



MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA

JULIANA MIRANDA DA SILVEIRA

**EFEITOS DO FOGO RECORRENTE NA SERRAPILHEIRA:
CONSEQUÊNCIAS PARA ARTRÓPODES, DECOMPOSIÇÃO E
MINERALIZAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO EM UMA
FLORESTA DE TRANSIÇÃO DA AMAZÔNIA**

TESE DE DOUTORADO

BELÉM/ PARÁ

2008

MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA

JULIANA MIRANDA DA SILVEIRA

**EFEITOS DO FOGO RECORRENTE NA SERRAPILHEIRA:
CONSEQUÊNCIAS PARA ARTRÓPODES, DECOMPOSIÇÃO E
MINERALIZAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO EM UMA
FLORESTA DE TRANSIÇÃO DA AMAZÔNIA**

Tese apresentada ao Curso de
Doutorado do Programa de Pós-
Graduação em Zoologia do Museu
Paraense Emílio Goeldi e Universidade
Federal do Pará como requisito parcial
para obtenção do Título de Doutor em
Zoologia.

Área de concentração: Ecologia
Orientador: Dr. Paulo Moutinho

BELÉM
2008

“Se todos os invertebrados desaparecessem da face da Terra, todo o planeta sucumbiria. Inicialmente, a maioria dos peixes, anfíbios, répteis, aves e mamíferos seriam extintos em poucos meses. As próximas seriam as plantas que produzem flores e, juntamente com elas, a maioria da estrutura física da floresta e outros ecossistemas terrestres do planeta. A Terra iria apodrecer. Com a vegetação morta e seca, reduzindo ou estreitando os canais de ciclagem de nutrientes, outras formas complexas de vegetação morreriam, e juntamente com elas, os últimos vertebrados. Os fungos remanescentes, após experimentarem uma enorme explosão populacional, morreriam. Em poucas décadas, o planeta retornaria ao estado de um bilhão de anos atrás, composto primariamente por bactérias, algas e poucas plantas multicelulares muito simples.”

Edward O. Wilson

Aos meus queridos amigos Jos, Toby, Arte e
Kemel que comigo compartilharam as agruras e
alegrias desta jornada.

AGRADECIMENTOS

Durante esta travessia tive o apoio de inúmeras pessoas que me deram suporte para superar as adversidades. A alegria de mais uma etapa vencida eu divido com elas.

Ao Paulo Moutinho agradeço pela orientação. Esse trabalho me fez pensar um bocado, pois tive que aprender muita coisa nova em pouco tempo. Paulo sempre foi muito crítico e rígido, me forçando a dar o meu melhor, me fazendo crescer a cada dia.

Mais do que a qualquer um devo infinita gratidão a duas pessoas muito especiais: Jos Barlow e Toby Gardner, cientistas brilhantes e amigos muito queridos que, mesmo morando do outro lado do oceano, estiveram virtualmente muito presentes em todas as fases dessa jornada. Isto inclui desde a discussão do que poderia ser uma tese, revisão do projeto de qualificação, análise dos dados e discussão dos resultados. Sem eles tudo seria muito mais difícil, talvez até impossível e, com certeza, eu não teria caminhado adiante e aprendido tanto! Também agradeço pelo apoio amigo e pela injeção de ânimo em todos os momentos, especialmente nos mais difíceis. A eles dedico minha sincera e eterna amizade. Muito, muito obrigada, Jos e Toby!

A Claudia Azevedo Ramos, pois nossa convivência se deu desde o início de minha história na Ecologia, há mais dez anos, como estudante de graduação e posteriormente como estudante de mestrado, iniciando um aprendizado que eu levarei para sempre comigo. Claudia me estendeu a mão quando voltei para a Ecologia e acompanhou parte desse estudo, mas alçou vôos mais altos e ficou impossibilitada de continuar me acompanhando. Obrigada Claudia!

A Tereza Cristina Ávila Pires (TC), minha primeira orientadora no doutorado, por compreender minha mudança de tese com serenidade e pelo apoio na primeira coleta de dados, mesmo quando eu já não fazia parte de sua equipe.

Ao Daniel Nepstad pelo apoio na primeira coleta de dados e pela oportunidade de desenvolver este trabalho dentro de um grande projeto sobre fogo na Amazônia.

Ao Alex Krusche pela participação no capítulo de biogeoquímica e pelo suporte de literatura sobre o assunto. Também agradeço pelo espaço cedido no laboratório do Centro de Energia Nuclear na Agricultura- Cena, onde foram feitas as análises químicas.

A Dani Sampaio, minha amiga muito querida que foi embora, mas que se fez presente em um momento muito conturbado me ajudando a encarar tudo de maneira mais leve e tranqüila. A presença da Dani foi fundamental para que eu respirasse fundo e encontrasse a serenidade. Obrigada, amiga!

A Lena Souza, outra amiga que foi morar muito longe, mas que se fez presente (virtualmente) em vários momentos difíceis, dando aquela força sempre.

Ao Kemel Kalif, meu grande amigo e consultor para assuntos mirmecológicos. Obrigada pela identificação das formigas, pela agradável companhia no laboratório e mais ainda, obrigada pela sincera amizade!

Aos “Smurfs” Marquito (Vaidoso), Rauzito (Gênio), Hermes (Papai Smurf) e Sidney (Gargamel) por me emprestarem seu lar para que eu pudesse estudar e escrever parte da qualificação com tranqüilidade. Obrigada pelo carinho. Eu (Smurfett) jamais esquecerei.

Aos meus amigos muito queridos Artemízia (Arte), Robertinho e Dárlisson pela amizade, pela animada convivência no campo e pelas farras em *Cana York City*. Com vocês pude viver um dos momentos mais divertidos da minha vida, e juntos demos muitas gargalhadas de todas as adversidades encontradas. Sinto-me feliz porque no mundo ainda existem pessoas decentes como vocês, e mais feliz ainda porque vocês são meus amigos! Vocês sempre serão muito especiais para mim!

A galera do Museu, Cleuton, Sal, Rauzito, Fernanda, Lili, Marco e Maya pela agradável companhia em alguns momentos estressantes!

A prima Franci, ao Freitas e aos meus priminhos lindos Heitor e Rachel pela hospedagem, pelo carinho e pelas baladas na *night* de Brasília.

A Léti e Lu, cidadãs canaranenses, pelas eventuais hospedagens em Canarana, pela ajuda na confecção das bolsas de decomposição e pelos momentos de descontração.

Ao Paul Lefebvre, o gringo mais apaixonado por Música Brasileira que eu conheço! Obrigada pela confecção dos mapas e pela agradável e musical companhia no campo.

A turma do Ipam na Tanguro: Robertinho, Arte, Dárlisson, Levy, Bibal, Santarém, Zé Bat, Ebes, Osvaldo e Bibal pela ajuda na coleta de dados. Especialmente

agradeço ao Dárlisson e Arte que muito me ajudaram na última viagem de campo. Sem vocês todos, nada seria possível. Muito obrigada!

As fofas Dorotéia e Anete, secretárias da pós-graduação, sempre prontas a auxiliar em todos os momentos. Sinto por vocês um enorme carinho!

Aos coordenadores do curso de Pós-graduação em Zoologia do MPEG José Antonio Fernandes e Tereza Cristina Ávila Pires pela compreensão de todas as dificuldades que tive durante esse percurso, sempre me apoiando para que eu atingisse a conclusão deste trabalho em tempo hábil e com sucesso.

Ao Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia- Ipam pelo apoio logístico no campo e no laboratório em Belém.

Ao Grupo A. Maggi, na pessoa de Simar Nogueira, pelo apoio logístico no galpão da Maggi. Agradeço também ao Aldo, que auxiliou na instalação e manutenção dos funis de Berlese no galpão da Maggi.

A equipe de triagem e identificação dos artrópodes: Beth, Ivanei, Liene, Rafael, Bianca, Camila, Valéria, Ágata, Paula, Kamélia e Ivoneide, obrigada pelo empenho e dedicação.

A Dra. Roberta Valente e Dra. Marlúcia Martins pelo espaço cedido no laboratório da UFPa e do MPEG, onde os artrópodes foram triados e identificados.

A Dra. Ana Harada pelo auxílio na identificação das formigas.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa Científica- CNPq pela bolsa de estudante a mim concedida e pelo financiamento no campo.

Eu não poderia deixar de agradecer à música e aos músicos brasileiros: Milton Nascimento, Chico Buarque, Edu Lobo, Gilberto Gil, João Bosco, Paulinho da Viola, Luiz Melodia, Gonzaguinha, Vitor Ramiel, Xangai, Caetano Veloso, Lenine, Lula Queiroga, Fátima Guedes, Nana Caymmi, Leny Andrade, Mônica Salmaso, Bebel Gilberto e inúmeros outros artistas brasileiros. Música sempre foi a maior paixão da minha vida, mas durante esta jornada foi fundamental; foi fonte de conforto e tranquilidade para superar todos os obstáculos. Obrigada pelo doce som que vem de vocês sempre!

E por último, mas não menos importante, agradeço aos meus pais, pelo incentivo e orgulho que sentem por mim. A vocês devo minha formação pessoal e profissional.

Sempre levarei comigo a retidão de caráter, responsabilidade e conduta que vocês me ensinaram. Obrigada por serem meus amigos e me ampararem sempre! A vocês dedico todo o meu amor!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

RESUMO

ABSTRACT

APRESENTAÇÃO DA TESE

CAPÍTULO 1 – MATRIZ TEÓRICA

1. INTRODUÇÃO	23
1.1 A Dinâmica dos Incêndios Florestais na Amazônia	25
1.2 A Vulnerabilidade ao Fogo das Florestas de Transição da Amazônia	27
1.3 O Papel dos Artrópodes de Solo na Ciclagem de Nutrientes	28
2. ÁREA DE ESTUDO	29
2.1 Aspectos Gerais	30
2.2 Vegetação, Solo e Clima da Região	32
3. LITERATURA CITADA	33

CAPÍTULO 2 - EFEITOS DO FOGO SOBRE ARTRÓPODES DE SERRAPILHEIRA

1. INTRODUÇÃO	41
1.1 Efeitos do Fogo sobre Artrópodes de Serrapilheira em Diferentes Biomas	42
1.2 Efeitos do Fogo sobre Grupos Funcionais de Artrópodes	47
2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	49
3. HIPÓTESES	49
4. MATERIAIS E MÉTODOS	50
4.1 Estrutura da Vegetação	50
4.2 Coleta de Artrópodes	51
4.3 Análise dos Dados	54
5. RESULTADOS	55
5.1 Estrutura da Vegetação	55
5.2 Efeitos do Fogo Sobre Artrópodes de Serrapilheira	56
5.2.1 Variação Dentro de Cada Parcela – Efeitos da Sazonalidade	57
5.2.2 Variação Entre as Parcelas - Efeitos do Fogo	62
5.2.3 Efeitos do Fogo Sobre Grupos Funcionais de Artrópodes	70

6. DISCUSSÃO	73
6.1 Estrutura da Vegetação	73
6.2 Artrópodes de Serrapilheira	75
6.2.1 Variação Dentro de Cada Parcela – Efeitos da Sazonalidade	75
6.2.2 Variação Entre as Parcelas - Efeitos do Fogo	76
6.2.3 Impactos do Fogo Sobre Grupos Funcionais de Artrópodes	80
6.2.3 Prioridades para Futuras Pesquisas	81
7. CONCLUSÕES	82
8. LITERATURA CITADA	82

CAPÍTULO 3 – EFEITOS DO FOGO SOBRE A FAUNA DE FORMIGAS

1. INTRODUÇÃO	92
1.1 Formigas como Indicadoras de Perturbações Ambientais	93
2. OBJETIVO ESPECÍFICO	95
3. HIPÓTESE	95
4. MATERIAIS E MÉTODOS	95
4.1 Coleta da Fauna de Formigas	95
4.2 Análise dos Dados	96
5. RESULTADOS	9
5.1 Influências da Sazonalidade Sobre a Mirmecofauna	98
5.2 Influências do Fogo Sobre a Mirmecofauna	99
6. DISCUSSÃO	103
6.1 Efeitos da Sazonalidade Sobre a Mirmecofauna	103
6.2 Efeitos do Fogo Sobre a Mirmecofauna	105
6.3 Comparando o Fogo com Outros Tipos de Perturbação	106
7. CONCLUSÃO	109
8. LITERATURA CITADA	109

CAPÍTULO 4 - EFEITOS DO FOGO SOBRE MACRO E MICROARTRÓPODES DE SERRAPILHEIRA: S IMPLICAÇÕES PARA O PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA

1. INTRODUÇÃO	114
1.1 Aspectos Gerais da Decomposição	117

1.2 Os Artrópodes de Solo e seu Papel na Decomposição	119
1.2.1 A Atuação dos Microartrópodes	119
1.2.2 A Atuação dos Macroartrópodes	121
1.3 Decomposição da Serrapilheira em Florestas Tropicais Perturbadas	122
1.4 Decomposição da Serrapilheira em Ambientes Perturbados na Amazônia	127
2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	133
3. HIPÓTESES	134
4. MATERIAIS E MÉTODOS	134
4.1 Temperaturas e Umidades das Parcelas	134
4.2 O Experimento de Decomposição da Serrapilheira	135
4.3 Análise dos Dados	137
5. RESULTADOS	138
5.1 Temperatura e Umidade das Parcelas	138
5.2 Decomposição da Serrapilheira	138
6. DISCUSSÃO	139
6.1 influências do Mmicroclima sobre a Decomposição	140
6.2 Influências dos Artrópodes sobre a Decomposição	141
7. CONCLUSÃO	143
8. LITERATURA CITADA	144

CAPÍTULO 5 - EFEITOS DO FOGO RECORRENTE SOBRE A LIBERAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO

1. INTRODUÇÃO	153
1.1 Aspectos Gerais da Ciclagem de Nutrientes	156
1.2 Atuação dos Artrópodes no Ciclo do Carbono	159
1.2 Atuação dos Artrópodes no Ciclo do Nitrogênio	161
2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	163
3. HIPÓTESE	163
4. MATERIAIS E MÉTODOS	163
4.1 Análise dos Dados	164
5. RESULTADOS	164
5.1 Concentração de Carbono da Serrapilheira	164
5.2 Concentração de Nitrogênio da Serrapilheira	165
5.3 Razão C/N da Serrapilheira	165

6. DISCUSSÃO	167
6.1 Carbono	168
6.2 Nitrogênio	169
6.3 Razão C/N	169
7. CONCLUSÕES	171
8. LITERATURA CITADA	172
CONCLUSÃO GERAL	178

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1 - MATRIZ TEÓRICA

FIGURA 1: Mapa de localização da Fazenda Tanguro	31
FIGURA 2: Área de estudo queimada em agosto de 2004, 2005 e 2006	32

CAPÍTULO 2 - EFEITOS DO FOGO SOBRE ARTRÓPODES DE SERRAPILHEIRA

FIGURA 1: Coletas de densidade de subarbustos e profundidade da serrapilheira	51
FIGURA 2: Esquema ilustrando a distribuição das parcelas onde foram coletados macro e microartrópodes em cada tratamento (controle-A e fogo anual-C). As áreas cinzas são área de borda	52
FIGURA 3: Tipos de armadilhas usadas para coleta de artrópodes: armadilha de queda- <i>pitfall</i> e funil de Berlese	54
FIGURA 4: Representação gráfica dos resultados gerais dos taxons de artrópodes favorecidos e prejudicados pelo fogo	70

CAPÍTULO 3 – EFEITOS DO FOGO SOBRE A FAUNA DE FORMIGAS

FIGURA 1: Curva cumulativa de gêneros de formiga em cada tipo de armadilha usada no experimento: <i>pitfall</i> e funil de Berlese, com intervalo de confiança (IC) para a parcela controle na estação chuvosa e estação seca	100
FIGURA 2: Representação gráfica dos gêneros coletados nas parcelas controle e queimada nas estações chuvosa e seca. Os gêneros em comum estão representados pelas barras cinza e os gêneros exclusivos de cada parcela estão representados pelas barras pretas. Os valores expressos em porcentagem representam os gêneros exclusivos de cada parcela	101
FIGURA 3: Representação gráfica do índice de similaridade de Jaccard entre as parcelas controle e queimada, nas estações chuvosa e seca	102
FIGURA 4: Modificação da fauna de formigas em diferentes tipos de perturbação em comparação com a respectiva floresta não-perturbada de cada estudo, com base no índice de similaridade de Jaccard para estudos conduzidos na Amazônia	108

CAPÍTULO 4 - EFEITOS DO FOGO SOBRE MACRO E MICROARTRÓPODES DE SERRAPILHEIRA E SUAS IMPLICAÇÕES PARA O PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO

FIGURA 1: Modelo conceitual de perda de peso da serrapilheira confinada em bolsas de malha. Linhas contínuas representam influências diretas dos invertebrados, linhas pontilhadas representam influências indiretas dos invertebrados	136
FIGURA 2: Bolsas de decomposição de serrapilheira. À esquerda a chamada bolsa de malha fina, permitindo entrada somente de microartrópodes. À direita a bolsa de	136

malha grossa, com orifícios permitindo entrada de macroartrópodes (indicados com as setas)	
FIGURA 3: Porcentagem de peso seco remanescente nas bolsas de decomposição malha grossa (MG) e malha fina (MF) das parcelas controle e queimada	139

CAPÍTULO 5 - EFEITOS DO FOGO RECORRENTE SOBRE A LIBERAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO

FIGURA 1: Esquema representando as principais vias de entrada e saída de nutrientes de um sistema	158
FIGURA 2: Concentração de C, N e razão C/N nas parcelas controle e queimada, nas bolsas de decomposição de malha grossa (MG) e malha fina (MF)	166
FIGURA 3: Reunião dos principais resultados deste estudo. No eixo do X estão representadas as datas das retiradas das bolsas de decomposição, dos dois tipos de malha usados (malha grossa- MG e malha fina- MF). No eixo do Y estão representados o peso remanescente de cada tipo de bolsa. No segundo eixo do Z está representado o erro padrão da Razão C/N	172

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 2 - EFEITOS DO FOGO SOBRE ARTRÓPODES DE SERRAPILHEIRA

TABELA 1: Diferenças (média ± desvio padrão) entre a abertura do dossel (%), densidade de subarbustos (unidade) e profundidade da serrapilheira (cm) nos tratamentos (controle e floresta queimada). O símbolo * indica diferença significativa ($P < 0,001$) entre os meses de coleta dentro da parcela (teste t)	56
TABELA 2: Médias (± desvio padrão) da abundância de artrópodes coletados com o método de <i>pitfall</i> nas parcelas controle e queimada e teste de Kruskal-Wallis avaliando a diferença sazonais dentro de cada área. As coletas de seis e oito meses pós-fogo representam dados da estação chuvosa. As coletas de 10 e 12 meses pós-fogo representam dados da estação seca. Os resultados significativos estão destacados	58
TABELA 3: Médias (± desvio padrão) da densidade (número de indivíduos por $0,25m^2$) dos artrópodes coletados com o método de funil de Berlese nas parcelas controle e queimada e teste de Kruskal-Wallis avaliando a diferença sazonais dentro de cada área. As coletas de seis e oito meses pós-fogo representam dados da estação chuvosa. As coletas de 10 e 12 meses pós-fogo representam dados da estação seca. Os resultados significativos estão destacados	60
TABELA 4: Médias (± desvio padrão) dos grupos de artrópodes coletados com método de <i>pitfall</i> nas parcelas controle e queimada e teste de Mann-Whitney. Os resultados significativos estão destacados	65
TABELA 5: Médias (± desvio padrão) da densidade (número de indivíduos por $0,25m^2$) dos artrópodes coletados com o método de funil de Berlese nas parcelas controle e queimada e teste de Mann-Whitney. Os resultados significativos estão destacados.	67
TABELA 6: Resumo dos resultados de cada grupo de artrópode, mostrando declínio não significativo (\downarrow), declínio significativo com $p \leq 0,05/0,01$ ($\downarrow\downarrow$), e declínio significativo $p \leq 0,001$ ($\downarrow\downarrow\downarrow$); aumento (\uparrow), aumento significativo com $p \leq 0,05/0,01$ ($\uparrow\uparrow$), e aumento significativo com $p \leq 0,001$ ($\uparrow\uparrow\uparrow$) em abundância/atividade e densidade na parcela queimada em relação à parcela controle. O símbolo “nc” significa não-coletado; o símbolo “~” indica médias muito semelhantes, com diferença entre médias $\leq 0,01$, ou médias iguais porém com DP diferentes	69
TABELA 7: Médias (± desvio padrão) do número de indivíduos dos grupos funcionais de artrópodes coletados com o método de <i>pitfall</i> nas parcelas controle e queimada e teste de Mann-Whitney. Os resultados significativos estão destacados	72
TABELA 8: Médias (± desvio padrão) da densidade (número de indivíduos por $0,25m^2$) dos grupos funcionais de artrópodes coletados com o método de funil de Berlese nas parcelas controle e queimada e teste de Mann-Whitney. Os resultados significativos estão destacados	72

CAPÍTULO 3 – EFEITOS DO FOGO SOBRE A FAUNA DE FORMIGAS

TABELA 1. Ocorrência de gêneros de formiga nas parcelas controle e queimada. Cada valor representa a porcentagem de ocorrência dos gêneros amostrados com os dois métodos de coleta (<i>pitfall</i> e funil de Berlese). Nas duas últimas linhas são apresentados o total de gêneros e número de gêneros exclusivos de cada parcela em comparação a	97
--	----

outra parcela da mesma estação

CAPÍTULO 4 - EFEITOS DO FOGO SOBRE MACRO E MICROARTRÓPODES DE SERRAPILHEIRA E SUAS IMPLICAÇÕES PARA O PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO

TABELA 1: Resumo dos estudos sobre taxa de decomposição em florestas tropicais perturbadas. Em comparação com floresta não perturbada ou pouco perturbada	126
TABELA 2: Resumo dos estudos sobre taxa de decomposição em florestas perturbadas na Amazônia	131
TABELA 3: Médias (\pm erro padrão) da temperatura e umidade relativa das parcelas controle e queimada em 2006 (dezembro) e 2007 (demais meses). Em destaque os resultados significativos (*).....	138

RESUMO

Os artrópodes possuem uma importante função no ecossistema, pois participam da ciclagem de nutrientes, decomposição, trituração e mistura da serrapilheira. Os incêndios florestais, cada vez mais freqüentes na Amazônia, destroem a camada de serrapilheira e os artrópodes que nela vivem. O objetivo desta tese é investigar como o fogo recorrente atua sobre este processo, investigando a abundância e densidade de artrópodes de serrapilheira e as taxas de decomposição da matéria orgânica e a mineralização de C e N em uma floresta de transição da Amazônia no município de Querência, estado do Mato Grosso. Para tanto, uma parcela de 50 ha de floresta primária (500 x 1000 m) foi queimada experimentalmente a cada ano a partir de 2004, e outra área de mesmo tamanho foi mantida intacta para controle. Os artrópodes foram coletados aleatoriamente em 40 pontos distribuídos dentro da parcela, por meio de armadilhas de solo (“*pitfalls*”) e em 40 pontos sendo extraídos da serrapilheira através de funis de Berlese. As coletas foram realizadas em fevereiro, abril (estação chuvosa), junho e agosto (estação seca) de 2007, após a terceira queima experimental anual. Os artrópodes foram analisados até o nível taxonômico de ordem e as formigas foram identificadas até gênero. O estudo de decomposição foi feito com 480 bolsas de serrapilheira distribuídas aleatoriamente, com 240 em cada parcela, quatro meses após a última queimada. As bolsas foram confeccionadas com malhas de nylon com aberturas de 2 mm (malha fina), e em metade delas foram feitos três orifícios de 1 cm² de cada lado, permitindo a entrada de macroartrópodes (malha grossa). Em cada bolsa foi inserido cerca de 10 g de folhas secas. A cada dois meses 30 bolsas de cada tipo de malha foi retirada de cada parcela, totalizando duas retiradas na estação seca e duas na estação chuvosa. As bolsas foram secas em estufa e pesadas novamente. A diferença entre peso seco inicial e final representou a taxa de decomposição. A cada retirada de um lote de bolsas de cada tipo de malha e de cada parcela, uma subamostra (10) destas bolsas foram

selecionadas aleatoriamente para análises de análise de C e N das folhas. Os artrópodes apresentaram fortes diferenças sazonais. Na estação seca os colêmbolas ocorreram em menor abundância e as formigas ocorreram em maior abundância. Concomitantemente aos efeitos de sazonalidade, os artrópodes apresentaram diversas respostas ao fogo, com alguns grupos apresentando aumento e outros redução em abundância e densidade em diferentes datas pós-fogo, em comparação a floresta controle. Os ortópteros se destacaram por terem apresentado maior abundância em todas as datas pós-fogo em comparação a floresta controle. Em geral os macropredadores reduziram sua abundância e densidade após o fogo (formigas, besouros, dentre outros) e os engenheiros de ecossistema e decompositores foram mais abundantes (baratas, ácaros, dentre outros) em relação à floresta controle. As formigas também apresentaram diferenças entre as parcelas: maior diversidade e modificações na composição de gêneros durante a estação seca, pois o fogo favoreceu o aumento em abundância de formigas generalistas. As taxas de decomposição na parcela queimada foram menores do que na parcela controle, e as bolsas de malha fina com menores taxas de decomposição do que as bolsas de malha grossa. As taxas de C e N também foram diferentes entre as parcelas, e a razão C/N, na parcela queimada se manteve estável em todas as datas pós-fogo, enquanto na parcela controle houve declínio gradual durante o experimento seguindo as estações. Estes resultados indicam que o fogo modifica a fauna de serrapilheira, reduzindo diversas populações de artrópodes e modificando a composição deste grupo. As bolsas de malha fina indicam que a exclusão de macroartrópodes reduzem a taxa de decomposição da matéria orgânica e que os microartrópodes são mais prejudicados. O fogo também reduz o processo de mineralização de C e N já que a razão C/N se manteve estável na parcela queimada. Este estudo demonstra que o fogo recorrente tem forte efeito sobre artrópodes de serrapilheira e ciclagem de nutrientes em florestas de transição da Amazônia.

ABSTRACT

Arthropods play an important role in ecosystem functioning, participating in nutrient cycling, decomposition and the breaking up and mixing of the leaf litter. Forest fires are increasing across the Amazon basin, and destroy the litter layer and kill the invertebrates that live within it. The objective of this thesis is to investigate how recurrent fires affect these processes, investigating the abundance and density of leaf-litter arthropods and the rate of decomposition of organic material and the mineralization of C and N, in a transitional Amazonian forest in the municipality of Querencia in the state of Mato Grosso, Brazil. The study was conducted in 50 ha of primary forest (500 x 1000 m) that was experimentally burned every year from 2004, and an unburned primary forest control of the same size. The arthropods were collected in 40 pitfall traps and 40 funnel Berlese traps, located randomly. The collections were undertaken in February, April (wet season), June, and August (dry season) of 2007, after the third experimental burning. The arthropods were identified to the level of Order, and the ants were identified to the level of Genera. The decomposition study was undertaken using 480 litter bags, randomly distributed with 240 in each plot, 4 months after the last burns. The litter bags were constructed with 2 mm nylon mesh (fine mesh), and 50% of them had 1 cm² holes cut in their sides (coarse mesh). 10g of dry leaves were placed in each litter bag, and 30 bags were collected from each plot every 2 months, equalling 2 collections in the wet season and 2 in the dry season. The litter bags were dried in an oven, and litter was weighted again to calculate decomposition. The difference between inicial and final weight showed the decomposition rate. Ten litter bags were selected randomly from every collection, mesh size, and plot, and subjected to a C and N analysis. The arthropods demonstrated strong seasonal differences. Springtails were less abundant and ants were more abundant in the dry season. Along with the seasonal effects, arthropods had diverse effects to the recurrent fires: Orthoptera were always more

abundant in the burned plots in all post-fire samples when compared to control plot. In general, macro-predators (ants, beetles, and others) were more abundant in the burned forest, while the ecosystem engineers and decomposers (cockroaches, Acaridae, and others) were less abundant in the burned forest, when compared to control plot. Ants were more diverse in the dry season, and also showed strong seasonal differences in composition. There was also a marked difference in ant diversity between the two plots, and fires favoured generalists ants. The decomposition rate in the burned forest were lower than in the control, and the fine mesh litter bags had a lower rate of decomposition than those with holes cut in their sides (coarse mesh). The level of C and N was also different between the plots, and the C/N ratio (indicating microbial activity) was stable over time in all post-fire collections, while the C/N ratio in the control plot declined gradually during the 4 collections. These results indicate that fire modifies the leaf-litter fauna, affecting the abundance and composition of various taxonomic groups. The fine mesh litter bags indicate that the exclusion of macroarthropods reduces the rate of organic matter decomposition and that microarthropods are more affected by fires. Fire also reduces the mineralization of C e N as C/N was stable in burned plot. Overall, this study shows that recurrent fires have strongly effects on leaf-litter fauna and nutrient cycling in Amazonian transitional forests.

APRESENTAÇÃO DA TESE

Este estudo enfoca os efeitos do fogo florestal sobre a fauna de artrópodes de serrapilheira e no papel que estes desempenham na ciclagem de nutrientes. Mais especificamente, o trabalho buscou responder as seguintes perguntas: (1) Como o fogo altera a abundância e densidade da comunidade de artrópodes de serrapilheira e (2) quais as conseqüências desta alteração para o processo de decomposição da serrapilheira e (3) para a mineralização de carbono e nitrogênio?

Para responder a estas perguntas este estudo analisou respostas de uma floresta queimada experimentalmente no norte do Mato Grosso, comparando os resultados com uma floresta não queimada. O trabalho está estruturado em cinco capítulos.

O *Capítulo 1* é uma introdução geral sobre aspectos do fogo florestal. Nele está incluída uma descrição sobre aspectos mais relevantes das queimadas e suas implicações para o funcionamento do ecossistema, além de descrever a área de estudo deste trabalho.

O *Capítulo 2* abrange, primeiramente, o que se conhece até o momento sobre os efeitos do fogo florestal sobre a artropofauna de serrapilheira em termos de número de indivíduos (abundância, densidade). Nele encontra-se uma revisão de literatura publicada nos últimos 25 anos, abordando os impactos do fogo sobre estes invertebrados. Estes estudos abrangem diversos biomas do planeta, exceto os boreais, por apresentarem temperaturas muito baixas por um longo período do ano, dificultando comparações com demais biomas. Neste capítulo estão também descritas as diferenças básicas na estrutura florestal entre florestas queimadas e que não sofreram ação das chamas. Em seguida é feita uma discussão acerca dos efeitos do fogo sobre os artrópodes, analisando os grupos em nível taxonômico ordinal, comparando com respostas de outros biomas. Através deste nível taxonômico, os artrópodes então foram classificados em grupos funcionais de acordo

com seus hábitos alimentares, com o objetivo de relacionar estes resultados ao papel desempenhado na decomposição da serrapilheira.

O *Capítulo 3* aprofunda a visão sobre os efeitos do fogo sobre artrópodes, entretanto com uma visão mais minuciosa acerca de tais efeitos, com análises em um nível taxonômico inferior (gênero). Já que no capítulo anterior a abordagem foi em termos de número de indivíduos, neste capítulo a abordagem se dá em termos de composição das comunidades. Para visualizar esta resposta, a família Formicidae foi escolhida. Portanto, neste capítulo, são abordados os efeitos do fogo sobre a composição da fauna de formigas.

O *Capítulo 4* aborda a importância dos artrópodes para a decomposição da matéria orgânica, descrevendo separadamente a atuação dos macroartrópodes e microartrópodes sobre a decomposição. Neste capítulo foi feita uma revisão de literatura sobre decomposição da serrapilheira em florestas tropicais perturbadas. Em seguida foi testada a decomposição da serrapilheira na floresta queimada e não-queimada (controle), usando dois tipos de malha (fina e grossa) com o objetivo de comparar os impactos do fogo sobre cada grupo de artrópodes e como estes influenciam a decomposição.

O *Capítulo 5* aborda as taxas de mineralização de C e N nas folhas confinadas nas bolsas de serrapilheira de cada tipo de malha, novamente testando a influência dos macro e microartrópodes sobre este processo.

Finalmente como *conclusão geral*, encontra-se um resgate dos principais resultados, relacionando-os entre si, e discutindo as repercussões destes resultados para a manutenção da floresta.

CAPÍTULO 1

MATRIZ TEÓRICA

1. INTRODUÇÃO

A Amazônia brasileira apresenta uma taxa de desmatamento anual em torno de 20 mil km² (Inpe, 2007). Este quadro de se torna mais grave em regiões com elevada densidade demográfica (Fearnside, 1986). Por exemplo, o estado do Mato Grosso, um dos mais populosos da Amazônia Legal, é também o que mais desmata. O último levantamento desta taxa para a Amazônia apontou que somente o norte do estado do Mato Grosso é responsável por cerca de 40% desta taxa (Inpe, 2007). A redução de áreas florestadas provoca perda dos serviços ecológicos, como manutenção da biodiversidade, seqüestro e armazenamento de carbono atmosférico e ciclagem da água, pois além de regular o regime de chuva da região (Malhi *et al.*, 2008), a floresta preserva as nascentes e cursos d'água (Laurance *et al.*, 2002; Cochrane, 2003; Asner *et al.* 2004; Bradshaw *et al.*, 2008). Também podem ser citados como importantes serviços ecológicos da floresta a diminuição da inflamabilidade da paisagem e o controle da erosão do solo (Nepstad *et al.*, 1994; 1995; 1999 a, b; 2004). Este bioma é naturalmente heterogêneo, formado por um mosaico de vegetações, mas nos últimos anos esta heterogeneidade vem sendo exacerbada em consequência das atividades exploratórias e do processo desordenado de sua ocupação.

Esta ocupação teve grande expansão na década de 60, com incentivo fiscal para a derrubada da floresta, promovendo, além da ocupação desordenada, a exploração exacerbada dos recursos florestais. Em geral, a ocupação da floresta se dá pela retirada inicial da madeira, e posterior derrubada e queima da vegetação para instalação de pastagens. Quando estas se tornam antigas e não mais produtivas, são transformadas em

cultivos agrícolas. Assim, novas áreas de floresta são desmatadas e queimadas para instalação de novas pastagens, aumentando a pressão sobre áreas florestadas (Uhl & Kauffman, 1990; Uhl, 1998). Especificamente, a agropecuária, além de promover uma substituição completa da floresta por uma vegetação absolutamente diferente e empobrecida (capim ou plantações), torna as áreas vizinhas mais secas, aumentando o risco de incêndios florestais (Uhl & Kauffman, 1990; Alencar *et al.*, 2005). Além disto, as atividades econômicas tradicionais utilizam o fogo como ferramenta de manejo da terra, aumentando ainda mais a área de floresta susceptível aos incêndios (Cochrane *et al.*, 1999; Nepstad *et al.*, 1999 a, b; Alencar *et al.* 2004 a; Mendonça *et al.*, 2004). Desta maneira, o uso do fogo, associado às atividades agropecuárias na Amazônia, pode comprometer a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas florestais, além de gerar problemas sociais e econômicos.

As conseqüências destas ações sobre os processos ecológicos ainda não são completamente conhecidas, especialmente na Amazônia. Perda de biomassa (Nepstad *et al.*, 1999 a, b; Barlow *et al.*, 2003), emissões de gases de efeito estufa (Barbosa & Fearnside, 2000; Santilli *et al.*, 2005), e empobrecimento da biodiversidade (Barbosa & Fearnside, 2000; Barlow *et al.*, 2002; Barlow & Peres, 2004 a, 2006, 2007; Lewis, 2006) estão entre as mais evidentes. Parte da perda da biodiversidade em função do fogo decorre da redução da riqueza de espécies e da população de vários artrópodes de serrapilheira (Apigian *et al.*, 2006). Entretanto, estudos que enfocam o efeito do fogo sobre este grupo ainda são raros na Amazônia, embora de extrema importância para a compreensão das potenciais modificações nos processos de decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e crescimento vegetal.

Para avaliar os efeitos do fogo florestal sobre os artrópodes de serrapilheira e, conseqüentemente, como tais efeitos alteram os processos de decomposição da matéria orgânica e mineralização de carbono e nitrogênio, o estudo aqui proposto avaliou a abundância de artrópodes em áreas sob a influência de incêndios florestais experimentais. Mais detalhadamente, se investigou as possíveis alterações nos padrões de abundância e densidade de diferentes grupos de artrópodes (Capítulo 2), usando as formigas como indicadoras de perturbações (Capítulo 3), e as implicações destas alterações sobre a taxa de decomposição da matéria orgânica (Capítulo 4) e sobre a mineralização de C e N (Capítulo 5).

1.1 A Dinâmica dos Incêndios Florestais na Amazônia

Os incêndios florestais são um dos fatores que mais contribuem para a degradação de florestas em todo o mundo, especialmente florestas tropicais que, além do fogo, sofrem elevadas taxas de desmatamento (Primack & Rodrigues, 2005). Na Amazônia brasileira, uma das principais causas desses incêndios são as atividades agrícolas e pastoris resultantes do uso do fogo como ferramenta de limpeza de terrenos antes do plantio. Tais atividades econômicas tiveram importância fundamental para o processo de colonização da região. Na década de 60, a pecuária recebeu muitos subsídios do governo (Fearnside, 1993), especialmente nos estados do Pará, Rondônia e Mato Grosso (Escada & Alves, 2001). O resultado foi a conversão de extensas áreas de floresta exuberante em pastagens que, posteriormente, foram abandonadas (Fearnside, 1993; Alencar *et al.*, 2004 b). Atualmente, muitas dessas áreas abrigam uma vegetação rasteira e empobrecida. Ainda hoje, a pecuária representa 75% das áreas da região ocupada da Amazônia e rende mais que o dobro de lucro quando comparada a outras regiões do Brasil (Alencar *et al.*, 2004 b).

Como a pecuária (e alguns cultivos agrícolas) utiliza o fogo não só para a instalação da pastagem, mas também para o controle de pragas e ervas daninhas, esta atividade tem sido relacionada com queimadas de grandes áreas e com o aumento do risco de incêndios florestais na Amazônia (Uhl & Kauffman, 1990; Cochrane & Schulze, 1998; 1999; Cochrane *et al.*, 1999; Nepstad *et al.*, 1999 a, b; Cochrane, 2003). Assim, os incêndios florestais na Amazônia estão relacionados às atividades humanas de cultivo da terra (Bush *et al.*, 2008). As queimadas em áreas abertas, portanto, atuam como fonte de ignição do fogo florestal iniciando o processo de queima de extensas áreas (veja Marengo *et al.* 2008 e Aragão *et al.*, 2007). Aliados ao desmatamento, os incêndios na Amazônia hoje constituem mais de 75% da emissão de gases de efeito estufa emitidos pelo Brasil, colocando-nos entre os quatro países que mais contribuem para o aquecimento global (Marengo *et al.*, 2008).

Além das atividades agropecuárias, outro ambiente susceptível a incêndios são as florestas que sofreram exploração seletiva de madeira. As mudanças na estrutura da floresta, especialmente aquelas representadas pela abertura de clareiras, provocam aumento de temperatura e redução da umidade, aumentando o risco de incêndios. Este risco aumenta quanto o fogo é recorrente (Nepstad *et al.*, 1999 a, b; Cochrane, 2001; Ray *et al.*, 2005). O fogo também alimenta ao que vem sendo identificado como “*ciclos de empobrecimento florestal*”. Geralmente este ciclo segue duas etapas: durante uma primeira queimada, o fogo consome a camada de combustível fino (folhas e ramos secos) depositado sobre o chão da floresta. É o chamado incêndio rasteiro ou fogo de chão. Entretanto, este fogo pode eliminar até 80% da biomassa acima do solo, pois mata grande parte das árvores pequenas (de 23 a 44%) e algumas árvores de grande porte (Nepstad *et al.*, 1999 b). Como resultado, há um aumento do volume de combustível disponível para o para um próximo incêndio (Holdsworth & Uhl, 1997; Cochrane *et al.*, 1999; Cochrane &

Schulze; 1999, Gerwing, 2002; Barlow *et al.*, 2003). Quando este acontece, o fogo é mais intenso e devastador. Ao promover aumentos na mortalidade das árvores, o número de aberturas no dossel da floresta aumenta, propiciando uma elevação na incidência de luz que chega ao chão, aumentando a temperatura e reduzindo a umidade local (Nepstad *et al.*, 1999 b). Em um incêndio recorrente, o fogo passa a atingir as copas das árvores, consumindo a maior parte da biomassa acima do solo da floresta (Nepstad *et al.*, 1994; 1995; 1999, a, b; Cochrane *et al.*, 1999; Peres, 1999; Cochrane, 2003).

Esta condição de maior quantidade de combustível, menor umidade no interior da floresta e abundância de fontes de ignição (queimadas em campos agrícolas ou pastos próximos) favorece os grandes incêndios florestais (Azevedo-Ramos *et al.*, 1998; Nepstad *et al.*, 1999 a, b; Moutinho & Azevedo-Ramos, 2001; Cochrane, 2003; Alencar *et al.*, 2005). Se por um lado as florestas exploradas são mais susceptíveis ao fogo florestal, aquelas intactas acabam funcionando como barreiras úmidas contra a expansão de incêndios, já que possuem denso dossel mantendo elevada umidade (Uhl & Kauffman, 1990; Cochrane *et al.*, 1999; Cochrane & Schulze, 1999).

1.2 A Vulnerabilidade ao Fogo das Florestas de Transição da Amazônia

As formações florestais amazônicas de maior susceptibilidade aos incêndios provavelmente são as florestas de transição, localizadas na interface do bioma amazônico e do cerrado e caracterizadas por árvores de baixo porte (Azevedo- Ramos *et al.*, 1998; Nepstad *et al.*, 1999 a, b; Alencar *et al.*, 2005). Além do uso do fogo na agropecuária, as recentes e intensas variações sazonais do regime de chuvas na Amazônia, geralmente associadas à ocorrência do El Niño, impõem um maior risco de incêndios às florestas da região (Nepstad *et al.*, 1999 b; Moutinho & Azevedo-Ramos, 2001; Barlow & Peres, 2004

b; Alencar *et al.*, 2005). Este fenômeno é resultado de modificações climáticas devido ao aquecimento das águas superficiais do Pacífico na altura da costa do Peru. Estudos indicam que há um aumento da intensidade e frequência na ocorrência do El Niño, provavelmente em função do acúmulo de CO₂ e de outros gases de efeito estufa na atmosfera (Trenberth & Hoar, 1997; Timmerman *et al.*, 1999). Desse modo, a crescente expansão da utilização dos solos na Amazônia, aliada aos efeitos da diminuição da umidade na região, pode substituir vastas áreas de floresta perenifolia de dossel fechado por uma vegetação típica de áreas abertas, devido à exposição da floresta a sucessivas queimadas (Malhi *et al.*, 2008). As florestas que sofrem incêndios periódicos têm, ao longo do tempo, seu número de árvores e área de dossel reduzidos, permitindo que a luz solar alcance o chão, o que provoca a invasão de gramíneas e impede o crescimento e estabelecimento de mudas de plântulas. Apesar da polêmica em torno do termo mais adequado para denominar a modificação estrutural da floresta (savanização, juquirização, desertificação, secundarização; veja Barlow & Peres, 2008) é consenso que a ação do fogo representa uma substituição de floresta rica por uma vegetação empobrecida, com baixa diversidade de plantas e animais nativos (Nepstad *et al.*, 1999 b; Moran, 2002; Barlow & Peres, 2004 a, b, 2008). Portanto, as florestas de transição da Amazônia, além de possuírem uma vegetação naturalmente favorável à propagação de incêndios, dado o seu porte mais baixo, ainda estão sujeitas às ações antrópicas que aumentam ainda mais sua vulnerabilidade ao fogo.

