



AVALIAÇÃO DAS COMUNIDADES DE
FORMIGAS EM UMA ÁREA DE EXTRAÇÃO
MADEIREIRA

por

Suzana Maria Ketelhut

Dissertação submetida como requisito para a
obtenção do título de

Mestre em Zoologia

Universidade Federal do Pará e Museu Paraense
Emílio Goeldi

1999

Orientadora:

Prof^ª. Dra. Ana Y. Harada
Departamento de Zoologia – MPEG

Prof^ª. Dra. Marlúcia Martins
Departamento de Zoologia – MPEG

Prof. Dr. Harold G. Fowler
Departamento de Ecologia – UNESP

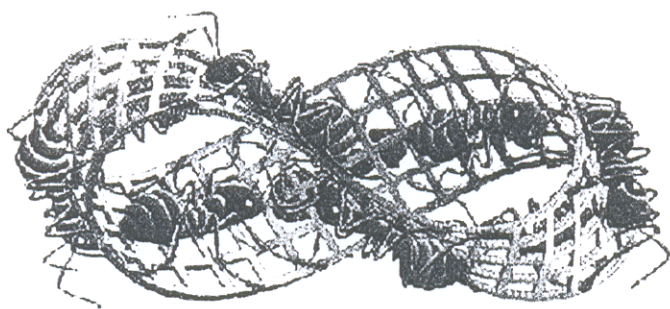
Prof. Dr. Willian L. Overall
Departamento de Zoologia - MPEG

Prof. Dr. Horácio Higuchi
Departamento de Zoologia – MPEG

Belém, 30 de Julho de 1999

Pesquisa financiada com o apoio da WWF CSR 084/97





“Botânicos distinguem dois tipos de plantas com formas de vida completamente diferentes e – desafio a dizer isto – hábitos. Algumas crescem isoladas e dispersas. Outras, unidas em colônias como abelhas e formigas, cobrem vastas extensões territoriais, nas quais elas excluem todas outras espécies. Estas plantas conectadas são mais comuns em zonas temperadas do que tropicais onde a vegetação é menos uniforme e igualmente mais pitoresca. (...) Mas estas vastas florestas não apresentam o aspecto uniforme (causado) das plantas sociais; cada porção produz uma variedade de tipos...nenhuma planta domina as outras.”

(F. H. A. von Humboldt, 1807 – *Essai sur la géographie des plantes.*)

DEDICATÓRIA

Pessoas especiais sempre surgem em momentos inesperados...

Assim sendo, dedico esta tese:

A pessoas que são especiais porque meu coração nasceu os sentindo assim: Meus pais *Edu* e *Floriza*, minhas irmãs *Clau* e *Rô*;

A pessoas que se tornaram especiais pois, acreditando em meus ideais científicos, sempre estiveram ao meu lado, transmitindo força e sabedoria: Meus mestres *Dra. Ana Y. Harada* e *Dr. Harold G. Fowler*;

E a pessoas que são especiais e o porquê a gente nunca vai saber explicar...

AGRADECIMENTOS

Meus mais sinceros agradecimentos a: *Kemel A . B. Kalif* pelas suas sugestões, pela participação nos primeiros meses deste trabalho e principalmente por sua amizade.

A *Paulo Amaral, Jeffrey Gerwing* e ao *IMAZON* pelo fornecimento dos dados sobre exploração madeireira feitos na área de estudo e pela concessão de apoio logístico em campo. Aos trabalhadores da Fazenda Agrosete – *IMAZON* : *Manuel, Miguel, Nazaré* e em especial a *Damião Farias* pelo auxílio nas coletas de dados.

A *Paul Lefebvre, Ane* e *Elsa* pelas Imagens de Satélite da Fazenda Agrosete; ao Sr. *Sabino Ribeiro Coelho* e família pela hospedagem no município de Paragominas.

A um grupo especial de pessoas com as quais trabalhei em Paragominas, posteriormente a este projeto – *Manuel (Nego)* e *Sebastião Aniz (Bate)*, *Aurélis Reis*, *José Antônio (Tucura)*, *João* e *Raimundo Farias (Jubileu)*, *Gilmar*, *Dênis*, *Roberto*, *José Ribamar*, *Adilson* e *Ivaldo (Ralado)*. A parte desta equipe devo meus melhores momentos de Amazônia (e minha dissertação).

À Coordenação do Curso de Pós-graduação em Zoologia, ao Museu Paraense Emílio Goeldi e a Universidade Federal do Pará pela oportunidade.

Crisinha e *Luciano*, pela amizade, carinho, cumplicidade e pelas tantas horas de apoio e convivência. Aos demais amigos espalhados pelos corredores do *Museu Paraense Emílio Goeldi* e *UFPA*, sou grata pela convivência

Para *Cristina N. Fontella*, *Ariadne C. Peres* e *Carlos E. Rittl Filho*, pessoas que admiro pela força na condução de seus ideais, reservo meus sentimentos de companheirismo e estima.

À *WWF* pelo financiamento deste projeto (CSR 084/97) e ao *CNPq* pelo auxílio.

CONTEÚDO

Lista de Tabelas	vii
Lista de Figuras	ix
Resumo	xi
Abstract.....	xii

Capítulo 1

INTRODUÇÃO.....	1
<i>O desmatamento na amazônia oriental e a atividade madeireira.....</i>	<i>1</i>
<i>A importância da biodiversidade: um número ou uma função biológica.....</i>	<i>6</i>

Capítulo 2

ÁREA DE ESTUDO	9
Histórico da Extração de Madeira na Fazenda Agrosete	11
Coleta e Identificação das Formigas	13

Capítulo 3

“COMUNIDADES DE FORMIGAS EM UMA ÁREA DE EXTRAÇÃO MADEIREIRA: COMPARAÇÕES ATRAVÉS DO USO DE ÍNDICES DE DIVERSIDADE”	
Considerações teóricas	17
Métodos	19
Área de estudo e coleta de dados.....	19
Análises estatísticas.....	20
Resultados	21
Discussão.....	27

Capítulo 4

“ESTIMANDO A RIQUEZA DE ESPÉCIES DE FORMIGAS EM UMA ÁREA DE EXTRAÇÃO MADEIREIRA”

Considerações teóricas.....	34
Métodos	36
Área de estudo e coleta de dados.....	36
Análises estatísticas.....	36
Resultados	40
Resultados gerais.....	35
Estimativas da riqueza de espécies.....	43
Discussão.....	47
Riqueza de espécies observada.....	47
Riqueza de espécies esperada.....	49

Capítulo 5

“PADRÕES DE DIVERSIDADE: A COMPOSIÇÃO DA FAUNA DE FORMIGAS EM UMA ÁREA DE EXTRAÇÃO DE MADEIRA”

Considerações teóricas.....	54
Métodos	57
Coleta de dados.....	57
Análises estatísticas.....	57
Resultados	59
Análises de afinidade e diversidade de mosaico.....	59
Análises de similaridade faunística.....	66
Discussão.....	67

Capítulo 6

“CONSIDERAÇÕES FINAIS”

<i>As relações entre paisagens e comunidades de formigas</i>	73
--	----

Capítulo 7

CONCLUSÕES	79
------------------	----

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	81
----------------------------------	----

ANEXOS	100
--------------	-----

Anexo I. Espécies de formigas coletadas na Fazenda Agrosete em Floresta Primária, Corte Manejado e Corte Tradicional de Madeira, durante os meses de Dezembro de 1997 e Março de 1998.	101
---	-----

Anexo II. Esquema de uma armadilha do tipo pitfall-trap	105
---	-----

Anexo III. Mapa dos tratamentos para extração de madeira realizados pelo IMAZON na Fazenda Agrosete e localização dos transectos abertos para a coleta de formigas deste estudo	106
---	-----

Anexo IV. Resultados gerados pelo EstimateS (vs 5.0.1) para as estimativas de riqueza da comunidade de formigas nos habitats estudados	107
--	-----

Anexo V. Resultados das Análises de Afinidade geradas através de matrizes de presença/ausência das comunidades de formigas nos habitats estudados	115
---	-----

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

“O DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA ORIENTAL E A ATIVIDADE MADEIREIRA”

Tabela 1. Dano por hectare, durante cada fase da extração madeireira, planejada e tradicional, através do uso de trator de esteira na Fazenda Agrosete, Paragominas-PA (segundo Johns et. al. 1996).....	5
--	---

Capítulo 3

“COMUNIDADES DE FORMIGAS EM UMA ÁREA DE EXTRAÇÃO MADEIREIRA: COMPARAÇÕES ATRAVÉS DO USO DE ÍNDICES DE DIVERSIDADE.”

Tabela 1. Descrição de cada hábitat amostrado na Fazenda Agrosete, Paragominas-PA, com seus respectivos parâmetros de avaliação da fauna de formigas	25
--	----

Tabela 2. Índices de diversidade e uniformidade calculados para as comunidades de formigas nos três hábitats amostrados na Fazenda Agrosete, Paragominas-PA.....	26
--	----

Tabela 3. Resultado da interação entre hábitats e mês de amostragem, e seu efeito sobre os Índices de diversidade.....	27
--	----

Capítulo 4

“ESTIMANDO A RIQUEZA DE ESPÉCIES DE FORMIGAS EM UMA ÁREA DE EXTRAÇÃO MADEIREIRA”

Tabela 1. Resultado geral do inventário realizado na Fazenda Agrosete, município de Paragominas-PA.....	40
---	----

Tabela 2. Resultado do inventário mensal das espécies de formigas da Fazenda Agrosete, município de Paragominas- PA.....	41
--	----

Tabela 3. Resultado geral das estimativas de riqueza da comunidade de formigas da Fazenda Agrosete, município de Paragominas-PA.	44
---	----

Tabela 4. Resultado da interação entre o hábitat e o mês de amostragem para cada estimador de riqueza empregado.	46
---	----

Capítulo 5

“PADRÕES DE DIVERSIDADE: A COMPOSIÇÃO DA FAUNA DE FORMIGAS EM UMA ÁREA DE EXTRAÇÃO DE MADEIRA.”

Tabela 1. Composição das comunidades de formigas em florestas Neotropicais a partir de diferentes estudos e metodologias.	60
Tabela 2. Número de espécies por gêneros, amostradas em três hábitats distintos, na Fazenda Agrosete, Paragominas-PA.	61
Tabela 3. Resultado geral da análise de afinidade calculada para os hábitats estudados na Fazenda Agrosete, município de Paragominas-PA.	63
Tabela 4. Comparação entre a diversidade de Mosaico para diferentes localidades do Brasil.	66
Tabela 5. Índices de similaridade – resultados obtidos através dos valores calculados para cada hábitat localizado na Fazenda Agrosete, Paragominas-PA quando comparados entre si.	67

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 2

“ÁREA DE ESTUDO”

- Figura 1. Arco do desmatamento na Amazônia, situando a região do município de Paragominas-PA (Fonte: Skole & Tucker 1993)..... 10
- Figura 2. Imagem de satélite Landsat (1995) localizando a Fazenda Agrosete e o município de Paragominas-PA..... 11
- Figura 3. Esquema comparativo entre trilhas, estradas e pátios para a deposição de madeira (Fonte: Johns et. al. 1996)..... 13
- Figura 4. Variação pluviométrica, município de Paragominas-PA, durante os meses de Janeiro de 1997 a Junho de 1998..... 14

Capítulo 3

“COMUNIDADES DE FORMIGAS EM UMA ÁREA DE EXTRAÇÃO MADEIREIRA: COMPARAÇÕES ATRAVÉS DO USO DE ÍNDICES DE DIVERSIDADE.”

- Figura 1. Taxa de captura da mirmecofauna (espécies e indivíduos) na Fazenda Agrosete, Paragominas-PA, em função do período amostral, e sua relação com a pluviosidade média registrada. 22
- Figura 2. Distribuição do número de espécies por subfamílias de formigas, amostradas na Fazenda Agrosete, município de Paragominas-PA..... 23
- Figura 3. Percentual de contribuição de cada subfamília nos três habitats amostrados na Fazenda Agrosete, município de Paragominas-PA. 24
- Figura 4. Habitats ordenados de acordo com os valores obtidos nos Índices de diversidade registrados na Tabela 2..... 26

Capítulo 4

“ESTIMANDO A RIQUEZA DE ESPÉCIES DE FORMIGAS EM UMA ÁREA DE EXTRAÇÃO MADEIREIRA”

- Figura 1. Distribuição de abundância em classes de frequência para espécies de formigas da Fazenda Agrosete, Paragominas-PA..... 42

Figura 2. Comparação dos cinco métodos empregados para estimar a riqueza de espécies de formigas em três habitats da Fazenda Agrosete, Paragominas-PA, nos meses de Dezembro de 1997 e Março de 1998.43

Figura 3. Valores médios para a riqueza de espécies obtidos através dos estimadores Chao 2, Jackknife, Bootstrap e Michaelis-Menten, após 100 aleatorizações.45

Figura 4. Curva de acumulação de espécies observada (Sobs) e de riqueza esperada (Coleman) para a comunidade de formigas amostradas na Fazenda Agrosete, Paragominas-PA.....47

Capítulo 5

“PADRÕES DE DIVERSIDADE: A COMPOSIÇÃO DA FAUNA DE FORMIGAS EM UMA ÁREA DE EXTRAÇÃO DE MADEIRA.”

Figura 1. Relação entre a similaridade média e a afinidade média apresentadas pelos habitats estudados na Fazenda Agrosete, município de Paragominas-PA.... 63

Figura 2. Relação entre afinidade média e similaridade média, nos três habitats estudados na Fazenda Agrosete, Paragominas-PA.....65

RESUMO

Este trabalho apresenta um estudo comparativo entre as comunidades de formigas, existentes em uma floresta primária e dois tipos de sistemas de extração de madeira (Manejo e Tradicional) em uma área Tropical localizada em Paragominas, PA. Formigas foram amostradas através de pitfall-traps (Majer & Delabie 1994) em transectos de 200m separados 100m entre si. Diferenças na diversidade da fauna de formigas entre estes habitats foram testadas por meio de Índices de Diversidade (Shannon, Simpson and Fisher's Alpha), e Protocolos de Estimativa de Riqueza (Colwell & Coddington 1994). A composição de espécies foi avaliada empregando Análises de Afinidade (Scheiner 1992) e Índices de Similaridade (Jaccard and Morisita-Horn). No total, 134 espécies de formigas, pertencentes a sete subfamílias e 42 gêneros foram identificadas em na área toda. Destas, 90 foram encontradas na Floresta Primária, 90 no Corte Manejo e 84 no Sistema de Corte Tradicional. Diferenças entre na Diversidade e Similaridade entre habitats apenas puderam ser detectadas quando comparados transectos/habitats. Quando os índices foram comparados através dos valores absolutos calculados para cada habitat, a diferença desaparece. Os resultados dos Protocolos de Estimativa de Riqueza empregados indicam que a fauna de formigas foi igual entre os habitats e sugerem que a fauna está subestimada. Variações periódicas na temperatura e umidade podem ter um forte efeito, igualmente nas estimativas de Diversidade e de Riqueza nos habitats estudados.

Análises na composição mostram que a fauna de formigas é similar entre os habitats, e apesar desta similaridade, pudemos detectar através da Análise de Afinidade uma alta Diversidade de Mosaico, a qual sugere que a comunidade é composta por gradientes muito complexos, assim diferenças na composição poderão estar ocorrendo em escalas menores.

Palavras-chave: Formigas, Extração Madeireira, Diversidade, Composição, Floresta Amazônica.

ABSTRACT

This work presents a comparative study of ant fauna communities inhabiting in a primary tropical forest and two types of logging systems (Managed and Traditional) located in Paragominas, PA, Brazil. From each area, ants were sampled using pitfall traps (Majer & Delabie 1994) in six 200m transects separated from each other by 100m. Differences in ant fauna diversity in the three forest types were tested using indices of diversity (Shannon, Simpson and Fisher's Alpha) and richness estimates protocols (Colwell & Coddington 1994). Species composition was evaluated through affinity analysis (Scheiner 1992) and indices of similarity (Jaccard and Morisita-Horn). A total of 134 ant species belonging to seven subfamilies and 42 genera were identified in the entire area. From these, 90 species were found in Primary Forest, 90 in Managed logged forest and 84 in the Traditional logged forest. Differences between habitats could be detected by comparing diversity and similarity indices in different transects/habitats. There were no differences in indices when absolute values were compared for each habitat. Results from richness estimate protocols indicate that ant fauna was similar between habitats and suggests that ant fauna diversity was underestimated. Periodic variations on pluviosity had a strong effect on diversity and richness estimates in the three forest types.

The ant fauna composition was similar between habitats; however, a high mosaic diversity could be detected by using affinity analysis, suggesting that the ant community is composed of complex gradients. Thus differences in ant composition would be detectable at smaller scales.

Key-words: Ants, Logging systems, Diversity, Composition, Amazonian Rainforest

Capítulo 1

INTRODUÇÃO

O desmatamento na Amazônia Oriental e a atividade madeireira.

O desmatamento das florestas tropicais da Amazônia, particularmente aquelas pertencentes ao Brasil, tem sido o resultado de uma série de atividades antrópicas, como a exploração madeireira, a mineração, e o corte e queima de florestas para a formação de pastagens e áreas agrícolas (Uhl & Vieira 1989, Anderson 1990, Serrão e Toledo 1990, Uhl *et. al.* 1991, Veríssimo *et. al.* 1995, Majer 1996, Uhl *et. al.* 1997). Estimativas globais do desmatamento estenderam-se de 69.000 km²/ano em 1980 para 165.000 km²/ano até o final dos anos 80. Destas, 50 a 70% são atribuídas ao desmatamento na Amazônia brasileira, o qual é estimado em cerca de 15.000 km²/ano (Skole & Tucker 1993).

As causas do desmatamento devem-se, em parte, aos incentivos governamentais para a colonização da Amazônia iniciados na década de 70. Através da construção de estradas, hidrelétricas, e da concessão de linhas de crédito para pecuaristas e pequenos agricultores, a região que anteriormente era povoada apenas nas margens dos rios começou a sofrer novos padrões de ocupação ao longo das estradas. Neste processo, cerca de 10 milhões de hectares da floresta foram convertidos em pastagens (Serrão & Toledo 1990). Com o tempo, estas pastagens mostraram-se economicamente inviáveis e a maior parte tornou-se improdutiva (Uhl & Parker 1986), fazendo com que a exploração da madeira da floresta se tornasse uma alternativa promissora, devido ao esgotamento dos estoques madeireiros da região sul do país (Uhl & Vieira 1989, Veríssimo *et. al.* 1995).

A atividade madeireira, estimada em cerca de 8000 km² de florestas por ano (INPE 1992), e com uma produção de 17,4 milhões de metros cúbicos de madeira extraída

(Uhl & Vieira 1989), tem gerado danos severos nas florestas da região. Em escalas globais, a redução da cobertura florestal tem sido relacionada a uma série de variações climáticas (Nobre *et. al.* 1991), aumentando a susceptibilidade da mesma ao fogo (Kauffman *et. al.* 1988, Uhl & Kauffman 1990), ocasionando a perda de nutrientes por lixiviação e também a emissão de gases responsáveis pelo efeito estufa (Houghton *et. al.* 1991 a , Houghton *et. al.* 1991 b, Skole & Tucker 1993, Vitousek *et. al.* 1997, Matson *et. al.* 1997, Chapin III *et. al.* 1997).

Árvores tem sido cortadas durante séculos, entretanto, não é possível predizer ao certo se a taxa de reposição em termos de biomassa ($\text{m}^3/\text{ha}^{-1}/\text{ano}^{-1}$) destas árvores cortadas é maior ou menor do que a quantidade retirada na exploração. A produção de madeira em florestas tropicais e temperadas apresenta respostas diferentes aos impactos causados pela exploração e não está necessariamente associada às perdas florestais, uma vez que a composição e dinâmica populacional das árvores varia (Newman 1993).

Na Amazônia, como nos trópicos em geral, a extração de madeira é feita de maneira inadequada, causando um impacto significativo nas florestas (Uhl *et. al.* 1997). O sistema de corte empregado nestas regiões é denominado “seletivo”, e embora aparente ser a maneira correta de explorar a floresta, causa uma série de danos. As espécies selecionadas para o corte em função de suas propriedades (tipo de madeira, tamanho, valor comercial, etc.) são removidas sistematicamente das florestas, e com o tempo correm risco de sofrer um empobrecimento genético devido à redução de suas populações (por ex. *Swietenia macrophylla*, *Virola surinamensis*, *Manilkara huberi*, *Tabebuia serratifolia* entre outras) (Martini *et. al.* 1993, Martini *et. al.* 1994). O efeito secundário é que muitas destas espécies servem como fonte de alimento para animais silvestres, e a perda desta fonte de alimento ocasiona uma redução na produtividade secundária das florestas, comprometendo sua regeneração (Uhl & Vieira 1989).

A extração seletiva também causa perturbações de maneira bastante localizada. Florestas tropicais, ao contrário de muitas florestas temperadas, apresentam uma grande variedade no tamanho das árvores, e conseqüentemente, em densidade, freqüência, resistência e diâmetro das mesmas, entre outras características. Via de regra observamos a predominância de muitas árvores pequenas, enquanto que as árvores grandes são raras (Newman 1993). Na remoção destas árvores grandes, muitas outras são danificadas, e em locais onde a densidade das espécies cobiçadas é alta, o impacto é ainda maior (Uhl & Vieira 1989, Newman 1993, Johns *et. al.* 1996).

A regeneração destas florestas é difícil de ser avaliada, pois embora as perturbações resultantes da extração possam assemelhar-se aquelas ocasionadas pela queda natural de árvores, a recuperação das clareiras irá depender de vários fatores, como o tamanho da clareira, a luminosidade, exposição ao vento, e a abundância de detritos (galhos quebrados, restos da copa, cascas, etc.) (Uhl & Vieira 1989, Uhl *et. al.* 1991, Newman 1993, White 1994, Pinard & Putz 1996). O aumento da carga combustível causada pelos restos da exploração, somados à abertura do dossel, maior passagem de radiação e redução na umidade relativa tornam então estas áreas mais suscetíveis ao fogo (Uhl & Buschbacher 1985, Kauffman *et. al.* 1988, Pinard & Putz 1996).

Pesquisas conduzidas no Suriname (de Graaf 1986, Jonkers 1987 e Hendrison 1990 *apud* Johns *et. al.* 1996), Austrália (Crome *et. al.* 1992), Malásia (Malmer & Grip 1990, Pinard & Putz 1996) e Brasil (Johns *et. al.* 1996) revelaram que existe uma possibilidade em reduzir o dano causado durante a exploração de madeira. Foi observado que, enquanto em um sistema tradicional de exploração de madeira (corte seletivo) a floresta necessitaria de 75 a 100 anos para sofrer uma segunda exploração de forma a retirar volume semelhante de madeira, em um sistema adequadamente manejado este período pode ser reduzido em 30 a 40 anos (Barreto *et. al.* 1993). O impacto causado pelos métodos de exploração também

podem ser reduzidos mediante um manejo adequado. O direcionamento na queda da árvore e técnicas adequadas de extração resultaram em redução do impacto em cerca de 25% em uma área de floresta de dipterocarpáceas na Malásia, contra 66 % de dano causado pelo método convencional (Pinard & Putz 1996). Em florestas amazônicas, onde o dano é estimado em cerca de 50 % no método convencional (Veríssimo *et. al.* 1992), com o manejo é possível reduzi-lo a percentuais entre 32% (Johns *et. al.* 1996) e 40% (Hendrison 1990) (Tabela 1).

O processo de manejo consiste basicamente no inventário e mapeamento das árvores que serão extraídas; planejamento das trilhas e estradas para acesso e retirada das toras; corte prévio de cipós (evita a queda de outras árvores unidas à que será extraída); corte e queda direcionada da árvore (para evitar excesso de resíduos durante o corte e derrubada); planejamento no transporte das toras, evitando excesso de movimentação das máquinas no transporte; e, posteriormente, tratamentos silviculturais visando favorecer o desenvolvimento de espécies alvo para cortes futuros (maiores detalhes em Johns *et. al.* 1996, Pinard & Putz 1996, Uhl *et. al.* 1997, Vidal *et. al.* no prelo).

Apesar da viabilidade apresentada pela extração manejada de madeira, no que diz respeito aos impactos causados à vegetação (Johns *et. al.* 1996, Pinard & Putz 1996), os estudos acerca da influência da extração madeireira sobre a capacidade de regeneração e recuperação do sistema florestal, e sobre as modificações na fauna ainda são escassos (Thiollay 1992, Newman 1993, Stanley & Gretzinger 1996, Lindermayer & Possingham 1996, Rittl 1998), principalmente na região neotropical.

Tabela 1. Dano por hectare, durante cada fase de extração madeireira, planejada e tradicional, através do uso de trator de esteira, na Fazenda Sete, Paragominas - PA. (Johns *et al.* 1996).

Exploração Planejada							Exploração Tradicional						
Número de árvores danificadas/ha							Número de árvores danificadas/ha						
Fase de exploração	Área afetada (m ²).	Dano moderado em copas	Dano severo em copas	Dano moderado em troncos	Dano severo em troncos	Total	Área afetada (m ²).	Dano moderado em copas	Dano severo em copas	Dano moderado em troncos	Dano severo em troncos	Total	
Derrubada de árvores	756	18	20	7.3	17.7	64	777	26	41	16	41	124	
Manobra de máquinas	23	0.9	0.1	3.1	6.6	11	254	1.0	0	4.1	8.7	14	
Abertura de paños	663	1.6	0.2	5.6	17	25	756	2.5	0.3	8.9	13	24	
Construção de paños para deposição de toras	61	0.1	0	0.2	3.4	3.7	153	0.33	0.2	0.5	6.0	6.9	
Construção de estradas para retirada das toras	203	2.7	0.76	2.6	9.0	15	336	4.8	1.8	10	15	32	
Total	1706	23	22	18	54	118	2276	34	43	40	83	201	

A importância da biodiversidade: um número ou uma função biológica?

As florestas sempre foram consideradas verdadeiros “estoques” de biodiversidade e são responsáveis pela manutenção de uma série de processos críticos para a biosfera como um todo (Erwin 1982, Erwin 1988, Wilson 1988, Raven 1988, Ehrlich & Wilson 1991, Noble & Dirzo 1997). Geralmente a questão crucial em torno da biodiversidade é saber quantas espécies existem no mundo, ou em um ecossistema como a Floresta Amazônica, e até mesmo em uma única árvore ou lagoa (May 1992). Quando fazemos estas perguntas estamos pensando na diversidade unicamente como um número – o número de espécies diferentes encontradas em um determinado local. Quando Erwin fumegou 19 árvores de *Luehea seemannii* em 1982 encontrando mais de 1200 espécies de besouros, e a partir de seus resultados estimou para uma floresta qual seria o número total de espécies de besouros vivendo nas copas de árvores, a comunidade científica entrou em colapso mediante a possibilidade de que as estimativas da diversidade biológica realizadas até então poderiam estar subestimadas em alguns grupos. Entretanto, por maior que seja a necessidade de se descobrir e quantificar novas espécies, a redução, e em alguns casos a completa ausência de especialistas em grupos hiper diversos, tem tornado este tipo de estudo cada vez mais inviável a curto prazo.

A redução nos esforços taxonômicos, isto é, no número de especialistas para a identificação principalmente daqueles grupos da fauna cuja ausência de encanto os relega a segundo plano, aliada à velocidade com que as alterações ambientais tem ocorrido na natureza passaram a exercer influências no estudo da biodiversidade. Assim estudos baseados em avaliações rápidas no número de espécies habitando um determinado local, a utilização de táxons bioindicadores e o agrupamento de espécies em grupos funcionais, poderiam fornecer acesso

rápido a informações passíveis de serem extrapoladas na classificação de um ambiente em relação a seu grau de integridade biológica. Inúmeros trabalhos, os quais pela mera quantificação do número de espécies em uma área, assumem na representação e na extrapolação de espécies qual o estado biológico de uma paisagem, passaram a ser as melhores ferramentas para as avaliações ambientais (Oliver & Beattie 1993, Oliver & Beattie 1995) e para conservação destas paisagens. Assim, a biodiversidade passou a ter uma abordagem muito mais subjetiva (Pearson 1995) do que numérica.

Sabe-se que fragmentação e alteração das paisagens florestais variam de acordo com sua localização geográfica, e têm sido a principal causa de modificações nas comunidades como um todo, e, conseqüentemente, na estrutura e no funcionamento destes ecossistemas (Samways, 1992). Sabe-se também que processos como a extinção de espécies endêmicas e invasão por espécies exóticas (Elton 1958, Harris 1984, Wilson 1988, Anderson 1990, Ehrlich & Wilson 1991, Redford 1992, Terborgh 1992, Franklin 1993, Wilson 1994) têm se mostrado cada vez mais presentes nos estudos acerca das conseqüências da fragmentação e degeneração dos ecossistemas. Redford (1992), por exemplo, alertou a comunidade científica através do conceito de “florestas vazias”, isto é, florestas aparentemente intactas as quais estariam desprovidas de alguns elementos da fauna, removidos pela presença de atividade antrópica, como a caça. Independentemente do tipo de alteração antrópica (seja a caça ou o desmatamento), as maiores perdas, portanto, estariam concentradas naqueles grupos cujas funções biológicas são importantes para a manutenção dos ecossistemas (Tranner *et. al.* 1994, Lugo 1988 e 1995, Andersen 1995, Silver *et. al.* 1996).

Algumas das influências que uma paisagem fragmentada exerce sobre suas comunidades podem, por exemplo, ocorrer através de efeitos que regulem a distribuição de

nutrientes que englobam fenômenos como nidificação em animais ou produção de frutos e sementes em vegetais. Estas influências também podem ocorrer através de uma série de modificações micro-climáticas (como variações sutis na temperatura e umidade do solo, por exemplo). Embora estudos revelem que a distribuição de algumas comunidades tem sido fortemente relacionada com o clima, disponibilidade de alimento, predação, competição e barreiras para a dispersão (Schluter & Ricklefs 1993), e que estes fatores conjuntamente atuam sobre a diversidade de espécies, o papel que cada um exerce isoladamente dentro das populações não é discutido com clareza (Bell *et. al.* 1990).

Avaliar as comunidades através da discriminação de suas populações em termos de biomassa, área basal, abundância e número de espécies, é de fato, um item essencial para a conservação e monitoramento ambiental (Coddington *et. al.* 1996, Rosenzweig 1995). Entretanto, mediante às rápidas e crescentes transformações ambientais mundiais, cada vez mais pesquisadores tem chamado atenção para a necessidade de estudos complementares sobre a biodiversidade, isto é, aqueles que forneçam maior quantidade de informações com menor quantidade de esforço (Cowell & Coddington 1994, Coddington *et. al.* 1996).

Quantificar o número de espécies e de indivíduos é o primeiro passo para se avaliar uma comunidade. Através do número de espécies e de sua abundância, é possível detectar quais são as tendências de variação dentro de uma comunidade e entre comunidades de diferentes locais. Assim, a riqueza de espécies tem sido a forma de avaliação mais amplamente utilizada, por causa de sua simplicidade na aquisição e análise de dados (Lande 1996).

Considerando todos estes aspectos, como determinar o “status” de um ecossistema ou hábitat apenas quantificando o número de espécies diferentes, sem saber exatamente quais são? Sem procurar investigar qual o papel destas espécies no ecossistema e vice-versa?

O objetivo geral deste trabalho foi verificar como a comunidade de formigas se distribui em termos de número e composição de espécies ao longo de duas áreas que sofreram extração de madeira de forma diferente (manejada e tradicional) e uma área de floresta primária, todas situadas na Fazenda Agrosete, município de Paragominas, Estado do Pará. Assim, duas hipóteses foram testadas: a) a de que as comunidades de formigas apresentam diferenças na diversidade de espécies em cada hábitat estudado, e b) que as comunidades de formigas apresentam diferenças quanto a composição de espécies em cada hábitat estudado.

Capítulo 2

ÁREA DE ESTUDO

O município de Paragominas situa-se dentro de um “arco de desmatamento”, o qual abrange ainda o norte do Estado do Mato Grosso e região oriental do Estado de Tocantins (Figura 1). Este município é um dos maiores pólos madeireiros do país, com cerca de 240 serrarias, promovendo a retirada, em florestas da região, de cerca de 500.000 árvores por ano (Amaral com. pess.). O estudo foi realizado na Fazenda Agrosete, situada a cerca de 30 km do município de Paragominas - PA (3°S , 50°W) (Figura 2).

