

UNIVERSIDADE DO AMAZONAS - UA
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA

BIBLIOTECA DO INPA

EFEITO DA QUALIDADE DO SUBSTRATO
NA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO DE
UMA CAPOEIRA DA AMAZÔNIA CENTRAL

Guilherme Castilho da Silva

.526404
6e
2

MANAUS - AM

2000

UNIVERSIDADE DO AMAZONAS – UA
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA

EFEITO DA QUALIDADE DO SUBSTRATO NA BIOMASSA
MICROBIANA DO SOLO DE UMA CAPOEIRA DA AMAZÔNIA
CENTRAL.



GUILHERME CASTILHO DA SILVA

ORIENTADORA:

Regina Celi Costa Luizão, PhD

Fontes Financiadoras: Projeto SHIFT – ENV 52 e PPI – 3200 INPA/ MCT.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do convênio INPA/UA, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas, Área de Concentração em Ecologia.

MANAUS - AM
2000

T
574 526 4011
5386e
x 2

FICHA CATALOGRÁFICA

Silva, G.C. da

Efeito da qualidade do substrato na biomassa microbiana do solo de uma capoeira da Amazônia Central / Guilherme Castilho da Silva – Manaus: INPA/UA, 2000.

56p.: il.

Dissertação de Mestrado

1. Ecologia de solo 2. Biomassa microbiana do solo 3. Solos - Amazônia Central 4. Capoeira 5. Reabilitação de áreas degradadas I. Título

CDD 19^a ed. 574.526404

631.46

Sinopse

Foi implantado um experimento de manipulação de liteira em uma capoeira de sete anos na Amazônia Central. Foram feitos tratamentos com folhas recém-caídas (liteira) de *Carapa guianensis*, *Hevea brasiliensis* e *Vismia* spp. Nos tratamentos aplicados, foi estimada a biomassa da comunidade microbiana do solo. Neste estudo foi observado que, para a recuperação da fertilidade natural de áreas abandonadas, a diversidade de espécies é mais importante que a qualidade nutricional da liteira.

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, Dra. Regina Luizão, não só pela ótima orientação como também, pelo apoio logístico às saídas de campo e compra de materiais.

Ao Dr. Flávio Luizão, pela ajuda no direcionamento das minhas idéias.

Aos amigos de laboratório Cilene Palheta, Max Sarrazin e Edivaldo, pois sem eles seria muito difícil realizar todas as análises aqui apresentadas.

À Dra. Flávia Costa (Flavinha), pelo auxílio quanto às análises estatísticas.

Ao Projeto SHIFT-ENV52, por toda a ajuda necessária de campo.

Às estudantes, Yelinda Araújo Vergara, Evanira dos Santos e MSc. Maria do Socorro Mota.

À minha família pelo apoio financeiro e moral à minha escolha profissional.

Às pessoas do Departamento de Ecologia, professores, funcionários, técnicos e alunos que me acompanharam nestes dois anos de Amazônia.

Ao pessoal da turma de Ecologia do ano de 1998, as moças Ana, Ana Duarte, Átila, Carol, Daniela, Erika, Maira, Sarita e Yelinda e o meu amigo Alexandre.

Aos perdidos na floresta: Lauren, Michel (jaraquí), Rafael, aos pássaros (Sydnei, Marcela, Luciano), Thomé, Giba, Benjamim, Jacaré, Levi, Adriana, Cecília, Luciana, Marcela, Fabíola, Ivan (postinho), ao pessoal da Fundação Vitória Amazônica, a todos do futebol e àquelas pessoas que eu esqueci, mas de alguma maneira foram e são importantes para mim.

Agradeço especialmente à minha amiga e namorada Yara da Rocha Camargo, por todo amor, paciência e carinho nesses nossos anos de namoro. Valeu Yara, te amo.

A Deus, por toda ajuda que Ele nos dá.