1.3 O Papel dos Artrópodes de Solo na Ciclagem de Nutrientes

Os artrópodes constituem em um grupo-chave para a manutenção do ecossistema florestal, pois, especialmente os que vivem na serrapilheira, atuam como predadores e presas, e têm relevante participação em inúmeros processos ecológicos dentre eles a

decomposição e ciclagem de nutrientes (Lavelle et al., 1993). Sua participação na decomposição da matéria orgânica consiste na fragmentação de folhas secas depositadas nos solos, facilitando a ação de fungos e bactérias, que liberam nutrientes para as plantas (Petersen & Luxton, 1982; González & Seastedt, 2001; Bradford *et al.*, 2002). O processo de decomposição da serrapilheira é influenciado por quatro fatores correlacionados entre si: composição química das folhas, composição química do solo, atividade e abundância dos artrópodes de solo e características físicas do ambiente (Seastedt *et al.*, 1983; Coûteaux *et al.*, 1995; Finzi *et al.*, 2001; González & Seastedt, 2001; Takeda & Abe, 2001; Bradford *et al.*, 2002). A artropofauna de solo, cuja ação depende basicamente das características físicas do ambiente, participa ativamente deste processo através da (1) trituração de resíduos vegetais (2) mistura da matéria orgânica com componentes minerais do solo e (3) formação de canais de aeração do solo, melhorando sua qualidade (Coûteaux *et al.*, 1995).

A ação do fogo, além de reduzir as populações de artrópodes, pode modificar aspectos químicos do solo e aspectos estruturais da vegetação (Ivanauskas, *et al.*, 2003). Essas modificações ambientais podem reduzir as taxas de decomposição da matéria orgânica, trazendo deficiência na ciclagem de nutrientes que pode ser traduzida como maior tempo para que nutrientes sejam mineralizados e novamente disponibilizados para a absorção feita pelas raízes dos vegetais. Isto pode trazer sérias conseqüências sobre a floresta, já que os nutrientes necessários para sua sobrevivência podem ter um retorno mais lento ao solo.

2. ÁREA DE ESTUDO

2.1 Aspectos Gerais

Este estudo foi desenvolvido na Fazenda Tanguro (13° 3'22''S; 52° 22'47''W), localizada no município de Querência, nordeste do Estado do Mato Grosso (Figura 1). Nesta fazenda está sendo desenvolvido um projeto liderado pelo Instituto Ambiental de Pesquisa da Amazônia (Ipam), que conta com a colaboração de diversas instituições nacionais e internacionais. A fazenda pertence ao Grupo André Maggi e cobre uma área de 83 mil hectares. Destes, 40 mil hectares estão cobertos por floresta nativa de transição entre Amazônia e cerrado. O estudo liderado pelo Ipam visa, de modo geral, identificar os efeitos dos incêndios na estrutura da vegetação florestal e nas suas taxas de recuperação pós ação do fogo. Ainda, busca avaliar a emissão de carbono e os impactos sobre a fauna em função da ocorrência dos incêndios. Denominado de “Projeto Savanização”, este teve início em 2004 e prevê a queima experimental, anual e tri-anual, de parcelas de 50 ha de floresta de transição. Estão sendo avaliadas quais as alterações na vegetação e na fauna induzidas pelos incêndios, criando assim uma condição experimental para se avaliar os efeitos dos incêndios recorrentes que vêm, a cada ano, atingindo grandes extensões de florestas da região. A hipótese geral do estudo do Ipam é que a floresta amazônica, atingida pelo fogo várias vezes, dará lugar a uma vegetação tal como é encontrada no cerrado brasileiro e, portanto, adaptada ao fogo.

O Projeto Savanização conta com uma área de floresta que foi subdividida em três parcelas contíguas de 50 ha, nas quais aplicou-se três tratamentos: (1) ocorrência de incêndios com frequência reduzida (de 3 em 3 anos), (2) ocorrência de incêndio com frequência alta (anual) e, (3) controle (sem incêndios) (Figura 2). A parcela experimental foi queimada em agosto de 2004, 2005 e 2006.

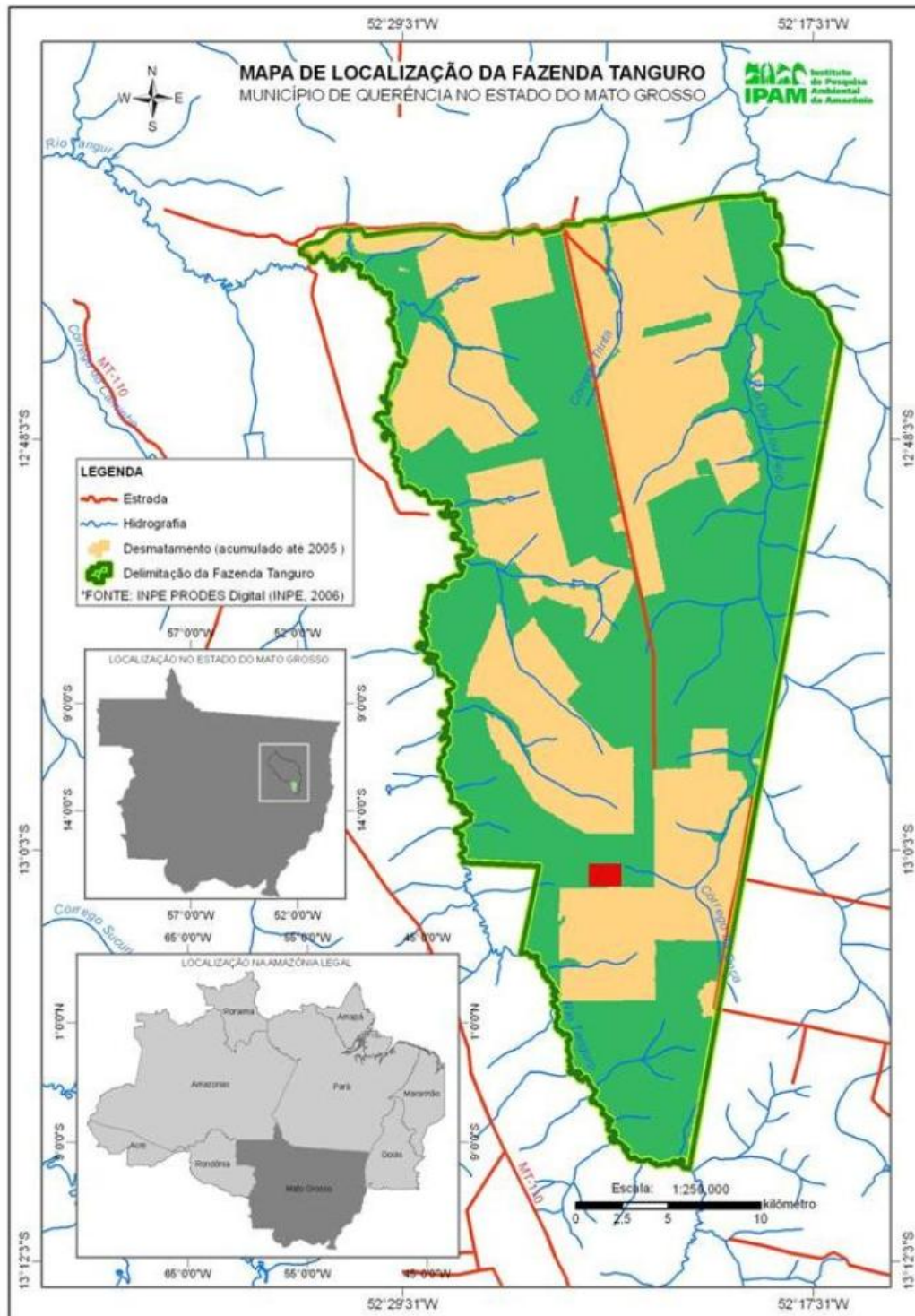


Figura 1. Mapa de localização da Fazenda Tanguro. A área indicada em vermelho representa o local onde foi conduzido este estudo.

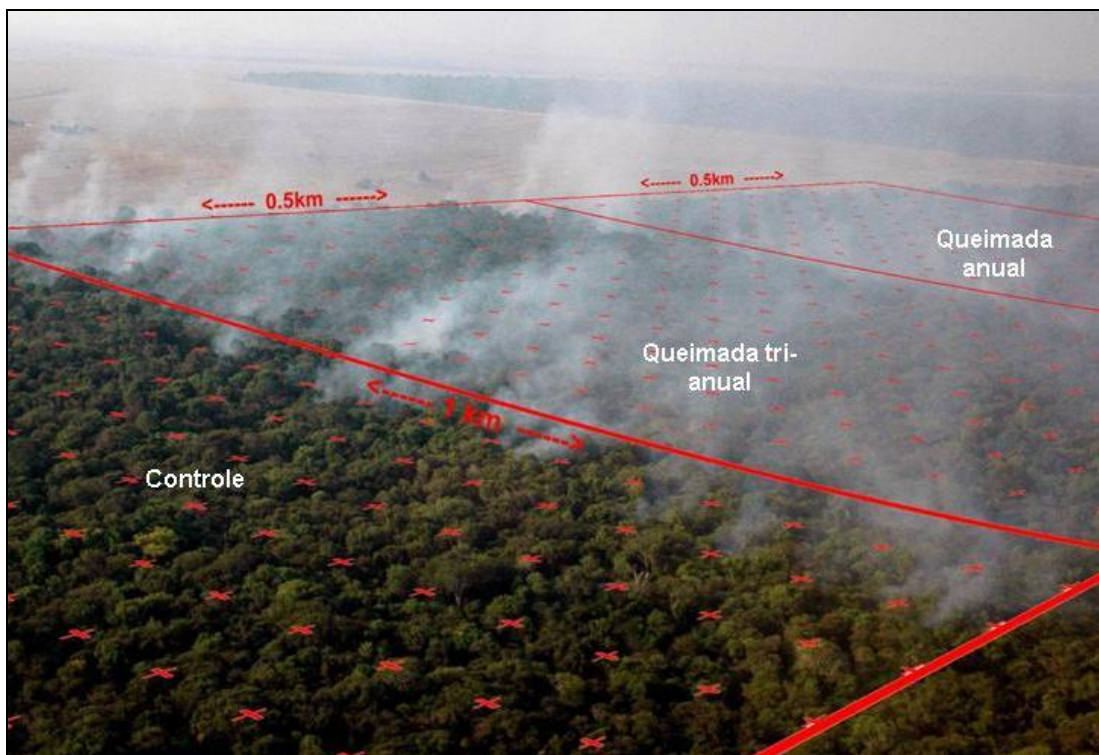


Figura 2. Parcelas sob incêndios experimentais realizados em agosto de 2004, 2005 e 2006. A foto mostra a queimada no ano de 2004. Foto: Arquivos do Ipam.

2.2 Vegetação, Solo e Clima da Região

A vegetação da região onde o estudo foi realizado é caracterizada como sendo de transição entre Amazônia e cerrado, coberta por floresta ombrófila com árvores atingindo altura de 18 - 20 m (Balch *et al.*, 2008), e árvores emergentes acima deste valor (Ivanauskas *et al.*, 2003).

Na região estão presentes dois tipos de solo segundo o Radam Brasil, 1974: latossolo vermelho-amarelo álico distrófico e glei pouco húmico distrófico (gleissolos). Os gleissolos são encontrados nas bacias de inundações, enquanto nas demais áreas predominam o latossolo vermelho-amarelo e, portanto, presente na área de estudo. Este

tipo de solo possui grande concentração de alumínio (állico) e possui baixa fertilidade (distrófico).

O clima regional é do tipo clima tropical úmido- Aw, seguindo Köeppen (Radam Brasil, 1974), com amplitude de variação das temperaturas médias mensais menor que 12°C. A pluviosidade média anual da região é em torno de 1500 mm e a temperatura média anual de 26° C. A região possui uma estação seca severa, de maio a setembro, onde a precipitação média do mês mais seco é inferior a 10 mm/mês nos três meses iniciais, e inferior a 50 mm/mês nos dois meses finais (Balch *et al.*, 2008).

3. LITERATURA CITADA

- ALENCAR, A.; NEPSTAD, D.; MCGRATH, D.; MOUTINHO, P.; PACHECO, P.; DIAZ, M. C. V. & FILHO, B. S. 2004 a. **Desmatamento na Amazônia: indo além da "emergência crônica"** Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia- Ipam: Belém, Pará.
- ALENCAR, A.; NEPSTAD, D. & MOUTINHO, P. 2005. Carbon emissions associated with forest fires in Brazil. *In: Tropical deforestation and climate change* (eds P. MOUTINHO & S. SCHWARTZMAN), p 131p. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia- IPAM; Environmental Defense, Belém-Pará; Washington-DC.
- ALENCAR, A.; SOLORZANO, L. & NEPSTAD, D. 2004 b. Modeling forest understory fires in an Eastern Amazonian landscape. **Ecological Applications**, 14: S139-S49.
- APIGIAN, K. O.; DAHLSTEN, D. L. & STEPHENS, S. L. 2006. Fire and fires surrogate treatment effects on leaf litter arthropods in a western Sierra Nevada mixed-conifer forest. **Forest Ecology and Management**, 221: 110-22.

- ARAGÃO, L. E. O. C.; MALHI, Y.; BARBIER, N.; A., L.; SHIMABUKURO, Y.; ANDERSON, L. & SAATCHI, S. 2007. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. **Philosophical Transactions of Royal Society**, doi:10.1098/rstb.2007.0026.
- ASNER, G. P.; NEPSTAD, D.; CARDINOT, P. & RAY, D. 2004. Drought stress and carbon uptake in an Amazon forest measure with speceborne imaging spectroscopy. **Proceedings of National Academy of Science**, 101(16): 6039-44.
- AZEVEDO-RAMOS, C.; LIMA, L.; BARROS, A. C. & KALIF, K. 1998. Definindo a Ação do Ministério Público no Mapa do Fogo no Estado do Pará. **Ministério Público do Estado do Pará, Belém-PA**.
- BALCH, J. K.; NEPSTAD, D.; BRANDO, P. M.; CURAN, L. M.; PORTELA, O. F.; DE CARVALHO JR., O. & LEFEBVRE, P. 2008. A negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. **Global Change Biology**, 14: 1-12.
- BARBOSA, R. I. & FEARNSIDE, P. M. 2000. As lições do fogo. **Ciência Hoje**, 39: 35-39.
- BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; ARAÚJO, I. S.; ÁVILA-PIRES, T. C.; BONALDO, A. B.; COSTA, J. E.; ESPOSITO, M. C.; FERREIRA, L. V.; HAWES, J.; HERNANDEZ, M. I. M.; HOOGMOED, M. S.; LEITE, R. N.; LO-MAN-HUNG, N. F.; MALCOLM, J. R.; MARTINS, M. B.; MESTRE, L. A. M.; MIRANDA-SANTOS, R.; NUNES-GUTJAHR, A. L.; OVERAL, W. L.; PARRY, L.; PETERS, S. L.; RIBEIRO-JÚNIOR, M. A.; DA SILVA, M. N. F.; DA SILVA-MOTTA, C. & PERES, C. A. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of National Academy of Science**, 104(47): 18555-60.
- BARLOW, J.; HAUGAASEN, T. & PERES, C. A. 2002. Effects of ground fires on understorey bird assemblages in Amazonian forests. **Biological Conservation**, 105(2): 157-69.

- BARLOW, J. & PERES, C. A. 2004 a. Ecological responses to El Nino-induced surface fires in central Brazilian Amazonia: management implications for flammable tropical forests. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences**, 359(1443): 367-80.
- BARLOW, J. & PERES, C. A. 2004 b. Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in Amazonian forests. **Ecological Applications**, 14(5): 1358-73.
- BARLOW, J. & PERES, C. A. 2006. Effects of single and recurrent wildfires on fruit production and large vertebrate abundance in a central Amazonian forest. **Biodiversity and Conservation**, 15(3): 985-1012.
- BARLOW, J. & PERES, C. A. 2008. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, doi:10.1098/rstb.2007.0013.
- BARLOW, J.; PERES, C. A.; LAGAN, B. O. & HAUGAASEN, T. 2003. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. **Ecology Letters**, 6(1): 6-8.
- BRADFORD, M. A.; TODORFF, G. M.; EGGERS, T.; JONES, T. H. & NEWINGTON, J. E. 2002. Microbiota, fauna and mesh size interactions in litter decomposition. **Oikos**, 99: 317-23.
- BRADSHAW, C. J. A.; SODHI, N. S. & BROOK, B. W. no prelo. Tropical turmoil: a biodiversity tragedy in progress. **Frontiers in Ecology and Environment** doi:10.1890/070193.

- BUSCH, M. B.; SILMAN, M. R.; C., M. & SAATCHI, S. 2008. Fire, climate change and biodiversity in Amazonia: a late Holocene perspective. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, 363: 1795-802.
- COCHRANE, M. A. 2001. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. **Conservation Biology**, 15: 1515-21.
- COCHRANE, M. A. 2003. Fire science for rainforests. **Nature**, 421: 913-19.
- COCHRANE, M. A.; ALENCAR, A.; SCHULZE, M. D.; SOUZA, C. M.; NEPSTAD, D. C.; LEFEBVRE, P. & DAVIDSON, E. A. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. **Science**, 284(5421): 1832-35.
- COCHRANE, M. A. & SCHULZE, M. D. 1998. Forest fires in the Brazilian Amazon. **Conservation Biology**, 12(5): 948-50.
- COCHRANE, M. A. & SCHULZE, M. D. 1999. Fire as a current event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass and species composition. **Biotropica**, 31(1): 2-16.
- COÛTEAUX, M. M.; BOTTLNER, P. & BERG, B. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. **Tree**, 10: 63- 66.
- ESCADA, M. I. S. & ALVES, D. S. 2001. Mudanças de uso e cobertura do solo na Amazônia: impactos socio-ambientais nas ocupações de regiões de fronteira agrícola.
- FEARNSIDE, P. M. 1986. Spatial concentration of deforestation in the Brazilian Amazon. **Ambio** 15(2): 74-81.
- FEARNSIDE, P. M. 1993. Migração, colonização e meio ambiente: o potencial dos ecossistemas amazônicos INPA: Manaus- AM.

- FINZI, A. C.; ALLEN, A. S.; DELUCIA, E. H.; ELLSWORTH, D. S. & SCHLESINGER, W. H. 2001. Forest litter production, chemistry, and decomposition following two years of free-air CO₂ enrichment. **Ecology**, 82: 470-84.
- GERWING, J. J. 2002. Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, 157: 131-41.
- GONZALEZ, G. & SEASTEDT, T. R. 2001. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forests. **Ecology**, 82(4): 955-64.
- HOLDSWORTH, A. R. & UHL, C. 1997. **Fire in Amazonian selectively logged rain forests and the potential for fire reduction. Ecological Applications**, 7(2): 713-25.
- INSTITUTO; NACIONAL; PESQUISA, D. & ESPACIAL. 2007. Coordenação Geral de Observação da Terra- OBT. **Acessada em 15 de fevereiro de 2008. Disponível em www.obt.inpe.br/prodes.**
- IVANAUSKAS, N. M.; MONTEIRO, R. & RODRIGUES, R. R. 2003. Alterations following a fire in a forest community of Alto Xingu. **Forest Ecology and Management**, 184: 239-50.
- LAURANCE, W. F.; POWELL, G. & HANSEN, L. 2002. A precarious future for Amazonia. **Trends in Ecology and Evolution**, 17(6): 251-52.
- LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A.; MARTIN, S. & SPAIN, A. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of humid tropics. **Biotropica**, 25(2): 130-50.
- LEWIS, S. L. 2006. Tropical forests and the changing earth system. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, 361: 195-210.
- MALHI, Y.; ROBERTS, J. T.; BETTS, R. A.; KILLEEN, J. K.; LI, W. & NOBRE, C. A. 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. **Science**, 319: 169-72.

- MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A.; TOMASELLA, J.; CARDOSO, M. F. & OYAMA, M. D. 2007. Hydro-climatic and ecological behaviour of the drought of Amazonia in 2005. **Philosophical Transactions of Royal Society**, doi:10.1098/rstb.2007.0015.
- MENDONÇA, M. J. C.; DIAZ, M. C. V.; NEPSTAD, D.; MOTTA, R. S.; ALENCAR, A.; GOMES, J. C. & ORTIZ, R. A. 2004. The economic costs of the use of fire in the Amazon. **Ecological Economics**, 49: 89-105.
- MORAN, E. F.; BRONDÍZIO, E. S. & MCCracken, S. D. 2002. Trajectories of land use: soils, succession and crop choice. *In: Deforestation and Land Use in the Amazon* (eds C. H. WOOD & R. PORRO), pp. pp.: 193-217. University Press of Florida.
- MOUTINHO, P. & AZEVEDO-RAMOS, C. 2001. O empobrecimento oculto da floresta Amazônica: desmatamento, exploração madeireira e fogo. *In: Sustentabilidade e Democracia para as Políticas Públicas na Amazônia*. Projeto Brasil Sustentável e Democrático: FASE/IPAM (Cadernos Temáticos, n. 8), Rio de Janeiro - RJ, pp.: 25-40.
- NEPSTAD, D.; VERÍSSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P.; POTTER, C.; MOUTINHO, P.; MENDOZA, E.; COCHRANE, M. & BROOKS, V. 1999 *a*. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, 38: 505-08.
- NEPSTAD, D. C.; DE CARVALHO, C. R.; DAVIDSON, E. A.; JIPP, P. H.; LEFEBVRE, P. A.; NEGREIROS, G. H.; DA SILVA, E. D.; STONE, T. A.; TRUMBORE, S., E. & VIEIRA, S. 1994. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forest and pasture. **Nature**, 372: 666-69.
- NEPSTAD, D. C.; JIPP, P.; MOUTINHO, P. R. S.; NEGREIROS, G. H. & VIEIRA, S. 1995. Forest recovery following pasture abandonment in Amazonia: canopy seasonality, fire

- resistance and ants. Evaluating and Monitoring the Health of large-scale Ecosystems. **NATO ASI Series I 28.**
- NEPSTAD, D. C.; LEFEBVRE, P.; DA SILVA, U. I.; TOMASELLA, J.; SCHLESINGER, P.; SOLORZANO, L.; MOUTINHO, P.; RAY, D. & BENITO, J. G. 2004. Amazon drought and its implication for forest flammability and tree growth: a basin wide analysis. **Global Change Biology**, 10: 704-17.
- NEPSTAD, D. C.; MOREIRA, A. G. & ALENCAR, A. A. 1999 *b.* **Floresta em chamas: origens, impacto e prevenção do fogo na Amazônia**, 2o edn. Programa Piloto para a Proteção das Florestas do Brasil: Brasília, Brasil.
- PERES, C. A. 1999. Ground fires as agent of mortality in a central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, 14(4): 535-41.
- PETERSEN, H. & LUXTON, M. 1982. A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition. **Oikos**, 39(3): 288-388.
- PRIMACK, R. B. & RODRIGUES, E. 2005. **Biologia da Conservação** Editora Planta: Londrina, PR. 325p.
- RADAM & BRASIL. 1974. Folha SA 22. Rio de Janeiro: DNP/MME. Projeto RADAM BRASIL. Vol. 5, 478 p.
- RAY, D.; NEPSTAD, D. & MOUTINHO, P. 2005. Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. **Ecological Applications**, 15(5): 1664-978.
- SANTILLI, M.; MOUTINHO, P.; SCHWARTZMAN, S.; NEPSTAD, D.; CURRAN, L. & NOBRE, C. 2005. Tropical deforestation and the Kioto Protocol: an editorial essay. *In: Tropical deforestation and climate change* (eds P. MOUTINHO & S. SCHWARTZMAN), p 131p.

Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia- IPAM; Environmental Defense, Belém-Pará; Washington-DC.

SEASTEDT, T. R.; CROSSLEY, D. A. J.; MEENTEMEYER, V. & WAIDE, J. B. 1983. A two-year study of leaf litter decomposition as related to microclimatic factors and microarthropod abundance in the southern Appalachians. **Holarctic Ecology**, 6: 11-16.

TAKEDA, H. & ABE, T. 2001. Templates of food-habitat resources for the organization of soil animals in temperate and tropical forests. **Ecological Research**, 16: 961-73.

TIMMERMAN, A.; OBERHUBER, J.; BACHER, A.; ESCH, M.; LATIF, M. & ROECKNER, E. 1999. Increased El Niño frequency in a climate model forced by future greenhouse warming. **Nature**, 395: 694-97.

TRENBERTH, K. E. & HOAR, T. J. 1997. El Niño and climate change. **Geophysical Research Letters**, 24(23): 3057-60.

UHL, C. 1998. A disturbing synergism between cattle ranch burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. **Biotropica**, 17: 265-68.

UHL, C. & KAUFFMAN, J. B. 1990. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. **Ecology**, 71(2): 437-49.

CAPÍTULO 2

EFEITOS DO FOGO SOBRE ARTRÓPODES DE SERRAPILHEIRA

1. INTRODUÇÃO

Os artrópodes são extremamente importantes para o funcionamento dos ecossistemas terrestres e devem ser levados em consideração quando se planeja aliar o uso da terra com a manutenção da biodiversidade (Kremen *et al.*, 1993; Niemela *et al.*, 1996; Perry, 1998). Estes animais podem sofrer forte redução de sua população em ambientes atingidos pelo fogo, pois além da mortalidade direta causada pelo calor das chamas, alterações populacionais podem decorrer de modificações ambientais causadas pelas chamas, tais como a destruição da camada de serrapilheira e modificação da estrutura da vegetação arbustiva (York, 1999). Ao mesmo tempo, como são fortemente influenciados por condições climáticas locais (Burghouts *et al.*, 1992; Vasconcelos & Laurance, 2005; Apigian *et al.*, 2006), também podem ser negativamente afetados pelas alterações condições do microclima pós-fogo. Alterações da população de artrópodes de solo podem ainda acarretar na redução das taxas de decomposição da serrapilheira e, conseqüentemente, alterar a ciclagem de nutrientes (Capítulo 3).

Neste capítulo serão avaliados os principais resultados de estudos publicados nos últimos 25 anos acerca dos efeitos do fogo sobre artrópodes de serrapilheira (identificados até Ordem/Família) e sobre grupos funcionais de artrópodes (macropredadores, engenheiros do ecossistema e transformadores de serrapilheira).

Considerando os impactos causados pelos incêndios florestais na Amazônia, como explicitado no Capítulo 1, o objetivo deste estudo é determinar os efeitos do fogo sobre a abundância e diversidade de Ordens de artrópodes de serrapilheira, determinando-se quais são favorecidas e quais são prejudicadas. Os dados foram coletados em uma floresta de transição entre Amazônia e cerrado, ainda não descrita na literatura.

1.1 Efeitos do Fogo sobre Artrópodes de Serrapilheira em Diferentes Biomas

Devido a sua importância para o ambiente e sua rápida e fácil amostragem no campo, diversos estudos abordam os efeitos do fogo sobre artrópodes de serrapilheira em geral, identificando-os até Ordem e/ou Família. No Anexo 1 estão resumidos os principais resultados desses estudos, publicados nos últimos 25 anos.

Os estudos citados no Anexo 1 avaliam, em sua maioria, a abundância de artrópodes, mas também incluem medidas de densidade e biomassa. Observa-se que, de modo geral, existem dois tipos de resposta pós-fogo: a população de artrópodes é reduzida ou mantém valores semelhantes a uma área não-queimada. Isto acontece porque algumas características biológicas de determinados grupos os tornam mais tolerantes a ação do fogo.

Quando cada grupo é analisado separadamente, observa-se que a população de microartrópodes (Collembola, Acarina e Thysanura) sempre é reduzida, independente do bioma. Mesmo de dois meses a quatro anos após a ocorrência do fogo, as populações destes microartrópodes continuam reduzidas se comparadas a áreas não queimadas. Portanto, os resultados em geral indicam que estes invertebrados são extremamente prejudicados pela ação do fogo. Entretanto, há, em alguns casos, respostas diferenciadas. Por exemplo, quando colêmbolas e ácaros foram identificados até o nível taxonômico de

Família, em uma pradaria na Nova Zelândia, os resultados mostraram que algumas delas podem ser inicialmente resistentes ao fogo (Barratt *et al.*, 2006). Este mesmo estudo demonstrou que para a Ordem Acari, a Família Prostigmata, que é muito encontrada em camadas profundas do solo, sobrevive às chamas (Warren *et al.*, 1987). Já a Família Oribatidae é muito sensível a temperaturas altas e sua densidade foi reduzida após o fogo. Para colêmbolas, a Família Isotomidae e a Superfamília Poduroidea inicialmente tiveram sua densidade reduzida, mas no segundo ano esta densidade foi recuperada. A redução pode ser justificada pelo fato de que estes colêmbolas, muito encontrados na serrapilheira (reduzida após o fogo), são muito sensíveis a altas temperaturas e a baixa umidade (Seastedt, 1984 a). No segundo ano pós-fogo, o material vegetal já tinha acumulado no solo, fazendo com que a densidade destes animais retornasse ao nível encontrado antes da ação do fogo.

A Ordem Orthoptera em geral foi estudada até o nível taxonômico de Família em áreas queimadas em vários dos biomas estudados (florestas de eucalipto australianas, florestas de coníferas e pradarias norte-americanas). Alguns ortópteros possuem características biológicas beneficiadas pelo fogo, o que influencia o resultado para esta Ordem. Por exemplo, ortópteros que fazem oviposição em vegetação tendem a ser prejudicados pela ação do fogo (Tettigonidae); já os que fazem oviposição dentro do solo, a alguns centímetros da superfície, acabam permanecendo protegidos e tendem a ser favorecidos (Acrididae) (Anderson *et al.*, 1989). Embora estes resultados possam ser influenciados pela temperatura e intensidade do fogo.

A Ordem Araneae, em geral, apresenta abundância reduzida em áreas queimadas, mesmo em estudos de longo prazo. Este resultado foi obtido em florestas de eucalipto australianas (Collett, 1998; York, 1999), em savanas tropicais australianas (Andersen &

Müller, 2000) e em florestas de coníferas nos Estados Unidos (Apigian *et al.*, 2006). Contraditoriamente, Abbott *et al.* (2003) encontraram declínio na abundância de aranhas em florestas de eucalipto com um ano de idade pós-fogo, mas três anos depois esta abundância atingiu níveis comparáveis a uma área não-queimada. Os autores consideraram que a recuperação foi rápida.

A Ordem Coleoptera é a mais estudada, com identificação em níveis taxonômicos mais inferiores. Na maioria dos estudos conduzidos em florestas de eucalipto australianas, com idade pós-fogo entre um e dois anos, estes animais foram prejudicados em termos de abundância (Abbott, 1984; Majer, 1984; Neumann *et al.*, 1995; Collett *et al.*, 1993; Collett & Neumann, 1995; Collett, 1998; York, 1999). Para savanas tropicais australianas inicialmente ocorre uma redução em termos de abundância (Dawes & Dromaszki, 2007), mas dois meses após a ocorrência do fogo, algumas Famílias são beneficiadas (Anderson & Muller, 2000; Orgeas & Andersen, 2001). Em florestas de coníferas, houve redução na abundância de carábidos imediatamente após o fogo e nos quatro anos sucessivos a este Apigian *et al.* (2006). Quando os besouros foram identificados em níveis taxonômicos inferiores os resultados indicam que algumas espécies da Família Carabidae são favorecidas em termos de abundância (Niwa & Peck, 2002; Apigian *et al.*, 2006). Os besouros das Famílias Scolitydae e Troschidae, que habitam cascas e troncos de árvores, possuem visão infra-vermelha sendo fortemente atraídos pelo fogo, e também são favorecidos em termos de abundância (Apigian *et al.*, 2006). Contudo, em uma pradaria nos Estados Unidos não houve modificações significativas em termos de biomassa de besouros após três meses da ocorrência do fogo e nos três anos sucessivos a esta (Anderson *et al.*, 1989).

A Família Formicidae em geral foi prejudicada pelo fogo em amostragens recentes a este evento (imediate a duas semanas): em florestas de eucalipto australianas (York, 1999), em savanas australianas (Dawes-Gromadzki, 2007) e floresta de coníferas norte-americanas (New & Hanula, 2002), em idades pós-fogo recentes. Com idades mais avançadas (2 meses a 7 anos), é possível notar um favorecimento deste grupo em termos de abundância, biomassa ou densidade em florestas de eucalipto australianas (Collett, 1998; Colett 2003), em savana tropical australiana (Andersen & Muller, 2000), em florestas de coníferas nos Estados Unidos (Niwa & Peck, 2002), em pradarias nos Estados Unidos (Anderson *et al.*, 1989).

Estes resultados também podem ser influenciados pelo favorecimento de algumas espécies. Tomando como exemplo as formigas em áreas perturbadas em geral, na Amazônia algumas espécies dos Gêneros *Solenopsis*, *Wasmannia* e *Pheidole*, são favorecidas. Entretanto, a diversidade de espécies de cada um cai drasticamente em áreas abertas (Moutinho, 1998). Em uma savana tropical australiana, algumas espécies de formigas especialistas em climas quentes e espécies oportunistas também foram beneficiadas, enquanto que as espécies com hábitos crípticos foram prejudicadas (Andersen, 1991).

Os resultados desta revisão bibliográfica indicam que (1) os estudos são muito concentrados em biomas australianos, especialmente florestas de eucalipto (2) o número de vezes que as áreas de estudo foram atingidas pelo fogo é muito variável, (3) o número de amostragens também é muito diferente entre os estudos, (4) o tamanho das áreas queimadas é muito variado, mas a maioria das áreas é extremamente pequena, muitas vezes menores do que um hectare. Por estes motivos, a visualização de um padrão claro se torna difícil.

Considerando que os artrópodes constituem um grupo com rápido ciclo reprodutivo e são muito abundantes, os resultados dos estudos que analisam o efeito do fogo sobre estes organismos quando há somente pequenas áreas queimadas devem ser analisados com cautela. Áreas não queimadas ao redor de áreas que sofreu a ação das chamas podem servir como fonte para recolonização, subestimando a ação do fogo sobre a fauna de artrópodes. Efeitos de borda, replicações sazonais e independência das amostras também precisam ser levados em consideração. Estas limitações no desenho amostral são comuns em muitos estudos sobre biodiversidade (Gardner *et al.* 2007), limitando nossa interpretação sobre os impactos do fogo.

Os estudos aqui citados são investigados em um nível taxonômico alto, em geral ordem, avaliando abundância/ biomassa/ densidade. Alguns destes estudos investigaram a composição de famílias e espécies. Os resultados são menos favoráveis, pois é possível notar modificação na composição da fauna de coleópteros (Collett & Neumann, 1995) e ortópteros (Coleman & Rieske, 2006).

Em ambientes tropicais, o estudo dos impactos do fogo sobre artrópodes de serrapilheira ainda é incipiente. Em um dos poucos trabalhos existentes, Fredericksen & Fredericksen (2002) estudaram os efeitos do fogo sobre diversos grupos de vertebrados e invertebrados de serrapilheira em uma floresta tropical na Bolívia, com idade pós-fogo de um, quatro e sete meses. Seus resultados indicaram redução na abundância geral de artrópodes em áreas queimadas. Formicidae e Blattidae foram mais abundantes em áreas não-queimadas, acontecendo o inverso com Orthoptera e larvas de Lepidoptera.

Na Amazônia brasileira, apenas um estudo foi conduzido. Haugaasen *et al.* (2003) estudaram os efeitos do fogo sobre uma comunidade de aves insetívoras, investigando também os efeitos do fogo sobre a biomassa de suas presas (artrópodes) em áreas com um

ano de idade pós-fogo, no oeste do Pará. Seus resultados mostraram redução da biomassa total de artrópodes nas áreas queimadas. Quando as Ordens/Famílias foram analisadas separadamente, apenas Coleoptera, Blattidae, Formicidae, Arachnidae, Diptera e artrópodes menores que 2 mm apresentaram redução.

Portanto, assim como para diversos biomas estudados, nas florestas tropicais, de modo geral, a abundância de artrópodes é ser reduzida em florestas queimadas. Quando analisados separadamente o efeito do fogo sobre alguns grupos, estes podem apresentar diferentes padrões. Isto pode ser justificado por diferentes características biológicas de cada grupo, que podem ser favorecidas ou não pelo fogo, tais como nichos alimentares e de nidificação; por exemplo, o caso dos ortópteros da Família Acrididae que nidificam em camadas profundas do solo e ficam protegidos. Entretanto, é importante levar em consideração também o tipo de bioma estudado, pois diferentes biomas apresentam diferentes respostas (provavelmente relacionada ao histórico de fogo natural da área) e isto inclui velocidade de recolonização e exclusão ou favorecimento de *taxa*. Deve-se, ainda, considerar a intensidade e a frequência dos incêndios, a idade pós-fogo da área de estudo, o esforço amostral e ainda a estação em que foram feitas as amostragens.

1.2 Efeitos do Fogo sobre Grupos Funcionais de Artrópodes

Os invertebrados em geral, podem ser classificados de acordo com seus hábitos alimentares e distribuição no horizonte do solo. Segundo Bignell *et al.* (2000) e Lavelle *et al.* (1997), podem ser divididos em:

- macropredadores: vivem na superfície do solo e atuam como transformadores da serrapilheira ou como predadores destes. Não redistribuem necessariamente o material vegetal morto, mas participam deste processo. Neste grupo estão incluídos os isópodos,

diplópodos, aranhas, escorpiões, pseudoescorpiões, centopéias, formigas, besouros, lacrainhas e tesourinhas (dermápteros), tricópteros, dipluras e neurópteros.

- transformadores de serrapilheira: removem e trituram a matéria orgânica da superfície, misturando-a ao solo. Neste grupo estão incluídas as baratas e os tisanópteras

- engenheiros do ecossistema: ingerem matéria orgânica e inorgânica, formando o húmus e influenciando a comunidade de microrganismos e diversas propriedades do solo, como aeração, porosidade, fertilidade dentre outros. Neste grupo estão incluídos cupins, algumas formigas e minhocas (desconsideradas aqui por não serem artrópodes). Collett (2003) classificou os engenheiros do ecossistema como decompositores, e incluiu novos grupos (colêmbola, larvas de dípteros e psocópteros), por também atuarem no processo de decomposição e ciclagem de nutrientes através da formação do húmus e controle da atividade microbiana. Portanto, aqui serão considerados os grupos descritos por Bignell, Lavelle *et al.* e Collett (descritos acima).

Esta classificação simplifica o papel de alguns grupos, uma vez que nem todas as formigas e besouros são predadores, mas em geral tem sido útil nas análises da macrofauna de solo de florestas modificadas. Bignell *et al.* (2000) utilizaram essa classificação para investigar a diversidade da macrofauna de solo em um gradiente de vegetação na Malásia. As áreas incluíam desde floresta nativa não-explorada até floresta com exploração madeireira e plantações simples e mistas. Seus resultados mostraram maior abundância, densidade e diversidade de invertebrados em áreas menos modificadas. Dawes-Gromadzki (2007), utilizaram o estudo de Bignell (citado acima) como ferramenta para estudar os efeitos do fogo sobre a abundância e biomassa de macroinvertebrados de solo em uma savana australiana. Duas semanas após a ação do fogo, houve redução significativa de macropredadores e transformadores de serrapilheira nos ambientes queimados. Contudo,

em idades pós-fogo mais avançadas, em levantamentos que abordaram a ação do fogo sobre os artrópodes de serrapilheira em vários biomas, os artrópodes incluídos no grupo dos macropredadores, em geral são os mais resilientes ao fogo. Diversos desses grupos são forrageadores ativos, como muitas formigas, besouros, aranhas e escorpiões, que geralmente recolonizam ambientes queimados em pouco tempo.

Portanto, esta classificação pode ser útil para avaliar a ação do fogo sobre grupos funcionais de artrópodes em florestas tropicais, pois pode ser relacionada com possíveis modificações no papel destes animais nos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes.

2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Determinar e comparar a abundância de artrópodes de serrapilheira nas parcelas controle e queimada;
- b) Determinar a abundância de grupos funcionais de artrópodes nas parcelas controle e queimada;

3. HIPÓTESES

H1: a ação dos incêndios reduzirá a abundância dos artrópodes em geral

H2: a ação dos incêndios aumentará a abundância de macropredadores, e reduzirá a abundância de transformadores de serrapilheira e engenheiros do ecossistema;

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Estrutura da Vegetação

Cada área do projeto do Ipam (1000 x 500 m) possui um sistema de marcação de trilhas paralelas e perpendiculares a cada 50 m, formando um gradeamento. Os dados de estrutura da vegetação foram coletados em todos os pontos de intersecção das trilhas, em sub-parcelas de 2 x 2 m nas parcelas controle e queimada. Nestas sub-parcelas foram retiradas medidas de abertura do dossel, densidade de subarbusto e profundidade da serrapilheira.

A abertura do dossel (Índice de Área Foliar- LAI) foi registrada através de fotografias digitais, a 1,70 m do solo, no início da manhã. As fotografias foram analisadas usando o programa Gap Light Analyzer 3.3, que indica o número de células que não possuem cobertura do dossel. A densidade de subarbusto foi registrada através da contagem de quantas vezes a vegetação viva tocou um bastão de 2,5 m de altura e 3,0 de diâmetro na altura do peito (DAP), nos quatro vértices das sub-parcelas. A profundidade da serrapilheira foi medida através da inserção de uma régua (cm) também nos quatro vértices das sub-parcelas (Figura 1). A média dos pontos de registro caracterizou as condições ambientais de cada sub-parcela.



Figura 1. Medidas de densidade de subarbustos (A) e profundidade da serrapilheira (B).

4.2 Coleta de Artrópodes

As coletas de macro e microartrópodes foram realizadas em 40 pontos distribuídos aleatórios ao longo do gradeamento das trilhas em uma parcela tratamento (queimada anualmente) e uma controle (Figura 2). Esta amostragem foi feita em quatro expedições durante o ano de 2007: fevereiro, abril (estação chuvosa) e junho e agosto (estação seca).