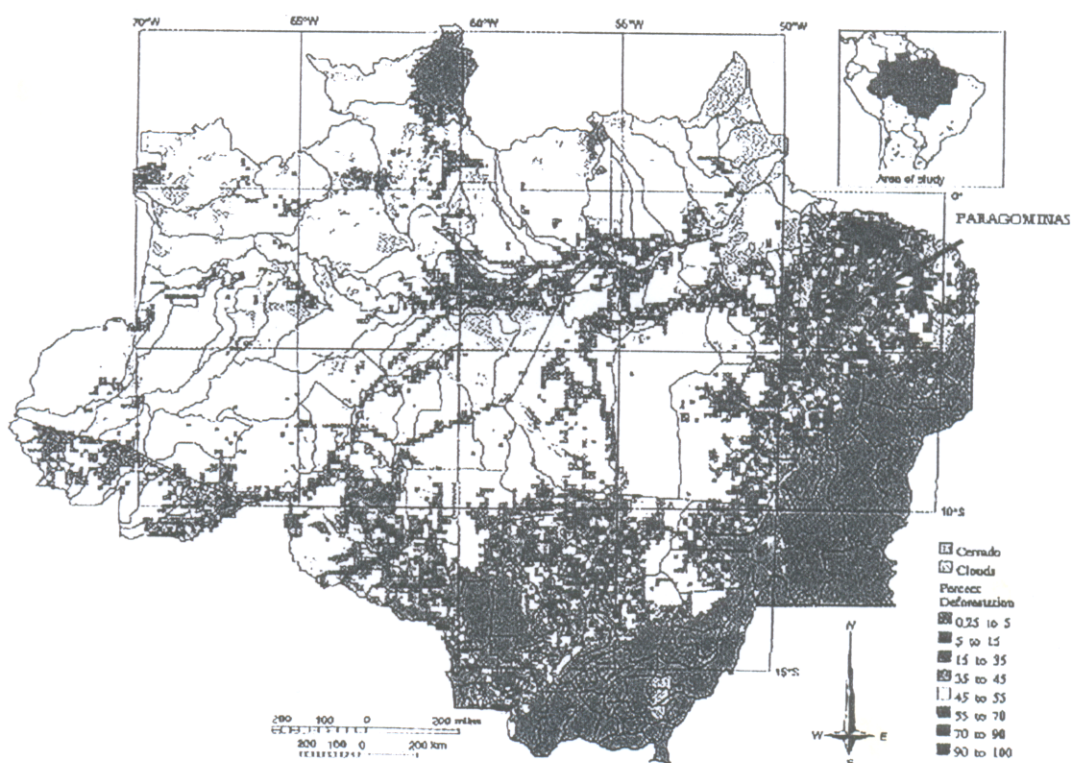


Figura 1. Arco do desmatamento na Amazônia, situando a região do município de Paragominas (Fonte: Skole & Tucker 1993).

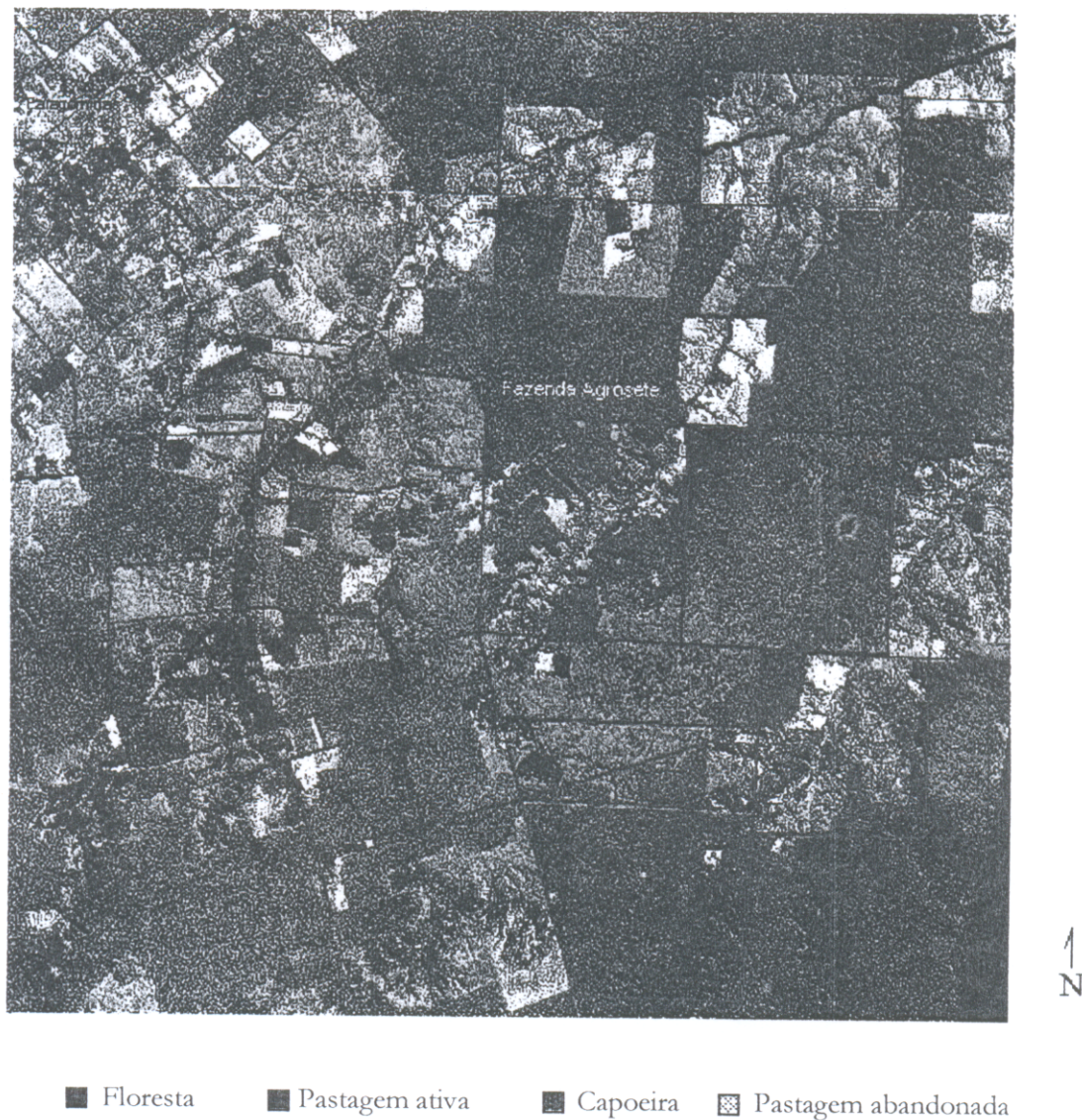


Figura 2. Imagem de Satélite Landsat (1995), localizando a Fazenda Agrossete e o município de Paragominas, PA.

A floresta desta região é perenifolia, com as copas atingindo de 25-40 metros, e a biomassa acima do solo é estimada em cerca de 300 t/ha (Uhl *et. al.* 1988). Os solos são predominantemente Oxisolos e Ultisolos. A pluviosidade atinge cerca de 1700 mm/ano, ocorrendo principalmente nos meses de janeiro a maio apresentando uma estação seca no

período de junho a dezembro, quando a precipitação fica por volta de 250 mm. A maior parte da atividade madeireira se concentra neste período (Veríssimo *et. al.* 1995).

Histórico da Extração de Madeira na Fazenda Agrosete - Na Fazenda

Agrosete foi realizada uma extração de madeira em 180 ha de mata entre os meses de outubro e dezembro de 1993. Esta extração faz parte de uma série de estudos desenvolvidos pelos pesquisadores do Instituto de Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON), com o objetivo de avaliar dois métodos de extração de madeira: o corte tradicional empregado na região, e um sistema de corte manejado proposto pelos pesquisadores (Figura 3). De acordo com este estudo, uma área de 205 ha de floresta nativa contínua foi dividida em três blocos distintos e adjacentes de 75 ha, 105 ha e 25 ha (não isolados entre si) respectivamente inseridos em uma matriz de floresta explorada de aproximadamente 10.000 ha. No primeiro bloco houve exploração tradicional da madeira nos moldes de Paragominas, no segundo a exploração manejada proposta pelos pesquisadores e no terceiro a floresta foi mantida intacta. Cinco procedimentos foram realizados na fase inicial de extração manejada e tradicional e avaliados quanto aos impactos causados: 1- Abertura de estradas de transporte através de tratores de esteira; 2- Construção de pátios de deposição de toras em intervalos ao longo das estradas; 3- Derrubada e traçamento das árvores; 4- Amarração das toras com um cabo de aço acoplado em trator de esteira ou de arraste para manobragens na zona do fuste; e 5- Arraste das toras até os pátios de deposição e estocagem para posterior transporte para fora da área de extração. No modelo tradicional de exploração, não há um treinamento prévio dos operadores de moto-serra nem dos tratoristas, o que ocasiona erro no corte (p. ex. derrubada de árvores ocas ou trincadas), e aumento inadvertido de clareiras na floresta (pela manobra do trator) o qual é agravado pela presença de cipós que arrancam as árvores adjacentes quando uma delas é cortada. Esta forma de exploração resulta, em média, no

aproveitamento econômico de uma árvore para cada 27 árvores derrubadas, afetando assim a metade da cobertura vegetal da floresta (Johns *et. al.* 1996).

O modelo de extração manejada, segue algumas medidas: 1- Corte prévio de cipós com mais de 2 cm de dap dois anos antes da extração de madeira; 2- Direcionamento da queda das árvores e planejamento das trilhas de transporte das toras para evitar dano em árvores jovens de valor comercial; 3- Utilização de ganchos presos aos tratores para suspender as árvores 5-15 m da zona do fuste, reduzindo o dano na vicinidade da árvore caída; 4- Desenho das trilhas e marcação dos melhores atalhos para transportar as árvores derrubadas; 5- Construção dos pátios com um tamanho suficiente para acomodar o número de toras que serão levadas até ele; e 6- Construção das estradas em linha aproximadamente reta, reduzindo sua área total.

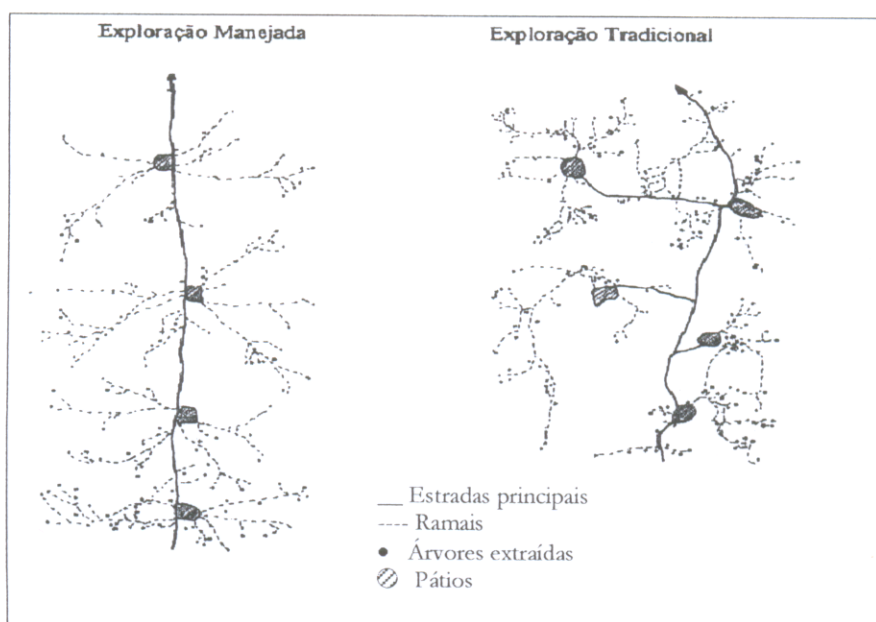


Figura 3. Esquema comparativo entre trilhas, estradas e pátios para deposição de madeira (Fonte: Johns *et. al.* 1996).

Coleta e identificação das formigas - Para testar as hipóteses propostas neste trabalho (pg. 9), durante os meses de dezembro de 1997 e março de 1998 amostras da mirmecofauna de solo foram coletadas nos três habitats (floresta primária, exploração tradicionais e exploração manejada) localizados na Fazenda Agrosete, Paragominas – PA. Estes meses abrangem a temporada das chuvas e podem caracterizar dezembro de 1997 como sendo o início da estação chuvosa, e março de 1998 o mês cuja pluviosidade atinge seus valores máximos (Figura 4).

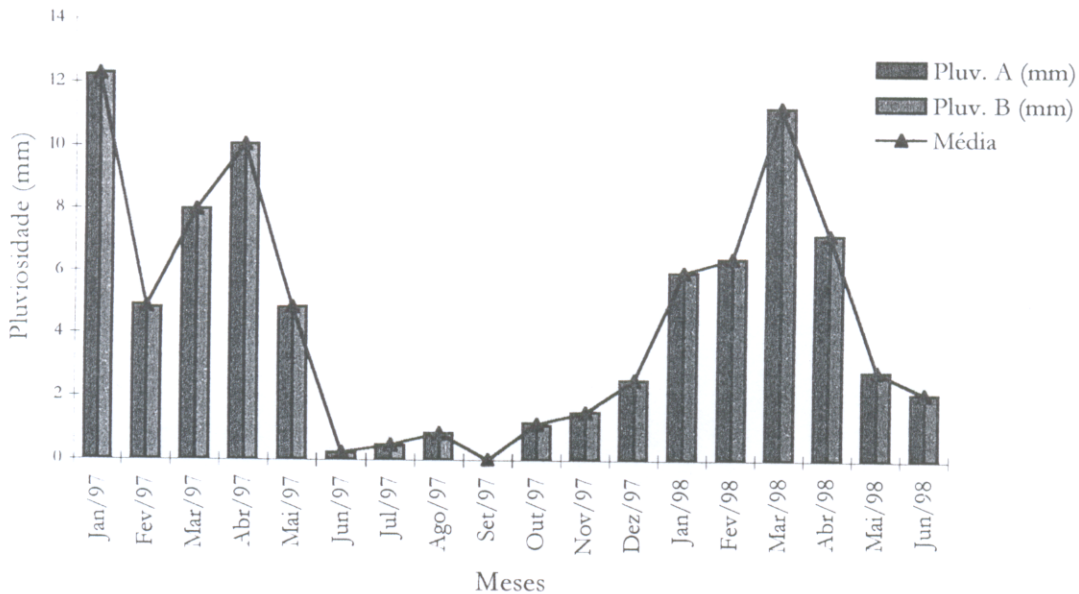


Figura 4. Variação pluviométrica, município de Paragominas – PA durante os meses de Janeiro de 1997 a Junho de 1998.

As armadilhas utilizadas foram do tipo “pitfall traps”, e consistem de frascos (32 mm de diâmetro x ~100 mm de altura) enterrados no solo de forma que apenas sua abertura fique ao nível da superfície (Majer & Delabie 1994) (Anexo II). Eles são preenchidos com uma solução de álcool (96 g.l) diluído em água (1:1) com algumas gotas de detergente líquido, para quebrar a tensão superficial da água. O uso deste tipo de armadilha é bastante freqüente

em inventários da fauna de formigas epigêicas, devido à baixa seletividade (Southwood 1978, Majer & Delabie 1994, Vasconcelos & Delabie (no prelo)).

Em cada hábitat, foram marcados seis transectos de 200 m de comprimento cada, que foram tomados como unidade amostral. Os transectos foram codificados através de números e letras e distanciaram 100 metros entre si, distância suficiente para garantir a independência amostral entre cada unidade/hábitat. Em cada um destes transectos, foram marcados 20 pontos fixos, distantes 10 metros um do outro (Anexo III). Quinze pontos em cada transecto/hábitat foram sorteados ao acaso para a instalação das armadilhas. Em cada mês de coleta um novo sorteio foi realizado.

O tempo de permanência dos frascos no campo foi de 10 dias, com uma retirada do material após 5 dias da instalação. Esta retirada de subamostras a cada cinco dias foi realizada para evitar perda de material por putrefação ou transbordamento, quando na época das chuvas. Foram coletados durante os dois meses de trabalho de campo um total de 540 pontos divididos em quatro subamostras. A cada amostragem, o material coletado em cada armadilha foi codificado e colocado em sacos plásticos para triagem posterior. A identificação e montagem do material seguiram os padrões utilizados para taxonomia de insetos. As formigas foram separadas dos demais invertebrados, contadas e posteriormente montadas em alfinetes entomológicos. A identificação foi realizada com auxílio de uma lupa binocular e chaves de identificação (Hölldobler & Wilson 1990, Bolton 1994) e comparações com material já identificado de outras coleções. Quando na falta de referências e material de comparação para identificação, o exemplar foi morfotipado (recebeu um número para a espécie). Os demais invertebrados e outros animais coletados nas armadilhas foram codificados e preservados em álcool para trabalhos posteriores. Os dados foram anotados em uma planilha contendo: Data (d/m/a), hábitat, mês, amostra, transecto, ponto, subfamília,

gênero, espécie, número de indivíduos e número de exemplares montados (para controle na coleção). O material coletado está depositado na coleção do Museu Paraense Emílio Goeldi.

Para a organização do banco de dados e para as análises estatísticas foram empregados os programas Microsoft EXCEL 7.0, SYSTAT© 5.03 (Wilkerson 1993), e STATISTICA© 5.1 (StatSoft Inc. 1996).

Para testar a hipótese de que existem diferenças na diversidade de espécies nos habitats estudados (a) foram empregados dois procedimentos: 1- O cálculo dos índices de diversidade de Shannon-Wiener, Simpson e Alfa de Fisher; e 2- A estimativa de riqueza através da extrapolação do número de espécies observadas em cada habitat estudado. Para o primeiro procedimento foram empregados os programas Bio~DAP (Magurran 1988) e EstimateS© 5.01 (Colwell 1997), e para o segundo apenas o programa EstimateS© 5.01 (Colwell 1997). Para avaliar as diferenças na composição de espécies entre os habitats (hipótese b) foi empregado o programa AFFINITY© 4.03 (Scheiner 1992). As análises de similaridade faunística e de dominância foram calculadas respectivamente através dos índices de Morista-Horn, Jaccard e Berger-Parker (Magurran 1988), com o auxílio dos programas Bio~DAP (Magurran 1988), e EstimateS© 5.01 (Colwell 1997).

As considerações teóricas pertinentes a cada análise empregada, os resultados encontrados e respectivas discussões, por se tratarem de abordagens estatisticamente distintas, são apresentadas separadamente nos capítulos 3, 4 e 5.

Capítulo 3

COMUNIDADES DE FORMIGAS EM UMA ÁREA DE EXTRAÇÃO MADEIREIRA: COMPARAÇÕES ATRAVÉS DO USO DE ÍNDICES DE DIVERSIDADE.

CONSIDERAÇÕES TEÓRICAS

Uma comunidade “*sensu stricto*” pode ser definida como um conjunto de espécies que interagem entre si (MacArthur 1965) através de associações espaciais, funcionais ou taxonômicas (Schluter & Ricklefs 1993). Ela é considerada organizada quando esta interação forma determinados subconjuntos de forma constante, e diferentes daqueles esperados pela casualidade (Hölldobler & Wilson 1990). A habilidade das espécies em se dispersarem e ajustarem-se ao ambiente faz com que existam “membros exclusivos”, ou seja, de admissão restrita dentro das comunidades. Assim, a organização só ocorrerá quando forem estabelecidas conexões estáveis entre as espécies pertencentes a esta comunidade (Elton 1933 *apud* Hölldobler & Wilson 1990), e quanto mais numerosas forem tais conexões e mais complexas as hierarquias que elas criam, maior será o nível de organização da mesma (Diamond & Case 1986).

A avaliação da distribuição dos organismos ao longo de diferentes paisagens, sejam ambientes naturais ou áreas exploradas, é um procedimento fundamental para compreender a dinâmica das populações e a interação entre as comunidades (Crist & Wiens 1996) e seus padrões de diversidade de espécies. Vários estudos têm mostrado que existem relações entre estes fatores (Room 1975, Greenslade & Greenslade 1977, Pimm 1984, Thiollay 1992, Andersen 1995, Mason 1996) e que eles conjuntamente atuam na dinâmica do ecossistema (Pimm 1984, Rosenzweig 1995).

A exploração comercial de madeira é uma das atividades mais freqüentes nas florestas tropicais mundiais (Uhl & Vieira 1989, Neumann 1992, Thioly 1992, Pinard & Putz 1996). Os impactos causados pela extração de árvores, têm sido alvo de diversos estudos, principalmente envolvendo alterações na vegetação circundante (Johns *et. al.* 1996, Uhl & Vieira 1989), ou em grupos da fauna cujas respostas a este processo são mais visíveis, como aves (Thioly 1992, Mason 1996) e mamíferos (Rittl 1998). Apesar da preponderância dos invertebrados tanto em termos de biomassa, como de número de espécies (Fittkau & Klinge 1973, May 1992), poucos estudos relatam os efeitos da fragmentação florestal causada pelo desmatamento na estrutura das comunidades de invertebrados neotropicais (Vasconcelos 1988, Klein 1989, Carvalho 1998).

A importância das formigas nos ambientes tropicais têm sido destacada por diversos autores (Room 1975, Fowler 1996, Andersen 1991, 1995, 1997, Brühl *et. al.* 1998) e inúmeros inventários têm confirmado sua presença predominante dentre os demais artrópodos (Southwood *et. al.* 1982, Stork 1988 e 1991, Tingle *et. al.* 1992, Majer *et. al.* 1994). Elas são encontradas em todos os estratos florestais, utilizam inúmeros tipos de recursos e como alimento, desenvolvem um papel importante na ciclagem de nutrientes (Gunardi & Verhoef 1993, Brühl *et. al.* 1998) e provavelmente atuam na estruturação de comunidades de outros artrópodos nestes ecossistemas, pois podem regular suas populações através da predação e da competição (Carroll & Janzen 1973, Torres 1984, Hölldobler & Wilson 1990, Seufert & Fiedler 1996).

As variações micro-climáticas causadas por regimes de fogo (Andersen 1991), a simplificação ou alterações de paisagens originais causadas por atividades antrópicas (Torres 1984, Roth *et. al.* 1994, Fowler *et. al.* 1994, Majer *et. al.* 1994, Andersen 1995, Fowler *et. al.* 1995), a estratificação florestal (Brühl *et. al.* 1998) e os gradientes latitudinais (Benson & Harada 1988, Cushmann *et. al.* 1993) são alguns exemplos de fatores que atuam

nos padrões de diversidade apresentados pelas comunidades de formigas em diferentes habitats.

A diversidade de espécies pode ser estimada através de parâmetros oriundos dos ajustes na curva de frequência/abundância de espécies por meio de modelos teóricos como o lognormal, binomial negativo, série geométrica e logarítmica (Kempton & Taylor 1974, May 1975, Pielou 1975, Sai & Mishra 1986, Colwell & Coddington 1994); ou através de índices, os quais geralmente são uma função da relação do número de espécies/indivíduos encontrados em uma determinada área. As medidas mais populares para avaliação da diversidade são as não paramétricas, ou seja, que não dependem de uma distribuição particular na abundância de espécies (Lande 1996). Elas devem ser estatisticamente acuradas, dispensar um grande esforço amostral para detectar variações na comunidade, e ainda, avaliar não só a abundância de indivíduos ou espécies, como a uniformidade da distribuição de espécies ao longo das amostras (Pielou 1975, Magurran 1988).

Os objetivos deste capítulo foram: a)- Verificar se a diversidade de espécies de formigas coletadas em três habitats distintos apresentou diferenças quando a mesma é expressa por meio de diferentes Índices de Diversidade (Magurran 1988, Rosenzweig 1995) e b) - Avaliar a performance de cada índice utilizado para a comunidade amostrada.

MÉTODOS

Área de estudo e coleta de dados – Os dados foram coletados de acordo com a metodologia descrita no Capítulo 2 do presente trabalho. Para calcular os Índices de Diversidade, planilhas contendo as espécies coletadas por habitat foram elaboradas de duas formas, uma contendo o número de registros de cada espécie por transecto/habitat (i.e, o número de pontos onde a espécie ocorreu) para análises quantitativas, e outra com dados

de presença (1) e ausência (0) em cada transecto/hábitat estudado, para análises comparativas.

Análises estatísticas – Os Índices de Diversidade de Shannon-Weaver (H') (Magurran 1988) e Série logarítmica de Fisher (Fisher *et. al.* 1943) foram inicialmente calculados para cada transecto/hábitat para determinar a diversidade local (α), ou intra-ambiente.

O índice de diversidade de Shannon-Weaver é dado pela equação:

$$H' = -\sum_{i=1}^S (P_i) (\log_2 P_i),$$
 sendo S o número de espécies e P_i a proporção da amostra total que pertence a espécie i . O valor de P_i foi estimado através de n_i/N , denominado estimador de máxima probabilidade, sendo n_i o número de ocorrências da espécie i e N o número total de ocorrências de todas as espécies (Pielou 1969) para cada transecto. Como este índice atribui menor peso as espécies raras, a uniformidade das distribuições de abundância foram calculadas através da fórmula:

$$E = H' / \ln S$$

O índice de diversidade de Fisher, é descrito pela equação: $S = \log_e (1 + N/\alpha)$, onde α é o Índice de Diversidade, S o número de espécies na amostra e N o número total de indivíduos. Neste caso, o parâmetro N foi substituído pelo número de armadilhas (ou pontos) com registro da espécie i , tendo em vista que o uso do número de indivíduos possui forte dependência com o caráter gregário produzido pela vida colonial das formigas (Romero & Jaffe 1989). O parâmetro α possui boas propriedades matemáticas, independentemente do tamanho amostral (Wolda 1983). Ele implica que o número de espécies raras (representadas por um único indivíduo ou espécime) possui valor máximo, ocorrendo o contrário para espécies comuns (Krebs 1989).

O Índice de Simpson (Simpson 1949) avalia a probabilidade de que dois indivíduos selecionados ao acaso em uma mesma amostra, sejam da mesma espécie. Ele é calculado através da fórmula: $L = \sum n_i (n_i - 1) / N (N - 1)$, sendo n_i o número de indivíduos na espécie “i” e N, o tamanho da amostra. Novamente o número de indivíduos foi substituído pelo número de pontos.

O Índice de Simpson varia inversamente com a heterogeneidade, e confere relativamente pouco peso para as espécies raras e maior peso às comuns. Ele também pode ser expresso como $D = 1 - L$, cujos valores de D variam entre 0 (baixa diversidade) e $1 - 1/s$ (valor máximo), onde s é o número de espécies (Pielou 1975, Sai & Mishra 1986).

Os Índices de Diversidade foram calculados através dos programas EstimateS (vs. 5.01) e Bio~DAP (1988). Maiores descrições podem ser obtidas em Colwell (1997) e Magurran (1988). Testamos a hipótese de que existem diferenças na diversidade em função do habitat através da Análise de Variância Multivariada (MANOVA), e no caso de rejeição da hipótese, detectamos estas diferenças através do Teste DHS de Tuckey (Zar 1984). Estes testes foram realizados através do SYSTAT (vs. 5.03) (Wilkinson 1993).

RESULTADOS

Das 134 espécies de formigas encontradas na Fazenda Agrosete, 114 espécies ocorreram no mês de dezembro de 1997 e 77 espécies em março de 1998. A taxa de captura de formigas por período amostral foi determinada através da proporção média de espécies/indivíduos coletados a cada intervalo de cinco dias (Figura 1). De modo geral, em dezembro de 1997, 98 espécies e 1857 indivíduos foram coletados no primeiro período, contra 76 espécies e 1360 indivíduos no segundo. No mês de março de 1998, 57 espécies e 567 indivíduos foram coletados nos primeiros cinco dias, e 62 espécies e 497 indivíduos nos cinco últimos dias. Esta variação na taxa de captura tanto em número de indivíduos

como de espécies embora tenha sido pequena acompanhou a pluviosidade registrada durante os dias de amostragem, sendo as maiores taxas observadas em dezembro de 1997 e as menores em março de 1998, mês onde foi registrados o maior Índice pluviométrico (veja Figura 4, Capítulo 3) desta pesquisa.

Considerando a área total, isto é tanto as áreas exploradas quanto a floresta primária, a subfamília mais representativa foi Myrmicinae, com 20 gêneros e 72 espécies, seguida por Ponerinae com 11 gêneros e 32 espécies e Formicinae com 3 gêneros e 14 espécies. As demais subfamílias acrescentam conjuntamente mais 16 espécies e 8 gêneros (Figura 2).

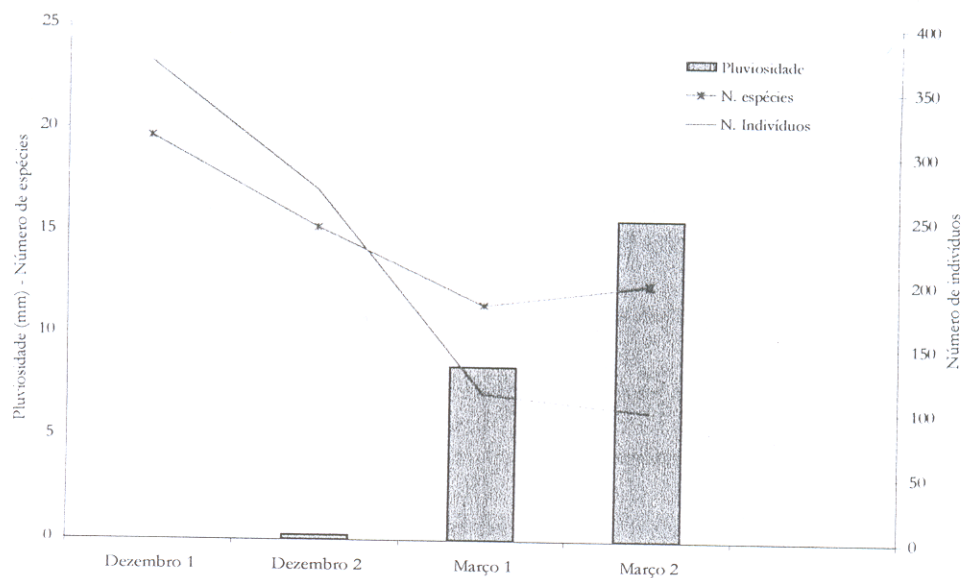


Figura 1. Taxa de captura da mirmecofauna (espécies e indivíduos) na Fazenda Agrosete, Paragominas – PA, em função do período amostral, e sua relação com a pluviosidade média registrada na mesma época.

O percentual de contribuição de cada subfamília por habitat amostrado apresentou algumas mudanças (Figura 3). O Corte Manejado, por exemplo, contribuiu com

o maior número de espécies das subfamílias Formicinae (o dobro em relação as outras áreas) e Ponerinae; enquanto que o Corte Tradicional teve maior número de espécies pertencentes à subfamília Myrmicinae, sendo 49% destas pertencentes a um único gênero.

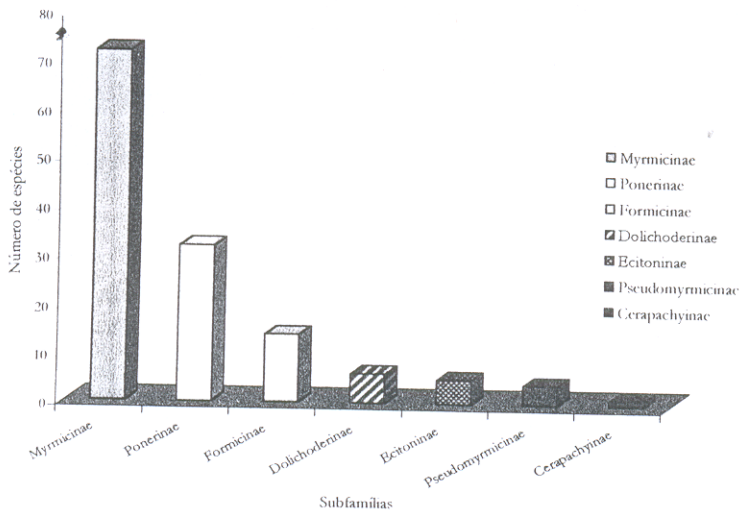


Figura 2. Distribuição do número de espécies por subfamílias de formigas amostradas na Fazenda Agrosete, Paragominas – PA.

Este gênero – *Pheidole* - apresentou um total de 30 espécies, com 21 espécies ocorrendo na Floresta Primária, 21 no Manejo e 25 no Corte Tradicional. Os demais gêneros com maior número de espécies foram *Camponotus* (11 espécies) e *Pachycondyla* (10 espécies). Vinte e três gêneros, a maior parte deles pertencentes à subfamília Myrmicinae, foram representados por uma única espécie. Os demais gêneros apresentaram em torno de quatro a cinco espécies cada (Anexo I).

