de uma determinada espécie. Para o modelo de recuperação de áreas são consideradas diversas espécies de dispersores e agrupamentos, ou seja, a equação é multiespecífica e essa é a maior diferença entre o modelo proposto e as equações de resposta funcional. Essa proposição levou a equação do número de visitas à uma forma implícita, sem solução algébrica, exceto quando são adotadas simplificações dos parâmetros, como será apresentado posteriormente.

O estudo terá duas abordagens, o modelo analítico e o computacional. A determinação algébrica da equação através do relaxamento de hipóteses será o modelo analítico. Devido às simplificações o modelo analítico não será utilizado para a determinação do fluxo de sementes, e sim para a avaliação qualitativa do comportamento da equação do número de visitas. O algoritmo do modelo numérico foi desenvolvido na linguagem de programação Octave/Matlab e resolve a equação implícita do número de visitas através de um algoritmo baseado no Método de Monte Carlo.

Para o estudo será considerado uma mesma comunidade de dispersores, hipotética e referente ao remanescente florestal próximo à área em recuperação. As variáveis analisadas serão as características da comunidade de agrupamentos. Além da abundância de cada tipo de agrupamento nucleado, outro fator que pode afetar o número de visitas recebidas é a relação da afinidade de interação das espécies implementadas com os dispersores. Conforme apresentado na seção (2.4), para que a recuperação da área seja facilitada pela interação entre a fauna e a flora, as relações entre essas espécies devem ocorrer. A

princípio, a afinidade será um coeficiente que incorpora todos os possíveis efeitos que influenciariam a ocorrência das visitas (e.g., capacidade de uma espécie dispersora avistar um agrupamento, eficiência de forrageamento tamanho, forma e cor dos frutos), onde um possível estudo futuro seria a determinação da influência isolada de cada um desses parâmetros.

O modelo numérico será testado para diferentes composições e características de comunidades de agrupamentos nucleados. Para cada uma das simulações será determinado o número de visitas e o transporte de sementes. Além da quantidade de sementes transportadas, é fundamental que exista biodiversidade. A riqueza das sementes transportadas será avaliada através dos índices de biodiversidade e a contribuição global à recuperação, o número de sementes e a diversidade transportadas para a área em recuperação, serão otimizados através da Teoria dos Constructais.

Para este estudo serão apresentados apenas os resultados preliminares da equação do número de visitas, pois os termos referentes à chuva de sementes ainda não foram implementados ao algoritmo.

3.3 Heurística para validação do modelo

Após a construção do algoritmo que simula as interações na comunidade ecológica, foram desenvolvidos diferentes testes para validar o modelo numérico. Esses testes buscam apontar possíveis falhas e incoerências do programa.

3.3.1 Teste de hipóteses

O objetivo dos testes, para diferentes topologias das comunidades ecológicas, é verificar que a chance de um agrupamento ser sorteado é proporcional apenas à sua abundância e afinidade com a fauna local.

Para esse estudo foram considerados valores de abundâncias reais e virtuais dos agrupamentos vegetais. A abundância real (original) é dada como o exato número de agrupamentos de cada tipo implementado na área em recuperação. A abundância virtual (ponderada, aparente) é uma relação entre o número de agrupamentos e a afinidade desses grupos com os dispersores. Quanto maior a afinidade entre uma espécie dispersora por um tipo de agrupamento, maior será a chance dessa interação ocorrer, o parâmetro

de afinidade é um fator multiplicativo, que pode aumentar ou reduzir virtualmente a abundância de cada tipo de agrupamento para cada espécie animal.

O teste irá analisar a distribuição do número total de visitas recebidas, que é o número de vezes que tipo de agrupamento foi sorteado. Inicialmente o algoritmo está configurado para ser equiprovável, onde os valores de afinidade não são considerados. Em seguida será realizada a análise para o caso ponderado, em que o algoritmo considera as relações de afinidade, com a maior (ou menor) probabilidade de escolha de alguns agrupamentos pelas espécies animais. Os valores de afinidade se mantêm constantes, pois os agrupamentos não são alterados após cada visitação, mantendo todas as suas características iniciais.

Serão apresentados três casos com diferentes composições da comunidade ecológica, o primeiro caso com maior número de dispersores, o segundo com maior quantidade de agrupamentos vegetais e no terceiro caso os dispersores e agrupamentos apresentam mesma abundância.

As hipóteses a serem testadas são definidas por:

- H_0 : A chance de uma espécie ser sorteada é proporcional à abundância;
- H_1 : A chance de uma espécie ser sorteada não é proporcional à abundância.

Onde a hipótese H_0 representa o comportamento esperado pelo modelo e H_1 que o algoritmo de sorteio das visitas não está adequado.

Cada visita realizada por um indivíduo dispersor demanda uma porcentagem do seu tempo total de atividade diária. O tempo gasto em cada visita é um parâmetro relacionado à afinidade da interação entre o tipo de agrupamento e a espécie dispersora. Os testes ocorrem até que todos os indivíduos de todas as espécies dispersoras realizem o número máximo de visitas possíveis em um dia, o que é considerado uma realização ou ciclo diário de simulação. A soma de todas as visitas representa o número total de interações (n) da comunidade ecológica.

Como o número de tipos de agrupamentos será constante, onde apenas a abundância varia, serão utilizados os mesmos parâmetros para os testes de hipótese:

- O número de classes (tipos de agrupamentos) é de $k = 10$;
- O intervalo de confiança é de $\delta = 9$;
- O nível de significância α é de 5%.

3.3.2 Análise da correlação entre os parâmetros

Uma forma de avaliar a coerência do modelo é através da análise da correlação entre os seus resultados. Pela hipótese proposta, a probabilidade de um núcleo vegetal ser visitado será proporcional à sua abundância na área em recuperação e às relações de afinidade com os animais dispersores. Então, para uma composição de comunidade ecológica sorteada, serão analisadas as correlações entre o número de visitas e a abundância real e ponderada dos agrupamentos.

O modelo de interações

Neste capítulo será apresentado o modelo criado para as interações entre dispersores e agrupamentos e as suas duas abordagens, a forma analítica e a numérica. Também serão apresentados os resultados preliminares obtidos no trabalho, relacionados ao comportamento da equação do número de visitas na sua forma algébrica e dos testes de validação do algoritmo numérico.

O modelo de transporte de sementes, que ocorre entre os remanescentes florestais e os núcelos de vegetação, será análogo às equações de resposta funcional, mas ao invés de presas e predadores serão simuladas espécies vegetais e dispersores.

Podemos considerar que o número total de sementes da espécie k , transportadas do remanescente florestal à área em recuperação em um certo período será dado pela equação:

$$\phi^k = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^N \gamma_{i,j}^k V_{i,j} D_i \quad (4.1)$$

Em que ϕ^k é o número total de sementes da espécie k transportadas pelos dispersores para a região degradada em um certo período, D_i o número de indivíduos (abundância) de cada espécie dispersora i , V_{ij} o número de visitas realizadas por indivíduo da espécie i em cada agrupamento de categoria j . O termo $\gamma_{i,j}^k$ é a proporção de sementes da espécie k evacuada por visita e será definido através de dados da literatura, pois depende dos hábitos de alimentação e digestão de cada espécie dispersora.

De forma análoga à equação (2.6) da resposta funcional, o tempo de atividade para cada espécie i será:

$$Tat_i = Ta_i + Th_i \quad (4.2)$$

Tat_i é o tempo de atividade diária típico para cada espécie dispersora, Th_i o tempo total gasto por indivíduo dispersor i em visitas e Ta_i o tempo total gasto na procura de agrupamentos para cada espécie i .

A expressão para o número de visitas ($V_{i,j}$) será proporcional à uma eficiência de forrageamento dos dispersores, dado como a varredura de uma área em um certo tempo ($C_{i,j}$), ao tempo de avistamento típico de cada espécie dispersora para o tipo de agrupamento ($Ta_{i,j}$) e à densidade de agrupamento do tipo j (A_j).

$$V_{i,j} = C_{i,j} Ta_{i,j} A_j \quad (4.3)$$

Organizando a equação anterior em função do tempo de avistamento:

$$Ta_i = \sum_{j=1}^N \frac{V_{i,j}}{A_j C_{i,j}} \quad (4.4)$$

O tempo total gasto pelo dispersor nos agrupamentos irá depender do seu tempo gasto em cada visita ao agrupamento j ($h_{i,j}$) :

$$Th_i = \sum_{j=1}^N V_{i,j} h_{i,j} \quad (4.5)$$

A eficiência e o tempo gasto em cada agrupamento possuem relação com a afinidade entre as espécies dispersoras i e os agrupamentos vegetais j e são funções que podem variar e serão definidos em cada análise.

Substituindo as equações (4.2) e (4.5), o tempo de atividade será:

$$Tat_i = \sum_{j=1}^N \frac{V_{i,j}}{A_j C_{i,j}} + \sum_{j=1}^N V_{i,j} h_{i,j} \quad (4.6)$$

A equação anterior (4.1) será o cerne do modelo proposto e relaciona o número de visitas com o termo de afinidade e as relações temporais entre dispersores e agrupamentos vegetais. Pelo fato da equação representar mais de uma espécie de dispersor e agrupamento, de forma contrária às tradicionais equações de resposta funcional, é uma equação implícita e não apresenta uma solução algébrica única. Serão apresentadas diferentes alternativas para sua solução, entre elas uma simplificação dos seus termos, com a possibilidade de solução analítica, e a utilização de um algoritmo numérico baseado no Método de Monte Carlo.

4.1 Modelo analítico

Uma possibilidade de solução analítica e análise da equação será através da simplificação de alguns de seus termos. Para esse caso serão adotadas algumas hipóteses no modelo:

1. Será considerado um conjunto de agrupamentos de um mesmo tipo, com características geométricas e afinidade equivalentes, alinhados à uma distância constante entre os pontos de nucleação, do remanescente florestal e da borda, conforme o esquema apresentado (figura 4.1).
2. A eficiência $C_{i,j}$ será considerada constante entre os tipos de agrupamentos, variando apenas entre as espécie animais, $C_{i,j} = C_i$.
3. O tempo de permanência dos agentes dispersores nos agrupamentos é variável apenas entre as espécies dispersoras, $h_{i,j} = h_i$.

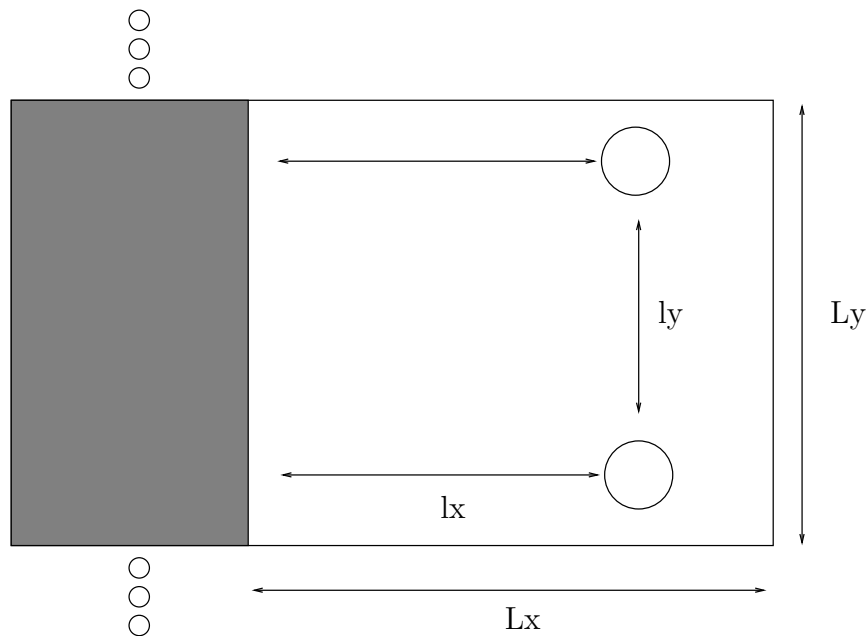


Figura 4.1: Esquema de nucleação em uma área degradada para o Estudo de caso I, os agrupamentos são de um mesmo tipo, com valores idênticos de afinidade e distanciamento entre si. A área escura representa a matriz florestal, o retângulo branco a área em recuperação com dimensões Lx e Ly . Os círculos representam os pontos de nucleação de espécies vegetais, distantes igualmente entre si (ly) e da borda da matriz (lx).

Dadas essas condições, a equação para o tempo de atividade será simplificada para:

$$T_{at_i} = \frac{Nv_i}{AC_i} + Nv_i h_i \quad (4.7)$$

Então, poderá ser determinada a equação para o número de visitas de cada espécie dispersora:

$$Nv_i = \frac{C_i A T_{at_i}}{1 + C_i h_i A} \quad (4.8)$$

Essa equação considera apenas um tipo de agrupamento vegetal e disposição geométrica, com isso os animais não apresentariam diferenças nas relações de afinidade. Os parâmetros variam apenas entre as espécies dispersoras. Essa abordagem seria análoga à um reflorestamento extensivo, que utiliza apenas uma única espécie vegetal.

O estudo do modelo analítico será feito com a análise de sensibilidade do número de visitas, através da variação dos parâmetros da equação (4.8), como a eficiência de forrageamento (C_i) e o tempo de permanência gasto em visita (h_i).

A equação do número de visitas pode ser parametrizada, o que a desacopla parcialmente do sistema de sua escala característica, facilitando a sua análise. Para esse exercício não será necessário o conhecimento dos reais valores dos parâmetros, pois estão normalizados em relação a um máximo valor possível.

O termo da eficiência foi normalizado em relação à eficiência máxima:

$$\tilde{C}_i = \frac{C_i}{C_{\max}} \quad (4.9)$$

O tempo gasto em visita foi normalizado em relação ao tempo de atividade diário de uma espécie dispersora, ou seja, a duração de uma visita pode ser tão longa quanto o seu período de atividade diário.

$$\tilde{h}_i = \frac{h_i}{T_{at_i}} \quad (4.10)$$

A equação (4.8) em sua forma normalizada será dada por:

$$\tilde{N}v_i = \frac{\tilde{C}_i}{G + \tilde{C}_i \tilde{h}_i} \quad (4.11)$$

Onde o termo G é dado por:

$$G_i = \frac{1}{T_{at_i} A C_{\max}} \quad (4.12)$$

O termo G_i será relativo apenas às comunidade animal do remanescente florestal e da área em recuperação. Supondo as características da matriz florestal e dos dispersores constantes, esse parâmetro será intrínseco às variações do projeto de recuperação proposto, ou seja, da densidade de núcleos (A) implementados na área e das relações de afinidade desses agrupamentos com a fauna local (C_{\max}).

A equação (4.11) não será utilizada na determinação da chuva de sementes. Apesar de fornecer o número de visitas, as hipóteses utilizadas para realizar a determinação algébrica podem promover a perda de informação das interações da comunidade.

4.1.1 Análise do comportamento do modelo analítico

A forma analítica do trabalho consiste na solução da equação do número de visitas, apresentada na seção (4.1). Através da variação dos parâmetros que compõe a equação, buscou-se analisar variação no número de visitas realizadas pelos dispersores aos agrupamentos e o comportamento da equação nos limites estabelecidos.