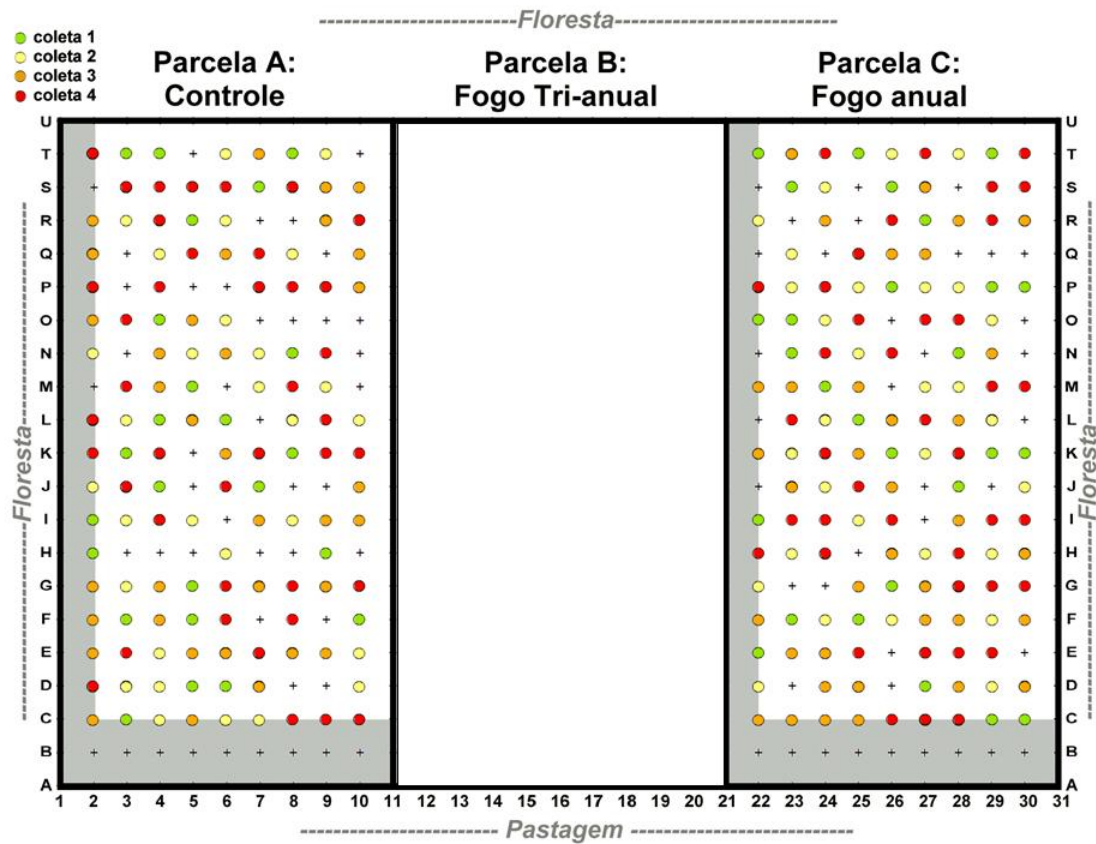


Figura 2. Esquema ilustrando a distribuição das parcelas onde foram coletados macro e microartrópodes em cada tratamento (controle-A e fogo anual-C). As áreas cinzas são área de borda.

Os macroartrópodes foram coletados em armadilha de queda (*pitfalls*). Esta armadilha consiste em recipientes de 700 ml enterrados do solo, com abertura de 12 cm de diâmetro. Estes são preenchidos com álcool a 70% e algumas gotas de detergente (para reduzir a tensão superficial) (Figura 3). Essas armadilhas ficaram expostas no campo por sete dias completos. Os animais coletados foram identificados até o nível taxonômico de Ordem. Este método é indica a abundância e atividade dos artrópodes (Bignell *et al.*, 2000).

Os microartrópodes foram coletados nos mesmos pontos dos macroartrópodes, através do método do funil de Berlese. Esse funil é feito de algodão, possui uma tela de 2

mm no centro, e uma luz de 60 watts em sua extremidade superior (Figura 3). A serrapilheira do campo foi retirada em uma área 50 x 50 cm (0,25 m²) e colocada dentro do funil de Berlese durante quatro dias completos, indicando medidas de densidade dos microartrópodes. Os microartrópodes são avessos ao calor e luz e migram para a parte inferior do funil, que possui um recipiente com álcool a 70%. Os animais coletados foram identificados até o nível taxonômico de Ordem e as formigas foram contadas separadas da ordem Hymenoptera.

Apesar de ter sido pré-estabelecido 40 amostras para cada coleta e para cada método, algumas amostras foram perdidas. No caso dos *pitfalls*, alguns foram pisoteados por mamíferos de grande porte ou arrancados do solo e destruídos, possivelmente por macacos. No caso dos Berleses, devido à queima de lâmpadas, reduzindo o tempo de exposição mínimo necessário para a extração dos exemplares. Assim, na primeira coleta, as amostras totalizaram 36 *pitfalls* e 28 Berleses na parcela controle, e 37 *pitfalls* 32 Berleses e na parcela queimada. Na segunda coleta as amostras totalizaram 39 *pitfalls* e 37 *pitfalls* na parcela controle, e 37 *pitfalls* e 40 Berleses na parcela queimada. Na terceira coleta as amostras totalizaram 40 *pitfalls* e 27 Berleses na parcela controle, e 40 *pitfalls* e 31 Berleses na parcela queimada. Finalmente, na quarta coleta as amostras totalizaram 38 *pitfalls* e 40 Berleses na parcela controle, e 40 *pitfalls* e 39 Berleses na parcela queimada.



Figura 3. Tipos de armadilhas usadas para coleta de artrópodes: armadilha de queda-*pitfall* (A) e funil de Berlese (B).

4.3 Análise dos Dados

Inicialmente foi avaliada a normalidade dos dados através do teste de Kolmogorov-Smirnov, conduzido no programa Statistica 5.0. Em função desta distribuição optou-se por usar testes paramétricos ou não-paramétricos, portanto, sem transformação dos dados, como descrito a seguir.

A diferença entre as médias das variáveis ambientais (abertura do dossel, densidade de subarbusto e profundidade do folhiço), coletadas nas parcelas controle e queimada foi testada através do teste t, conduzido no programa Systat 10.0.

Os dados de artrópodes não apresentaram distribuição normal devido à ausência de registro de vários grupos nas armadilhas. Os dados foram transformados, mas continuaram não apresentando distribuição normal. Desta maneira, apesar da robustez dos testes paramétricos de análises de variância (ANOVA), optou-se por usar testes não-paramétricos (Sokal & Rohlf, 1995). Para avaliar a diferença estatística entre as coletas na abundância e

na densidade médias de artrópodes dentro de cada parcela comparando, assim os efeitos das estações chuvosa e seca, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis. Posteriormente foi feita uma comparação entre as parcelas testando-se, portanto, os efeitos do fogo para cada data pós-fogo (6, 8, 10 e 12 meses) empregando-se o teste de Mann-Whitney. Para testar a diferença da abundância e densidade de grupos funcionais de artrópodes entre parcela controle e queimada foi usado o teste de Mann-Whitney. Estes testes foram conduzidos nos programas Statistica 5.0.

5. RESULTADOS

5.1 Estrutura da Vegetação

Ao longo do tempo é possível notar mudanças significativas (aumento) na densidade de subarbusto somente na parcela queimada, e diferenças na profundidade da serrapilheira dentro de ambas as parcelas (Tabela 1). Posteriormente, pôde-se notar o efeito do fogo, na comparação entre as parcelas (Tabela 1). As variáveis ambientais registradas mostram que a incidência de três eventos de fogo causa redução da cobertura do dossel, da densidade de subarbustos e da profundidade da serrapilheira. Os incêndios aumentaram a mortalidade das árvores, levando a uma abertura do dossel mais do que três vezes àquela da parcela controle. A densidade de subarbustos seguiu um padrão semelhante. Seis meses após o último fogo a densidade de subarbustos foi cerca de cinco vezes menor na floresta queimada em comparação à floresta controle. Mesmo após um ano, os efeitos do fogo sobre a densidade de subarbustos ainda não foi comparável à floresta controle (Tabela 1). A profundidade da serrapilheira também foi diferente entre as parcelas. A floresta que sofreu ação do fogo tinha cerca de quatro vezes menos serrapilheira do que a floresta controle. Após um ano do último incêndio, esta diferença foi suavizada, mas os resultados

ainda não apresentaram valores comparáveis – a floresta queimada ainda apresentou valores cerca de três vezes menores em comparação a floresta controle (Tabela 1).

Tabela 1. Diferenças (média ± desvio padrão) entre a abertura do dossel (%), densidade de subarbustos (unidade) e profundidade da serrapilheira (cm) nos tratamentos (controle e floresta queimada). O símbolo * indica diferença significativa ($P < 0,001$) entre os meses de coleta dentro de cada parcela (Teste t).

		Controle	Queimada	Teste t (n=162)	P
Seis meses pós-fogo (estação chuvosa)	Abertura do dossel	6,54 ± 8,44	22,15 ± 20,18	-9,01	P < 0,001
	Densidade de subarbustos	3,11 ± 1,50	0,69 ± 1,03*	13,12	P < 0,001
	Profundidade da serrapilheira	4,43 ± 1,91*	1,01 ± 0,30*	18,96	P < 0,001
Um ano pós-fogo (estação seca)	Abertura do dossel	6,55 ± 8,47	22,15 ± 20,17	-8,99	P < 0,001
	Densidade de subarbustos	3,33 ± 1,12	0,86 ± 1,60*	13,71	P < 0,001
	Profundidade da serrapilheira	4,02 ± 1,59*	1,35 ± 0,79*	23,61	P < 0,001

5.2 Efeitos do Fogo sobre Artrópodes de Serrapilheira

Um total de 150.550 artrópodes foi capturado nas armadilhas de *pitfall* e funis de Berlese nas duas parcelas. Destes, 61.776 artrópodes de 23 níveis taxonômicos foram coletados na parcela controle e 93.774 artrópodes de 25 níveis taxonômicos foram coletados na parcela queimada. Os exemplares das ordens Opiliones, Diplopoda, Neuroptera, e larva de Diptera foram excluídos das análises do nível taxonômico de ordem por terem sido coletados em número insuficiente para os testes estatísticos. Entretanto alguns deles foram incluídos nas análises de riqueza de ordens e grupos funcionais de artrópodes descritas nos tópicos seguintes.

5.2.1 Variação Dentro de Cada Parcela – Efeitos da Sazonalidade

Nas duas parcelas, alguns grupos de artrópodes coletados com *pitfalls*, apresentaram modificações significativas no número de indivíduos entre as coletas (Anexo 2). Durante a estação chuvosa, na parcela controle, grupos como Acari, Collembola, Thysanoptera, Homoptera, Coleoptera, Diptera, Blattodea e larva de Coleoptera tendem a ser mais abundantes (duas coletas iniciais, Tabela 2), enquanto na parcela queimada Araneae, Acari, Collembola, Thysanoptera, Diptera, Psocoptera, Isoptera e Blattodea tendem a ser mais abundantes durante esta mesma estação. Durante a estação seca, na parcela controle, grupos como Scorpiones, Dermaptera, Hymenoptera, Formicidae, Psocoptera e Isoptera tendem a ser mais abundantes (duas coletas finais, Tabela 2), enquanto na parcela queimada os grupos Hemiptera, Coleoptera, Lepidoptera, Formicidae e Orthoptera, tendem a ser mais abundantes durante esta mesma estação.

Da mesma maneira, nas duas parcelas, a densidade de alguns grupos de artrópodes coletados com o método de funil de Berlese (número de indivíduos por 0,25 m²) apresentou modificações significativas entre as coletas (Tabela 3). Na parcela controle, durante a estação chuvosa, grupos como Araneae, Acari, Collembola, Dermaptera, Thysanoptera, Hemiptera, Homoptera, Diptera, Hymenoptera, Psocoptera, Orthoptera e Blattodea, tendem a apresentar maior densidade na estação chuvosa, enquanto na parcela queimada os grupos Araneae, Acari, Pseudoscorpiones, Collembola, Dermaptera, Thysanoptera, Homoptera, Tricoptera, Diptera, Hymenoptera, Psocoptera, Diplura, larva de Coleoptera e larva de Diptera tendem a ser mais abundantes na mesma estação (duas coletas iniciais, Anexo 3). Já na estação seca, na parcela controle, apenas Coleoptera, Lepidoptera e Formicidae tendem a ser mais abundantes. Na parcela queimada estes grupos apresentaram a mesma tendência (duas coletas iniciais, Tabela 3).

Tabela 2: Médias (\pm desvio padrão) da abundância de artrópodes coletados com o método de *pitfall* nas parcelas controle e queimada e teste de Kruskal-Wallis avaliando a diferença sazonal dentro de cada área. As coletas de seis e oito meses pós-fogo representam dados da estação chuvosa. As coletas de 10 e 12 meses pós-fogo representam dados da estação seca. Os resultados significativos estão destacados.

Artrópodes	Controle					Queimada				
	6 meses pós-fogo	8 meses pós-fogo	10 meses pós-fogo	12 meses pós-fogo	Kruskall-Wallis (H3; P)	6 meses pós-fogo	8 meses pós-fogo	10 meses pós-fogo	12 meses pós-fogo	Kruskall-Wallis
Araneae	3,08 \pm 2,61	0,46 \pm 0,72	0,27 \pm 0,87	2,61 \pm 3,58	66,57; < 0,001	2,92 \pm 2,82	1,62 \pm 1,71	0,10 \pm 0,37	0	78,47; < 0,001
Acari	4,56 \pm 5,61	0	0	0,58 \pm 0,59	68,82; < 0,001	1,54 \pm 5,94	1,24 \pm 1,64	0,02 \pm 0,15	0	40,49; < 0,001
Scorpiones	0,11 \pm 0,40	0,28 \pm 0,61	0,59 \pm 0,89	0,53 \pm 0,73	12,73; < 0,05	0,11 \pm 0,32	0,14 \pm 0,42	0,33 \pm 0,75	0	8,44; > 0,05
Pseudoscorpiones	0	0	0	0,03 \pm 0,16	3,11; > 0,05	0	0	0,02 \pm 0,15	0	2,71; > 0,05
Collembola	110,11 \pm 60,50	6,68 \pm 5,72	0	1,84 \pm 2,06	121,11; < 0,001	105,11 \pm 89,77	0	0	0,03 \pm 0,16	143,07; < 0,001
Chilopoda	0	0,08 \pm 0,35	0	0,08 \pm 0,27	5,70; > 0,05	0	0	0	0	-
Dermaptera	1,67 \pm 1,96	1,03 \pm 1,50	1,93 \pm 1,89	3,29 \pm 2,70	21,24; < 0,001	0,19 \pm 0,46	1,00 \pm 1,42	0,48 \pm 1,04	1,33 \pm 2,17	13,90; < 0,05
Thysanura	0,17 \pm 0,48	0	0	0,03 \pm 0,16	13,20; < 0,01	0,32 \pm 0,63	0	0	0,03 \pm 0,16	26,17; < 0,001
Hemiptera	2,86 \pm 2,66	1,97 \pm 3,07	1,88 \pm 1,72	1,53 \pm 1,69	7,02; > 0,05	1,92 \pm 2,36	8,43 \pm 13,41	2,00 \pm 3,02	2,85 \pm 2,95	18,98; < 0,001
Homoptera	2,33 \pm 2,14	0,15 \pm 0,43	0,20 \pm 0,46	0,66 \pm 0,58	54,26; < 0,001	1,51 \pm 2,17	0,27 \pm 0,45	0,02 \pm 0,15	0,18 \pm 0,55	42,26; < 0,001
Coleoptera	42,61 \pm 42,64	5,50 \pm 6,04	36,24 \pm 14,62	26,08 \pm 12,98	79,00; < 0,001	28,27 \pm 25,75	48,92 \pm 28,00	16,02 \pm 11,03	88,20 \pm 43,12	73,55; < 0,001
Tricoptera	0	0	0	0	-	0	0,19 \pm 1,15	0	1,68 \pm 10,59	2,07; > 0,05
Lepidoptera	0,08 \pm 0,28	0,13 \pm 0,34	0,34 \pm 0,79	0,14 \pm 0,44	3,03; > 0,05	0,03 \pm 0,16	0,11 \pm 0,32	0,36 \pm 0,66	0,15 \pm 0,43	10,21; < 0,05
Diptera	117,92 \pm 89,94	0,03 \pm 0,16	0,27 \pm 1,03	6,32 \pm 4,27	139,84; < 0,001	125,43 \pm 138,04	5,38 \pm 3,53	0,33 \pm 1,00	12,33 \pm 14,22	105,02; < 0,001

Hymenoptera	1,47 ± 1,96	0,44 ± 1,62	0,07 ± 0,26	0,26 ± 0,55	22,55; < 0,001	0,19 ± 0,46	0,03 ± 0,16	1,10 ± 1,37	0,05 ± 0,22	5,50; > 0,05
Formicidae	58,69 ± 34,08	40,95 ± 17,09	94,61 ± 68,60	115,95 ± 111,52	24,41; < 0,001	51,16 ± 43,27	138,46 ± 349,17	90,36 ± 109,09	244,48 ± 221,15	46,51; < 0,001
Psocoptera	0,06 ± 0,23	0	0	1,00 ± 3,93	16,46; = 0,001	0,08 ± 0,28	0,51 ± 1,19	0	0	18,26; < 0,001
Isopoda	0,03 ± 0,16	0	0	0	3,33; > 0,05	0	0	0	0	-
Isoptera	2,67 ± 11,00	1,23 ± 5,97	0	8,13 ± 14,11	60,28; < 0,001	5,57 ± 29,88	24,49 ± 106,84	0,93 ± 4,97	3,68 ± 12,76	28,70; P < 0,001
Orthoptera	2,22 ± 1,84	0,36 ± 0,81	0,71 ± 1,31	2,00 ± 2,04	45,81; < 0,001	5,22 ± 3,93	5,05 ± 3,56	5,95 ± 4,23	12,50 ± 6,75	35,84; < 0,001
Blattodea	1,22 ± 1,53	0,64 ± 0,93	2,02 ± 2,12	0,90 ± 1,23	14,48; < 0,05	1,11 ± 1,60	3,51 ± 5,62	6,55 ± 5,19	0	77,35; < 0,001
Larva Coleoptera	3,39 ± 6,89	0	0	0	84,24; < 0,001	0	0	0	0	-
Larva Lepidoptera	0,06 ± 0,33	0	0	0	-	0	0	0	0	-
Total microartrópodes	114,67 ± 63,21	6,33 ± 5,76	0	2,42 ± 2,20	119,76; < 0,001	106,65 ± 91,95	1,24 ± 1,64	0,02 ± 0,15	0,02 ± 0,16	117,72; < 0,001
Total macroartrópodes	240,47 ± 120,85	53,69 ± 21,68	139,15 ± 70,17	169,50 ± 118,19	81,70; < 0,001	223,73 ± 192,02	237,51 ± 353,27	123,55 ± 108,05	367,43 ± 236,09	44,52; < 0,001
Total artrópodes em geral	335,31 ± 156,54	60,03 ± 22,72	126,03 ± 66,75	175,18 ± 119,26	92,29; < 0,001	330,70 ± 248,24	238,76 ± 353,19	126,42 ± 109,71	355,40 ± 242,52	42,11; < 0,001

Tabela 3: Médias (\pm desvio padrão) da densidade (número de indivíduos por 0,25m²) dos artrópodes coletados com o método de funil de Berlese nas parcelas controle e queimada e teste de Kruskal-Wallis avaliando a diferença sazonal dentro de cada área. As coletas de seis e oito meses pós-fogo representam dados da estação chuvosa. As coletas de 10 e 12 meses pós-fogo representam dados da estação seca. Os resultados significativos estão destacados.

Taxon	Controle					Queimada				
	6 meses pós-fogo	8 meses pós-fogo	10 meses pós-fogo	12 meses pós-fogo	Kruskall-Wallis H(3); P	6 meses pós-fogo	8 meses pós-fogo	10 meses pós-fogo	12 meses pós-fogo	Kruskall-Wallis H(3); P
Araneae	1,21 \pm 1,42	1,05 \pm 1,05	0,22 \pm 0,58	0,65 \pm 1,15	17,99; < 0,001	1,78 \pm 1,43	1,07 \pm 1,34	0,45 \pm 0,81	0,23 \pm 0,53	39,39; < 0,001
Acari	0,75 \pm 1,21	0,11 \pm 0,32	0,07 \pm 0,39	0,09 \pm 0,29	18,69; < 0,001	50,91 \pm 176,63	0,22 \pm 0,74	0	0,08 \pm 0,27	52,47; < 0,001
Scorpiones	0	0	0	0	-	0	0	0	0	-
Pseudoscorpiones	1,18 \pm 0,48	0,03 \pm 0,16	0,04 \pm 0,19	0,12 \pm 0,50	3,94; > 0,05	0,38 \pm 1,13	0	0	0	22,51; < 0,001
Collembola	6,18 \pm 6,37	0,16 \pm 0,60	0,11 \pm 0,58	3,79 \pm 7,70	59,16; < 0,001	4,69 \pm 4,82	0,54 \pm 1,29	1,03 \pm 2,55	1,90 \pm 4,91	41,55; < 0,001
Chilopoda	0	0,03 \pm 0,16	0	0	-	0	0	0	0	-
Dermaptera	0,61 \pm 1,17	0	0	0,07 \pm 0,06	21,91; < 0,001	0,19 \pm 0,40	0,02 \pm 0,15	0	0	7,99; < 0,001
Thysanura	2,54 \pm 4,07	1,19 \pm 4,49	0,11 \pm 0,32	0,05 \pm 0,21	24,34; < 0,001	2,72 \pm 4,70	0,04 \pm 0,21	0,03 \pm 0,18	0,08 \pm 0,47	60,88; < 0,001
Hemiptera	7,93 \pm 4,85	8,32 \pm 8,04	3,59 \pm 3,60	1,81 \pm 2,61	43,57; < 0,001	2,00 \pm 1,65	7,78 \pm 5,91	10,10 \pm 7,28	3,35 \pm 5,79	48,77; < 0,001
Homoptera	31,36 \pm 18,88	14,30 \pm 8,72	9,82 \pm 6,97	2,42 \pm 3,15	75,52; < 0,001	20,06 \pm 16,63	13,96 \pm 10,75	10,81 \pm 7,20	3,23 \pm 3,08	43,66; < 0,001
Coleoptera	29,86 \pm 19,94	16,24 \pm 14,51	83,19 \pm 29,26	513,07 \pm 608,95	78,51; < 0,001	9,50 \pm 5,58	52,04 \pm 37,38	103,36 \pm 57,44	835,95 \pm 965,64	81,50; < 0,001
Tricoptera	1,43 \pm 1,71	0	0,15 \pm 0,46	0	51,93; < 0,001	4,19 \pm 5,98	0,18 \pm 0,19	0,16 \pm 0,37	0	50,05; < 0,001
Lepidoptera	16,89 \pm 8,46	9,38 \pm 7,35	20,07 \pm 11,14	16,23 \pm 11,26	19,18; < 0,001	5,47 \pm 4,80	9,93 \pm 5,43	13,52 \pm 8,51	33,83 \pm 17,00	72,07; < 0,001
Diptera	24,82 \pm 16,23	2,19 \pm 2,50	2,93 \pm 2,39	2,23 \pm 4,15	60,10; < 0,001	94,44 \pm 65,21	3,80 \pm 6,79	3,30 \pm 2,20	0,98 \pm 2,02	90,70; < 0,001
Hymenoptera	10,97 \pm	9,43 \pm 10,07	4,26 \pm 3,91	0,26 \pm 0,85	72,34; < 0,001	7,38 \pm 8,19	18,47 \pm 20,22	9,48 \pm 7,52	0,48 \pm 1,18	80,18; < 0,001

	11,61										
Formicidae	9,46 ± 19,15	1,87 ± 2,47	6,11 ± 14,19	12,28 ± 21,62	12,50; = 0,05	1,94 ± 8,04	1,24 ± 3,36	1,90 ± 3,63	6,58 ± 0,05	49,21; < 0,001	
Psocoptera	1,50 ± 1,64	4,62 ± 10,08	0,74 ± 1,40	0,58 ± 1,75	15,20; < 0,05	0,22 ± 0,49	9,93 ± 63,29	1,10 ± 1,38	0,08 ± 0,47	30,01; < 0,000	
Isopoda	0,04 ± 0,19	0,54 ± 3,12	0	0	3,54; > 0,05	0,03 ± 0,18	0	0	0	3,62; > 0,05	
Isoptera	4,46 ± 7,51	2,73 ± 4,51	3,93 ± 14,81	5,49 ± 9,78	4,62; > 0,05	8,41 ± 24,75	2,40 ± 6,13	1,61 ± 4,94	2,05 ± 6,51	1,39; > 0,05	
Orthoptera	0,25 ± 0,65	0,03 ± 0,16	0,15 ± 0,46	0	10,45; < 0,05	0,16 ± 0,37	0,04 ± 0,30	0,07 ± 0,25	0,05 ± 0,22	5,45; > 0,05	
Blattodea	0,64 ± 1,10	0	0,11 ± 0,42	0	24,82; < 0,001	0,06 ± 0,25	0,04 ± 0,21	0,03 ± 0,18	0,15 ± 0,43	3,16; > 0,05	
Larva Coleoptera	0	0	0	0,07 ± 0,46	2,14; > 0,05	0,56 ± 1,61	0	0	0	22,5; < 0,05	
Larva Lepidoptera	0,07 ± 0,38	0	0,07 ± 0,39	0	2,93; > 0,05	0	0	0,03 ± 0,18	0	3,77; > 0,05	
Total microartrópodes	6,93 ± 6,55	0,27 ± 0,65	0,19 ± 0,68	3,88 ± 7,77	55,63; < 0,001	55,66 ± 175,86	0,76 ± 1,72	1,03 ± 2,55	1,98 ± 4,93	54,84; < 0,001	
Total macroartrópodes	141,67 ± 49,43	70,76 ± 36,98	135,37 ± 47,19	555,37 ± 625,64	54,75; < 0,001	157,75 ± 95,26	120,91 ± 94,11	155,81 ± 70,74	886,93 ± 967,80	41,83; < 0,001	
Total artrópodes em geral	151,14 ± 51,54	72,23 ± 39,61	135,6747,53	484,72 ± 517,06	55,63; < 0,001	216,13 ± 187,60	121,71 ± 95,12	156,87 ± 71,90	936,48 ± 986,97	46,85; < 0,001	

5.2.2 Variação entre as Parcelas - Efeitos do Fogo

Seis meses pós-fogo

A primeira coleta de artrópodes, conduzida seis meses após a queimada e durante a estação chuvosa, indicou que o fogo reduziu significativamente a abundância e a atividade (*pitfall*) de Acari, Dermaptera, Hemiptera, Homoptera, Coleoptera, Hymenoptera e larva de Coleoptera (Tabela 4). Embora com resultados não-significativos, Araneae, Collembola, Blattodea e Lepidoptera apresentaram a mesma tendência (Tabela 4). O único grupo seis meses após a queimada foi apenas Orthoptera. Contudo, tendências de aumento na abundância de Pseudoescorpiones, Thysanoptera, Diptera, Formicidae, Psocoptera e Isoptera foram também registradas, embora não tenham sido estatisticamente significativas.

Da mesma maneira, o fogo modificou a densidade (exemplares/0.25m²) de artrópodes (funil de Berlese), reduzindo significativamente a densidade de Hemiptera, Homoptera, Coleoptera, Lepidoptera, Formicidae, Psocoptera e Blattodea. Embora com resultados não-significativos, a densidade de Pseudoescorpiones, Collembola, Dermaptera, Hymenoptera, Isopoda, e larva de Lepidoptera também reduziu após seis meses de fogo. O fogo aumentou significativamente a densidade de Acari e Diptera, mas Araneae, Thysanoptera, Tricoptera, Isoptera e larva de Coleoptera também apresentaram aumento em sua densidade, embora os resultados não sejam significativos (Tabela 5).

Oito meses pós-fogo

Decorridos oito meses do fogo, já foi possível notar algumas modificações do padrão de abundância e atividade dos artrópodes. Por exemplo, as ordens Acari, Hemiptera

e Coleoptera, antes prejudicadas pelo fogo, aumentaram sua abundância (Tabela 4). Os grupos Diptera, Isoptera, Formicidae e Blattodea, anteriormente com resultados não-significativos, após oito meses também foram beneficiadas; a Ordem Collembola seguiu um padrão contrário, não apresentando diferenças significativas no início, mas depois sendo prejudicada pelo fogo. A Ordem Orthoptera continuou sendo favorecida após oito meses do último fogo (Tabela 4).

Poucos grupos apresentaram resultados significativos em relação a diferenças na densidade. Apenas a Ordem Coleoptera, anteriormente prejudicada pelo fogo, aumentou em densidade, decorridos oito meses do fogo (Tabela 5). A Ordem Hymenoptera, antes com resultados não-significativos também aumentou em densidade na parcela queimada.

Dez meses pós-fogo

Após 10 meses da última queimada, ocorreram novamente mudanças em alguns padrões de abundância e atividade dos artrópodes. Por exemplo, a Ordem Acari, beneficiada após oito meses de fogo, não mostrou diferenças significativas decorridos dez meses de fogo (Tabela 4). Assim como aconteceu após seis meses de idade pós-fogo, a Ordem Dermaptera, se tornou menos abundante, decorridos dez meses do fogo. A Ordem Coleoptera também declinou em abundância. As Ordens Orthoptera e Blattodea continuaram sendo beneficiadas (Tabela 4).

Apenas três grupos apresentaram resultados significativos. As Ordens Hemiptera e Hymenoptera foram beneficiadas após 10 meses de fogo, mas com a Ordem Lepidoptera ocorreu o inverso (Tabela 5).

Doze meses pós-fogo

Um ano após a última queimada, grupos como Araneae, Acari, Scorpiones, Collembola, Dermaptera, Homoptera e Isoptera, apresentaram maior abundância na parcela controle. Ao contrário, grupos como Hemiptera, Coleoptera, Formicidae e Orthoptera, foram beneficiados na parcela queimada (Tabela 4).

Após um ano de fogo, apenas quatro grupos apresentaram densidade significativamente diferente entre as parcelas. As Ordens Collembola e Isoptera, nas coletas anteriores oscilaram entre maior e menor densidade, porém sem significância. Entretanto um ano pós-fogo suas densidades foram significativamente menores na parcela queimada (Tabela 5). As Ordens Hemiptera e Lepidoptera foram favorecidas na parcela queimada um ano após o fogo (Tabela 5). Na Tabela 6 e na Figura 4 está descrito um resumo dos resultados gerais sobre os impactos do fogo sobre a abundância/ atividade e densidade dos artrópodes na parcela queimada, em relação à parcela controle.

Tabela 4: Médias (\pm desvio padrão) dos grupos de artrópodes coletados com método de *pitfall* nas parcelas controle e queimada e teste de Mann-Whitney. Os resultados significativos estão destacados.

Taxon	6 meses pós-fogo			8 meses pós-fogo			10 meses pós-fogo			12 meses pós-fogo		
	controle	queimada	Mann-Whitney (U; P)	controle	Queimada	Mann-Whitney (U; P)	controle	queimada	Mann-Whitney (U; P)	controle	Queimada	Mann-Whitney (U; P)
Araneae	3,08 \pm 2,61	2,92 \pm 2,82	628,0; > 0,05	0,46 \pm 0,72	1,62 \pm 1,71	410,5; < 0,001	0,27 \pm 0,87	0,10 \pm 0,37	841,0; > 0,05	2,61 \pm 3,58	0	160,0; < 0,001
Acari	4,56 \pm 5,61	1,54 \pm 5,94	357,0; < 0,001	0	1,24 \pm 1,64	370,5; < 0,001	0	0,02 \pm 0,15	851,0; > 0,05	0,58 \pm 0,59	0	440,0; = 0,001
Scorpiones	0,11 \pm 0,40	0,11 \pm 0,32	651,5; > 0,05	0,28 \pm 0,61	0,14 \pm 0,42	635,0; > 0,05	0,59 \pm 0,89	0,33 \pm 0,75	755,0; > 0,05	0,53 \pm 0,73	0	440,0; < 0,01
Pseudoscorpiones	0	0,11 \pm 0,32	insuficiente	0	0	-	0	0,02 \pm 0,15	881,5; > 0,05	0,03 \pm 0,16	0	740,0; > 0,05
Collembola	110,11 \pm 60,50	105,11 \pm 89,77	589,0; > 0,05	6,68 \pm 5,72	0	148; < 0,001	0	0	-	1,84 \pm 2,06	0,03 \pm 0,16	290,5; < 0,001
Chilopoda	0	0	-	0,08 \pm 0,35	0	684,5; > 0,05	0	0	-	0,08 \pm 0,27	0	700,0; > 0,05
Dermaptera	1,68 \pm 1,96	0,19 \pm 0,46	260,0; < 0,001	1,03 \pm 1,50	1,00 \pm 1,42	719,5; > 0,05	1,93 \pm 1,89	0,48 \pm 1,04	477,5; < 0,001	3,29 \pm 2,70	1,33 \pm 2,17	375,0; < 0,001
Thysanura	0,17 \pm 0,45	0,32 \pm 0,63	593,5; > 0,05	0	0	-	0	0	-	0,03 \pm 0,16	0,03 \pm 0,16	759,0; > 0,05
Hemiptera	2,86 \pm 2,66	1,92 \pm 2,36	494,5; = 0,05	1,97 \pm 3,07	8,43 \pm 13,41	372,2; < 0,001	1,88 \pm 1,72	2,00 \pm 3,02	857,0; > 0,05	1,53 \pm 1,69	2,85 \pm 2,95	563,0; = 0,05
Homoptera	2,33 \pm 2,14	1,51 \pm 2,17	488,0; = 0,05	0,15 \pm 0,43	0,27 \pm 0,45	624,0; > 0,05	0,20 \pm 0,46	0,02 \pm 0,15	777; > 0,05	0,66 \pm 0,58	0,18 \pm 0,55	4,02; < 0,01
Coleoptera	42,61 \pm 22,64	28,27 \pm 25,75	413,5; < 0,05	5,50 \pm 6,04	48,92 \pm 28,00	30,5; < 0,001	36,24 \pm 14,62	16,02 \pm 11,03	302,0; < 0,001	26,08 \pm 12,98	88,20 \pm 43,12	114,5; < 0,001
Tricoptera	0	0	-	0	0,19 \pm 1,15	702,0; > 0,05	0	0	-	0	1,68 \pm 10,59	741; > 0,05
Lepidoptera	0,08 \pm 0,28	0,03 \pm 0,16	insuficiente	0,13 \pm 0,34	0,11 \pm 0,32	707,0; > 0,05	0,34 \pm 0,79	0,36 \pm 0,66	856,0; > 0,05	0,14 \pm 0,44	0,15 \pm 0,43	755; > 0,05
Diptera	117,92 \pm 89,94	125,43 \pm 138,04	592,5; > 0,05	0,03 \pm 0,16	5,38 \pm 3,53	21,0; < 0,001	0,27 \pm 1,03	0,33 \pm 1,00	841,5; > 0,05	6,32 \pm 4,27	12,33 \pm 14,22	602,0; > 0,05

Hymenoptera	1,47 ± 1,96	0,19 ± 0,46	423; P < 0,05	0,44 ± 1,62	0,03 ± 0,16	592,5; > 0,05	0,07 ± 0,26	1,10 ± 1,37	900,0; > 0,05	0,26 ± 0,55	0,05 ± 0,22	636,0; > 0,05
Formicidae	46,89 ± 40,76	51,16 ± 43,27	515; > 0,05	40,95 ± 17,09	138,46 ± 349,17	500,5; < 0,05	94,61 ± 68,60	90,36 ± 109,09	742; P > 0,05	115,95 ± 111,52	244,48 ± 221,15	403; < 0,001
Psocoptera	0,06 ± 0,23	0,08 ± 0,28	649,0; > 0,05	0	0,51 ± 1,19	565,5; > 0,05	0	0	-	1,00 ± 3,93	0	620,0; > 0,05
Isopoda	0,03 ± 0,17	0	647,5; > 0,05	0	0	-	0	0	-	0	0	-
Isoptera	2,67 ± 11,00	5,57 ± 29,88	592,5; > 0,05	1,23 ± 5,97	24,49 ± 106,84	354; < 0,001	0	0,93 ± 4,97	838,5; > 0,05	8,13 ± 14,11	3,68 ± 12,76	446,0; < 0,001
Orthoptera	2,22 ± 1,88	5,22 ± 3,93	350,5; < 0,001	0,36 ± 0,81	5,05 ± 3,56	51,5; < 0,001	0,71 ± 1,31	5,95 ± 4,23	185,5; < 0,001	2,00 ± 2,04	12,50 ± 6,75	84,5; < 0,001
Blattodea	1,22 ± 1,53	1,11 ± 1,60	637; > 0,05	0,64 ± 0,93	3,51 ± 5,62	394; < 0,01	2,02 ± 2,12	6,55 ± 5,19	391; < 0,001	0,90 ± 1,23	0	420,0; < 0,001
Larva Coleoptera	3,39 ± 6,89	0	259; < 0,001	0	0	-	0	0	-	0	0	-
Larva Lepidoptera	0,06 ± 0,33	0	647,5; > 0,05	0	0	-	0	0	-	0	0	-
Total microartrópodes	114,67 ± 63,21	106,65 ± 91,95	578,0; > 0,05	6,33 ± 5,76	1,24 ± 1,64	282,0; < 0,001	0	0,02 ± 0,15	840,5; > 0,05;	2,42 ± 2,20	0,03 ± 0,16	188,0; < 0,001
Total macroartrópodes	240,47 ± 120,85	223,73 ± 192,02	528,5; > 0,05	53,69 ± 21,67	237,51 ± 353,27	157,50; < 0,001	139,15 ± 70,17	123,55 ± 108,05	611,5; < 0,05	169,50 ± 118,19	367,43 ± 236,09	268,5; < 0,001
Total artrópodes	355,31 ± 156,54	330,70 ± 248,24	562,5; > 0,05	60,03 ± 22,72	238,76 ± 353,19	179,5; < 0,001	226,02 ± 66,75	126,43 ± 109,71	611,5; < 0,05	175,18 ± 119,26	355,40 ± 242,52	275,0; < 0,001

Tabela 5: Médias (\pm desvio padrão) da densidade (número de indivíduos por 0,25m²) dos artrópodes coletados com o método de funil de Berlese nas parcelas controle e queimada e teste de Mann-Whitney. Os resultados significativos estão destacados.

Taxon	6 meses pós-fogo			8 meses pós-fogo			10 meses pós-fogo			12 meses pós-fogo		
	controle	queimada	Mann-Whitney (U; P)	controle	Queimada	Mann-Whitney (U; P)	Controle	queimada	Mann-Whitney (U; P)	Controle	Queimada	Mann-Whitney (U; P)
Araneae	1,21 \pm 1,42	1,78 \pm 1,43	338,0; > 0,05	1,05 \pm 1,05	1,07 \pm 1,34	781,0; > 0,05	0,22 \pm 0,58	0,45 \pm 0,81	359,0; > 0,05	0,65 \pm 1,15	0,23 \pm 0,53	698,0; > 0,05
Acari	0,75 \pm 1,21	50,91 \pm 176,63	278,5; = 0,01	0,11 \pm 0,32	0,22 \pm 0,74	824; > 0,05	0,07 \pm 0,39	0	403,0; > 0,05	0,09 \pm 0,29	0,08 \pm 0,27	844,5; > 0,05
Scorpiones	0	0	-	0	0	-	0	0	-	0	0	-
Pseudoscorpiones	1,18 \pm 0,48	0,38 \pm 1,13	426,5; > 0,05	0,03 \pm 0,16	0	810,0; > 0,05	0,04 \pm 0,19	0	403; > 0,05	0,12 \pm 0,50	0	800,0; > 0,05
Collembola	6,18 \pm 6,37	4,69 \pm 4,82	404; > 0,05	0,16 \pm 0,60	0,53 \pm 1,29	747,0; > 0,05	0,11 \pm 0,58	1,03 \pm 2,55	351,0; > 0,05	3,79 \pm 7,70	1,90 \pm 4,91	590,5; = 0,01
Chilopoda	0	0	-	0,03 \pm 0,16	0	832,5; > 0,05	0	0	-	0	0	-
Dermaptera	0,61 \pm 1,17	0,19 \pm 0,40	379,00; > 0,05	0	0,03 \pm 0,15	828,5; > 0,05	0	0	-	0,07 \pm 0,06	0	800,0; > 0,05
Thysanura	2,54 \pm 4,07	2,72 \pm 4,70	428,0; > 0,05	1,19 \pm 4,49	0,04 \pm 0,21	753,0; > 0,05	0,11 \pm 0,32	0,03 \pm 0,18	385,5; > 0,05	0,05 \pm 0,21	0,08 \pm 0,47	842,5; > 0,05
Hemiptera	7,93 \pm 4,85	2,00 \pm 1,65	133,0; < 0,001	8,32 \pm 8,04	7,78 \pm 5,91	791,5; > 0,05	3,59 \pm 3,60	10,10 \pm 7,28	197; < 0,001	1,81 \pm 2,61	3,35 \pm 5,79	640,0; = 0,05
Homoptera	31,36 \pm 18,88	20,06 \pm 16,63	292,5; < 0,001	14,30 \pm 8,72	13,96 \pm 10,75	778,0; > 0,05	9,82 \pm 6,97	10,81 \pm 7,20	385,0; > 0,05	2,42 \pm 3,15	3,23 \pm 3,08	695,0; > 0,05
Coleoptera	29,86 \pm 19,94	9,5 \pm 5,23	106,0; < 0,001	16,24 \pm 14,51	52,04 \pm 37,38	284,5; < 0,001	83,19 \pm 29,26	103,36 \pm 57,44	335,0; > 0,05	513,07 \pm 608,95	835,95 \pm 965,64	680,0; > 0,05
Tricoptera	1,43 \pm 1,71	4,19 \pm 5,98	362,0; > 0,05	0	0,18 \pm 0,19	814,0; > 0,05	0,15 \pm 0,46	0,16 \pm 0,37	387,0; > 0,05	0	0	-
Lepidoptera	16,89 \pm 8,46	5,47 \pm 4,80	102,0; < 0,001	9,38 \pm 7,35	9,93 \pm 5,43	709,5; > 0,05	20,07 \pm 11,14	13,52 \pm 6,51	281,5; < 0,05	16,23 \pm 11,26	33,83 \pm 17,02	309,0; < 0,001

Diptera	24,82 ± 16,23	94,44 ± 65,21	101,0; < 0,001	2,19 ± 2,50	3,80 ± 6,79	685,5; > 0,05	2,93 ± 2,39	3,30 ± 2,20	335,5; > 0,05	2,23 ± 4,15	0,98 ± 2,02	668,5; > 0,05
Hymenoptera	10,97 ± 11,61	7,38 ± 8,19	389,0; > 0,05	9,43 ± 10,07	18,47 ± 20,42	497; < 0,05	4,26 ± 3,91	9,48 ± 7,52	228,5; < 0,05	0,26 ± 0,85	0,48 ± 1,18	783,0 > 0,05
Formicidae	9,46 ± 19,15	1,94 ± 8,04	282,0; < 0,01	1,87 ± 2,47	1,24 ± 3,36	631,0; > 0,05	6,11 ± 14,19	1,90 ± 3,63	334,5; > 0,05	12,28 ± 21,62	6,56 ± 6,05	846,5; > 0,05
Psocoptera	1,50 ± 1,64	0,22 ± 0,49	204,5; < 0,001	4,62 ± 10,08	9,93 ± 63,29	672,0; > 0,05	0,74 ± 1,40	1,10 ± 1,38	318,5; > 0,05	0,58 ± 1,75	0,08 ± 0,47	742,0; > 0,05
Isopoda	0,04 ± 0,19	0,03 ± 0,18	358,0; > 0,05	0,54 ± 3,12	0	787,5; > 0,05	0	0	-	0	0	-
Isoptera	4,46 ± 7,51	8,41 ± 24,75	358; > 0,05	2,73 ± 4,51	2,40 ± 6,13	663,5; > 0,05	3,93 ± 14,81	1,61 ± 4,94	411,5; > 0,05	5,49 ± 9,78	2,05 ± 6,51	563,5; < 0,05
Orthoptera	0,25 ± 0,65	0,16 ± 0,37	435,0; > 0,05	0,03 ± 0,16	0,04 ± 0,30	829,0; > 0,05	0,15 ± 0,46	0,07 ± 0,25	398,0; > 0,05	0	0,05 ± 0,22	817,0; > 0,05
Blattodea	0,64 ± 1,10	0,06 ± 0,25	296,0; < 0,05	0	0	-	0,11 ± 0,42	0,03 ± 0,18	400,5; > 0,05	0	0,15 ± 0,43	830,5; > 0,05
Larva Coleoptera	0	0,56 ± 1,61	364,0; > 0,05	0	0	-	0	0	-	0,07 ± 0,46	0	840,0; > 0,05
Larva Diptera	0	0,94 ± 3,99	392,0; > 0,05	0	0	-	0	0	-	0	0	-
Larva Lepidoptera	0,07 ± 0,38	0	432,0; > 0,05	0	0	-	0,07 ± 0,39	0,03 ± 0,18	416,0; > 0,05	0	0	-
Total microartrópodes	6,93 ± 6,55	55,66 ± 175,86	330,0; > 0,05	0,27 ± 0,65	0,76 ± 1,72	767,0; > 0,05	0,19 ± 0,68	1,03 ± 2,55	363,5; > 0,05	3,88 ± 7,77	1,98 ± 4,93	596,5; < 0,05
Total macroartrópodes	141,68 ± 49,43	157,75 ± 95,26	438,0; > 0,05	70,76 ± 36,98	120,91 ± 94,11	460,0; < 0,001	135,37 ± 47,19	155,81 ± 70,74	350,0; > 0,05	555,37 ± 625,64	886,93 ± 964,80	648,5; > 0,05
Total artrópodes em geral	151,14 ± 51,54	216,13 ± 187,60	360,0; > 0,05	72,22 ± 39,61	121,71 ± 95,12	463,5; < 0,001	135,66 ± 47,54	156,87 ± 71,90	352,5; > 0,05	484,72 ± 517,06	936,48 ± 986,97	655,5; > 0,05

Tabela 6. Resumo dos resultados de cada grupo de artrópode, mostrando declínio não significativo (↓), declínio significativo com $p \leq 0,05/0,01$ (↓↓), e declínio significativo $p \leq 0,001$ (↓↓↓); aumento (↑), aumento significativo com $p \leq 0,05/0,01$ (↑↑), e aumento significativo com $p \leq 0,001$ (↑↑↑) em abundância/atividade e densidade na parcela queimada em relação à parcela controle. O símbolo “nc” significa não-coletado; o símbolo “~” indica médias muito semelhantes, com diferença entre médias $\leq 0,01$, ou médias iguais porém com DP diferentes.