Considerando cada hábitat amostrado na Fazenda Agrosete, foram obtidas 90 espécies (34 gêneros) na Floresta Primária, 90 no Corte Manejado (32 gêneros) e 84 no Corte Tradicional (31 gêneros). O número médio de espécies de formigas capturadas em cada hábitat não apresentou diferenças significativas ($F_{2,93}=1,06$; $p=0,402$). Quando

consideramos cada período amostral como um evento isolado, foram observadas diferenças quanto ao número de espécies ($F_{3gl}= 51,24$; $p< 0,05$) número de gêneros ($F_{3gl}= 8,5$; $p < 0,05$) e número de indivíduos ($F_{3gl}= 11,02$; $p< 0,05$). Dentre as espécies encontradas 20 ocorreram exclusivamente no Corte Manejado, 17 na Floresta Primária e 17 no Corte Seletivo; e 48 espécies foram comum aos três habitats (Tabela 1).

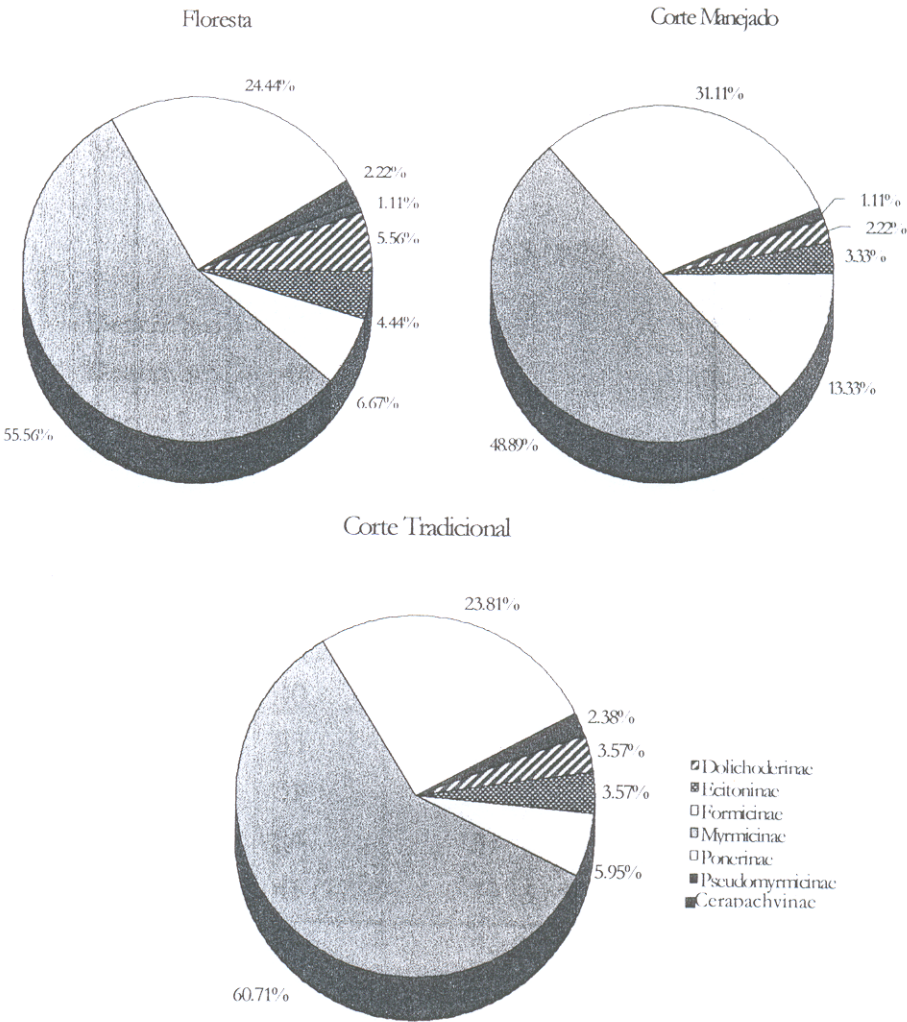


Figura 3. Percentual de contribuição de cada subfamília nos três habitats amostrados na Fazenda Agrosete, Paragominas – PA.



Tabela 1. Descrição de cada hábitat amostrado na Fazenda Agrosete, Paragominas - PA, com seus respectivos parâmetros de avaliação da fauna de formigas.

Hábitat *	Período Amostral	Número de espécies	Número de gêneros	Número de indivíduos	Espécies exclusivas
<i>Floresta Primária</i>	Dezembro 1	60	24	561	17
	Dezembro 2	48	22	590	
	Março 1	32	22	173	
	Março 2	38	21	162	
	Total	90	34	1.486	
Média (± DP)		45 (11,92)	22,5 (1,29)	372 (235,89)	
<i>Corte Manejado</i>	Dezembro 1	68	23	817	20
	Dezembro 2	44	16	469	
	Março 1	36	20	181	
	Março 2	34	19	160	
	Total	90	32	1.627	
Média (± DP)		46 (15,61)	19,5 (2,89)	406,75 (307,69)	
<i>Corte Tradicional</i>	Dezembro 1	58	23	479	17
	Dezembro 2	40	15	301	
	Março 1	33	21	213	
	Março 2	31	17	175	
	Total	84	31	1.168	
Média (± DP)		41 (12,29)	19 (3,65)	292 (135,37)	
Total Geral		134	42	4.281	-

O resultado dos Índices de Diversidade podem ser visualizados na Tabela 2. O índice de Shannon-Weaver (H') e Alfa de Fisher atribuíram a maior diversidade à Floresta Primária. A uniformidade para estes índices (E) foi similar entre estes habitats e, apesar da

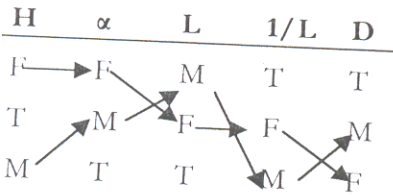
pouca diferença, foi maior no Corte Tradicional. Os índices de Simpson (L e D) atribuíram valores maiores ao Corte Tradicional (Figura 4).

Tabela 2. Índices de Diversidade e uniformidade calculados para as comunidades de formigas nos três habitats amostrados na Fazenda Agrosete, Paragominas – PA.

Índices	Habitats		
	<i>Floresta Primária</i>	<i>Corte Manejado</i>	<i>Corte Tradicional</i>
Shannon H' ^a (X ± SD))	3,48 ± 0,01	3,44 ± 0,01	3,45 ± 0,00
Shannon E	0,77	0,77	0,78
Simpson L ^a	0,06	0,076	0,05
1/Simpson ^a (X ± SD)	15,02 ± 0,26	13,80 ± 0,18	17,54 ± 0,00
Simpson D ^a (1-L)	0,87	0,92	0,94
Alpha – Fisher ^a (X ± SD)	28,05 ± 1,88	28,03 ± 1,87	26,66 ± 1,87

^a – Cálculos realizados através do valor médio cumulativo de cada transecto. E – Uniformidade

Os valores altos encontrados para Simpson D, sugerem que a diversidade encontrada em Shannon é baixa, pois o componente principal de Simpson D é a dominância, enquanto que em Shannon é a riqueza de espécies (Solow 1993).



H- Shannon-Weaver; α – Alfa de Fisher; L, 1/L e D – Simpson
F- Floresta; M- Corte Manejado; T- Corte Tradicional

Figura 4. Habitats ordenados de acordo com os valores obtidos nos Índices de Diversidade da Tabela 2.

Os habitats amostrados não tiveram efeitos sobre os valores observados em Shannon (H'). A maior parte da variação encontrada neste índice teve relação com o

período amostral apenas (mês). Esta tendência não foi observada nos índices de Simpson (1/L) e Alpha de Fisher, onde ambas as variáveis espaciais e temporais (hábitat e mês) tiveram efeito significativo no resultado encontrado para o Índice de Diversidade (Tabela 3), indicando diferenças entre as diversidades médias dentro dos transectos/hábitats.

Tabela 3. Resultado da interação entre habitats e mês de amostragem e seu efeito sobre os Índices de Diversidade.

<i>Índices</i>	FONTE	SQ	GL	QM	F	P
Shannon H'	Hábitats	0,023	2	0,011	0,455	0,636
	Mês	1,113	1	1,113	44,589	0,000*
	H/M	0,000	2	0,000	0,004	0,996
	Erro	1,647	66	0,025		
1/Simpson	Hábitats	195,730	2	97,865	66,167	0,000*
	Mês	15,355	1	15,355	10,382	0,002*
	H/M	0,642	2	0,321	0,217	0,806
	Erro	97,617	66	1,479		
Alpha-Fisher	Hábitats	62,102	2	31,051	22,049	0,000*
	Mês	216,736	1	216,736	153,903	0,000*
	H/M	0,998	2	0,499	0,354	0,703
	Erro	92,945	66	1,408		

* Significativo

DISCUSSÃO

A distribuição de espécies e indivíduos observada no ecossistema da Fazenda Agrosete sugere que os efeitos das variações diárias na temperatura e pluviosidade locais podem desempenhar um papel importante na diversidade de espécies. Algumas espécies vegetais, por exemplo, produzem ou perdem folhas em função da incidência de luz e chuva. Esta atividade terá fortes implicações sobre as comunidades de formigas cujos ciclos dependem tanto da produção de folhas (como as formigas cortadeiras) como da perda das mesmas (espécies que nidificam em liteira, por exemplo). Assim como observado em

diversas ordens de artrópodos de solo estas populações também tenderão a flutuar em curtos intervalos de tempo, principalmente mediante a disponibilidade de recursos, mudanças no clima e na luminosidade (Wolda 1978, Lowman 1982, Torres 1984, Barone 1998).

As subfamílias que contribuíram com maior número de espécies foram Myrmicinae e Ponerinae. Esta tendência foi observada em outros estudos avaliando a composição de subfamílias em diferentes tipos de vegetação (Brühl *et. al.* 1998). Áreas mais preservadas, ou com baixa intensidade de impactos tem apresentado a subfamília Ponerinae como a segunda mais rica em espécies dentre os Formicidae (Ketelhut 1994, Majer 1996, Moutinho 1998). Desta forma, esta composição por subfamílias pode variar tanto em função do tipo de hábitat e do método de coleta empregado, como da estratificação e da presença de espécies particulares (Vespsäläinen & Savolainen 1990). Na comunidade epigêica a subfamílias Myrmicinae e Ponerinae têm sido relatadas como as mais representativas (Andersen & Majer 1991, Belshaw & Bolton 1994, Fowler 1996, Brühl *et. al.* 1998), enquanto que a subfamília Formicinae normalmente é relatada como sendo a segunda mais representativa em número de espécies dentro das comunidades hipogêicas de formigas, como por exemplo aquelas localizadas em copas de árvores (Harada & Adis 1998).

Fowler (1993a) sugere que a porcentagem de espécies do gênero *Pheidole* relaciona-se negativamente com a presença de algumas espécies pertencentes a subfamília Formicinae e que os padrões de riqueza de ambos os grupos estreitam-se com os gradientes de estresse ambiental. Dentre os hábitats estudados, o Corte Tradicional apresentou a menor porcentagem de formigas da subfamília Formicinae do que a Floresta Primária e o Manejo. Neste hábitat foi observado que o número de espécies pertencentes ao gênero *Pheidole* é superior ao total de espécies encontradas nas subfamílias

Pseudomyrmicinae, Formicinae, Dolichoderinae e Ecitoninae juntas (20 espécies). Entretanto, quaisquer relações existentes entre tais espécies e sua respectiva composição por subfamílias nos habitats estudados necessitam de maiores investigações. Estas podem ser realizadas através de estudos que verifiquem a distribuição das mesmas ao longo de gradientes de vegetação, ou ainda, sua sucessão em relação a um determinado tipo de recurso (p. ex. ocupação em iscas).

O número de espécies comuns em todos os habitats correspondeu a 53,33% do total observado na Floresta Primária e no Corte Manejado, e 57,14% do Corte Tradicional. Isto implica que cerca de 50 % de todas as espécies amostradas ocorrem uniformemente entre todos os habitats, e destas, maior parte pertence a subfamília Ponerinae (Anexo I).

Avaliar a diversidade de uma comunidade através dos padrões de composição da fauna em níveis taxonômicos superiores (como subfamílias ou gêneros) nem sempre reflete a realidade. Apesar da correlação encontrada entre diversidade de gêneros e de espécies para comunidades de formigas indicar que este nível (genérico) pode ser utilizado em programas de avaliação da biodiversidade (Andersen 1992 e 1995), a falta de conhecimento a respeito das comunidades de formigas nos neotrópicos, principalmente no que diz respeito à sua classificação como grupo funcional, tornam difíceis as interpretações acerca da comunidade e suas relações com o ambiente. Alguns grupos mais estudados, como as formigas de fogo e cortadeiras, ou ainda determinadas espécies exóticas (como *Paratrechina*, *Linepithema*, *Monomorium* e *Tapinoma*, entre outras) não são suficientes para afirmar o grau de alteração ou conservação de uma comunidade, principalmente porque as interações destas espécies com as demais que ocorrem em habitats prístinos ou perturbados não são bem conhecidas.

As avaliações na diversidade de espécies são expressas há muito tempo como uma medida simples do número e/ou distribuição de abundância das espécies que ocorrem em um determinado ambiente, caracterizando sua estrutura taxonômica (Halpern & Spies 1995). A utilização de uma abordagem exclusivamente baseada em índices de diversidade para examinar como a variabilidade da fauna de formigas se comporta em diferentes habitats submetidos a extração de madeira acabou fornecendo uma visão estreita para um problema complexo. Por exemplo, alguns índices empregados não são sensíveis a atributos inerentes de cada espécie, como por exemplo o hábito de forrageio, o número de indivíduos e a área de uso, sendo necessário padronizar numericamente o máximo possível todas as amostragens para que estas não se sujeitem a possíveis desvios embutidos em cada índice. Os processos de aleatorização tem sido utilizados em grande parte para reduzir desvios amostrais (Colwell & Coddington 1994) tais como os fatores intrínsecos de uma determinada área, distribuindo-os de forma similar entre tratamentos (Fowler 1996). Além da aleatorização, neste trabalho foi utilizado o número de pontos ocupados por uma determinada espécie como forma de evitar os efeitos causados pela “agregação” (Romero & Jaffe 1989) para determinar o comportamento de cada índice em estimar a diversidade de formigas nos três habitats estudados. Apesar das diferenças matemáticas de premissas atribuídas a cada índice utilizado (e.g. May 1975, Rosenzweig 1995), o simples fato de eles terem apresentado variações quanto à ordem de importância (habitat mais diverso para menos diverso) levanta seu teor problemático (Figura 4).

O índice de Fisher (α) pode ser utilizado igualmente se as abundâncias das espécies se ajustem a uma distribuição logseries ou não, sendo bastante eficiente porque também é menos sensível a variações. Rosenzweig (1995) demonstrou que estas variações podem incluir flutuações anuais na abundância das espécies mais comuns, no número de indivíduos presentes na amostra, e no tamanho da área amostrada. Apesar destas premissas,

o que aconteceria caso trabalhássemos com espécies diferentes, de diferentes locais e sujeitas a diferentes distribuições de abundância? Este índice, o qual assume equitabilidade constante através de uma distribuição logseries nas abundâncias certamente apresentaria problemas em sua interpretação e assim como os demais índices de diversidade apresentar desvios, podendo sub ou superestimar a diversidade (May 1975, Sai & Mishra 1986, Rosenzweig 1995).

Maior parte das demais medidas de diversidade tendem a não distinguir as distribuições de abundância (sejam elas expressas como número de indivíduos, número de pontos ocupados, etc.) estando passíveis a não expressar a realidade caso elas não se ajustem aos pressupostos embutidos naquele índice. Um exemplo é o índice de Shannon, o qual ainda é a medida de diversidade mais popular, embora possua um fundamento ecológico muito superficial (Pielou 1969, May 1975) apresentando desvios em comunidades ricas em espécies. Estes desvios acontecem porque o índice apresenta uma certa dependência com o número exato de espécies que a comunidade possui, o qual geralmente é desconhecido e muitas vezes difícil de ser estimado pois necessita de grandes esforços amostrais. May (1975) recomenda a utilização de medidas que não se baseiem tanto em informações e sim naquelas que sejam mais correlacionadas com as variâncias, como o Índice de Simpson (Lande 1996). Lewontin (1972) relatou que a medida mais usual deste índice ($1/L$) pode produzir resultados de diversidade negativa entre algumas comunidades, caso a diversidade total seja superior ou igual a diversidade média calculada dentro da comunidade, desta forma, a utilização de $1-L$ é mais recomendada (Rosenzweig 1995, Lande 1996). Quanto a este índice também é importante ressaltar que quando o L de Simpson se aproxima de zero (Tabela 2) significa que todas as espécies estão representadas na amostra por pelo menos um indivíduo, isto é, que a diversidade é finita. Entretanto a realidade nos faz concluir que a amostragem ainda é muito pequena para ser usual

(Rosenzweig 1995). Neste estudo, ainda que diferenças tenham sido detectadas o aumento na intensidade amostral pode reforçar os padrões observados não só quanto ao resultado encontrado através do índice de Simpson, como também para os demais índices empregados.

Apesar das premissas descritas acima, a utilização de Índices de Diversidade deve ser tratada com cautela. Segundo Rosenzweig (1995), eles foram introduzidos para aumentar nossa habilidade em expressar o número de espécies através de uma variável contínua, entretando o conceito de uniformidade embutido na maioria faz com que eles não sejam uma medida pura.

Com respeito às comunidades de formigas amostradas, os resultados encontrados sugerem que o Corte Manejado, o qual sofreu menores níveis de impacto, pode ter proporcionando a rápida recuperação da fauna, sendo assim, mais similar à Floresta Primária e apresentando uma diversidade de espécies maior do que o Corte Tradicional. Dado que os impactos neste último hábitat foram maiores (veja Johns *et. al.* 1996), o aumento do número de espécies comuns e de colonização rápida pode ter sido “favorecido” pela presença maior de microhabitats diferenciados (como as clareiras, por exemplo) apresentando maiores níveis de dominância e uniformidade. Nestes casos, a questão da escala de observação deve ser o fator mais relevante. As diferenças entre habitats estariam condicionadas a variações no número de espécies e distribuição de abundância observadas entre cada transecto em um único hábitat, causando reflexos na diversidade entre os habitats.

Grande parte das variações na diversidade em ambientes tropicais têm sido observadas durante estágios sucessionais (Halpern & Spies 1995). Assim os resultados significativos encontrados nos índices Alpha de Fisher e $1/\text{Simpson}$, entre transectos/hábitat sugerem a existência de uma forte complexidade “intra” – ambiental.

Esta complexidade poderá ser determinada mediante análises na composição de espécies intra e inter hábitat. Os resultados observados apontaram principalmente para a importância em se avaliar a diversidade em escalas menores, a qual implica em que os inventários na diversidade α (local) sejam acurados de acordo com o grupo estudado, dado que tal diversidade posteriormente poderá se repetir ao longo de escalas superiores (Schluter & Ricklefs 1993).

Capítulo 4

ESTIMANDO A RIQUEZA DE ESPÉCIES DE FORMIGAS EM UMA ÁREA DE EXTRAÇÃO MADEIREIRA.

CONSIDERAÇÕES TEÓRICAS

As florestas tropicais ocupam aproximadamente 6% da superfície terrestre e desde muito tempo são consideradas como um dos ambientes mais ricos do mundo, abrigando cerca de 50% da biodiversidade total do planeta (Wilson 1988).

Tal diversidade biológica vêm sendo tradicionalmente medida através de inventários faunísticos e florísticos, e o termo diversidade é normalmente utilizado para designar a variabilidade encontrada em uma comunidade. Para estimar esta variabilidade em comunidades inteiras ou a partir de amostras, alguns métodos estatísticos foram desenvolvidos e têm sido empregados, tanto em situações teóricas como práticas (Rosenzweig 1995), e para facilitar a comparação entre comunidades de diferentes áreas, os resultados obtidos são expressos na forma de Índices de Diversidade.

Os índices de diversidade geralmente avaliam a comunidade em termos de riqueza de espécies (número de espécies/área) e uniformidade (distribuição de indivíduos entre espécies) (Sai & Mishra 1986, Heyer *et. al.* 1993). Existe um consenso de que qualquer estimativa sobre a diversidade regional dependerá da diversidade local (α) e da diversidade entre habitats (β). Assim, a estimativa acurada da diversidade local assume uma importância fundamental, considerando que a mesma pode se repetir ao longo de escalas superiores estruturando a diversidade entre habitats e a diversidade regional (Schluter & Ricklefs 1993, Coddington *et. al.* 1996, Rosenzweig 1995).

Embora a riqueza de espécies possa ser determinada efetivamente para uma infinidade de organismos de vida prolongada ou sésseis, como as árvores, ou ainda para aqueles grupos da fauna passíveis de serem inventariados através de censos, como mamíferos e aves, a composição dos ecossistemas é dinâmica e pode mudar em curtos intervalos de tempo, requerendo um grande esforço amostral. Quando consideramos então pequenos organismos com ciclos vitais curtos e ainda pertencentes a grupos megadiversos, como artrópodos terrestres e fungos, estimar a riqueza de espécies passa a ser um problema de considerável magnitude (Silva & Coddington 1996).

Extensas regiões tropicais vem sendo destruídas rapidamente devido às atividades antrópicas e grande parte de sua diversidade biológica está sendo perdida antes mesmo de ser conhecida. Dada a magnitude e a velocidade com que as alterações ambientais ocorrem, trabalhos que acessem a biodiversidade através de métodos que possam ser extrapolados para a comunidade total, principalmente dentro dos grupos megadiversos, passam a ser uma ferramenta importante nos inventários de fauna e flora. Uma vez que critérios para a conservação biológica têm utilizado como parâmetro principal a riqueza de espécies e a distribuição desta em um determinado espaço (Fowler 1995), quanto mais rápida for a resposta obtida acerca da biodiversidade local, maior será sua efetividade tanto na conservação de áreas ameaçadas, como na avaliação de planos de manejo para utilização de recursos naturais.

As formigas têm se destacado em inúmeros trabalhos de avaliação no “status” ambiental de diversos ecossistemas devido a sua ampla plasticidade ecológica (Mackay & Vinson 1989). Dentre os demais artrópodos, elas estão entre os grupos com maior número de espécies (Wilson 1988), sendo dominantes na maioria dos ecossistemas terrestres (Fittkau & Klinge 1973, Wilson 1987). Alguns autores sugerem que as formigas também podem ser utilizadas como bioindicadores ambientais (Majer 1983, 1985, 1996) e uma vez

que elas têm sido fortemente correlacionadas com a vegetação (Room 1975, Greenslade & Greenslade 1977), podem ser correlacionadas também com ambientes de estresse ou perturbados (Andersen 1995).

O presente estudo teve como objetivos: a)- Verificar a viabilidade em se utilizar protocolos de estimativas de riqueza através de extrapolação usando as comunidades de formigas de duas áreas de extração de madeira, e uma de floresta primária e b)- Com base nos resultados encontrados, avaliar as diferenças na comunidade quanto à diversidade de espécies.

MÉTODOS

Área de estudo e coleta de dados – Para testar os protocolos de avaliação da riqueza de comunidades através da extrapolação e verificar as diferenças entre os habitats estudados, utilizamos a comunidade de formigas encontradas nas áreas de Floresta Primária, Corte Manejado e Corte Tradicional da Fazenda Agrosote coletadas durante os meses de Dezembro de 1997 e Março de 1998. Maiores detalhes sobre a área de estudo e metodologia empregada na coleta das formigas são descritos no Capítulo 2 deste trabalho. Com os resultados obtidos após a identificação das formigas, foram montadas planilhas “espécies por amostras” contendo em cada célula a soma do número de registros (pontos) positivos para a presença de cada espécie de formiga observada por transecto/habitat durante cada período amostral. Assim, um total de 24 transectos foi correspondente ao esforço amostral realizado por habitat ao longo de quatro períodos de cinco dias em dois meses de coleta (dezembro de 1997 e março de 1998).

Análises estatísticas – A riqueza de espécies foi obtida utilizando técnicas de extrapolação propostas em um estudo desenvolvido por Colwell & Coddington (1994). Como as abundâncias das formigas não obedecem uma distribuição normal, análises

qualitativas e não-paramétricas são as mais aconselháveis. Assim foram empregadas os Índices de Chao 2 (Chao 1987), Jackknife (Heltsh & Forrester 1983), Bootstrap (Smith & van Belle 1984) e Michaelis-Menten (Raaijmakers 1987), como medidas de riqueza não paramétricas; e a Curva de Coleman (Coleman *et. al.* 1982) como medida de riqueza esperada. Para o cálculo de todos os índices foram utilizados apenas dados de presença e ausência, tendo em vista que o uso do número de indivíduos tem forte dependência com o caráter gregário produzido pela vida colonial das formigas (Romero & Jaffe 1989).

O Índice de Chao 2 (Chao 1987) é dado pela fórmula: $S^*_1 = S_{obs} + (L^2/2M)$, onde L é o número de espécies que ocorrem em somente uma amostra (únicas) e M é o número de espécies que ocorrem em exatamente duas amostras (duplas).

O cálculo da variância segue a fórmula:

$$\text{var}(S^*_1) = M \left[(L/M/4)^4 + (L/M)^3 + (L/M/2)^2 \right];$$

Este estimador foi escolhido porque opera melhor se maior parte das informações contidas nas amostras estiverem concentradas em baixas frequências, ou seja, uma predominância de espécies “únicas” e “duplas”, e ainda com estimativas de tamanhos populacionais quando as probabilidades de captura dos indivíduos variam. Isto é formalmente o equivalente a estimar a riqueza de uma comunidade quando a abundância (i.e., número de ocorrências) de suas espécies varia (Colwell & Coddington 1994, Silva & Coddington 1996, Coddington *et. al.* 1996).

O estimador de riqueza Jackknife (Heltsh & Forrester 1983) é uma técnica para reduzir o desvio das estimativas, neste caso, reduzindo a subestimação do número real de espécies de uma comunidade baseado no número representado na amostra. A estimativa Jackknife de primeira ordem é baseada no número de espécies que ocorrem em somente uma amostra (L), e é dada pela fórmula:

$$S^*_2 = S_{obs} + L(n-1/n), \text{ sendo } n \text{ o número de amostras.}$$

Este estimador foi desenvolvido para avaliar a riqueza com simulações extensivas.

A variância foi calculada através da fórmula:

$$\text{var}(S^*_2) = n-1/n \left(\sum_{j=0}^{S_{\text{obs}}} f_j^2 - L^2/n \right), \text{ onde } f_j \text{ é o número de amostras contendo exatamente } j \text{ de } L \text{ espécies únicas.}$$

O estimador de riqueza Bootstrap (Smith & van Belle 1984) é baseado na incidência de espécies por amostras e é calculado pela equação:

$$S^*_3 = S_{\text{obs}} + \sum_{k=1}^{S_{\text{obs}}} (1 - p_k)^m \quad \text{onde } p_k \text{ a proporção de amostras que contém a espécie } k \text{ e } m \text{ o número total de amostras.}$$

As curvas de acumulação são consideradas métodos informais de verificar a eficiência de um inventário. Entretanto, como os indivíduos de uma população inventariada diminuem sua probabilidade de captura ao longo do tempo (no caso deste estudo, a probabilidade de capturar uma nova espécie é reduzida conforme se aumenta o esforço amostral), a assíntota da acumulação de espécies dificilmente é alcançada. Lamas *et al.* (1991) ajustaram esta curva a uma equação denominada “Michaelis-Menten”, a qual tem sido utilizada para estimar as assíntotas destas curvas, pois ajusta muitos sets de dados de forma adequada. Ela é dada pela equação:

$S^*_4 = S_{\text{obs}}(n) (B+n/n)$, onde S^*_4 é a estimativa da assíntota (riqueza de espécies), e B é uma constante ajustada (número de amostras necessárias para coletar ao menos metade do total de espécies).

A curva de Coleman, utiliza o número médio de indivíduos por amostra empírica (Y) como tamanho amostral para cada amostra teórica. A abordagem da rarefação, por exemplo, assume n seleções randômicas de exatamente Y indivíduos da amostra para nY

indivíduos, enquanto que a abordagem “random placement” de Coleman assume que todos nY indivíduos são determinados ao acaso para n coletas.

Para avaliar a adequação dos modelos para a riqueza de espécies, uma computação de 100 replicatas de cada estimador foi feita através de aleatorização das ordens amostrais, e após a adição de cada amostra, são calculadas as equações. As médias da acumulação das espécies observadas e cada estimador empregado são então plotados contra o número de amostras.

Esta análise revelará o comportamento dos estimadores de riqueza em termos de informações acumuladas (curva de acumulação de espécies empírica). O melhor estimador será aquele que alcançar uma assíntota estável acompanhando a curva empírica. Se o estimador de riqueza alcançar um platô estável, mesmo se a curva observada permanece subindo nas últimas amostras, o inventário pode ser adequado para avaliar a riqueza da fauna. Caso os estimadores estejam subindo, sem apresentar uma estabilidade ainda nas últimas amostras (final do inventário), a estimativa de riqueza pode ainda estar sujeita a subestimação (Coddington *et. al.* 1996).

As rotinas destes cálculos de riqueza foram realizadas através do programa EstimateS 5.01©, desenvolvido por R.K. Colwell (1994-1997).

Uma vez calculada a riqueza através de cada estimador, foi testada a hipótese de que as diferenças encontradas entre os índices gerados foram em função do local e do período de coleta (amostra) realizando uma Análise de Variância Multivariada (MANOVA). O teste de comparação múltipla de Tuckey foi empregado para verificar onde foram detectadas as maiores diferenças. Verificamos a correlação entre a riqueza estimada e a riqueza observada através da análise de Correlação de Spearman. Todos os testes foram realizados através do SYSTAT vs. 5.03 (Wilkinson 1993), e STATISTICA vs. 5.1 (Statsoft 1996).

RESULTADOS

Resultados Gerais – A Tabela 1 resume os resultados do inventário realizado na Fazenda Agrosete para o total de formigas coletadas na Floresta primária, no Corte manejado e no Corte tradicional. Foi observado um total de 134 espécies de formigas distribuídas nos três habitats estudados (Anexo I), em um total de 72 amostras. O número total de pontos com resultados positivos para a captura de formigas foi de 802 dentre as 1080 armadilhas instaladas (74,25%) durante os dois meses de amostragens. A taxa de capturas pelo número de espécies encontradas por área foi utilizada como forma de medir a intensidade amostral e quanto maior esta taxa, mais completa foi a amostragem. Considerando o número total de espécies capturadas, a intensidade amostral foi 5,9 e quando separada por habitat variou entre 2,86 e 3,05. Este decréscimo ocorre porque quando a intensidade amostral é subdivida para análise a proporção de espécies raras em relação às comuns aumenta (Silva & Coddington 1996)(Tabela2).

Tabela 1. Resultado geral do inventário realizado na Fazenda Agrosete, município de Paragominas – PA.

Habitat	Número de espécies	Número de pontos coletados*	Intensidade Amostral	Número de espécies por transecto (Média ± SD)
Floresta Primária	90	287 (79,72%)	3,18	15 ± 4,64
Corte Manejado	90	258 (71,66%)	2,86	15,58 ± 6,31
Corte Tradicional	84	257 (71,38%)	3,05	13,75 ± 5,59
Total	134	802 (74,25%)	5,98	23,06 ± 6,70

* Equivale ao número de armadilhas com registro positivo para a presença de formigas dentre as 360 instaladas ao longo de 24 transectos por área (durante o período total de amostragem).

Dois pontos importantes como a abundância e o número de espécies necessitam ser avaliados quando se estuda a riqueza de uma comunidade. Neste estudo utilizou-se como estimativa de abundância para a comunidade o número de pontos ocupados pelas diferentes espécies em cada unidade amostral, ou seja, em cada transecto. Com base nesta

estimativa, foi possível detectar que a comunidade apresenta um padrão tipicamente tropical, com grande número de espécies raras e poucas espécies comuns. Quando considerada a contagem do número total de indivíduos pertencentes a cada espécie capturada (por armadilha/transecto) este padrão apresentou tendência similar, com pouca variação entre as áreas amostradas. Seis espécies obtiveram um número de indivíduos (por armadilha/transecto) superior a 50, e todas elas foram encontradas nos três habitats estudados. Apenas uma espécie ocorreu em mais do que 50 pontos coletados. Em todas as áreas a distribuição de abundância (indivíduos e pontos) apareceu negativamente correlacionada com a riqueza de espécies. As correlações foram maiores na Floresta ($r^2 = -0,88$; $p = 0,01$) e no Corte Manejado ($r^2 = -0,94$; $p = 0,00$). No Corte Tradicional, a correlação foi menos significativa ($r^2 = -0,78$; $p = 0,06$)(Figura 1).