Para diferentes valores do parâmetro G , foi analisado o número de visitas com a variação da eficiência (\tilde{C}_i) e do tempo de permanência dos dispersores nos agrupamentos por visita (\tilde{h}_i).

Tabela 4.1: Parâmetros utilizados na avaliação do modelo analítico.

G	0,01	0,1	1							
\tilde{C}_i	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1
\tilde{h}_i	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1

Resultados para $G = 0,01$

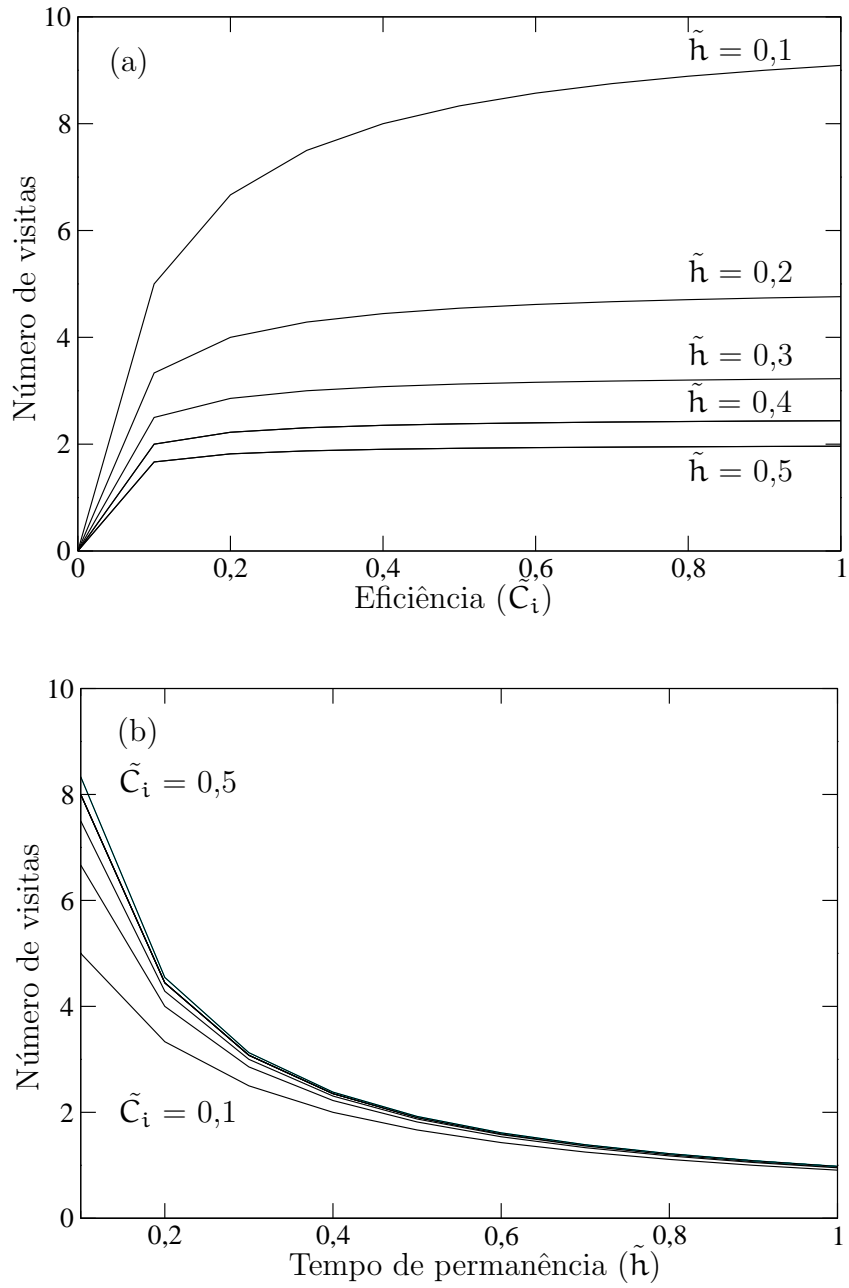


Figura 4.2: Variação no número de visitas para $G = 0,01$, com o aumento dos valores de \tilde{C}_i (a) e com o aumento dos valores de \tilde{h} (b).

Resultados para $G = 0,1$

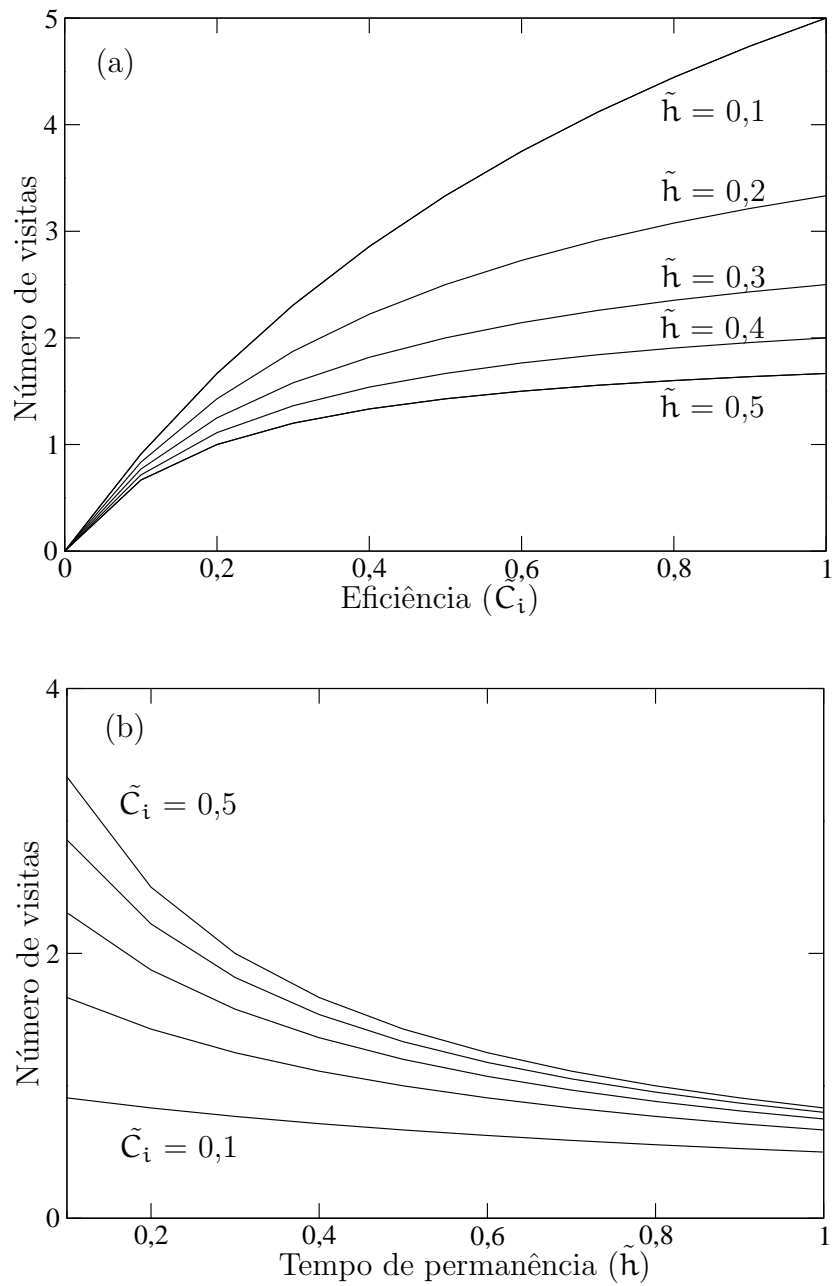


Figura 4.3: Variação no número de visitas para $G = 0,1$, com o aumento dos valores de \tilde{C}_i (a) e com o aumento dos valores de \tilde{h} (b).

Resultados para $G = 1,0$

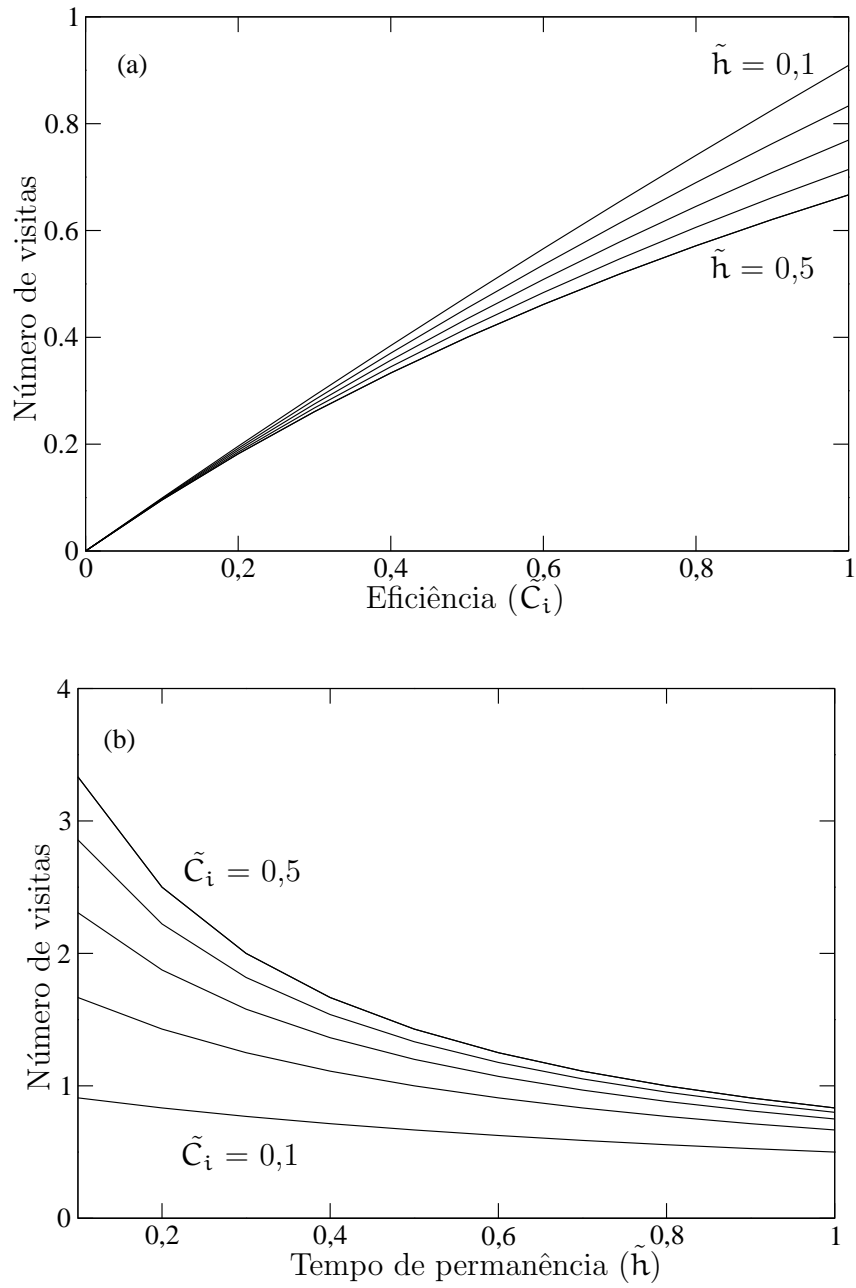


Figura 4.4: Variação no número de visitas para $G = 1$, com o aumento dos valores de \tilde{C}_i (a) e com o aumento dos valores de \tilde{h} (b).

4.1.2 Discussão dos resultados do modelo analítico

Pode-se verificar, através dos gráficos apresentados e para diferentes valores do parâmetro G , o comportamento da equação do número de visitas em relação ao aumento dos termos de eficiência \tilde{C}_i e do tempo de permanência \tilde{h}_i .

Através das figuras superiores (a) é verificado que o número de visitas aumenta com o acréscimo da eficiência e que para as curvas com maiores valores do tempo de permanência o crescimento é atenuado. Para as figuras inferiores (b), o número de visitas decresce com o aumento do tempo de permanência. Esse comportamento pode ser explicado pelo fato que, considerando o tempo de atividade diária constante e limitado, quanto maior o tempo gasto pelas espécies dispersoras nos agrupamentos vegetais, haverá uma menor parcela de tempo para os animais realizarem visitas em outros núcleos no mesmo dia. Para pequenos valores do tempo de permanência, a equação da resposta funcional do tipo II tende a formar uma reta, similar à resposta funcional do tipo I.

A variação no termo G fornece uma indicação de como maximizar o número de visitas. Os resultados apresentaram que menores valores do parâmetros G tendem a aumentar o número de visitas realizadas, o que é coerente com o esperado. Verifica-se através da equação (4.12) que G é inversamente proporcional aos valores de eficiência, do tempo de atividade dos dispersores e do número de agrupamentos vegetais. Para um projeto de recuperação, o tempo de atividade diária dos dispersores está relacionado apenas à fauna local, entretanto, a abundância de núcleos implementados e as relações de eficiência entre dispersores e vegetações são variáveis que podem ser controladas pelo projeto de restauração e tenderiam a ser maximizadas dadas as restrições.

É importante notar que o número de visitas cresce indefinidamente com a eficiência e decresce com o tempo de permanência. Para esse estudo \tilde{C}_i e \tilde{h}_i são parâmetros desacoplados, entretanto essa simplificação pode não ser totalmente correta. A equação utilizada não considera as relações de afinidade entre os dispersores e agrupamentos, que podem influenciar a eficiência e o tempo de permanência. Caso uma espécie dispersora possua uma grande afinidade com uma determinada espécie vegetal, o seu tempo de permanência nesse agrupamento pode ser maior que em um núcleo de menor afinidade.

4.2 O modelo numérico para o cálculo do número de visitas

Uma segunda abordagem à determinação do número de visitas e da chuva de sementes será feita através de um modelo numérico. Ao contrário da forma analítica apresentada, não haverá relaxamento de hipóteses, o que leva a equação (4.1) a permanecer implícita. Foi desenvolvido um algoritmo que simula o forrageamento das espécies dispersoras nos núcleos de vegetação.

As características das comunidades ecológicas locais e as implementadas serão os parâmetros de entrada do modelo, como a riqueza e abundância, a matriz de afinidade interespecíficas e o comportamento de forrageio dos dispersores das espécies presentes. As informações relativas à fauna serão obtidos de dados da literatura, enquanto que as características dos agrupamentos serão as variáveis no modelo.

Tabela 4.2: Parâmetros de entrada no modelo.

Dispersor	Agrupamento
Riqueza	Riqueza
Abundância	Abundância
Afinidade com agrupamento	
Tempo de atividade	
Tempo gasto em visita	

A relação de afinidade entre os núcleos vegetais e os dispersores é uma medida relativa aos tipos de agrupamentos presentes, ou seja, quantas vezes a espécie animal tem maior afinidade de interagir com determinado agrupamento. Para esse estudo a afinidade é uma rede ponderada e esse valor será a probabilidade de ocorrer uma interação entre o dispersor e o agrupamento.

Após ler as características da comunidade ecológica, o programa inicia os sorteios do indivíduos dispersores e dos agrupamentos, a cada sorteio será determinada uma visita realizada (pelo indivíduo dispersor), recebida (pelo agrupamento) e o tempo gasto pelo animal na visita é contabilizado. Os processos irão ocorrer até que todos os dispersores esgotem o seu tempo de atividade diária específico.