	6 meses pós-fogo		8 meses pós-fogo		10 meses pós-fogo		12 meses pós-fogo	
	Abundância/ atividade	Densidade	Abundância/ atividade	Densidade	Abundância/ atividade	Densidade	Abundância/ atividade	Densidade
Araneae	↓	↑	↑↑↑	~	↓	↑	↓↓↓	↓
Acari	↓↓↓	↑	↑↑↑	↑	↑	↓	↓↓↓	~
Scorpiones	~	nc	↓	nc	↓	nc	↓↓	Nc
Pseudoscorpiones	↑	↓	nc	↓	↑	↓	↓	↓
Collembola	↓	↓	↓↓↓	↑	nc	↑	↓↓↓	↓↓
Chilopoda	nc	nc	↓	nc	nc	nc	↓	nc
Dermaptera	↓↓↓	↓	↓	↑	↓↓↓	nc	↓↓↓	↓
Thysanoptera	↑	↑	nc	↓	nc	↓	~	↑
Hemiptera	↓↓	↓↓↓	↑↑↑	↓	↑	↑↑↑	↑↑	↑↑
Homoptera	↓↓	↓↓↓	↑	↓	↓	↑	↓↓↓	↑
Coleoptera	↓↓	↓↓↓	↑↑↑	↑↑↑	↓↓↓	↑	↑↑↑	↑
Tricoptera	nc	↑	↑	↑	nc	~	↑	nc
Lepidoptera	↓	↓↓↓	↓	↑	↑	↓↓	~	↑↑↑
Diptera	↑	↑↑↑	↑↑↑	↑	↑	↑	↑	↓
Hymenoptera	↓↓	↓	↓	↑↑	↑	↑↑	↓	↑
Formicidae	↑	↓↓	↑↑	↓	↓	↓	↑↑↑	↓
Psocoptera	↑	↓↓↓	↑	↑	nc	↑	↓	↓
Isopoda	↓	↓	nc	↓	nc	nc	nc	nc
Isoptera	↑	↑	↑↑↑	↓	↑	↓	↓↓↓	↓↓
Orthoptera	↑↑↑	↓	↑↑↑	~	↑↑↑	↓	↑↑↑	↑
Blattodea	↓	↓↓	↑↑	nc	↓↓↓	↓	↓↓↓	↑
Larva Coleoptera	↓↓↓	↑	nc	nc	nc	nc	nc	↓
Larva Lepidoptera	↓	↓	nc	nc	nc	↓	nc	nc

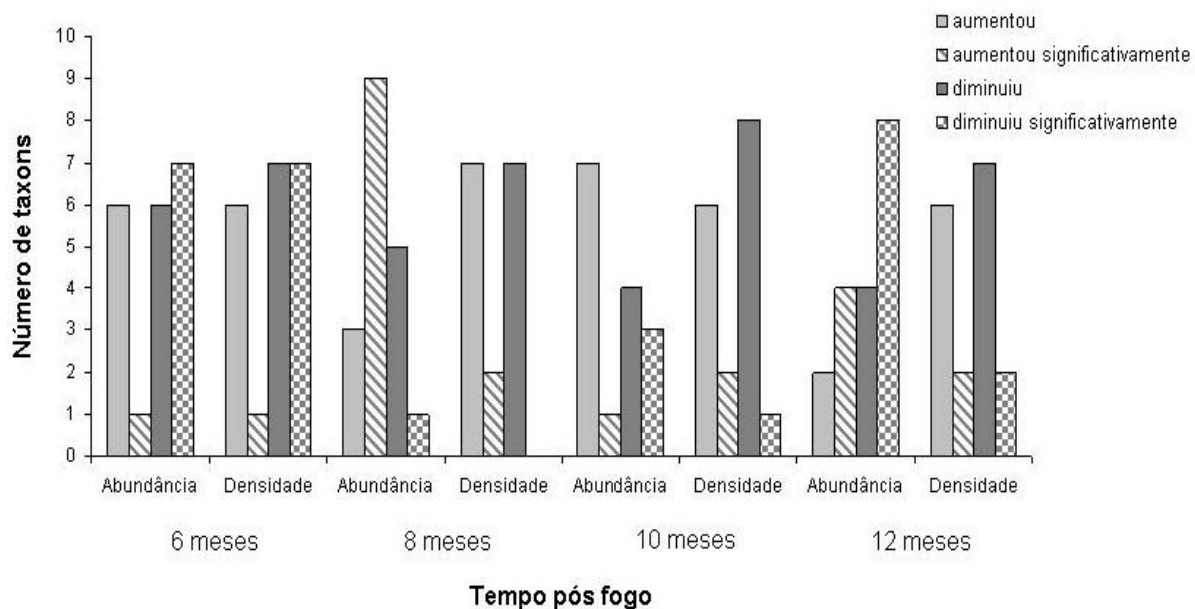


Figura 4. Representação gráfica dos resultados gerais dos taxons de artrópodes favorecidos e prejudicados pelo fogo.

5.2.3 Efeitos do Fogo sobre Grupos Funcionais de Artrópodes

Seis meses após o fogo houve uma redução significativa na abundância (*pitfall*) de macropredadores (MP) na parcela queimada, mas os engenheiros de ecossistema (EE) e os transformadores de serrapilheira (TS) não sofreram modificações significativas (Tabela 7). Nenhum dos grupos funcionais mostrou modificação significativa em suas densidades (Tabela 8).

Oito meses após o fogo os MP, EE e TS mostraram aumento significativo em abundância e suas densidades seguiram o mesmo padrão, exceto para os TS. Com o passar do tempo, as mudanças continuaram acontecendo, e após dez meses de fogo também ocorreram mudanças significativas na parcela queimada: a abundância dos MP reduziu, enquanto que a abundância de TS aumentou (Tabela 3). Assim como seis meses após o

fogo, nenhum dos grupos apresentou mudanças significativas em suas densidades (Tabela 8).

Doze meses após o fogo ainda foi possível notar mudanças significativas nos grupos funcionais de artrópodes: os EE e TS declinaram em abundância e densidade (embora para TS a densidade não tenha sido significativa), enquanto que os predadores aumentaram em abundância e densidade (Tabelas 7 e 8).

Tabela 7. Médias (\pm desvio padrão) do número de indivíduos dos grupos funcionais de artrópodes coletados com o método de *pitfall* nas parcelas controle e queimada e teste de Mann-Whitney. Os resultados significativos estão destacados.

Grupo funcional	6 meses pós-fogo			8 meses pós-fogo			10 meses pós-fogo			12 meses pós-fogo		
	Controle	Queimada	Mann-Whitney (U; P)	Controle	Queimada	Mann-Whitney (U; P)	Controle	Queimada	Mann-Whitney (U; P)	Controle	Queimada	Mann-Whitney (U; P)
Predadores	110,72 \pm 50,83	84,22 \pm 68,83	449,50; = 0,01	48,74 \pm 9,09	190,97 \pm 342,30	208,5; < 0,001	130,00 \pm 69,04	117,81 \pm 118,14	607,5; < 0,05	210,29 \pm 421,85	332,06 \pm 232,16	314,50; < 0,001
Engenheiros	112,86 \pm 61,15	110,76 \pm 89,30	609,5; > 0,05	7,56 \pm 7,77	25,00 \pm 106,73	538,5; < 0,05	0,03 \pm 0,15	0,93 \pm 4,97	858,00; > 0,05	11,03 \pm 15,54	4,80 \pm 14,24	658,50; < 0,001
Transformadores de serrapilheira	1,39 \pm 1,59	1,43 \pm 1,80	647,5; > 0,05	0,64 \pm 0,93	3,51 \pm 5,26	394,00; < 0,001	2,21 \pm 2,27	6,26 \pm 5,36	500,50; < 0,001	0,82 \pm 1,23	0,13 \pm 0,52	512,00; = 0,01

Tabela 8. Médias (\pm desvio padrão) da densidade (número de indivíduos por 0,25m²) dos grupos funcionais de artrópodes coletados com o método de funil de Berlese nas parcelas controle e queimada e teste de Mann-Whitney. Os resultados significativos estão destacados.

Grupo funcional	6 meses pós-fogo			8 meses pós-fogo			10 meses pós-fogo			12 meses pós-fogo		
	controle	queimada	Mann-Whitney (U; P)	controle	Queimada	Mann-Whitney (U; P)	Controle	queimada	Mann-Whitney (U; P)	Controle	Queimada	Mann-Whitney (U; P)
Predadores	41,50 \pm 31,28	68,97 \pm 174,92	361,50; > 0,05	19,32 \pm 14,36	89,63 \pm 31,13	290,50; < 0,001	89,78 \pm 31,28	105,87 \pm 57,76	567,00; > 0,05	477,12 \pm 522,18	866,43 \pm 957,01	630,0; < 0,05
Engenheiros	12,18 \pm 10,22	14,28 \pm 26,12	334,0; > 0,05	8,05 \pm 11,89	12,87 \pm 63,64	584,00; < 0,05	4,78 \pm 15,72	3,74 \pm 5,79	338,50; > 0,05	9,54 \pm 13,13	3,22 \pm 9,11	453,00; < 0,001
Transformadores de serrapilheira	3,18 \pm 4,41	2,78 \pm 4,68	420,50; > 0,05	1,19 \pm 4,49	0,11 \pm 0,42	786,00; > 0,05	0,22 \pm 0,58	0,07 \pm 0,25	381,5; > 0,05	0,21 \pm 0,51	0,15 \pm 0,53	806,50; > 0,05

6. DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo indicam drásticas modificações da estrutura da floresta após a ação do fogo. Mesmo um ano após do evento da queimada as variáveis medidas na floresta queimada ainda estavam significativamente diferentes da floresta não-queimada. Estes resultados certamente influenciaram as comunidades de artrópodes, já que estes possuem estreita relação com o ambiente físico. Apesar de alguns grupos terem sido fortemente influenciados pela sazonalidade, nas análises dos efeitos do fogo, foi possível detectar modificações, já que na floresta queimada alguns grupos aumentaram outros reduziram em abundância e densidade. A seguir, estes resultados são discutidos no sentido de entender a sucessão da comunidade de artrópodes após o evento de fogo.

6.1 Estrutura da Vegetação

Inicialmente, observando cada parcela separadamente, os resultados mostram algumas variações entre os meses de coleta. Na parcela controle, a densidade de subarbustos foi semelhante nas duas medidas (6 e 12 meses pós-fogo), mas na parcela queimada esta densidade aumentou. Isto pode ser efeito da estação chuvosa, que juntamente com a maior incidência de luz provocada pela mortalidade das árvores, e maior introdução de nutrientes que o fogo proporciona com a queima do material vegetal (Uhl & Jordan, 1984), pode representar um estímulo ao crescimento de novos arbustos. A profundidade da serrapilheira também variou, e este resultado aconteceu nas duas parcelas, entretanto com resultados contrários: redução da serrapilheira na parcela controle e aumento da serrapilheira na parcela queimada. Apesar deste tipo de floresta produzir menos serrapilheira (menor queda de folhas) do que demais regiões da Amazônia (Balch *et al.*, 2008), o aumento do volume de serrapilheira na parcela queimada detectado neste

estudo pode ter duas prováveis explicações: (1) maior acúmulo de vegetais mortos, já que aqui foi detectada menor densidade de arbustos; (2) efeitos do processo de decomposição, pois na parcela controle, os processos que envolvem a redução do volume de serrapilheira não foram interrompidos, enquanto que na parcela queimada pode ter acontecido o contrário e a serrapilheira acumulou-se (veja discussão no Capítulo 3).

A comparação entre as parcelas mostrou diferenças significativas entre todas as variáveis (abertura do dossel, densidade de subarbusto e profundidade da serrapilheira) e coletas (6 e 12 meses pós-fogo). Isto indica o grau de perturbação a que uma floresta está sujeita após a ação sucessiva de incêndios. Na parcela queimada, o dossel mostrou-se três vezes mais aberto do que na parcela controle, indicando o drástico efeito do fogo recorrente sobre a vegetação. Esta abertura seria representada pela maior queda de folhas e mortalidade de árvores (Balch *et al.*, 2008). Por exemplo, em uma revisão de 14 estudos sobre os efeitos do fogo na estrutura da vegetação, Barlow & Peres (2006) verificaram alta taxa de mortalidade pós-fogo entre as árvores e este fator certamente contribuiu para uma maior abertura do dossel na floresta queimada observado neste estudo. A densidade de subarbustos e a profundidade da serrapilheira também seguiram o mesmo padrão, mostrando modificações pós-fogo. Portanto, mesmo decorrido um ano do fogo, a floresta não recuperou sua estrutura, tornando ainda visível seus efeitos.

Maior mortalidade de arbustos e de árvores de grande porte por sua vez, pode levar ao maior acúmulo de material combustível no solo. Isto aumenta a chance da floresta incendiar novamente, com incêndios sucessivos cada vez mais agressivos, chamado de *feedback* positivo (Uhl & Kauffman, 1990; Uhl, 1998; Cochrane & Schulze, 1999; Nepstad *et al.*, 1999 a, b; 2001; 2004; Peres, 1999; Cochrane, 2001; Ray *et al.*, 2005). Contraditoriamente, no mesmo sítio do presente estudo, Balch *et al.*, (2008) não

detectaram maior severidade em incêndios sucessivos, devido à redução de combustível no solo. Entretanto, mesmo com menor agressividade, ao longo do presente estudo será possível perceber que, mesmo com menor intensidade, incêndios freqüentes neste tipo de floresta causam redução de diversos grupos de artrópodes, com conseqüências para a decomposição e ciclagem de nutrientes.

A freqüência e a intensidade dos incêndios por sua vez, influenciam a recuperação da floresta e a direção da sucessão. Por exemplo, Barlow & Peres (2008) estudaram uma área perto de Santarém, Pará, com diferentes freqüências de fogo (1, 2 e 3 vezes). Em todas elas e em todas as idades pós-fogo (1 a 9 anos) detectaram severas mudanças no interior da floresta. Isto inclui alta mortalidade de arbustos, como neste estudo, e diferente composição da vegetação entre os tratamentos (embora não validados aqui). Seus resultados indicam que o fogo promove a perda de espécies de floresta primária, além do fato de que o recrutamento de plantas após o incêndio está ligado ao número de vezes que a floresta sofreu incêndios. Cochrane & Schulze (1998; 1999), Pinard *et al.* (1999); Barlow *et al.* (2003 a, b); Ivanauskas *et al.* (2003); Barlow & Peres, (2004, 2006) são outros exemplos de estudos que detectaram mudanças na estrutura e na composição da vegetação na floresta amazônica após a ação do fogo.

6.2 Artrópodes de Serrapilheira

6.2.1 Variação Dentro de Cada Parcela - Efeitos da Sazonalidade

De modo geral, em ambas as parcelas, grupos como aranhas, himenópteros, homópteros, dípteros, baratas, ácaros, colêmbolas, dermápteros, tisanópteros, e psocópteros, tornaram-se mais abundantes na estação chuvosa. Esta estação pode representar maior aporte de nichos para reprodução, nidificação e alimentação para estes

grupos. Por exemplo, colêmbolas, ácaros e tisanópteros (microartrópodes) são sensíveis a climas quentes e altas temperaturas (Seasted, 1984 a). As coletas feitas durante a estação chuvosa são as datas mais próximas do evento de fogo. Se estes grupos foram mais abundantes, mesmo em datas mais próximas ao fogo, significa que a estação chuvosa disponibiliza algum tipo de recurso que influencia a recolonização de áreas queimadas.

Já a estação seca tende a beneficiar poucos grupos como as formigas e besouros. Algumas formigas são beneficiadas por climas quentes (Hölldobler & Wilson, 1990) e podem aumentar em abundância durante a estação seca quando há maior disponibilidade de microhabitats com altas temperaturas.

Este estudo indica que a artropofauna de serrapilheira de uma floresta tropical apresenta grande variação sazonal, corroborando resultados de Fredericksen & Fredericksen (2002) em uma floresta tropical na Bolívia. Assim, a estação de amostragem pode exercer grande influência sobre a compreensão dos efeitos da antropização sobre a biodiversidade (veja Barlow *et al.*, 2007).

6.2.2 Variação entre as Parcelas - Efeitos do Fogo

Assim como os estudos levantados nos últimos 25 anos e citados nas seções anteriores, a recolonização de áreas queimadas parece estar ligada a mudanças na vegetação e na estrutura da floresta em geral após a supressão do fogo (*e. g.* Majer, 1984; Seasted, 1984 b; Collett *et al.*, 1993). Por exemplo, seis meses após o incêndio, quando ainda era possível notar pouco acúmulo de serrapilheira e de arbustos, a abundância e a densidade de diversos táxons foram significativamente afetadas. Apesar de a relação entre vegetação e abundância de artrópodes não ter sido relacionada aqui, os resultados da artropofauna certamente estão ligados à sucessão da vegetação após os incêndios, a

abundância de recursos disponíveis e a mudanças da estrutura da floresta que está diretamente ligada a aspectos físicos como temperatura e umidade. Chown (2001) demonstrou que altas temperaturas interferem enormemente na capacidade de adaptação de insetos e que estes são mais sensíveis a altas temperaturas do que se pensava anteriormente. Burghouts *et al.* (1992) detectaram redução da abundância de diversos invertebrados em uma serrapilheira menos úmida e menos espessa em uma floresta tropical na Malásia. Sayer *et al.* (2006) também observaram redução significativa na abundância de microartrópodes em serrapilheira menos volumosa em uma floresta tropical no Panamá. Assim, a artropofauna responde a este novo ambiente de maneira diferente a cada momento, certamente em resposta a modificações da floresta.

Além dos efeitos da estrutura da floresta sobre os artrópodes, é importante lembrar da mortalidade direta causada pelas chamas. Muitos predadores que se alimentam de ovos, larvas e de outros invertebrados - destruídos juntamente com a serrapilheira - em geral mostram declínio em áreas queimadas (Swengell, 2001). Neste grupo estão incluídos alguns gafanhotos, formigas, aranhas, pseudoescorpiões e besouros (*e. g.* Abbot *et al.*, 1984; Bock & Bock, 1991; Dunwiddie, 1991; Neumann and Tolhurst, 1991; Collet *et al.*, 1993; Collett, 1998; New *et al.*, 1998; York, 1999; Andersen & Müller, 2000; Apigian *et al.*, 2006). Alguns resultados deste estudo, portanto, são semelhantes àqueles descritos na literatura, pois vários destes grupos mostraram o mesmo padrão seis meses após o fogo.

Nas coletas seguintes, não foram observadas modificações significativas de muitos táxons. Estes resultados podem estar novamente relacionados à modificações da estrutura da vegetação com novos arbustos e maior cobertura do solo pela serrapilheira permitindo uma recolonização da artropofauna. Neste processo, alguns grupos podem ser beneficiados. Por exemplo, a vegetação arbustiva pode ser atraente para alguns homópteros

que nidificam em arbustos (Swengell, 2001) e após um momento de declínio na primeira coleta, este grupo não mostrou o mesmo padrão nas coletas seguintes. Os coleópteros também mostraram recuperação nas áreas queimadas, um resultado similar ao de outros estudos (Hanula *et al.*, 2002; Sullivan *et al.*, 2003; Apigian *et al.*, 2006). Alguns destes insetos fazem oviposição em troncos de árvores e possuem visão infra-vermelha. Assim, o fogo atua como atrativo para alguns besouros (Swengel, 2001). Os ortópteros foram beneficiados em todas as datas pós-fogo. Assim como os resultados de Andersen *et al.* (1989), a família Acrididae pode ter sido enormemente favorecida, já que seus ovos ficam protegidos no solo. Fredericksen & Fredericksen (2002) também observaram favorecimento de ortópteros em uma floresta tropical na Bolívia, mesmo quatro anos pós-fogo.

Para todos os estudos conduzidos em diversos biomas e em diferentes datas pós-fogo os colêmbolas foram os mais prejudicados. Isto porque são extremamente dependentes da umidade e os biomas estudados têm clima mais seco: pradaria nos Estados Unidos (Dunwiddie, 1991) e na Nova Zelândia (Barratt *et al.*, 2006), em floresta de eucalipto australiana (Collett, 1998) e em floresta de coníferas nos Estados Unidos (Coleman & Rieske 2006). Entretanto, os resultados aqui apresentados mostraram que os microartrópodes são mais sensíveis aos efeitos da sazonalidade do que aos efeitos do fogo, contrariando resultados de outros biomas. Lamentavelmente, não há estudos em florestas tropicais que abordam os efeitos do fogo sobre microartrópodes, inviabilizando comparações.

Dentre todos os artrópodes coletados, os dermápteros se mostraram mais susceptíveis ao fogo, sendo menos coletados em quase todas as datas pós-fogo. Estes artrópodes são em sua maioria predadores (Collett, 2003) e podem ter tido seu nicho

alimentar reduzido. Resultados semelhantes foram encontrados por Collett (2003) em uma floresta de eucalipto após dois eventos de fogo.

Um ano após o fogo, ainda foi possível observar declínio de alguns grupos como aranhas, ácaros, escorpiões, colêmbolas, dermápteros, homópteros, hemípteros e isópteros. Possivelmente estes resultados estão relacionados à composição da vegetação que rebrota após o fogo e a qualidade da serrapilheira acumulada sobre o solo. Estes resultados divergem de Haugaasen *et al.*, (2003) que observaram declínio somente na biomassa de besouros, baratas, dípteros, formigas e larvas de Lepidoptera um ano após uma incidência de fogo de alta intensidade perto de Santarém, Pará.

Nos estudos conduzidos em outros biomas alguns resultados são similares aos resultados deste estudo. Entretanto, é difícil reconhecer padrões, pois os estudos usam diferentes métodos de coleta (a maioria deles usa somente *pitfall*, mas com diferentes dias de exposição no campo), diferentes datas pós-fogo e conseqüentemente diferentes números de expedições ao campo, e muitos não estudaram os efeitos sazonais sobre os artrópodes. Muitos deles usaram áreas muito pequenas para levantamento da artropofauna, em geral vizinhas a áreas não-perturbadas. Já que em vários destes estudos houve semelhança entre áreas queimadas e não-queimadas, os resultados podem ter sido subestimados.

Também para florestas tropicais é difícil reconhecer padrões, pelos mesmos motivos. Os dois únicos estudos desta natureza conduzidos em florestas tropicais com idade pós-fogo de um e quatro anos, usaram métodos de coleta diferentes, também inviabilizando comparações mais precisas (Fredericksen & Fredericksen 2002; Haugaasen *et al.*, 2003).

6.2.3 Impactos do Fogo sobre Grupos Funcionais de Artrópodes

Os resultados para grupos funcionais de artrópodes também indicam variação nas datas pós-fogo. Entretanto, é possível observar um crescente aumento de macropredadores, em ambos os métodos de coleta. Estes resultados certamente estão influenciados pelo aumento expressivo no número de formigas e besouros coletados tanto com *pitfall* como funil de Berlese.

Estes resultados também podem ser vistos de maneira complementar sobre as respostas da artropofauna ao fogo. As armadilhas de queda (*pitfall*) coletam animais ativos enquanto que os funis de Berlese coletam animais mais sedentários (Bignell *et al.*, 2000). Desta maneira, em um primeiro momento pós-fogo, os animais mais ativos, como MP são mais afetados. Já os animais mais sedentários podem se abrigar do fogo em tocas, por exemplo e em um primeiro momento serem beneficiados. Dawes-Gromadzki (2007) também detectaram redução de MP, além de TS duas semanas após o fogo em uma savana australiana. Como os MPs foram beneficiados em datas posteriores neste estudo (8, 10 e 12 meses), é possível que tenha aumentado a disponibilidade de presas ou outro recurso. Este pode ter sido o motivo pelo qual os EE e TS declinaram na parcela queimada, já que EEs e TSs são predados por MPs. Se isto for verdade, o beneficiamento de MP pode ter conseqüências para a manutenção da floresta em longo prazo, já que os EE e TS são de extrema importância para o processo de redução do volume de serrapilheira e ciclagem de nutrientes em florestas tropicais.

6.2.3 Prioridades para Futuras Pesquisas

Os resultados deste estudo mostram quatro importantes conclusões:

(1) a amostragem de artrópodes deve ser feita empregando-se diferentes métodos de coleta. Por exemplo, na coleta de seis meses pós-fogo, dos sete resultados significativos, apenas os hemípteros, homópteros e coleópteros apresentaram o mesmo padrão para coleta feita com *pitfall* e funil de Berlese (redução). Os resultados para oito e dez meses pós-fogo não apresentaram o mesmo padrão para nenhum táxon. Após um ano de fogo apenas colêmbolas e isópteros apresentaram semelhança na resposta (redução). Isto mostra que o uso de diferentes métodos de coleta pode revelar padrões diferentes nas respostas a perturbações. Estas informações somadas, permitem uma maior compreensão dos efeitos de perturbações sobre artrópodes. Resultados diferentes entre métodos de amostragem também foram encontrados por York (1999) em uma floresta de eucalipto australiana atingida pelo fogo;

(2) a necessidade de se fazer amostragens com replicações sazonais e analisar os efeitos da estação, já que muitos dos grupos aqui analisados tiveram forte efeito da estação aliado ao efeito do fogo, corroborando resultados encontrados por Fredericksen & Fredericksen (2002) em floresta tropical.

(3) a necessidade de acompanhar a sucessão da artropofauna por períodos superiores a apenas uma data pós-fogo, já que a floresta modifica com o passar do tempo, permitindo a recolonização de diferentes grupos da artropofauna;

(4) a necessidade urgente de mais estudos sobre os impactos do fogo sobre artrópodes de serrapilheira em outras florestas tropicais. Isto porque quase todas as comparações usadas aqui são feitas com estudos de outros biomas. Estes biomas possuem diferentes regimes de chuva, temperatura, composição florística, enfim, diversas

características que direta ou indiretamente influenciam a composição da fauna de artrópodes.

7. CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo indicam que os artrópodes em geral não apresentam redução significativa na floresta queimada em todas as datas pós-fogo. Portanto, H1 rejeitada. Entretanto estes resultados certamente estão influenciados pelo alto número de formigas e besouros coletados.

As análises dos grupos funcionais indicam que, em termos de número de indivíduos, os macropredadores foram enormemente favorecidos pelo fogo, enquanto que os transformadores de serrapilheira e engenheiros do ecossistema foram prejudicados. Portanto, H2 aceita.

8. LITERATURA CITADA

ABBOT, I.; BURBIDGE, T.; STREHLOW, K.; MELLICAN, A. & WILLS, A. 2003. Logging and burning impacts on cockroaches, crickets and grasshoppers and spiders in Jarrah forest western Australia. **Forest Ecology and Management**, 174: 383-99.

ABBOTT, I. 1984. Changes in the abundance and activity of certain soil and litter fauna in the Jarrah forest of Western Australia after a moderate intensity fire. **Australian Journal of Soil Research**, 22: 463-69.

ANDERSEN, A. N. 1991. Responses of ground-foraging ant communities to three experimental fire regimes in a savanna forest of tropical Australia. **Biotropica**, 23(4): 575-85.

- ANDERSEN, A. N. & MÜLLER, W. J. 2000. Arthropod responses to experimental fire regimes in an Australian tropical savannah: ordinal-level analysis. **Austral Ecology**, 25: 199-209.
- ANDERSON, R. C.; LEAHY, T. & DILLION, S. S. 1989. Number and biomass of selected insect groups on burned and unburned sand prairie. **American Midland Naturalist**, 122(1): 151-62.
- APIGIAN, K. O.; DAHLSTEN, D. L. & STEPHENS, S. L. 2006. Fire and fires surrogate treatment effects on leaf litter arthropods in a western Sierra Nevada mixed-conifer forest. **Forest Ecology and Management**, 221: 110-22.
- BALCH, J. K.; NEPSTAD, D.; BRANDO, P. M.; CURAN, L. M.; PORTELA, O. F.; DE CARVALHO JR., O. & LEFEBVRE, P. 2008. A negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. **Global Change Biology**.
- BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; ARAÚJO, I. S.; ÁVILA-PIRES, T. C.; BONALDO, A. B.; COSTA, J. E.; ESPOSITO, M. C.; FERREIRA, L. V.; HAWES, J.; HERNANDEZ, M. I. M.; HOOGMOED, M. S.; LEITE, R. N.; LO-MAN-HUNG, N. F.; MALCOLM, J. R.; MARTINS, M. B.; MESTRE, L. A. M.; MIRANDA-SANTOS, R.; NUNES-GUTJAHR, A. L.; OVERAL, W. L.; PARRY, L.; PETERS, S. L.; RIBEIRO-JÚNIOR, M. A.; DA SILVA, M. N. F.; DA SILVA-MOTTA, C. & PERES, C. A. 2007 b. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of National Academy of Science**, 104(47): 18555-60.
- BARLOW, J.; LAGAN, B. O. & PERES, C. A. 2003 b. Morphological correlates of fire-induced tree mortality in a central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, 19: 291-99.

- BARLOW, J. & PERES, C. A. 2004. Ecological responses to El Nino-induced surface fires in central Brazilian Amazonia: management implications for flammable tropical forests. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences**, 359(1443): 367-80.
- BARLOW, J. & PERES, C. A. 2006. Effects of single and recurrent wildfires on fruit production and large vertebrate abundance in a central Amazonian forest. **Biodiversity and Conservation**, 15(3): 985-1012.
- BARLOW, J. & PERES, C. A. 2008 a. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, 363: 1767-1784.
- BARLOW, J.; PERES, C. A.; LAGAN, B. O. & HAUGAASEN, T. 2003 a. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. **Ecology Letters**, 6(1): 6-8.
- BARRATT, B. I. P.; TOZER, P. A.; WIEDEMER, R. L.; FERGUSON, C. M. & JONHSTONE, P. D. 2006. Effects of fire on microarthropods in New Zealand indigenous grassland. **Rangeland Ecology & Management**, 59: 383-91.
- BIGNELL, D.; WIDODO, E.; X., S. F. & H., S. 2000. Soil macrofauna: ground-dwelling ants, termites, other macroarthropods and earthworms. *In: Above-Ground Biodiversity Assessment Working Group Summary Report 1996–99: Impact of Different Land Uses on Biodiversity* (ed A. N. GILLISON), pp. 91–127. International Centre for Research in Agroforestry (ICRAF), Nairobi.
- BLANCH, K. R.; ANDERSEN, A. L. & LUDWIG, J. A. 2001. Rainfall-contingent detection on fire impacts: responses of beetles to experimental fire regimes. **Ecological Applications**, 11(1): 86-96.

- BOCK, C. E. & BOCK, J. H. 1991. Response of grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) to wildfire in a Southeastern Arizona grassland. **American Midland Naturalist**, 125(1): 162-67.
- BURGHOUTS, T.; EARNSTING, G.; KORTHLIS, G. & DE VRIES, T. 1992. Litterfall, leaf litter decomposition and litter invertebrates in primary and selectively logged dipterocarp forest in Sabah, Malaysia. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London- Biological Sciences**, 335(1275): 407-16.
- CHOWN, S. L. 2001. Physiological variation in insects: hierarchical levels and implications. **Journal of Insect Physiology**, 47: 649-60.
- COCHRANE, M. A. 2001. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. **Conservation Biology**, 15: 1515-21.
- COCHRANE, M. A. & SCHULZE, M. D. 1998. Forest fires in the Brazilian Amazon. **Conservation Biology**, 12(5): 948-50.
- COCHRANE, M. A. & SCHULZE, M. D. 1999. Fire as a current event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass and species composition. **Biotropica**, 31(1): 2-16.
- COLEMAN, D. C. & RIESKE, L. K. 2006. Arthropod response to prescription burning at the soil-litter interface in oak-pine forests. **Forest Ecology and Management**, 233: 52-60.
- COLLETT, N. 2003. Short and long-term effects of prescribed fires in autumn and spring on surface-active arthropods in dry sclerophyll eucalypt forest of Victoria. **Forest Ecology and Management**, 182: 117-38.

- COLLETT, N. G. 1998. Effects of two short rotation prescribed fires in autumn on surface-active arthropods in dry sclerophyll eucalypt forest of west-central Victoria. **Forest Ecology and Management**, 107: 253-73.
- COLLETT, N. G. & NEUMANN, F. G. 1995. Effects of two spring prescribed fires on epigeal Coleoptera in dry sclerophyll eucalypt forest in Victoria, Australia. **Forest Ecology and Management**, 76: 69-85.
- COLLETT, N. G.; NEUMANN, F. G. & TOLHURST, K. G. 1993. Effects of two short rotation prescribed fires in spring on surface-active arthropods and earthworms in dry sclerophyll eucalypt forest of west-central Victoria. **Australian Forestry**, 56: 49-60.
- COTEAUX, M.-M.; BOTTNER, P. & BERG, B. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. **Tree**, 10(2): 63-66.
- CUESTA, D.; TABOADA, A.; CALVO, L. & SALGADO, J. M. 2006. Short-term effects of fire on arthropods in *Calluna*-heathlands in NW Spain. **Forest Ecology and Management**, 234S: S186.
- DAWES-GROMADZKI, T. 2007. Short-term effects of low intensity fire on soil macroinvertebrate assemblages in different vegetation patch types in an Australian tropical savanna. **Austral Ecology**, 32: 663-68.
- DRESS, W. J. & BOERNER, R. E. J. 2004. Patterns of microarthropod abundance in oak-hickory forest ecosystems in relation to prescribed fire and landscape position. **Pedobiologia**, 48: 1-8.
- DUNWIDDIE, P. W. 1991. Comparisons of aboveground arthropods in burned, mowed and untreated sites in sandplain grasslands on Nantucket Islands **American Midland Naturalist**, 125(2): 206-12.

- FREDERICKSEN, N. J. & FREDERICKSEN, T. S. 2002. Terrestrial wildlife responses to logging and fire in a Bolivian tropical humid forest. **Biodiversity and Conservation**, 11: 27-38.
- GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; PARRY, L. W. & PERES, C. A. 2007. Predicting the uncertain future of tropical forest in a data vacuum. **Biotropica**, 39(1): 25-30.
- HANULA, J. & WADE, D. D. 2003. Influence of long-term dormant-season burning and fire exclusion on ground-dwelling arthropod populations in longleaf pine flatwoods ecosystems. **Forest Ecology and Management**, 175: 163-84.
- HANULA, J. L.; MEEKER, J. R.; MILLER, D. R. & BARNARD, A. L. 2002. Association of wildfire with tree health and number of pine bark beetles, reproduction weevils and their associates in Florida. **Forest Ecology and Management**, 170: 233-47.
- HAUGAASEN, T.; BARLOW, J. & PERES, C. A. 2003. Effects of surface fires on understory insectivorous birds and terrestrial arthropods in central Brazilian Amazonia. **Animal Conservation**, 6: 299-306.
- HÖLLDOBLER, B. & WILSON, E. O. 1990. **The Ants** Cambridge, Harvard University Press.
- IVANAUSKAS, N. M.; MONTEIRO, R. & RODRIGUES, R. R. 2003. Alterations following a fire in a forest community of Alto Xingu. **Forest Ecology and Management**, 184: 239-50.
- KREMEN, C.; COLWELL, R. K.; ERWIN, T. L.; MURPHY, D. D.; NOSS, R. F. & SANJAYAN, M. A. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. **Conservation Biology**, 7: 797-808.

- LAVELLE, P.; BIGNELL, D.; LEPAGE, M.; WOLTERS, V.; ROGER, P.; INESON, P.; HEAL, O. W. & DHILLION, S. 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. **European Journal of Soil Biology**, 33(4): 159-93.
- MAJER, J. D. 1984. Short-term responses of soil and litter invertebrates to a cool autumn burn Jarrah (*Eucalyptus marginata*) forest in Western Australia. **Pedobiologia**, 26: 229-1984.
- MOIR, M. L.; BRENNAN, K. E. C. & WITTKUHN, R. S. 2006. Fire refugia: the mechanism governing animal survivorship in a highly flammable understorey plant. **Forest Ecology and Management**, 234: 166-???
- MOUTINHO, P. 1998. Impactos da formação de pastagens sobre a fauna de fromigas: conseqüências para a recuperação florestal na Amazônia oriental. *In: Floresta Amazônica: dinâmica, regeneração e manejo* (ed C. M. GASCON, P.), pp. p. 155-70. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, Manaus, Manaus-AM.
- NADEAU, L.; CUSHING, P. E. & KONDRATIEFF, B. C. 2006. Effects of fire disturbance on grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) assemblages of the commanched national grasslands, Colorado. **Journa of the Kansas Entomological Society**, 79(1): 2-12.
- NEPSTAD, D.; VERÍSSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P.; POTTER, C.; MOUTINHO, P.; MENDOZA, E.; COCHRANE, M. & BROOKS, V. 1999 *a*. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, 38: 505-08.
- NEPSTAD, D. C.; LEFEBVRE, P.; DA SILVA, U. I.; TOMASELLA, J.; SCHLESINGER, P.; SOLORZANO, L.; MOUTINHO, P.; RAY, D. & BENITO, J. G. 2004. Amazon drought and

- its implication for forest flammability and tree growth: a basin wide analysis. **Global Change Biology**, 10: 704-17.
- NEPSTAD, D. C.; MOREIRA, A. G. & ALENCAR, A. A. 1999 *b*. **Floresta em chamas: origens, impacto e prevenção do fogo na Amazônia**, 2o edn. Programa Piloto para a Proteção das Florestas do Brasil: Brasília, Brasil.
- NEPSTAD, N.; CARVALHO, G.; BARROS, A. C.; ALENCAR, A.; CAPOBIANCO, J. P.; BISHOP, J.; MOUTINHO, P.; LEFEBVRE, P.; SILVA JR., U. L. & PRINS, E. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, 154: 395-407.
- NEUMANN, F. G.; COLLETT, N. G. & TOLHURST, K. G. 1995. Coleoptera in litter of dry sclerophyll eucalypt forest and the effects of low-intensity prescribed fire on their activity and composition in west-central Victoria. **Austral Forestry**, 58: 83-98.
- NEUMANN, F. G. & TOLHURST, K. 1991. Effects of fuel reduction burning on epigeal arthropods and earthworms in dry sclerophyll eucalypt forest of west-central Victoria **Austral Ecology**, 16(3): 315-30.
- NEW, K. & HANULA, J. L. 1998. Effect of Time Elapsed after Prescribed Burning in Longleaf Pine Stands on Potential Prey of the Red-Cockaded Woodpecker. **Southern Journal of Applied Forestry**, 22(3): 175-83.
- NIWA, C. G. & PECK, R. W. 2002. Influence of prescribed fire on carabid beetles (Carabidae) and spider (Araneae) assemblages in forest litter in southwestern Oregon. **Community and Ecosystem Ecology**, 31(5): 785-96.

- ORGEAS, J. & ANDERSEN, A. L. 2001. Fire and biodiversity: responses of grass-layer beetle to experimental fire regimes in an Australian tropical savanna. **Journal of Applied Ecology**, 38: 49-62.
- PERES, C. A. 1999. Ground fires as agent of mortality in a central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, 14(4): 535-41.
- PERRY, D. A. 1998. The scientific basis of forestry. **Annual Review of Ecology and Systematic**, 29(435-466).
- PINARD, M. A.; PUTZ, F. E. & LICONA, J. C. 1999. Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia. **Forest Ecology and Management**, 116: 247-52.
- RAY, D.; NEPSTAD, D. & MOUTINHO, P. 2005. Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. **Ecological Applications**, 15(5): 1664-978.
- SAYER, E. J.; TANNER, E. V. J. & LACEY, A. L. 2006. Effects of litter manipulation on early-stage decomposition and meso-arthropod abundance in a tropical moist forest. **Forest Ecology and Management**, 229: 285-93.
- SEASTEDT, T. R. 1984 a. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. **Annual Review of Entomology**, 29: 25-46.
- SEASTEDT, T. R. 1984 b. Belowground Macroarthropods of Annually Burned and Unburned Tallgrass Prairie. **American Midland Naturalist**, 111(2): 405-08.
- SIEMANN, E.; HAARSTAD, J. & TILMAN, D. 1997. Short-term and long-term effects of burning on oak-savanna arthropods. **American Midland Naturalist**, 137(2): 349-61.

- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. 1995. Biometry: the principles and practices of statistics in biological research W. A. Freeman: New York.
- SWENGELL, A. B. 2001. A literature review of insect responses to fire, compared to other conservation managements of open habitat. **Biodiversity and Conservation**, 10: 1141-69.
- UHL, C. 1998. Perspectives on Wildfire in the Humid Tropics. **Conservation Biology**, 12(5): 942-43.
- UHL, C. & JORDAN, C. F. 1984. Succession and Nutrient Dynamics Following Forest Cutting and Burning in Amazonia. **Ecology**, 65(5): 1476-90.
- UHL, C. & KAUFFMAN, J. B. 1990. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. **Ecology**, 71(2): 437-49.
- VASCONCELOS, H. L. & LAURANCE, W. F. 2005. Influence of habitat, litter type and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. **Oecologia**, 144: 456-62.
- WARREN, S. D.; SCIFRES, C. J. & TEEL, P. D. 1987. Response of grassland arthropods to burning: a review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 19: 105-30.
- YORK, A. 1999. Long-term effects on frequent low-intensity burning on the abundance of litter-dwelling invertebrates in coastal blackbutt forests southeastern Australia. **Journal of Insect Conservation**, 3: 191-99.