Tabela 2. Resultado do inventário das espécies de formigas da Fazenda Agrosete, município de Paragominas – PA, realizado nos meses de dezembro de 1997 e março de 1998.

Habitat	Mês	Número espécies	Número de pontos	I. A*	Espécies únicas	Espécies duplas	N. sp/transec. (Média ± SD)
<i>Floresta</i>	Dezembro	76	159 (88,3%)	2,09	34	13	18 ± 4,41
<i>Primária</i>	Março	48	128 (71,11%)	2,66	21	7	12 ± 2,55
<i>Corte</i>	Dezembro	77	163 (90,55%)	2,11	26	16	19,58 ± 6,77
<i>Manejado</i>	Março	48	95 (52,77%)	1,97	24	4	11,67 ± 2,64
<i>Corte</i>	Dezembro	72	144 (80%)	2,00	34	15	16,6 ± 5,74
<i>Tradicional</i>	Março	42	113 (62,77%)	2,69	20	5	11 ± 3,69
Total		134	802	5,8	110	43	23,06 ± 6,7

*IA – Intensidade Amostral

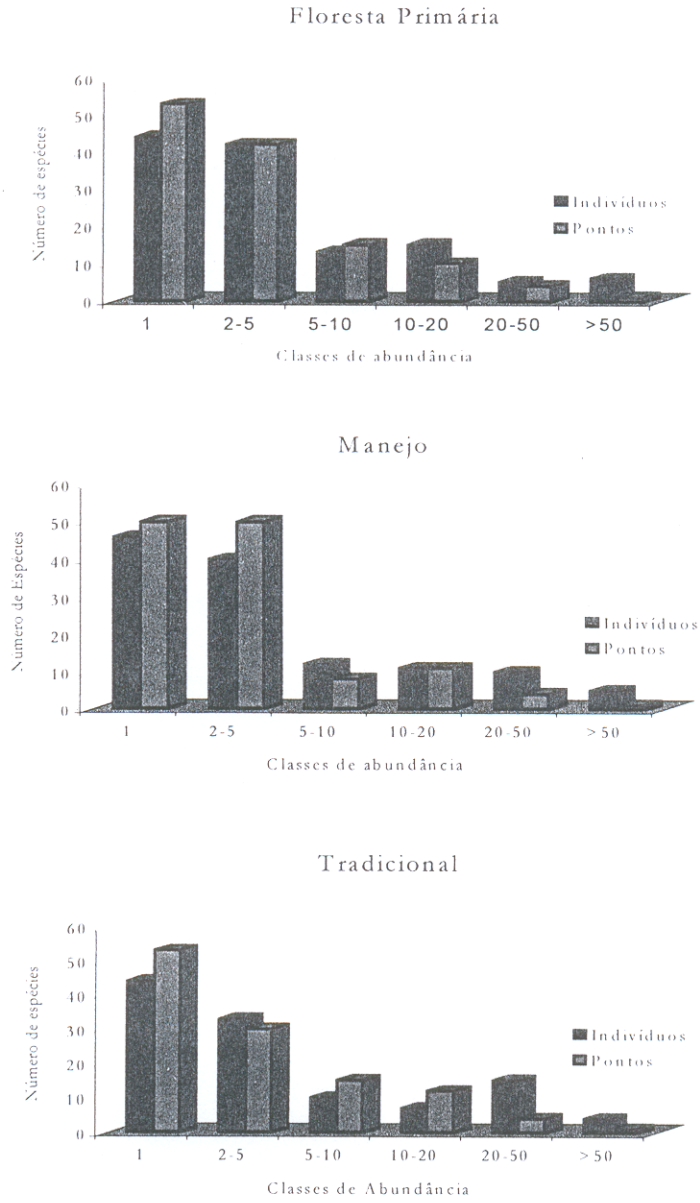


Figura 1. Distribuição de abundância em classes de frequência para espécies de formigas da Fazenda Agrosete, Paragominas-PA.

Estimativas da Riqueza de espécies – Nas três áreas amostradas a riqueza estimada para todos os Índices testados não chegou ao dobro do número observado de espécie. O estimador de riqueza que atingiu valores maiores foi Chao2, seguido por Jackknife, Bootstrap e Michaelis-Menten (Tabela 3). Considerando a performance geral dos estimadores por hábitat amostrado, o número de espécies variou entre 68,07 a 120,46 em Dezembro, e 44 a 120 em Março (Figura 2), sendo os menores valores registrados para o Corte Tradicional (Tabela 3). Avaliando o resultado mensal de cada estimador “intra” áreas é possível observar que ocorreu a sobreposição entre pelo menos dois valores, e entre praticamente todos estimadores na mesma avaliação “inter” áreas para um mesmo mês (Figura 2).

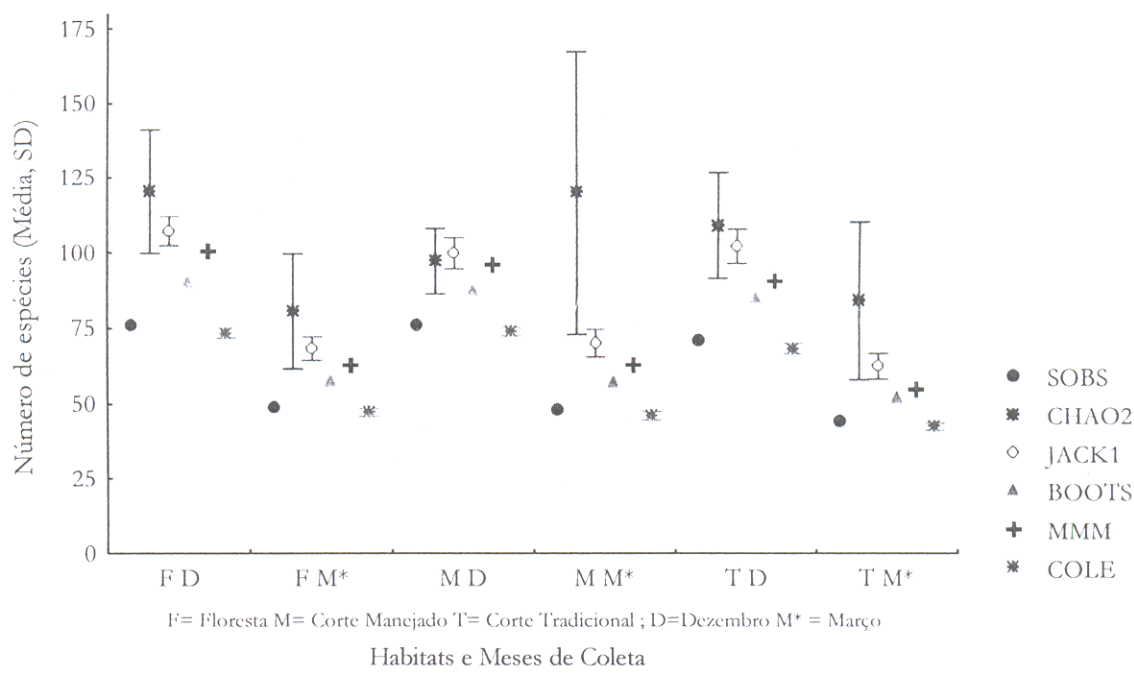


Figura 2. Comparação dos cinco métodos empregados para estimar a riqueza de espécies de formigas em três habitats da Fazenda Agrosete, município de Paragominas - PA, nos meses de Dezembro de 1997 e Março de 1998.

Tabela 3. Resultado geral das estimativas de riqueza da comunidade de formigas da Fazenda Agrosete, município de Paragominas, PA.

	Hábitats		
	<i>Floresta Primária</i>	<i>Corte Manejado</i>	<i>Corte Tradicional</i>
<i>Resumo dos Valores</i>			
Número de Amostras	24	24	24
Riqueza Observada	90	90	84
Número de Únicas	34	31	37
Número de Duplas	15	13	14
<i>Estimadores</i>			
Chao2 (Média ± SD)	128,53 ± 17,67	125,96 ± 17,84	132,89 ± 21,86
Jackknife (Média ± SD)	122,58 ± 5,16	118,71 ± 4,69	119,46 ± 4,59
Michaelis–Menten	105,63	105,35	96,49
Bootstrap	104,49	102,36	99,33

As curvas geradas através das 100 aleatorizações na sequência de amostras para a riqueza de espécies em cada índice revelam que novas espécies ainda estão sendo adicionadas mesmo ao final da amostragem, e que a assíntota não foi alcançada (Figura 3). Todas as curvas geradas através da extrapolação ficaram acima do resultado observado. Apesar da sobrestimativa, houve uma correlação positiva entre o número de espécies observada (Sobs) e os estimadores de riqueza empregados, sendo as maiores correlações encontradas nos métodos de Bootstrap ($r_s = 1,00$; $p < 0,05$) e Jackknife ($r_s = 0,99$; $p < 0,05$), seguidos por Michaelis-Menten ($r_s = 0,97$; $p < 0,05$) e Chao 2 ($r_s = 0,91$; $p < 0,05$). Os resultados totais destes estimadores podem ser visualizados no Anexo IV.

O hábitat amostrado (Floresta, Manejo e Tradicional) não apresentou variações quanto à riqueza observada de espécies ($F_{2,91} = 0,712$; $p = 0,494$), nem quanto aos resultados de riqueza obtidos através dos estimadores Chao2, Jackknife, Bootstrap. Para o estimador

Michaelis-Menten, a diferença entre habitats apenas pode ser considerada significativo com $p<0,05$ (Tabela 4).

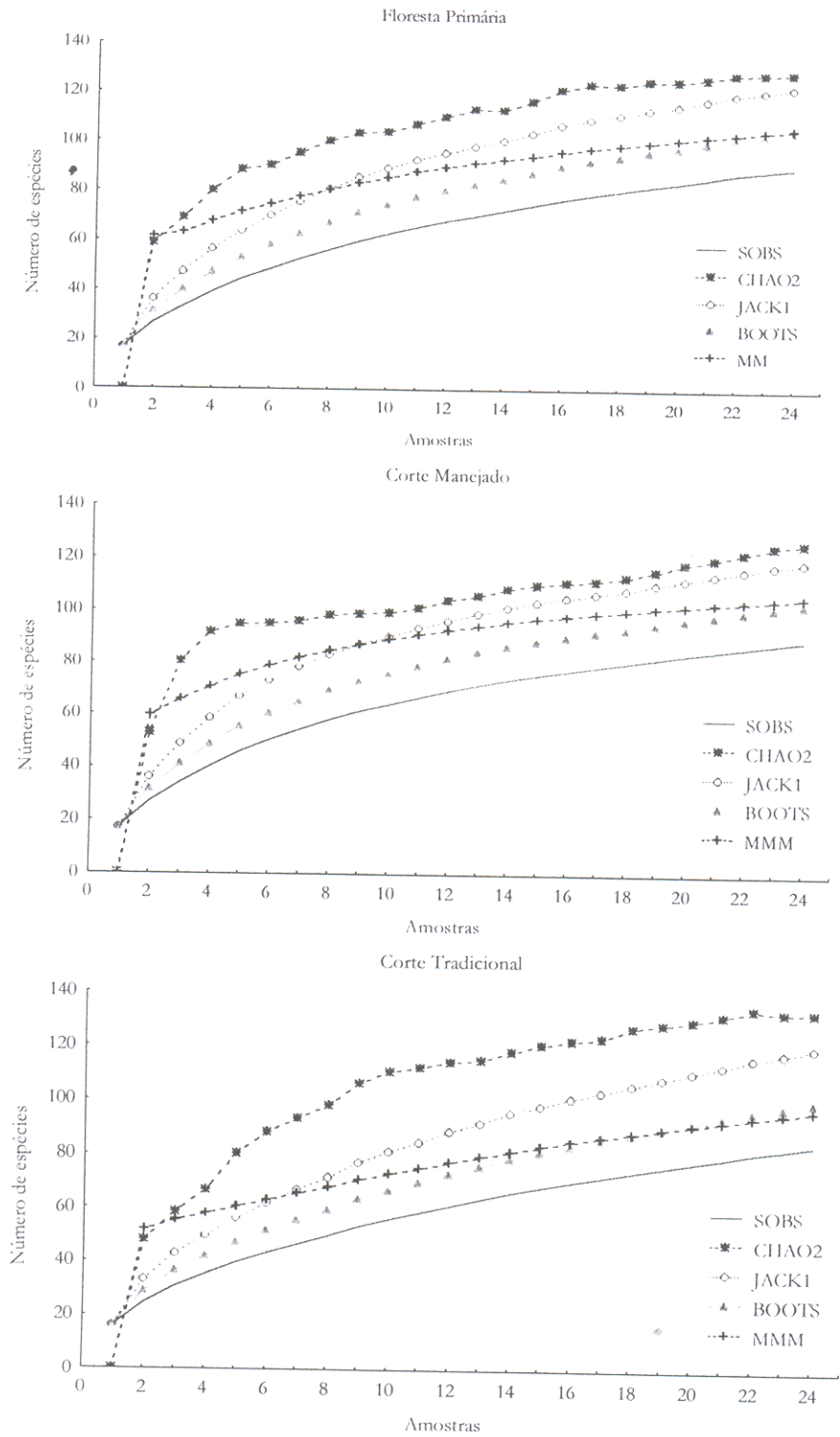


Figura 3. Valores médios para a riqueza de espécies de formigas obtidos através dos estimadores Chao 2, Jackknife, Bootstrap e Michaelis-Menten, após 100 aleatorizações.

Já o efeito do período de amostragem (mês) foi altamente significativo ($p<0,0001$) na riqueza de espécies observada e estimada (Tabela 4). O teste de comparação múltipla de Tuckey atribuiu o efeito mais significante ao segundo mês de amostragem ($p<0,0001$).

Tabela 4. Resultado da interação entre o hábitat e o mês de amostragem para cada Estimador de Riqueza empregado.

	FONTE	SQ	GL	QM	F	p
SOBS	Hábitats	576,868	2	288,434	2,034	0,139
	Mês	18601,026	1	18601,026	131,180	0,000*
	H/M	6,196	2	3,098	0,022	0,978
	Erro	9358,685	66	141,798		
<i>Estimadores</i>						
CHAO2	Hábitats	208,089	2	104,044	0,202	0,817
	Mês	26568,967	1	26568,967	51,675	0,000*
	H/M	567,366	2	283,683	0,552	0,579
	Erro	33934,502	66	514,159		
JACKKNIFE	Hábitats	519,278	2	259,639	0,831	0,440
	Mês	33918,838	1	33918,838	108,571	0,000*
	H/M	94,369	2	47,184	0,151	0,860
	Erro	20619,200	66	312,412		
BOOTSTRAP	Hábitats	623,235	2	311,618	1,510	0,228
	Mês	24719,020	1	24719,020	119,804	0,000*
	H/M	14,041	2	7,021	0,034	0,967
	Erro	13617,709	66	206,329		
M-MENTEN	Hábitats	2152,873	2	1076,436	3,809	0,027 ^a
	Mês	14361,170	1	14361,170	50,815	0,000*
	H/M	7,630	2	3,815	0,013	0,987
	Erro	18652,705	66	282,617		

* significativo

^a $p<0,05$

A expectativa de riqueza de Coleman apresentou o mesmo comportamento das curvas calculadas para os estimadores, também não atingindo a estabilidade. Seus valores foram bem próximos da riqueza observada ($r_s=1,00$; $p<0,001$)(Figura 4), e embora a diferença entre as duas curvas seja muito pequena, o comportamento de ambas pode sugerir uma homogeneidade nas amostras, uma vez que a Curva de Coleman acompanhou a Curva de Acumulação de espécies (Colwell 1997).

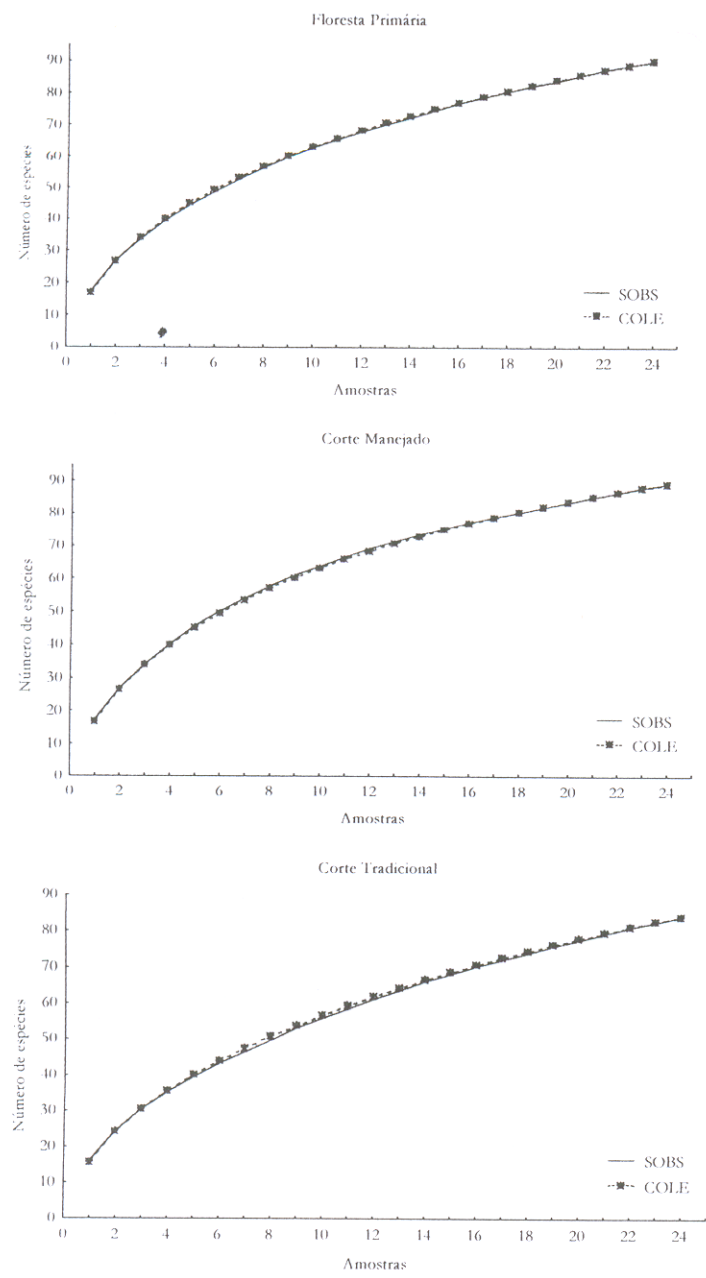


Figura 4. Curva de acumulação de espécies observada (Sobs) e de riqueza esperada (Coleman) para a comunidade de formigas nos habitats amostrados na Fazenda Agrosete, município de Paragominas - PA.

DISCUSSÃO

Riqueza de espécies observada – O número de espécies de formigas encontradas na Floresta Primária, Corte Manejado e Corte Tradicional oferecem uma aproximação da

riqueza de espécies esperada para a área da Fazenda Agrosete como um todo. A semelhança geral entre os habitats amostrados (Tabela 1), reflete que a comunidade de formigas não apresenta variações em sua estrutura quanto ao número de espécies, ou seja quanto à riqueza. Diversos levantamentos realizados na Amazônia evidenciam que o número de espécies pode variar não só em função do esforço amostral e do tipo de metodologia empregada, como do número de habitats amostrados. Majer (1996), por exemplo, registrou 206 espécies de formigas em três áreas de floresta e dez áreas de recomposição florestal em minas de bauxita em Trombetas – PA, as quais foram coletadas através de pitfall-traps, guarda-chuva entomológico, coleta manual, iscas atrativas e amostragem de serapilheira. Vasconcelos & Delabie (no prelo) registraram 227 espécies de formigas coletadas em nove fragmentos florestais próximos a Manaus – AM, utilizando pitfall-traps e coletas de serapilheira. Estudos realizados em curto intervalo de tempo e através de uma metodologia foram feitos por e Harada & Adis (1997) nebulizando copas de duas espécies de árvores na região de Manaus (ca. 100 espécies), Fowler *et. al.* (1997) e Fourcassie (com. pess.) coletando através de pitfall-traps em Paragominas - PA (ca. 60 espécies). Assim comparativamente a estes estudos realizados na Amazônia, a fauna de formigas amostrada na Fazenda Agrosete nos três habitats estudados pode ser cerca de 60% do número de espécies existentes naquela área. Este é um resultado esperado, levando em consideração que apenas uma metodologia foi empregada, durante um período de coleta de apenas 20 dias.

A distribuição de abundância das formigas nas áreas amostradas apresentou um padrão semelhante nos três habitats (Figura 1), com uma predominância de espécies ocorrendo em baixas frequências, isto é, em poucos pontos/transectos. As espécies mais frequentes foram *Crematogaster* sp 1, *Crematogaster* sp 2, *Pheidole* sp 3, *Pheidole* sp 7, *Ectatomma lugens* e *Labidus coecus*. Estas espécies podem ser consideradas “constantes”, uma vez que o

número de indivíduos nem sempre reflete o “status” de dominância de uma espécie em uma comunidade. Apenas *Pheidole* sp 7, cuja presença foi registrada em mais de 50% das amostras e nos três habitats estudados e com grande número de indivíduos capturados, pode ser considerada uma espécie dominante. Dentre todas 134 espécies amostradas nos meses de Dezembro de 1997 e Março de 1998, 47 espécies (34,3%) estiveram presentes nas três áreas, variando apenas quanto ao número de registros de captura. Variações no número de espécies foram detectadas apenas quanto ao mês de coleta; assim, os efeitos de variações periódicas (isto é, em cada amostragem) exerceram maior influência sobre o número de espécies do que a extração de madeira propriamente dita, tanto manejada como tradicional (Tabela 4).

Riqueza de espécies esperada – A riqueza local de espécies varia em função da escala de tempo na qual ela está definida (Coddington *et. al.* 1996, Rosenzweig 1995), desta forma, as estimativas podem ser apenas um reflexo da condição momentânea sob a qual as comunidades se encontram. Os estimadores utilizados sugerem que a riqueza esperada da comunidade de formigas nos três habitats estudados esteja em torno de 100 – 140 espécies (Tabela 3). A forte correlação encontrada entre os índices sugere que eles estejam medindo o número real de espécies, e que, caso haja desvios, eles todos estão sendo afetados similarmente.

A presença de espécies únicas também é um fator importante a ser considerado uma vez que, ocorrendo em proporções elevadas, a estimativa tende a aumentar, pois cada espécie rara pode não ser exatamente um membro permanente da comunidade (Coddington *et. al.* 1996). A proporção de espécies únicas não foi superior a 50% nos habitats estudados na Fazenda Agrosete, e embora o número de espécies calculado através dos estimadores de riqueza tenha ficado acima do número de espécies observadas, as

curvas não dispararam. Os percentuais de espécies únicas encontradas na Floresta Primária, Corte Manejado e Corte Tradicional foram 37,77%, 34,44% e 40,47% respectivamente. Isto significa que nas 24 amostras realizadas em cada hábitat, cerca de 40 espécies ocorreram uma única vez.

Bons estimadores são aqueles que fornecem intervalos de confiança, que se não exatos, ao menos incluam o número de espécies mais aproximado do valor observado (Silva & Coddington 1996). As estimativas realizadas através do Índice Jackknife para todas as áreas foram as que obtiveram os menores intervalos de confiança, e podem indicar uma equitabilidade na distribuição de espécies únicas entre cada amostra, mesmo que estejam em alta proporção. Caso maioria das espécies fossem únicas, o Índice Jackknife alcançaria seu valor máximo exatamente em duas vezes o número de espécies observadas, o que não ocorreu.

O Índice de Chao2 forneceu a maior estimativa e intervalo de confiança dentre os demais índices empregados. Apesar destes valores altos, eles se aproximam da estimativa calculada através do Índice Jackknife, indicando que a alta frequência de espécies únicas nos hábitats avaliados pode ter gerado o alto número de espécies esperadas.

A estimativa através do Índice Bootstrap foi a que apresentou os menores desvios em relação ao número de espécies observadas, mas assim como o estimador Jackknife e Chao2, a estabilização da curva só poderá ser alcançada caso cada espécie encontrada ocorresse em pelo menos duas amostras, isto é, se o número de espécies únicas diminuísse.

As curvas de acumulação e rarefação são técnicas empregadas frequentemente para estimar a riqueza de espécies (Heck *et. al.* 1975, Coleman *et. al.* 1982). No caso das formigas amostradas na Fazenda Agrose, a Curva de Coleman apresentou um comportamento similar à curva de acumulação das espécies observadas nos três hábitats estudados, sem apresentar diferenças, uma vez que ela estima a riqueza baseada no total de espécies

observadas (Figura 4). Como estas curvas representaram um processo de amostragem uniforme, o uso de estimadores de riqueza baseados na extrapolação pareceu razoável. O ajuste da curva de acumulação realizado através do modelo Michaelis-Menten também foi aceitável. Dentre todos os estimadores utilizados este foi o que apresentou uma estabilização mais rápida, com o número de espécies acumuladas a partir da terceira amostra permanecendo constante (cerca de 2 espécies novas a cada amostragem), e foi o único que forneceu uma resposta positiva quanto ao efeito do hábitat na riqueza de espécies de formigas. Para inferir o quanto este resultado pode ser representativo, uma vez que todas as demais estimativas discordam quanto às diferenças na riqueza de espécies entre os hábitats, é necessário realizar uma análise melhor acerca das propriedades matemáticas de cada estimador frente a distribuição dos dados encontrados.

Como todos os estimadores utilizados baseiam-se na proporção de espécies raras (Chao2, Jackknife, Bootstrap e Michaelis-Menten), uma compreensão sobre aspectos biológicos destas espécies pode auxiliar a definir qual o melhor estimador. Por exemplo, algumas espécies que foram consideradas “raras” nos três hábitats amostrados, como aquelas pertencentes ao gênero *Cephalotes*, *Daceton*, *Dolichoderus*, e *Pseudomyrmex*, foram observadas com maior frequência forrageando sobre a vegetação durante o período de estudo (Ketelhut, obs. pess.). Já as formigas pertencentes ao gênero *Pheidole* e *Crematogaster* apresentam as maiores riquezas na região Neotropical (Wilson 1976), são generalistas, e são facilmente observadas tanto no solo e serapilheira, como participando de associações específicas com a vegetação (Fowler 1993b). Mesmo que a taxa de captura de uma armadilha do tipo pitfall-trap implique probabilidade, certamente as formigas que forrageiam principalmente no solo ainda possuirão uma probabilidade maior de serem capturadas do que aquelas da vegetação.

Ainda que a fauna de formigas esteja sujeita a subestimação tanto para a comunidade total como para a comunidade observada em cada hábitat isoladamente, e que vários fatores “marginais” possam estar envolvidos nesta estimativa, a riqueza de espécies observada neste trabalho deve ser interpretada de forma crítica, principalmente devido a questões espaciais e temporais. As perturbações ambientais, por exemplo, podem contribuir para o enriquecimento da comunidade através da criação de microhábitats, os quais permitirão a ocupação por seus táxons associados (Ashton 1989, Thiollay 1992).

Como as comunidades que possuem diferenças grandes na abundância relativa de suas espécies são problemáticas quanto a avaliação de riqueza, a utilização de metodologias como as curvas de espécie – área é uma alternativa bastante razoável para estimar a diversidade de espécies e posteriormente realizar comparações entre comunidades. Embora a acumulação das espécies só alcance uma assíntota no infinito, isto é, com um número muito grande de amostras, as casas decimais acrescentadas na estimativa da riqueza de espécies são biologicamente insignificantes, assim, a infinitude matemática desta assíntota não torna-se uma grande objeção para seu uso.

As curvas geradas através de 100 aleatorizações na sequência amostral apresentaram uma tendência discreta quanto à estabilização, com diferenças sutis entre os hábitats. Como os estimadores empregados neste estudo são sensíveis à presença de espécies raras a inclusão de uma metodologia complementar, como amostragens na vegetação e liteira, poderia aumentar a probabilidade de capturar aquelas espécies cuja “raridade” é questionável (p. ex. *Pseudomyrmex*, *Cephalotes*, *Crematogaster*, *Leptogenys*, *Camponotus* e outras que apresentaram apenas um registro por hábitat).

Uma vez que os resultados sugerem a existência de que as variações periódicas na pluviosidade podem ter exercido influência nas taxas de captura e consequentemente na diversidade de espécies estimada e observada, os limites causados à riqueza da comunidade

de formigas através destes efeitos poderão ser visualizados de maneira mais clara através da coleta de variáveis como a temperatura, a pluviosidade, a umidade e a insolação durante o período estudo.

Os efeitos da atividade madeireira na Fazenda Agrosete sobre a diversidade de formigas amostradas através de pitfall-traps não foram claramente evidenciados neste estudo. Cabe lembrar, entretanto, que as alterações causadas pela exploração de madeira são mais evidentes sobre a vegetação, dado que uma determinada fração da biomassa vegetal (sejam árvores ou plantas arbustivas eventualmente danificadas ou extraídas) é permanentemente removida da floresta (Uhl & Vieira 1989, Anderson 1990, Johns *et. al.* 1996). Desta forma as comunidades associadas direta ou indiretamente à presença desta “fração”, como as formigas hipogêicas (*Pseudomyrmex*, *Azteca*, *Allomerus*, entre outras) e demais grupos de artrópodos que tenham alguma dependência com o substrato vegetal (alguns Homóptera, Hemíptera e Coleóptera por exemplo) podem de fato ter sofrido interferências no processo de extração madeireira. Isto reafirma a necessidade da multiplicidade de métodos em inventários da fauna, principalmente no caso de estudos que visam avaliar um determinado ecossistema submetido aos impactos de alterações antrópicas.

Capítulo 5

PADRÕES DE DIVERSIDADE: A COMPOSIÇÃO DA FAUNA DE FORMIGAS EM UMA ÁREA DE EXTRAÇÃO DE MADEIRA.

CONSIDERAÇÕES TEÓRICAS

Os gradientes formados pelas paisagens, tanto naturais como antrópicas, têm sido utilizados por diversos autores para explicar variações na diversidade de organismos em escalas geográficas maiores, como nas regiões temperadas, tropicais e subtropicais (Cushman *et. al.* 1988, Huston 1994, Andersen 1997). Em escalas locais, fatores como a topografia, a composição e fertilidade do solo, salinidade, insolação, etc., têm sido correlacionados com diferenças na estrutura, composição e dinâmica de comunidades (Harada & Bandeira 1994, Peres 1997).

A riqueza de qualquer grupo de organismos pode ser definida como o produto da interação entre processos biogeográficos regionais (Fowler 1996) e fatores ecológicos locais (Schluter & Ricklefs 1993, Rosenzweig 1995). A riqueza específica de uma grande área (diversidade γ) é composta pela diversidade α , ou riqueza local, e pela diversidade β , a qual é representada pela mudança na composição de espécies entre localidades (Whittaker 1972). Assim, para compreender detalhes sobre os processos que organizam e estruturam as comunidades, a escala dos padrões de distribuição de espécies precisa ser avaliada.

Dois aspectos da diversidade são apresentados por Whittaker (1977) – a diversidade de inventário e a diversidade de diferenciação, as quais avaliam a unidade ecológica através do número de espécies contidas e da forma como estas espécies se agrupam em subunidades. Enquanto o primeiro caso é essencialmente empregado nos índices de diversidade utilizados para avaliações rápidas em ecossistemas (inventários na

diversidade Alfa), o segundo pode fornecer informações mais precisas sobre as interações entre estas espécies. Um terceiro aspecto é colocado por Scheiner (1992) - a diversidade de padrões - a qual verifica o arranjo relativo destas subunidades dentro de uma unidade ecológica maior, seja ela definida por escalas temporais, espaciais ou quanto a composição (em quaisquer hierarquias).