Os sorteios serão realizados para dois casos, o equiprovável e o ponderado. Para o caso equiprovável, a chance de uma espécie de agrupamento ser sorteada será determinada apenas pela sua real abundância na comunidade (A_j), enquanto que para o caso ponderado, além da abundância, a afinidade entre o núcleo e a espécie dispersora pode aumentar ou

reduzir a chance de um típico agrupamento ser sorteado.

A abundância ponderada ($\mathbf{Ap}_{i,j}$) será uma matriz determinada pela equação:

$$\mathbf{Ap}_{i,j} = \prod_1^{I,J} C_{i,j} \mathbf{A}_j \quad (4.13)$$

Onde I e J representam, respectivamente, a riqueza dos dispersores e núcleos vegetais. A abundância ponderada será uma matriz, onde o número de agrupamentos varia para cada espécie dispersora, referente à afinidade entre essa espécie animal e cada um dos tipos de agrupamentos núcleo presente. A soma de todos os elementos dessa matriz irá fornecer o total de agrupamentos virtuais da comunidade.

As tabelas (4.3), (4.4) e (4.5) apresentam para uma comunidade ecológica fictícia, um exemplo da determinação da matriz de abundância ponderada $\mathbf{Ap}_{i,j}$ para uma comunidade que possui três espécies dispersoras e quatro tipos de agrupamentos.

Tabela 4.3: Exemplo da abundância de agrupamentos para a determinação da abundância ponderada.

Espécie	j_1	j_2	j_3
Abundância	10	20	30

Tabela 4.4: Exemplo da matriz de afinidade para determinação da abundância ponderada.

Espécie	j_1	j_2	j_3
i_1	0,5	0,3	0,2
i_2	0,3	0,3	0,3
i_3	0,8	0,1	0,1
i_4	1,0	0	0

Tabela 4.5: Exemplo da matriz de abundância ponderada.

Espécie	j_1	j_2	j_3
i_1	5	6	6
i_2	3	6	9
i_3	8	2	3
i_4	10	0	0

Após determinado o número de visitas recebidas por agrupamento, pode-se aplicar o resultado à equação da chuva de sementes (4.1).

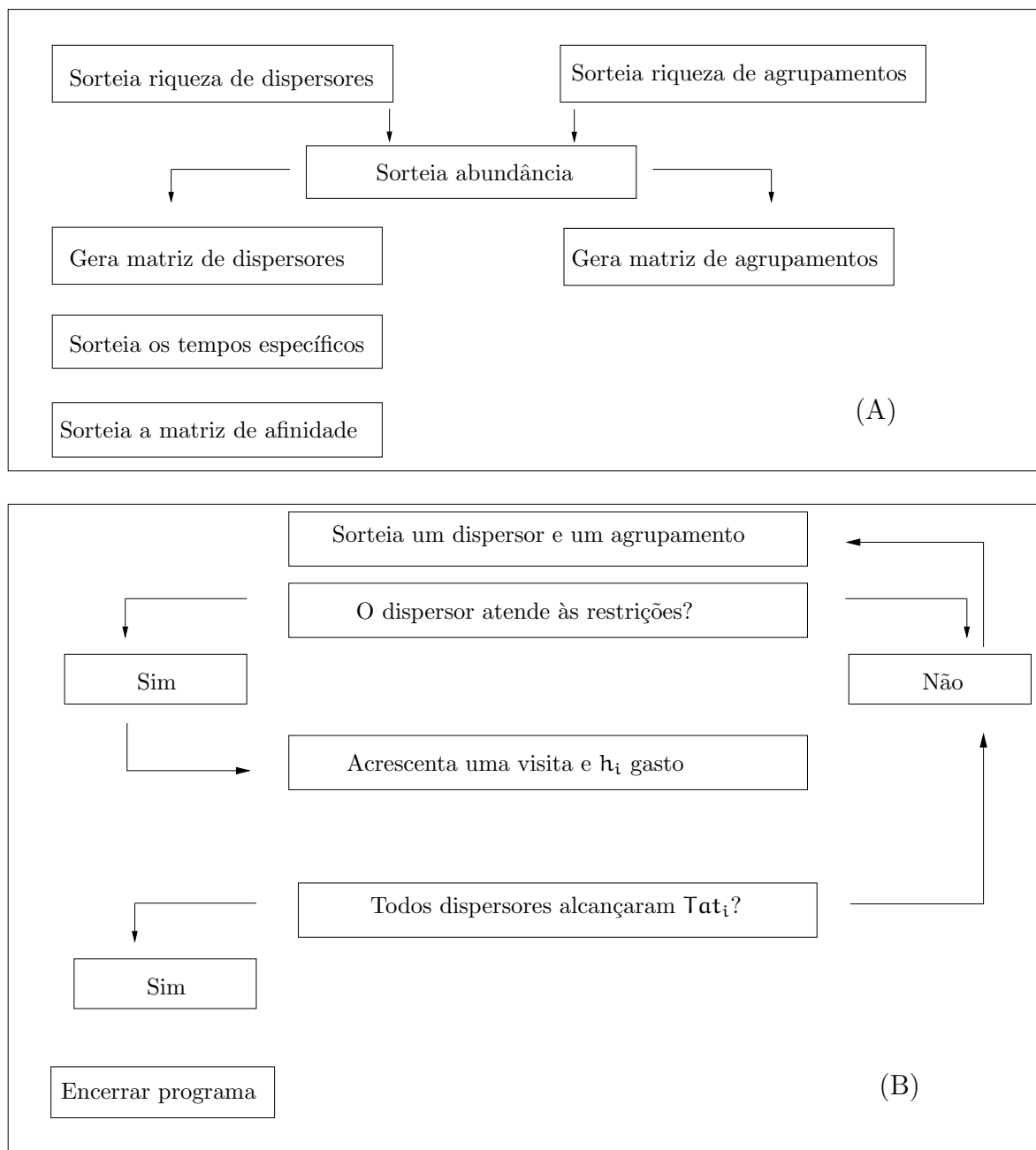


Figura 4.5: Fluxograma do algoritmo desenvolvido para solução numérica da equação do número de visitas. Na ausência de dados, o algoritmo presente na figura (A) é um simulador de cenários, sorteia uma comunidade ecológica com valores baseados na literatura; O algoritmo da figura (B) realiza os sorteios dos dispersores e agrupamentos que irão realizar cada interação.

4.2.1 Teste χ^2 para análise de desempenho do modelo

Para avaliar a consistência do algoritmo numérico foi utilizado o teste de hipótese χ^2 . Para diferentes configurações de comunidades de agrupamentos, para um dado nível de significância, buscou-se analisar se o sorteio dos agrupamentos segue a distribuição esperada, ou seja, são proporcionais à abundância original ou aparente.

Análise I: Maior abundância dos dispersores

A amostra consiste de uma comunidade ecológica, onde existem 10 espécies de dispersores, todas com abundância de 10 indivíduos e com o total de 10000 visitas realizadas. A riqueza dos agrupamentos é de 10 espécies, com abundância de 5 indivíduos por espécie.

Tabela 4.6: Comunidade ecológica adotada para a simulação do teste de hipótese da análise I.

Espécie	Riqueza	Abundância específica	Abundância total
Dispersora	10	10	100
Agrupamento	10	5	50

- Abundância real

Tabela 4.7: Valores calculados de χ^2 para o caso da afinidade equiprovável da análise I, a hipótese H_0 não pode ser rejeitada em 94,79% das realizações.

Simulações	$\chi_c^2 < \chi_t^2$	$\chi_c^2 > \chi_t^2$
10	9	1
100	93	7
1000	954	46
10000	9479	521

- Abundância ponderada

Tabela 4.8: Valores calculados de χ^2 para o caso ponderado da análise I, a hipótese H_0 não pode ser rejeitada em 99,67% das realizações.

Simulações	$\chi_c^2 < \chi_t^2$	$\chi_c^2 > \chi_t^2$
10	10	0
100	100	0
1000	995	5
10000	9967	33

Análise II: Maior abundância dos agrupamentos

A amostra consiste de uma comunidade ecológica, onde existem 5 espécies de dispersores, cada uma com abundância de apenas 1 indivíduo e com o total de 500 visitas realizadas. A riqueza dos agrupamentos vegetais é de 10 espécies, porém com abundância de 100 indivíduos por espécie.

Tabela 4.9: Comunidade ecológica adotada para as simulação do teste de hipótese da análise II.

Espécie	Riqueza	Abundância específica	Abundância total
Dispersora	5	1	5
Agrupamento	10	100	1000

- Abundância real

Tabela 4.10: Valores calculados de χ^2 para o caso da afinidade equiprovável da análise II, a hipótese H_0 não pode ser rejeitada em 95,04% das realizações.

Simulações	$\chi_c^2 < \chi_t^2$	$\chi_c^2 > \chi_t^2$
10	10	0
100	94	6
1000	969	31
10000	9504	496

- Abundância ponderada

Tabela 4.11: Valores calculados de χ^2 para o caso ponderado da análise II, a hipótese H_0 não pode ser rejeitada em 96,74% das realizações.

Simulações	$\chi_c^2 < \chi_t^2$	$\chi_c^2 > \chi_t^2$
10	10	0
100	98	2
1000	965	35
10000	9674	326

Análise III: Mesma abundância para agrupamentos e dispersores

A amostra consiste de uma comunidade ecológica, onde existem 10 espécies de dispersores, cada uma com abundância de 10 indivíduos e com o total de 1000 visitas realizadas. A riqueza dos agrupamentos vegetais também é de 10 espécies com abundância de 10 indivíduos por espécie.

Tabela 4.12: Comunidade ecológica adotada para as simulação do teste de hipótese da análise III.

Espécie	Riqueza	Abundância específica	Abundância total
Dispersora	10	10	100
Agrupamento	10	10	100

- Abundância real

Tabela 4.13: Valores calculados de χ^2 para o caso da afinidade equiprovável da análise III, a hipótese H_0 não pode ser rejeitada em 95,18% das realizações.

Simulações	$\chi_c^2 < \chi_t^2$	$\chi_c^2 > \chi_t^2$
10	9	1
100	95	5
1000	948	52
10000	9518	482

- Abundância ponderada

Tabela 4.14: Valores calculados de χ^2 para o caso ponderado da análise III, a hipótese H_0 não pode ser rejeitada em 99,07% das realizações.

Simulações	$\chi_c^2 < \chi_t^2$	$\chi_c^2 > \chi_t^2$
10	10	0
100	99	1
1000	994	6
10000	9907	93

4.2.2 Análise de correlação entre parâmetros

A correlação do número de visitas com a abundância dos agrupamentos, para o caso real ou ponderado, foi utilizado para verificar se o algoritmo de sorteio se comporta da maneira esperada, onde agrupamentos de maior abundância e afinidade são os que mais recebem visitas dos dispersores. Foram testados duas comunidades ecológicas, uma com maior abundância de indivíduos dispersores e a outra com maior abundância de agrupamentos vegetais.

Análise I: Maior abundância dos dispersores

Esse teste analisa o comportamento do modelo para uma comunidade com maior abundância de dispersores, o que representa um maior número de visitas possíveis a serem distribuídas entre os agrupamentos nucleados.

Tabela 4.15: Comunidade dos dispersores adotada para as simulação do teste de correlação da análise I.

Dispersor	i_1	i_2	i_3	i_4	i_5
Abundância	10	10	10	10	10

Tabela 4.16: Comunidade dos agrupamentos adotada para as simulação do teste de correlação da análise I.

Agrupamento	j_1	j_2	j_3	j_4	j_5
Abundância	4	4	6	1	9

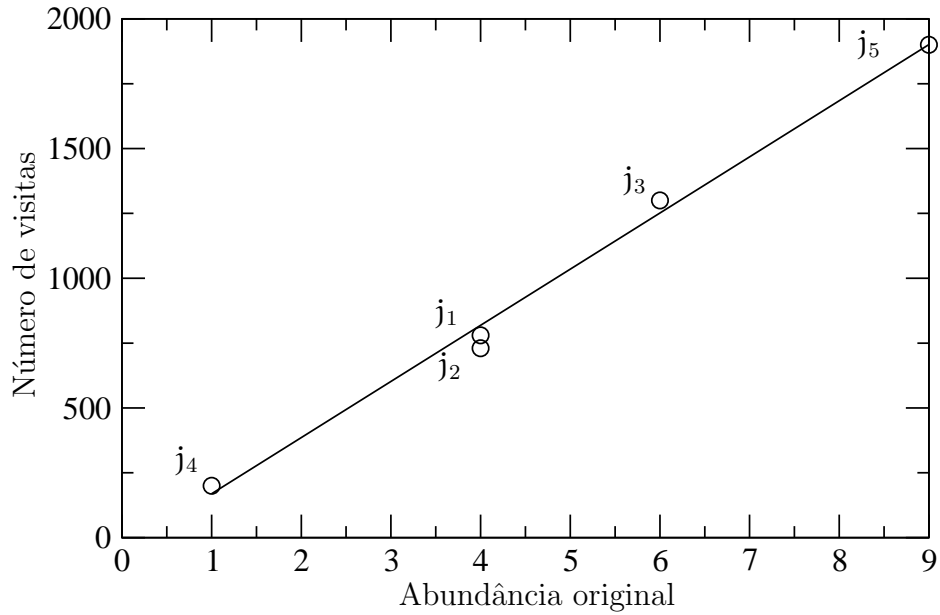


Figura 4.6: Relação entre abundância original e o número de visitas recebidas por tipo de agrupamento vegetal, com $r^2 = 0,996$.

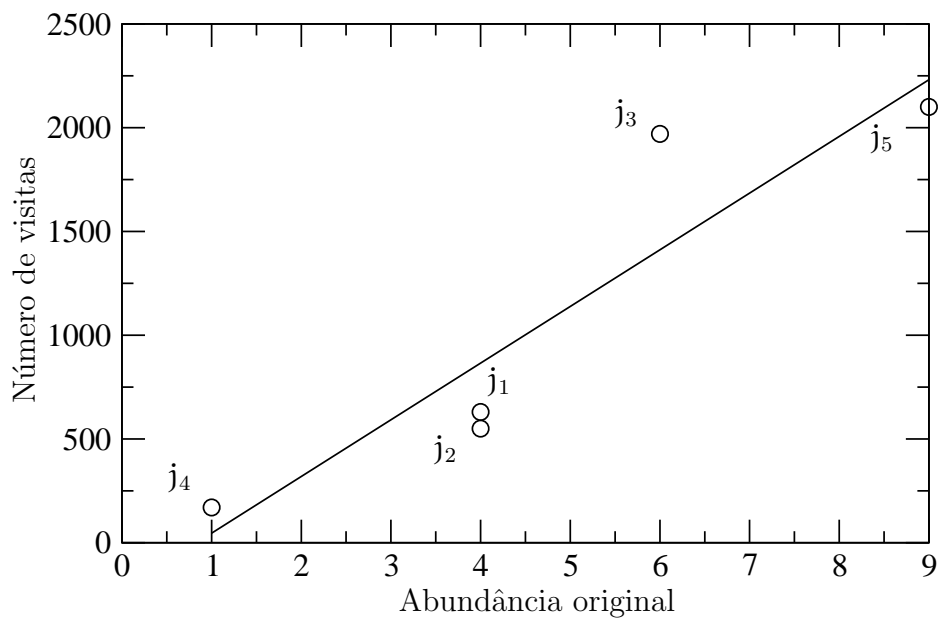


Figura 4.7: Relação entre abundância original e o número de visitas recebidas ponderadas pela afinidade por tipo de agrupamento vegetal, com $r^2 = 0,711$.