ÍNDICE

RESUMO.....	i
ABSTRACT.....	ii
INTRODUÇÃO.....	1
OBJETIVOS.....	8
MATERIAIS E MÉTODOS.....	9
ÁREA DE ESTUDO.....	9
ESPÉCIES UTILIZADAS.....	10
DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	11
AMOSTRAGEM.....	16
MÉTODOS ANALÍTICOS.....	17
DECOMPOSIÇÃO DOS SUBSTRATOS.....	17
ÍNDICE DE MATERIAIS SOLÚVEIS E TEXTURA DA LITEIRA.....	18
UMIDADE GRAVIMÉTRICA.....	19
ACIDEZ DO SOLO.....	19
CARBONO E NITROGÊNIO TOTAIS DO SOLO.....	20
BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO.....	20
ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	23
RESULTADOS.....	24
CLIMA.....	24
DECOMPOSIÇÃO DA LITEIRA E ÍNDICE DE MATERIAIS SOLÚVEIS.....	26
ACIDEZ DO SOLO.....	30
CARBONO E NITROGÊNIO DO SOLO.....	31
BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO.....	33
DISCUSSÃO.....	36
CONCLUSÕES.....	41
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	42
ANEXOS.....	49

RESUMO

A comunidade microbiana é extremamente importante para a manutenção do funcionamento da ciclagem de nutrientes nos ecossistemas terrestres. Ela depende da qualidade do substrato, que pode ser manipulado para otimizar a reciclagem de nutrientes e sua conservação no ecossistema. As plantas possuem as mesmas classes de compostos orgânicos, mas suas proporções podem influenciar o grau e a taxa de decomposição. Os conteúdos de carbono e nitrogênio totais do solo e a relação C:N são extensivamente utilizados como índice de qualidade do substrato, enquanto o conteúdo de lignina é considerado para substratos mais recalcitrantes. Para testar a influência da qualidade da liteira em decomposição sobre a biomassa microbiana do solo. Esse estudo foi conduzido na Estação Experimental EMBRAPA-CPAA, localizada a 30 km ao noroeste da cidade de Manaus na Amazônia Central. O presente estudo consiste de um experimento de manipulação de liteira fina numa capoeira com o objetivo de quantificar o efeito de diferentes tipos de substratos (*Carapa guianensis*, *Hevea brasiliensis* e *Vismia* spp.) sobre a biomassa microbiana do solo e nos conteúdos totais de carbono e nitrogênio do solo. Na EMBRAPA, foram selecionadas quatro parcelas de vegetação secundária com sete anos, onde foram feitas 20 subparcelas de 3 m² de modo randômico. Nas subparcelas, a liteira original foi substituída por liteira recém-caída de: (i) *Carapa guianensis* (relação C:N=37 e % inicial de lignina=19,2); (ii) *Hevea brasiliensis* (relação C:N=23 e % inicial de lignina=26,8); e (iii) uma mistura das duas espécies e mais *Vismia* spp. (relação C:N=34 e % inicial de lignina=19,5). Cinco subparcelas de cada parcela permaneceram com a camada original de liteira (C:N= 42 e % inicial de lignina=13,8) e foram utilizadas como controle. Foram feitas cinco amostragens de solo (de 0-10 cm) e de liteira no período de um ano, abrangendo as estações chuvosa e seca. Foram medidos os conteúdos totais de carbono e nitrogênio do solo por combustão seca e a biomassa microbiana do solo pelo método de fumigação-extração. Os conteúdos totais de carbono e nitrogênio e relação C:N do solo, ao longo do experimento, não mostraram diferenças significativas entre os tratamentos. Somente o tratamento com a mistura das diversas espécies de liteira mostrou biomassa microbiana do solo significativamente maior do que a do controle. Houve uma tendência para maior biomassa microbiana do solo nos outros tratamentos, mas estas não foram significativas porque as diferenças entre as parcelas foram tão grandes quanto entre os tratamentos. A biomassa microbiana do solo também é alimentada pela entrada de carbono orgânico proveniente das raízes, que neste experimento era a mesma (principalmente *Vismia* spp.) sob todos os tratamentos sugerindo que a quantidade de liteira adicionada em cada subparcela não foi suficiente para suprimir a contribuição de nutrientes liberados pelos exsudados e pela decomposição das raízes. Esses resultados também indicam que o tempo de experimento é importante para que ocorram mudanças no ecossistema do solo e que um ano foi apenas suficiente para mostrar a influência da diversidade de liteira, e não de sua qualidade, na biomassa microbiana do solo. Usando a biomassa microbiana como bio-indicador de recuperação do solo, este estudo sugere que, para sistemas agroflorestais, a diversificação dos substratos é mais importante do que as características nutricionais específicas, para estimular a microbiota do solo.