As interações entre comunidades em áreas restritas têm sido o principal fator que regula a estrutura das comunidades, e, conseqüentemente, sua composição. Por exemplo, a competição e a predação podem ocasionar a movimentação de alguns membros da comunidade através de manchas dentro de um mesmo hábitat. Os processos de dispersão local entre hábitats são freqüentemente referidos como efeitos de massa, efeitos de resgate e dinâmica “fonte-sumidouro”, e refletem: 1) a natureza de mosaico da qual algumas paisagens são constituídas, e 2) a interdependência das diversidades locais e regionais quanto aos processos migratórios (Stevens 1989, Rosenzweig 1995). Desta forma as populações locais apresentarão estruturas efêmeras exercendo influência nos processos de diversidade regional, a qual será composta, então, por uma infinidade de manchas com proporções diferentes de diversidade local.

Estas paisagens compostas por mosaicos tendem a apresentar diferentes níveis de perturbação (por exemplo, uma clareira ou a borda de um fragmento) cuja extensão e intensidade variam, e que estarão em um determinado estágio de sucessão, fora de equilíbrio e com a composição de espécies voltada para aquelas condições. Este mosaico faz parte de um equilíbrio regional maior, e pode conter mais espécies do que qualquer mancha individual, pois o estresse que exclui espécies em altos níveis de perturbação não prevê exclusões competitivas em níveis inferiores. Esta é a base da teoria das “perturbações intermediárias” (Connell 1975), a qual atribui maior diversidade de espécies em níveis intermediários de perturbação (Schluter & Ricklefs 1993).

Muitas relações importantes nas colônias de formigas dizem respeito à estrutura da vegetação (Andersen 1991) e disponibilidade de recursos (Hölldobler & Wilson 1990, Perfecto & Snelling 1995, Kaspari 1996). A maior parte das espécies de formigas forrageiam sob o solo e na vegetação; assim, paralelos encontrados entre as formigas e o substrato em que se encontram têm favorecido a utilização das mesmas como grupos funcionais (Andersen 1995), podendo um determinado tipo de hábitat ser caracterizado através da composição da mirmecofauna. As características física e microclimática da paisagem atuam na distribuição, abundância e atividade de forrageio das formigas (Levings 1983), e a competição tem se mostrado como um dos fatores mais fortes na regulação destas comunidades (Savolainen & Vepsäläinen 1988, Fowler 1994, Crist & Wiens 1996). A estrutura de uma comunidade baseada neste tipo de interação pode refletir que espécies ecologicamente similares (por exemplo, aquelas que exploram um mesmo recurso) não se distribuem de maneira aleatória no espaço (Schluter & Ricklefs 1993).

Além da ampla diversidade de espécies e plasticidade ecológica apresentada pelas formigas, a documentação acerca das variações na composição de sua fauna em função da paisagem é extensa (Room 1975, Majer 1983, Majer *et. al.* 1984, Andersen 1987; 1991 e 1992, Caldas & Moutinho 1993, Roth *et. al.* 1994, Perfecto & Snelling 1995, Fowler 1996, Brühl *et. al.* 1998), o que reforça o potencial deste grupo como bom bioindicador.

A composição de espécies de uma comunidade pode ser avaliada de diversas formas, mas geralmente tem sido calculada e expressa na forma de Índices de Similaridade gerados através de matrizes “espécie-área” (Magurram 1988). Uma outra forma proposta é avaliar a composição através da diversidade de mosaicos, a qual mede a complexidade da paisagem através da variação na riqueza de espécies entre comunidades, da raridade e da interação entre estes parâmetros (Scheiner & Instock 1987, Scheiner 1992, Fowler 1996).

Neste capítulo, avaliamos a composição da comunidade de formigas amostrada em uma área de Floresta Primária e duas áreas onde foi realizada a extração de madeira através de métodos distintos (Manejado e Tradicional), e verificamos se estes habitats apresentaram diferenças quanto a composição da mirmecofauna.

MÉTODOS

Coleta dos dados. As formigas foram coletadas segundo os procedimentos descritos no Capítulo 2 deste trabalho. Para calcular os índices de similaridade propostos, foram montadas duas matrizes: uma contendo espécies x transecto (dados inter-habitats) e a outra contendo espécies x habitats (dados intra-habitats), ambas preenchidas com registros de presença (1) e ausência (0).

Análises estatísticas. A partir das matrizes de presença e ausência de espécies a composição da mirmecofauna foi avaliada através da similaridade entre as assembléias intra habitat (através dos transectos) e inter habitats (Floresta Primária, Corte Manejado e Corte Tradicional).

Primeiramente examinamos esta similaridade utilizando a Análise de Afinidade (Instock & Scheiner 1987, Scheiner 1992). Através do coeficiente de similaridade Jaccard (1901), cuja fórmula $S_{ij} = c/(a+b+c)$, onde a e b são as espécies encontradas somente em i e j respectivamente, e c o número de espécies comuns às comunidades i e j (Sneath & Sokal 1973). As similaridades entre todas as subunidades (transectos) pareadas são computadas e determinada uma média para cada subunidade. Posteriormente, são calculadas as “afinidades” geradas medindo a distância relativa entre duas subunidades contra todas as outras subunidades. Este cálculo é realizado através de uma adaptação do teste de Wilcoxon que compara dados pareados distintos baseando-se no sentido e magnitude das diferenças entre cada par amostral em relação ao todo (Scheiner 1992). A afinidade de uma

subunidade com ela mesma (A_{ii}) é igual a 0,5, pois $A_{ij} = 1 - A_{ji}$. Após a afinidade média ser calculada para cada subunidade, ela é plotada contra a similaridade média e a inclinação desta relação linear é computada através da fórmula: $m = r S_A / S_S$, onde r é o coeficiente de correlação, S_A o desvio padrão das afinidades médias e S_S o desvio padrão das similaridades médias. Esta inclinação mede a diversidade de padrões e a complexidade da paisagem. Para comunidades dentro de uma determinada paisagem esta medida é denominada Diversidade de Mosaico (m) (Instock & Scheiner 1987).

Esta análise produzirá uma classificação e ordenação das comunidades através da comparação entre conjuntos formados a partir do grau de diferenciação da composição de espécies em relação a um conjunto modal, isto é, aquele que explica a maior parte da composição existente na área. Este conjunto modal, composto pelas comunidades com o maior número de espécies comuns da paisagem, será o ponto central para descrever a dispersão das demais comunidades. Assim, o Índice de Diversidade de Mosaico (m) exprime o quanto uma comunidade pode ser complexa a partir da composição de suas espécies.

Os cálculos da Análise de Afinidade foram realizados utilizando o programa Affinity © 4.3 (Scheiner 1992).

A diversidade β , ou inter-ambientes também foi calculada através dos Índices de Jaccard (1901) e Morisita-Horn (Wolda 1983). O coeficiente de Morisita-Horn é dado pela equação: $C_{m-h} = 2(a n_i b n_i) / (d_a + d_b) a N \times b N$, onde $a N$ é o número total de espécies na área A , $a n_i$ é o número de ocorrências da i^{th} espécie na área A e, $d_a = a n_i^2 / a N^2$ (Russel-Smith & Stork 1994).

O índice de similaridade varia entre 0 e 1, com 0 representando poucas ou nenhuma espécie em comum entre as áreas, e 1 representando alta similaridade entre as áreas (100%) (Perfecto & Snelling 1995). Este índice foi calculado de duas formas: através

do valor médio obtido nas combinações pareadas entre os transectos de um mesmo hábitat, e através do valor total intra hábitats.

Para complementar a avaliação das comunidades locais foi empregado o Índice de Berger-Parker (D) para avaliar a dominância nas três áreas, onde $D = N_{\max}/N$, sendo $N_{\max}$ o número de registros da espécie mais abundante e N o número de registros totais (Russell-Smith & Stork 1994).

RESULTADOS

Análises de Afinidade e Diversidade de Mosaico. Foram encontradas na área total 134 espécies de formigas; destas 90 espécies foram capturadas na Floresta Primária, 90 no Corte Manejado e 84 no Corte Tradicional. Dentre o número total de espécies 48 foram comuns às três áreas e o número de espécies exclusivas foi semelhante na Floresta Primária e no Corte Tradicional ambos com 17 espécies, sendo maior no Corte Manejado, com 20 espécies (Anexo I). O número total de espécies capturadas foi inferior a outros estudos desenvolvidos na região amazônica, mas considerando que apenas uma metodologia foi empregada, está dentro dos padrões observados tanto na Amazônia como em outras localidades do Brasil, Costa Rica e Panamá (Tabela 1).

A composição de espécies entre cada área e entre os meses amostrados variou bastante quanto à contribuição de espécies que cada gênero apresentou por hábitat e mês de amostragem, apesar do resultado numérico das espécies (riqueza) capturadas ter sido semelhante para os três hábitats. Na Floresta Primária foram capturadas 76 espécies (29 gêneros) no mês de dezembro, e 48 espécies no mês de março de 1998 (28 gêneros). No Corte Manejado 77 espécies (24 gêneros) foram capturados em dezembro e 48 espécies (25 gêneros) em março. O Corte Tradicional registrou o menor número de espécies, 72 (25 gêneros) em dezembro e apenas 42 (26 gêneros) em março de 1998. Estes resultados

podem ser visualizados na Tabela 2. A localização de cada espécie capturada quanto ao habitat amostrado, número de pontos onde ocorreu e número de indivíduos encontra-se no Anexo I.

Tabela 1. Composição das comunidades de formigas em florestas neotropicais a partir de diferentes estudos e metodologias.

Localidade	Número de gêneros	Número de espécies	Metodologia utilizada	Estudo
Outros países				
<i>Panamá</i>	49	127	Isca, Berleze	Levings (1983).
<i>Costa Rica</i>	42	135	Pitfall, Winkler	Olson (1991).
Brasil				
<i>Mata Atlântica, 5 reservas</i>	36	118	Várias	Majer (1990).
<i>Ilha do Cardoso (SP)</i>	35	76	Iscas, Pitfall	Fowler & Pesquero (1996).
<i>Manaus (AM)</i>	49	307	Várias	Benson & Harada (1988).
<i>Manaus (AM)</i>	60	227	Pitfall, Litter e Solo	Vasconcelos & Delabie (no prelo).
<i>Manaus (AM)</i>	21	100	Nebulização de copas	Harada & Adis (1997).
<i>Trombetas (PA)</i>	52	206	Várias	Majer (1996).
<i>Paragominas (PA)</i>	32	96	Pitfall	Moutinho (1998).
<i>Paragominas (PA)</i>	42	134	Pitfall	Este estudo.

Tabela 2. Número de espécies por gêneros, amostradas em três habitats distintos, na Fazenda Agrosete, Paragominas – PA.

<i>Habitats</i>	Dezembro de 1997			Março de 1998		
	<i>Floresta</i>	<i>Manejo</i>	<i>Tradicional</i>	<i>Floresta</i>	<i>Manejo</i>	<i>Tradicional</i>
Gêneros (N. espécies)						
Subf. Myrmicinae						
<i>Apterostigma</i> †(2)	1	1	1	-	-	-
<i>Basiceros</i> (1)	-	-	-	1	-	-
<i>Cephalotes</i> (7)	6	2	2	1	-	1
<i>Crematogaster</i> (5)	3	5	3	3	2	3
<i>Cyphomyrmex</i> (5)	1	-	1	2	1	2
<i>Daceton</i> (1)	-	1	-	-	-	-
<i>Erebomyrma</i> (1)	1	1	1	1	1	1
<i>Europhalothrix</i> (1)	-	-	1	-	-	-
<i>Micetarotes</i> (1)	-	-	-	-	-	1
<i>Mycetophylax</i> (1)	-	-	-	1	-	-
<i>Mycetosoritis</i> (1)	1	1	1	-	-	1
<i>Mycocepurus</i> (2)	1	2	2	1	1	-
<i>Myrmicocrypta</i> (1)	-	-	-	-	-	1
<i>Neostruma</i> (1)	-	-	-	1	1	1
<i>Nesomyrmex</i> (1)	-	-	-	-	-	1
<i>Pheidole</i> (30)	20	21	25	4	8	6
<i>Sericomyrmex</i> (3)	3	2	1	1	1	1
<i>Strumigenys</i> (2)	1	2	1	1	1	1
<i>Trachymyrmex</i> (6)	4	3	3	2	2	2
<i>Wasmannia</i> (1)	1	1	1	1	1	1
Subf. Ponerinae						
<i>Anochaetus</i> (3)	-	-	1	1	2	-
<i>Dinoponera</i> (1)	1	1	1	1	1	1
<i>Ectatomma</i> (3)	2	2	3	2	2	2
<i>Gnamptogenys</i> (5)	4	4	3	4	3	3
<i>Hypoponera</i> (1)	-	-	-	1	1	1
<i>Leptogenys</i> (1)	1	-	-	1	-	-
<i>Odontomachus</i> (5)	3	5	4	2	4	1
<i>Pachycondyla</i> (10)	6	8	7	5	4	5
<i>Paraponera</i> (1)	1	-	-	-	1	-

(continuação)

Hábitats	Dezembro de 1997			Março de 1998		
	Floresta	Manejo	Tradicional	Floresta	Manejo	Tradicional
Gêneros (N. espécies)						
<i>Plathytyrea</i> (1)	1	-	-	1	1	-
<i>Simopelta</i> (1)	-	-	-	-	1	-
Subf. Formicinae						
<i>Brachymyrmex</i> (1)	-	1	-	-	1	-
<i>Camponotus</i> (11)	2	8	3	3	4	1
<i>Paratrechina</i> (2)	2	2	2	2	2	2
Subf. Dolichoderinae						
<i>Azteca</i> (1)	1	-	-	-	-	-
<i>Dolichoderus</i> (4)	2	1	1	2	1	2
<i>Tapinoma</i> (1)	1	-	-	-	-	-
Subf. Ecitoninae						
<i>Eciton</i> (3)	2	-	1	1	-	1
<i>Labidus</i> (1)	1	1	1	1	1	1
<i>Neivamyrmex</i> (1)	1	1	-	-	-	-
Subf. Pseudomyrmicinae						
<i>Pseudomyrmex</i> (4)	2	1	2	-	-	1
Subf. Cerapachyinae						
<i>Cerapachys</i> (1)	-	-	-	1	-	-
Total de gêneros (42)	29	24	25	28	25	26
Total de espécies (134)	76	77	72	48	48	42

A Floresta Primária apresentou o maior índice de Diversidade de Mosaico (*m*) (5,20). Considerando os hábitats conjuntamente, este índice foi maior no mês de dezembro de 1997 (6,48) (Tabela 3). Estes resultados (*m*) revelaram uma paisagem bastante complexa, uma vez que locais com pouca variabilidade estrutural apresentam *m* em torno de 2,0 (Scheiner 1992).

As análises de afinidade calculadas para a Floresta Primária, o Corte Manejado, o Corte Tradicional e para o conjunto formado pelos três hábitats foram similares (F=

0,076; $p= 0,927$), pois todos os índices calculados diferiram entre si de uma ordem de magnitude muito pequena. Desta forma, a relação entre a similaridade média e a afinidade média para os três habitats foi bastante próxima (Figura 1).

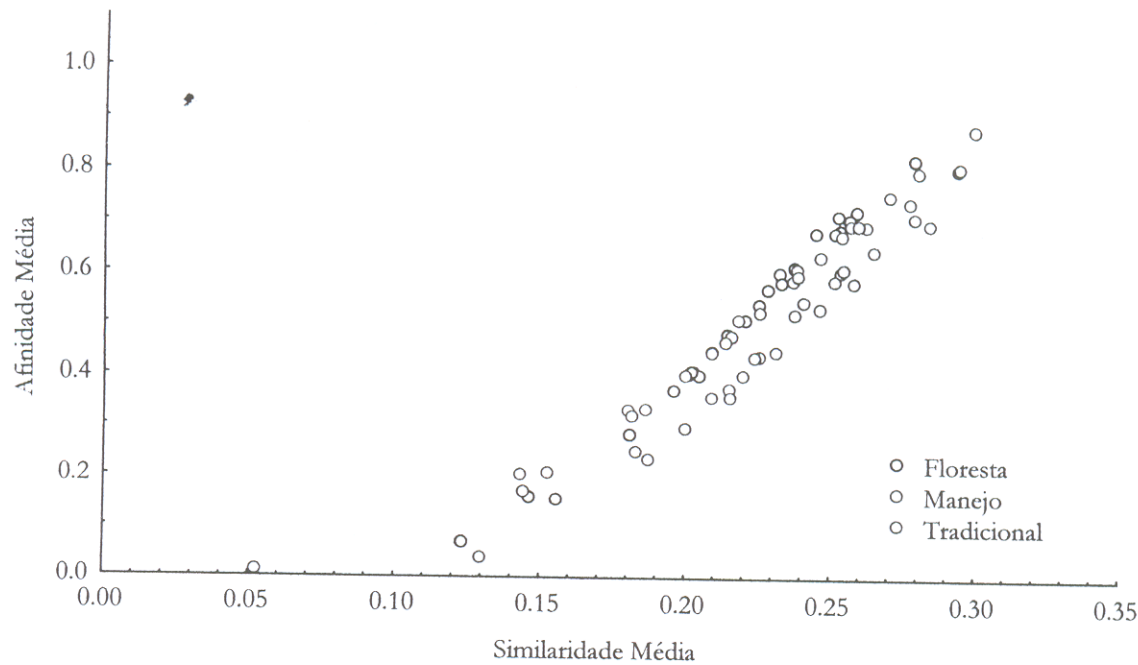


Figura 1. Relação entre a Similaridade média e Afinidade média apresentadas pelos habitats estudados na Fazenda Agrosete, município de Paragominas - PA.

Tabela 3. Resultado geral da análise de afinidade calculada para os habitats amostrados na Fazenda Agrosete, município de Paragominas – PA.

Habitat	Diversidade β (Média $\pm$ SD)	Afinidade (Média $\pm$ SD)	N. espécies/ transecto (Média $\pm$ SD)	N. espécies comuns/trans. (Média $\pm$ SD)	Diversidade de mosaico (<i>m</i>)	R ² *
Floresta Primária	0,21 $\pm$ 0,03	0,50 $\pm$ 0,19	15 $\pm$ 4,64	5,31 $\pm$ 1,24	5,20	0,98
Corte Manejado	0,23 $\pm$ 0,03	0,50 $\pm$ 0,19	15,58 $\pm$ 6,31	5,83 $\pm$ 1,44	4,90	0,98
Corte Tradicional	0,21 $\pm$ 0,05	0,50 $\pm$ 0,21	13,75 $\pm$ 5,59	4,94 $\pm$ 1,67	3,94	0,95
Total Mensal	0,27 $\pm$ 0,04	0,50 $\pm$ 0,20	23,06 $\pm$ 6,70	9,78 $\pm$ 2,00	4,26	0,88
Dezembro	0,28 $\pm$ 0,03	0,50 $\pm$ 0,24	27,94 $\pm$ 5,66	12,21 $\pm$ 1,81	6,48	0,98
Março	0,31 $\pm$ 0,04	0,50 $\pm$ 0,22	18,22 $\pm$ 3,12	8,53 $\pm$ 1,35	4,57	0,97

*R² – Quantidade de variação explicada pela amostra

Os sítios modais, isto é, aqueles que apresentaram a maior riqueza em espécies comuns ao longo da Floresta Primária, foram os transectos L16 e L8 (nos dois meses amostrais). Já no Corte Manejado, foram representados pelos transectos I2 e E6 em dezembro de 1997 e D4, F1 e M3 em março de 1998. No Corte Tradicional, estes sítios foram representados pelos transectos I4, e E3 em dezembro de 1997 e E3 novamente em março de 1998. Sítios “outliers”, ou sejam, aqueles que estão distantes do agrupamento formado pelos sítios modais, que geralmente são pobres em espécies ou ricos em espécies raras, foram representados na Floresta Primária pelos transectos L12, L24 em dezembro e L12 e L4 em março. No Corte Manejado foram representados pelos transectos D4, H5 (dezembro), E6, I2 (março); e finalmente por B2, F5, I4 (dezembro), E3 (março) no Corte Tradicional. Estes sítios podem ser visualizados na Figura 2, sendo os sítios modais aqueles que apresentam afinidade média com valores em torno de 0,75 e estão situados na região formada por uma “nuvem” de pontos (A_{ij} entre 0,4 e 0,8). Os sítios outliers são aqueles localizados nos extremos desta nuvem de pontos.

Apesar da extração de madeira realizada no local, a complexidade destes ambientes explorados é tão alta quanto a encontrada em habitats naturais como no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, SP e em Fazendas de Cacao no Estado da Bahia. O menor valor de m encontrado neste estudo ainda é superior àquele apresentado por uma área de Floresta no Estado de São Paulo (Tabela 4).

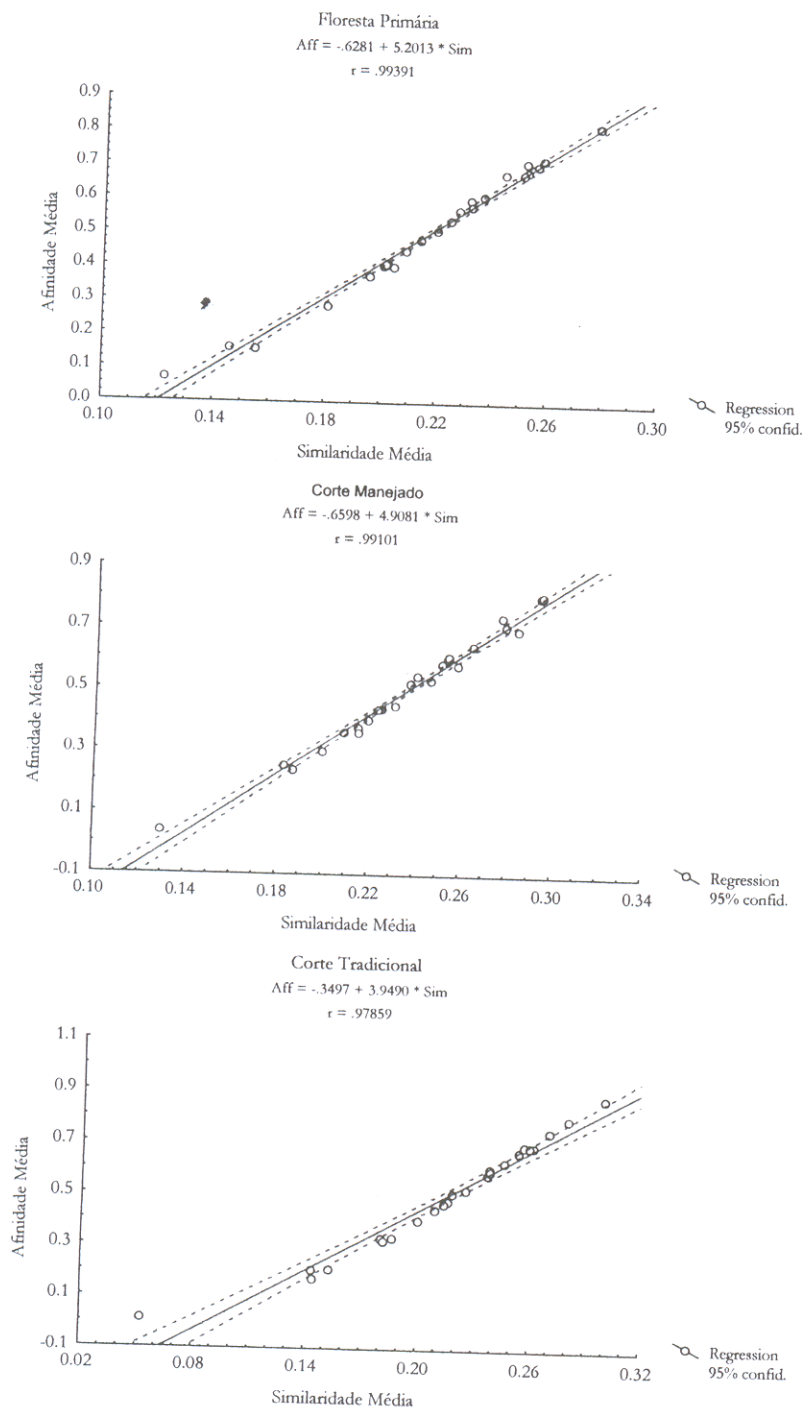


Figura 2. Relação entre Afinidade Média e Similaridade Média, nos três hábitats estudados na Fazenda Agrosete, Paragominas – PA.

Tabela 4. Comparação entre a Diversidade de Mosaico encontrada em diferentes localidades do Brasil.

Local	Hábitat	Diversidade Alfa	Diversidade Beta	Diversidade de Mosaico	Estudo
<i>São Paulo</i>	Duna	3,51	0,30	2,46	Fowler (1996)
	Restinga	12,52	0,16	3,25	" "
	Floresta	11,24	0,20	3,11	" "
	Ilha Total	17,05	0,22	6,10	" "
<i>Bahia</i>	Câcau	?	0,50	5,34	" "
<i>Pará</i>	Banana	?	0,40	2,07	" "
<i>Pará</i>	Floresta	28,05	0,21	5,20	Este estudo
	Corte Manejado	27,59	0,23	4,90	" "
	Corte Tradicional	26,66	0,21	3,94	" "
	Faz. Total*	32,71	0,27	4,26	" "

* - Fazenda Agrosete, Paragominas – PA.

Análises de Similaridade Faunística. Os coeficientes de similaridade de Jaccard resultaram baixos valores e não apresentaram diferenças significativas quando os valores obtidos para cada transecto foram comparados inter hábitats ($F_{2gl}= 2,216$; $p= 0,117$) (Anexo V). Dos resultados encontrados na análise total para cada área (índice intra hábitat), os hábitats mais similares comparativamente foram a Floresta Primária e o Corte Manejado. Os valores encontrados neste índice também foram baixos e não apresentaram variações expressivas.

O índice de Morisita-Horn calculado intra hábitats também apresentou resultados pouco expressivos (Anexo V). Já os valores obtidos inter hábitats foram maiores do que os do índice de Jaccard, indicando que os hábitats são comparativamente iguais (Tabela 5).

Tabela 5. Índices de similaridade – resultados obtidos através dos valores calculados para cada hábitat localizado na Fazenda Agrosete, Paragominas – PA, quando comparados entre si.

Índice	Jaccard			Morisita-Horn		
Hábitat	<i>Floresta Primária</i>	<i>Corte Manejado</i>	<i>Corte Tradicional</i>	<i>Floresta Primária</i>	<i>Corte Manejado</i>	<i>Corte Tradicional</i>
<i>Floresta Primária</i>	1,000			1,000		
<i>Corte Manejado *</i>	0,517	1,000		0,951	1,000	
<i>Corte Tradicional</i>	0,491	0,513	1,000	0,857	0,919	1,000

O Índice de Morisita-Horn intra hábitat, o qual foi calculado através das observações entre o número de espécies compartilhadas par a par entre cada transecto, apresentou diferenças significativas entre os hábitats avaliados ($F_{2\text{gl}}= 4,97$; $p< 0,05$). O valor deste índice foi 0,33 na Floresta Primária; 0,38 no Corte Manejado; e 0,32 no Corte Tradicional (Anexo V). Desta forma, é possível observar que a maior variação entre cada valor de similaridade se encontra entre cada transecto isolado, e não entre cada área, quando esta é avaliada como uma unidade amostral.

O índice de Berger-Parker apontou *Pheidole* sp 7 como a espécie dominante no ambiente, cuja ocorrência foi maior na Floresta Primária e no Corte Manejado ($D=0,227$; $D=0,210$ respectivamente) do que no Corte Tradicional ($D=0,155$).

DISCUSSÃO

A maior proporção de espécies observadas no mês de dezembro de 1997 reafirma que um dos fatores principais na mudança da composição da fauna de formigas na Fazenda Agrosete podem ser as variações periódicas nas condições abióticas locais (temperatura e pluviosidade) ocorridas nos dois meses de amostragem. Cerca de 85% de todas as espécies capturadas foram coletadas neste período, contra 57% observadas no mês de março de 1998. O número de gêneros encontrados sugere uma fauna bastante rica,

principalmente quando comparados com estudos os quais empregaram mais de uma metodologia de coleta. Alguns estudos têm revelado que a fauna de formigas associada à serapilheira é igualmente rica em espécies, principalmente formada por grupos crípticos (Brühl *et. al.* 1998). Embora algumas destas formigas tenham sido amostradas, sua frequência e composição específica foram baixas (ex. *Strumigenys*, *Neostruma*, *Basiceros*, *Hypoponera*, *Euophalothrix*, entre outras). Assim, é possível afirmar que a fauna de formigas nesta localidade está subestimada não só quanto ao número (Capítulo 4) como à composição de espécies. Outros gêneros não registrados neste trabalho, como *Gigantiops*, *Atta*, *Acromyrmex*, foram visualizados durante as coletas, principalmente o primeiro o qual é bastante abundante na área toda (Ketelhut obs. pess.). As espécies com maior incidência (número de transectos que ocuparam) foram *Pheidole* sp 7, *Ectatomma lugens*, *Dinoponera gigantea*, *Pheidole* sp 3, *Pachycondyla crassinoda*, *Pachycondyla harpax*, *Crematogaster* sp 1, e *Wasmannia* sp 1. Estas espécies ocorreram em pelo menos 50% de todos os transectos instalados por área.

Algumas das espécies de formigas pertencentes à tribo Attini (cortadeiras) foram observadas nos habitats estudados, principalmente na floresta primária. Dentre as espécies observadas, algumas coletam principalmente fragmentos orgânicos como flores caídas (*Mycocepurus* e *Sericomyrmex*) ou cultivam seu fungo a partir de carcaças de artrópodos ou excrementos de insetos (*Apterostigma* e *Cyphomyrmex*) (Fowler *et. al.* 1991). Alguns trabalhos indicam que os gêneros *Atta* e *Acromyrmex* respondem bem a perturbações ambientais, pois suas densidades, normalmente baixas em áreas florestadas, são maiores em áreas desmatadas devido a criação de habitats para sua colonização (Fowler & Claver 1991). Apenas um único ninho de saúva (*Atta sexdens*) foi encontrado dentro dos 203 ha abrangidos neste estudo, estando localizado ao longo de uma das estradas abertas para o

transporte da madeira. Apesar da extensão alcançada pelas área de forrageio desta espécie nenhum exemplar foi capturado nas armadilhas.

As respostas rápidas fornecidas através das estimativas do número de espécies por meio de censos e extrapolações posteriores, e a possibilidade em se distinguir o número de espécies através de uma simples morfotipagem têm sido a maior vantagem no emprego dos índices na avaliação da diversidade, tanto local quanto regional. Dois pontos de vista diferentes são colocados por Margules (1989) e Silver *et. al.* (1996). O primeiro argumenta que a melhor estratégia é conservar áreas com maior diversidade de espécies e não aquelas ricas em espécies raras, uma vez que estas últimas geralmente estão no limiar da extinção (Schoener 1987). Silver *et. al.* 1996, por sua vez, argumenta que o número de espécies não é o parâmetro mais importante na manutenção dos processos de um ecossistema, mas sim o papel que cada espécie desempenha, conduzindo energia e nutrientes e mantendo de alguma forma a homeostasia deste sistema. Evidentemente, a melhor maneira de se avaliar a importância da diversidade de espécies é estabelecer um consenso entre ambas idéias, o qual pode ser obtido através de análises da composição da fauna, e dos padrões que esta apresenta.

A diversidade de padrões apresentada neste estudo através das Análises de Afinidade apontou para a grande complexidade ambiental formada não só pela área estudada como um todo, como para cada subconjunto constituído pelos habitats (Floresta Primária, Corte Manejado e Corte Tradicional) isoladamente.

A diversidade de mosaicos distinguiu como hábitat menos complexo o Corte Tradicional. A maior parte das espécies encontradas neste local foi representada pelos gêneros mais comuns como *Pheidole*, *Crematogaster*, *Ectatomma*, *Pachycondyla*, *Paratrechina*, *Odontomachus*, e *Wasmannia*, todos freqüentes também nas demais áreas. Esta área pode ser diferenciada das demais pelo impacto maior sofrido pela extração realizada de forma não

planejada, apresentando maior incidência de clareiras, vegetação de crescimento tipicamente secundário (como *Cecropia*, por exemplo), maior exposição do solo, e quantidade de biomassa vegetal remanescente da extração (Johns *et. al.* 1996). *Pheidole* e *Crematogaster* possuem estratégias de recrutamento que permitem com que ambas explorem um determinado hábitat mais prontamente do que outros gêneros. Fowler & Venticinque (1997), relatam que *Ectatomma*, *Crematogaster*, e *Azteca* são gêneros frequentes em áreas abertas, como bordas florestais, capoeiras e algumas pastagens na região Amazônica. A presença de *Crematogaster*, *Azteca* e também de algumas espécies de *Camponotus* em áreas de borda e clareiras pode estar associada à abundância das populações de homópteros nestes locais como resposta a um aumento na disponibilidade de recursos (altas taxas de fotossíntese e crescimento da vegetação secundária) (Fowler *et. al.* 1993). Wilson (1976) relata que *Camponotus*, *Pheidole*, e *Crematogaster* são os gêneros mais prevalentes no mundo. Ele argumenta que a grande diversidade e prevalência destes gêneros, e consequentemente o sucesso com que ocupam diferentes hábitats, é devido a uma série de adaptações evolutivas que lhes conferem uma posição filogenética distinta, características anatômicas e também à habilidade que possuem em evitar sua substituição através da competição com outras espécies.