CAPÍTULO 3

EFEITOS DO FOGO SOBRE A FAUNA DE FORMIGAS

1. INTRODUÇÃO

No capítulo anterior foi feita uma abordagem acerca dos impactos do fogo sobre artrópodes de serrapilheira. As análises foram conduzidas utilizando-se o nível taxonômico de Ordem, o que possibilitou uma visão ampla sobre os efeitos do fogo recorrente sobre os artrópodes em termos de número de indivíduos. Esta identificação ainda foi útil para estreitar a visão sobre os efeitos do fogo, com o objetivo de entender o papel dos artrópodes no funcionamento do ecossistema e os efeitos do fogo sobre os mesmos, onde os artrópodes foram classificados em grupos funcionais.

Apesar de diversos grupos identificados no nível taxonômico de ordem apresentarem recuperação pós-fogo em termos de abundância e densidade, alguns estudos em biomas variados indicam que apenas algumas poucas famílias ou espécies são beneficiadas, resultando em uma recuperação em abundância e densidade para o grupo todo, mas também em uma completa modificação na composição da artropofauna, como por exemplo, para formigas, (Andersen, 1991), borboletas (Cleary & Genner 2004), gafanhotos (Evans, 1984) e besouros, (Orgeas & Andersen, 2001).

Neste capítulo, o intuito foi aprofundar a visão sobre os impactos do fogo sobre artrópodes de serrapilheira. Para tanto, a Família Formicidae foi escolhida, já que as formigas desempenham importantes papéis em ecossistemas tropicais.

As formigas (Hymenoptera: Formicidae) são insetos abundantes em florestas tropicais. Em um único hectare de floresta da Amazônia podem ser encontradas mais de oito milhões de formigas (Hölldobler & Wilson, 1990) e em uma única árvore, mais espécies do que em toda a Inglaterra (Wilson, 1994). Em um quilômetro quadrado de floresta brasileira existem mais espécies de formigas do que espécies de primata em todo o planeta (Wilson, 1975). Juntamente com os cupins, estes insetos contribuem com um terço da biomassa animal da floresta amazônica (Fittkau & Klinge, 1973; Stork, 1988; Hölldobler & Wilson, 1990), sendo o grupo dominante de troncos e copas das árvores (Hölldobler & Wilson, 1990; Wilson, 1994; Harada & Adis, 1997; Guerrero, 1999). São insetos ricos em espécies e fazem parte de vários processos ecológicos de importância ecossistêmica como polinização, remoção e dispersão de sementes, controle de populações de outros artrópodes através da predação, e decomposição da serrapilheira através da quebra da matéria orgânica (Hölldobler & Wilson, 1990).

Estes insetos ocupam grande diversidade de nichos e habitats, apresentando respostas a perturbações ambientais que podem resultar em mudanças na composição de sua fauna (Fowler, 1993; Wilson, 1994; Majer, 1996; Andersen, 1997; Moutinho, 1998; Kalif *et al.*, 2001). Além disso, formigas são facilmente coletadas durante todo o ano (Majer, 1987) e exigem pouco esforço de coleta, sendo, portanto, boas indicadoras de modificações ambientais em florestas perturbadas (Underwood & Fisher, 2006).

1.1 Formigas como Indicadoras de Perturbações Ambientais

Diante da importância destes insetos para o ecossistema florestal, diversos estudos têm sido conduzidos comparando a fauna de formigas de ambientes perturbados, especialmente pela retirada de madeira e pela ação do fogo, sendo os últimos conduzidos

em grande parte na Austrália (Andersen, 1991; Neumann, 1992; York, 1994; Andersen, 1997; Vanderwoude *et al.*, 1997; Andrew *et al.* 2000; Parr *et al.* 2004; Andersen *et al.*, 2006; Barrow *et al.*, 2007). Tais estudos geralmente relacionam a estrutura do ambiente após o evento perturbador com a diversidade da fauna de formigas local.

Na Amazônia, a diversidade de formigas foi comparada em áreas de pastagem abandonadas com diferentes graus de recuperação. Por exemplo, Moutinho (1998) encontrou uma redução de 50% da riqueza de espécies de formiga em pastagem abandonada por quatro anos, quando comparada à floresta primária e floresta secundária, em Paragominas, Pará. As espécies responsáveis por tais modificações (riqueza e abundância) são pertencentes aos Gêneros *Solenopsis*, *Wasmannia* e *Pheidole*, tipicamente generalistas e com recrutamento em massa. Vasconcelos (1999) encontrou menor riqueza de espécies de formigas em pastagens abandonadas, em comparação com floresta primária, floresta secundária madura e floresta secundária jovem, em Manaus, Amazonas. No mesmo estudo também encontrou diferenças na composição das espécies, pois as pastagens e os demais ambientes possuíam apenas 1/3 de espécies em comum. Carvalho & Vasconcelos (1999) encontraram menor riqueza de espécies de formiga em fragmentos florestais do que em floresta primária contínua, em Manaus, Amazonas. No Pará, a exploração madeireira não planejada modificou em 37% a composição da fauna de formigas, provocando a substituição de diversas formigas de área não perturbada por formigas de hábitos generalistas e mais tolerantes a perturbações (Kalif *et al.*, 2001). Em Alter-do-Chão, Pará a incidência do fogo reduziu indiretamente a riqueza e modificou a composição da fauna de formigas, já que estas foram mais relacionadas ao tipo de vegetação pós-fogo do que a incidência deste (Vasconcelos *et al.* 2008). Assim, mudançasredução na riqueza e modificações na composição da fauna de formigas podem ser traduzidas como respostas a impactos causados por perturbações na floresta.

Como dito, as formigas atuam em diversos processos do ecossistema. Modificações na composição podem levar também a modificações aos serviços ecológicos prestados por estes insetos.

2. OBJETIVO ESPECÍFICO

a) Avaliar a riqueza e a composição da fauna de formigas nas parcelas controle e queimada.

3. HIPÓTESE

H1: a riqueza da fauna de formigas será menor na parcela queimada, e a composição será diferente entre as parcelas controle e queimada, com maior ocorrência de formigas generalistas na parcela queimada.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Coleta da Fauna de Formigas

As formigas foram coletadas seis meses e doze meses após a última queimada (estação chuvosa e seca, respectivamente), utilizando-se os mesmos métodos descritos para os artrópodes (Capítulo 2).

4.2 Análise dos Dados

Para as análises de riqueza da fauna de formigas foram utilizadas curvas cumulativas, baseadas no número de gêneros coletados por amostra, usando o programa EstimateS 7.0.

Os dados foram descritos como ausência/presença de cada gênero. Este tipo de análise se faz necessário, pois formigas são insetos sociais, com recrutamento em massa. A contagem do número de indivíduos de cada gênero implicaria em dar mais valor para espécies com maior eficiência no recrutamento, e isso não implicaria necessariamente em maior abundância. Portanto, análises de riqueza e composição da fauna de formigas devem ser baseadas em número de ocorrências nas armadilhas.

Para analisar a interferência da sazonalidade sobre a fauna de formigas coletadas com *pitfall* foi usado o teste do qui-quadrado, por se tratar de uma medida de abundância baseada em dados de presença/ausência (Sokal & Rohlf, 1995). Para avaliar esta mesma interferência sobre as formigas coletadas com funil de Berlese foi utilizado o teste de Mann-Whitney, por se tratar de uma medida de densidade baseada em dados de presença/ausência (Sokal & Rohlf, 1995).

Para análises de similaridade faunística com dados baseados em ausência/presença de formigas (ocorrência), em geral, o índice de Sorensen, é amplamente utilizado. Devido ao número amostral diferente entre parcelas e entre estações neste estudo, o índice de Jaccard é mais adequado, já que este se baseia na proporção de ocorrência de espécies entre as amostras (Ludwig & Reynolds, 1988).

Assim, o índice de Jaccard, expresso pela fórmula $C/A+B+C$, onde A: número de espécies exclusivas de da área 1, B: número de espécies exclusivas da área 2, e C: número

de espécies em comum, foi usado para expressar a similaridade da fauna entre as parcelas em cada estação de coleta (Ludwig & Reynolds, 1988).

5. RESULTADOS

Um total de 44 gêneros, distribuídos em oito subfamílias, foi coletado nos métodos de *pitfall* e Berlese (Tabela 1). A subfamília Myrmicinae foi a mais rica em gêneros (52,3%), seguida das subfamílias Ponerinae (15,9%), Formicinae (11,4%), Dolichoderinae e Ecitoninae (6,8% cada uma) e Pseudomyrmicinae, Paraponerinae e Ectatomminae (2,3% cada uma). Os cinco gêneros mais abundantes (número de ocorrências) foram *Pheidole* (15,9%), seguida de *Solenopsis* (12,7%), *Pachycondyla* (10,5%), *Camponotus* (7,7%) e *Crematogaster* (6,0%). Como o número de amostras entre as áreas é variável devido à perda de amostras, a ocorrência de gêneros de formiga em cada uma delas é apresentada na forma de porcentagem na Tabela 1. Na parcela queimada, em ambos os métodos de coleta, a riqueza da mirmecofauna foi menor na estação chuvosa (Figura 1). Portanto, os dados de cada estação serão apresentados separadamente, já que foi detectado efeito da estação de coleta (Tabela 1).

Tabela 1. Ocorrência de gêneros de formiga nas parcelas controle e queimada. Cada valor representa a porcentagem de ocorrência dos gêneros amostrados com os dois métodos de coleta (*pitfall* e funil de Berlese). Nas duas últimas linhas são apresentados o total de gêneros e número de gêneros exclusivos de cada parcela em comparação a outra parcela da mesma estação.

Táxon	Pitfall				Funil de Berlese			
	Controle		Queimada		Controle		Queimada	
	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca
Mirmicinae								
<i>Pheidole</i>	100,0	100,0	92,3	100,0	69,6	52,6	74,1	61,3
<i>Crematogaster</i>	47,2	54,1	12,8	59,1	8,7	18,4	-	29,0
<i>Atta</i>	27,7	67,6	41,0	59,1	-	-	-	-
<i>Solenopsis</i>	83,3	59,5	51,3	59,1	91,3	65,8	77,8	54,8
<i>Mycetosoritis</i>	19,4	32,4	25,6	22,7	-	-	-	3,2
<i>Mycocepurus</i>	38,8	35,1	12,8	38,6	13,0	2,6	-	3,2
<i>Strumigenys</i>	11,1	2,7	2,6	6,8	56,5	23,7	51,9	9,7

<i>Blepharidatta</i>	2,7	-	2,6	-	-	-	-	-
<i>Daceton</i>	2,7	2,7	-	2,3	-	-	-	-
<i>Wasmannia</i>	-	-	7,7	2,3	4,4	2,6	11,1	-
<i>Ephebomyrmex</i>	2,7	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachymyrmex</i>	5,5	29,7	-	9,1	-	2,6	-	-
<i>Apterostigma</i>	22,2	21,6	12,8	4,6	4,4	7,9	-	6,5
<i>Cyphomyrmex</i>	16,6	2,7	23,1	22,7	4,4	5,3	-	3,2
<i>Zacryptocerus</i>	2,7	5,4	-	6,8	-	2,6	-	3,2
<i>Basiceros</i>	-	2,7	-	-	-	-	-	-
<i>Rogeria</i>	11,1	-	-	-	4,4	5,3	-	-
<i>Sericomyrmex</i>	-	-	-	4,6	-	-	-	-
<i>Leptothorax</i>	-	5,4	-	-	-	-	-	-
<i>Myrmicocrypta</i>	-	-	-	2,3	-	-	-	-
<i>Acromyrmex</i>	-	-	-	2,3	-	-	-	-
<i>Mycetarotes</i>	-	-	-	2,3	-	-	-	-
<i>Mirmicinae</i> (n-ident.)	16,6	-	7,7	-	-	-	-	3,2
Ponerinae								
<i>Pachycondyla</i>	100,0	94,6	92,3	97,7	-	-	-	-
<i>Hypoponera</i>	5,6	2,7	5,1	11,4	91,3	7,9	-	3,2
<i>Odontomachus</i>	13,9	13,5	-	4,6	8,7	7,9	3,7	6,5
<i>Leptogenys</i>	2,8	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dinoponera</i>	-	-	-	2,3	-	-	-	-
<i>Acanthoponera</i>	-	-	-	2,3	-	-	-	-
<i>Gnamptogenys</i>	-	5,4	-	-	-	-	-	-
Formicinae								
<i>Camponotus</i>	47,2	78,4	66,7	86,4	-	-	-	-
<i>Paratrechina</i>	30,6	16,2	38,5	29,6	26,1	15,8	26,6	9,7
<i>Gigantiops</i>	5,6	51,4	5,1	45,5	-	-	-	-
<i>Brachymyrmex</i>	-	-	2,6	4,6	-	-	-	-
<i>c. harada</i>	2,8	10,8	-	9,1	-	-	-	-
Dolichoderinae								
<i>Tapinoma</i>	13,9	-	10,3	-	-	-	-	-
<i>Dolichoderus</i>	25,0	5,4	2,6	-	-	10,5	3,7	3,2
<i>Dolichoderus</i> (n. ident)	5,6	21,6	-	-	4,4	-	-	-
Ecitoninae								
<i>Nomamyrmex</i>	5,6	13,5	5,1	2,3	-	-	-	-
<i>Neivamyrmex</i>	13,9	5,4	7,7	6,8	-	5,3	-	-
<i>Eciton</i>	-	2,7	-	-	-	-	-	-
Pseudomyrmecinae								
<i>Pseudomyrmex</i>	2,8	10,8	-	11,4	-	-	-	-
Paraponerinae								
<i>Paraponera</i>	-	13,5	7,7	9,1	-	-	-	-
Ectatomminae								
<i>Ectatomma</i>	52,8	48,7	18,0	36,4	-	5,3	-	-
Total	31	30	24	32	13	18	7	14
Número de gêneros exclusivos	10	6	3	8	7	6	1	1

5.1 Influências da Sazonalidade sobre a Mirmecofauna

As formigas dos gêneros *Cyphomyrmex*, *Rogeria* e *Dolichoderus* apresentaram maior ocorrência na estação chuvosa ($X^2= 3,85$, $P< 0,05$; $X^2= 4,22$, $P< 0,05$; $X^2= 4,84$, $P<$

0,05, respectivamente) na parcela controle. Em contraste, a ocorrência de *Atta*, *Trachymyrmex* e *Gigantiops* foi significativamente maior na amostragem da estação seca ($X^2= 5,65$, $P < 0,05$; $X^2= 5,76$, $P < 0,05$; $X^2= 12,87$; $P < 0,01$, respectivamente) na parcela controle. Na parcela queimada, abundância nenhuma formiga apresentou ocorrência destacável durante a estação chuvosa. Em contraste, a ocorrência de *Crematogaster*, *Mycocepurus* e *Gigantiops* foi maior durante a estação seca ($X^2= 11,85$, $P < 0,01$; $X^2= 5,19$, $P < 0,05$; $X^2= 12,68$, $P < 0,01$, respectivamente).

Os resultados das formigas coletadas com funil de Berlese mostram que, na parcela controle, os gêneros *Strumigenys* e *Hypoponera* apresentaram maior ocorrência durante a estação chuvosa ($U= 293,5$, $P < 0,05$; $U= 72,5$, $P < 0,001$, respectivamente). Na estação seca, nenhuma formiga teve ocorrência destacável. Os resultados das formigas coletadas com funil de Berlese na parcela queimada indicam maior ocorrência de *Strumigenys* durante a estação chuvosa ($U= 322,5$, $P < 0,01$). Durante a estação seca nenhuma formiga apresentou ocorrência significativa.

Outras tendências também ficam evidentes a partir destas amostragens. Com o método de *pitfall*, apesar da baixa ocorrência, em ambas as parcelas, formigas do gênero *Blepharidatta* e *Tapinoma* só foram coletadas durante a estação chuvosa. Com o método de funil de Berlese, o gênero *Zacryptocerus* só foi coletado durante a estação seca, em ambas as parcelas, apesar da baixa ocorrência.

5.2 Influências do Fogo sobre a Mirmecofauna

Os resultados deste estudo indicam que o fogo recorrente promove a redução da riqueza de gêneros de formigas. Na parcela queimada, a coleta feita durante a estação chuvosa, (seis meses após o fogo) mostra uma sutil redução da riqueza de formigas

coletadas com *pitfall*, porém uma redução muito forte na riqueza de formigas coletadas com funil de Berlese (Figura 1). Contudo, estes mesmos efeitos não foram visíveis durante a estação seca.

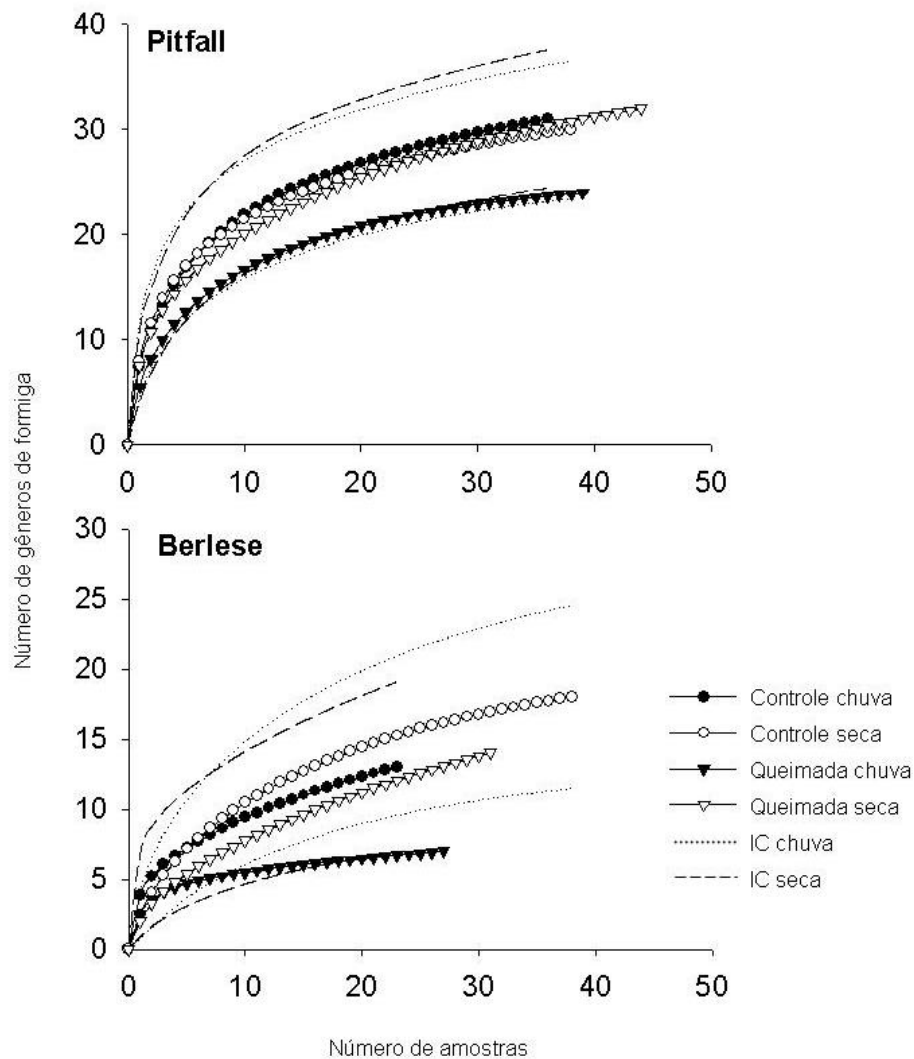


Figura 1. Curva cumulativa de gêneros de formiga em cada tipo de armadilha usada no estudo: *pitfall* e funil de Berlese, com intervalo de confiança (IC) para a parcela controle na estação chuvosa e estação seca.

A composição da fauna de formigas também foi modificada na parcela queimada.

Os dados resultantes da coleta com o método de *pitfall* mostram que, do total de gêneros

coletados nesta parcela durante a estação chuvosa, três (12,5%) são exclusivos da mesma. Durante a estação seca, o número de gêneros aumentou, e esta parcela passou a apresentar seis gêneros exclusivos (25%). Os dados resultantes da coleta com o método do funil de Berlese mostram que, do total de gêneros coletados na estação chuvosa, somente um é exclusivo da parcela queimada (14,2%). Resultados similares, com apenas um gênero exclusivo, e em proporção ainda menor (7,1%), foram observados durante a estação seca (Figura 2).

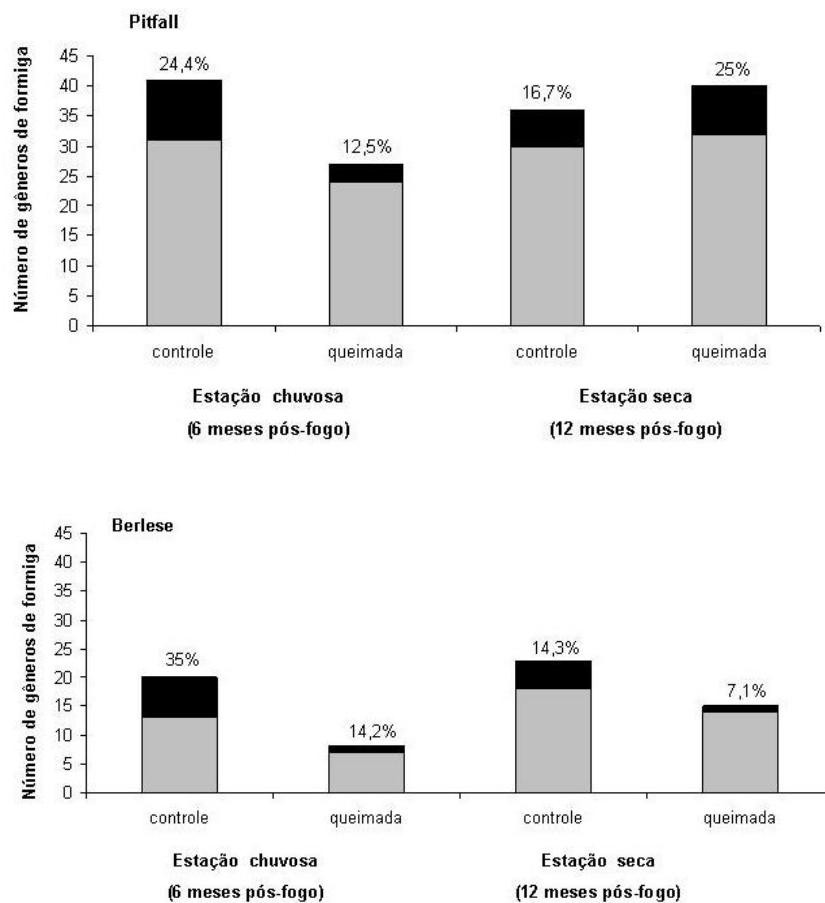


Figura 2. Gêneros de formigas coletados nas parcelas controle e queimada nas estações chuvosa e seca. Os gêneros comuns às duas parcelas estão representados pelas barras cinzas e os gêneros exclusivos de cada parcela estão representados pelas barras pretas. Os valores expressos em porcentagem representam os gêneros exclusivos de cada parcela.

A similaridade da mirmecofauna de serrapilheira entre as parcelas foi avaliada com base no índice de Jaccard. A fauna de formigas coletada com *pitfall* das parcelas controle e queimada apresentou 62% de similaridade na estação chuvosa e 63% na estação seca. Com o método de funil de Berlese estes valores foram de 43% e 65%, respectivamente (Figura 3).

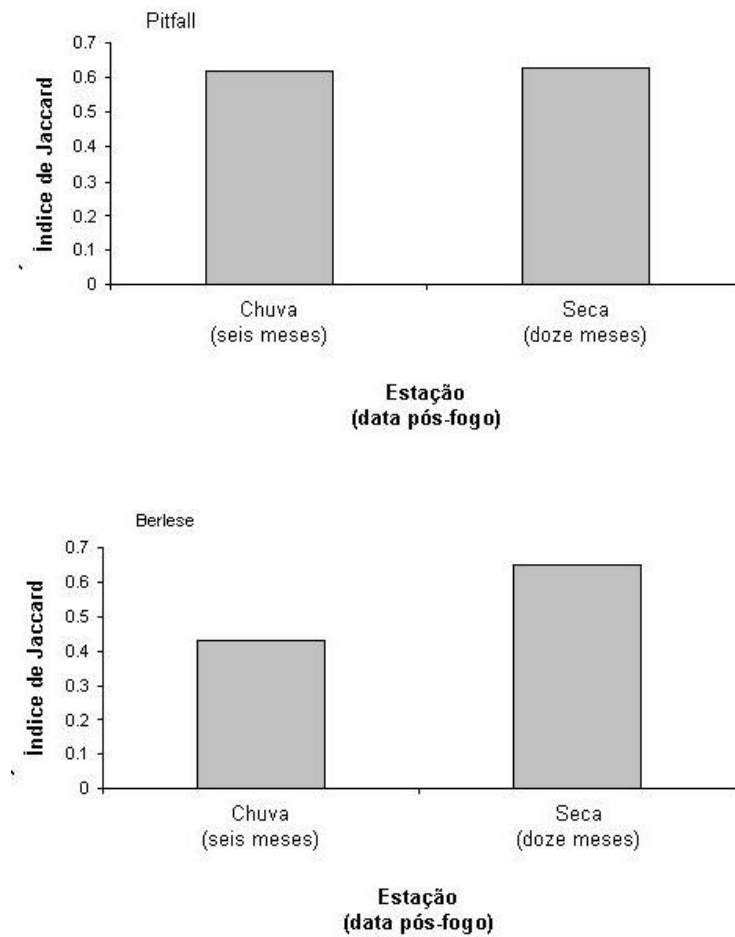


Figura 3. Representação gráfica do Índice de Similaridade de Jaccard entre as parcelas controle e queimada, nas estações chuvosa e seca.

6. DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo mostram que, além da perturbação causada pelos incêndios, há uma influência da sazonalidade sobre a fauna de formigas em uma floresta de transição da Amazônia. Entretanto, os efeitos do fogo foram muito visíveis, especialmente durante o período chuvoso, seis meses após a queimada. A seguir, cada um dos efeitos será discutido (sazonalidade e fogo), comparando-se a fauna de formigas com os resultados de outros estudos.

6.1 Efeitos da Sazonalidade Sobre a Fauna de Formigas

Algumas formigas são extremamente influenciadas pela sazonalidade e os resultados deste estudo indicam claramente tais efeitos sobre a mirmecofauna. Gêneros associados a clima quentes são frequentemente mais coletados durante a estação seca, e formigas do gênero *Atta*, cultivadoras de fungo, são um exemplo disto (Hölldobler & Wilson, 1990; Agosti *et al.*, 2000). Neste estudo, a ocorrência de *Atta* foi significativamente maior durante a estação seca na parcela controle. Formigas do gênero *Gigantiops* também são muito associadas a climas quentes (Agosti *et al.*, 2000) e apresentaram o mesmo padrão. Em contraste, formigas do gênero *Cyphomyrmex*, também associadas a climas quentes, apresentaram maior ocorrência durante a estação chuvosa somente na parcela controle. Estas formigas também cultivam fungos, porém seus substratos são fezes, corpos de insetos mortos, e pedaços de frutos (Hölldobler & Wilson, 1990). Possivelmente alguns destes recursos, especialmente os frutos, estavam mais disponíveis durante a estação chuvosa. Ou se não mais abundantes, estes recursos podem estar mais disponíveis, já que na estação chuvosa, não ressecam com tanta facilidade.

Maior disponibilidade de recursos também pode ser a causa de maior ocorrência das forrageadoras generalistas *Rogeria* e *Dolichoderus* no mesmo período na parcela controle.

As formigas coletadas com funil de Berlese, com menor tamanho corporal e que constituem a chamada mesofauna, também apresentaram semelhanças em ambas as parcelas: o gênero *Strumigenys* apresentou maior densidade na estação chuvosa. Formigas deste gênero são predadoras especialmente de colêmbolas (Agosti *et al.*, 2000) e, como no Capítulo 2, estes microartrópodes foram mais sensíveis aos efeitos da estação do que aos efeitos do fogo. Na estação chuvosa, em ambas as parcelas, os colêmbolas foram mais abundantes e a maior ocorrência de *Strumigenys* pode estar associada a este fator.

As mudanças da mirmecofauna podem estar associadas a maior disponibilidade de nichos alimentares, de nidificação, habitats com microclima mais favorável, ou simplesmente a padrões de atividade ao longo do ano. Entretanto, o número reduzido de estudos sobre a mirmecofauna amazônica em áreas perturbadas, e as distintas abordagens empregadas por outros autores não permitem análises mais detalhadas sobre os fatores limitantes para a mirmecofauna de serrapilheira. Isto se deve ao fato destes estudos não abrangerem estações diferentes, ou não testarem os efeitos da estação sobre a fauna de formigas (*e. g.* Majer 1996; Moutinho *et al.*, 1998; Carvalho & Vasconcelos 1999; Vasconcelos *et al.*, 2006; Vasconcelos *et al.*, 2008). Apenas Kalif *et al.*, (2001) testaram a influência da sazonalidade sobre a fauna de formigas em uma área com exploração madeireira em Paragominas, Pará. Seus resultados não mostraram diferenças significativas entre as estações. Portanto, os efeitos da exploração madeireira sobre a fauna de formigas, coletada nas diferentes estações, foram analisados em conjunto.

Apesar da dificuldade das comparações de sazonalidade, em uma floresta amazônica de transição com o cerrado, cujos efeitos da sazonalidade são muito fortes (Balch *et al.*, no prelo), é muito provável que a mirmecofauna seja mais susceptível a sazonalidade do que a mirmecofauna das demais regiões da Amazônia, onde esta é menos expressiva.

6.2 Efeitos do Fogo sobre a Mirmecofauna

Os resultados deste estudo também indicam modificação da mirmecofauna pela ação do fogo, já que a riqueza de gêneros de formiga em ambos os métodos de coleta apresentou menor riqueza seis meses após o fogo, durante a estação chuvosa. Nesta coleta, os três gêneros exclusivos da parcela queimada foram as generalistas *Wasmannia* e *Brachymyrmex*, além da predadora arborícola *Paraponera*. Formigas generalistas, em geral têm mais chances de sobrevivência em ambientes perturbados, porque possuem nicho alimentar mais diversificado (Hölldobler & Wilson, 1990). No caso da *Paraponera*, que nidifica no solo e forrageia na vegetação arbustiva (Agosti *et al.*, 2000), a destruição de subarbustos pelo fogo (Capítulo 2) pode ter forçado esta formiga a buscar alimentos na serrapilheira. Neste estudo, *Wasmannia* e *Brachymyrmex* não foram coletadas em nenhuma ocasião na parcela controle, confirmando o sucesso de formigas generalistas em áreas perturbadas (*e. g.* Moutinho, 1998; Kalif *et al.*, 2001; Vasconcelos *et al.*, 2008).

Um ano após o fogo, durante a estação seca, mesmo que os padrões de riqueza na floresta queimada e controle não tenham sido diferentes, em ambos os métodos de coleta, em termos de composição a diferença foi ainda maior do que seis meses após o fogo, com oito gêneros exclusivos da parcela queimada. Estes gêneros foram representados especialmente por formigas cultivadoras de fungo também associadas a clima quentes

(*Serycomymex*, *Myrmicocrypta*, *Acromyrmex* e *Mycetarotes*), mas também por predadoras ativas, como *Dinoponera* e *Acanthoponera* e novamente a generalista *Wasmannia*.

Como visto no capítulo anterior, o fogo promoveu mudanças significativas na estrutura e aspectos físicos da floresta. Estas incluem fatores frequentemente associados à mirmecofauna, como maior abertura do dossel (cerca de 30%), menor densidade de subarbusto, menor acúmulo de serrapilheira, aumento da temperatura e redução da umidade (e. g. Kalif *et al.*, 2001; Carvalho & Vasconcelos, 1999; Vasconcelos, 1999; Vasconcelos *et al.*, 2000; 2008).

Formigas de serrapilheira, como as coletadas com funil de Berlese, parecem ser mais vulneráveis aos impactos do fogo, uma vez que seis meses após a floresta ter sido queimada, durante a estação chuvosa, a riqueza foi reduzida em cerca de 50% na parcela queimada. Decorridos doze meses do fogo, durante a estação seca esta redução foi menor, cerca de 22%. Seguindo o padrão anterior dos *pitfalls*, novamente, os gêneros exclusivos da parcela queimada foram forrageadoras generalistas (*Dolichoderus*, na estação chuvosa) e cultivadoras de fungo (*Mycetosoritis*, na estação seca).

6.3 Comparando o Fogo com Outros Tipos de Perturbação

Considerando o tipo de perturbação, em áreas de exploração madeireira modificações na diversidade da fauna de formigas em geral, não são muito documentadas (e. g. Ketelhut, 1999; Vasconcelos *et al.*, 2000; Kalif *et al.*, 2001). Entretanto, em áreas de pastagem a riqueza de formigas foi reduzida em cerca de 50% (Moutinho, 1998) e em áreas de mineração em cerca de 42% (Majer 1996). Em uma compilação de estudos sobre a riqueza da fauna em áreas antropizadas, Dunn (2004) detectaram que a agricultura e as pastagens reduziram substancialmente a riqueza da fauna, especialmente de formigas.

Os efeitos de perturbações sobre a fauna de formigas são também percebidos quando se compara a composição da mirmecofauna. Neste estudo, as formigas foram identificadas até gênero. Em todos os demais estudos conduzidos em áreas perturbadas na Amazônia, as formigas foram identificadas até espécie ou morfoespécie. Entretanto, para tornar os resultados comparáveis, para os estudos que disponibilizaram a lista de espécies foi calculado o índice de similaridade entre as áreas perturbadas e não-perturbadas, usando gênero de formigas. Estes resultados são comparados a seguir.

Em termos de composição, todos os estudos (passíveis de comparações) este parâmetro mostrou alterações: (1) em áreas de exploração madeireira: cerca de 36% em Paragominas, Pará (Ketelhut, 1999; Kalif *et al.*, 2001) e cerca de 36% em Manaus, Amazonas (Vasconcelos *et al.*, 2000 e; (2) em áreas de floresta secundária em Paragominas, Pará: cerca de 39% (Moutinho, 1998); (3) em áreas de pastagem em Paragominas, Pará: cerca de 52% (Moutinho, 1998) e; (4) em áreas de mineração em Porto Trombetas: cerca de 53% (Majer, 1996).

Na região de transição entre Amazônia e cerrado, o fogo recorrente promove a modificação de cerca de 38% da composição da fauna de formigas (coletadas com *pitfall* e portanto mais ativas), com resultados similares entre estação chuvosa e seca. Para formigas menos ativas, com hábitos mais crípticos (coletadas com funis de Berlese), houve cerca de 57% de mudança na composição seis meses depois da queima da floresta, durante a estação chuvosa, e 35% um ano após a queima da floresta, durante a estação seca. Comparativamente, em termos de composição de gêneros, modificações maiores sobre a mirmecofauna de serrapilheira parecem estar associadas à intensidade da perturbação, já que mineração (Majer, 1996), pastagens (Moutinho, 1998) e fogo recorrente (este estudo) apresentaram as maiores modificações (veja ilustração de todos os estudos na Figura 4).

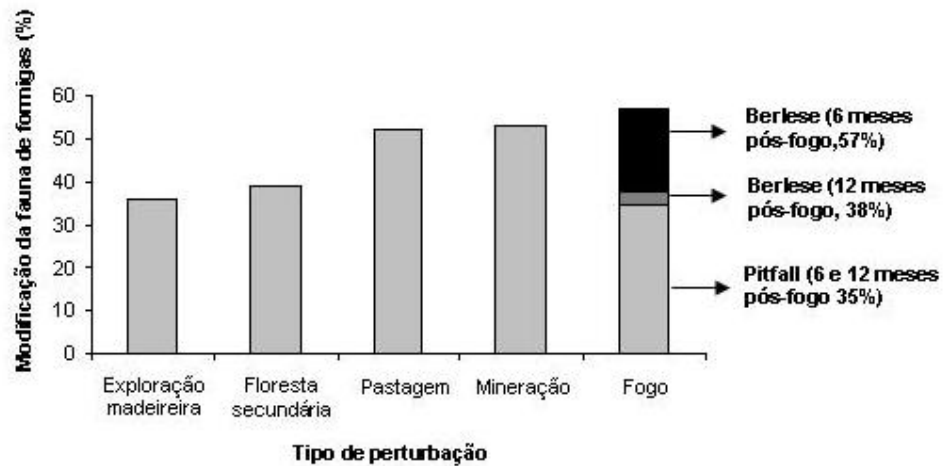


Figura 4. Diferença (%) entre a composição de espécies de formigas em diferentes tipos de perturbação em comparação com a respectiva floresta não-perturbada de cada estudo. A similaridade foi calculada pelo Índice de Similaridade de Jaccard para estudos conduzidos na Amazônia.

Desta maneira, maiores aberturas no dossel da floresta, menor densidade de subarbustos e menor acúmulo de serrapilheira no solo, além de aumento da temperatura e redução da umidade, podem ter contribuído para a redução da diversidade na floresta atingida por fogo recorrente. Os mesmo parâmetros foram medidos por Kalif *et al.* (2001), que também atribuíram às modificações da mirmecofauna de serrapilheira a alterações na estrutura da floresta perturbada. Além destes fatores, a mirmecofauna de serrapilheira está associada, dentre outros, à cobertura do solo e diversidade de plantas em regeneração pós-fogo (Vasconcelos *et al.*, 2008), fatores que também são modificados pelo fogo (Uhl & Kauffman, 1990; Barlow & Peres, 2008). Em uma revisão de literatura em florestas modificadas, Dunn (2004) documentou que a retomada da composição de espécies de formiga parece precisar de muito mais tempo para acontecer do que a retomada da riqueza de espécies.

7. CONCLUSÃO

Apesar de ser difícil quantificar isoladamente todos os fatores que influenciam a mirmecofauna, os resultados deste estudo mostram que o fogo reduz a riqueza das comunidades de formigas em uma floresta amazônica de transição com o cerrado, provocando o aumento da ocorrência de espécies generalistas. Portanto, H1 aceita. Mudanças na composição da fauna de formigas podem alterar o tempo que a floresta pode recuperar e a direção da sucessão pós-fogo. Finalmente, este estudo demonstra a importância de coletas com replicações sazonais, além da importância do uso simultâneo de diferentes métodos de coleta para a análise da mirmecofauna.

8. LITERATURA CITADA

- AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. E. & SCHULTZ, T. 2000. *Ants- Standard methods for measuring and monitoring biodiversity* Smithsonian Institution Press: Washington and London. 280p.
- ANDERSEN, A. N. 1991. Responses of ground-foraging ant communities to three experimental fire regimes in a savanna forest of tropical Australia. **Biotropica**, 23(4): 575-85.
- ANDERSEN, A. N. 1997. Using ants as bioindicators: multiscale issues in ant community ecology. **Conservation Ecology**, 1(1): 8. [on line], available from the Internet. URL:<http://www.ecologyandsociety.org/vol1/iss1/art8/>.
- ANDERSEN, A. N.; HERTOOG, T. & WOINARSKI, J. C. Z. 2006. Long-term fire exclusion and ant community structure in an Australian tropical savanna: congruence with vegetation success. **Journal of Biogeography**, 33: 823-32.

- ANDREW, N.; RODGERSON, L. & YORK, A. 2000. Frequent fuel-reduction burning: the role of logs and associated leaf litter in the conservation of ant biodiversity. **Austral Ecology**, 25(1): 99 (doi:10.1046/j.1442-9993.2000.01015.x).
- BALCH, J. K.; NEPSTAD, D.; BRANDO, P. M.; CURAN, L. M.; PORTELA, O. F.; DE CARVALHO JR., O. & LEFEBVRE, P. 2008. A negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. **Global Change Biology**, 14: 1-12.
- BARLOW, J. & PERES, C. A. 2008. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, 363: 1767-84.
- BARROW, L.; PARR, C. L. & KOHEN, J. L. 2007. Habitat type influences fire resilience of ant assemblages in the semi-arid tropics of Northern Australia. **Journa of Arid Environments**, 69: 80-95.
- CARVALHO, K. S. & VASCONCELOS, H. L. 1999. Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. **Biological Conservation**, 91: 151-57.
- CLEARY, D. F. R. & GENNER, M. J. 2004. Changes in rain forest butterfly diversity following major ENSO-induced-fires in Borneo. **Global Ecology and Biogeography**, 13: 129-40.
- DUNN, R. R. 2004. Managing the tropical landscape: a comparison of the effects of logging and forest conversion to agriculture on ants, birds and lepidoptera. **Forest Ecology and Management**, 191: 215-24.
- EVANS, E. W. 1984. Fire as a natural disturbance o grasshopper assemblages of tallgrass prairie. **Oikos**, 43(1): 9-16.
- FITTKAU, E. J. & KLINGE, H. 1973. On biomass and trophic structure of the Central Amazonia rainforest ecosystem. **Biotropica**, 5: 2-14.

- FOWLER, H. G. 1993. Relative representation of Pheidole (Hymenoptera: Formicidae) in local ground ant assemblages of the Americas. **Anales de Biología**, 19: 29-37.
- GUERRERO, J. C. H. 1999. Diversidade e sazonalidade de Arthropoda nas copas de árvores das famílias Sapotaceae e Lecythidaceae na Reserva Florestal Ducke, Manaus, Brasil Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia: Manaus-AM.
- HARADA, A. Y. & ADIS, J. 1997. The ant fauna of tree canopies in central Amazonia: a first assessment. *In*: **Canopy arthropods** (ed N. E. STORK, ADIS, J. & DIDHAN, R. K.), pp. p. 383-400. Chapman & Hall, London, Inglaterra.
- HÖLLDOBLER, B. & WILSON, E. O. 1990. **The Ants** Cambridge, Harvard University Press.
- KALIF, K. A. B.; AZEVEDO-RAMOS, C.; MOUTINHO, P. & MALCHER, S. A. O. 2001. The effect of logging on the ground-foraging ant community in eastern Amazonia. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 36(3): 215-19.
- KETELHUT, S. 1999. **Avaliação das comunidades de formigas em uma área de extração madeireira.**, Dissertação de mestrado. Pós-graduação em Zoologia, Museu Paraense Emilio Goeldi, Universidade Federal do Pará.
- LUDWIG, J. A. & REYNOLDS, J. F. 1988. Statistical Ecology: a primer on methods and computing John Wiley, New York.
- MAJER, J. D. 1987. The invertebrates as indicators for management. *In*: **Nature Conservation: the role of remnants of native vegetation** (ed D. A. SAUNDERS, ARNOLD, G. W., BURDIDGE, A. A. & HOPKINS, A. J. M.), pp. 353-64. Surrey Beatty and Sons, Bentley, Australia.
- MAJER, J. D. 1996. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombetas, Pará, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 12: 257-73.

- MOUTINHO, P. 1998. Impactos da formação de pastagens sobre a fauna de fromigas: conseqüências para a recuperação florestal na Amazônia oriental. *In: Floresta Amazônica: dinâmica, regeneração e manejo* (ed C. M. GASCON, P.), pp. p. 155-70. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, Manaus, Manaus-AM.
- NEUMANN, F. G. 1992. Responses of foraging ant populations to high intensity wildfire, salvage logging, and natural regeneration processes in *Eucalyptus regnans* regrowth of the Victorian central highlands. **Australia Forestry**, 55: 29-38.
- ORGEAS, J. & ANDERSEN, A. L. 2001. Fire and biodiversity: responses of grass-layer beetle to experimental fire regimes in an Australian tropical savanna. **Journal of Applied Ecology**, 38: 49-62.
- PARR, C. L.; ROBERTSON, H. G.; BIGGS, H. C. & CHOWN, S. L. 2004. Response of African savanna ants to long-term fire regime. **Journal of Applied Ecology**, 41: 630-42.
- SOKAL, R. R. & ROHLF, J. F. 1995. Biometry W. H. Freeman and Company, New York.
- STORK, N. E. 1988. Insect diversity: facts, fiction and speculation. **Biological Journal of the Linnean Society of London**, 35: 321-37.
- UHL, C. & KAUFFMAN, J. B. 1990. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. **Ecology**, 71(2): 437-49.
- UNDERWOOD, E. C. & FISCHER, B. L. 2006. The role of ants in conservation monitoring: if, when, and how. **Biological Conservation**, 132: 166-82.
- VANDERWOUDE, C.; ANDERSEN, A. N. & HOUSE, A. P. N. 1997. Ant communities as bioindicators in relation to fire management of spotted gum (*Eucalyptus maculata* Hook) forests in southeast Queensland. **Memoirs of Museum of Victoria**, 56: 671-75.