ABSTRACT

Microbial community is extremely important for the maintenance of functional nutrient cycles in the ecosystems. Among other factors, the community depend upon resource quality, which may be manipulated to optimize the nutrients recycling and their conservation in the ecosystem. Plants in general contain the same classes of organic compound but their proportion, which is species-dependent, may influence the degree and rate of decomposition. Soil carbon and nitrogen content and C:N ratio in soil have been extensively used to measure resource quality while lignin content is also considered for recalcitrant organic compounds. Thus, to test the influence of the litter quality decomposition on soil microbial biomass and their activities in soil, an experiment with litter manipulation was designed. The experiment was conducted at CPAA- EMBRAPA's Field Station located 30 km northeast of Manaus in central Amazonia. This study is a manipulation experiment aiming the effect of litter types (*Carapa guianensis*, *Hevea brasiliensis* and *Vismia* spp.) on soil microbial biomass and on total carbon and nitrogen contents. Therefore, four plots of 7-years old second growth were selected, and twenty 3 m² quadrats were assigned at random in each one. In the quadrats, the original litter layers was removed and replaced by freshly-fallen leaf litter of: (i) *Carapa guianensis* (C:N ratio =37 and % initial lignin = 19.2); (ii) *Hevea brasiliensis* (C:N ratio = 23 and % initial lignin = 26.8); and (iii) a mixing of the two species plus *Vismia* spp. (C:N ratio = 34 and % initial lignin = 19,5). Five quadrats in each plot remained with the original litter layer (C:N ratio = 42 and % initial lignin = 13.8) and were used as control. Five sampling of soil (0–10 cm depth) and litter were taken from the quadrats along 11-months period covering both the wet and dry season. Soil carbon and nitrogen content were measured by dry combustion, soil microbial biomass were estimated by the fumigation-extraction method. Results on C and N content and C:N did not show any significant treatment effects. Only the treatment with a mixing of the various litter showed soil microbial biomass significantly higher than the control. Though showing some tendency for higher microbial biomass the other treatments were not significant because differences between replicates were as large as those between treatments. Apart from litter, soil microbial biomass is fueled by organic carbon inputs from roots deposition, which is this essay were the same (mainly *Vismia* spp.) for all treatments suggesting that the litter layer added to the experiment were not enough to surpass the contribution of nutrients from root exudates and decomposition. These results also pointed out that time is an important component of soil ecosystem change and that 12 months were barely adequate to show that litter diversity is more important than its quality for soil microbial biomass. So, if soil microbial biomass was consider a bio-indicating of soil quality this study suggest high diversity is more important that high quality species in promote changes in soil microbial biomass.

INTRODUÇÃO

O funcionamento do solo de ecossistemas terrestres naturais é dependente da eficiência dos processos biogeoquímicos de decomposição e ciclagem de nutrientes (Odum, 1969). Essa eficiência é mantida pela produtividade dos ecossistemas. A produtividade, em sistemas florestais, é representada pela entrada de nutrientes e matéria orgânica no solo através da queda de troncos, galhos, frutos, sementes e, principalmente, folhas das árvores (Aber & Melillo, 1980). A todo esse material dá-se o nome geral de liteira (Marino *et al.*, 1980). A liteira pode ser classificada em liteira fina (com frações lenhosas de até 2 cm de diâmetro) e liteira grossa (com frações lenhosas maiores de 2 cm de diâmetro). A liteira fina, formada por folhas, galhos e frutos, é a principal fonte de nutrientes e matéria orgânica para a floresta, devido à sua rápida decomposição (Proctor, 1983). Outra fonte importante de matéria orgânica provém da decomposição (Dahlman & Kucera, 1965) e da secreção de nutrientes das raízes para o solo (Oades, 1978).

A partir da entrada da liteira no solo da floresta, fatores ambientais (bióticos e abióticos) definem a eficiência dos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes (Swift *et al.*, 1979). Alguns desses fatores abióticos são o tipo de solo mineral, que no caso específico da Amazônia Central é predominante o Latossolo Amarelo (Luizão & Schubart, 1987) e o pH, que é geralmente muito ácido (Chauvel *et al.*, 1987). Além desses, a temperatura do solo, que está na faixa do ótimo microbiológico (25-30 °C) e a umidade do solo, a qual é geralmente alta nos períodos de dezembro a maio e baixa de junho a novembro (Ribeiro & Adis, 1984), também afetam a eficiência dos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes.