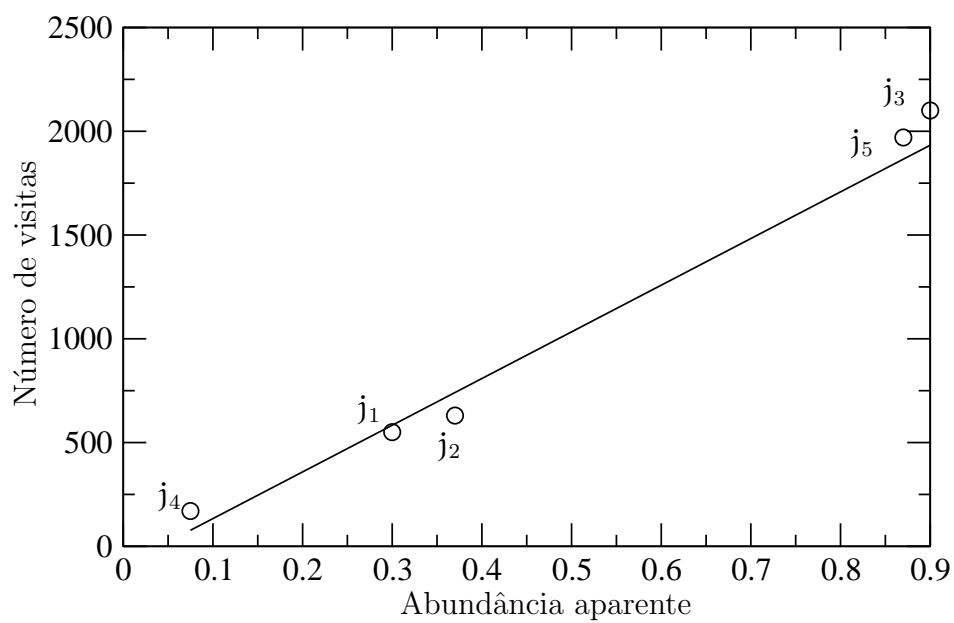


Figura 4.8: Relação entre abundância aparente e o número de visitas recebidas ponderadas pela afinidade por tipo de agrupamento vegetal, com $r^2 = 0,9742$.

Análise II: Maior abundância dos agrupamentos

Esse teste analisa o comportamento do modelo para uma comunidade com maior abundância dos núcleos em relação aos dispersores, o que representa um menor número de visitas possíveis a serem distribuídas entre os agrupamentos nucleados.

Tabela 4.17: Comunidade dos dispersores adotada para as simulação do teste de correlação da análise II.

Dispersor	i_1	i_2	i_3	i_4	i_5
Abundância	1	1	1	1	1

Tabela 4.18: Comunidade dos agrupamentos adotada para as simulação do teste de correlação da análise II.

Agrupamento	j_1	j_2	j_3	j_4	j_5
Abundância	1	200	249	250	300

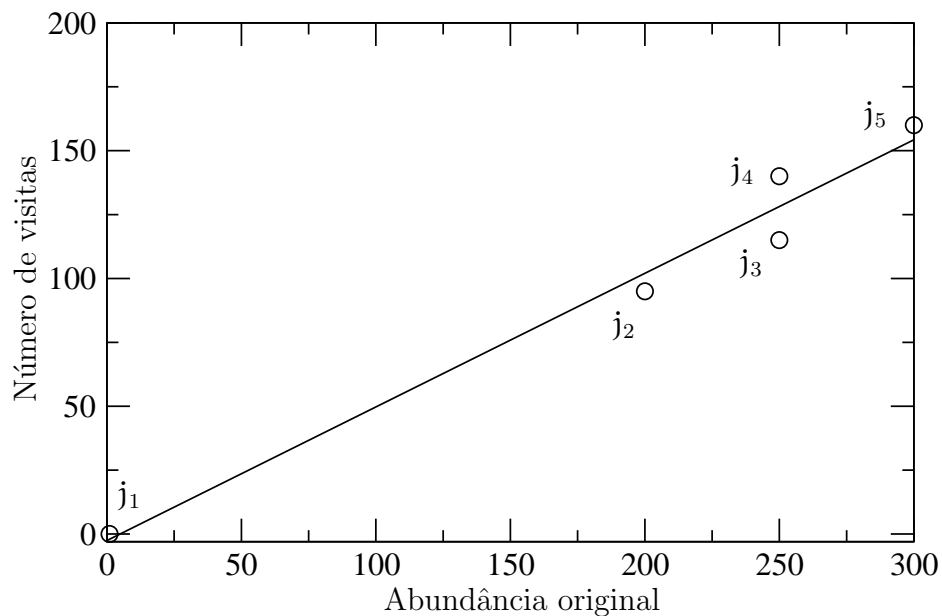


Figura 4.9: Relação entre abundância original e o número de visitas recebidas por tipo de agrupamento vegetal, com $r^2 = 0,960$.

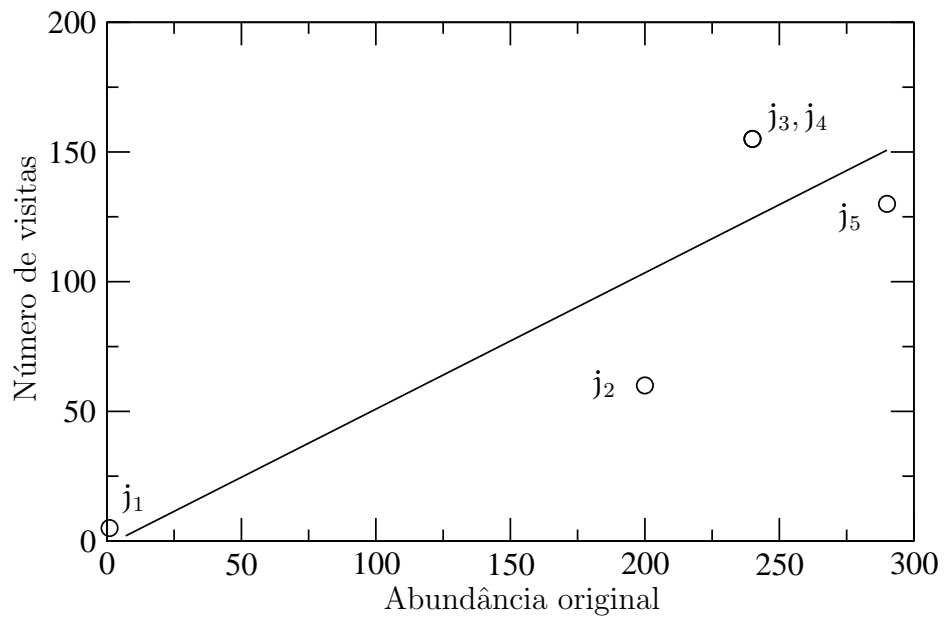


Figura 4.10: Relação entre abundância original e o número de visitas recebidas ponderadas pela afinidade por tipo de agrupamento vegetal, com $r^2 = 0,757$.

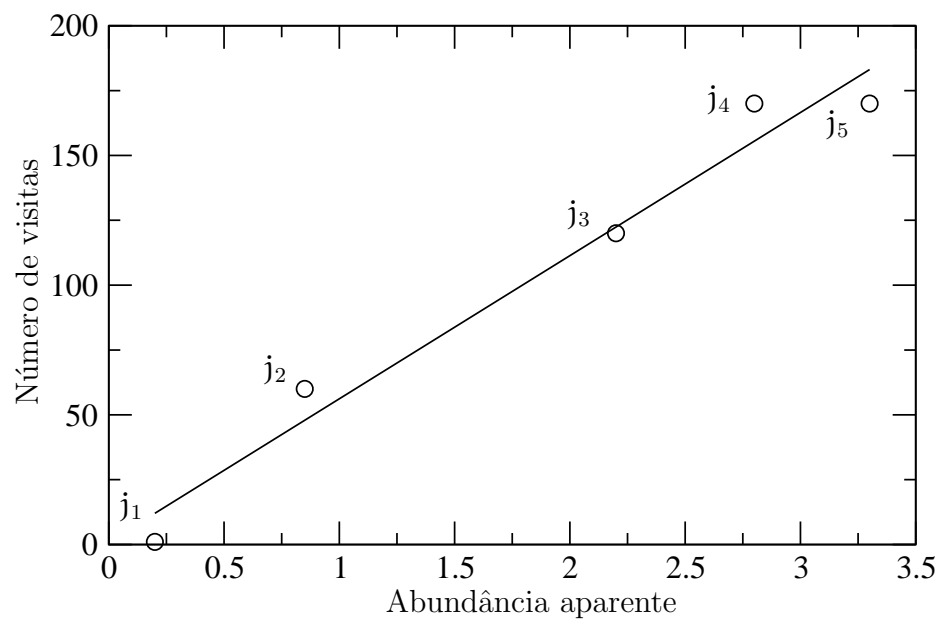


Figura 4.11: Relação entre abundância aparente e o número de visitas recebidas ponderadas pela afinidade por tipo de agrupamento vegetal, com $r^2 = 0,952$.

4.2.3 Discussão dos resultados

O primeiro teste desenvolvido, o das hipóteses, verifica o comportamento do processo de sorteio do algoritmo, se a probabilidade de um certo núcleo de vegetação ser sorteado será exclusivamente influenciada pela abundância de cada tipo de agrupamento e da sua capacidade de atrair os dispersores através da afinidade. Para o caso da abundância real, em todas as composições de comunidades adotadas a hipótese nula não pode ser rejeitada ($\chi_c^2 < \chi_t^2$), em média, em 94,50% das realizações. Para o caso ponderado, onde a afinidade influencia o sorteio, a hipótese nula não pode ser rejeitada em 98,95% das realizações. Estes resultados representam a capacidade do simulador realizar os sorteios de forma adequada às premissas estabelecidas, ou seja, seguindo a abundância dos agrupamentos.

O segundo teste realizado foi a análise da correlação entre a abundância real e ponderada dos agrupamentos e o número de visitas recebidas. As figuras (4.6) e (4.9) apresentam a relação de proporcionalidade entre a quantidade de núcleos implementados e as visitas, tanto para o caso de maior abundância de dispersores quanto para a maior quantidade de agrupamentos, o que é reforçado pelos coeficientes de correlação determinados. As figuras (4.7) e (4.10) se referem ao número de visitas dos dispersores, sobre influência da matriz de afinidade, em relação à abundância real dos agrupamentos. Os menores coeficiente de correlação evidenciam o efeito da afinidade nas visitas, ou seja, independente da abundância implementada, a matriz de interação pode aumentar ou reduzir a chance dos agrupamentos serem sorteados. As figuras (4.8) e (4.11) se referem ao número de visitas recebidas pelos agrupamentos em relação à sua abundância virtual, como esperado, os núcleos que mais recebem dispersores são os mais abundantes.

Observa-se através dos testes o efeito da afinidade sobre a abundância virtual e o número de visitas recebidas. As visitas ponderadas são influenciadas tanto pela abundância dos agrupamentos quanto pela matriz de interações. Mesmo agrupamentos de menor abundância, quando apresentam elevados valores de afinidade com a fauna local, podem ser mais visitados do que o esperado pela sua abundância real, como ocorreu com o agrupamento j_4 da figura (4.11). Também pode ocorrer o contrário. Mesmo um agrupamento extensivamente implementado, ao apresentar baixos valores de afinidade com os dispersores, permanecerá ocioso e receberá uma menor quantidade de visitas, visto na figura (4.8) com o agrupamento j_5 .

Teoria Constructal aplicada em projetos de restauração ecológica

Após a elaboração do modelo conceitual e computacional do fluxo de dispersores, o algoritmo foi utilizado neste capítulo para a elaboração e análise de projetos de restauração de áreas degradadas. Busca-se a utilização do modelo para avaliar quais as configurações que proporcionam o maior fluxo de visita dos dispersores, conseqüentemente o maior transporte de sementes entre os compartimentos e a restauração da área degradada com o menor esforço de implantação. A Teoria Constructal auxilia na determinação do ponto em que a introdução de mais agrupamentos se torna irrelevante nos resultados, ou seja, que não são visitados pelos dispersores.

A vantagem na utilização desse modelo reside em que, conhecidas as relações interespecíficas (rede de interações) entre a fauna de dispersores locais e os núcleos e as características da comunidade ecológica local, pode-se antecipar a dinâmica do fluxo de dispersores e sementes para cada configuração de projeto, o que irá reduzir a alocação desnecessária de recursos.

As simulações foram realizadas para diferentes cenários de comunidades dispersoras que habitam a matriz florestal adjacente à área em recuperação. Para essa comunidade foram testados diferentes projetos, com a variação de riqueza e abundância dos núcleos, de um reflorestamento extensivo ao que utiliza diversos tipos de agrupamentos. Os resultados foram avaliados quanto ao número de visitas em cada tipo de agrupamento.

5.1 Simulação dos projetos de restauração

Tabela 5.1: Resumo das características e objetivos dos cenários de simulação.

Simulação	Características	Objetivos
Cenário I	Valores de afinidade iguais para os dispersores	Análise da sensibilidade do modelo para valores de afinidade que variam apenas entre os núcleos
Cenário II	Escassez de dispersores	Análise do comportamento do modelo com escassez de dispersores na comunidade
Cenário III	Diferentes valores de riqueza	Análise do fluxo de visitas para o caso da nucleação com diversos valores de diversidade de agrupamentos
Cenário IV	Diferentes topologias de rede	Análise do comportamento do modelo para uma rede de interação compartimentada e aninhada

Em todos os cenários foram geradas diferentes comunidades ecológicas de dispersores e núcleos vegetais, com diversos valores para a biodiversidade, tempo de atividade diário da fauna e da matriz de afinidade interespecífica. Os dados de entrada do modelo podem ser obtidos para cada região em que um projeto de restauração ecológica será estabelecido.

A matriz de afinidade é adimensional, representa o quanto uma espécie animal possui maior probabilidade de interagir com um determinado núcleo para a comunidade ecológica presente. O tempo gasto pelos dispersores em cada tipo de agrupamento é proporcional à afinidade, ou seja, quanto maior a afinidade interespecífica maior será o tempo gasto em visita. As comunidades também foram apresentadas quanto à topologia das redes de interação, através de grafos, que permitem observar as relações que ocorrem entre dispersor e agrupamento na região de borda do remanescente florestal.

Uma forma de se avaliar o quanto um agrupamento possui potencial de atração na comunidade ocorre através da soma da sua afinidade com todas as espécies dispersoras, a afinidade geral, que é apresentada através de gráficos de barras.

Em cada cenário foram realizadas 1000 simulações, onde o valor médio foi utilizado para a construção das figuras e das análises do modelo.