Nas demais áreas (Corte Manejado e Floresta Primária), a diversidade de mosaico (m) foi mais elevada, indicando que a fauna nestes locais pode estar muito mais ligada a pequenas variações na estrutura do ambiente do que no Corte Tradicional, sendo mais heterogênea.

Os valores da diversidade beta calculados através do Índice de Jaccard e Morisita-Horn indicam que a correlação entre cada transecto dentro de um mesmo hábitat, é baixa (em média cerca de 21% para Jaccard e 34% para Morisita-Horn), isto é, apresentam pouca similaridade quando pareados (Anexo V). Entre hábitats, a Floresta

Primária apresenta cerca de 51,7% de espécies em comum com o Corte Manejado, e 49,10% com o Corte Tradicional. Os dois sistemas de extração de madeira, por sua vez, compartilham cerca de 51,30% das espécies. Neste caso, o índice de Morisita-Horn parece mais apropriado, pois os valores obtidos apontam para relações de similaridade mais estreitas entre os habitats, o que pode ser confirmado com base nos demais resultados obtidos para número de espécies, número de espécies únicas, duplas, compartilhadas e raras (Capítulos 3 e 4) os quais não apresentam diferenças expressivas. Cabe ressaltar que as coletas foram realizadas três anos após a exploração de madeira ser concluída, e os padrões de alta similaridade entre habitats e ausência de diferenças expressivas na diversidade de espécies entre os mesmos, podem ser justificados pelo processo de regeneração em que a área toda (203 ha) se encontra.

Os resultados encontrados entre transectos reforçam aqueles gerados através da diversidade de mosaico, pois a baixa similaridade ao longo dos transectos (Anexo V) pode sugerir uma alta complexidade no ambiente. A distribuição das espécies ao longo dos habitats pode estar muito mais correlacionada com escalas de perturbação menores do que com o grande impacto gerado pela extração de madeira. A inclusão de outras metodologias e estudos que englobem as variações sazonais, neste caso, podem fornecer maiores subsídios para explicar este fenômeno.

Além dos procedimentos usuais para avaliar as variações na composição (como índices de similaridade), a diversidade de mosaico provou ser uma ferramenta importante, principalmente porque revela padrões complexos em escalas menores, ou seja, se ajusta a condições de heterogeneidade espacial que normalmente não são evidenciadas nas análises mais comuns (Fowler 1996). A homogeneidade ambiental verificada entre os habitats por exemplo (Floresta Primária e Extração de Madeira), através da alta similaridade encontrada entre os números de espécies, pode ter sido observada em uma escala superior. A baixa

similaridade encontrada quando comparamos os transectos dentro de cada hábitat é altamente condizente com a alta diversidade de mosaico observada, pois reduz nossa escala de observação para a complexidade formada para mosaicos conspícuos dentro de cada paisagem. Desta forma introduzimos a heterogeneidade neste ambiente, incluindo hábitats mais apropriados do ponto de vista de uma formiga, e assim foi possível detectar que variações na composição de espécies podem estar mais relacionadas a pequenas variações microclimáticas do que às grandes alterações causadas pela extração de madeira. Assim, as populações tendem a responder de maneira independente aos gradientes ambientais apresentados por uma determinada paisagem, e estas respostas, por sua vez deveriam ser traduzidas pela diversidade de espécies. Wright *et. al.* (1998) enfoca um aspecto importante desta questão: “(...) Vertebrados geralmente são mais próximos a nosso tamanho e capacidade de distinção de variações no hábitat. Como é possível que os artrópodos sejam sempre amostrados igualmente em escalas tão pequenas (resultando em alta variação de sítio para sítio) ou tão grandes (resultando em gradientes dentro de hábitats, ou pools de recursos ao longo de sítios) e exibirem fortes agregações com a paisagem?”. De fato, o ambiente que pode ser apropriado para uma formiga, necessariamente não o é para uma ave.

Dentro dos hábitats analisados (Corte Manejado e Tradicional) é difícil inferir a atuação direta de espécies dominantes, uma vez que apenas uma única espécie foi incluída nesta categoria, distribuindo-se uniformemente entre todos os hábitats, não evidenciando variações na composição das demais espécies em função de sua presença. Assim como *Pheidole* sp 7, outras espécies foram observadas com frequência nos hábitats estudados. Desta forma, processos competitivos que poderiam estar regulando a população de outras espécies ou direcionando sua ocupação dentro de cada hábitat devem ser investigados com mais rigor através de estudos mais abrangentes que envolvam escalas temporais maiores.

Capítulo 6

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As relações entre paisagens e comunidades de formigas. As mudanças pelas quais determinadas paisagens estão sujeitas, influenciam a distribuição, abundância e dinâmica de espécies (Morris 1995), assim, as respostas a diferentes elementos presentes na paisagem podem ser relacionada com a especialização da fauna local a estes elementos (Andrén 1997), e alguns estudos sugerem que esta especialização pode ocorrer com as formigas.

Por exemplo, as variações estruturais e climáticas encontradas em áreas de borda florestal tem apresentado uma fauna de formigas tão diversa como a encontrada no interior das florestas (Theobald & Horstmann 1990, Carvalho 1998). Esta alta diversidade pode ser explicada pelo fato de que estes habitats são geralmente caracterizados por alta insolação e riqueza de espécies vegetais, e por um grande número de sítios de nidificação, favorecendo com que este ambiente seja ocupado por espécies mais adequadas a tais características. Assim como uma borda, a presença de clareiras formadas pela extração de madeira pode atuar sobre a composição da fauna de formigas de maneira similar, favorecendo a ocorrência e maior diversidade de espécies associadas a este tipo de ambiente (p.ex. *Crematogaster* spp.).

Andersen (1991), observou que em áreas de savanas tropicais na Austrália, diferentes regimes de fogo exercem influências na comunidade local de formigas, favorecendo a ocorrência de espécies oportunistas. Ambientes mais simplificados, como determinados cultivos agrícolas e pastagens, também favorecem a ocupação por espécies que respondam a suas características estruturais. Por exemplo, a invasão de *Solenopsis* spp. em regiões ribeirinhas do Acre e Rondônia é um reflexo destas condições e acaba

ocasionando a simplificação temporária da fauna de formigas nestes locais (Fowler *et. al.* 1992).

Se as amplitudes ecológicas das espécies existentes na mata forem pequenas, a fauna de formigas nativa pode ser substituída por espécies exóticas (Fowler *et. al.* 1992) ou dominantes. *Paratrechina longicornis* e *Tapinoma melanocephalum* são duas espécies exóticas freqüentemente associadas a ambientes perturbados ou simplificados tais como nos cultivos de banana, onde exercem forte influência sobre a composição da mirmecofauna local. Embora estas espécies tenham sido registradas no estudo realizado na Fazenda Agrosete, não foi evidenciada através das amostragens com pitfall-traps sua dominância sobre a comunidade, o que pode sugerir que as populações de ambas não estejam regulando as populações das demais espécies de formigas presentes na área.

Hölldobler & Wilson (1990) afirmam que uma comunidade de baixa complexidade, com poucas espécies, está muito mais sujeita a ser dominada por uma ou mais espécies que possam manter territórios absolutos e, por sua vez, comunidades que carecem de espécies dominantes possuem hierarquias menos predizíveis. Nestas comunidades a competição é o tipo mais óbvio de interação que pode ocorrer e atuar em sua organização. Entretanto, através de outros processos, como a predação, o parasitismo, comensalismo, e o mutualismo, algumas espécies de formigas podem alterar o ambiente local de forma a permitir que outras espécies o colonizem prontamente (Hölldobler & Wilson 1990). A alta diversidade de formigas (134 espécies) encontrada na Fazenda Agrosete pode reafirmar esta teoria, uma vez que a comunidade apresentou também uma alta complexidade e apenas uma espécie dominante (Capítulo 5).

Maior parte das formigas possuem comportamentos específicos de agressão ou de defesa em resposta a determinadas interações interespecíficas. As hierarquias de dominância são uma das conseqüências destes comportamentos para a comunidade

(Pisarski & Vepsäläinen 1981, Rosengren & Pamillo 1983, Savolainen & Vepsäläinen 1988). Através destas hierarquias algumas espécies podem regularmente deslocar outras dentro de um determinado território, e este evento terá relação direta com a manutenção dos territórios espaço-temporais das espécies (Vepsäläinen & Pisarski 1982). Greenslade (1971) estudou as hierarquias de dominância, e verificou que modificações na dinâmica populacional de determinadas espécies de formigas podem proporcionar variações na diversidade de espécies em uma comunidade. Leston (1973) verificou que a dominância de determinadas espécies formando um núcleo local afeta não só a composição e abundância de espécies de formigas, como a de plantas e outros artrópodos. Ele caracterizou este tipo de padrão de ocupação-dominância como “mosaico de formigas”.

Neste trabalho não encontramos padrões claros de dominância nos habitats estudados, embora tenham sido observadas algumas espécies que constituem estes mosaicos em regiões cacaueiras na Bahia, como *Wasmannia auropunctata*, e *Ectatomma tuberculatum*, as quais podem atuar de forma direta sobre a composição da fauna de formigas igualmente nestes locais. A alta similaridade entre habitats apresentada pelas comunidades pode indicar que todas as espécies se encontram sujeitas à mesma disponibilidade de recurso e condições físicas do habitat, e que a ausência de grandes barreiras entre os habitats não ofereceu resistência a movimentação das espécies de um local para outro.

Experimentos controlados com o objetivo de verificar a exploração de um recurso comum por espécies de formigas (monitoramento de ocupação de espécies em iscas atrativas por exemplo) podem fornecer subsídios para detectar supostos padrões de dominância na Fazenda Agrosete e comprová-los com maior clareza.

A ocupação e distribuição das espécies nos habitats se relaciona também com características inerentes a cada uma, como a habilidade de dispersão, colonização, e obtenção de alimento. Por exemplo, algumas espécies observadas neste estudo

pertencentes aos gêneros *Camponotus*, nidificam em quaisquer cavidades como *C. atriceps*, enquanto outras como *C. femuratus* nidificam em “jardins de formigas” e são bastante comuns na Amazônia (Harada com. pess.). Gêneros como *Paratrechina*, *Wasmannia* e determinadas espécies de *Pheidole* possuem dieta generalista, facilitando a obtenção de alimento e alocação de sítios para nidificação, e podem ser consideradas oportunistas (Fowler 1996) pois ocupam o hábitat mais rapidamente. Já as formigas pertencentes a subfamília Ponerinae são constituídas quase que totalmente por predadores generalistas como *Anochetus*, *Gnamptogenys* e *Pachycondyla* ou especializados como *Leptogenys* e *Hypoponera* (Fowler 1996). O tamanho apresentado por algumas de suas espécies, como em *Dinoponera gigantea*, *Paraponera clavata*, e *Ectatomma lugens* pode favorecer seu deslocamento entre os habitats estudados, uma vez que a extração de madeira não operou como uma barreira física como poderia ocorrer no caso de uma pastagem, por exemplo. Já as formigas pertencentes a subfamília Pseudomyrmicinae, como *Pseudomyrmex*, são potencialmente arborícolas, e todas as espécies deste gênero podem ser encontradas em associação com espécies vegetais (*Tachygalia* por exemplo). Ocasionalmente elas podem procurar alimento no chão (Fowler 1996).

As formigas cortadeiras são tidas como o grupo mais especializado dentre as formigas (Oster & Wilson 1978, Wilson 1984). Este grupo desempenha um papel importante nos processos de herbivoria (Cherret 1986), na gênese e estrutura do solo (Lyford 1963 *apud* Perfecto & Vandermeer 1993), na ciclagem de nutrientes (Haines 1978) e na estrutura das comunidades vegetais (Haines 1975), através da predação de sementes e plântulas (Vasconcelos 1988). Assim, a presença de espécies de formigas cortadeiras na área estudada pode ser importante dentro dos processos de regeneração florestal após a extração de madeira, e devem ser esclarecidos através de investigações detalhadas.

Outros grupos de formigas também podem desempenhar papéis específicos na predação e dispersão de sementes (Levey & Byrne 1993). Algumas espécies vegetais apresentam sementes adaptadas para a mirmecocoria, cuja presença de corpúsculos oleaginosos os quais servem de alimento para algumas espécies de formigas faz com que, após o consumo deste, a semente seja descartada próximo ou dentro do ninho, podendo evitar com que as mesmas sejam predadas por outros animais (Hughes & Westoby 1990). Assim, a composição da mirmecofauna local, a qual será responsável pela taxa e velocidade com que as sementes são removidas será um dos fatores que influenciam no recrutamento de plântulas, e conseqüentemente em alguns processos importantes para o estabelecimento das comunidades vegetais (uma vez que existem correlações entre tamanho da semente e da espécie de formiga, e sabendo que a velocidade de encontros/remoção dependerá da espécie de formiga envolvida na dispersão) (Kaspari 1996).

Formigas pertencentes a subfamília Dolichoderinae como os gêneros *Dolichoderus*, e *Azteca*, e algumas pertencentes a subfamília Myrmicinae como *Daceton*, *Cephalotes*, e *Crematogaster* são tipicamente arborícolas, nidificando em árvores, embora também utilizem a liteira como área de forrageamento. É possível que algumas espécies pertencentes a estes gêneros possam fornecer respostas frente aos impactos causados pela extração madeireira, uma vez que maior parte destes ainda se concentram na retirada de determinadas espécies arbóreas, as quais são parcial ou totalmente “eliminadas” daquele ambiente. A utilização de pitfall-traps ainda é recomendada, apesar de restringir a captura de algumas espécies arborícolas, pois captura invertebrados durante um intervalo temporal maior do que metodologias empregadas para amostragem em serapilheira, as quais normalmente amostram a fauna momentânea, isto é, aqueles grupos que estão ocorrendo em determinado local em um exato intervalo de tempo. Assim, para detectar com clareza os impactos de uma extração madeireira sobre a fauna de formigas, estudos que incluam a

amostragem das espécies de formigas em todos os estratos florestais podem fornecer maiores subsídios para verificar se as respostas deste grupo às variações apresentadas nestes habitats são de fato importantes em propostas de manejo e conservação de ecossistemas florestais, e ainda na avaliação da integridade de ecossistemas sujeitos a estas atividades nas Florestas Neotropicais (Fowler *et. al.* 1992, York 1994, Roth *et. al.* 1994, Perfecto & Snelling 1995).

Capítulo 7

CONCLUSÕES

1. A diversidade de espécies de formigas calculada através dos Índices de Diversidade de Simpson e Alfa de Fisher indicam que existem diferenças entre os habitats estudados quando a mesma é avaliada através dos resultados expressos em cada transecto/habitat. Os habitats, quando comparados através do valor absoluto de cada índice (isto é, excluindo-se as comparações transectos/Floresta x transectos/Extrações) não apresentam diferenças expressivas.
2. Os resultados da diversidade de espécies de formigas apresentados neste trabalho calculados por meio de estimativas de riqueza e extrapolação do número total de espécies observadas sugerem que este grupo não apresenta variações expressivas na diversidade de espécies de acordo com o habitat estudado. Provavelmente, este resultado foi um reflexo da utilização do número de espécies como base principal em todos os estimadores, o qual variou muito pouco entre cada habitat. Apesar de sobrestimativa na diversidade gerada por alguns índices, os resultados foram mais consistentes dentro de cada habitat estudado. Os estimadores utilizados em geral apresentaram boas propriedades matemáticas ajustando-se bem aos dados da comunidade estudada, fornecendo uma idéia aproximada da riqueza total esperada para a área.
3. A diversidade de espécies expressa através de Índices de Diversidade (Capítulo 3) e das estimativas de riqueza através da extrapolação (Capítulo 4) apresentaram variações significativas em relação ao mês de amostragem, inferindo que variações periódicas podem atuar fortemente sobre estes resultados. O maior número de espécies, gêneros e indivíduos observados no mês de dezembro de 1997 sugere a existência de uma relação

direta entre a pluviosidade e a taxa de captura deste grupo uma vez que março, o qual teve o maior índice pluviométrico registrado naquele período, apresentou os menores valores para a comunidade de formigas.

4. As análises de afinidade e diversidade de mosaico, utilizadas para verificar diferenças na composição de espécies foram altamente elucidativas em comparação às análises de similaridade calculadas através do Índice de Morisita-Horn e Jaccard. Embora ambos tenham detectado variações na composição de espécies entre hábitats (média de transectos/hábitats), a existência de uma alta diversidade de mosaico indica que estas variações são maiores em escalas menores e mais complexas, refletindo a natureza em mosaico apresentada pelas comunidades de formigas destes hábitats.
5. Os resultados encontrados sugerem que a comunidade está subestimada, assim o aumento no número de coletas e a inclusão de outras metodologias pode fornecer dados mais acurados acerca da comunidade total. Isto refletiria diretamente nos resultados observados na composição de espécies. Eventualmente o aumento do número de coletas poderia esclarecer o status de “raridade” apresentado por algumas espécies, os quais podem estar sujeitos a desvios amostrais.
6. De modo geral, a diversidade total de espécies encontradas na área pode ser considerada alta, uma vez que apenas uma única metodologia foi empregada em um intervalo de tempo relativamente pequeno para detectar maiores variações na comunidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andersen, A. N. 1987 - Ant community organization and environmental assessments. *In*: Majer, J. D. (ed.). *The role of invertebrates in conservation and biological survey*. Western Australia Dept. of Conservation and Land Management Report. Pags: 43-52.
- Andersen, A. N. 1991 - Responses to ground-foraging ant communities to three experimental fire regimes in a savanna forest of Tropical Australia. *Biotropica* 23(4b): 575-585.
- Andersen, A. N. 1992 - Regulation of “momentary” diversity by dominant species in exceptionally rich ant communities of the Australian seasonal tropics. *Am. Natur.* 40(3): 401-420.
- Andersen, A.N. 1995 - A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life forms in relation to stress and disturbance. *Journ. Biogeogr.* 22: 15-29.
- Andersen, A. N. 1997 - Using ants as bioindicators: Multiscale issues in ant community ecology. *Cons. Ecol.* [on line] 1(1): 8.
- Andersen, A. N. & Majer, J. D. 1991 - The structure and biogeography of rainforest ant communities in the Kimberley region of northwestern Australia. *In* McKenzie, N. L.; Johnston, R.B. & Kendrick, P.J. *Kimberley rainforests of Australia*. Surrey Beattie & Sons, Sydney. Pags: 333-46.
- Anderson, A. B. 1990 - Deforestation in Amazon: dynamics, causes, and alternatives. *In*: Anderson, A. B. (ed.) *Alternatives to deforestation- Steps toward sustainable use of Amazon Rain forest*. Columbia Univ. Press, New York, USA. Pags: 3-10.
- Andrén, H. 1997 - Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. *Oikos* 80: 193-196.

- Ashton, P. 1989 - Species richness in tropical forests. *In*: Holm-Nielsen, L. Nielsen, I. & Balslev, H. (eds.) *Tropical Forests: Botanical Dynamics, Speciation, and Diversity*. London Academic Press. Pags: 239-251.
- Barone, J. A. 1998 - Effects of light availability and rainfall on leaf production in a moist tropical forest in central Panama. *Journ. Tropical Ecol.* 14: 309-321.
- Barreto, P. G.; Uhl, C. & Yared, J. 1993 - O potencial de produção sustentável de madeira em Paragominas, Amazônia oriental: considerações ecológicas e econômicas. *Anais do 1º Congresso Florestal Panamericano*, Curitiba, PR. Pags:387-392.
- Bell, S.; McCoy, E. D. & Mushinsky, H. R. 1990 - *Habitat structure – the physical arrangement of objects in space*. Chapman & Hall, London.
- Belshaw, R. & Bolton, B. 1994 - A survey of the leaf litter ant fauna in Ghana, West Africa (Hymenoptera: Formicidae). *Journ. of Hymenopteran Research* 3: 5-16.
- Benson, W. & Harada, A. Y. 1988 - Local diversity of tropical and temperate ant faunas (Hymenoptera: Formicidae). *Acta Amazonica* 18 (3-4): 275-290.
- Bolton, B. 1994 - *Identification guide to the ant genera of the world*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Brühl, C. A.; Gunsalam, G. & Linsenmair, K.E. 1998 - Stratification of ants (Hymenoptera: Formicidae) in a primary rain forest in Sabah, Borneo. *Journ. Tropical Ecol.* 14: 285-297.
- Caldas, A. & Moutinho, P.R.S. 1993 - Composição e diversidade da fauna de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em áreas sob remoção experimental de Linhares, ES, Brasil. *Rev. Bras. de Entomol.* 37(2): 299-304.
- Carroll, C.R & Janzen, D.H. 1973 - Ecology of foraging ants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 231-257.
- Carvalho, K. 1998 - *Efeito de borda sobre a comunidade de formigas da serrapilheira florestal na Amazônia central*. Manaus, Dissertação de mestrado, INPA, Univ. do Amazonas.

- Chao, A. 1987 - Estimating population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics* 43: 783-791.
- Chapin III, F. S.; Walker, B. H.; Hobbs, R. J.; Hooper, D. U.; Lawton, J. H.; Sala, O. E. & Tilman, D. 1997 - Biotic Control over the functioning of ecosystems. *Science* 277: 500-504.
- Cherret, J. M. 1986 - History of the leaf-cutting ant problem. In: Lofgren, C. S. & Vander Meer, R. K. (eds.). *Fire ants and leaf-cutting ants: biology and management*. Westview Press, Boulder, Colorado. Pags: 10-17.
- Coddington, J. A.; Young, L. H. & Coyle, F. A. 1996 - Estimating spider species richness in a southern Appalachian cove hardwood forest. *Journ. Arachn.* 24: 111-128.
- Coleman, B. D.; Mares, M. A.; Willig, M. R. & Hsieh, Y-H. 1982 - Randomness, area and species richness. *Ecology* 63: 1121-1133.
- Colwell, R. K. 1997 - *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 501 User's guide and application published at: <http://vicroy.ccb.uconn.edu/estimates>.
- Colwell, R. K. & Coddington, J. A. 1994 - Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* - B. 345: 101-118.
- Connel, J. H. 1975 - Some mechanisms producing structure in natural communities. In: Cody, M.L & Diamond, J. M. (eds.). *Ecology and evolution of communities*. Belknap, Cambridge, MA.
- Crist, T. O. & Wiens, J. A. 1996 - The distribution of ant colonies in a semiarid landscape: implications for community and ecosystem processes. *Oikos* 76: 301-311.
- Crome, F. H. J.; Moore, L. A. and Richards, G. C. 1992 - A study of logging damage in upland rainforest in north Queensland. *For. Ecol. and Manag.* 49: 1-29.
- Cushman, J. H.; Lawton, J. D. & Manly, B. F. 1993 - Latitudinal patterns in European ant assemblages: variation in species richness and body size. *Oecologia* 95: 30-37.

- Cushman, J. H.; Martinsen, G. D. & Mazeroll, A. I. 1988 - Density and size-dependent spacing of ant nests: evidence for intraespecific competition. *Oecologia* 77: 522-525.
- Diamond, J. & Case, T. J. 1986 - *Community ecology*. Harper & Row, New York.
- Ehrlich, P. & Wilson, E. O. 1991 - Biodiversity studies: science and policy. *Science* 253: 758-762.
- Elton, C. S. 1958 - *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London, UK.
- Erwin, T. L. 1982 - Tropical Forests: their richness in Coleoptera and other species. *Coleopt. Bull.* 36: 74-75.
- Erwin, T. L. 1988. The tropical rainforest canopy: The heart of biotic diversity. *In*: Wilson, E. O. & Peter, F. M. (eds.). *Biodiversity*. National Acad. Press, Washington D.C., USA. Pags: 123-129.
- Fisher, A. R.; Gobert, A. S. & Williams, C. B. 1943 - The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an annual population. *Anim. Ecol.* 12: 42-58.
- Fittkau, E. J. & Klinge, H. 1973 - On biomass and trophic structure of the Central Amazonia rain forest ecosystem. *Biotropica*. 5: 2-14.
- Fowler, H. G. 1993a. - Relative representation of *Pheidole* (Hymenoptera: Formicidae) in local ground ant assemblages of the Americas. *Anales de Biología* 19(8): 29-37.
- Fowler, H. G. 1993b. - Herbivory and assemblage structure of myrmecophytous understory plants and their associated ants in the central Amazon. *Insectes Sociaux* 40: 137-145.
- Fowler, H. G. 1994 - Interference competition between ants (Hymenoptera: Formicidae) in Amazonian clearings. *Ecologia Austral* 4: 35-39
- Fowler, H. G. 1995 - Biodiversity estimates: ant communities and they rare ant species (Hymenoptera: Formicidae) of a sub-tropical island. *Rev. Estat. Mat.* 13: 29-38.

- Fowler, H. G. 1996 - *Biodiversidade em assembléias de formigas neotropicais (Hymenoptera: Formicidae): efeitos de escala espacial, biogeografia e comportamentos específicos sobre a organização e estruturação das diversidades locais e regionais*. Rio Claro, Tese de Livre-Docência. Univ. Estadual Paulista, SP.
- Fowler, H. G. & Claver, S. 1991 - Leaf-cutter ant assemblages: effects of latitude, vegetation, and behaviour. *In*: Huxley, C.R. & Cutler, D.F. (eds.) *Ant-plant interactions*. Oxford Univ. Press, Oxford. Pags: 51-59.
- Fowler, H. G. & Pesquero, M. A. 1996 - Ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) of the Ilha do Cardoso state park and their relation with vegetation types. *Rev. Bras. Biol.* 56(2): 427-433.
- Fowler, H. G. & Venticinque, E. M. 1997 - Respostas de invertebrados a fragmentação florestal e uso da terra: implicações em grandes escalas. *Rev. Bioikos* 11(2): 40-45.
- Fowler, H. G.; Forti, L.C.; Brandão, C. R. F.; Delabie, J. H. C. & Vasconcelos, H. L. 1991 - Ecologia nutricional de formigas. *In*: Panizzi, A. R. & Parra, J. R. P. *Ecologia nutricional de insetos*. São Paulo, Ed. Manole. Pags: 131-223.
- Fowler, H. G.; Campiolo, S.; Pesquero, M. A. & Porter, S. D. 1995 - Notes on a southern record for *Solenopsis germinata* (Hymenoptera: Formicidae). *Jheringia* 79: 173.
- Fowler, H. G.; Moutinho, P. R. S.; Delabie, J. H. C. & Aguiar, A. M. D. 1997 - Ground ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) along stress gradients in neotropical habitats. *Naturalia* 22: 179-182.
- Fowler, H. G.; Pesquero, M. A. e Campiolo, S. 1992 - Espécies exóticas, pragas e controle biológico. *Ciência Hoje* 15(85): 18-23.
- Fowler, H. G.; Schilindwein, M. N. & Medeiros, M. A. 1994 - Exotic ants and faunal simplification of natural and agricultural areas in Brazil, with a review of the impact of exotic ants on native assemblages. *In*: Williams, D. F (ed.) *Exotic Ants: problems and perspectives*. Boulder Westview Press. Pags: 151-162.

- Fowler, H. G.; Silva, C. A. & Venticinque, E. M. 1993 - Size, biomass and taxonomic composition of flying insects in Amazonian forest fragments. *Rev. Biol. Tropical* 41: 755-760.
- Franklin, J. F. 1993 - Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecol. Appl.* 3(2): 202-205.
- Graaf, N.R. de 1986 - *A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Suriname*. Wageningen, Holanda: Agricultural Science.
- Greenslade, P. J. 1971 - Interspecific competition and frequency changes among ants in Solomon Island coconut plantations. *Journ. Appl. Ecol.* 8(2): 323-352.
- Greenslade, P. J. M. & Greenslade, P. 1977 - Some effects of vegetation cover and disturbance on a tropical ant fauna. *Insectes Sociaux* 24(2): 163-182.
- Gunardi, B. & Verhoef, H. A. 1993 - The flow of nutrients in *Pinus merkusii* forest plantation in Central Java; the contribution of soil animals. *European Journ. of Soil Biology* 29: 133-139.
- Haines, B. L. 1975 - Impact of leaf-cutting ants on the vegetation development at Barro Colorado Island. In: Golley, F. B. & Medina, E. (eds.) *Tropical ecological systems: trends in terrestrial and aquatic research*. Springer-Verlag, New York. Pags: 99-111.
- Haines, B. L. 1978 - Element and energy flows through colonies of the leaf-cutting ant, *Atta colombica*, in Panama. *Biotropica*. 10(4): 270-277.
- Halpern, C. B. & Spies, T. A. 1995 - Plant species diversity in natural and managed forest of the Pacific northwest. *Ecol. Applic.* 5(4): 913-934.
- Harada, A. Y. & Adis, J. 1997 - The ant fauna of three canopies in Central Amazonia: a first assessment. In: Stork, N.E. Adis, J. & Didham. R.K. *Canopy arthropods*. Chapman & Hall, London. Pags: 383-400.
- Harada, A. Y. & Adis, J. 1998 - Ants obtained from trees of a "Jacareúba" (*Calophyllum brasiliense*) forest plantation in central Amazonia by canopy fogging: first results. *Acta Amazonica*. 28(3): 309-318.

- Harada, A. Y. & Bandeira, A. G. 1994 - Estratificação e densidade de invertebrados em solo arenoso sob floresta primária e plantios arbóreos na Amazônia Central durante a estação seca. *Acta Amazonica* 24 (1/2): 103-118.
- Harris, L. D. 1984 - *The fragmented forest- Island biogeography theory and the preservation of biotic Diversity*. Univ. Chicago Press, Chicago.
- Heck, K. L. Jr.; van Belle, G. & Simberloff, D. 1975 - Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. *Ecology* 56: 1459-1461.
- Heltsh, J. & Forrester, N. E. 1983 - Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics* 39: 1-11.
- Henderson, J. 1990 - Damage-controlled logging in managed rain forest in Suriname. In: *Ecology and management of Tropical Rain Forests in Suriname*. Agricultural University, Netherlands.
- Heyer, W. R.; Donnelly, M. A.; McDiarmid, R. A.; Hayek, L. C. & Foster, M. S. 1993 - *Measuring and monitoring biodiversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington D. C.
- Hölldobler, B. & Wilson, E. O. 1990 - *The Ants*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Houghton, R. A.; Lefkowitz D. S & Skole D. L. 1991a. - Changes in the landscape of Latin America between 1850 and 1985 I- Progressive loss of forests. *For. Ecol. Manage.* 38: 143-172.
- Houghton, R. A.; Skole D.L. & Lefkowitz D. S. 1991b. - Changes in the landscape of Latin America between 1850 and 1985 II-Net release of CO₂ to the atmosphere. *For. Ecol. Manage.* 38: 173-199.
- Hughes, L. & Westoby, M. 1990 - Removal rates of seeds adapted for dispersal by ants. *Ecology* 71(1): 138-148.
- Huston, M. A. 1994 - *Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.

INPE. 1992 - *Deforestation in Brazilian Amazonia*. INPE Publication.

Instock, C. A. & Scheiner, S. M. 1987 - Affinities and high-order diversity within landscape mosaics. *Evolutionary Ecology* 1: 11-29.

Jaccard, P. 1901 - Distribution de la flore alpine dans le Bassin des Dranes et dans quelques regions voisines. *Bull. Societe Vausdoise des Sciences Naturelles* 37: 241-272.

Johns, J.; Barreto, P. & Uhl, C. 1996 - Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *For. Ecol. Manage.* 89: 59-77.

Jonkers, W. B. J. 1987 - Vegetation structure, logging damage and silviculture in a tropical rain forest in Suriname. *In: Ecology and management of Tropical Rain Forests in Suriname*. Agricultural University, Netherlands.

Kaspari, M. 1996 - Worker size and seed size selection by harvester ants in a Neotropical forest. *Oecologia* 105: 397-404.

Kauffman, J. B.; Uhl, C. & Cummings, D. L. 1988 - Fire in the Venezuelan Amazon 1: Fuel biomass and fire chemistry in the evergreen rainforest of Venezuela. *Oikos* 53: 167-175.