A influência dos fatores bióticos na decomposição e ciclagem de nutrientes pode ser resumida em dois componentes principais: a atividade dos organismos

decompositores da matéria orgânica do solo (Visser, 1985; Coleman, 1985; Wardle & Lavelle, 1997) e a qualidade nutricional do substrato (littera) (Swift *et al.*, 1979; Wardle, 1993). Os organismos decompositores da matéria orgânica do solo são classificados, quanto ao tamanho, em macrofauna (entre 2 e 20 mm), mesofauna (entre 200 e 1000 μm) e microbiota (entre 1 e 100 μm) (Coleman, 1985). Esses organismos possuem funções ecológicas de manutenção do funcionamento do solo. Os organismos da macrofauna incluem os oligoquetos, que vivem no interior do solo, dentro de galerias que eles próprios constroem e, por essa razão, são considerados como engenheiros de ecossistemas (Lavelle *et al.*, 1995). Os organismos da mesofauna do solo vivem tanto na superfície do solo como no seu interior. Pertencem, na sua maioria, ao grupo dos artrópodes. Suas principais funções na decomposição são a quebra e a fragmentação mecânica do substrato. Alguns poucos artrópodes, como os cupins, têm a capacidade de decomposição química da matéria orgânica do solo (Lavelle *et al.*, 1995). Os organismos da microbiota são, principalmente, fungos e bactérias (em sua maioria) e estão abundantes na camada mais superficial do solo, onde ficam aderidos a partículas de argila, matéria orgânica e grãos de areia, formando colônias ou em simbiose com as raízes das plantas (Coleman, 1985).

A microbiota do solo possui funções importantes na decomposição química do substrato e na disponibilização de nutrientes para o ecossistema (Swift *et al.*, 1979; Visser, 1985; Wardle & Lavelle, 1997). A decomposição química ou catabolismo envolve a transformação de compostos orgânicos complexos em moléculas solúveis simples (CO_2 , NH_4^+ , PO_4^- , etc.) e energia. Essa transformação é conhecida como mineralização, que é a conversão de um elemento da forma orgânica para a inorgânica. Os nutrientes e elementos inorgânicos mineralizados pela decomposição química do substrato podem ser lixiviados do sistema e/ou incorporado ao húmus ou à biota do solo

(plantas, fauna e microbiota). A incorporação desses elementos é conhecida como imobilização. Os processos de mineralização e imobilização são dinâmicos e ocorrem simultaneamente no solo.

A matéria orgânica do solo possui fração ativa, lenta e passiva em relação à sua velocidade de decomposição (Parton *et al.*, 1987). A fração ativa ou celular da matéria orgânica do solo é composta pela microbiota do solo e substâncias solúveis, as quais são de rápida ciclagem (0,2 - 1,4 anos). A fração lenta da matéria orgânica corresponde ao material orgânico particulado mais resistente à decomposição (8 - 50 anos). A fração passiva (ou recalcitrante) corresponde à matéria orgânica do solo, que é de decomposição muito lenta, como é o caso dos ácidos fúlvicos e húmicos (400 - 2200 anos). A velocidade de decomposição é condicionada pelo conteúdo de materiais recalcitrantes (lignina) e elementos solúveis nessas frações (Parton *et al.*, 1987).

A fração ativa da matéria orgânica do solo contém 2 % de lignina, enquanto a passiva possui 70 % de lignina. Parton *et al.* (1987) mostraram em seu modelo de decomposição e ciclagem de nutrientes ("Century"), que por ter vida curta e por atuar como estoque e também como fonte de nutrientes, a biomassa microbiana do solo é considerada como um importante compartimento de nutrientes e de elementos para o solo.

A eficiência dos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes também é afetada pela qualidade nutricional do substrato, que pode ser medida, entre outros índices, pela textura aparente e pelo conteúdo de materiais solúveis na liteira (Singh & Dwivedi, 1979; Lowman, 1988; Vanlauwe *et al.*, 1997). A liteira de textura grossa é decomposta lentamente em relação a liteira de textura fina, visto que quanto mais grossa a textura, maior a concentração de lignina e menor a de materiais solúveis

(Turner, 1994). A liteira com alto índice de materiais solúveis é considerada de melhor qualidade que a de baixo índice (Vanlauwe *et al.*, 1997).