5.1.1 Cenário de simulação I

Esse cenário tem por objetivo verificar a influência da rede de afinidade interespecífica no fluxo de visitas dos dispersores. Foi imposta uma comunidade dispersora com a riqueza e abundância de cinco espécies e indivíduos cada. A comunidade de núcleos consiste de cinco tipos de agrupamentos, com valores de afinidade constantes entre os dispersores e que varia apenas entre os tipos de núcleos.

Para cada espécie dispersora foi escolhido de maneira aleatória o tempo de atividade diário, que consta na tabela (5.2). Os valores de afinidade da fauna com cada tipo de agrupamento é apresentado pela tabela (5.3) e a figura (5.1) apresenta as interações da comunidade.

Tabela 5.2: Tempo de atividade diário de cada espécie dispersora em valores percentuais de um dia para o cenário I.

i_1	i_2	i_3	i_4	i_5
57	62	66	52	57

Tabela 5.3: Matriz que representa a porcentagem de afinidade entre as espécies dispersoras e os tipos de agrupamentos utilizados no cenário I.

	j_1	j_2	j_3	j_4	j_5	$\sum_{j_1}^{j_5}$
i_1	40	22	17.6	12	8.4	100
i_2	40	22	17.6	12	8.4	100
i_3	40	22	17.6	12	8.4	100
i_4	40	22	17.6	12	8.4	100
i_5	40	22	17.6	12	8.4	100

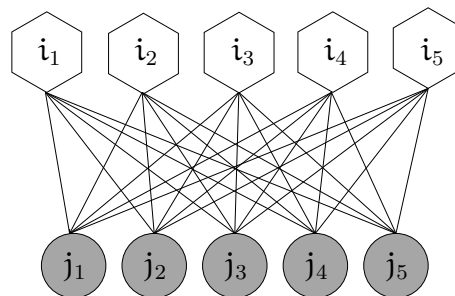


Figura 5.1: Representação da rede de interações da comunidade ecológica que será utilizada para o projeto de restauração do cenário I e II.

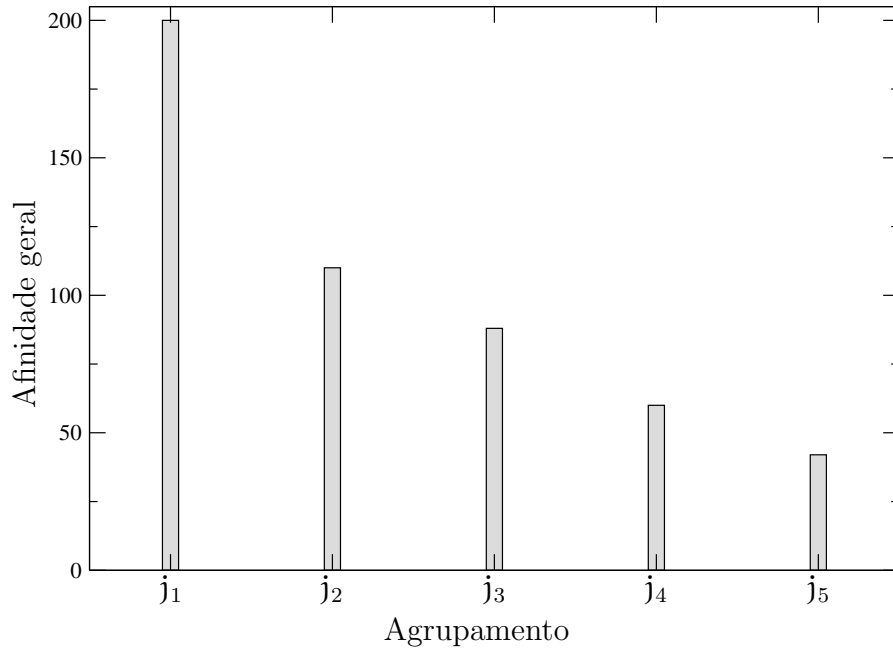


Figura 5.2: Soma da afinidade recebida por tipo de agrupamento para o cenário I.

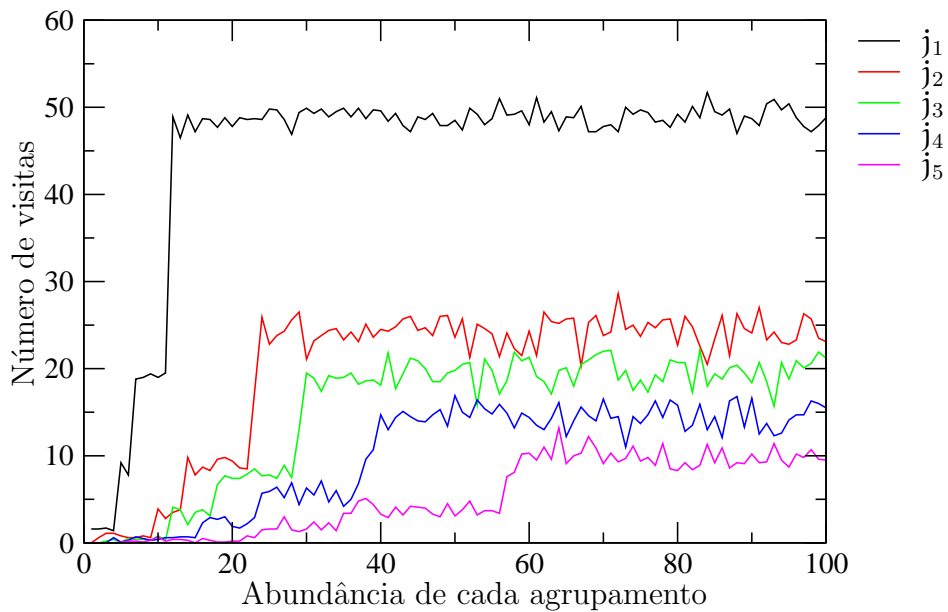


Figura 5.3: Comportamento do fluxo de visitas dos dispersores para o cenário I

A figura (5.3) apresenta o comportamento do modelo quando são utilizados núcleos com valores de afinidade constantes para cada espécie dispersora. Nota-se que o número de visitas é proporcional à afinidade geral dos agrupamentos. Para o valor máximo da abundância implementada foram realizadas em média 120 visitas.

5.1.2 Cenário de simulação II

O cenário de simulação II apresenta o comportamento do fluxo de visitas para uma comunidade ecológica com baixos valores de abundância de dispersores, o que facilita a análise pontual do fluxo de visitas.

A fauna consiste de cinco espécies, com abundância de apenas um indivíduo cada. Esse cenário utiliza cinco tipos de agrupamentos. A rede de interação formada é análoga ao cenário I, apresentada pela figura (5.1).

O tempo de atividade diário dos animais e a matriz interespecífica de afinidade são apresentados pelas tabelas (5.4) e (5.5).

Tabela 5.4: Tempo de atividade diário de cada espécie dispersora em valores percentuais de um dia para o cenário II.

i_1	i_2	i_3	i_4	i_5
66	68	53	68	63

Tabela 5.5: Matriz que representa a porcentagem de afinidade entre as espécies dispersoras e os tipos de agrupamentos utilizados no cenário II.

	j_1	j_2	j_3	j_4	j_5	$\sum_{j_1}^{j_5}$
i_1	27.84	2.21	69.08	0.36	0.48	100
i_2	0.28	0.01	91.57	8.08	0.03	100
i_3	0.72	6.24	16.83	74.31	1.88	100
i_4	9.71	26.18	0.52	62.73	0.84	100
i_5	1.84	10.03	6.75	79.52	1.85	100

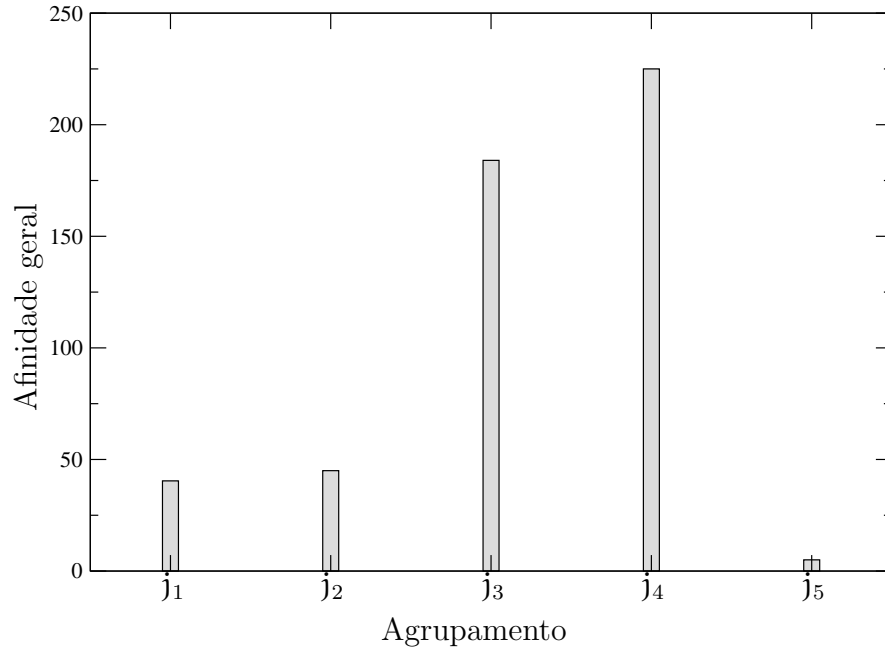


Figura 5.4: Soma da afinidade recebida por tipo de agrupamento para o cenário II.

Através das figuras (5.4) e (5.5) é possível observar que os agrupamentos mais visitados são os que apresentam os maiores valores de afinidade geral. Foram realizadas em média, para o valor máximo de abundância implementada em todo o sistema (somando visitas em cada agrupamento), 13 visitas.

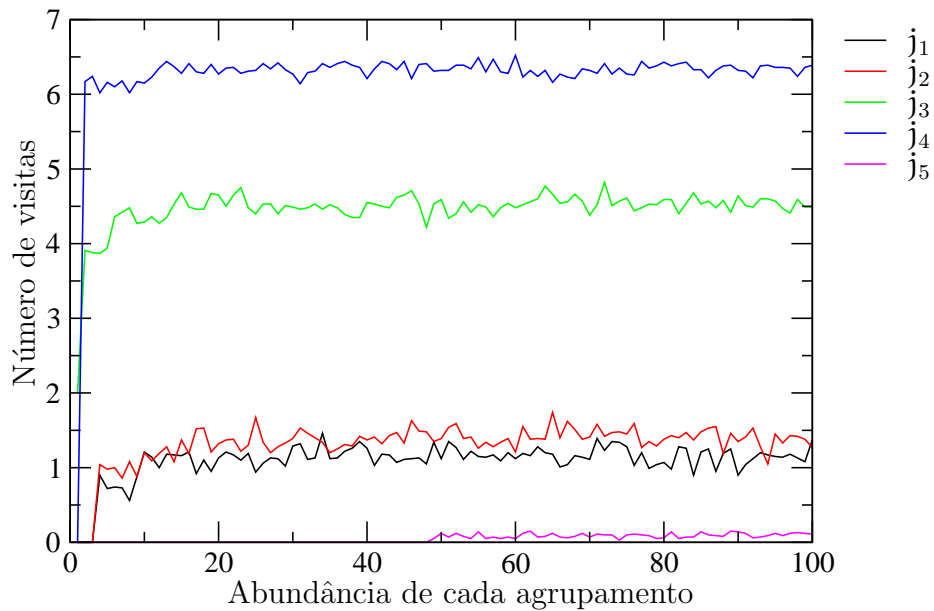


Figura 5.5: Comportamento do fluxo de visitas dos dispersores para o cenário II

5.1.3 Cenário de simulação III

Esse cenário de simulação busca analisar o efeito da nucleação com diferentes valores de diversidade no fluxo de visitas dos dispersores. Foi estabelecida uma comunidade ecológica com oito espécies animais e dez tipos de agrupamento. Para cada configuração de riqueza e abundância de núcleos implementados foi analisada a resposta do modelo. Foram simulados projetos de restauração com baixos (dois núcleos), médios (cinco núcleos) e altos valores de diversidade (dez núcleos), combinando tipos de agrupamentos de elevados e baixos valores de afinidade geral.

A fauna consiste de 8 espécies, com os respectivos valores de abundância apresentados na tabela (5.6).

Tabela 5.6: Abundância de cada espécie dispersora presente na matriz florestal para o cenário III.

i_1	i_2	i_3	i_4	i_5	i_6	i_7	i_8
6	7	9	3	7	9	4	5

Para cada espécie dispersora também foi escolhido de maneira aleatória o tempo de atividade diário de cada espécie animal, que consta na tabela (5.7).

Tabela 5.7: Tempo de atividade diário de cada espécie dispersora em valores percentuais de um dia.

i_1	i_2	i_3	i_4	i_5	i_6	i_7	i_8
70	70	53	69	69	59	66	52

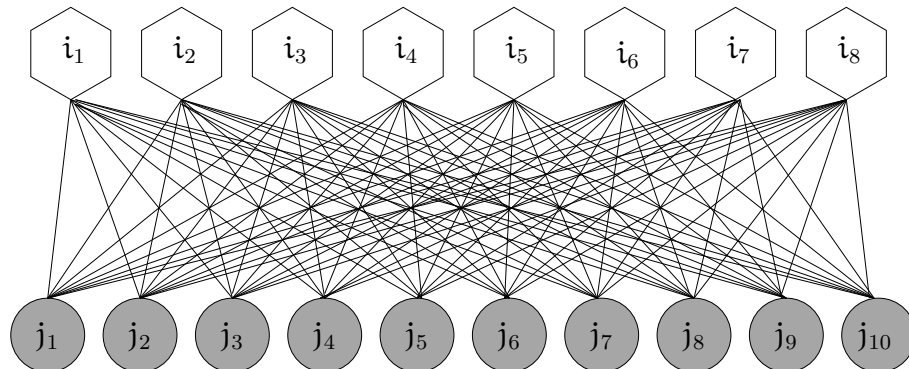


Figura 5.6: Representação da rede de interações da comunidade ecológica que será utilizada para o projeto de restauração do cenário III.

A tabela (5.8) apresenta a matriz de afinidade interespecífica entre a fauna e os agrupamentos disponíveis com valores sorteados pelo algoritmo.