- VASCONCELOS, H. 1999. Effects of forest distance on structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. **Biodiversity and Conservation**, 8: 409-20.
- VASCONCELOS, H. L.; LEITE, M. F.; VILHENA, J. M. S.; LIMA, A. P. & MAGNUSSON, W. E. 2008. Ant diversity in an Amazonian savanna: Relationship with vegetation structure, disturbance by fire and dominant ants. **Austral Ecology**, 33: 221-31.
- VASCONCELOS, H. L.; VILHENA, J. M. S. & CALIRI, G. J. A. 2000. Responses of ants to selective logging of a Central Amazonian forest. **Journal of Applied Ecology**, 37: 508-16.
- VASCONCELOS, H. L.; VILHENA, J. M. S.; MAGNUSSON, W. E. & ALBERNAZ, A. L. K. M. 2006. Long-term effects of forest fragmentation on Amazonian ant communities. **Journal of Biogeography**, 33: 1348-56.
- WILSON, E. O. 1975. Sociobiology: the new synthesis. Belknap Press of Harvard University Press: Cambridge, USA.
- WILSON, E. O. 1994. **Diversidade da vida** Companhia das Letras: São Paulo, 447p.
- YORK, A. 1994. The long-term effects of fire on forest ant communities: management implications for the conservation of biodiversity. **Memoirs of the Queensland Museum**, 36: 231-39.

CAPÍTULO 4

IMPACTOS DO FOGO SOBRE MACRO E MICROARTRÓPODES DE SERRAPILHEIRA: IMPLICAÇÕES PARA O PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA

1. INTRODUÇÃO

Os fluxos de nutrientes e energia são processos vitais para o funcionamento e manutenção de ecossistemas terrestres (Dickinson & Pugh, 1974). A produtividade e a sustentabilidade do sistema dependem da ciclagem interna de nutrientes e o processo de decomposição é o primeiro passo desta operação (Aber & Melillo, 1991). A decomposição pode ser traduzida, de forma simplificada, como a quebra de moléculas orgânicas complexas em dióxido de carbono, água e componentes minerais (Satchell, 1974), implicando na redução em massa de um determinado substrato (Seastedt, 1984). Além de regular a disponibilidade de nutrientes para as plantas, a decomposição avançada da serrapilheira forma o húmus, matéria orgânica escura, homogênea e muito rica em polifenóis e nitrogênio (Dickinson & Pugh, 1974), o qual influencia a estrutura do solo, a capacidade de retenção da água, a troca de íons, e os estoques de carbono e nutrientes (Aber & Melillo, 1991; Lavelle, *et al.*, 1993; Sombroek *et al.*, 1993). Portanto, a decomposição influencia a fertilidade dos solos (Lavelle *et al.* 1993) e constitui um dos fatores limitantes para o estabelecimento e desenvolvimento de ecossistemas florestais (Vitousek & Sanford, 1986).

As taxas de decomposição são controladas, em grande parte, por fatores edáficos, climáticos, e pela composição química da serrapilheira (Seastedt, 1984). Em relação aos

fatores edáficos, a composição química e a presença de certos minerais de argila são duas características importantes. Se durante o processo de decomposição determinado nutriente não estiver presente em quantidade suficiente para atender a necessidade dos microorganismos, a decomposição tende a ser bloqueada (Aber & Melillo, 1991). Como consequência, em solos menos férteis, em geral, a decomposição é mais lenta (Vitousek & Standfort, 1986). Quanto à presença e abundância de alguns tipos de minerais de argila, além de constituírem uma barreira física entre a matéria orgânica e os decompositores, também podem inibir quimicamente a ação destes (Lavelle *et al.*, 1993).

Em relação aos fatores climáticos, os mais importantes no controle da decomposição são temperatura e umidade, pois atuam diretamente sobre a atividade dos microorganismos (decompositores). Em florestas tropicais, em geral, os valores de temperatura e umidade são na maior parte do tempo próximos ao ótimo para a atividade biológica (Lavelle *et al.*, 1993; Aerts, 1997). Portanto, como estes fatores favorecem a ação dos decompositores em florestas tropicais, Aerts (1997) defende que nestes biomas o principal fator determinante da decomposição seria a composição química da serrapilheira, com taxas de decomposição mais elevadas quando a matéria orgânica é mais rica em nitrogênio e pobre em lignina, tanino e polifenóis (Taylor, *et al.*, 1989; Loranger *et al.*, 2002).

Entretanto, além dos fatores climáticos e da composição química das folhas, outros fatores devem ser levados em consideração como, por exemplo, a distribuição de decompositores e invertebrados do solo. Embora fungos e bactérias sejam os decompositores efetivos, estes dependem enormemente da ação de protozoários, nemátodos, anelídeos e artrópodes de solo (Seastedt, 1984). Os artrópodes de solo fazem a redução do volume e umidificação da serrapilheira, facilitando a penetração dos

decompositores no tecido vegetal (veja discussão adiante). Seastedt (1984) observou que a ação dos artrópodes, principalmente colêmbolas e ácaros, tem efeito significativo, em intensidades variadas, nas taxas de decomposição. Embora este estudo tenha sido feito há mais de duas décadas, diversos modelos relativos aos fatores determinantes das taxas de decomposição não consideram a composição e abundância da fauna de solo como componentes reguladores de maior importância. Isto ocorre porque tais modelos baseiam-se, em sua maioria, em estudos conduzidos em florestas temperadas, onde o efeito da fauna de solo é menor (Lavelle *et al.*, 1993; Heneghan *et al.*, 1999; Gonzáles & Seastedt, 2001). Assim, Gonzáles & Seastedt (2001) destacam que em florestas tropicais chuvosas, as taxas de decomposição são extremamente influenciadas por fatores bióticos e, portanto, não podem ser explicadas somente pelos fatores ambientais e pela qualidade da serrapilheira.

Desta maneira, os artrópodes de solo têm estreita relação com as taxas de decomposição em florestas tropicais chuvosas. A atividade destes, por sua vez, é fortemente influenciada pela temperatura e umidade locais (Burghouts *et al.*, 1992; Vasconcelos & Laurance, 2005; Apigian *et al.*, 2006). Como visto no Capítulo 1, as atividades econômicas, em expansão na Amazônia, deixam a floresta mais quente, mais seca, e susceptível a novos incêndios. Além de aumentar a temperatura e reduzir a umidade, o fogo também modifica a composição química do solo (Schlesinger, 1997). Estes fatores reunidos atuam diretamente na atividade de decompositores e artropofauna. Além disso, o fogo também causa modificação na composição vegetal, interferindo na composição e abundância de artrópodes (Apigian *et al.*, 2006). Esta abundância também é reduzida devido à mortalidade direta causada pelas chamas.

Portanto, a ação do fogo pode provocar redução nas taxas de decomposição, comprometendo a sobrevivência da floresta em longo prazo. Considerando-se os resultados

do Capítulo 2, que trata dos efeitos do fogo sobre a artropofauna de solo, o objetivo do estudo descrito neste capítulo é avaliar se possíveis mudanças impostas pelo fogo sobre abundância de diferentes grupos de artrópodes pode alterar as taxas de decomposição da serrapilheira.

1.1 Aspectos Gerais da Decomposição

A decomposição é um dos processos básicos para o fluxo de energia em ecossistemas florestais (Kumar & Deepu, 1992; Bradford *et al.*, 2002), contribuindo para a formação e fertilidade do solo, e constituindo a base de muitas cadeias alimentares em florestas tropicais (Fittkau & Klinge, 1973; Vasconcelos & Luizão, 2004). Esta transformação da matéria orgânica é especialmente importante em florestas tropicais com solo pobre, pois a vegetação depende da ciclagem de nutrientes contidos nos detritos das folhas (Herrera *et al.*, 1978; Jordan & Herrera, 1981; Edwards, 1982; Vitousek, 1982; Brassell & Sinclair, 1983; Aber & Melillo, 1991;). Nesses ambientes, a maioria do estoque de nutrientes está na biomassa, e os nutrientes da serrapilheira são rapidamente mineralizados e absorvidos pelas raízes, especialmente durante a estação chuvosa (Luizão & Schubart, 1987; Vasconcelos & Laurance, 2005).

A decomposição é feita em seis principais categorias, segundo Satchell (1974): (1) celulose, (2) hemicelulose, (3) lignina, (4) açúcares hidrossolúveis, aminoácidos, ácidos alifáticos (5) éter e álcool solúveis constituintes de gorduras, ceras, resinas e muitos pigmentos, e (6) proteínas. A quebra destas moléculas depende de reações de enzimas e organismos específicos. Dentre esses organismos, os fungos e as bactérias são diretamente responsáveis pela maior parte da decomposição da matéria orgânica, mas diversos

protozoários, nemátodos, anelídeos e artrópodes influenciam enormemente esses microrganismos (Seastedt, 1984).

O processo de decomposição começa quando as folhas caem no chão. Depois de um determinado tempo, este material é invadido por alguns microrganismos, especialmente fungos. Até este momento, as folhas são impalatáveis aos artrópodes (Harding & Stuttard, 1974) e a explicação provável para isso é que alguns compostos, como lignina, tanino e polifenóis, estão em alta concentração logo que a folha atinge o solo. Após o período de chuva, alguns desses compostos impalatáveis são lixiviados, tornando as folhas mais atrativas aos artrópodes (Loranger *et al.*, 2002). Portanto, a taxa inicial da decomposição é lenta, até que a concentração desses compostos seja reduzida (Aber & Melillo, 1982; Loranger *et al.*, 2002). A ação de alguns microrganismos sobre as folhas recém-caídas também auxilia a torná-las mais palatáveis para os artrópodes (Harding & Stuttard, 1974), consolidando o início do processo de decomposição.

Em seguida, os artrópodes invadem o tecido morto das folhas provocando a desintegração mecânica e redução do tecido em partículas muito pequenas. Esta quebra, entretanto, não provoca grandes alterações na composição química da serrapilheira e uma pequena parte do alimento ingerido é efetivamente digerida e assimilada pelos artrópodes; em geral a assimilação é em torno de 5 a 10% (Harding & Stuttard, 1974). Os cupins representam uma exceção, já que podem digerir e assimilar 50% do alimento ingerido, graças à relação simbiótica com protozoários que digerem a celulose ingerida (Lee & Wood, 1971). Os artrópodes, então, fazem a quebra mecânica das folhas, expondo sua superfície e aumentando a área de acesso dos microrganismos ao interior do tecido foliar. Ao mesmo tempo, a atividade microbiana é incrementada devido à maior aeração e absorção de água pelo tecido foliar (Harding & Stuttard, 1974). O processo de

decomposição é acelerado após a passagem do material pelo trato intestinal dos artrópodes, onde em geral o pH dos fragmentos ingeridos é aumentado, favorecendo a atividade microbiana (Lee & Wood, 1971). Em florestas tropicais, a redução da serrapilheira se dá, em grande parte, pela ação de formigas e cupins (Edwards, 1974; Hansen, 2000; Takeda & Abe, 2001), mas outros animais têm grande influência sobre a redução do volume de folhas no chão como, por exemplo, anelídeos, milípedes, isópodos, aracnídeos, acarinos e colêmbolas (Seastedt, 1984).

Desse modo, os artrópodes agem sobre os tecidos vegetais de diversas maneiras: (1) desintegrando-os fisicamente e aumentando a superfície da área foliar para fungos e bactérias, (2) decompondo seletivamente açúcares, celulose e até mesmo lignina, (3) transformando o tecido vegetal morto em material úmido, (4) misturando a matéria orgânica acima do solo e, (5) formando complexos agregados entre matéria orgânica e frações minerais do solo (Dickinson & Pugh, 1974). Os artrópodes são divididos em dois grupos: microartrópodes (ou mesofauna) e macroartrópodes (ou macrofauna). No processo de decomposição, cada grupo desempenha funções específicas, descritas a seguir.

1.2 Os Artrópodes de Solo e seu Papel na Decomposição

1.2.1 A Atuação dos Microartrópodes

O termo microartrópodes, relacionado à decomposição, em geral aplica-se a ácaros e colêmbolas. Estes animais são os mais numerosos, representando cerca de 95% dos microartrópodes de serrapilheira (Abbot & Crossley, 1982; Seastedt, 1984). Outros grupos também incluídos neste termo, porém com menor abundância, são Diplura, Thysanura, Protura, Symphyla, Pauropoda e Tardigrada (Harding & Stuttard, 1974).

Dentre os microartrópodes, muitas espécies se alimentam de animais, enquanto outras espécies se alimentam de tecidos vegetais de diversas plantas (McGavin, 2000). É este último grupo que atua na decomposição das folhas secas no chão das florestas. Além de folhas, também ingerem troncos e galhos caídos, pólen e tecido morto de raízes, sendo neste último caso, importantes para a aeração e drenagem das raízes subterrâneas (Dickinson & Pugh, 1974). Além do seu papel na ingestão e quebra de matéria orgânica, estes animais contribuem, embora em menor proporção, com a dispersão de esporos de fungos importantes para a decomposição, encontrados em suas fezes (Harding & Stuttard, 1974).

A contribuição dos microartrópodes nas reações químicas da decomposição se dá através da digestão de compostos como lignina e celulose (Seastedt, 1984) e está associada à liberação de nutrientes (Seastedt, 1984; Blair *et al.*, 1992), já que podem contribuir com mais de 30% da mineralização do nitrogênio (Lussenhop, 1992). Entretanto, esses animais necessitam de enzimas e metabólitos que são pré-requisito para sua atuação, fornecidos por alguns microrganismos que logo invadem as folhas recém-caídas. Os metabólitos e enzimas são ingeridos pelos microartrópodes juntamente com a matéria orgânica das folhas. A ingestão dessas folhas, por sua vez, aumenta ainda mais o acesso dos microrganismos a este material, acelerando a decomposição. Colêmbolas e ácaros ao se alimentam de fungos, estimulam a mineralização de nutrientes, pois o *turnover* de fungos acelera o processo de mineralização (Sanderman & Amundson, 2005).

Já a contribuição física dos microartrópodes para o processo de decomposição é mais óbvia. Estes animais produzem fragmentos de folhas muito pequenos, em geral medindo poucos microns (Harding & Stuttard, 1974), contribuindo, dentre outros, com a redução do volume de matéria orgânica no chão. Entretanto, já que fungos e bactérias

atuam profundamente na quebra química da matéria orgânica, a fundamental importância dos microartrópodes é a redução da matéria a partículas muito pequenas (Seastedt, 1984).

1.2.2 A Atuação dos Macroartrópodes

Os macroartrópodes mais importantes para o processo de decomposição são formigas e cupins (especialmente em ambientes tropicais), milípedes, isópodos, e larvas de vários insetos, especialmente de Diptera (Edwards, 1974). Os cupins, além de fragmentar a matéria orgânica, esses animais podem quebrar as moléculas de celulose através de relações simbióticas com protozoários e bactérias. A ação dos macroartrópodes consiste em produzir substâncias úmidas e reduzir a proporção carbono: nitrogênio (C:N) da matéria orgânica. Esta relação é importante para o processo de decomposição, pois quanto maior a quantidade de nitrogênio e menor a quantidade de carbono, mais acelerada é a decomposição (Aber & Melillo, 1980; Chadwick, 1998; Preston *et al.*, 2000).

Finalmente, depois que a matéria está úmida, os macroartrópodes misturam este material com o solo e quando este processo está em estágio avançado, pode-se observar então uma mistura homogênea de solo e matéria orgânica (Edwards, 1974). Os macroartrópodes são especialmente importantes para a redução da serrapilheira em ambientes tropicais, onde sua abundância é essencial para a acelerada taxa de decomposição da matéria orgânica, em comparação com ambientes temperados, onde esta taxa é muito inferior (Petersen & Luxton, 1982; Seastedt, 1984; Luizão & Schubart, 1987; Kumar & Deepu, 1992).

1.3 Decomposição da Serrapilheira em Florestas Tropicais Perturbadas

Embora a decomposição seja um assunto amplamente estudado em todo o planeta, ainda são poucos os estudos conduzidos em florestas tropicais, e menos ainda aqueles que avaliam os impactos das atividades antrópicas sobre este processo. Esta é uma importante lacuna no conhecimento destes ecossistemas, tendo em vista que em florestas tropicais a decomposição da serrapilheira é vital para sua manutenção.

Ewell (1976) comparou a decomposição de cinco espécies típicas de floresta secundária na Guatemala, durante seis meses. Os ambientes compreendiam áreas sem vegetação, floresta primária e florestas secundárias de diversas idades. Ao contrário do que se esperava, as taxas de decomposição da floresta secundária não apresentaram relação com o estágio da sucessão. Entretanto, em áreas com vegetação completamente aberta, a decomposição foi mais lenta.

Swift *et al.*, (1981) estudaram a decomposição de três espécies vegetais durante 20 meses em florestas secundárias de cinco a oito anos, na Nigéria. Os resultados mostraram que não houve diferença nas taxas de decomposição entre os ambientes, e sim entre os tipos de malha usados no experimento, pois nas bolsas que permitiam a entrada da macrofauna, a taxa de decomposição foi maior.

Anderson *et al.* (1983) estudaram a decomposição de duas espécies vegetais, usando material homogêneo e heterogêneo dessas espécies, durante 10 meses, em floresta primária e floresta com exploração madeireira, na Malásia. Os autores usaram dois tipos de malha: uma que permitia somente a entrada da mesofauna (malha fina) e outra que permitia a entrada da meso e macrofauna (malha grossa). Neste caso, as taxas de decomposição não foram diferentes entre as áreas, entre o material usado nas bolsas e nem entre os tipos de malha.

Burghouts *et al.* (1992) conduziram um estudo de decomposição com material heterogêneo, durante 24 meses em floresta primária e floresta com exploração madeireira na Malásia. As taxas de decomposição não foram diferentes entre os ambientes. Os autores também investigaram a relação entre estas taxas e abundância de artrópodes. Os macroartrópodes foram coletados manualmente, em quadrados de 50 x 50 cm, e os microartrópodes foram coletados com aspirador elétrico. Apesar da floresta primária ter apresentado maior abundância de artrópodes, em geral, não houve relação desta com as taxas de decomposição.

Kumar & Deepu (1992) estudaram a decomposição da serrapilheira de seis espécies vegetais durante 12 meses, em ambientes sujeitos a interferência de pastagens, na península da Índia. Em geral, ambientes menos impactados apresentaram maiores taxas de decomposição, mas este estudo enfocou a composição química das espécies vegetais estudadas, dando menor ênfase a perturbação da área de estudo.

Zou *et al.* (1995) estudaram a decomposição da serrapilheira durante dez meses numa área montanhosa de floresta tropical em Porto Rico. O estudo foi conduzido 50 anos após perturbação em dois sítios: floresta com histórico de modificação por agricultura, extração seletiva de madeira e furacão e floresta pouco perturbada, com 80% de cobertura florestal nativa. Os resultados mostraram que na floresta perturbada, a taxa de decomposição foi ligeiramente maior (4%).

Sundarapandian & Swamy (1999) estudaram a decomposição de onze espécies dominantes durante 12 meses, em uma floresta tropical na Índia. O experimento foi feito em áreas queimadas com idade pós-fogo superior a 10 anos, áreas de pastagem abandonada e floresta não-perturbada. O enfoque foi a diferença nas taxas de decomposição das onze

espécies usadas no estudo e os autores não citam o tempo de regeneração das áreas perturbadas. As espécies apresentaram decomposição semelhante nos ambientes estudados.

Loranger *et al.*, (2002) estudaram a influência de diferentes parâmetros, como tipo de solo e composição química das folhas, sobre as taxas de decomposição da serrapilheira de quatro espécies vegetais em floresta tropical secundária, e em plantação de mogno de 50 anos de idade, durante 14 meses, em Guadalupe, Índia. Apesar de terem usado somente um tipo de malha (que permitia entrada de macro e microartrópodes), e apesar de não terem feito amostragem de artrópodes, os autores defendem que a composição química das folhas é o principal parâmetro que influencia as taxas de decomposição.

Xuluc-Tolosa *et al.* (2003) investigaram a taxa de decomposição de três espécies de plantas comuns em florestas secundárias de 3, 13 e mais de 50 anos de idade, durante sete meses, em uma floresta tropical não-chuvosa, no México. Os resultados mostraram que as taxas de decomposição estão relacionadas à idade da vegetação, mas a maior influência é da composição química de cada espécie.

Coletivamente estes resultados não indicam um padrão claro. Apenas alguns deles apresentaram redução na taxa de decomposição em ambientes perturbados (Veja resumo dos resultados dos estudos na Tabela 1). Entretanto, os únicos dois estudos que avaliaram a influência dos macroartrópodes sobre as taxas de decomposição obtiveram resultados destacando a importância destes invertebrados sobre o processo de redução do volume da matéria orgânica. Os resultados controversos sobre taxas de decomposição em áreas perturbadas podem ser atribuídos ao tempo de regeneração da área de estudo, ao tempo de condução do estudo ou tipo de espécie estudada, já que vários deles testaram seletivamente algumas espécies, geralmente as mais abundantes nas áreas de estudo. Experimentos de decomposição contendo material vegetal homogêneo podem ser controversos, tendo em

vista que as espécies possuem diferentes quantidades de lignina e outros compostos orgânicos, e, como visto anteriormente, estes influenciam diretamente a taxa de decomposição inicial. Consequentemente, resultados de experimentos que empregam material homogêneo para testar se perturbações ambientais reduzem a taxa de decomposição podem subestimar tais efeitos.

Tabela 1. Resumo dos estudos sobre taxa de decomposição em florestas tropicais perturbadas em comparação com floresta não perturbada ou pouco perturbada.

Local	Tipo de perturbação	Tipo de material	Tempo de estudo (meses)	Taxa de decomposição em comparação com floresta não-perturbada	Relação entre artrópodes e taxa de decomposição	Estudo
Guatemala	Florestas secundária (3-14 anos); sem vegetação	Homogêneo	6	Semelhantes; menor	Não investigou	Ewell, 1976
Nigéria	Floresta secundária (5 anos)	Homogêneo	20	Semelhante	Maior com presença da macrofauna	Swift <i>et al.</i> , 1981
Malásia	Exploração madeireira	Homogêneo e heterogêneo	12	Semelhante	Não-significativa	Anderson <i>et al.</i> , 1983
Malásia	Exploração madeireira	Heterogêneo	24	Semelhante	Maior somente na floresta primária	Burghouts <i>et al.</i> , 1992
Índia	Pastagem	Homogêneo	12	Menor	Não investigou	Kumar & Deepu, 1992
Porto Rico	Agricultura, exploração madeireira e furacão	Heterogêneo	10	Maior	Não investigou	Zou <i>et al.</i> , 1995
Índia	Fogo (mais de 10 anos) e pasto abandonado	Homogêneo	12	Semelhante	Não investigou	Sundarapandian & Swamy, 1999
Índia	Floresta secundária e plantação de mogno	Homogêneo	14	Semelhante	Não investigou	Loranger <i>et al.</i> , 2002
México	Floresta secundária (3, 13 e >50 anos)	Homogêneo	7	Menor: 3 anos	Não investigou	Xuluc-Tolosa <i>et al.</i> , 2003

1.4 Decomposição da Serrapilheira em Ambientes Perturbados da Amazônia

Estudos com decomposição de serrapilheira ainda são raros na Amazônia. Muitos deles foram conduzidos na área do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais-PDBFF, próximo a Manaus, Amazonas, onde Didham (1998) foi pioneiro neste tema. Os sítios de estudo compreendiam diferentes distâncias da borda até o centro de fragmentos de 100 hectares e floresta contínua, além de medidas de decomposição em interior de fragmentos de 1 e 10 hectares, durante 100 dias. Nesta área de estudo os fragmentos eram todos limitados por pastagem. Nos fragmentos de 100 ha, a taxa de decomposição foi maior próxima à borda. Na floresta contínua não foi observado o mesmo padrão. As taxas de decomposição variaram de acordo com o tamanho dos fragmentos; os fragmentos de 1 ha apresentaram taxa de decomposição menor que os demais. O centro de fragmentos de 10 e 100 hectares e floresta contínua apresentaram semelhanças na taxa de decomposição.

O referido estudo não indicou relação entre densidade de macroartrópodes e taxa de decomposição em nenhum dos sítios estudados. O autor amostrou a fauna de invertebrados através do método de Winkler (Schauff, 1998). Este método consiste na coleta da serrapilheira de determinada área conhecida (neste caso, 25 x 25 cm), onde esse material é colocado em uma malha de 9 mm que é sacudida vigorosamente por cinco minutos e o material que passa pela malha é colocado em sacos de Winkler. Estes sacos consistem em funis de algodão que possuem uma malha interna, onde é colocado o material que passou pela outra malha no campo, e são fechados na parte superior. Os animais migram para a região inferior do saco, atraídos pela luz do ambiente externo, que contém um recipiente com álcool a 70%, onde são capturados. Este método não é eficiente para coleta de microartrópodes, como ácaros e colêmbolas. Portanto, o autor restringiu suas análises a

macroartrópodes, embora reconheça que este método também é falho para a captura de alguns destes organismos, como cupins.

Rubinstein & Vasconcelos (2005) estudaram a decomposição da serrapilheira durante cerca de três meses na mesma área de estudo de Didham (1998). Porém o experimento foi conduzido após seis anos, quando a pastagem ao redor dos fragmentos tinha sido substituída por floresta secundária. A decomposição não foi afetada pela distância da borda na floresta contínua. Em fragmentos grandes (100 ha) a decomposição foi mais rápida próxima à borda. Em fragmentos pequenos (10 ha) a decomposição foi mais lenta em comparação a fragmentos grandes e floresta contínua. A semelhança na taxa de decomposição entre borda e interior de floresta em fragmentos grandes, diferente do que Didham (1998) encontrou, pode ser explicada pelo crescimento da vegetação secundária ao redor dos fragmentos, que pode ter promovido mudanças no microclima e na comunidade de artrópodes de solo na área de borda.

Vasconcelos & Laurance (2005) a decomposição da serrapilheira em fragmentos florestais em Manaus, comparando a decomposição da serrapilheira em áreas de borda (< 100 m de borda de fragmentos de 100 ha), floresta secundária (mais de 10 anos de regeneração) e interior da floresta primária. Os autores usaram dois tipos de material heterogêneo separadamente: folhas de plantas de floresta primária e folhas de plantas de floresta secundária. Os resultados indicaram que não houve diferença nas taxas de decomposição entre os ambientes. As diferenças encontradas foram no tipo de material usado no experimento, onde as folhas de plantas de floresta secundária apresentaram menores taxas de decomposição. Os autores também testaram a taxa de decomposição das folhas com presença e exclusão de microartrópodes (feita com naftalina), e não encontraram relação entre taxas de decomposição e abundância destes animais. Contudo, a

presença de microartrópodes acelerou fortemente a decomposição de folhas de vegetais de floresta primária, padrão que não foi observado nas folhas de floresta secundária. Os autores discutem que tais resultados podem ser devidos ao fato de que folhas de floresta secundária possuem maior concentração de lignina. Como visto, para que os invertebrados atuem na redução do volume de serrapilheira, estes e outros compostos impalatáveis precisam ser lixiviados.

Mesquita *et al.* (1998) testaram a influência do tamanho de clareiras e da qualidade das folhas representada por três tipos de espécies, sobre a decomposição em floresta secundária de 10 anos, dominada por *Cecropia* em Manaus, Amazonas, durante 24 meses. Neste estudo, os autores usaram material homogêneo (*Cecropia*) e heterogêneo (*Cecropia* + várias espécies aleatórias). Os resultados, para ambos os tipos de material usado nas bolsas de decomposição, indicaram menor taxa de decomposição em clareiras maiores, ou seja, com menor cobertura do dossel.

Luizão *et al.* (1998) conduziram um estudo durante 10 meses com material heterogêneo, usando um desenho que comparava as taxas de decomposição de três tamanhos de clareiras artificiais em uma floresta primária em Roraima, e não encontraram relação significativa entre tamanho da clareira e taxa de decomposição.

Nepstad *et al.* (2002) estudaram a decomposição da serrapilheira com material heterogêneo, em uma área de floresta onde, durante dois anos, 50% das chuvas foram excluídas artificialmente, em Santarém, Pará. Foram usados três tipos de bolsa: malha grossa (permite a entrada dos dois grupos de artrópodes), malha fina (exclusão de macroartrópodes), e malha ultrafina (exclusão de ambos os grupos de artrópodes). Durante os oito meses do estudo, os autores não constataram redução significativa das taxas de

decomposição na parcela seca. Porém, a taxa de decomposição aumentou em função do tamanho da malha em ambas as áreas.

Barlow *et al.* (2007) estudaram a decomposição de material homogêneo de quatro espécies vegetais durante 12 meses, em três tipos de ambiente: plantação de eucalipto com quatro anos de idade, floresta secundária com 14-19 anos e floresta primária, em Monte Dourado, Pará. Os resultados indicaram decomposição mais lenta na plantação de eucalipto e semelhança na taxa de decomposição entre florestas primária e secundária para todas as espécies testadas.

Assim, para os estudos conduzidos em áreas perturbadas na Amazônia podemos concluir que: (1) são extremamente concentrados em áreas fragmentadas e em uma só área de estudo (PDBFF, Manaus- AM); (2) a perturbação predominante é vegetação secundária e (3) os resultados indicam que a mata degradada com idade avançada de regeneração, em geral, mantém a mesma taxa de decomposição de uma floresta não-perturbada (veja resumo dos resultados dos estudos na Tabela 2) e (4) a relação entre artrópodes e taxa de decomposição não foi muito investigada; apenas um deles testa os efeitos da perturbação sobre macro e microartrópodes e as conseqüências para as taxas de decomposição. Portanto, não sabemos se níveis intensos de perturbação, como o fogo recorrente, podem reduzir a taxa de decomposição da floresta.

Tabela 2. Resumo dos estudos sobre taxa de decomposição em perturbadas na Amazônia.

Local	Tipo de perturbação	Tipo de material	Duração do estudo (meses)	Taxa de decomposição em comparação com floresta não-perturbada	Relação entre artrópodes e taxa de decomposição	Estudo
Manaus- AM	Fragmentação	Heterogêneo	3	1ha: menor; 10 e 100 ha: semelhante a floresta primária; borda 100 ha: menor que o centro de 100 ha	Não-significativa (só macroartrópodes avaliado)	Didham, 1998
Manaus- AM	Fragmentação, floresta secundária com e sem clareira	Homogêneo e heterogêneo (floresta secundária)	2	Semelhante	Não investigou	Mesquita <i>et al.</i> , 1998
Manaus- AM	Fragmentação	Heterogêneo	3	1ha: menor; 10 e 100 ha: semelhante a floresta primária; borda de 100 ha: semelhante ao centro de 100 ha	Não investigou	Rubinstein & Vasconcelos, 2005
Manaus- AM	Fragmentação	Heterogêneo (floresta primária) Heterogêneo (floresta secundária)	4	Semelhante	Primária: significativa; secundária: não-significativa	Vasconcelos & Laurance, 2005
Ilha de Maracá- RR	Clareiras artificiais na floresta primária	Heterogêneo	8	Semelhante	Não investigou	Luizão <i>et al.</i> , 1998
Santarém- PA	Seca severa	Heterogêneo	8	Menor somente no início	Significativa	Nepstad <i>et al.</i> , 2002
Monte Dourado- PA	Floresta secundária e plantação de eucalipto	Homogêneo	12	Menor na plantação de eucalipto	Não investigou	Barlow <i>et al.</i> , 2007

Os resultados de todos os estudos disponíveis sobre taxas de decomposição em floresta tropical, incluindo a Amazônia, mostram que cada estudo utiliza um tipo de metodologia para avaliar a relação entre micro e macroartrópodes e taxa de decomposição, inviabilizando a comparação dos resultados.

Contudo, alguns estudos em laboratório mostram claramente a importância destes invertebrados na quebra da matéria orgânica. Setälä *et al.*, 1996 conduziram um experimento selecionando a entrada de diferentes tamanhos de artrópodes em bolsas com serrapilheira. Os resultados mostraram que nas bolsas que não permitiam a entrada de artrópodes, o material estava praticamente intacto, sem qualquer fragmentação visível. Em contraste com esses resultados, as folhas contidas nas bolsas que permitiam a entrada de macroartrópodes apresentaram grande trituração, resultando em uma taxa de decomposição maior. Nas bolsas que permitiam somente a entrada de microartrópodes, cerca da metade do volume foi reduzido. Estes resultados mostram a importância da ação conjunta entre macro e microartrópodes. Sulkava & Huhta (1998) conduziram um experimento com folhas de várias espécies de plantas, obtendo maiores taxas na presença destes invertebrados. Heneghan *et al.*, (1999) e Bradford *et al.* (2002) conduziram experimento semelhante e obtiveram os mesmos resultados. Adejuyigbe (2006) conduziram um experimento avaliando o papel de microartrópodes e minhocas, com exclusão de cada grupo. Os resultados mostraram que a interação entre microartrópodes e minhocas é decisiva para a decomposição das folhas e para os teores de nitrogênio no solo. Estes estudos demonstram, portanto, a fundamental interação entre macro e microartrópodes e seus papéis na redução do volume de serrapilheira.

Além das modificações florestais já comentadas, a ação do fogo também destrói a camada de serrapilheira que contém nutrientes para a vegetação, e pode reduzir populações

e/ou modificar fortemente as comunidades de artrópodes que nela vivem ou dependem (*e.g.* York, 1999; Andersen & Müller, 2000; Buddle *et al.*, 2006).

Assim, o fogo pode comprometer o funcionamento do ecossistema através da redução da taxa de decomposição proveniente da mortalidade de artrópodes. Estudos sobre este processo são fundamentais para que se possa incentivar ações no sentido de mitigar seus efeitos sobre as florestas.

Lavelle *et al.* (1993) propõem um modelo hierárquico para a decomposição, colocando os artrópodes de solo em último nível, mas concluem que “a biodiversidade é parcialmente determinada pelos processos biológicos do solo, como consequência de relações mutualísticas que incrementam fontes de nutrientes para as plantas; qualquer esforço para restaurar solos degradados nos trópicos úmidos será falho a menos que a atividade dos invertebrados seja promovida”.

Assim, a contribuição deste estudo para a ampliação do conhecimento sobre decomposição da serrapilheira em uma floresta tropical são (1) estudar a decomposição da serrapilheira em uma área queimada, cuja vegetação é de floresta amazônica de transição com o cerrado, ainda não descrita na literatura e; (2) concomitantemente aos experimentos de decomposição, fazer amostragem dos dois grupos no ambiente, observando qual deles é mais afetado pelo fogo, e se isto implica em redução nas taxas de decomposição.

2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

a) Determinar as taxas de decomposição das parcelas controle e queimada;

b) Comparar as taxas de decomposição das bolsas de malha fina e malha grossa (representando os macro e microartrópodes) dentro de cada parcela e entre as parcelas controle e queimada.

3. HIPÓTESES

H1: as taxas de decomposição da serrapilheira serão menores na parcela queimada, quando comparada à parcela controle;

H2: na parcela queimada, as taxas de decomposição serão mais lentas nas bolsas que permitirem somente a entrada de microartrópodes (malha fina).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Temperaturas e Umidades das Parcelas

Equipamentos que medem a temperatura e umidade foram instalados em cada parcela. Estes ficaram dispostos a 40 cm do solo, e a temperatura e umidade coletadas ao meio-dia. Cada área possui 15 equipamentos, realocados aleatoriamente a cada 15 dias. Lamentavelmente, alguns deles foram danificados no campo, inviabilizando coletas mensais. Entretanto, foi possível coletar dados em dezembro de 2006 (data em que as bolsas foram colocadas no campo), e durante os meses de janeiro, fevereiro, março (estação chuvosa) e maio e agosto de 2007 (estação seca).

4.2 O Experimento de Decomposição da Serrapilheira

Durante o mês anterior a instalação das bolsas de serrapilheira, folhas recém-caídas foram coletadas em bandejas feitas com malha de nylon de 2 mm, distribuídas aleatoriamente na floresta primária. Essas folhas foram misturadas e secas em estufa a 65° C, durante quatro dias.

A decomposição foi estudada através da técnica de bolsas de serrapilheira, primeiramente usada por Bockock & Gilbert (1957). Esta técnica consiste no confinamento de folhas dentro de uma malha de nylon que é deixada no campo e retirada de tempo em tempo. Consiste em uma técnica simples e de fácil condução no campo. Além disso, usada com diferentes tamanhos da malha, esta técnica é útil para testar a influência de diferentes grupos de invertebrados. Sanderman & Amundson (2005) adaptaram um modelo de Seasted & Crossley (1980) representando a influência dos invertebrados sobre a serrapilheira confinada e de que maneira ocorre a perda de peso (Figura 1).

As bolsas foram confeccionadas com malha de nylon de 2 mm que permite a entrada somente de microartrópodes. Para permitir a entrada de macroartrópodes, em metade das bolsas foram feitos três orifícios de 1 cm² em cada lado das bolsas (Mesquita *et al.*, 1998; Vasconcelos & Laurance, 2005; Barlow *et al.*, 2007). Para facilitar a linguagem, as bolsas serão aqui chamadas de malha fina (sem orifícios - somente microartrópodes) e malha grossa (com orifícios - micro + macroartrópodes) (Figura 2).

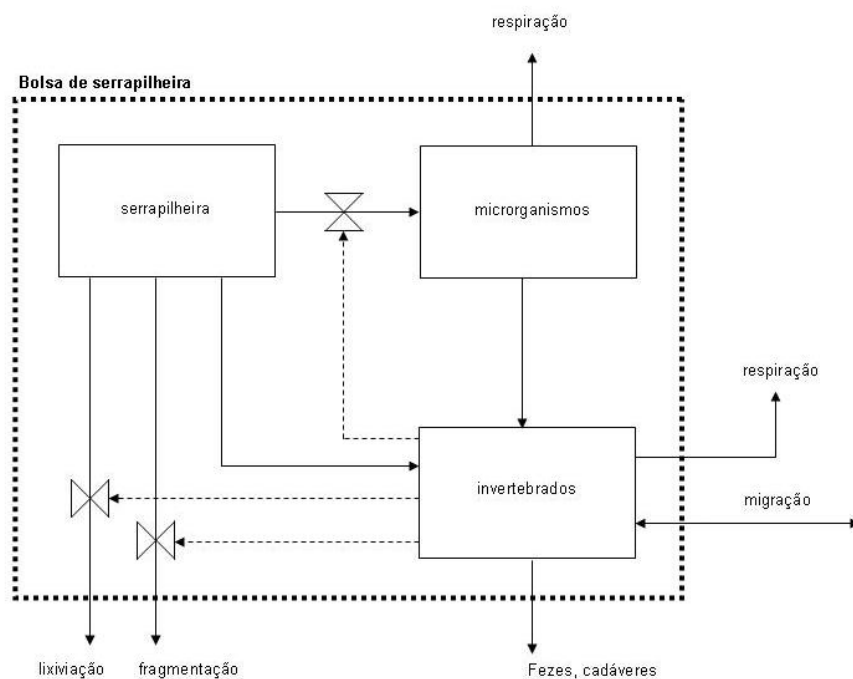


Figura 1. Modelo conceitual de perda de peso da serrapilheira confinada em bolsas de malha. Linhas contínuas representam influências diretas dos invertebrados, linhas pontilhadas representam influências indiretas dos invertebrados.



Figura 2. Bolsas de decomposição de serrapilheira. À esquerda a chamada bolsa de malha fina, permitindo entrada somente de microartrópodes. À direita a bolsa de malha grossa, com orifícios permitindo entrada de macroartrópodes (indicados com as setas).

Um total de 480 bolsas foi confeccionado: 240 de malha fina e 240 de malha grossa. As bolsas foram pesadas individualmente, numeradas e depois preenchidas com 10 g de folhas secas. Foram selecionados aleatoriamente 120 pontos no gradeamento de cada tratamento, contendo 60 bolsas de malha fina e 60 bolsas de malha grossa (cada ponto continha uma bolsa de cada tipo de malha, colocadas lado a lado).

As bolsas foram colocadas no início de dezembro de 2006 e foram retiradas em intervalos de 60 dias, totalizando duas retiradas em cada estação: chuvosa e seca. Assim, as bolsas foram retiradas em fevereiro, abril, junho e agosto. Para cada viagem de campo foram aleatoriamente retiradas 30 bolsas com malha fina e 30 bolsas com malha grossa de cada parcela.

Após serem retiradas do campo, cada bolsa foi aberta, todo o material diferente de folha foi retirado e somente as folhas foram imediatamente pesadas (peso úmido). As bolsas foram secas em estufa a 65° C, durante quatro dias. Novamente, cada saco foi pesado individualmente (peso seco). A diferença entre o peso que foi para o campo e o peso que foi obtido após a retirada do campo é a taxa de decomposição (quanto peso foi perdido, decomposto).

4.3 Análise dos Dados

Para avaliar as diferença entre as temperaturas (°C) e umidades (%) tomadas ao meio-dia em cada parcela foi usado o teste t. A taxa de decomposição de cada parcela foi expressa através da proporção de massa foliar remanescente depois de 2, 4, 6 e 8 meses no campo. Os efeitos da parcela (controle e queimada), retirada e tipos de malha sobre as taxas de decomposição foram testados usando o GLM (do inglês, *General Linear Model*), com comparação aos pares feita através do teste de Tukey HSD.

5. RESULTADOS

5.1 Temperatura e umidade das Parcelas

Na tabela 3 estão representadas as temperaturas e umidade das áreas nos meses de dezembro de 2006 (mês em que foram colocadas as bolsas de decomposição no campo) e alguns meses de 2007. Infelizmente, diversos equipamentos foram danificados no campo, não permitindo a coleta de dados mensal. Entretanto, é possível notar diferenças significativas na temperatura e umidade das áreas. Durante a estação chuvosa, esta diferença não foi significativa. Durante a estação seca, os resultados são significativos: a temperatura é maior na parcela queimada, enquanto que a umidade é menor.

Tabela 3. Médias (\pm erro padrão) da temperatura e umidade relativa das parcelas controle e queimada em 2006 (dezembro) e 2007 (demais meses). Em destaque os resultados significativos (*).