Kempton, R. A. & Taylor, L. R. 1974 - Log-series and log-normal parameters as diversity discriminants for the lepidoptera. *Journ. of. Animal Ecol.* 43: 381-399.

Ketelhut, S. M. 1994 - *Ocorrência e distribuição de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em ecossistemas naturais e agroecossistemas ao longo da região sudeste do Estado de São Paulo (Vale do Ribeira)*. Rio Claro, Monografia de Graduação, Univ. Est. Paulista, SP.

Klein, B. 1989 - Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. *Ecology* 70: 1715-1725.

Krebs, C. J. 1989 - *Ecological Methodology*. Harper & Row, Publisher, N.Y.

Lamas, G.; Robbins, R. K.; & Havey, D. J. 1991 - A preliminary survey of the butterfly fauna of Pakitza, Parque Nacional del Manu, Peru, with an estimate of its species richness. *Publ. Mus. Hist. Nat. UNMSM (A)*. 40: 1-19.

- Lande, R. 1996 - Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76: 5-13.
- Leston, D. 1973 - Ants and tropical tree crops. *Proceedings of the Royal Entomological Society of London*, ser C, 38(6): 1.
- Levey, D. J. & Byrne, M. M. 1993 - Complex ant-plant interactions: rain forest ants as secondary dispersers and post-dispersal seed predators of rain forest plants. *Ecology* 74: 1802-1812.
- Levings, S. C. 1983 - Seasonal, annual and among site variation in the ground ant community of a deciduous tropical forest: : some causes of patchy species distributions. *Ecol. Monographs* 53: 435-455.
- Lewontin, R. C. 1972 - The apportionment of human diversity. *Evol. Biology* 6: 381-398.
- Lindenmayer, D. B. & Possingham, H. P. 1996 - Ranking conservation and timber management options for Leadbeater's possum in southeastern Australia using population viability analysis. *Cons. Biol.* 10(1): 235-251.
- Lowman, M. D. 1982 - Seasonal variation in insect abundance among three Australian rain forests, with particular reference to phytophagous types. *Austr. Journ. Ecol.* 7: 353-361.
- Lugo, A. E. 1988 - Estimating reductions in the diversity of Tropical forest species. In: Wilson, E. O. & Peter, F. M. (eds.) *Biodiversity*. National Acad. Press, Washington D. C., USA. Pags: 58-70.
- Lugo, A. E. 1995 - Management of Tropical Biodiversity. *Ecol. Appl.* 5(4): 956-961.
- MacArthur, R. H. 1965 - Patterns of species diversity. *Biological Review* 40: 510-533.
- Mackay, W. P. & Vinson, S. B. 1989 - Species identification of ants sociobiology. *Sociobiology* 16(1).
- Magurran, A. E. 1988 - *Ecological diversity and its measurement*. Croom Helm, London.
- Majer, J. D. 1983 - Ants: bio-indicators of minesite rehabilitation, land-use and conservation. *Environ. Managem.* 7: 375-383.

- Majer, J. D. 1985 - Recolonization by ants of rehabilitated mineral sand mines on North Stradbroke Island, Queensland, with particular reference to seed removal. *Austr Journ. Ecol.* 10: 31-48.
- Majer, J. D. 1996 - Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombetas, Pará, Brazil. *Journ. Trop. Ecol.* 12: 257-273.
- Majer, J. D.; Day, J. E.; Kabay, E. D. & Perriman, W. S. 1984 - Recolonization by ants in bauxite mines rehabilitation by a number of different methods. *Journ. Appl. Ecol.* 21: 355-375.
- Majer, J. D. & Delabie, J. H. C. 1994. Comparison of the ant communities of annually inundated and terra firme forest at Trombetas in the Brazilian Amazon. *Insectes. Sociaux* 343-339.
- Majer, J. D.; Recher, H. F. & Postle, A. C. 1994 - Comparison of arthropod species richness in eastern and western Australian canopies: a contribution to the species number debate. *Memoir. Queensl. Mus.* 36(1): 121-131.
- Malmer, A. & Grip, H. 1990 - Soil disturbance and loss of infiltrability caused by mechanized and manual extraction of tropical rainforest in Sabah, Malaysia. *For. Ecol. Manage.* 38: 1-12.
- Margules, C. R. 1989 - Introduction to some Australian developments in conservation evaluation. *Biological Conservation* 50: 1-11.
- Martini, A. Z.; Rosa, N. A. & Uhl, C. 1993 - Espécies madeireiras- Primeira tentativa de avaliar a resistência aos impactos da exploração. *Ciência Hoje* 16 (93): 11-13.
- Martini, A. Z.; Rosa, N. A. & Uhl, C. 1994 - An attempt to predict which Amazonian tree species may be threatened by logging activities. *Environm. Cons.* 21(2)152-162.
- Mason, D. 1996 - Responses of Venezuelan understory birds to selective logging, enrichment strips, and vine cutting. *Biotropica* 28(3): 296-309.
- Matson, P. A.; Parton, W. J., Power, A. G. & Swift, M. J. 1997 - Agricultural intensification and ecosystems properties. *Science* 277: 504-509.

- May, R. M. 1975 - Patterns of species abundance and diversity. *In*: Cody, M. L. & Diamond, J. M. (eds). *Ecology and evolution of communities*, Harvard University Press, Pags: 81-120.
- May, R. M. 1992 - How many species inhabit the Earth? *Scien. American* (October): 42-48.
- Morris, D. W. 1995 - Habitat selection in mosaic landscapes. *In*: Hansson, L., Fahrig, L. & Merriam, G. (eds.) *Mosaic landscapes and ecological processes*. Chapman & Hall, London. Pags: 110-135.
- Moutinho, P. R. S. 1998 - Impactos da formação de pastagens sobre a fauna de formigas: consequências para a recuperação florestal na Amazônia oriental. *In*: Gascon, C. & Moutinho, P. R. S.(eds.) *Floresta Amazônica: Dinâmica, regeneração e manejo*. MCT, INPA. Pags:155-170.
- Neumann, F.G. 1992 - Responses of foraging ant populations to high-intensity wildfire, salvage logging and natural regeneration processes in *Eucalyptus regnans* regrowth forest of the Victorian Central Highlands. *Austr. Forestry* 55: 29-38.
- Newman, E. I. 1993 - Forests: Timber production. *Applied Ecology*. 4th ed., Blackwell Science, London, UK. Pags: 113-147.
- Noble, I. R. & Dirzo, R. 1997 - Forests as Human-dominated ecosystems. *Science* 277: 522-525.
- Nobre, C. A.; Sellers, P. J.; Shukla, J. 1991 - Amazonia Deforestation and Regional Climate Change. *Journ. of Climate* 4: 957-988.
- Oliver, I. & Beattie, A. J. 1993 - A possible method for the rapid assessment of biodiversity. *Conservation Biology* 7: 562-568.
- Oliver, I. & Beattie, A. J. 1995 - Invertebrate morphospecies as surrogates for species: A case study. *Conservation Biology* 10 (1): 99-109.
- Olson, D. M. 1991 - A comparison of the efficacy of litter sifting and pitfall traps for sampling leaf litter ants (Hymenoptera: Formicidae) in a tropical wet forest, Costa Rica. *Biotropica* 23(2): 166-172.

- Oster, G. F. & Wilson, E. O. 1978 - *Caste and ecology in the social insects*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Pearson, D. L. 1995 - Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *In*: Hawksworth, D. L. (ed.) *Biodiversity measurement and biodiversity estimation*. Chapman & Hall. Pags: 1-20.
- Peres, C. A. 1997 - Primate community structure at twenty western Amazonian flooded and unflooded forests. *Journ. of Tropical Ecol.* 1-25
- Perfecto, I. & Snelling, R. 1995 - Biodiversity and the transformations of tropical agroecosystem: Ants in coffee plantations. *Ecol. Appl.* 5(4): 1084-1097.
- Perfecto, I. & Vandermeer, J. 1993 - Distribution and turnover rate of a population of *Atta cephalotes* in a Tropical rain forest in Costa Rica. *Biotropica* 25(3): 316-321.
- Pielou, E. C. 1969 - *An Introduction to mathematical ecology*. Wiley, New York, New York, USA.
- Pielou, E. C. 1975 - *Ecological Diversity*. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Pimm, S. L. 1984 - The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, 307 (26): 321-326.
- Pinard, M. A. & Putz, F. E. 1996 - Retaining forest biomass by reducing logging damage. *Biotropica* 28(3): 278-295.
- Pisarski, B. & Vepsäläinen, K. 1981 - Organization of ant communities in the Tvärminne Archipelago. *In: Regulation of social insects populations* - Proceedings of the 10th Symposium, 4 Pags: Social Insects Section of the Polish Entomological Society and Inst. of Zoology of the Polish Academy of Sciences, Skierniewice.
- Raaijmakers, J. G. W. 1987 - Statistical analysis of the Michaelis-Menten equation. *Biometrics* 43: 793- 803.
- Raven, P. H. 1988 - Our diminishing Tropical forests. *In*: Wilson, E.O. & Peter, F.M. (eds.) *Biodiversity*. National Acad. Press, Washington D.C., USA. Pags: 119-122.
- Redford, K. H. 1992 - The empty forest. *BioScience* 42: 412-422.

- Rittl, C. E. 1998 - *Efeitos da extração seletiva de madeira sobre a comunidade de pequenos mamíferos de uma floresta de terra firme na Amazônia central*. Manaus, Dissertação de mestrado, INPA, Universidade do Amazonas.
- Romero, H. & Jaffe, K. 1989 - A comparison of methods for sampling ants (Hymenoptera, formicidae) in Savannas. *Biotropica*. 21(4): 348-352.
- Room, P. M. 1975 - Diversity and organization of the ground-foraging ant faunas of forest, grassland and tree crops in Papua, New Guinea. *Austr. Journ. Zool.* 23: 71-89.
- Rosengren, R. & Pamillo, P. 1983 - The evolution of polygyny and polydomy in mound building *Formica* ants. *Acta Entomol. Fenn.* 42: 65-77.
- Rosenzweig, M. L. 1995 - *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Roth, D.S. ; Perfecto, I. & Rathcke, B. 1994 - The effects of management systems on ground foraging ant diversity in Costa Rica. *Ecol. Appl.* 4: 423-436.
- Russel-Smith, A. & Stork, N. E. 1994 - Abundance and diversity of spiders from the canopy of tropical rainforests with particular reference to Sulawesi, Indonesia. *Journ. Trop. Ecol.* 10: 545-558.
- Sai, V. S. & Mishra, M. 1986 - Comparison of some indices of species diversity in the estimation of the actual diversity in a tropical forest: a case study. *Tropical Ecology* 27: 195-201.
- Samways, M. J. 1992 - Some comparative insect conservation issues of north temperate, tropical and south temperate landscapes. *Agric. Ecosys. Environ.* 40: 137-154.
- Savolainen, R. & Vepsäläinen, K. 1988 - A competition hierarchy among boreal ants: impact on resource partitioning and community structure. *Oikos*, 51(2): 135-155.
- Scheiner, S.M. 1992 - Measuring pattern diversity. *Ecology* 73(5): 1860-1867.
- Scheiner, S. M. & Instock, S. A. 1987 - Affinity analysis: methodologies and statistical inference. *Vegetatio* 72: 89-93.

- Schluter, D. & Ricklefs, R. E. 1993 - Species diversity: an introduction to the problem. *In*: Schluter, D. & Ricklefs, R. E. (eds.) *Species diversity in ecological communities : historical and geographical perspectives*. Chicago University Press. Pags: 1-10.
- Schoener, T.W. 1987 - The geographical distribution of rarity. *Oecologia* 74: 161-173.
- Serrão, E. A. S. & Toledo, J. M. 1990 - The search for sustainability in Amazonian pasture. *In*: Anderson, A.B. (ed.) *Alternatives to deforestation- Steps toward sustainable use of Amazon Rain forest*. Columbia Univ.Press, New York, USA. Pags: 195-214.
- Seufert, P & Fiedler, K. 1996 - The influence of ants on patterns of colonization and establishment within a set of coexisting lycaenid butterflies in a south-east Asian tropical rain forest. *Oecologia* 106: 127-136.
- Silva, D. & Coddington, J. A. 1996 - Spiders of Pakitza (Madre de Dios, Perú): Species richness and notes on community structure. *In*: Wilson, D. E. & Sandoval, A. (eds.) *The biodiversity of Southeastern Perú*. Smithsonian Institution. Pags: 253-308.
- Silver, W. L.; Brown, S. & Lugo, A. 1996 - Effects of changes in biodiversity on ecosystem function in Tropical forests. *Cons. Biol.* 10(1): 17-24.
- Simpson, E. H. 1949 - Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- Skole, D. & Tucker, C. 1993 - Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: Satellite data from 1978 to 1988. *Science*. 260 (516): 1905-1910.
- Smith, E. P. & van Belle, G. 1984 - Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics* 40: 119-129.
- Sneath, P. H. A. & Sokal, R. R. 1973 - *Numerical Taxonomy*. San Francisco, W.H. Freeman.
- Sollow, A. 1993 - A simple test for change in community structure. *Journ. of Animal Ecol.* 62: 191-193.
- Southwood, T. R. E. 1978 - *Ecological methods*. Chapman & Hall, London.
- Southwood, T. R. E.; Moran, V. C. & Kennedy, C. E. J. 1982 - The richness, abundance and biomass of the arthropod communities in trees. *Journ. Anim. Ecol.* 51: 635-650.

- Stanley, S. A. & Gretzinger, S. P. 1996 - Timber management of forest patches in Guatemala. *in*: Schelhas, J. & Greenberg, R. *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington D. C. Pags: 343-365.
- StatSoft, Inc. (1996). STATISTICA for Windows [Computer program manual]. Tulsa, OK: StatSoft, Inc., 2300 East 14th Street, Tulsa, OK, 74104-4442, (918) 749-1119, fax: (918) 749-2217, e-mail: info@statsoftinc.com, WEB: <http://www.statsoftinc.com>.
- Stevens, G. C. 1989 - The latitudinal gradient in geographic range: how so many species coexist in the tropics. *American Naturalist* 133: 240-256.
- Stork, N. E. 1988 - Insect diversity; facts, fiction and speculation. *Biol. Journ. Linn. Soc.* 35: 321-327.
- Stork, N. E. 1991 - The composition of the arthropod fauna of Bornean lowland rain forest trees. *Journ. Trop. Ecol.* 7: 161-180.
- Terborgh, J. 1992 - Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24(2b): 283-292.
- Theobald – Ley, S. & Horstmann, K. 1990 - The ants (Hymenoptera: Formicidae) of windfalls and adjacent forest habitats in the Bavarian Forest National Park. *Waldhygiene* 18(3-4): 93-118.
- Thiollay, J. M. 1992 - Influence of selective logging on bird species diversity in a Guyanan Rain Forest. *Cons. Biol.* 6(1): 47-63.
- Tingle, C. C. D.; Lauer, S.; Armstrong, G. 1992 - Dry season, epigeal invertebrate fauna of mopane woodland in northwestern Zimbabwe. *Journ. Arid. Environm.* 23(4): 397-414.
- Torres, J. 1984 - Diversity and distribution of ant communities in Puerto Rico. *Biotropica* 16(4): 296-303.
- Tranner, J. E.; Hughes, T. P. & Connell, J. H. 1994 - Species coexistence, keystone species, and succession; a sensitivity analysis. *Ecology* 75(8): 2204-2219.
- Uhl, C. & Buschbacher, R. 1985 - A disturbing synergism between cattle ranch burning practices and selective tree harvesting in eastern Amazon. *Biotropica*. 17: 265-268.

- Uhl, C. & Parker, G. 1986 - Is a quarter pound hamburger worth a half-ton of rain forest? *Intervencia* 11(5): 210.
- Uhl, C.; Clark, K.; Dezzio, N. and Maguirino, P. 1988 - Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. *Ecology*, 69(3): 751-763.
- Uhl, C.; & Vieira, I. C. G. 1989 - Seleção Predatória. *Ciência Hoje*. 10 (55): 38-41.
- Uhl, C. & Kauffman J. B. 1990 - Deforestation effects on fire susceptibility and the potential response of tree species to fire in the rain forests of the eastern Amazon. *Ecology* 71: 437-449.
- Uhl, C.; Barreto, P.; Veríssimo, A.; Vidal, E.; Amaral, P.; Barros, A.C.; Souza Jr., C.; Johns, J. & Gerwing, J. 1997 - Natural resource management in the Brazilian Amazon - An integrated research approach. *BioScience* 47(3): 160-168.
- Uhl, C.; Veríssimo, A.; Mattos, M.; Brandino, Z.; Vieira, I. C. G. 1991 - Social, economic, and ecological consequences of selective logging in an Amazon frontier: the case of Tailândia. *For. Ecol. Manage.* 46: 243-273.
- Vasconcelos, H. L. 1988 - Distribution of *Atta* (Hymenoptera: Formicidae) in "terra firme" rain forest of central Amazonia : density, species composition and preliminary effects of forest fragmentation. *Acta Amazonica* 18: 309-315.
- Vasconcelos, H.L.; Delabie, J.H.C. (no prelo) - A study of forest fragmentation near Manaus, Brazil. In Agosti, D.; Majer, J. D.; Schultz, T. & Tennant, L. (eds.) *Measuring and monitoring biodiversity: starndart methods for ground-dwelling ants*. Smithsonian Institution Press.
- Vepsäläinen, K. & Pisarski, B. 1981 - The taxonomy of the *Formica rufa* group: chaos before order. In: Howse, P.E & Clements, J.L. (eds) *Biosystematics of social insects - Syst. Assoc. Spec. Vol*, 19: 27-35. Acad. Press, N.Y.
- Vepsäläinen, K. & Pisarski, B. 1982 - Assembly of island ant communities. *Ann. Zool. Fennica* 19: 327-335.
- Vepsäläinen, K & Savolainen, R. 1990 - The effect of interference by formicinae ants on the foraging of *Myrmica*. *Journ. of Animal Ecol.* 59: 643-654.

- Veríssimo, A., Barreto P., Tarifa R. & Uhl C. 1992 - Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: the case of Paragominas. *Forest Ecology and Management* 55: 169-199.
- Veríssimo, A.; Barreto, P.; Tarifa, R. & Uhl, C. 1995 - Extraction of a high-value natural resource from Amazonia: the case of mahogany. *For. Ecol. Manage.* 72: 169-199.
- Vidal, E.; Johns, J.; Gerwing, J. Barreto, P. & Uhl, C. (in prep.) Vine management for reduced-impact logging in eastern Amazonia. *Publicação IMAZON*.
- Vitousek, P. M.; Mooney, H. A.; Lubchenco, J. & Melillo, J. M. 1997 - Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.
- White, L. J.T. 1994 - The effects of commercial mechanized selective logging on a transect in lowland rainforest in Lopé Reserve, Gabon. *Journ. Trop. Ecol.* 10: 313-322.
- Whittaker, R. H. 1972 - Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- Whittaker, R. H. 1977 - Evolution of species diversity in land communities. *Evol. Biol.* 10: 1-67.
- Wilkerson, L. 1993 - *SYSTAT, The system for statistics*. SYSTAT, Inc., Evanston, Illinois.
- Wilson, E. O. 1976 - Which are the most prevalent genera? *Studia Entomol.* 19: 187-200.
- Wilson, E. O. 1984 - *Biophilia*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Wilson, E. O. 1987 - Causes of ecological success: The case of the ants. *Journ. Anim. Ecol.* 56: 1-9.
- Wilson, E. O. 1988 - The current state of Biological Diversity. In: Wilson, E. O. & Peter, F. M. (eds.) *Biodiversity*. National Acad. Press, Washington D.C., USA. Pags: 3-18.
- Wilson, E.O. 1994 - *Diversidade da vida*. Companhia das Letras, São Paulo.
- Wolda, H. 1978 - Seasonal fluctuations in rainfall, food abundance of tropical insects. *Journ. of Animal Ecol.* 47: 369-381.

Wolda, H. 1983 - Diversity, diversity indices and cockroaches. *Oecologia* 58: 290-298.

Wright, D. H.; Patterson, B. D.; Mikkelsen, G. M.; Cutler, A. & Atmar, W. 1998 - A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. *Oecologia* 113: 1-20.

York, A. 1994 - The long-term effects of fire on forest ant communities: management implications for the conservation of Biodiversity. *Memoir. Queensl. Mus.* 36(1): 231-239.

Zar, J. H. 1984 - Biostatistical analysis. 2nd ed. , Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey USA.

ANEXOS

Anexo I. Espécies de Formigas coletadas na Fazenda Agrosete em Floresta Primária, Corte Manejado e Corte Tradicional de Madeira, durante os meses de Dezembro de 1997 e Março de 1998. (NP= Número de pontos; NI= Número de Indivíduos)

Habitat	Dezembro de 1997						Março de 1998					
	Floresta		Manejo		Tradicional		Floresta		Manejo		Tradicional	
	NP	NI	NP	NI	NP	NI	NP	NI	NP	NI	NP	NI
Subf. Myrmicinae												
<i>Apterostigma</i> sp 1	4	4	3	4	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Apterostigma</i> sp 2	-	-	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-
<i>Basiceros</i> sp 1	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Cephalotes inaequalis</i>	1	2	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Cephalotes laminatus</i>	1	1	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Cephalotes nr. maculatus</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cephalotes oculatus</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cephalotes opacus</i>	1	1	2	2	-	-	1	1	-	-	2	2
<i>Cephalotes pallens</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cephalotes</i> sp 1	-	-	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp 1	40	107	25	92	46	112	7	12	2	2	26	43
<i>Crematogaster</i> sp 2	29	106	2	2	11	34	7	8	5	5	12	21
<i>Crematogaster</i> sp 3	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	2	2
<i>Crematogaster</i> sp 4	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp 5	-	-	1	1	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Cyphomyrmex</i> sp 1	2	2	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphomyrmex</i> sp 2	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-
<i>Cyphomyrmex</i> sp 3	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1	1
<i>Cyphomyrmex</i> sp 4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Cyphomyrmex</i> sp 5	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Daceton armigerum</i>	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Erebomyrma</i> sp 1	1	1	2	2	1	1	3	4	1	1	1	1
<i>Euromphalothrix</i> sp 1	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Micetarotes</i> sp 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Mycetophylax</i> sp 1	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Mycetosoritis</i> sp 1	3	3	2	2	1	1	-	-	-	-	3	3
<i>Myocepurus</i> sp 1	-	-	1	1	2	2	2	3	1	1	-	-
<i>Myocepurus</i> sp 2	1	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-

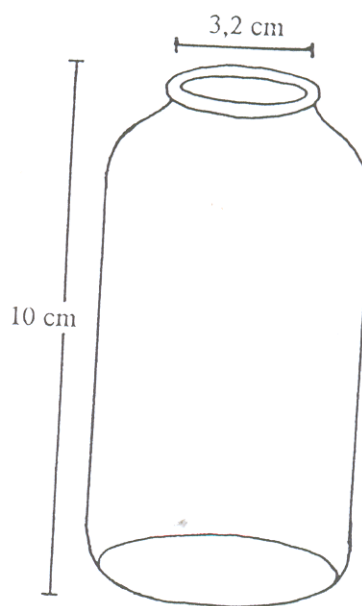
Habitat	Dezembro de 1997						Março de 1998					
	Floresta		Manejo		Tradicional		Floresta		Manejo		Tradicional	
	NP	NI	NP	NI	NP	NI	NP	NI	NP	NI	NP	NI
<i>Myrmicocrypta</i> sp 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Neostruma</i> sp 1	-	-	-	-	-	-	4	4	1	1	1	1
<i>Nesomyrmex</i> sp 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Pheidole</i> sp 1	3	20	8	23	9	40	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp 2	3	4	3	8	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp 3	28	61	17	40	24	83	11	24	5	5	11	26
<i>Pheidole</i> sp 4	6	10	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp 5	10	14	5	15	3	8	1	2	1	3	-	-
<i>Pheidole</i> sp 6	10	21	3	3	8	23	-	-	1	1	-	-
<i>Pheidole</i> sp 7	94	230	118	361	57	104	46	93	33	66	35	66
<i>Pheidole</i> sp 8	6	13	3	3	3	6	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp 9	16	37	9	16	12	29	-	-	1	1	-	-
<i>Pheidole</i> sp 10	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp 11	3	4	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp 12	1	2	1	6	2	3	-	-	-	-	1	1
<i>Pheidole</i> sp 13	1	6	4	14	2	2	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp 14	2	6	3	5	6	21	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp 15	2	2	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp 16	7	17	3	3	2	3	-	-	-	-	2	2
<i>Pheidole</i> sp 17	1	2	3	27	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp 18	2	4	2	2	4	5	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp 19	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp 20	-	-	1	1	2	2	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp 21	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp 22	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp 23	6	9	3	3	3	5	-	-	3	3	1	1
<i>Pheidole</i> sp 24	-	-	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp 25	3	4	-	-	1	5	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp 26	6	11	2	2	1	2	1	2	3	4	4	4
<i>Pheidole</i> sp 27	-	-	1	1	-	-	-	-	1	1	-	-
<i>Pheidole</i> sp 28	-	-	1	1	1	5	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp 30	2	3	-	-	1	3	-	-	-	-	-	-
<i>Sericomyrmex</i> sp 1	3	3	6	10	12	16	3	4	3	4	9	11
<i>Sericomyrmex</i> sp 2	1	1	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sericomyrmex</i> sp 3	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Strumigenys</i> sp 1	1	1	3	3	1	1	6	6	2	2	1	1
<i>Strumigenys</i> sp 2	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-

Habitat	Dezembro de 1997						Março de 1998					
	Floresta		Manejo		Tradicional		Floresta		Manejo		Tradicional	
	NP	NI	NP	NI	NP	NI	NP	NI	NP	NI	NP	NI
Espécies												
<i>Trachymyrmex</i> sp 1	6	7	2	2	2	3	7	11	3	4	8	11
<i>Trachymyrmex</i> sp 2	2	3	1	1	1	1	4	5	-	-	-	-
<i>Trachymyrmex</i> sp 3	1	1	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-
<i>Trachymyrmex</i> sp 4	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachymyrmex</i> sp 5	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Trachymyrmex</i> sp 7	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Wasmannia</i> sp 1	14	31	19	44	15	26	11	13	17	30	12	21
Subf. Ponerinae												
<i>Anochaetus horridus</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Anochaetus</i> sp 1	-	-	-	-	-	-	1	1	3	3	-	-
<i>Anochaetus</i> sp 2	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-
<i>Dinoponera gigantea</i>	9	9	18	19	17	22	11	13	16	17	15	16
<i>Ectatomma lugens</i>	20	28	28	51	16	31	17	19	18	25	7	9
<i>Ectatomma unidentata</i>	4	5	3	8	1	2	2	2	3	4	1	3
<i>Ectatomma tuberculatum</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Gnamptogenys</i> #19	2	4	2	5	6	33	8	9	8	12	1	1
<i>Gnamptogenys</i> #3	-	-	2	2	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Gnamptogenys</i> #9	5	10	4	6	2	3	4	15	3	29	3	40
<i>Gnamptogenys horni</i>	2	2	2	2	1	1	-	-	-	-	2	2
<i>Gnamptogenys striatula</i>	2	2	-	-	-	-	1	1	4	7	-	-
<i>Hypoponera</i> sp 1	-	-	-	-	-	-	1	1	2	2	3	4
<i>Leptogenys</i> sp 1	1	1	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Odontomachus</i> sp 1	1	1	1	3	-	-	-	-	1	1	-	-
<i>Odontomachus</i> sp 2	-	-	3	3	1	1	-	-	1	1	1	1
<i>Odontomachus</i> sp 3	1	1	3	5	1	2	1	1	1	1	-	-
<i>Odontomachus</i> sp 4	1	1	5	8	4	12	3	3	1	1	-	-
<i>Odontomachus</i> sp 5	-	-	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Pachycondyla</i> sp 1	-	-	6	8	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Pachycondyla apicalis</i>	7	8	12	14	8	8	4	5	-	-	7	7
<i>Pachycondyla</i> cf. <i>cavinodis</i>	-	-	3	3	2	2	-	-	-	-	-	-
<i>Pachycondyla conscripta</i>	1	1	1	1	3	4	2	2	-	-	4	4
<i>Pachycondyla crassinoda</i>	16	20	27	33	16	19	16	16	8	11	6	8
<i>Pachycondyla goeldii</i>	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pachycondyla harpax</i>	5	6	18	23	6	6	14	14	14	17	10	10
<i>Pachycondyla obscuricornis</i>	2	2	14	15	1	1	2	2	2	2	1	1

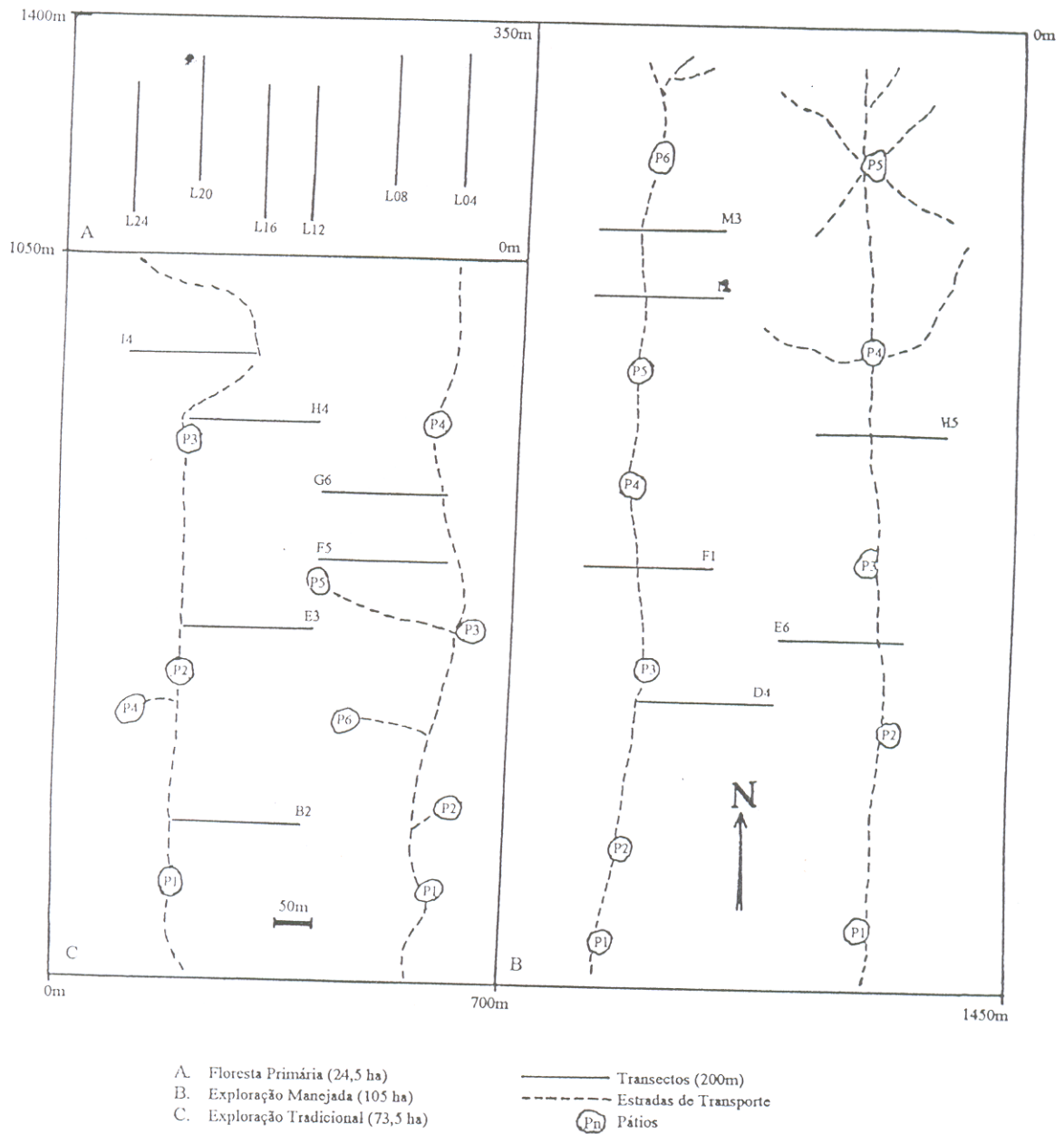
Habitat	Dezembro de 1997						Março de 1998					
	Floresta		Manejo		Tradicional		Floresta		Manejo		Tradicional	
	NP*	NI**	NP	NI	NP	NI	NP	NI	NP	NI	NP	NI
<i>Pachycondyla villosa</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pachycondyla</i> sp 9	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-
<i>Paraponera clavata</i>	2	2	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-
<i>Plathytyrea</i> sp 1	1	1	-	-	-	-	1	1	1	1	-	-
<i>Simopelta</i> sp 1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-
Subf. Formicinae												
<i>Brachymyrmex</i> sp 1	-	-	3	3	-	-	-	-	1	1	-	-
<i>Camponotus atriceps</i>	2	3	2	2	6	6	2	2	1	2	7	9
<i>Camponotus cacticus</i>	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Camponotus crassus</i>	-	-	1	1	1	1	-	-	1	1	-	-
<i>Camponotus femuratus</i>	-	-	6	9	-	-	-	-	1	1	-	-
<i>Camponotus latangulus</i>	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Camponotus novograndensis</i>	1	1	3	6	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Camponotus</i> sp 9	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-
<i>Camponotus</i> sp 11	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Camponotus</i> sp 13	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Camponotus</i> sp 12	-	-	-	-	1	1	1	1	-	-	-	-
<i>Camponotus</i> sp 14	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Paratrechina longicornis</i>	3	3	2	3	17	29	3	3	5	5	10	15
<i>Paratrechina</i> sp 2	3	3	8	11	1	1	5	7	4	6	3	3
Subf. Dolichoderinae												
<i>Azteca</i> sp 1	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dolichoderus bidens</i>	1	1	1	1	-	-	2	2	-	-	1	1
<i>Dolichoderus decollatus</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dolichoderus imitator</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	1	1	1	1
<i>Dolichoderus varians</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Tapinoma melanocephalum</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Subf. Ecitoninae												
<i>Eciton burchelli</i>	1	4	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Eciton hamatum</i>	1	2	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Eciton rapax</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Labidus coecus</i>	4	248	15	312	2	22	5	11	5	48	2	28
<i>Neivamyrmex</i> sp 1	2	5	2	9	-	-	-	-	-	-	-	-

<i>Habitat</i>	Dezembro de 1997						Março de 1998					
	<i>Floresta</i>		<i>Manejo</i>		<i>Tradicional</i>		<i>Floresta</i>		<i>Manejo</i>		<i>Tradicional</i>	
Espécies	NP*	NI**	NP	NI	NP	NI	NP	NI	NP	NI	NP	NI
Subf. Pseudomyrmicinae												
<i>Pseudomyrmex ethicus</i>	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudomyrmex malignus</i>	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudomyrmex tenuis</i>	1	1	-	-	1	1	-	-	-	-	1	1
<i>Pseudomyrmex unicolor</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Subf. Cerapachyinae												
<i>Cerapachys cf. splendens</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
Total	434	1151	472	1287	372	780	232	335	195	340	224	388

Anexo II. Esquema da armadilha do tipo pitfall-trap, utilizada para a captura de formigas nos habitats amostrados.