Tabela 5.8: Matriz que representa a porcentagem de afinidade entre as espécies dispersoras e os tipos de agrupamentos utilizados no cenário III.

	j_1	j_2	j_3	j_4	j_5	j_6	j_7	j_8	j_9	j_{10}	$\sum_{j_1}^{j_{10}}$
i_1	3.03	15.18	0.86	5.98	6.64	10.42	1.87	17.33	18.98	19.68	100
i_2	13.85	10.87	3.40	12.19	5.07	11.89	7.96	10.18	3.97	20.57	100
i_3	1.65	3.07	11.81	3.69	9.71	15.07	9.98	4.44	9.90	30.62	100
i_4	13.48	15.83	20.83	7.99	1.27	11.03	13.12	4.78	2.50	9.12	100
i_5	12.58	11.48	0.85	15.15	6.18	9.59	3.39	2.88	0.06	37.80	100
i_6	9.75	12.26	2.70	1.47	1.98	6.98	14.60	7.56	4.73	37.93	100
i_7	35.77	10.35	6.71	8.05	7.82	3.47	12.58	6.30	8.18	0.73	100
i_8	4.61	10.33	6.77	2.67	11.84	41.66	6.06	3.46	9.77	2.79	100

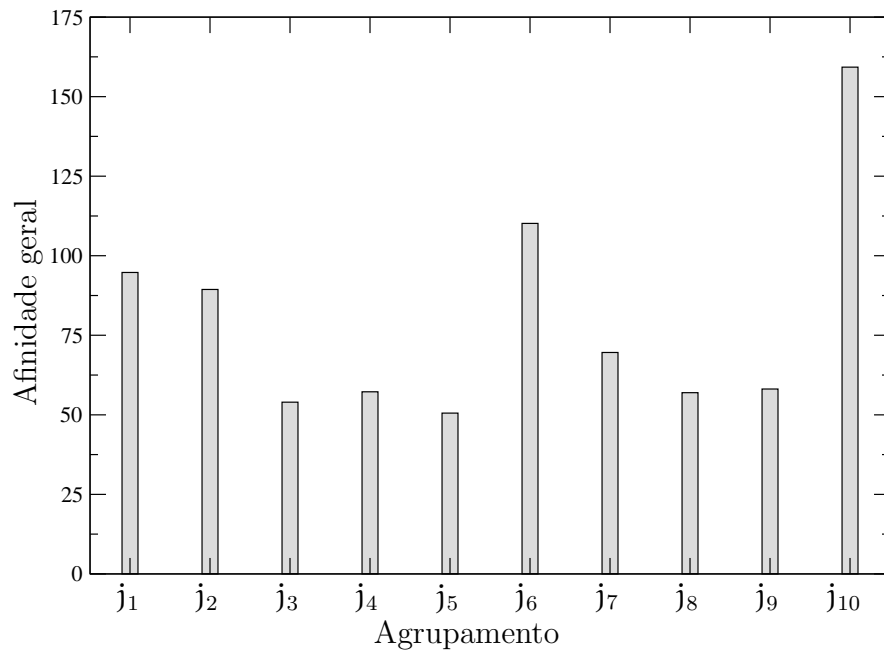


Figura 5.7: Soma da afinidade recebida por tipo de agrupamento para o cenário III.

Nucleação com baixa diversidade

A figura (5.8) apresenta o comportamento do modelo quando são utilizados os núcleos de maior (j_{10}) e menor (j_5) valor de afinidade da comunidade ecológica. Assim como para as outras simulações apresentadas, o agrupamento mais visitado é o de maior afinidade geral. Para essa configuração a área degradada recebeu, em média, 390 visitas no período de simulação (um dia).

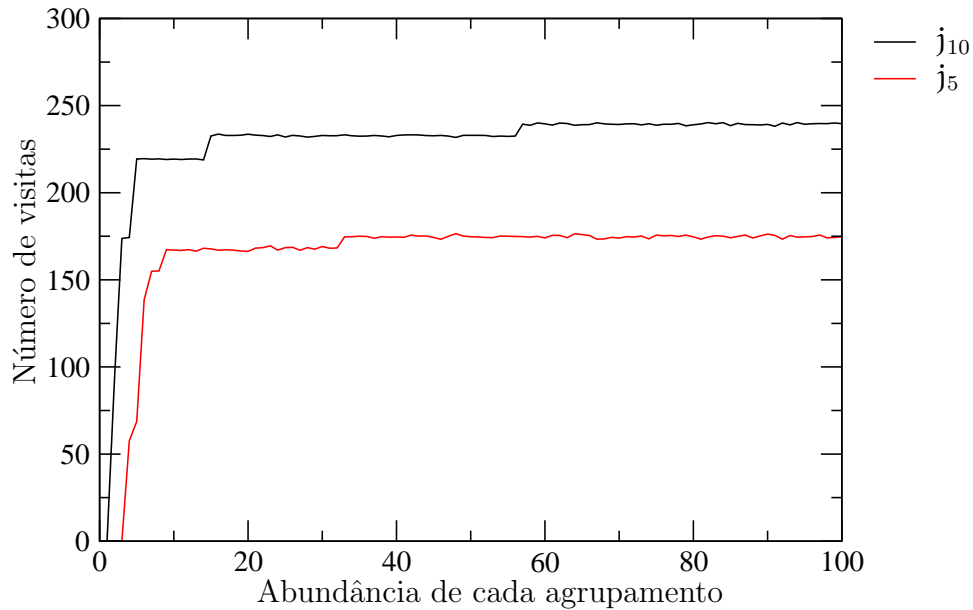


Figura 5.8: Número de visitas recebidas com a implementação dos agrupamentos do tipo j_{10} e j_5 .

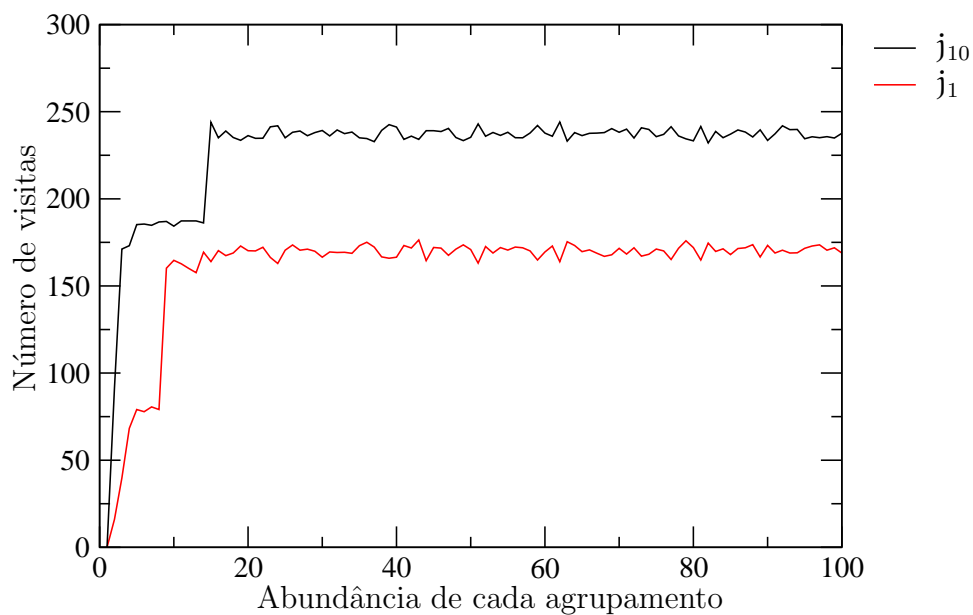


Figura 5.9: Número de visitas recebidas com a implementação dos agrupamentos do tipo j_{10} e j_1 .

A simulação representada pela figura (5.9) apresenta o comportamento do modelo quando são utilizados dois tipos de núcleos com os maiores valores de afinidade com as espécies dispersoras. Para essa configuração os dispersores realizaram, em média, 387 visitas.

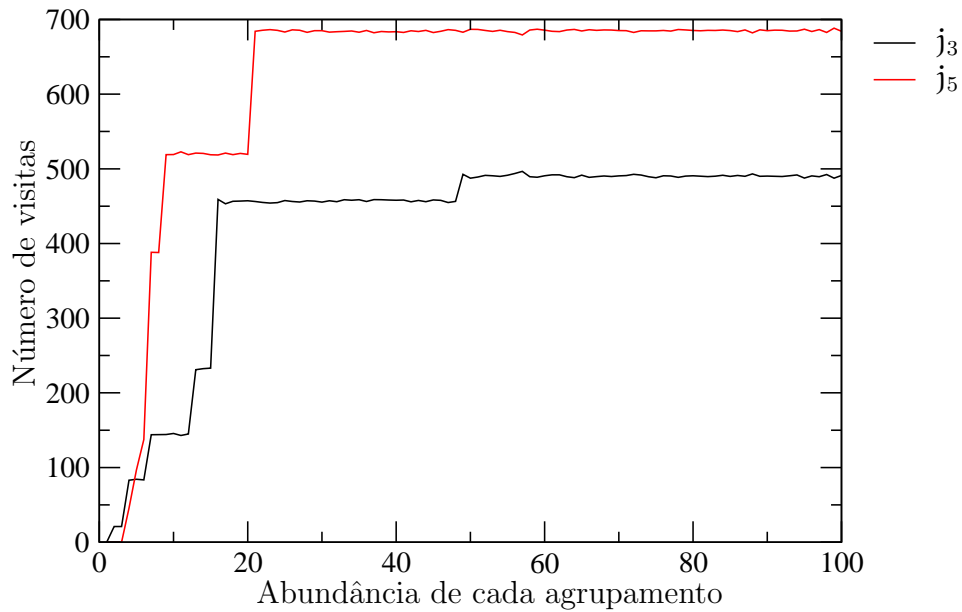


Figura 5.10: Número de visitas recebidas com a implementação dos agrupamentos do tipo j_3 e j_5 .

A simulação representada pela figura (5.10) apresenta o comportamento do modelo quando são utilizados os dois tipos de núcleos com os menores valores de afinidade com as espécies dispersoras. Para essa configuração os dispersores realizaram, em média, 1098 visitas.

Nucleação com média diversidade

A figura (5.11) apresenta o comportamento do modelo quando são utilizados os cinco núcleos que apresentam os maiores valores de afinidade com as espécies dispersoras. Para essa configuração os dispersores realizaram, em média, 335 visitas.

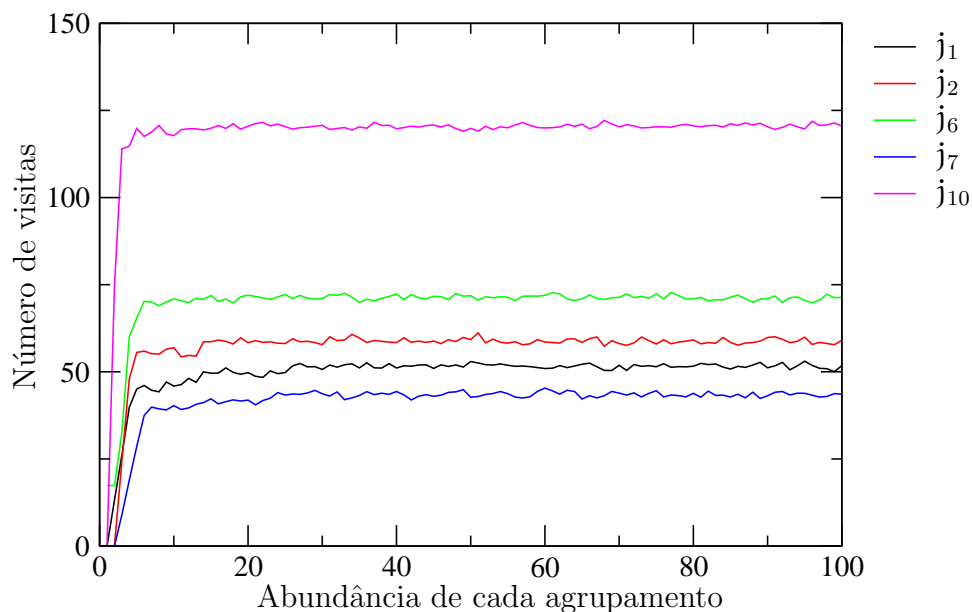


Figura 5.11: Número de visitas recebidas com a implementação dos agrupamentos do tipo j_1 , j_2 , j_6 , j_7 e j_{10} .

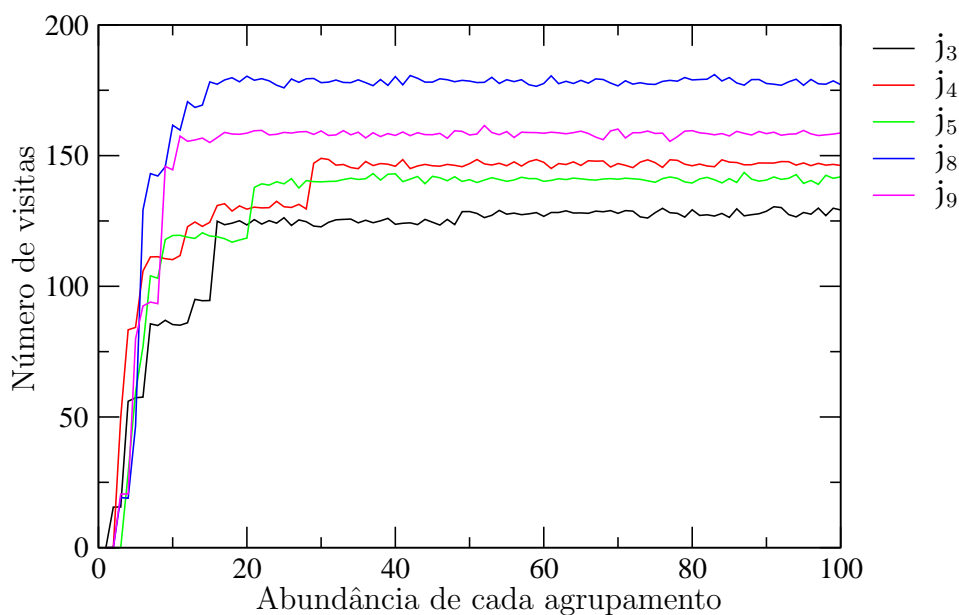


Figura 5.12: Número de visitas recebidas com a implementação dos agrupamentos do tipo j_3 , j_4 , j_5 , j_8 e j_9 .

A simulação representada pela figura (5.12) apresenta o comportamento do modelo quando são utilizados cinco tipos de núcleos que apresentam os menores valores de afinidade com as espécies dispersoras. Para essa configuração os dispersores realizaram, em média, 702 visitas.

Nucleação com alta diversidade

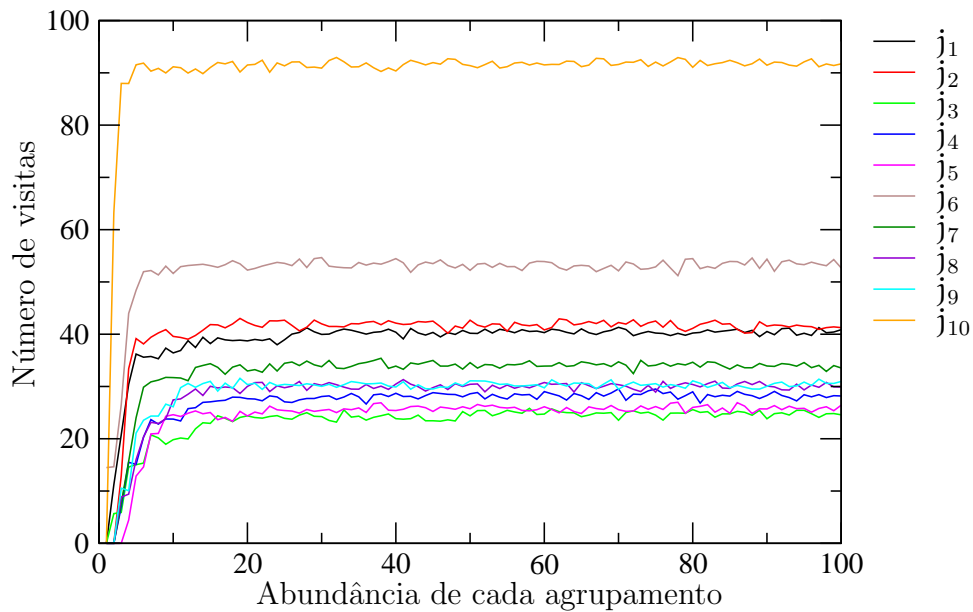


Figura 5.13: Número de visitas recebidas com a implementação de todos os tipos de agrupamentos possíveis.