Outro índice de qualidade é a relação C:N da liteira recém-caída (substrato) (Vanlauwe *et al.*, 1997). A microbiota do solo incorpora cerca de 30 - 40 % do peso seco da matéria orgânica do substrato para o seu crescimento. Dessa matéria orgânica incorporada, cerca de 60 % é liberada para a atmosfera na forma de CO₂. Quando o conteúdo de nitrogênio no substrato é baixo (relação C:N > 25), a biota do solo imobiliza o nitrogênio do solo para consumir o excesso de carbono do substrato. Quando o conteúdo de nitrogênio do substrato é alto (relação C:N < 25), a biota do solo disponibiliza o nitrogênio do substrato para o solo e para as plantas (Swift *et al.*, 1979).

A qualidade do substrato é dependente da diversidade vegetal (Wardle & Lavelle, 1997). Liteiras de diferentes qualidades possuem taxas de decomposição distintas, o que favorece a microbiota do solo pela constante entrada de nutrientes em diferentes estádios do processo de decomposição (Wardle *et al.*, 1997). Assim, a diversidade de substratos pode contribuir para manter a estabilidade dos processos biogeoquímicos da ciclagem de nutrientes do ecossistema (Odum, 1969).

Na Amazônia Central, a biomassa microbiana do solo pode estocar cerca de 4-5% do carbono total do solo (Luizão *et al.*, 1992a) e apresenta um padrão sazonal bem definido, sendo geralmente maior na estação chuvosa e menor na estação seca (Luizão *et al.*, 1992a; Costa *et al.*, 1998). Essa variação temporal contribui para uma disponibilização pulsátil de nutrientes para a biota do solo ao longo do ano (Lodge *et al.*, 1994). Por sua importância como mediadora dos processos de transformação dos nutrientes, a biomassa microbiana pode ser considerada como um bio-indicador de mudanças no manejo do solo e de recuperação de áreas degradadas (Luizão *et al.*, 1992a; Wardle *et al.*, 1999).

Embora a floresta Amazônica seja o maior ecossistema de floresta primária contínua, com aproximadamente 5,1 milhões de km², cerca de 450 mil km² já foram desmatados para a implantação de cultivos anuais e para a criação de gado (Fearnside, 1995). Há estimativas que até o ano de 2050 cerca de 5,2% dos solos da Amazônia Legal estarão degradados devido ao abandono (Fearnside, 1995). Por serem pobres em nutrientes essenciais (Jordan & Herrera, 1981; Vitousek, 1984), após alguns poucos anos de uso os solos da Amazônia perdem sua fertilidade natural e são abandonados, sem que nenhum cuidado adicional seja tomado. O solo de uma área abandonada é, rapidamente, lixiviado e erodido, o que leva à degradação do solo.

Para prevenir a contínua perda dos solos de áreas degradadas na Amazônia, foram desenvolvidas algumas técnicas para a reabilitação das áreas abandonadas e/ou degradadas, tal como a implantação de sistemas agroflorestais (policultivos).

Os sistemas agroflorestais consistem no manejo de espécies de interesse comercial em áreas que foram desmatadas e abandonadas. Essa técnica é uma alternativa de uso de áreas abandonadas antes que fiquem degradadas (Fearnside, 1998). Na técnica de sistemas agroflorestais, a utilização da sucessão secundária da floresta como um dos componentes agroflorestais é conhecido como enriquecimento de capoeira, o qual consiste na introdução de espécies de interesse comercial em capoeiras desenvolvidas a partir da regeneração natural de áreas abandonadas (Yared, 1996).

Na EMBRAPA/ CPAA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária / Centro de Pesquisa Agroflorestal da Amazônia Ocidental), extensas áreas de mata primária foram derrubadas e/ou queimadas para a implantação dos projetos experimentais de pesquisas agropecuárias. Dessas, uma área de 18,9 ha foi abandonada no ano de 1992. O Programa SHIFT (Studies on Human Impact on Floodplains and Forests in the Tropics - convênio EMBRAPA/ CNPq/ Governo Alemão) utilizou essa área

abandonada para implantar seus estudos. Para isso, foram delimitados cinco blocos (A, B, C, D e E) na área abandonada, os quais foram subdivididos em 90 parcelas de 32 m x 48 m.