Anexo III. Mapa dos tratamentos para a extração de madeira realizados pelo IMAZON na Fazenda Agrosete, e a localização dos transectos abertos para a coleta de formigas deste estudo.



Anexo IV – Resultados das estimativas de riqueza gerados pelo Estimates (5.0.1) para os habitats estudados na Fazenda Agrosete.

Floresta Primária																
Samples	Sobs	Sobs_SD	Indiv.	Indiv_SD	Singl.	Doub.	Uniq.	Duplic	ACE	ACE_SD	ICE	ICE_SD	ICE_CI_50	Chao1	Chao1_SD	Chao2
1	17.13	2.93	27.62	3.52	12.59	2.06	17.13	0	59.61	35.84	0	0	0	70.47	54.25	0
2	26.78	3.26	55.66	5.43	16.68	4.87	19.31	7.47	64.6	25.4	100.82	61.44	12.34	64.66	28.27	58.97
3	33.41	3.04	83.4	5.56	18.77	6.23	20.89	7.47	67.5	20.93	78.17	24.29	4.88	69.17	24.13	68.97
4	39.37	3.33	110.4	6.58	20.96	7.43	22.81	8.02	75.84	20.26	80.26	20.13	4.04	75.3	22.23	79.98
5	44.38	3.23	138.43	7.16	22.68	8.05	24.31	8.65	81.85	18.93	84.25	18.61	3.74	82.19	22.65	88.32
6	48.57	3.3	165.47	7.44	24.01	8.71	25.49	9.13	87.32	17.97	88.78	16.59	3.33	87.49	22.52	90.16
7	52.63	3.38	193.38	8.18	25.34	9.34	26.84	9.63	91.97	13.83	94.6	14.28	2.87	91.83	21.81	95.15
8	56.31	3.33	220.4	7.86	26.29	10.09	27.72	10.37	94.65	13.28	99.39	13.94	2.8	96.06	21.77	100.03
9	59.84	3.29	248.46	8.64	27.36	10.66	28.78	10.91	98.51	12.69	105.01	13.15	2.64	100.44	21.7	103.43
10	62.72	3.46	276.93	8.17	27.81	11.38	29.15	11.68	100.53	12.76	108.42	12.73	2.56	102.42	20.89	103.95
11	65.48	3.33	304.14	8.45	28.58	11.54	29.84	11.89	102.91	12.64	111.34	12.83	2.58	104.67	20.08	107.02
12	67.86	3.01	332.56	8.93	28.94	11.85	30.12	12.13	104.79	11.66	112.58	12.51	2.51	106.92	19.81	110.18
13	70	2.84	360.16	8.93	29.18	12.11	30.33	12.23	106.02	11.71	112.92	12.86	2.58	109.62	20.03	113.4
14	72.23	2.74	387.56	9.65	29.49	12.73	30.59	12.83	107.94	10.95	114.25	11.8	2.37	110.57	19.21	113.23
15	74.44	2.82	415.26	9.7	30.1	12.87	31.2	12.9	110.81	11.48	117.02	12.5	2.51	113.22	19.11	116.74
16	76.79	2.56	443.49	9.3	31.05	12.94	32.09	12.87	114.27	10.53	120.1	11.77	2.37	118.08	20.19	121.67
17	78.74	2.56	471.94	8.27	31.57	13.05	32.58	12.93	116.91	10.95	122.22	12.18	2.45	120.37	20.14	123.86
18	80.38	2.59	499.91	8.31	31.64	13.51	32.6	13.4	118.18	10.99	122.23	12.03	2.42	120.23	19.09	123.53
19	82.21	2.38	528.01	7.71	31.94	13.78	32.92	13.57	120.23	10.11	123.63	10.91	2.19	121.43	18.66	125.09
20	83.67	2.11	555.63	6.64	31.94	14.02	32.94	13.82	121.22	8.8	124.3	9.38	1.88	121.98	18.2	125.19
21	85.47	1.91	583.48	5.77	32.3	14.46	33.33	14.24	123.26	7.41	126.19	7.88	1.58	123.05	17.72	126.19
22	87.28	1.57	611.12	5.24	32.74	14.7	33.79	14.45	125.49	6.47	128.14	6.71	1.35	124.96	17.63	128.06
23	88.66	0.88	638.33	3.5	32.7	14.86	33.77	14.63	126.35	4.35	128.64	4.92	0.99	125.1	17	128.3
24	90	0	666	0	33	15	34	15	127.98	0	130.16	0	0	126.3	16.85	128.53

Floresta Primária

Chao2_SD	Jack1	Jack1_SD	Jack2	Boots	MMR	MMM	Cole	Cole_SD	Alpha	Alpha_SD	Shannon	Sha_sd	Simpson	Sim_sd	1/Simpson
0	17.13	0	0	17.13	0	0	16.91	3.07	23.16	9.37	2.61	0.23	20.25	11.63	0.049
20.92	36.44	1.9	36.44	31.61	84.94	61.33	26.7	3.51	21.08	4.86	2.91	0.17	16.29	5.3	0.061
21.94	47.34	2.8	53.06	39.88	75.3	63.33	34	3.72	20.98	3.74	3.04	0.13	15.41	3.58	0.065
24.64	56.48	3.15	65.21	47.11	74.6	67.65	39.94	3.82	22.15	3.38	3.14	0.12	15.54	3.08	0.064
27.25	63.83	3.5	74.52	53.07	76.33	71.48	45	3.86	22.77	3.08	3.21	0.1	15.39	2.63	0.065
23.37	69.81	3.75	81.94	57.99	78.34	74.55	49.4	3.87	23.29	2.87	3.25	0.1	15.27	2.3	0.065
23.12	75.64	4.02	89.08	62.78	80.67	77.58	53.31	3.85	23.92	2.73	3.28	0.09	15.26	2.16	0.066
23.52	80.57	4.2	94.69	67.02	83.05	80.43	56.83	3.81	24.52	2.63	3.32	0.08	15.36	1.88	0.065
22.72	85.42	4.33	100.38	71.12	85.5	83.2	60.03	3.76	25.1	2.54	3.35	0.07	15.33	1.7	0.065
21.08	88.96	4.41	103.97	74.34	87.6	85.58	62.97	3.69	25.35	2.44	3.36	0.08	15.12	1.72	0.066
20.86	92.61	4.4	108.27	77.48	89.55	87.73	65.7	3.62	25.68	2.37	3.37	0.07	15	1.63	0.067
21.19	95.47	4.5	111.38	80.08	91.24	89.61	68.23	3.53	25.82	2.29	3.39	0.06	15.1	1.51	0.066
21.71	98	4.54	114.17	82.4	92.72	91.26	70.61	3.42	25.94	2.23	3.4	0.06	15.05	1.27	0.066
20.19	100.64	4.5	116.7	84.85	94.12	92.81	72.84	3.31	26.19	2.18	3.41	0.05	15.09	1.1	0.066
20.6	103.56	4.51	120.22	87.35	95.51	94.32	74.95	3.18	26.46	2.14	3.42	0.04	15.11	0.96	0.066
21.75	106.87	4.54	124.44	90.07	96.94	95.86	76.95	3.03	26.83	2.11	3.43	0.04	15.02	0.93	0.067
21.62	109.4	4.62	127.45	92.25	98.3	97.32	78.85	2.87	27.01	2.07	3.44	0.04	15.06	0.86	0.066
20.49	111.17	4.61	128.94	93.99	99.54	98.65	80.66	2.69	27.1	2.03	3.44	0.04	15.01	0.74	0.067
20.25	113.4	4.68	131.39	96	100.75	99.94	82.39	2.48	27.3	2	3.45	0.03	15	0.61	0.067
19.53	114.96	4.74	132.83	97.53	101.85	101.12	84.04	2.24	27.36	1.96	3.45	0.03	15	0.53	0.067
18.99	117.21	4.85	135.13	99.55	102.97	102.29	85.62	1.96	27.6	1.94	3.46	0.02	15	0.47	0.067
18.87	119.53	4.98	137.74	101.58	104.1	103.47	87.14	1.62	27.87	1.92	3.47	0.02	14.98	0.37	0.067
18.29	120.96	5.07	139.04	103	105.17	104.58	88.6	1.16	27.96	1.9	3.47	0.01	15.03	0.26	0.067
17.67	122.58	5.16	140.6	104.49	106.18	105.63	90	0	28.05	1.88	3.48	0	15.02		0.067

Corte Manejado

Samples	Sobs	Sobs_SD	Individuals	Ind_SD	Singletons	Doubl	Uniques	Dupl	ACE	ACE_SD	ICE	ICE_SD	ICE_CI_50	Chao1	Ch1_SD	Chao2
1	17.23	2.58	27.7	3.39	12.43	2.66	17.23	0	57.84	24.91	0	0	0	59.43	42.07	0
2	26.7	3.15	55.4	4.83	16.76	4.47	19.04	7.66	59.74	16.57	87.76	28.45	5.72	68.6	33.36	52.47
3	34.07	3.94	83.12	5.95	20.72	4.98	22.02	6.69	74.02	17.84	83.12	22.24	4.47	90.81	41.83	80.29
4	40.14	3.93	110.91	7.05	23.41	6.21	24.36	7.33	86.38	17.05	86.76	17.04	3.42	92.92*	33.5	91.52
5	45.6	3.65	138.52	6.75	25.62	7.48	26.5	8.32	95.59	16.04	93.81	16.27	3.27	97.14	30.49	94.59
6	50.09	3.68	165.68	6.85	26.77	8.95	27.49	9.76	100.33	16.3	97.57	17.18	3.45	96.66	25.92	94.93
7	54.03	3.59	193.41	7.7	27.55	9.92	28.2	10.69	103.38	17.55	101.24	16.68	3.35	96.75	22.67	95.99
8	57.8	3.79	221.41	7.76	28.29	10.74	28.9	11.5	104.79	17.27	105.15	15.84	3.18	99.75	21.87	98.33
9	61.1	3.49	249.77	8.23	28.73	11.55	29.27	12.25	105.37	14.21	108.16	13.73	2.76	100.06	19.87	98.85
10	63.71	3.22	277.1	8.47	28.83	12.03	29.28	12.86	104.44	12.62	110.37	12.21	2.45	100.99	18.86	99.35
11	66.54	3.39	305.45	8.84	29.14	12.67	29.46	13.63	104.98	13.35	112.14	13.33	2.68	103.49	18.56	101.23
12	69.09	3.48	333.83	9.2	29.3	13.15	29.53	13.96	105.75	13.35	112.64	13.27	2.67	106.16	18.67	104.28
13	71.4	3.27	361.27	9.73	29.66	13.26	29.87	13.95	106.99	10.42	113.17	11.78	2.37	107.4	17.81	105.92
14	73.51	3.1	388.65	9.63	29.86	13.61	30.02	14.25	108.36	10.17	112.94	10.92	2.19	109.42	17.67	108.48
15	75.32	2.78	416.54	9.72	30.05	13.59	30.2	14.09	109.49	8.68	113.13	9.62	1.93	110.89	17.4	110.08
16	77	2.59	444.56	9.4	30	13.74	30.11	14.24	110.18	7.74	113.3	8.55	1.72	111.96	17.11	111.01
17	78.69	2.53	472.6	8.24	29.85	14.17	29.93	14.66	110.83	7.75	113.58	8.08	1.62	112.74	16.68	111.65
18	80.18	2.39	500.51	7.86	29.85	14.08	29.88	14.54	111.78	6.98	114.18	7.59	1.52	114.18	16.65	113.14
19	81.79	2.26	528.3	6.83	30.1	13.95	30.13	14.33	113.41	6.36	115.62	6.89	1.38	116.32	16.84	115.49
20	83.38	1.9	556.25	6.54	30.33	13.78	30.33	14.12	114.89	5.6	116.95	6.14	1.23	119.06	17.41	118.26
21	84.82	1.69	583.99	5.75	30.41	13.57	30.41	13.83	115.88	4.75	117.46	5.06	1.02	120.63	17.45	120.07
22	86.37	1.42	611.69	4.92	30.7	13.54	30.7	13.69	117.39	4.61	118.37	4.62	0.93	122.67	17.6	122.31
23	87.76	1.02	639.24	3.24	31	13.32	31	13.41	118.96	3.85	119.04	3.88	0.78	125.07	18.03	124.88
24	89	0	667	0	31	13	31	13	120.1		119.1			125.96	17.84	125.96

Corte Mancejado

Ch2_SD	Jack1	Jack1_ SD	Jack2	Boots	NMR	MMM	Cole	Cole_SD	Alpha	Alpha_SD	Shannon	Sh_sd	Simpson	Sim_sd	1/Simpson
0	17.23	0	0	17.23	0	0	16.72	3.07	20.79	7.74	2.61	0.19	17.56	6.99	0.057
15.9	36.22	1.35	36.22	31.46	77.75	59.28	26.48	3.52	20.65	4.7	2.9	0.15	15.09	3.65	0.066
30.68	48.75	2.43	54.98	40.84	83.36	65.56	33.8	3.74	21.86	3.9	3.03	0.14	14.09	2.79	0.071
33.31	58.41	3.06	68.15	48.32	79.25	70.51	39.8	3.85	22.77	3.46	3.11	0.13	13.75	2.22	0.073
27.72	66.8	3.63	78.96	54.97	81.22	75.19	44.92	3.89	23.83	3.22	3.17	0.11	13.76	1.93	0.073
24.17	73	4.02	86.12	60.22	83.53	78.83	49.4	3.88	24.51	3.02	3.22	0.1	13.82	1.63	0.072
21.83	78.2	4.09	91.98	64.73	85.77	81.83	53.37	3.85	24.96	2.85	3.26	0.09	13.77	1.47	0.073
20.7	83.09	4.31	97.37	69.02	88.03	84.63	56.93	3.8	25.51	2.72	3.29	0.08	13.91	1.34	0.072
18.89	87.12	4.55	101.55	72.7	89.94	87.1	60.15	3.73	25.85	2.61	3.32	0.08	13.95	1.2	0.072
17.74	90.06	4.57	104.34	75.52	91.39	89.05	63.09	3.65	25.94	2.49	3.33	0.07	13.9	1.13	0.072
17.14	93.32	4.65	107.39	78.61	92.92	90.91	65.79	3.56	26.26	2.42	3.35	0.07	13.94	1.06	0.072
17.55	96.16	4.68	110.19	81.33	94.37	92.65	68.29	3.46	26.49	2.34	3.37	0.06	13.93	0.98	0.072
16.91	98.97	4.75	113.43	83.87	95.75	94.23	70.61	3.35	26.7	2.28	3.38	0.06	13.88	0.93	0.072
17.12	101.39	4.81	115.84	86.15	97.02	95.67	72.78	3.22	26.86	2.23	3.39	0.05	13.82	0.86	0.072
16.92	103.51	4.83	118.34	88.07	98.14	96.95	74.81	3.09	26.89	2.17	3.39	0.05	13.8	0.74	0.072
16.56	105.23	4.82	119.95	89.8	99.14	98.08	76.72	2.94	26.9	2.11	3.4	0.04	13.74	0.68	0.073
16.05	106.86	4.8	121.14	91.52	100.1	99.13	78.53	2.78	26.96	2.06	3.4	0.04	13.73	0.6	0.073
16.08	108.4	4.72	122.8	93.04	100.97	100.09	80.24	2.6	26.98	2.02	3.41	0.04	13.72	0.58	0.073
16.39	110.33	4.71	125.18	94.77	101.83	101.01	81.87	2.4	27.08	1.98	3.41	0.03	13.75	0.48	0.073
16.98	112.19	4.76	127.45	96.46	102.69	101.93	83.42	2.17	27.2	1.95	3.42	0.03	13.75	0.44	0.073
17.15	113.78	4.76	129.41	97.95	103.51	102.8	84.9	1.9	27.28	1.92	3.43	0.02	13.77	0.39	0.073
17.41	115.67	4.82	131.73	99.62	104.34	103.68	86.32	1.57	27.44	1.9	3.44	0.02	13.84	0.3	0.072
17.93	117.41	4.82	134.03	101.12	105.15	104.53	87.68	1.12	27.54	1.87	3.44	0.01	13.86	0.18	0.072
17.84	118.71	4.69	135.73	102.36	105.92	105.35	89	0	27.59	1.85	3.44		13.8		0.072

Corte Tradicional

Samples	Sobs	Sobs_SD	Individuals	Ind_sd	Singletons	Doubl	Uniques	Dupli	ACE	ACE_SD	ICE	ICE_SD	ICE_CI_50	Chao1	Chao1_SD	Chao2
1	16.04	2.04	24.77	3.8	11.53	2.55	16.04	0	46.71	16.57	0	0	0	52.21	36.35	0
2	24.49	2.68	49.91	4.83	14.66	4.36	17.04	7.45	54.11	17.46	79.59	35.71	7.17	55.49	24.25	47.78
3	30.6	2.89	75.2	5.92	16.67	5.41	18.22	7.49	58.79	15.04	64.76	17.47	3.51	63.17	23.77	58.27
4	35.22	3.37	100.52	6.74	18.13	5.6	19.31	6.86	61.44	12.84	65.06	13.49	2.71	70.49	24.38	66.64
5	39.42	3.3	126.1	7.17	19.82	5.94	20.9	6.54	68.39	12.56	70.78	13.84	2.78	78.41	25.9	80.21
6	43.19	3.35	151.2	7.31	21.18	6.73	22.34	6.84	74.76	12.41	76.86	13.84	2.78	84.18	26.82	87.95
7	46.47	3.24	175.92	7.95	22.46	7.27	23.67	7	80.55	11.62	82.35	12.57	2.53	86.32	24.19	93.22
8	49.65	3.37	200.69	8.19	23.59	8.06	24.98	7.39	86.18	11.75	88.2	12.56	2.52	88.48	22.71	98.05
9	53.2	3.25	225.2	8	25.34	8.69	26.86	7.71	94.69	12.36	96.49	12.38	2.49	94.8	23.43	106.22
10	55.92	2.89	249.12	8.34	26.3	9.33	27.93	8.21	99.74	11.82	101.99	11.97	2.4	97.85	23.12	110.51
11	58.37	2.99	273.88	8.8	27.09	9.86	28.79	8.67	103.59	12.18	106.62	11.93	2.4	100.3	22.62	112.15
12	61.07	3.02	299.29	8.39	28.03	10.5	29.89	9.21	107.74	11.96	111.88	11.53	2.32	102.69	21.92	114.16
13	63.43	2.78	324.45	7.95	28.61	11.36	30.63	9.84	110.6	10.64	116.32	11.66	2.34	102.85	20.28	114.98
14	65.92	2.74	349.35	8	29.5	11.91	31.69	10.25	113.79	10.16	121.47	11.09	2.23	105.05	19.7	118.08
15	67.95	2.63	373.87	8.49	30.02	12.34	32.24	10.68	116.53	10.67	125.01	11.2	2.25	107.49	19.68	120.51
16	70.08	2.35	398.41	8.93	30.5	12.88	32.83	11.15	118.45	10.14	128.41	10.08	2.03	110.03	19.75	122.06
17	71.9	2.14	422.83	7.93	30.87	13.12	33.19	11.43	119.12	9.43	130.08	9.33	1.87	111.96	19.68	123.18
18	73.67	2.19	447.48	6.71	31.47	13.18	33.83	11.49	120.5	8.61	132.68	9.32	1.87	115.4	20.42	127.06
19	75.64	1.95	471.9	6.93	31.99	13.68	34.44	11.91	122.08	8	134.56	9.87	1.98	116.04	19.4	128.19
20	77.3	1.93	496.48	6.15	32.42	14	34.93	12.22	123.34	7.47	135.52	8.95	1.8	117.37	19.03	129.59
21	79.09	1.7	520.96	5.94	32.85	14.37	35.54	12.44	124.91	6.43	136.97	8.21	1.65	118.54	18.55	131.64
22	80.97	1.44	545.54	4.99	33.55	14.63	36.34	12.71	127.45	5.6	139.66	6.81	1.37	120.9	18.53	134.22
23	82.45	0.96	570.49	3.99	33.7	15.37	36.56	13.48	128.71	4.56	140.88	4.77	0.96	120.31	17.43	132.81
24	84	0	596	0	34	16	37	14	130.46	0	142.32	0	0	120.13	16.47	132.89

Corte Tradicional

Chao2_SD	Jack1	Jack1_SD	Jack2	Boots	MMR	MMM	Cole	Cole_SD	Alpha	Alpha_SD	Shannon	Sh_Sd	Simpson	Sim_sd	1/Simpson
0	16.04	0	0	16.04	0	0	15.55	2.88	21.85	9.34	2.59	0.15	22.1	9.19	0.045
15.16	33.01	1.06	33.01	28.75	63.42	51.75	24.17	3.26	19.83	4.88	2.9	0.14	19.48	6.8	0.051
18.14	42.75	2.32	47.57	36.28	60.01	55.37	30.47	3.47	19.58	3.69	3.03	0.12	18.27	4.64	0.055
20.22	49.7	2.87	57.07	41.78	61	57.75	35.59	3.61	19.49	3.11	3.11	0.12	17.9	3.75	0.056
27.05	56.14	3.29	65.74	46.83	62.58	60.42	40	3.7	19.82	2.8	3.16	0.09	17.37	2.74	0.058
28.01	61.81	3.62	73.05	51.35	64.75	63.08	43.94	3.75	20.3	2.62	3.21	0.09	17.33	2.46	0.058
28.49	66.76	3.88	79.5	55.27	66.81	65.48	47.51	3.77	20.69	2.48	3.24	0.08	17.38	2.27	0.058
28.53	71.51	4.05	85.49	59.08	68.99	67.84	50.79	3.76	21.19	2.38	3.27	0.08	17.29	1.98	0.058
30.18	77.08	4.3	92.72	63.43	71.57	70.54	53.83	3.74	22.05	2.35	3.3	0.07	17.45	1.84	0.057
30.58	81.06	4.41	97.56	66.67	73.9	72.95	56.67	3.69	22.47	2.28	3.32	0.06	17.49	1.67	0.057
29.19	84.54	4.49	101.71	69.56	75.98	75.11	59.33	3.62	22.76	2.22	3.33	0.06	17.49	1.53	0.057
27.92	88.47	4.56	106.4	72.79	78.08	77.25	61.84	3.54	23.24	2.18	3.35	0.06	17.48	1.46	0.057
26.44	91.7	4.61	109.99	75.55	80.05	79.26	64.2	3.45	23.58	2.13	3.36	0.06	17.48	1.42	0.057
26.17	95.35	4.61	114.4	78.52	82	81.26	66.45	3.34	24.05	2.1	3.38	0.05	17.46	1.38	0.057
26.13	98.04	4.67	117.39	80.86	83.8	83.1	68.58	3.21	24.32	2.07	3.39	0.05	17.48	1.27	0.057
25.46	100.86	4.63	120.48	83.31	85.55	84.88	70.61	3.07	24.67	2.04	3.4	0.05	17.53	1.19	0.057
24.89	103.14	4.58	122.97	85.35	87.16	86.52	72.54	2.91	24.89	2.01	3.41	0.04	17.53	1.02	0.057
25.77	105.62	4.6	126.08	87.4	88.68	88.07	74.39	2.72	25.11	1.98	3.41	0.04	17.46	0.9	0.057
24.94	108.27	4.58	129.02	89.68	90.19	89.59	76.16	2.52	25.45	1.96	3.42	0.03	17.49	0.8	0.057
24.55	110.48	4.59	131.5	91.59	91.61	91.03	77.86	2.28	25.66	1.94	3.43	0.03	17.5	0.7	0.057
24.39	112.94	4.56	134.4	93.66	93	92.45	79.49	1.99	25.95	1.92	3.43	0.02	17.59	0.57	0.057
24.39	115.66	4.59	137.69	95.89	94.39	93.86	81.05	1.65	26.3	1.91	3.44	0.02	17.62	0.43	0.057
22.8	117.42	4.6	139.05	97.54	95.7	95.2	82.56	1.18	26.46	1.89	3.45	0.01	17.6	0.3	0.057
21.86	119.46	4.59	141.1	99.33	96.97	96.49	84	0	26.66	1.87	3.45	0	17.54		0.057

Significado das siglas utilizadas

<i>Variable</i>	<i>Estimator</i>	<i>Reference</i>
Samples (Qd)	Number of samples (Quadrats) accumulated	m in Chazdon et al. (in press)
Sobs	Number of species observed in the pooled Qd samples	
Sobs_SD	Standard deviation of Sobs	
Individuals	Number of individuals observed in the pooled Qd samples	
Individuals_SD	Standard deviation of Individuals	
Singletons	Number of singletons (species with only one individual) in the pooled Qd samples	a in Colwell & Coddington (1994) F1 in Chazdon et al. (in press)
Doubletons	Number of doubletons (species with only two individuals) in the pooled Qd samples	b in Colwell & Coddington (1994) F2 in Chazdon et al. (in press)
Uniques	Number of uniques (species that occur in a only one sample) among the Qd samples	L in Colwell & Coddington (1994) Q1 in Chazdon et al. (in press)
Duplicates	Number of duplicates (species that occur in a only two samples) among the Qd samples	M in Colwell & Coddington (1994) Q2 in Chazdon et al. (in press)
Chao2	Chao 2 richness estimator	Chao (1987)
Chao2_SD	Chao 2 standard deviation	Chao (1987) Note: The formula in Colwell and Coddington is incorrect. See Appendix A for the correct formula.
Jack1	First-order Jackknife richness estimator	Burnham & Overton(1978, 1979), Smith & van Belle (1984), Heltshe & Forrester (1983)
Jack1_SD	First-order Jackknife std. deviation	Heltshe & Forrester (1983)
Bootstrap	Bootstrap richness estimator	Smith & van Belle (1984)
MMMean	Michaelis-Menten richness estimator: estimators computed once for mean species accumulation curve	Raaijmakers (1987)

Cole	Coleman richness expectation	Coleman (1981), Coleman et al. (1982)
Cole_SD	Coleman standard deviation	Coleman (1981), Coleman et al. (1982)
Alpha	Fisher's alpha diversity index	Magurran (1988), Hayek & Buzas (1996)
Alpha_SD	Fisher's alpha standard deviation	Hayek & Buzas (1996)
Shannon	Shannon diversity index	Magurran (1988), Hayek & Buzas (1996)
Shan _SD	Standard deviation of Shannon index among randomizations of sample order	
Simpson	Simpson (inverse) diversity index	Magurran (1988, eq. 2.27), Hayek & Buzas (1996)
Simp _SD	Standard deviation of Simpson index among randomizations of sample order	

Fonte: EstimateS 5.0.1 – Manual de instruções.

Anexo V. Similaridade Média e Afinidade Média entre transectos nos habitats estudados*.

Habitats	Floresta		Mangio				Tradicional			
Transectos	Jaccard	Morisita - Horn	Afinidade média	Jaccard	Morisita-Horn	Afinidade média	Jaccard	Morisita - Horn	Afinidade média	
1	0.1231	0.3965	0.0693	0.2151	0.3213	0.3741	0.0525	0.3650	0.0125	
2	0.2522	0.3272	0.7128	0.2403	0.4166	0.5449	0.2254	0.3650	0.5238	
3	0.2027	0.3673	0.4076	0.2374	0.3868	0.5201	0.2182	0.3450	0.5082	
4	0.2282	0.3321	0.5692	0.2533	0.3799	0.6019	0.2535	0.4350	0.6731	
5	0.209	0.3810	0.4478	0.2934	0.4091	0.8033	0.2159	0.4250	0.4766	
6	0.2584	0.3100	0.7218	0.2253	0.3556	0.4374	0.28	0.2850	0.7976	
7	0.1961	0.3000	0.372	0.1297	0.2598	0.0383	0.2092	0.4250	0.445	
8	0.2446	0.3550	0.6784	0.2769	0.3578	0.7378	0.2995	0.2400	0.8808	
9	0.2203	0.3600	0.5089	0.251	0.3977	0.5856	0.1442	0.3550	0.1692	
10	0.1555	0.2550	0.1547	0.1831	0.3012	0.25	0.2617	0.1750	0.6926	
11	0.2322	0.2850	0.6008	0.2237	0.3079	0.4356	0.2	0.2350	0.4014	
12	0.2144	0.3300	0.4803	0.2091	0.3282	0.3584	0.1528	0.3150	0.2064	
13	0.1811	0.3150	0.2827	0.2839	0.3991	0.6955	0.238	0.4650	0.6075	
14	0.2011	0.4000	0.4032	0.2644	0.4577	0.6435	0.2368	0.2950	0.5846	
15	0.2527	0.3500	0.6851	0.2943	0.4729	0.808	0.2385	0.2900	0.5957	
16	0.225	0.2750	0.5391	0.2463	0.4500	0.5311	0.1804	0.4100	0.3312	
17	0.2327	0.4200	0.5811	0.2155	0.4214	0.3585	0.2461	0.3250	0.6322	
18	0.2563	0.4150	0.7054	0.254	0.3892	0.6077	0.1434	0.3050	0.2027	
19	0.2512	0.4750	0.6778	0.2579	0.4157	0.5816	0.1865	0.5050	0.333	
20	0.2786	0.3200	0.8228	0.2	0.4072	0.2959	0.2697	0.3050	0.7513	
21	0.2048	0.2750	0.4011	0.2196	0.4062	0.4	0.2565	0.2400	0.6938	
22	0.2019	0.2300	0.4086	0.2311	0.3951	0.4474	0.1818	0.2950	0.3206	
23	0.1463	0.2400	0.1583	0.1873	0.3700	0.2346	0.2139	0.1100	0.4666	
24	0.237	0.3354	0.6115	0.2786	0.3829	0.7087	0.2592	0.3265	0.6934	

* Valores calculados através do programa Affinity 4.03 . Jaccard e Morisita- Horn são valores de similaridade média para cada transecto.