Estação	Mês	Controle	Queimada	t; P	Controle	Queimada	t; P
Chuvosa	Dez	25,7 \pm 3,5	25,4 \pm 2,6	0,35; > 0,05	92,5 \pm 17,7	91,0 \pm 20,8	0,21; > 0,05
	Jan	26,6 \pm 3,1	27,0 \pm 3,1	-0,81; > 0,05	88,3 \pm 21,7	87,5 \pm 19,6	0,18; > 0,05
	Fev	26,9 \pm 4,7	26,51 \pm 2,1	0,67; > 0,05	96,2 \pm 14,5	92,2 \pm 13,0	1,30; > 0,05
	Mar	26,8 \pm 14,3	29,0 \pm 1,4	1,43; > 0,05	74,1 \pm 34,5	73,1 \pm 10,6	0,05; > 0,05
Seca	Mai	26,3 \pm 1,6	27,4 \pm 2,27	-3,01; < 0,001*	75,1 \pm 12,8	58,2 \pm 17,2	7,35; < 0,001*
	Ago	29,4 \pm 1,06	37,9 \pm 10,8	-10,59; < 0,001*	75,1 \pm 12,8	58,2 \pm 17,2	6,21; < 0,001*

5.2 Decomposição da Serrapilheira

Na Figura 3 estão representados os pesos remanescentes de cada parcela, retirada e tipos de malha. Os resultados mostram que a taxa de decomposição da serrapilheira está fortemente relacionada com a parcela ($F_{1, 361} = 59,19$; $P < 0,001$), com a retirada ($F_{3, 361} = 145,42$; $P < 0,001$), e com o tipo de malha usada no experimento ($F_{1, 361} = 24,90$; $P < 0,001$). Houve interação significativa somente entre parcela x tipo de malha ($F_{1, 361} = 12,69$; $P <$

0,001). Entre parcela x retirada, entre retirada x tipo de malha, e entre parcela x retirada x tipo de malha os resultados não foram significativos ($P > 0,05$). A comparação aos pares dentro de cada parcela mostrou que todas as retiradas foram diferentes entre si ($P < 0,001$), com exceção das retiradas dois e três, 120 e 180 dias no campo e respectivamente ($P > 0,05$).

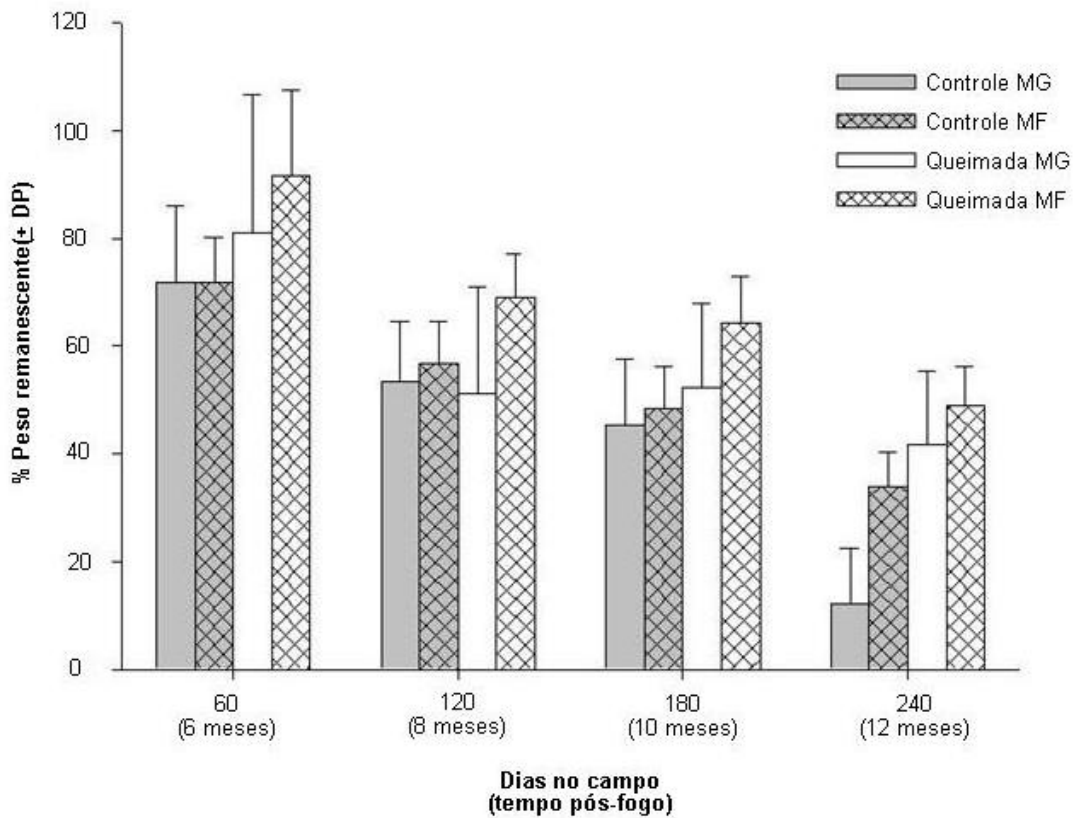


Figura 3. Porcentagem de peso seco remanescente nas bolsas de decomposição de malha grossa (MG) e malha fina (MF) das parcelas controle e queimada.

6. DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo indicam que o fogo reduz a taxa de decomposição de uma floresta e que os artrópodes de serrapilheira exercem grande influência sobre este

processo. A seguir, os resultados serão discutidos examinando os parâmetros aqui investigados.

6.1 Influências do Microclima sobre a Decomposição

Juntamente com características do solo e composição química das folhas, o microclima (umidade, temperatura), exerce influência sobre as taxas de decomposição da matéria orgânica (Sanderman & Amundson, 2005). Embora os dois primeiros não tenham sido investigados aqui, o microclima, representado aqui como temperatura e umidade, pode ter exercido papel secundário sobre o peso remanescente das parcelas, atuando indiretamente. Isto porque mesmo não havendo diferenças no microclima entre as parcelas durante a estação chuvosa, foi detectada menor perda de peso na parcela queimada em comparação a parcela controle. Assim, de maneira indireta, o microclima pode ter influenciado outros fatores um deles pode ter sido a artropofauna da serrapilheira, já que Burghouts *et al.* (1992) detectaram aumento da abundância de diversos invertebrados em serrapilheira mais úmida.

Entretanto, na comparação dentro de cada parcela, não houve diferença entre a segunda e terceira retiradas. Uma possível explicação talvez seja maior proximidade das estações chuvosa (segunda retirada) e seca (terceira retirada), quando as bolsas foram coletadas, onde os efeitos da chuva estão rareando, dando início a estação seca. Ou seja, a diferença entre as estações chuvosa e seca neste momento, não teriam diferenças tão pronunciadas. Neste caso, o microclima pode ter exercido um fator mais importante.

O microclima, por sua vez está diretamente relacionado à cobertura vegetal; florestas com dossel mais aberto são mais quentes e menos úmidas. Alguns estudos mostram que fatores climáticos tais como temperatura, umidade ou padrões de chuva não

estão relacionados à taxa de decomposição em florestas perturbadas (Didham *et al.*, 1998; Burghouts *et al.*, 1992). Outros estudos mostram resultados contrários (*e. g.* Ewell, 1976; Swift *et al.*, 1981; Sundarapandian & Swamy, 1999; Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003; Barlow *et al.*, 2007). Os resultados aqui obtidos concordam com o primeiro grupo, onde o microclima não atuou fortemente sobre o processo de decomposição, já que, mesmo na estação seca foi detectada perda de peso significativa em ambas as parcelas.

6.2 Influências dos Artrópodes sobre a Decomposição

Os resultados deste estudo ressaltam o efeito dos artrópodes sobre a decomposição. Poucos são os estudos que investigam tais efeitos e florestas tropicais. Em outros países tropicais estes estudos incluem Swift *et al.* (1981), Anderson *et al.* (1983) e Burghouts *et al.* (1992). Na Amazônia brasileira os estudos incluem Didham *et al.* (1998), Nepstad *et al.* (2002) e Vasconcelos & Laurance (2005). Destes, apenas Anderson *et al.* e Didham (citados acima) não encontraram relação significativa, em nenhum momento do estudo, entre taxa de decomposição e artrópodes, enquanto todos os demais indicam relação significativa entre estas variáveis. Os resultados deste estudo estão de acordo com o segundo grupo, já que as bolsas de decomposição de malha grossa e, portanto, com presença de micro e macroartrópodes, apresentaram maior taxa de decomposição em ambas as parcelas.

Também é possível perceber outro padrão na resposta dos artrópodes ao fogo, os microartrópodes são mais prejudicados. Isto porque houve interação significativa entre parcela x tipo de malha, onde as bolsas de malha fina apresentaram menor decomposição na parcela queimada. Seasted (1984) ressaltou a estreita relação entre macroartrópodes e serrapilheira, que protege o solo contra altas temperaturas e perda de umidade.

Invertebrados em geral, podem ser muito sensíveis a altas temperaturas, pois esta modifica seu metabolismo, deixando-os mais susceptíveis, interferindo na sua resistência e plasticidade fenotípica para viver a um ambiente perturbado (Chown, 2001). Na parcela queimada, onde havia menor deposição de serrapilheira em todas as coletas (Capítulo 2), possivelmente existia menos umidade, especialmente na estação seca. Não confundir aqui os dados de temperatura e umidade coletados a 50 cm do solo (dados apresentados acima), com a temperatura e umidade da serrapilheira e do solo (não coletados neste estudo).

Portanto, a redução de microartrópodes causada pelo fogo, embora não muito evidente em todas as datas pós-fogo e embora tenha mostrado muita sensibilidade aos efeitos da sazonalidade (Capítulo 2), pode ser uma das causas das menores taxas de decomposição nas bolsas de malha fina. Mesmo não evidente em termos de abundância e densidade em todas as datas pós-fogo, pode ter havido mudanças em termos de composição, assim como aconteceu com a fauna de formigas, direcionando a comunidade para a ocupação de outro nicho. Por exemplo, na parcela queimada, foi detectada maior ocorrência de formigas generalistas e predadoras (Capítulo 3).

O mesmo padrão de redução da perda de peso das bolsas não foi observado na parcela controle. Este efeito só foi visível na última retirada, durante a estação seca. Uma possível explicação talvez seja a redução do número de microartrópodes durante a estação seca em comparação a estação chuvosa (Capítulo 1). Menores taxas de decomposição em bolsas com exclusão de macroartrópodes também foram encontradas por Swift *et al.* (1981) na Nigéria, por Anderson *et al.* (1983) na Malásia e por Nepstad *et al.* (2002) em Santarém, Pará.

Neste estudo a ação dos artrópodes sobre a serrapilheira foi testada usando tipos diferentes de malha. Uma outra alternativa seria levar a serrapilheira confinada nas bolsas

até funis de Berlese, para extração de microartrópodes (e. g. Vasconcelos & Laurance, 2005), e coletar macroartrópodes manualmente. Isto não foi feito neste estudo por um motivo. A atividade dos artrópodes naturalmente oscila, por exemplo, de acordo com a temperatura e umidade (Chown, 2001). Aspectos físicos do ambiente oscilam ao longo do dia, levando a uma modificação da atividade destes animais. A proporção do peso remanescente nas bolsas é resultado da ação dos artrópodes ao longo de todo o tempo que as bolsas ficaram expostas no campo, e não somente do momento em que foram retiradas. Desta maneira, foi entendido que a condução do teste de relação entre abundância de artrópodes e peso remanescente das bolsas, que seria feito no momento da retirada das bolsas, poderia mascarar resultados que podem ser interpretados com uma visão mais ampla, mesmo que isto implique em maior especulação do que em provas estatísticas concretas.

Fortes evidências acerca da ação do fogo sobre os artrópodes de serrapilheira e conseqüências para o processo de decomposição foram adquiridas neste estudo através dos tipos de malhas que as bolsas foram confeccionadas.

7. CONCLUSÃO

Como visto, os resultados deste estudo corroboram alguns resultados e discordam de outros. Vitousek & Sanford (1986) discutem que antes se pensava em um modelo de ciclagem de nutrientes para florestas tropicais e outro para florestas temperadas, e que estudos mais recentes mostram, na realidade, a existência de diversos padrões de ciclagem de nutrientes e de outros componentes importantes como biomassa, queda de folhas e recirculação de nutrientes, além de decomposição da matéria orgânica. Os autores defendem que “não faz sentido descrever uma ‘típica’ floresta tropical e uma ‘típica’

floresta temperada”. Os resultados deste estudo, portanto, somam informações sobre esta afirmação, aumentando nosso conhecimento sobre a decomposição de uma floresta tropical de transição com o cerrado que sofreu perturbação.

Os resultados indicam que (1) na região de floresta amazônica em transição com o cerrado, juntamente com condições climáticas, os artrópodes têm grande participação sobre a redução do volume de serrapilheira; (2) a ação do fogo recorrente reduz as taxas de decomposição; (3) a ação conjunta de macro e microartrópodes é de extrema importância para a redução do volume de serrapilheira, Portanto H1 e H2 aceitas.

Mesmo com resultados mais especulativos acerca da abundância de artrópodes taxa de decomposição, entende-se que a redução significativa da perda de peso das bolsas de serrapilheira de malha fina em ambas as parcelas é uma prova concreta da forte ação dos artrópodes. Mais ainda, a redução significativa da perda de peso das bolsas de malha fina na parcela queimada em relação à parcela controle é prova concreta sobre a ação do fogo retardando este processo.

Os resultados deste estudo também sugerem que apenas níveis intensos de modificação da floresta reduzem as taxas de decomposição, como áreas sem vegetação (Ewell, 1976), pastagem (Kumar & Deepu, 1992), floresta secundária muito jovem – 3 anos de idade (Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003), fragmentos florestais muito pequenos – 1 hectare (Didham, 1998; Rubinstein & Vasconcelos, 2005), plantação de eucalipto (Barlow *et al.*, 2007) e fogo recorrente (este estudo). Isto pode ter conseqüências drásticas sobre a ciclagem de nutrientes e sobrevivência de florestas tropicais intensamente modificadas.

8. LITERATURA CITADA

- ABBOTT, D. T. & CROSSLEY, D. A. J. 1982. Woody litter decomposition following clear-cutting. **Ecology**, 63(1): 35-42.
- ABER, J. D. & MELILLO, J. M. 1980. Litter decomposition: measuring relative contributions of organic matter and nitrogen to forest soils. **Canadian Journal of Botany**, 58: 416-21.
- ABER, J. D. & MELILLO, J. M. 1982. Nitrogen immobilization in decaying hardwood leaf litter as a function of initial nitrogen and lignin content. **Canadian Journal of Botany**, 60: 2263-69.
- ABER, J. D. & MELILLO, J. M. 1991. **Terrestrial ecosystems** Saunders College Publishing: Philadelphia.
- ADEJUYIGBE, C. O.; TIAN, G. & ADEOYE, G. O. 2006. Microcosmic study of soil micriarthropod and earthworm intereaction in litter decomposition and nutrient turnover. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 75: 47-55.
- AERTS, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. **Oikos**, 79: 439-49.
- ANDERSEN, A. N. & MÜLLER, W. J. 2000. Arthropod responses to experimental fire regimes in na Australian tropical savannah: ordinal-level analysis. **Austral Ecology**, 25: 199-209.
- ANDERSON, J. M.; PROCTOR, J. & VALLACK, H. W. 1983. Ecological studies in four contrasting lowland rain forests in Gunung Mulu National Park, Sarawak: III. Decomposition processes and nutrient losses from leaf litter. **Journal of Ecology**, 71(2): 503-27.

- APIOGIAN, K. O.; DAHLSTEN, D. L. & STEPHENS, S. L. 2006. Fire and fires surrogate treatment effects on leaf litter arthropods in a western Sierra Nevada mixed-conifer forest. **Forest Ecology and Management**, 221: 110-22.
- BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; FERREIRA, L. V. & PERES, C. A. 2007. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, 247: 91-97.
- BLAIR, J. M.; CROSSLEY, D. A. & CALAHAM, L. C. 1992. Effects of litter quality and microarthropods on N dynamics and retention of exogenous ¹⁵N in decomposing litter. **Biology and Fertility of Soils**, 12: 241-52.
- BOCOCK, K. L. & GILBERT, O. J. W. 1957. The disappearance of litter under different woodland conditions. **Plant and Soil**, 9: 179-85.
- BRADFORD, M. A.; TODORFF, G. M.; EGGERS, T.; JONES, T. H. & NEWINGTON, J. E. 2002. Microbiota, fauna and mesh size interactions in litter decomposition. **Oikos**, 99: 317-23.
- BRASSELL, H. M. & SINCLAIR, D. F. 1983. Elements returned to the forest floor in two rain forest and three plantation plots in tropical Australia. **Journal of Ecology**, 71: 367-78.
- BUDDLE, C. M.; LANGOR, D. W.; POHL, G. R. & SPENCE, J. R. 2006. Arthropod responses to harvesting and wildfire: implications for emulation of natural disturbance in forest management. **Biological Conservation**, 128: 346-57.
- BURGHOUTS, T.; EARNSTING, G.; KORTHLIS, G. & DE VRIES, T. 1992. Litterfall, leaf litter decomposition and litter invertebrates in primary and selectively logged dipterocarp forest in Sabah, Malaysia. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London- Biological Sciences**, 335(1275): 407-16.

- CHADWICK, D. R. 1998. Decomposition of *Pinus sylvestris* litter in litter bags: influence of underlying native litter layer. **Soil Biology and Biochemistry**, 30: 47-55.
- CHOWN, S. L. 2001. Physiological variation in insects: hierarchical levels and implications. **Journal of Insect Physiology**, 47: 649-60.
- DICKINSON, C. H. & PUGH, G. J. F. 1974. **Biology of plant litter decomposition** Academic Press, London: London, UK.
- DIDHAM, R. K. 1998. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forests fragments. **Oecologia**, 116: 397-406.
- EDWARDS, C. A. 1974. Macroarthropods. *In: Biology of plant litter decomposition* (ed. C. H. P. DICKINSON, G. J. F.), Vol. 2, p 175p. Academic Press London, Londres.
- EDWARDS, P. J. 1982. Studies in mineral cycling in a montane rain forest in New Guinea. V. Rates of cycling in throughfall and litterfall. **Journal of Ecology**, 70: 807-27.
- EWELL, J. J. 1976. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. **Journal of Ecology**, 64(1): 293-308.
- FITTKAU, E. J. & KLINGE, H. 1973. On biomass and trophic structure of the central Amazonian rain forest ecosystem. **Biotropica**, 5(1): 2-14.
- GONZALEZ, G. & SEASTEDT, T. R. 2001. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forests. **Ecology**, 82(4): 955-64.
- HANSEN, R. A. 2000. Effects of habitat complexity and composition on a diverse litter microarthropod assemblage. **Ecology**, 81(4): 1120-32.
- HARDING, D. J. L. & STUTTARD, R. A. 1974. Microarthropods. *In: Biology of plant litter decomposition* (ed. C. H. P. DICKINSON, G. J. F.), Vol. 2, p 175 p. Academic Press of London, Londres.

- HENEGHAN, L.; COLEMAN, D. C.; ZOU, X.; CROSSLEY, D. A. J. & HAINES, B. L. 1999. Soil microarthropod contributions to decomposition dynamics: tropical temperate comparisons of a single substrate. **Ecology**, 80(6): 1873-82.
- HERRERA, R.; JORDAN, C.; KLINGE, H. & MEDINA, E. 1978. Amazon ecosystems: their structure and functioning with particular emphasis on nutrients. **Interciencia**, 3: 223-32.
- JORDAN, C. F. & HERRERA, R. 1981. Tropical rainforests: are nutrients really critical? **The American Naturalist**, 117: 167-80.
- KUMAR, B. M. & DEEPU, J. K. 1992. Litter production and decomposition dynamics in moist deciduous forests of the West Ghats of Peninsular India. **Forest Ecology and Management**, 50: 181-201.
- LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A.; MARTIN, S. & SPAIN, A. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of humid tropics. **Biotropica**, 25(2): 130-50.
- LEE, K. E. & WOOD, T. G. 1971. *Termites and Soils* Academic Press, London and New York: London.
- LORANGER, G.; PONGE, J.-F.; IMBERT, B. & LAVELLE, P. 2002. Leaf decomposition in two semi-evergreen tropical forests: influence of litter quality. **Biology and Fertility of Soils**, 35: 247-52.
- LUIZÃO, F. J.; PROCTOR, J.; THOMPSON, J.; LUIZÃO, R. C. C.; MARRS, R. H.; SCOTT, D. A. & VIANA, V. 1998. Rain forest in Maracá Island, Roraima, Brazil: soil and litter process response to artificial gaps. **Forest Ecology and Management**, 102(291-303).

- LUIZÃO, F. J. & SCHUBART, H. O. R. 1987. Litter Production and Decomposition in a Terra-Firme Forest of Central Amazonia. **Experientia**, 43: 259-65.
- LUSSENHOP, J. 1992. Mechanisms of microarthropod-microbial interactions in soil. **Advances in Ecological Research**, 23: 1-33.
- MCGAVIN, C. G. 2000. Insects, spiders and other terrestrial arthropods Dorling Kindersley: London, U.K.
- MESQUITA, R. C. G.; WORKMAN, S. W. & NEELY, C. L. 1998. Slow decomposition in a *Cecropia*-dominated secondary forest of Central Amazonia. **Soil Biology and Biochemistry**, 30: 167-75.
- NEPSTAD, D. C.; MOUTINHO, P.; DIAS-FILHO, M. B.; DAVIDSON, E.; CARDINOT, G.; MARKEWITZ, D.; FIGUEIREDO, R.; VIANNA, N.; CHAMBERS, J.; RAY, D.; GUERREIROS, J. B.; LEFEBVRE, P.; STERNBERG, L.; MOREIRA, M.; BARROS, L.; ISHIDA, F. Y.; TOHLVER, I.; BELK, E.; KALIF, K. & SCHALBE, K. 2002. The effects of partial throughfall exclusion on canopy processes, aboveground production and biogeochemistry of an Amazon forest. **Journal of Geophysical Research**, 107(D20): 8085, doi:10.1029/2001JD000360.
- PETERSEN, H. & LUXTON, M. 1982. A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition. **Oikos**, 39(3): 288-388.
- PRESTON, C. M.; TROFYMOW, J. A. & GROUP, C. I. D. E. W. 2000. Variability in litter quality and its relationship to litter decay in Canadian forests. **Canadian Journal of Botany**, 78: 1269-87.
- RUBINSTEIN, A. & VASCONCELOS, H. L. 2005. Leaf-litter decomposition in Amazonian forest fragments. **Journal of Tropical Ecology**, 21: 699-702.

- SATCHELL, J. E. 1974. Litter- Interface of animate/ inanimate matter. *In: **Biology of plant litter decomposition*** (ed C. H. P. DICKINSON, G. J. F.), Vol. 1, p 146p. Academic Press of London, Londres.
- SCHAUFF, M. E. 1998. **Collecting and preserving insects and mites- Techniques & tools** National Museum of Natural History: Washington D. C.
- SCHLESINGER, W. 1997. The biosphere: biogeochemical cycling on land. *Em: **Biogeochemistry: an analysis of global change*** (ed W. SCHLESINGER), 588 p. Academic Press, San Diego.
- SEASTEDT, T. R. 1984. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. **Annual Review of Entomology**, 29: 25-46.
- SEASTEDT, T. R. & CROSSLEY, D. A. J. 1980. Effects of microarthropods on the seasonal dynamics of nutrient in forest litter. **Soil Biology and Biochemistry**, 12: 337-42.
- SETÄLÄ, H.; MARSHALL, V. G. & TROFYMOW, J. A. 1996. Influence of body size of soils fauna on litter decomposition and 15N uptake by poplar in a pot trial. **Soil Biology and Biochemistry**, 28(12): 1661-75.
- SOMBROEK, W. G.; NACHTERGAELE, F. O. & HEBEL, P. P. 1993. Amounts, Dynamics and Sequestering of Carbon in Tropical and Subtropical Soils. **Ambio**, 22(7): 417-26.
- SULKAVA, P. & HUHTA, V. 1998. Habitat patchiness affects decomposition and faunal diversity: a microcosm experiment on forest floor. **Oecologia**, 116: 390-96.
- SUNDARAPANDIAN, S. M. & SWAMY, P. S. 1999. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forest at Kodayar in the Western Ghats, India. **Forest Ecology and Management**, 123: 231-44.

- SWIFT, M. J.; RUSSELL-SMITH, A. & PERFECT, T. J. 1981. Decomposition and mineral-nutrient dynamics of plant litter in a regeneratin bush-fallow in sub-humid, tropical Nigeria. **Journal of Ecology**, 69(3): 981-95.
- TAKEDA, H. & ABE, T. 2001. Templates of food-habitat resources for the organization of soil animals in temperate and tropical forests. **Ecological Research**, 16: 961-73.
- TAYLOR, B. R.; PARKINSON, D. & PARSONS, W. F. J. 1989. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. **Ecology**, 70(1): 97-104.
- VASCONCELOS, H. L. & LAURANCE, W. F. 2005. Influence of habitat, litter type and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian lanscape. **Oecologia**, 144: 456-62.
- VASCONCELOS, H. L. & LUIZÃO, F. J. 2004. Litter production and litter nutrient concentrations in a fragmentend amazonian landscape. **Ecological Applications**, 14(3): 884-92.
- VITOUSEK, P. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. **The American Naturalist**, 119: 553-72.
- VITOUSEK, P. M. & SANFORD, J. R. L. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 17: 137-67.
- XULUC-TOLOSA, F. J.; VESTER, H. F. M.; RAMÍREZ-MARCIAL, M.; CASTELLANOS-ALBORES, J. & LAURANCE, D. 2003. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. **Forest Ecology and Management**, 174: 401-12.

YORK, A. 1999. Long-term effects on frequent low-intensity burning on the abundance of litter-dwelling invertebrates in coastal blackbutt forests southeastern Australia. **Journal of Insect Conservation**, 3: 191-99.

ZOU, X.; ZUCCA, C. P.; WAID, R. B. & MCDOWELL, R. H. 1995. Long-term influence of deforestation on tree species composition and litter dynamics of a tropical rain forest in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, 78: 147-57.

CAPÍTULO 5

EFEITOS DO FOGO RECORRENTE SOBRE A MINERALIZAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO

1. INTRODUÇÃO

Apesar de conter uma floresta exuberante, sabe-se que a Amazônia possui solos em sua maioria ácidos e pobres em nutrientes e, em condições naturais, a manutenção da floresta se dá em função da interação entre seus diversos componentes. Um dos fatores chave neste processo é a rápida recirculação de nutrientes (Vitousek, 1984), que pode ser traduzida como “um conjunto de processos integrados que envolvem a transferência de energia e nutrientes entre as partes integrantes de um determinado sistema”.

Para sua sobrevivência, as plantas obtêm nutrientes essenciais de quatro fontes principais: atmosfera, matéria orgânica em decomposição, minerais do solo e soluções do solo (Berner & Berner, 1996). Contudo, em florestas tropicais, a remineralização da matéria orgânica, via decomposição, é a principal fonte de entrada de nutrientes (Gosz *et al.* 1976; Schlesinger, 1997). É através dela que os nutrientes são novamente disponibilizados e assimilados pelas plantas, desempenhando, assim, papel de extrema importância na manutenção da floresta.

A serrapilheira constitui a principal via de entrada de N, e a atmosfera a principal via de entrada de C. Nela está contida, a energia necessária para fungos e bactérias retirarem alimento e energia para sua sobrevivência. Selle (2007) faz uma breve explanação sobre a seqüência dos processos bioquímicos envolvidos na decomposição.

Após a trituração da matéria orgânica feita pelos artrópodes, os microrganismos invadem os tecidos mortos. Neste processo ocorre a liberação e transformação dos elementos, que serão absorvidos pelas plantas. Parte dos compostos e da energia liberada é utilizada pelos microrganismos para seu próprio metabolismo e reprodução. A reprodução destes, por sua vez, causa um aumento da biomassa do solo immobilizando parte dos resíduos que estavam contidos na serrapilheira (imobilizados nos tecidos dos microrganismos). Isto representa uma imobilização temporária dos elementos e da energia que se encontravam originalmente nos tecidos que compunham a serrapilheira e que agora fazem parte do tecido dos micróbios (tecidos animais também estão incluídos nesta descrição). Os nutrientes imobilizados podem atingir grandes quantidades, mas a biomassa é reciclada mais rapidamente que os tecidos e logo estes são liberados. Este retorno para o solo após transformação pelos microrganismos, e na forma assimilável pelos vegetais é chamado *mineralização*.

O equilíbrio entre mineralização e imobilização é variado. Em geral depende da quantidade de carbono da serrapilheira, e da relação deste com nitrogênio, fósforo e enxofre. Quando a serrapilheira é adicionada ao solo, ocorre um aumento da comunidade microbiana, pois esta representa aporte de energia. Com o aumento da comunidade microbiana, a demanda por energia, oxigênio, carbono e nutrientes também aumenta. Os tecidos microbianos possuem uma concentração de 5% de N, o que representa uma razão C/N aproximadamente da ordem de 20 a 30. Se o material acrescentado estiver dentro desta margem, fornecerão o N necessário para a reprodução microbiana e não haverá imobilização nem mineralização no início do processo. Caso a relação C/N seja maior, significa que os microrganismos buscarão outras fontes de N para satisfazer sua demanda o que pode resultar em deficiência temporária de N para as plantas. Em contraste, se a relação C/N for menor do que a margem de 20 a 30, haverá excesso de N, que será

mineralizado pelos microrganismos, tornando-se imediatamente disponíveis para as plantas.

A ação do fogo como um agente perturbador dos processos naturais acarreta na queima da serrapilheira e, inicialmente, provoca uma grande liberação de nutrientes, induzindo a uma rápida fertilização do solo (Schlesinger, 1997). Entretanto, como a serrapilheira, além de fonte de nutrientes, constitui uma proteção do solo contra a lixiviação (Dias-Filho *et al.*, 2001), em pouco tempo é possível notar um empobrecimento dos solos, acompanhado do déficit de nutrientes essenciais para a nutrição das plantas (Davidson *et al.*, 2004). Assim, uma floresta atingida por fogo recorrente pode apresentar taxa menores de liberação de nutrientes, devido a modificações no processo de decomposição da matéria orgânica.

Anteriormente, foi destacada a importância dos artrópodes e sua atuação na quebra da serrapilheira em partículas pequenas, facilitando o acesso de microrganismos aos tecidos vegetais. As modificações da artropofauna causadas pelos incêndios, reduziram as taxas de decomposição na floresta queimada. Este capítulo terá como enfoque as taxas de liberação de C e N contidos na serrapilheira, que constitui uma etapa importante na ciclagem destes elementos, antes da sua reabsorção pelas plantas.

Dos muitos elementos químicos naturais existentes, somente 18 são considerados essenciais, ou seja, sem os quais as plantas não podem crescer e completar seus ciclos (Brady & Neil, 1999). Dentro deste grupo estão incluídos o carbono, fixado pelas plantas a partir do CO₂ atmosférico, e o nitrogênio, assimilado principalmente nas formas de nitrogênio orgânico dissolvido e inorgânicas de amônio e nitrato, a partir das soluções do solo.

Neste capítulo será investigada a taxa de liberação destes elementos usados em grande proporção pelas plantas (macronutrientes). Serão comparadas as taxas de liberação de carbono e nitrogênio em uma área de floresta não atingida pelo fogo (controle) e uma área de floresta atingida por fogo recorrente, em uma região de transição entre floresta amazônica e cerrado.

1.1 Aspectos Gerais da Ciclagem de Nutrientes

As plantas obtêm da atmosfera e dos solos os elementos essenciais para sua vida, incorporando-os em moléculas orgânicas como, por exemplo, celulose, glicose e aminoácidos. Os animais que se alimentam das plantas e de outros animais utilizam estas moléculas, inicialmente sintetizadas pelas plantas, e as transformam em proteína animal. A matéria orgânica morta de animais e vegetais é decomposta e remineralizada por microrganismos. Os nutrientes provenientes deste processo retornam aos solos, tornando-se potencialmente disponíveis para reutilização pelas plantas na sua nutrição e produção de novos tecidos vegetais (Schlesinger, 1997). Portanto, as plantas constituem a base da cadeia de transferência de energia de um sistema. Esta cadeia envolve elementos bióticos (vegetais, animais, microrganismos) e abióticos (solo, atmosfera, água). Em termos simples, o ecossistema é constituído por três elementos básicos: os produtores (vegetais), os consumidores (incluindo os decompositores) e a matéria orgânica e inorgânica.

Segundo Pritchett & Fisher (1987), a ciclagem de nutrientes pode ser classificada em duas fases: externa e interna (Figura 1). A **fase externa**, também chamada fase geoquímica, refere-se à transferência de nutrientes para dentro e para fora do sistema. A transferência para dentro do sistema se dá pelo aporte de gases da atmosfera, precipitação, deposição e intemperismo químico de minerais contidos na rocha-mãe, e a transferência

para fora do sistema se dá por vias gasosas, lixiviação e erosão. A **fase interna**, também chamada de ciclo biológico, abrange apenas a ciclagem interna de nutrientes no sistema. Este ciclo pode ser dividido em duas outras fases: ciclo bioquímico e ciclo biogeoquímico. O **ciclo bioquímico** é a translocação de nutrientes dentro da planta. Nesta ciclagem, que acontece antes da abscisão da folha senil, ocorre o transporte de nutrientes móveis de tecidos velhos e fotossinteticamente inativos para os tecidos jovens em crescimento ativo. Com exceção principalmente do cálcio, e em menor proporção o magnésio, grande parte dos nutrientes é reaproveitado pela planta neste ciclo. O **ciclo biogeoquímico** é a ciclagem da serrapilheira acima e abaixo do solo e se constitui na principal via de transferência de carbono, nitrogênio e fósforo, dentre outros (Cole & Rapp, 1980; Schlesinger, 1997). Nesta ciclagem também está incluída a entrada de nutrientes via lavagem do dossel da floresta e via escoamento da água pelo tronco das árvores (Berner & Berner, 1996; Schlesinger, 1997; Sanderman & Amundson, 2005). A ciclagem biogeoquímica é de grande importância para a manutenção do sistema, pois as plantas assimilam nutrientes do solo muito mais rapidamente do que os nutrientes são gerados pela atmosfera e pelo intemperismo (Schlesinger, 1997).

Portanto a ciclagem de nutrientes inicia-se quando os organismos autotróficos sintetizam a matéria orgânica a partir de elementos existentes no meio, como C e N. Uma vez sintetizada, a matéria orgânica constitui centro de energia potencial acumulada, que é aproveitado pelos organismos heterotróficos no seu metabolismo. Ambos, autotróficos e heterotróficos, ao senescer, retornam ao meio mediante a decomposição. As principais vias de entrada e saída de nutrientes de um sistema estão representadas na Figura 1.

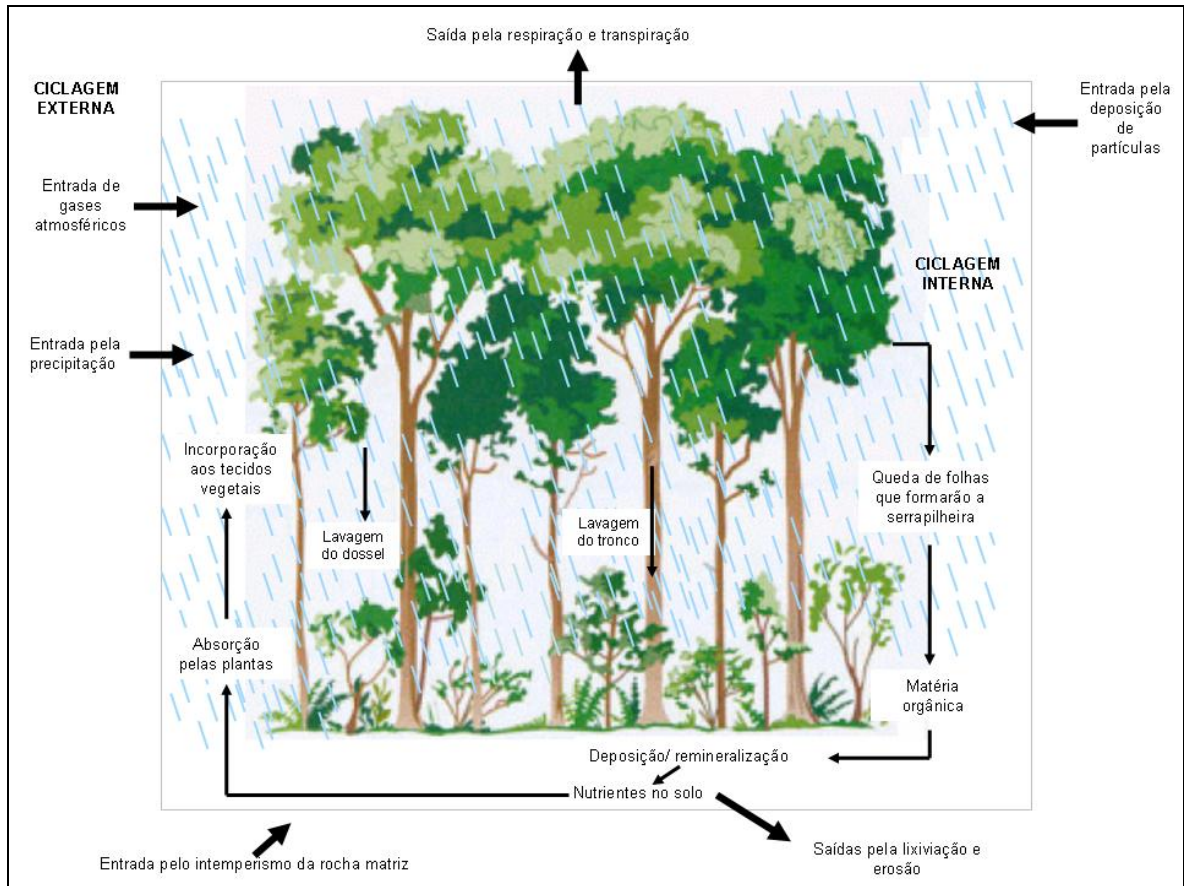


Figura 1. Esquema representando as principais vias de entrada e saída de nutrientes de um sistema.

Dentre os elementos essenciais para a vida, podem ser citados o carbono e o nitrogênio. O carbono, presente em abundância na atmosfera, constitui no mais importante elemento para a síntese da matéria orgânica, representando cerca de 50% do peso seco dos seres vivos (Houghton, 2005). As plantas convertem energia luminosa em energia química, transformando dióxido de carbono (CO_2), água e nutrientes (como N e P) em compostos orgânicos e oxigênio gasoso (O_2). Este processo é chamado de fotossíntese. O carbono está presente nas plantas sob a forma de celulose, lignina, açúcares, ceras, dentre outros. O nitrogênio é utilizado pelas plantas para formar os aminoácidos, proteínas e ácidos

nucléicos. Entretanto, este elemento não está disponível na natureza na forma assimilável pelas plantas. Para tanto, são necessárias algumas transformações.

Os ciclos destes nutrientes essenciais envolvem diversas etapas, e os artrópodes atuam em uma fase importante deste processo que é a quebra da matéria orgânica, facilitando sua decomposição química. Ao mesmo tempo, microartrópodes são “pastadores” da comunidade microbiana, aumentando a liberação de nutrientes contidos nas células dos fungos e bactérias (Anderson *et al.*, 1983) e ainda estimulam o *turnover* de microrganismos, o que também acelera a decomposição (Milton & Kaspari, 2007). Além disso, embora em menor proporção, já que estes animais têm curto período de vida, também liberam ao meio os elementos contidos em seu organismo, que podem ser rapidamente decompostos e devolvidos ao ciclo (Seasted & Tate, 1981). A seguir, será comentado como os artrópodes participam dos ciclos do carbono e nitrogênio.

1.2 Atuação dos Artrópodes no Ciclo do Carbono

Segundo Houghton (2005), o ciclo do carbono é importante no mínimo por três motivos: (1) o carbono constitui a principal estrutura de todos os seres vivos do planeta; (2) o ciclo do carbono mantém próximo da Terra o fluxo de energia vital para os seres vivos, uma vez que as plantas transformam energia radiante em açúcares e outras formas de matéria orgânica, sendo esta energia o suporte das teias alimentares do planeta; e (3) é preocupante o crescente aumento do efeito estufa cujos principais gases responsáveis são o gás carbônico (CO₂) e o metano (CH₄).

O gás carbônico é retirado da atmosfera pelos produtores terrestres e aquáticos, durante o processo de fotossíntese, e convertido em moléculas complexas como açúcares, com grande movimentação pela planta, ou como moléculas estruturais e com pouca

movimentação, como a celulose e lignina que se tornam parte da biomassa vegetal (Aber & Melillo, 2001). Os açúcares são ingeridos por organismos heterotróficos e utilizados na respiração aeróbica, que retorna o gás carbônico para a atmosfera, eventualmente tornando-o disponível para os organismos autotróficos. Já os compostos imóveis (lignina, tanino, celulose, hemicelulose, ceras) vão participar da formação da serrapilheira após a abscisão da folha senil. O retorno ao solo do carbono presente na serrapilheira é mais lento do que o carbono consumido sob forma de açúcar, e constitui um processo importante dentro do ciclo do carbono em florestas tropicais. Os artrópodes têm papel de extrema importância nesta etapa do ciclo.

De maneira geral, os artrópodes quebram o material vegetal (decomposição física), permitindo maior acesso dos microrganismos ao tecido vegetal morto e, ao mesmo tempo, aumentando a aeração e a absorção de água pelo tecido vegetal, facilitando a atividade microbiana e, por conseguinte, acelerando a decomposição. Desta maneira, atuam indiretamente na liberação de elementos químicos. Entretanto, alguns artrópodes atuam diretamente na liberação destes elementos. Por exemplo, dentro do grupo dos macroartrópodes os cupins têm grande importância na ciclagem de carbono em florestas tropicais, já que são capazes de digerir moléculas complexas como a celulose, liberando metano diretamente na atmosfera (Schaefer & Whitford, 1981). Os microartrópodes, especialmente representados por colêmbolas e ácaros, também atuam na liberação do carbono, através da digestão de lignina e celulose (Seastedt, 1984). Assim, os artrópodes têm papel importante na liberação do carbono, pois, transformam e/ou auxiliam a transformação do carbono orgânico em carbono inorgânico que será novamente assimilado pelas plantas.

Como dito, em florestas tropicais a decomposição é a principal via de entrada de nutrientes. Considerando-se a importância dos artrópodes neste processo, uma floresta atingida pelo fogo recorrente pode apresentar menor taxa de liberação de carbono para reutilização pelos vegetais, devido à mortalidade destes invertebrados, e devido a mudanças indiretas no ambiente que modificam sua composição. Isto teria implicações para o crescimento vegetal, já que o carbono assimilado é utilizado na formação de novos tecidos, especialmente das raízes (Sanderman & Amundson, 2005). Assim, o carbono presente na serrapilheira de uma área queimada pode ser maior, já que o processo de liberação pode ser mais lento.

1.2 Atuação dos Artrópodes no Ciclo do Nitrogênio

O nitrogênio é um dos principais nutrientes que as plantas necessitam retirar dos solos, pois, embora componha 79% dos gases da atmosfera, sob a forma de N_2 (Kuhlbusch *et al.*, 1991), esta não é diretamente assimilável pelas plantas em geral, com exceção daquelas em que a associação simbiótica com bactérias permite a sua fixação biológica (Schlesinger, 1997; Aber & Melillo, 2001; Galloway, 2005). As formas assimiláveis do N são amônio (NH_4^+) ou nitrato (NO_3^-), presentes na solução de solo, após transformação biológica.

Antes da assimilação e síntese na matéria orgânica, a planta redistribui para tecidos jovens e fotossintetizantes, cerca de 40% do nitrogênio da folha senil (Aber & Melillo, 2001). O restante fará parte da serrapilheira e será decomposto, sofrendo diversas transformações, para ser novamente assimilado. É nesta fase que os artrópodes atuam. Exatamente como o fazem para o carbono (e diversos nutrientes), os macro e microartrópodes atuam na decomposição física da serrapilheira, facilitando o acesso dos

microrganismos ao interior do tecido vegetal morto. Os microartrópodes ainda atuam na decomposição química da serrapilheira, já que os colêmbolas podem contribuir com mais de 30% da mineralização do nitrogênio (Lussenhop, 1992). Os microartrópodes também atuam indiretamente na decomposição, através de seus hábitos alimentares. Se alimentam de fungos, estimulando o *turnover* destes organismos, o que também acelera a decomposição.