Com a finalidade de desenvolver métodos de reabilitação de áreas abandonadas sujeitas à degradação, o Programa SHIFT testou a implantação de policultivos com diversas espécies florestais de interesse econômico. As espécies foram plantadas em linha, permitindo o crescimento da regeneração secundária (capoeira). Após sete anos as capoeiras tinham de 8-10 m de altura e seu dossel era dominado por *Vismia* spp. (Höfer *et al.*, 1998).

O projeto SHIFT ENV-52 (EMBRAPA/ INPA/ CNPq/ Governo Alemão), iniciado em 1997, selecionou para seus estudos duas parcelas de policultivo dos blocos A e C, onde foram plantadas as espécies *Hevea brasiliensis*, *Carapa guianensis*, *Schizolobium amazonicum* e *Swietenia macrophylla*, para avaliar o efeito da decomposição dessas espécies na atividade da fauna e da microflora do solo. Entretanto, a linha das plantações foi muito perturbada pelas diversas atividades lá desenvolvidas, impossibilitando alguns estudos. Assim, tornou-se necessário montar um experimento de manipulação de liteira em outro local, com características semelhantes, para avaliar apenas o efeito da decomposição das liteiras das espécies *Hevea brasiliensis* e *Carapa guianensis* na biota do solo e suas atividades. As espécies *Schizolobium amazonicum* e *Swietenia macrophylla* não foram utilizadas nesse experimento de manipulação por mostrarem uma alta taxa de mortalidade nos policultivos (Höfer *et al.*, 1998).

O presente estudo consistiu de um experimento de manipulação de liteira recém-caída em uma capoeira para quantificar o efeito da decomposição de substratos de diferentes tipos (*Carapa guianensis*, *Hevea brasiliensis* e da espécie dominante na

capoeira, *Vismia* spp.) sobre a biomassa microbiana do solo e nos conteúdos totais de carbono e nitrogênio do solo.

Este estudo visa fornecer subsídios para o manejo da biota do solo e a conseqüente recuperação da fertilidade natural de áreas degradadas, sem a necessidade de aplicação de fertilizantes químicos, os quais, além de muito escassos e, portanto caros na região, poluem as nascentes de água (Swift *et al.*, 1979) e não mostram o efeito positivo esperado em estimular a biomassa microbiana do solo (Bonde *et al.*, 1988; Ritz & Robinson, 1988).

OBJETIVOS

O presente estudo teve por objetivo quantificar os efeitos da decomposição da liteira (folhas recém-caídas) das espécies *Hevea brasiliensis* Aubl. e *Carapa guianensis* Aubl., na biomassa microbiana do solo e nos conteúdos totais de carbono e nitrogênio do solo de uma capoeira da Amazônia central.

A partir desse objetivo surgiram as seguintes questões:

Qual o efeito da decomposição das liteiras de *Hevea brasiliensis*, *Carapa guianensis* e *Vismia* spp. na fertilidade natural da capoeira?

Estão as mudanças bioquímicas do solo associadas à qualidade nutricional das liteiras utilizadas?

Nesse estudo foram testadas as seguintes hipóteses:

H₁- A adição dos três tipos de liteira ao solo produz mudanças significativas na biomassa microbiana e nos conteúdos totais de carbono e nitrogênio da camada superior do solo.

H₂- A biomassa microbiana e os conteúdos totais de carbono e nitrogênio da camada superior do solo da capoeira são maiores no tratamento com adição da liteira de *Hevea brasiliensis*, por ela ser de melhor qualidade nutricional e de decomposição mais rápida (Höfer *et al.*, 1998).

MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado em áreas de capoeira da Estação Experimental EMBRAPA/ CPAA, localizada no km 30 da rodovia AM-010 a noroeste da cidade de Manaus (AM) (Figura 1). O clima da região é *Am* na classificação de Köppen, com duas estações distintas (seca e chuvosa) (Ranzini, 1980).

O solo da região de estudo é classificado como Latossolo Amarelo (Oxisol), com alto teor de argila. O solo é muito ácido ($\text{pH} < 4$), com baixa fertilidade natural e saturação de bases inferior a 20 % (Chauvel *et al.*, 1987).



Figura 1. Localização da área de estudo na EMBRAPA – CPAA a 30 km ao noroeste da cidade de Manaus.