A simulação representada pela figura (5.13) apresenta o comportamento do modelo quando são utilizados todos os tipos de núcleos possíveis. Para essa configuração os dispersores realizaram, em média, 385 visitas.

5.1.4 Cenário de simulação IV

O cenário de simulações IV busca analisar a influência da topologia da rede de interações no fluxo de dispersores entre o remanescente florestal e a área degradada. Foram geradas duas comunidades distintas, uma com a topologia de rede aninhada e a outra com uma rede compartimentada.

Comunidade aninhada

Essa comunidade apresenta cinco espécies dispersoras e abundância de cinco indivíduos. A tabela (5.11) representa o tempo de atividade diário dos animais. Para esse cenário também foram utilizados cinco tipos de agrupamentos, a matriz de afinidade que esses núcleos formaram com a fauna é aninhada, com a presença de núcleos generalistas e especialistas, visto através da figura (5.14).

Tabela 5.9: Tempo de atividade diário de cada espécie dispersora em valores percentuais de um dia para o cenário IV para o caso aninhado.

i_1	i_2	i_3	i_4	i_5
66	68	53	68	63

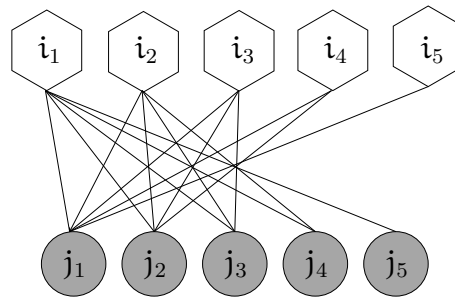


Figura 5.14: Representação da rede de interações aninhada que será utilizada para o projeto de restauração do cenário IV para o caso de aninhamento.

Tabela 5.10: Matriz que representa a porcentagem de afinidade entre as espécies dispersoras e os tipos de agrupamentos utilizados no cenário IV para uma rede com aninhamento.

	j_1	j_2	j_3	j_4	j_5	$\sum_{j_1}^{j_5}$
i_1	20.00	20.00	20.00	20.00	20.00	100
i_2	25.00	25.00	25.00	25.00	0	100
i_3	33.33	33.33	33.33	0	0	100
i_4	50.00	50.00	0	0	0	100
i_5	100.00	0	0	0	0	100

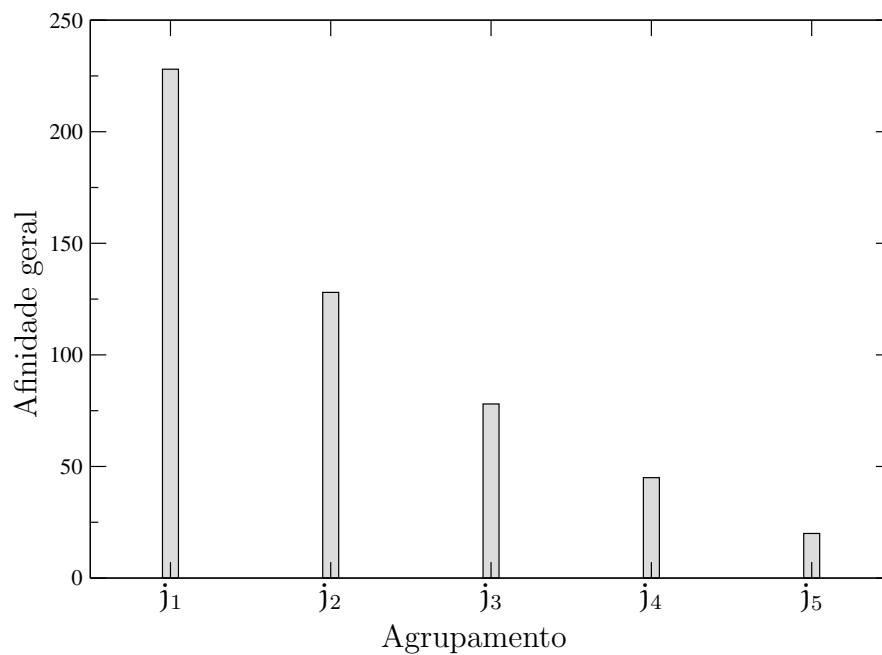


Figura 5.15: Soma da afinidade recebida por tipo de agrupamento para o cenário IV para o caso de aninhamento.

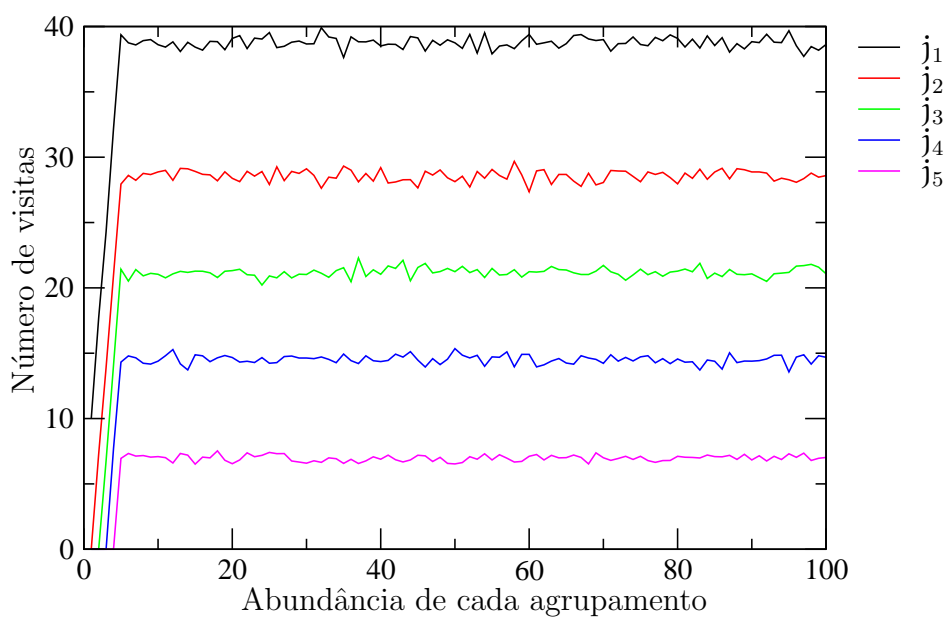


Figura 5.16: Número de visitas recebidas para uma comunidade aninhada.

Através das figuras (5.15) e (5.16) é possível notar que os agrupamentos mais visitados são aqueles que apresentaram a maior afinidade geral na comunidade, do tipo generalistas. Para essa configuração a área degradada recebeu, em média, 110 visitas.

Comunidade compartimentada

Para esse cenário foi gerada uma comunidade com seis espécies dispersoras e abundância de cinco indivíduos por espécie. Foram implementados seis tipos de núcleos, a matriz de interação formada com a fauna é do tipo compartimentada, onde existem subgrupos de interação dentro da comunidade ecológica local, conforme pode ser visto na figura (5.17).

Tabela 5.11: Tempo de atividade diário de cada espécie dispersora em valores percentuais de um dia para o cenário IV para o caso compartimentado.

i_1	i_2	i_3	i_4	i_5	i_6
54	70	52	55	61	64

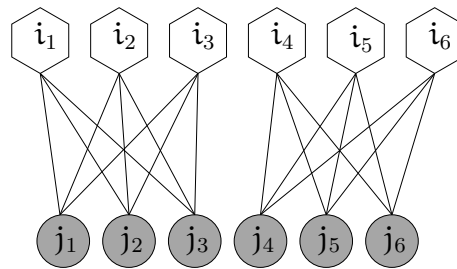


Figura 5.17: Representação da rede de interações da comunidade ecológica que será utilizada para o projeto de restauração do cenário IV para o caso compartimentado.

Tabela 5.12: Matriz que representa a porcentagem de afinidade entre as espécies dispersoras e os tipos de agrupamentos utilizados no cenário IV para uma rede com compartimentação.

	j_1	j_2	j_3	j_4	j_5	j_6	$\sum_{j_1}^{j_6}$
i_1	73.33	23.33	3.33	0	0	0	100
i_2	73.33	23.33	3.30	0	0	0	100
i_3	73.33	23.33	3.33	0	0	0	100
i_4	0	0	0	73.33	23.33	3.33	100
i_5	0	0	0	73.33	23.33	3.33	100
i_6	0	0	0	73.33	23.33	3.33	100

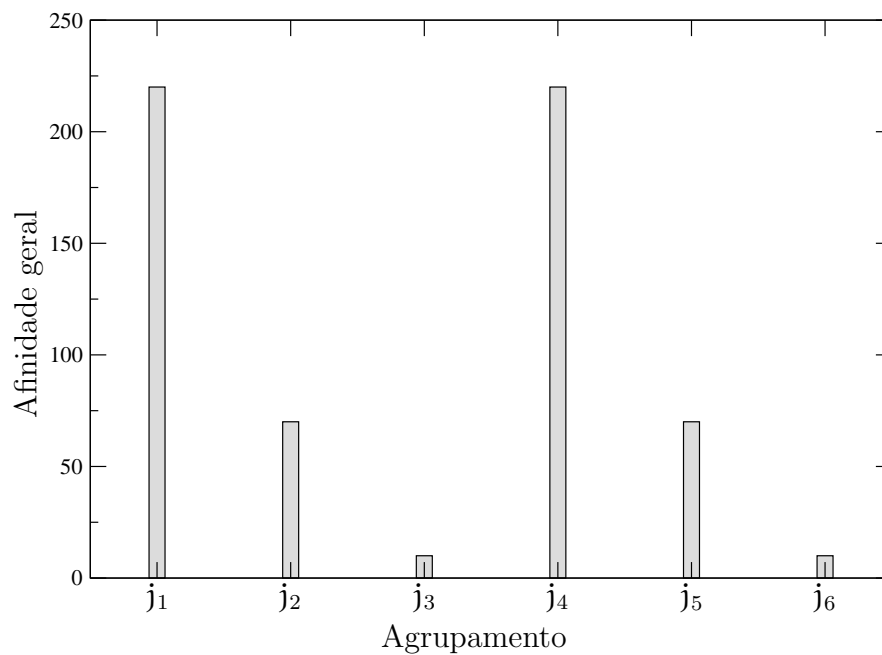


Figura 5.18: Soma da afinidade recebida por tipo de agrupamento para o cenário IV para o caso compartimentado.

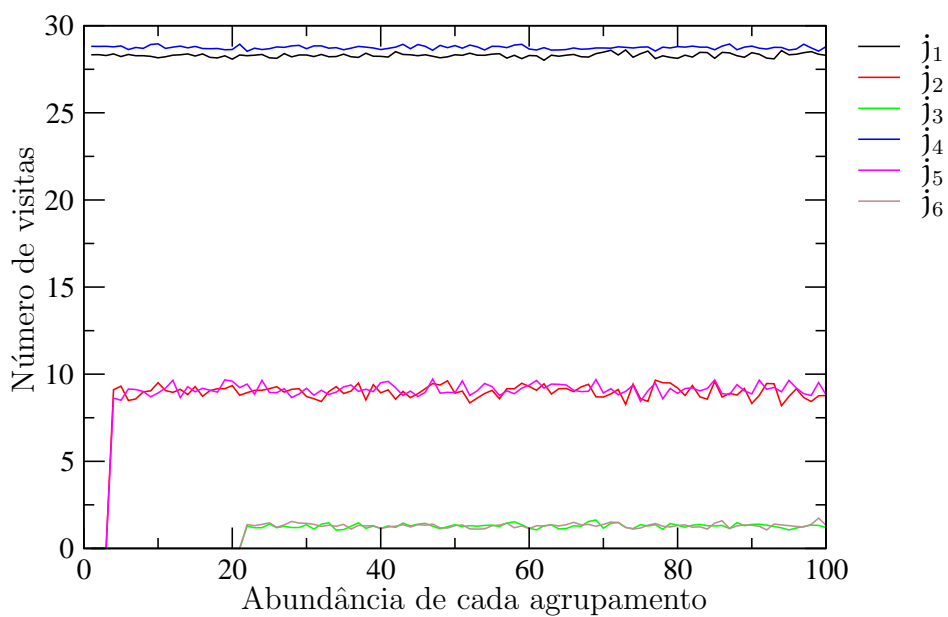


Figura 5.19: Número de visitas recebidas para uma comunidade compartimentada.

Para o cenário com a comunidade ecológica compartimentada a área degradada recebeu, em média, 77 visitas. Os agrupamentos mais visitados são os de maior afinidade geral em cada subgrupo.

5.1.5 Discussão dos resultados

O principal objetivo do modelo é simular e antecipar as dinâmicas que ocorreriam no meio natural em um processo de restauração, determinando os valores ideais de abundância e diversidade para cada um dos tipos de agrupamentos utilizados. Esse valor ideal ou ótimo pode ser considerado um ponto de saturação, onde o aumento da abundância não irá interferir no fluxo de dispersores para a área em recuperação. Em todos os conjuntos de parâmetros impostos o modelo conseguiu capturar os pontos ótimos de implementação de cada tipo de núcleo.

Para o cenário I, de maneira análoga ao estudo de caso do modelo analítico desenvolvido, os termos de afinidade variaram apenas entre os diferentes tipos de agrupamentos vegetais, sendo constantes entre os dispersores. O núcleo do tipo j_1 , que possui maior afinidade geral na comunidade, foi o mais visitado. A estabilização do número de visitas nesse agrupamento ocorreu com a abundância de aproximadamente dez indivíduos. O agrupamento j_5 , que possui o menor valor de afinidade geral, recebeu o menor fluxo de dispersores. Para baixos valores de abundância o agrupamento é pouco perceptível aos dispersores e foi necessária a implementação de uma maior quantidade de agrupamentos desse tipo para alcançar o ponto de saturação de visitas, o que ocorreu a partir da abundância implementada de sessenta indivíduos. A mesma análise pode ser realizada para os demais agrupamentos, evitando assim uma alocação desnecessária de recursos.

O cenário II apresenta um caso com a restrição de dispersores na borda do remanescente florestal. Esse projeto teve menores valores médios de visitas e assim como no caso anterior o fluxo de visitas foi proporcional à afinidade geral. Independente do projeto de restauração estabelecido, da diversidade ou abundância de núcleos implementados, a comunidade de dispersores é um fator restritivo ao sucesso da restauração ambiental através do transporte de sementes. As características específicas da fauna local são fundamentais ao fluxo de visitas. Baixos valores de abundância, do tempo de atividade diário ou a não interação com os tipos de agrupamentos utilizados comprometem o forrageamento dos dispersores na área degradada. Logo, torna-se fundamental uma minuciosa análise da comunidade animal que habita a fronteira entre a matriz florestal e a área em recuperação.

A utilização de diferentes valores de riqueza nos projetos foi o aspecto analisado no cenário III. Inicialmente foram testados modelos de restauração com baixa diversidade, utilizando apenas dois tipos de agrupamentos. Como esperado, os agrupamento mais frequentados foram os maior afinidade em cada simulação e a estabilização do fluxo de dispersores nos núcleos de menor afinidade ocorreu com maiores valores de abundância.