Na atmosfera, além da sua fase gasosa, o nitrogênio também está presente nas formas de amônio e nitrato (NO_3), que são depositados via precipitação (Aber & Melillo, 2001). Áreas com modificação da paisagem através de queimadas adicionam nitrogênio na atmosfera especialmente sob forma de N_2 e óxidos de N. Devido ao aumento das queimadas na Amazônia, grandes perdas de nitrogênio para a atmosfera têm sido reportadas (Kauffman *et al.*, 1993).

Os efeitos do fogo inicialmente resultam em um acréscimo dos teores de nutrientes nos solos. Porém, após a adição de nitrogênio assimilável ao solo, resultante da queima dos tecidos vegetais (NH_4 e NO_3), este elemento é rapidamente incorporado à biomassa viva ou perdido via lixiviação e erosão, observando-se em seguida um déficit na disponibilidade de nitrogênio nos solos (Lobert *et al.*, 1990; Uhl & Jordan, 1984). Assim como ocorre com o carbono, uma área atingida por fogo recorrente pode ter menor liberação de nitrogênio via decomposição, já que o fogo modifica a comunidade de artrópodes da serrapilheira. Desta maneira, em áreas queimadas o acúmulo de nitrogênio das folhas pode ser maior, já que o processo de liberação pode ser mais lento.

2. OBJETIVO ESPECÍFICO

a) Avaliar as porcentagens de carbono e nitrogênio presente nas folhas das bolsas de serrapilheira nas parcelas controle e queimada

3. HIPÓTESE

H1: as porcentagens de carbono e nitrogênio serão maiores na parcela queimada quando comparadas à parcela controle.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Conforme descrito no Capítulo 4, a taxa de decomposição foi medida através da técnica da bolsa de serrapilheira. Estas bolsas eram compostas de malha de nylon de 2 mm (malha fina) permitindo a entrada somente de microartrópodes. Em bolsas do mesmo material foram feitos seis orifícios de 1 cm² (malha grossa), permitindo assim, a entrada também de macroartrópodes. Folhas recém-caídas de diversas espécies foram coletadas aleatoriamente na floresta não queimada e secas em estufa a uma temperatura de 65° C por quatro dias. Estas folhas foram misturadas, e cerca de 10 g deste material foi colocado nas bolsas e deixado no campo, distribuídas aleatoriamente no gradeamento da área de estudo.

A cada 60 dias, 30 bolsas de malha fina e 30 bolsas de malha grossa foram retiradas do campo e secas em estufa a 65° C por quatro dias. Destas, 10 bolsas de cada tipo de malha foram selecionadas aleatoriamente, trituradas em moinho específico e encaminhadas ao laboratório para análise da concentração de C e N (%). No laboratório, alíquotas de aproximadamente 20 mg de amostra foram colocadas em cápsulas de estanho, pesadas em balança analítica de seis casas decimais e injetadas em analisador elementar da marca

Fissons®, acoplado ao um espectrômetro de massas da marca Finnigan®, Modelo Delta Plus. A quantificação foi feita por comparação com padrões externos.

4.1 Análise dos Dados

Os efeitos da parcela (controle e queimada), retirada e tipos de malha sobre as concentrações de C e N foram testados usando o GLM (do inglês, *General Linear Model*), com comparação aos pares feita através do teste de Tukey HSD. Estes testes foram feitos no programa SPSS 10.0. A relação entre a porcentagem de peso perdido e a razão C:N foi testada através da regressão simples. Estas análises foram feitas no programa Systat 10.0.

5. RESULTADOS

5.1 Concentração de Carbono da Serrapilheira

Na Figura 2 estão representadas as concentrações média de C de cada parcela obtidas em cada retirada e tipos de malha. Os resultados indicam que a concentração de C foi diferente entre as parcelas ($F_{1, 80} = 37,06$; $P < 0,001$) e entre as retiradas ($F_{1, 80} = 51,34$; $P < 0,001$), mas não foi diferente entre os tipos de malha das bolsas ($F_{1, 80} = 1,70$; $P > 0,05$). Houve interação significativa somente entre parcela x retirada ($F_{1, 80} = 62,39$; $P < 0,001$). As interações entre parcela x tipo de malha, retirada x tipo de malha e entre parcela x retirada x tipo de malha não apresentaram diferenças significativas ($P > 0,05$). A comparação aos pares mostrou que a porcentagem de C das retiradas 1 e 2 são semelhantes entre si ($P > 0,001$), as porcentagens de C das retiradas de 3 e 4 são semelhantes entre si ($P > 0,001$) e que as porcentagens de C das retiradas 1 e 2 são diferentes de 3 e 4 ($P < 0,001$). Ou seja, as

porcentagens de C são semelhantes dentro de uma mesma estação do ano, seja chuvosa ou seca, mas distintas entres si.

5.2 Concentração de Nitrogênio da Serrapilheira

Na Figura 2 estão representadas as concentrações médias de N de cada parcela obtidas em cada retirada e tipos de malha. Os resultados indicam que a concentração de N foi diferente entre as parcelas ($F_{1, 80} = 40,36$; $P < 0,001$), e entre os tipos de malha ($F_{1, 80} = 4,46$; $P < 0,05$), mas não diferente entre as retiradas ($F_{1, 80} = 2,40$; $P > 0,05$). A interação entre parcela x retirada, parcela x tipo de malha, retirada x tipo de malha e parcela x retirada x tipo de malha não apresentou diferenças significativas ($P > 0,05$).

5.3 Razão C/N da Serrapilheira

Na Figura 2 estão representadas a razão média C/N de cada parcela obtidas em cada retirada e tipos de malha. Os resultados indicam que a razão C/N foi diferente entre as parcelas ($F_{1, 80} = 4,07$; $P = 0,05$), e entre as retiradas ($F_{1, 80} = 12,79$; $P < 0,001$), mas não foi diferente entre os tipos de malha das bolsas ($F_{1, 80} = 1,22$; $P > 0,05$). Houve interação significativa entre parcela x tipo de malha ($F_{1, 80} = 4,36$; $P < 0,05$) e entre parcela x retirada ($F_{1, 80} = 14,57$; $P < 0,001$). A interação entre tipo de malha x retirada, e parcela x retirada x tipo de malha não foi significativa ($P > 0,05$). A comparação aos pares mostrou que a razão C:N das retiradas 1 e 2 são semelhantes entre si ($P > 0,001$), a razão C:N das retiradas 3 e 4 são semelhantes entre si ($P > 0,001$) e que a razão C/N das retiradas 1 e 2 são diferentes de 3 e 4 ($P < 0,001$). Ou seja, da mesma forma que a concentração de C, a razão C/N é semelhante na estação chuvosa e na estação seca, mas distinta entre estações.

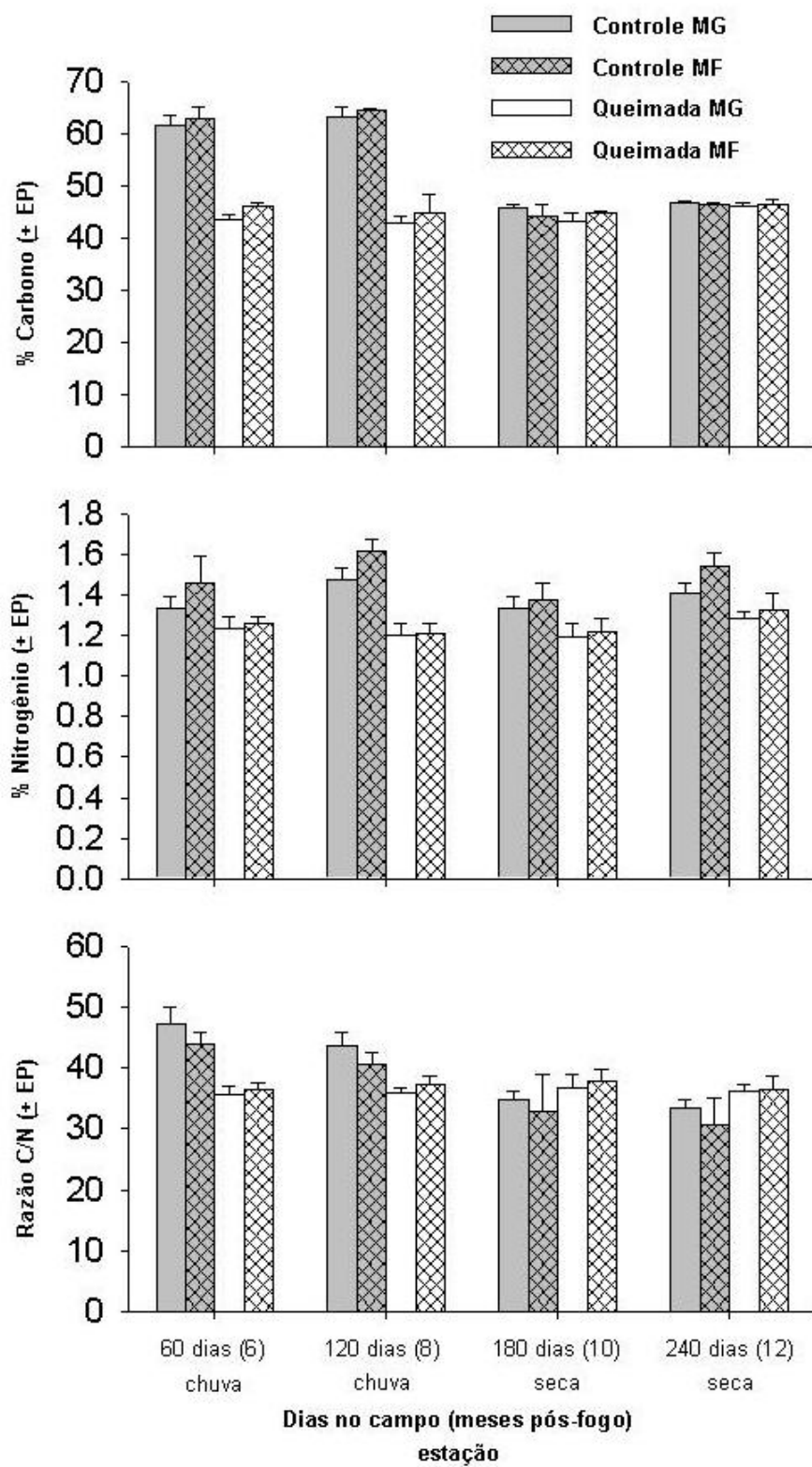


Figura 2. Concentração de C, N e razão C/N nas parcelas controle e queimada, nas bolsas de decomposição de malha grossa (MG e malha fina (MF).

6. DISCUSSÃO

Os elementos quantificados neste estudo (C e N) estão presentes nas folhas em formas orgânicas, sejam elas de qualquer natureza (*e. g.* proteína, pigmento, lignina). À medida que a concentração de C e N nas folhas vai sendo reduzida, significa que estes elementos foram imobilizados por outros organismos, perdidos para a atmosfera no metabolismo dos organismos, ou liberados das folhas e disponibilizados no solo em formas reassimiláveis pelas raízes das plantas ou outros organismos.

Diversos estudos ressaltam a influência da qualidade da serrapilheira sobre a perda de peso das bolsas de decomposição e testam a decomposição desta em áreas impactadas em florestas tropicais (*e. g.* Burghouts *et al.*, 1992; Zou *et al.*, 1995; Didham, 1998; Mesquita *et al.*, 1998; Loranger *et al.*, 2002; Rubistein & Vasconcelos, 2005; Vasconcelos & Laurance, 2005; Barlow *et al.*, 2007). Alguns deles fizeram análises químicas, testando a concentração de diversos elementos antes do confinamento das folhas nas bolsas, outros apenas selecionaram folhas notadamente mais espessas e ásperas, e visivelmente mais lignificadas. Os resultados indicam que espécies com estas características decompõem mais lentamente. Portanto a composição química da serrapilheira pode ser um bom indicativo das taxas de decomposição.

Entretanto, o objetivo deste Capítulo não é testar a qualidade da serrapilheira, e sim a influência dos artrópodes sobre a mineralização de C e N em uma floresta queimada, simulando o que aconteceria no chão da floresta. Portanto, neste estudo foram utilizadas folhas de diversas naturezas, constituindo, por este motivo, material heterogêneo. Assim, assumiu-se que as bolsas continham mistura semelhante de tipos de folha, e apesar de não medida, assumiu-se que continham quantidade inicial de C e N semelhantes entre si.

6.1 Carbono

Os resultados apresentaram maior concentração de carbono na parcela controle nas retiradas um e dois, ambas feitas durante a estação chuvosa. Burghouts *et al.* (1992) também encontraram maior concentração de C na floresta não-perturbada quando comparada a uma floresta com exploração madeireira na Malásia. Já que os sítios de estudo eram distantes e possuíam solos muito diferentes, os autores não souberam mensurar se estes resultados foram efeitos do tipo de solo ou da perturbação. No presente estudo os sítios ficavam muito próximos e possivelmente não possuíam tipos de solo diferentes o suficiente para influenciar os resultados. Portanto, os resultados observados aqui devem estar atrelados aos efeitos do fogo. Em contraste, Xuluc-Tolosa (2005) não detectou modificações na concentração de C em florestas secundárias de diversas idades em uma floresta tropical seca no México. No estudo citado a concentração de C se manteve estável ao longo do ano, mas os autores enfatizaram a relação C:N na discussão dos resultados (veja discussão adiante). Segundo Singh & Gupta (1977), no processo de decomposição química, o C é usado como fonte de energia e o N é assimilado sob forma de proteínas essenciais pelos microrganismos (fungos e bactérias). Assim, a concentração relativamente mais elevada de C na parcela controle pode indicar maior atividade microbiana. A ação destes microrganismos é mais intensa especialmente no período chuvoso, onde as condições do clima são mais favoráveis, e a serrapilheira está mais umedecida favorecendo a decomposição (Lavelle *et al.*, 1993; Aerts, 1997). O fato de não haver diferenças estatisticamente significativas entre os tipos de bolsa (malha fina e malha grossa) em relação ao teor de C da serrapilheira, sugere que tanto macro quanto microartrópodes favorecem igualmente a ação dos microrganismos, possivelmente através do maior acesso ao tecido morto das folhas.

6.2 Nitrogênio

Diferente do observado em relação ao C, as concentrações de N das folhas seguiram o padrão do tipo de malha, em ambas as parcelas, com valores mais elevados nas bolsas de malha fina. Estes resultados podem ser efeito da fragmentação das folhas feita pela ação em conjunto dos macro e microartrópodes, e em particular a ação destes sobre a comunidade microbiana, já que a atividade de “pastagem” estimula o *turnover* dos microrganismos acelerando também a decomposição (Sanderman & Amundson, 2005). Swift *et al.* (1981) também encontraram concentrações de N seguindo o padrão das malhas e atribuíram estes resultados a ação dos invertebrados.

Em ambas as parcelas, as concentrações de N se mantiveram estáveis. Entretanto, a parcela controle apresentou concentrações maiores do que a parcela queimada. Existe uma série de possibilidades para maior concentração de N na parcela controle, porém nenhuma delas testada aqui: queda de serrapilheira, lavagem do dossel e dos troncos que carrega grandes quantidades de N, fixação, absorção de amônio da atmosfera, deposição de partículas da atmosfera depositadas e imobilização pelos fungos (Melillo *et al.*, 1982). Estes fatores podem ter sido modificados pelo fogo recorrente e podem ter influenciado os resultados, interagindo isoladamente ou em conjunto. O fato é que N é um dos mais importantes elementos que determina a taxa de decomposição da matéria orgânica, já que limita a atividade, o crescimento e o *turnover* microbianos (Heat *et al.*, 1997).

6.3 Razão C/N

Considerando que no processo de decomposição os organismos imobilizam C e N, mas também perdem C na forma de dióxido de carbono durante a respiração, fica mais claro entender o processo de decomposição através da observação dos resultados de C/N.

A relação C/N em geral é amplamente discutida, pois, isolados, estes elementos não explicam muito o processo de decomposição. Isto porque há interação entre C e N, e diversos outros elementos (Singh, 1969). Entretanto, apesar de suas restrições, dado que as vegetações do planeta apresentam diferentes composições e interações com o microclima e tipo de solo, em geral, a razão C/N constitui um bom indicador das taxas de decomposição (Heal *et al.*, 1997).

Os resultados de C/N apresentaram diferenças entre parcelas, entre retiradas, entre parcela x malha e entre parcela x retirada. Na parcela controle a razão C/N foi maior nas duas retiradas iniciais, reduzindo gradativamente até ficar menor do que na parcela queimada, nas duas últimas retiradas. Já que em ambas as parcelas a razão C/N foi entre 20 e 30, significa que o aporte de energia requisitada pelos microrganismos foi menor do que o necessário (Selle, 2007). Heal *et al.* (1997) discutem que se a concentração de N é inferior a 2,5% e a razão C/N é muito superior a 20%, então o N será imobilizado até a decomposição e a respiração reduzirem a razão C/N. No presente estudo, ambas as parcelas apresentaram estas características. Isto significa que os microrganismos precisaram buscar outras fontes de N para seu metabolismo em ambas as parcelas. Entretanto, estas fontes não estavam disponíveis na parcela queimada, pois percebe-se uma estagnação da razão C/N nesta floresta. Portanto, a maior razão C/N na floresta controle indica maior atividade microbiana.

Observando agora a diferença entre os tipos de malha, com maior razão C/N nas bolsas de malha grossa na floresta não-queimada, pode novamente perceber a importância da ação conjunta de macro e microartrópodes para a decomposição da serrapilheira. Já a parcela queimada não apresentou essa diferença, entre tipos de malha, indicando modificação da comunidade de artrópodes.

Também é importante perceber uma redução gradativa da concentração de C, N e C/N nas folhas da parcela controle, e um processo praticamente estagnado na parcela queimada. Isto sugere que o processo de liberação e mineralização de nutrientes em uma floresta atingida pelo fogo recorrente é interrompido, ou pelo menos reduzido a taxas muito pequenas.

7. CONCLUSÃO

Neste estudo na foi detectado aumento da proporção de C e N na parcela queimada. Portanto H1 rejeitada. Entretanto, o aumento da razão C/N indica que o fogo recorrente reduz, sim, a mineralização de nutrientes através da redução da atividade da comunidade microbiana na serrapilheira.

A Figura 3 mostra a interação entre os principais resultados deste estudo. Na floresta não-queimada, especialmente na estação chuvosa, é possível perceber que quando aumenta a relação C/N, o peso remanescente nas bolsas tende a reduzir, ou seja, maior a taxa de decomposição. Na floresta queimada este processo não é observado, mesmo na estação chuvosa, que favorece a ação microbiana. Na estação seca, com data pós-fogo mais avançada, estes resultados parecem seguir a mesma tendência, entretanto, a floresta queimada ainda apresentou menor perda de peso.

Em uma comparação entre os tipos de malha, durante a estação chuvosa, é possível observar que a razão C/N aumenta nas bolsas que permitem entrada de macro e microartrópodes (malha grossa- MG), mostrando a importância da ação de ambos na trituração da matéria orgânica de estímulo do *turnover* da comunidade microbiana. Na floresta atingida por fogo recorrente, em comparação a floresta não-queimada, este processo é reduzido.

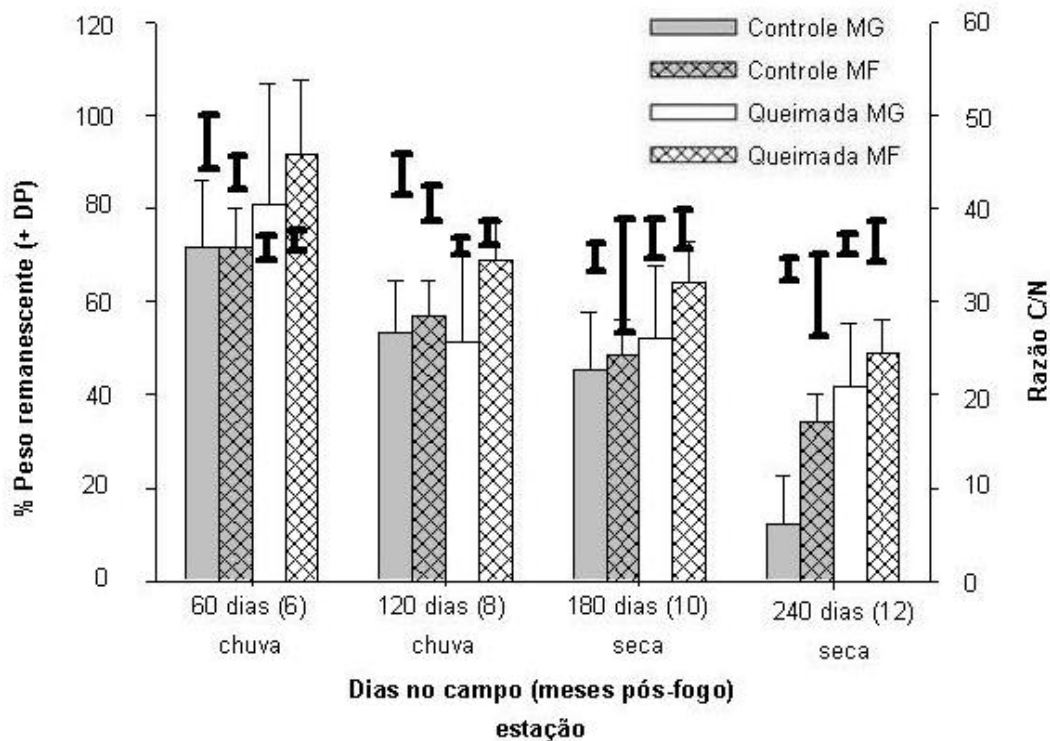


Figura 3. Reunião dos principais resultados deste estudo. No eixo do X estão representadas as datas das retiradas das bolsas de decomposição, dos dois tipos de malha usados (malha grossa- MG e malha fina- MF). No eixo do Y estão representados o peso remanescente de cada tipo de bolsa. No segundo eixo do Z está representado o erro padrão da Razão C/N.

8. LITERATURA CITADA

ABER, J. D. & MELLILO, J. M. 2001. Plant soil interactions - Summary effects on nutrient cycling. *In: Terrestrial Ecosystem* (ed J. D. A. J. D. MELLILO), pp. 253-69. Harcourt - Academic Press, San Diego.

AERTS, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 79(3): 439-49.

- ANDERSON, J. M. & INESON, P. 1983. Interactions between soil arthropods and microorganisms in carbon, nitrogen and mineral element fluxes from decomposing leaf litter. *In: Nitrogen as an ecological factor.* (ed J. A. M. LEE, S. AND RORISON, I. H.), pp. 59-88. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; FERREIRA, L. V. & PERES, C. A. 2007. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, 247: 91-97.
- BERNER, E. K. & BERNER, R. A. 1996. Chemical weathering and water chemistry. *In: Global environment: water, air and geochemical cycles* E. K. B. R. A. BERNER ed., pp. 141-64. Prentice-Hall.
- BOCOCK, K. L. & GILBERT, J. 1957. The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. **Plant and Soil**, 9: 179-85.
- BRADY, N. C. & WEIL, R. R. 1999. The nature and properties of soils. Prentice Hall, Inc. Simon and Schuster A Viacon Company. 07458. 2ª Edição. Upper Saddle River, New Jersey
- BURGHOUTS, T.; EARNSTING, G.; KORTHLIS, G. & DE VRIES, T. 1992. Litterfall, leaf litter decomposition and litter invertebrates in primary and selectively logged dipterocarp forest in Sabah, Malaysia. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London- Biological Sciences**, 335(1275): 407-16.
- COLE, D. W. & RAPP, M. 1980. Elemental cycling in forested ecosystems. *In: Dynamic properties of forest ecosystem.* D. E. REICHLER ed., pp 341-409. Cambridge University Press, Cambridge.

- DAVIDSON, E.; NEILL, C.; KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, V. R. & MARKEWITZ, D. 2004. Loss of nutrients from terrestrial ecosystems to streams and the atmosphere following land use change in Amazonia. **Geophysical Monograph Series**: 147-58.
- DIAS-FILHO, M. B.; DAVIDSON, E. & CARVALHO, C. J. R. 2001. Linking biogeochemical cycles to cattle pasture management and sustainability in the Amazon basin. *In: **The biogeochemistry of the Amazon Basin***. R. V. M. MCCLAIN, E J. RICHEY ed., pp 84-105. Oxford University Press, Nova Iorque.
- DIDHAM, R. K. 1998. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forests fragments. **Oecologia**, 116: 397-406.
- FOLSTER, H. & KHANNA, P. K. 1997. Dynamics of nutrient supply in plantation soils. *In: **Managment of Soil, Nutrients and Water in Tropical Plantation Forests*** E. K. B. SADANADAN & A. G. NAMBIAR, eds., Vol. 43, p 571. ACIAR Monograph.
- GALLOWAY, J. N. 2005. The global nitrogen cycling. *In: **Biogeochemistry*** W. H. SCHLESINGER ed., pp. 557-83. Elsevier.
- GOSZ, J. R.; LIKENS, G. E. & BORMANN, F. H. 1976. Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the Hubbard Brook Forest. **Ecological Monographs**, 43: 173-91.
- HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. & SWIFT, M. J. 1997. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. *In: **Plant litter quality and decomposition*** G. C. K. E. GILLER ed., pp. 3-30. CAB Internacional, Wallingford.
- HOUGHTON, R. A. 2005. The contemporary carbon Cycle. *In: **Biogeochemistry*** W. H. SCHLESINGER ed., pp. 473--514. Elsevier.

- KAUFFMAN, J. B.; CUMMINS, D. L.; WARD, D. E.; SALCEDO, I. H. & SAMPAIO, E. V. S. B. 1993. Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in Neotropical dry forests. **Ecology**, 74: 140-51.
- KUHLBUSCH, T. A.; LOBERT, J. M.; CRUTZEN, P. J. & WARNEK, P. 1991. Molecular nitrogen emissions from denitrification during biomass burning. **Nature**, 351: 135-37.
- LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A.; MARTIN, S. & SPAIN, A. 1993. A hierarqueical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of humid tropics. **Biotropica**, 25(2): 130-50.
- LOBERT, J. M.; SCHARFFE, D. H.; HAO, W. M. & CRUTZEN, P. J. 1990. Importance of biomass burning in the atmospheric budgets of nitrogen-containing gases. **Nature**, 346: 552-54.
- LORANGER, G.; PONGE, J.-F.; IMBERT, B. & LAVELLE, P. 2002. Leaf decomposition in two semi-evergreen tropical forests: influence of litter quality. **Biology and Fertility of Soils**, 35: 247-52.
- LUSSENHOP, J. 1992. Mechanisms of microarthropod-microbial interactions in soil. **Advances in Ecological Research**, 23: 1-33.
- MELILLO, J. M.; ABER, J. D. & MURATORE, J. D. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology**, 63(3): 621-26.
- MESQUITA, R. C. G.; WORKMAN, S. W. & NEELY, C. L. 1998. Slow decomposition in a *Cecropia*-dominated secondary forest of Central Amazonia. **Soil Biology and Biochemistry**, 30: 167-75.
- MILTON, Y. & KASPARI, M. 2007. Bottom-up and top-down regulation of decomposition in a tropical forest. **Oecologia**, 153: 163-72.

- PRITCHETT, W. L. & FISHER, R. F. 1987. Properties and management of forest soils, 2o edição. Wiley, Nova York.
- RUBINSTEIN, A. & VASCONCELOS, H. L. 2005. Leaf-litter decomposition in Amazonian forest fragments. **Journal of Tropical Ecology**, 21: 699-702.
- SANDERMAN, J. & AMUNDSON, R. 2005. The global nitrogen cycling. *In: Biogeochemistry* W. H. SCHLESINGER ed., pp. 249-316. Elsevier.
- SCHLESINGER, W. 1997. The biosphere: biogeochemical cycling on land. *In: Biogeochemistry: an analysis of global change* W. SCHLESINGER ed., p 588 p. Academic Press, San Diego.
- SEASTEDT, T. R. 1984. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. **Annual Review of Entomology**, 29: 25-46.
- SEASTEDT, T. R. & TATE, C. M. 1981. Decomposition rates and nutrient contents of arthropod remains in forest litter. **Ecology**, 62(1): 13-19.
- SELLE, G. L. 2007. Ciclagem de nutrientes em ambientes florestais. **Bioscience**, 23(4): 29-39.
- SINGH, J. S. & GUPTA, R. S. 1977. Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. **Botanical review**, 43: 499-528.
- SWIFT, M. J.; HEAL, O. W. & ANDERSON, J. M. 1979. Decomposition in terrestrial ecosystem. University of California Press.
- UHL, C. & JORDAN, C. F. 1984. Succession and nutrient dynamics following forest cutting and burning in Amazonia. **Ecology**, 65(5): 1476-90.

- VASCONCELOS, H. L. & LAURANCE, W. F. 2005. Influence of habitat, litter type and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian lanscape. **Oecologia**, 144: 456-62.
- VITOUSEK, P. M. 1984. Litterfall, nutrient cycling and nutrient limitation in tropical forests. **Ecology**, 65: 285-98.
- XULUC-TOLOSA, F. J.; VESTER, H. F. M.; RAMÍREZ-MARCIAL, M.; CASTELLANOS-ALBORES, J. & LAURANCE, D. 2003. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. **Forest Ecology and Management**, 174: 401-12.
- ZOU, X.; ZUCCA, C. P.; WAID, R. B. & MCDOWELL, R. H. 1995. Long-term influence of deforestation on tree species composition and litter dynamics of a tropical rain forest in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, 78: 147-57.

CONCLUSÃO GERAL

A Amazônia contém a maior floresta tropical úmida contígua do planeta, mas vem sendo desmatada a taxas alarmantes nas últimas três décadas. O desmatamento traz como consequência uma das maiores ameaças à biodiversidade e a perda de serviços ecológicos: o fogo acidental. Atualmente poucas são as propostas de pesquisa na Amazônia que visem avaliar a capacidade de suporte dos ecossistemas após eventuais fogos acidentais. Os efeitos diretos do fogo sobre a biota e suas consequências para o funcionamento dos ecossistemas podem atingir estágios que inviabilizam a recuperação das florestas originais. Entretanto, a capacidade de regeneração destas florestas após fogos ocasionais ainda constitui uma séria lacuna em nosso conhecimento. Este projeto visou fornecer subsídios para o equacionamento desta questão, avaliando alguns aspectos da estrutura e função destas florestas. Para tal, foi avaliada a abundância de artrópodes, indicadores da integridade da estrutura florestal, e seu papel em uma das mais importantes funções destes sistemas, que é a decomposição e ciclagem de nutrientes. Neste estudo os seguintes aspectos se sobressaíram:

1) *Em termos de abundância e densidade, os artrópodes respondem de maneira diferente ao fogo*

Partindo do princípio que os organismos ocupam diferentes nichos, é de se esperar que este resultado tenha sido encontrado. Em geral, artrópodes muito associados à umidade, como colêmbolas e ácaros, à vegetação arbustiva, como hemípteros e homópteros, ou à camada de serrapilheira, como os dermápteros, apresentaram declínio significativo na floresta queimada em datas pós-fogo mais recentes. Por outro lado, outros

grupos são favorecidos, em função da sua capacidade de explorar o ambiente modificado. Neste grupo se destacaram as formigas e os besouros.

2) Informações sobre artrópodes identificados em níveis taxonômicos superiores são válidas, mas devem ser acompanhadas de análises em níveis taxonômicos inferiores.

Os resultados sobre a fauna de formigas são um exemplo desta conclusão. Na floresta queimada, a ocorrência de formigas generalistas aumentou significativamente. Em contraste, formigas mais intimamente associadas à serrapilheira apresentaram ocorrência reduzida. Diversas formigas foram coletadas somente na floresta queimada. Em contraste maior ainda foi o número de formigas coletadas somente na floresta não-queimada, representando o favorecimento de poucas formigas em detrimento de muitas outras.

3) Os macropredadores são os artrópodes mais favorecidos pelo fogo

Em termos de densidade e abundância, e em quase todas as datas pós-fogo, este grupo foi o mais favorecido, possivelmente porque são animais ativos, e percorrem todo o ambiente em busca de alimento. Já os engenheiros do ecossistema e transformadores de serrapilheira reduzem em densidade e abundância. Estes resultados podem estar associados ao aumento de macropredadores em várias datas pós-fogo, já que estes são presas do grupo dos macropredadores.

4) O fogo reduz as taxas de decomposição da matéria orgânica

Com base nas diferenças de peso de bolsas de decomposição, observadas nas duas florestas ao longo do tempo, pode-se constatar que a floresta queimada apresentou menor taxa de decomposição em todas as retiradas.

5) A interação entre macro e microartrópodes é fundamental para a decomposição da matéria orgânica

Esta conclusão também foi obtida a partir dos resultados observados com as bolsas de decomposição. Em ambas as parcelas a redução do peso nas bolsas de malha grossa foi maior do que nas bolsas de malha fina. Mais especificamente, na floresta queimada, em geral, as bolsas que permitiam somente a entrada de microartrópodes (malha fina) apresentaram menor perda de peso. A floresta não-queimada não apresentou o mesmo padrão, com exceção da última retirada de bolsas, onde a estação seca influenciou a redução de um dos microartrópodes mais abundantes (colêmbolas).

6) A atividade microbiana é reduzida na parcela queimada

Na floresta controle ocorre uma redução gradativa da razão C/N, enquanto na floresta queimada as variações nesta razão são insignificantes. Esta razão é maior na estação chuvosa, quando as condições do clima favorecem a atividade microbiana, e mais sutil nas estações secas, quando os microrganismos estão menos ativos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O fogo recorrente reduz a abundância de artrópodes e modifica a composição da fauna de serrapilheira. A atuação de macro e microartrópodes é fundamental para o

processo de decomposição e importante para a redução do volume de serrapilheira e incremento da atividade microbiana. Portanto, o fogo recorrente reduz as taxas de decomposição da floresta amazônica em transição com o cerrado.

Tais resultados indicam que os cenários futuros que prevêem um aumento na incidência e frequência de fogos na Amazônia, e em especial nas regiões de transição entre esta e o cerrado, podem não somente afetar a estrutura, como também as funções destes ecossistemas, com consequências ainda desconhecidas sobre sua resiliência. Portanto, urgem estudos mais abrangentes e detalhados enfocando tais impactos sobre os serviços ambientais da região, dada a velocidade em que hoje se dá sua exploração e o pouco conhecimento disponível a respeito de suas consequências em longo prazo.

ANEXO

Anexo 1. Resultados de estudos que avaliam impacto do fogo sobre abundância/ densidade/ biomassa de artrópodes de serrapilheira em diversos biomas (com exceção de florestas boreais), publicados nos últimos 25 anos.

Invertebrados prejudicados	Invertebrados favorecidos	Abundância/ biomassa/ densidade geral de invertebrados	Bioma/País	Número de queimadas	Tempo pós-fogo	Número de coletas pós-fogo	Tamanho da área queimada amostrada	Intensidade do fogo	Estudo
Chilopoda, Thysanura, Blattodea, Orthoptera (Grilidae), larva de Coleoptera e Formicidae	Diplopoda	Semelhante	Floresta de eucalipto, Austrália	1	Imediato 2 anos	17 por 2,5 anos	78 ha	Moderado	Abbott, 1984
Collembola, Diptera, Opiliona, Lepidoptera, Hymenoptera (Apocrita), Blattodea, Polydesmida, Thysanura, Orthoptera (Tettigonidae)	-	Reduziu	Floresta de eucalipto, Austrália	1	1 a 4 anos	Anualmente por 4 anos	?	Baixa	Neumann & Tollhurst, 1991*
Coleoptera (Nitidulidae, Leiodidae)	Coleoptera (Staphylinidae)	Reduziu (efeito da estação da queimada)	Floresta de eucalipto, Austrália	1	1	?		Baixa	Neumann <i>et al.</i> , 1995*
Pseudoscorpionida, Acarina, Isopoda, Diplopoda, Symphyla, Collembola, Isoptera, Heteroptera, Thysanoptera, Coleoptera, Diptera, Lepidoptera,	Orthoptera (Acrididae e Grilidae)	Reduziu	Floresta de eucalipto, Austrália	1	1 – 13 meses	13	2 áreas de 0,85 ha cada uma	Baixa	Majer, 1984
Collembola, Coleoptera	Dermaptera (segundo ano)	Semelhante	Floresta de eucalipto, Austrália	2	1 e 2 anos	Anualmente por 2 anos	?	Baixa	Collett <i>et al.</i> , 1993*
Coleoptera (Staphylinidae)	-	Reduziu	Floresta de eucalipto, Austrália	2	Imediato até mais de 4 anos	Semanalmente por mais de 4 anos	17,2 ha (amostragem em 1 ha permanente)	Baixa	Collett & Neumann, 1995
Araneae, Coleoptera, Diptera, Collembola, Dermaptera	Formicidae	Semelhante (efeito da estação da queimada)	Floresta de eucalipto, Austrália	2	Imediato a 7,8 anos	Semanalmente por 7,8 anos	16,4 ha	Baixa	Collett, 1998
Dermaptera, Collembola,	Formicidae, Acarina	Semelhante	Floresta de	2 em cada sítio	4 anos	Semanalmente	1 ha para	Baixa	Collett, 2003

Diptera		(mais efeito da estação da queimada a longo prazo)	eucalipto, Austrália	(9 anos entre cada fogo)		te por 14 anos	cada sítio (2 sítios)		
Araneae, Acarina, Pseudoscorpiones, Isopoda, Collembola, Hemiptera, Coleoptera, Formicidae, larva de insetos	Nenhuma	Reduziu	Floresta de eucalipto, Austrália	8	2 anos	1	7 áreas de ~ 1 ha cada	Baixa	York, 1999
Isoptera, Araneae, Formicidae, Blattodea, Coleoptera, Pseudoscorpiones, Centipeda	-	Reduziu	Savana tropical, Austrália	1	2 semanas	1	9 áreas de 1 ha cada	Baixa	Dawes-Gromadzki, 2007
-	Coleoptera (Crisomelidae e Curculionidae)	Aumentou (maior efeito da estação da queimada)	Savana tropical, Austrália	5	2 meses	10 (2/ano)	6 áreas de ~0,08 ha cada	Baixa	Orgeas & Andersen, 2001
Araneae, Homoptera, Thysanura, Larvas de Lepidoptera	Formicidae, Blattodea e Coleoptera	Semelhante	Savana tropical, Austrália	5	2 meses	10 (2/ano)	6 áreas de ~0,08 ha cada	Baixa	Andersen & Muller, 2000
Homoptera, Lepidoptera,	Nenhuma	Reduziu	Savana de carvalho, Estados Unidos	1 - 10	?	Anualmente por 2anos	2,6 - 27,5 ha	Moderado	Siemann <i>et al.</i> , 1997
Coleoptera (adulto e larva), Formicidae (mesofauna)	-	Reduziu	Floresta de coníferas, Estados Unidos	1	1 ano	1	?	Baixa	Kalisz & Powell, 2000*
Coleoptera (Carabidae e Staphylinidae), Araneae (especialmente Lycosidae)	Coleoptera (Scolytidae e Throscidae)	Semelhante	Floresta de coníferas, Estados Unidos	1	Imediato	4	6 áreas de 0,04 ha cada	Baixa	Apigian <i>et al.</i> , 2006
Orthoptera (Tettigonidae), Collembola, Acarina	Orthoptera (Acrididae)	Reduziu (1 ano) semelhante (2 anos)	Floresta de coníferas, Estados Unidos	1 - 2	3 e 1 ano	3 coletas em 2 anos	2 áreas de 40 há cada	Baixa	Coleman & Rieske, 2006
Araneae, Formicidae	-	Semelhante	Floresta de coníferas,	4	Imediato a 3 anos	4 (1/ano)	?	Baixa	New & Hanula 1998*

Nenhuma	Milipede (uma espécie)	Semelhante (anual, bianual e quadrianual)	Estados Unidos Floresta de coníferas, Estados Unidos	5 - 20	2 meses	Anualmente por 5 anos	18 áreas de 0,8 ha cada	Baixa	Hanula & Wade, 2003
Coleoptera- Carabidae (4 de 5 espécies); Araneae (Antrodiaetidae, Cybaeidae, Thomisidae e Linyphiidae)	Araneae (Lycosidae, Gnaphosidae e Dictynidae), Formicidae, Orthoptera, Opiliones	Reduziu	Floresta de coníferas, Estados Unidos	9	1 a 15 anos	4 coletas durante 5 meses	18 áreas de ?ha	Baixa	Niwa & Peck, 2002
Orthoptera (Acrididae)	-	Semelhante	Pradaria, Estados Unidos	1	2 meses a dois anos	2 vezes/ano durante 2 anos	6 áreas de 1 ha cada	Baixa	Nadeau, <i>et al.</i> , 2006
Orthoptera (Acrididae-Cantatopidae, Gomphocerinae)- imediato	Orthoptera (Acrididae-Oedipodinae)- 1º, 2º ano	Reduziu (1º ano) Semelhante (2º ano)	Pradarias, Estados Unidos	1	Imediato, 1 e 2 anos	3	22 áreas de ~ 0,03 ha cada	Alta	Bock & Bock, 1991*
Araneae, Acari, Hymenoptera, Lepidoptera (Noctuidae), Diptera, Collembola	Orthoptera (Acrididae) Coleoptera (Phalacridae), Hemiptera, Homoptera	Reduziu	Pradarias, Estados Unidos	1	3 meses/ imediato	2/1	2 áreas de 0,25 ha cada	Baixa/alta	Dunwiddie, 1991#
?	?	Reduziu	Predominância de gramíneas Austrália	1	Imediato	1	?	?	Moir <i>et al.</i> , 2006*
Collembola e Acarina (1º ano)	Collembola e Acarina (2º ano)	Semelhante	Pradarias, Nova Zelândia	2	2 meses	4 coletas (2/estação-primavera e verão)	6 áreas de 1 ha cada	Baixa	Barratt <i>et al.</i> , 2006
Homoptera (1º ano), Hemíptera (2º e 3º anos)	Formicidae (1º ano)	Reduziu (1º ano), semelhante (2º e 3º anos)	Pradaria, Estados Unidos	3	3 meses	Anualmente por 3 anos	1 ha	Baixa	Anderson <i>et al.</i> , 1989
Chilopoda	Coleoptera	Semelhante	Pradaria, Estados Unidos	Muitas (histórico antigo de queimada)	5 anos	2	2 áreas de ?ha	Baixa	Seasted, 1984
Collembola e Acari	-	Reduziu	Floresta de carvalho e	2/4	3 meses	1	6 áreas de 0,125 ha	Baixa	Dress & Boerner,

Formicidae, Blattidae	Lepidoptera, Orthoptera	Reduziu (efeito sazonal significativo)	nogueira, Estados Unidos Floresta tropical, Bolívia	1	4 anos	3	8 clareiras queimadas	?	2004*** Fredericksen & Fredericksen, 2002 ****
Coleoptera, Blattaria, Diptera, Formicidae, larvas de Lepidoptera	Araneae, Scorpiones e insetos não-identificados < 2 mm	Reduziu	Floresta tropical, Brasil	1	1 ano	1	20 áreas de 0,25 ha cada	Alta	Haugaasen et al., 2003

* Informações retiradas do resumo;

** Área com formação de clareiras artificiais e remoção de arbustos antes de queimar;

*** Área com extração seletiva de madeira antes do fogo.