Para a simulação com os núcleos de elevados (figura 5.9) e reduzidos (figura 5.10) valores de afinidade, nota-se o maior número de visitas para o segundo caso. Apesar dos agrupamentos de baixa afinidade precisarem de uma maior abundância para receberem o máximo de visitas dos dispersores (a partir do ponto de saturação), as visitas nesses grupos são mais rápidas, pois o tempo gasto em cada visita é proporcional à afinidade, ou seja, os dispersores gastam uma menor porcentagem do seu dia nesses núcleos e sobra uma maior quantidade de tempo para a realização de outras visitas. A vantagem da utilização de agrupamentos de alta afinidade é a ocorrência das visitas para pequenas abundâncias, porém os animais passam uma maior parte do seu tempo de atividade diário apenas nesses núcleos. Quando utilizados valores médios (figura 5.11 e 5.12) e elevados de diversidade (figura 5.13) também é observado o menor número médio de visitas recebidas na área, o que se deve ao maior tempo gasto pelos dispersores nos núcleos de maior afinidade. Entretanto, deve-se atentar que um aspecto fundamental no processo de restauração é o fluxo de visitas com diversidade de dispersores. Através da maior riqueza de núcleos utilizados, buscam-se atrair visitas de dispersores com diferentes hábitos alimentares, que realizem interações com diversas espécies vegetais no remanescente florestal e na área degradada, o que proverá uma maior diversidade de sementes transportadas para a área em recuperação.

O cenário IV avalia o fluxo de visitas para duas topologias de redes de interação. A comunidade de rede aninhada representa a restauração com núcleos (j_5) e dispersores (i_5) especialistas, que realizam interações com menor diversidade, e agrupamentos (j_1) e dispersores (i_i) generalistas, com interações de alta diversidade. Os núcleos generalistas receberam o maior fluxo de visitas, pois possuem elevados valores de afinidade geral na comunidade, enquanto o núcleo especialista foi menos frequentado. A importância da análise da topologia aninhada está na utilização de tipos de agrupamentos que sejam atrativos para a maior parte dos dispersores presentes na matriz florestal, para que esses se desloquem do seu habitat para realizar a chuva de sementes na área degradada. O agrupamento j_5 pode ser considerado pouco eficiente no projeto, pois apresenta baixos valores de afinidade com a fauna local e não interage de maneira especialista com alguma espécie dispersora. Para o caso da compartimentação existem dois subgrupos de interações, que apresentaram um comportamento muito semelhante para o fluxo de visitas, as espécies de maior afinidade geral receberam mais dispersores e os de menor termo de afinidade geral foram menos frequentados. Seria ideal a utilização de tipos de agrupamentos mais generalistas, que recebessem visitas de ambos os subgrupos de dispersoras, reduzindo assim a necessidade da implementação de uma maior diversidade e abundância de agrupamentos.

Conclusão

A análise dos dados de literatura utilizados foi fundamental para a concepção do modelo de interações. Foi possível observar algumas das dinâmicas que ocorrem no forrageamento de dispersores em agrupamentos e, através dos coeficientes de correlação, determinar quais são as relações mais relevantes para o estudo e a dependência entre as variáveis dessas interações.

Através da revisão da bibliográfica, das equações de resposta funcional e dos dados de literatura, o modelo de interações entre dispersores e núcleos de vegetação foi elaborado e implementado. Foi desenvolvida a equação do número de visitas, que rege a interação entre os dispersores e os agrupamentos nucleados. Essa equação é implícita e não pode ser resolvida de forma analítica. Para a sua solução foi elaborado um modelo analítico simplificado e um modelo numérico.

O modelo analítico consiste na equação do número de visitas submetida a simplificações, o que possibilitou a sua solução algébrica. Foi possível realizar o estudo do comportamento desta equação com a variação dos parâmetros da comunidade dos dispersores, a eficiência de forrageamento e o tempo gasto em visitação.

O estudo numérico foi determinado como uma alternativa à equação analítica e no seu desenvolvimento foi utilizado o Método de Monte Carlo. Para a validação do modelo foram realizados testes estatísticos, onde foi possível determinar que o algoritmo está coerente e adequado às premissas adotadas na metodologia do estudo.

Através dos cenários de restauração, observou-se que o modelo capta os valores de abundância ótimos para cada tipo de agrupamento utilizado nos projetos.

Para todos os cenários desenvolvidos no quinto capítulo o número de visitas recebidas pelos agrupamentos foi proporcional à afinidade geral dos núcleos na comunidade ecológica, ou seja, as espécies com maior potencial de atração foram as mais visitadas. Observa-se através dos resultados que esses núcleos necessitam de uma menor abundância implementada para que o número de visitas se torne saturado, onde o acréscimo da abundância é irrelevante às visitas. Para que se tornem perceptíveis e as visitas se estabilizem os agrupamentos de menores valores de afinidade geral precisam de uma maior abundância. Um aspecto observado através das simulações está no equilíbrio ao se utilizar agrupamento de diferentes valores de afinidade. A utilização de apenas núcleos de altos valores de afinidade pode reduzir o fluxo de dispersores, pois os animais passariam muito tempo nos agrupamentos e não retornariam com frequência à matriz florestal, onde deveriam se alimentar, comprometendo o transporte de sementes entre as áreas. Já na utilização de agrupamentos de baixa afinidade, para que os dispersores se desloquem do habitat para a área em recuperação, o projeto exigiria uma maior abundância.

Como sugestão de trabalho futuro, dado que o algoritmo construído apresenta uma grande quantidade de parâmetros, deve-se implementar, dadas as restrições do projeto de restauração, uma rotina de otimização no programa, que busque a configuração de parâmetros que forneça o maior fluxo de visitas possível. Deve-se atentar também que serão alcançados melhores resultados com a realização de mais pesquisas relacionadas aos parâmetros ecológicos utilizados para alimentar o algoritmo, especialmente quanto ao comportamento de forrageio dos agentes dispersores e das redes de interações interespecíficas que ocorrem nas bordas de remanescentes florestais.

Bibliografia

- Barbosa, K. C. & Barbosa, L. M. (2006). Manual para recuperação de áreas degradadas do Estado de São Paulo: A importância da interação animal planta na recuperação de áreas degradadas. *Instituto de Botânica de São Paulo*, pages 42–51.
- Bascompte, J. & Jordano, P. (2007). Plant-animal mutualistic networks: The architecture of biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 38:567–539.
- Bechara, F. C. (2003). Restauração ecológica de restingas contaminadas por Pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis - SC. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Begon, M., Harper, J. L. & Townsend, C. R. (1990). *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell Scientific Publications.
- Bejan, A. (1996). Street network theory of organization in nature. *Journal of Advanced Transportation*, 30:85–107.
- Bejan, A. (1997a). *Advanced engineering thermodynamics*. Wiley.
- Bejan, A. (1997b). Constructal-Theory network of conducting paths for cooling heating generating volume. *Int. J. Heat Massa Transfer*, 40:799–816.
- Bejan, A. & Lorente, S. (2010). Svelteness, freedom to morph, and constructal multi-scale flow structures. *International Journal of Thermal Sciences*, 44:1123–1130.
- Bejan, A., Lorente, S. & Lee, J. (2008). Unifying constructal theory of tree roots, canopies and forest. *Journal of Theoretical Biology*, 254:529–240.
- Buckland, S. T., Magurran, A. E., Green, R. E., & Fewster, R. M. (2005). Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Phil. Trans. R. Soc. B.*, 360:243–254.

- Campos, R. P. (2010). Espécies lenhosas pioneiras apresentam diferentes potenciais de facilitação da regeneração natural em pastagens abandonadas? Dissertação de mestrado, PPGECO - Universidade Federal do Paraná.
- Castilho, J. A. (2006). Um modelo de sucessão ecológica vegetal para recuperação de áreas degradadas: o caso da Mata Atlântica de Antonina - PR. Projeto de conclusão de curso, UFPR.
- Cheung, K. C. (2006). Regeneração natural em áreas de Floresta Atlântica na Reserva Natural do Rio Cachoeira, Antonina. Dissertação de mestrado, PPGECO - Universidade Federal do Paraná.
- Connell, J. H. & Slatyer, R. O. (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 982:1119–1144.
- Corbin, J. D. & Holl, K. D. (2012). Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management*, 265:37–46.
- Errera, M. & Bejan, A. (1998). Deterministic tree networks for river drainage basins. *Fractals*, 6:245–261.
- Fisher, S. R. A. (1954). *Statistical methods for research workers*. Hafner Publishing Company.
- Friego, A. L. (2010). Simulação do modelo EF01 de interações entre dispersores e plantas para fins de recuperação de áreas degradadas. Projeto de conclusão de curso, UFPR.
- Glenn-Lewin, D. C., Peet, R. K. & Veblen, T. T. (1992). *Plant Succession theory and prediction*. Great Britain University Press.
- Gomez, J. M., Perfectti, F. & Jordano, P. (2011). The functional consequences of mutualistic network architecture. *Plos One*, 6:1–9.
- Gotelli, N. J. (2007). *Ecologia*. Editora Planta.
- Horn, H. S. (1974). The ecology of secondary succession. *Annu. Rev. Ecol. Syst*, 5:25–37.
- Howe, H. F. & Smallwood, J. (1982). Ecology of seed dispersal. *Annu. Rev. Ecol. Syst*, 13:201–228.
- Jordano, P., Vázquez, D. & Bascompte, J. (2009). *Ecología y evolución de interacciones planta-animal*. Editorial Universitaria.

- Krebs, C. J. (2008). *The ecological world view*. CSIRO.
- Kreyszig, E. (1979). *Advanced engineering mathematics*. John Wiley & Sons Inc; Fourth Edition.
- Metropolis, N. & Ulam, S. (1949). The Monte Carlo Method. *Journal of American Statistical Association*, 247:335–341.
- MMA (2002). *Biodiversidade Brasileira: avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade Brasileira*. Secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF) & Ministério do Meio Ambiente (MMA), Brasília.
- Muller-Dombois, D. & Ellenberg, H. (1975). *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. John Wiley & Sons Inc; First Edition edition.
- Naghattini, M. & Pinto, E. J. A. (2007). *Hidrologia Estatística*. Von Sperling.
- Noffs, P. S., Galli, L. F. & Goncalves, J. C. (1996). Recuperação de áreas degradadas da Mata Atlântica. *Série Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica*, Caderno 3.
- Odum, E. (1969). The Strategy of Ecosystem Development. *Science*, 164:262–270.
- Odum, E. & Barret, G. W. (2004). *Fundamentals of ecology*. Brooks Cole.
- Olesen, J. M. & Jordano, P. (2002). Geographic patterns in plant-pollinator mutualistic networks. *Ecology*, 83:2416–2424.
- Piolli, A. L., Celestini, R. M. & Magon, R. (2004). *Teoria e prática em recuperação de áreas degradadas*. Secretaria do meio ambiente do Estado de São Paulo.
- Raven, P. H., Evert, R. F. & Eichhorn, S. E. (2001). *Biologia vegetal*. Guanabara Koogan, 6ed edition.
- Reis, A. (2003). Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação*, 1:28–36.
- Reis, A., Bechara, F. C. & Tres, D. R. (2010). A nucleação na restauração ecológica de ecossistemas tropicais. *Scientia Agricola*, 67:244–250.
- SER (2004). The SER International primer on ecological restoration. *Society for Ecological Restoration International*.
- Sobol, I. (1983). *O método de Monte Carlo*. Mir Moscou.

Spellerberg, I. F. (2005). *Monitoring Ecological Change*. Cambridge University Press.

Whitmore, T. C. (1989). Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology*, 70:536–538.

Yarranton, G. A. & Morrison, R. G. (1974). Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology*, 62:417–428.

Anexo

7.1 Dados coletados na Reserva Natural Salto Morato

Tabela 7.1: Análise da produtividade dos agrupamentos e frugivoria das aves.

	A	B	C	D	E	F	G
186	670	130	00:46:34	6	27	9	
187	753	98	00:49:09	6	118	10	
188	1221	127	01:19:09	10	511	16	
189	321	56	00:49:31	3	36	8	
190	813	76	00:32:35	9	34	9	
191	1504	122	01:02:13	8	570	15	
192	524	64	00:24:56	8	68	11	
193	1866	375	02:45:53	10	309	18	
194	591	31	00:07:28	7	244	13	
195	1088	52	00:11:20	6	197	9	

- A: Indica o indivíduo de *Miconia cinerascen* observado
- B: Número de frutos maduros na espécie vegetal
- C: Número de frutos consumidos por aves na espécie vegetal
- D: Tempo de permanência de cada espécie de ave em cada árvore
- E: Número de espécies dispersoras que visitaram a espécie vegetal
- F: Abundância de sementes coletadas próximas à espécie vegetal
- G: Riqueza de sementes coletadas próximas à espécie vegetal

Tabela 7.2: Frugivoria de cada espécie de ave em agrupamentos vegetais.

Família	Espécies de Aves	Visitas	F.C.	T.P	C.T
Cracidae	<i>Penelope obscura</i>	1	20	0:14:29	FD
Psittacidae	<i>Forpus xanthopterygius</i>	3	15	0:21:53	G
Tyrannidae	<i>Elaenia</i> sp.	5	9	0:03:42	OB
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	6	8	0:02:21	OB
Cotingidae	<i>Pyroderus scutatus</i>	1	29	0:07:25	FD
Pipridae	<i>Chiroxiphia caudata</i>	27	57	0:23:02	FSB
	<i>Ilicura militaris</i>	4	8	0:01:34	FSB
	<i>Manacus manacus</i>	12	78	0:15:25	FSB
Tityridae	<i>Tityra cayana</i>	2	25	0:20:07	FD
Turdidae	<i>Platycichla flavipes</i>	3	11	0:11:56	OB
	<i>Turdus rufiventris</i>	32	638	5:50:32	OB
	<i>Turdus amaurochalinus</i>	16	89	0:35:24	OB
	<i>Turdus albicollis</i>	29	491	3:47:52	OB
Thraupidae	<i>Trichothraupis melanops</i>	11	32	0:12:22	OSB
	<i>Habia rubica</i>	5	11	0:06:45	OSB
	<i>Tachyphonus cristatus</i>	5	22	0:09:02	OB
	<i>Tachyphonus coronatus</i>	12	99	0:31:29	OB
	<i>Ramphocelus bresilius</i>	33	230	1:13:57	OAB
	<i>Thraupis sayaca</i>	28	73	0:28:36	OB
	<i>Thraupis cyanoptera</i>	3	6	0:03:11	OB
	<i>Thraupis ornata</i>	7	14	0:04:19	OB
	<i>Pipraeidea melanonota</i>	1	5	0:01:15	OB
	<i>Tangara seledon</i>	27	251	1:23:02	OD
	<i>Tangara cyanocephala</i>	38	150	0:41:46	OD
	<i>Tangara desmaresti</i>	3	5	0:13:41	OD
<i>Tangara preciosa</i>	1	3	0:00:27	OD	
Fringillidae	<i>Chlorophanes spiza</i>	1	7	0:01:34	OB
	<i>Euphonia violacea</i>	5	13	0:03:49	OB