ESPÉCIES UTILIZADAS

Hevea brasiliensis Aubl. (seringueira) é uma planta nativa da Amazônia, comum na floresta primária. A seringueira é uma Euphorbiaceae da qual é extraído o látex para a produção de borracha. Essa espécie é de alto valor econômico e de difícil manejo. As atividades de extrativismo e de silvicultura de *Hevea brasiliensis* são inviáveis na América do Sul, pela espécie ter baixa ocorrência natural na floresta primária (Fearnside, 1998) e devido ao "mal das folhas" causada pelo fungo *Microcyclus ulei*, quando em monoculturas (Bettioli, 1996; Fearnside, 1998). Essa espécie possui uma liteira de textura fina (Figura 2), característica de folhas com alto teor de nutrientes (Lowman, 1988; Turner, 1994). A relação C:N inicial da liteira dessa espécie é 23 (Höfer *et al.*, 1998).

Carapa guianensis Aubl. (andiroba) também é uma planta nativa da Amazônia, comum no sub-bosque da floresta primária. Da família Meliaceae, esta espécie é de interesse econômico, não só pelo valor comercial de sua madeira, mas também, por suas resinas, utilizadas na produção de medicamentos contra inflamações (Hammer & Johns, 1993). A liteira dessa espécie é de textura grossa e tem relação C:N inicial igual a 37 (Höfer *et al.*, 1998).

Nas áreas de capoeira estudadas ocorrem duas espécies do gênero *Vismia* spp. (*V. cayanensis* e *V. guianensis*). Como ambas são dominantes na área de estudo e difíceis de diferenciar uma da outra, as duas espécies de *Vismia* spp. foram consideradas. Pertencente à família Clusiaceae, essa espécie possui uma liteira muito grossa. A relação C:N inicial da liteira dessa espécie é igual a 42 (Höfer *et al.*, 1998).

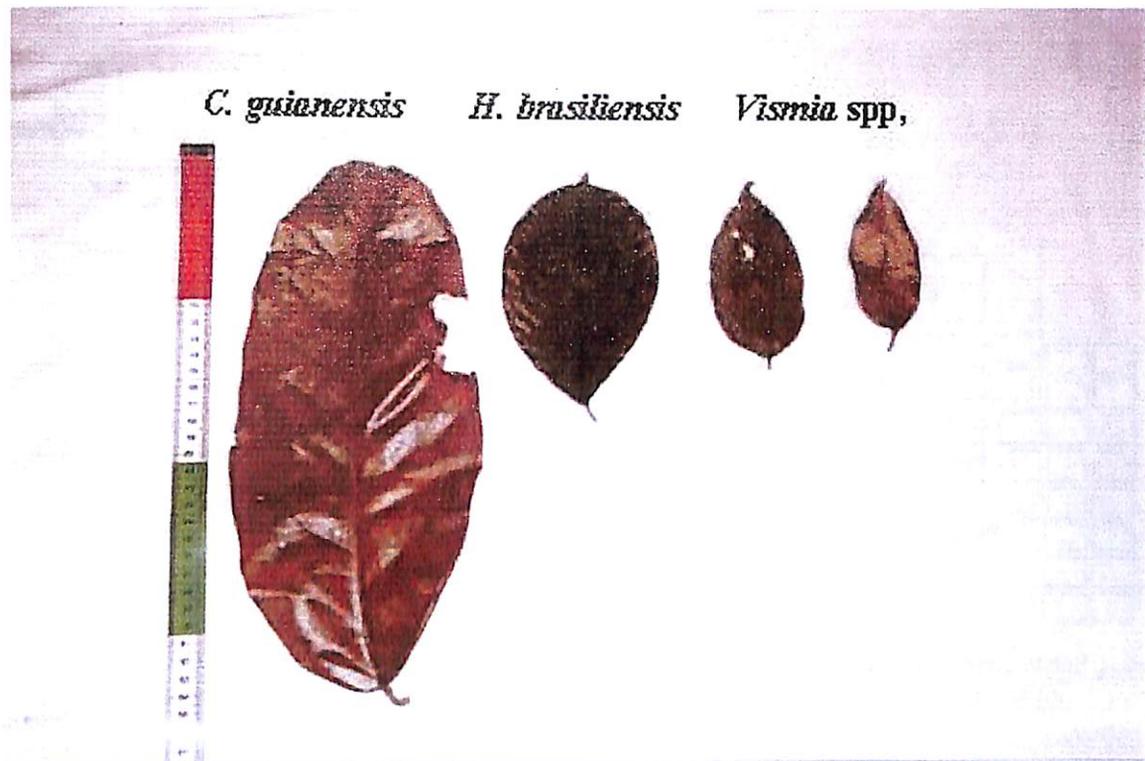


Figura 2. Folhas secas das espécies utilizadas nesse experimento de manipulação de liteira.

DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Foram selecionadas quatro parcelas de capoeira nos blocos A, B, D e E, do Programa SHIFT, para a implantação do experimento de manipulação de liteira (Figura 3). Destas, duas eram parcelas deixadas em pousio pelo Programa SHIFT desde 1992 e outras duas parcelas foram demarcadas em área de capoeira idêntica, contígua às parcelas dos blocos D e E. Todas as capoeiras selecionadas tinham sete anos de idade no início do experimento e possuíam o dossel dominado, principalmente, por espécies do gênero *Vismia* spp. (Figura 4). A regeneração secundária formada por *Vismia* spp. é característica de áreas que sofreram mecanização ou uso mais intenso do solo (Williamson *et al.*, 1998).

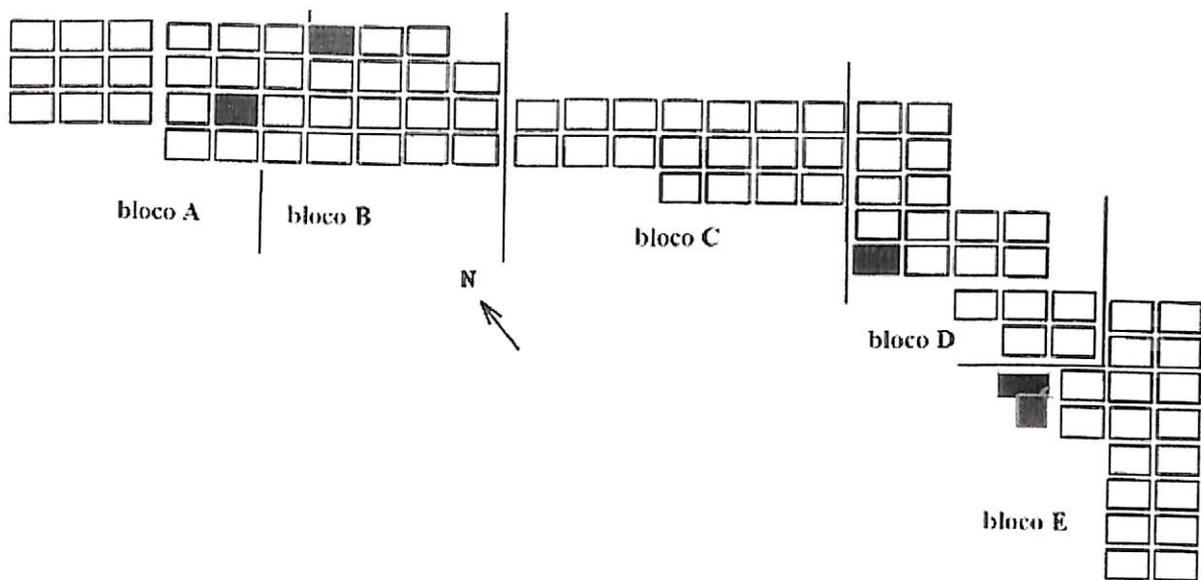


Figura 3. Disposição das parcelas (com preenchimento) utilizadas no experimento de manipulação de liteira. Cada parcela mede 32 m x 48 m numa área total de 18,9 ha.



Figura 4. Vista do interior de uma das réplicas de capoeira utilizada nesse estudo, com alta dominância de *Vismia* spp.

Em cada parcela selecionada, foi desenhada uma grade com barbante de náilon para a demarcação de subparcelas de 3 m². Essa grade permitiu a criação de até 100 posições dentro de cada parcela de estudo (Figura 5). Dessas 100 posições foram sorteadas 20 para receberem cinco subparcelas de 3 m², com cada um dos quatro tratamentos seguintes:

- (i) remoção da liteira natural superficial e substituição por liteira recém-caída de *Hevea brasiliensis* (Seringueira);
- (ii) remoção da liteira natural superficial e substituição por liteira recém-caída de *Carapa guianensis* (Andiroba);
- (iii) remoção da liteira natural superficial e substituição por uma mistura (em pesos iguais) de liteiras recém-caídas das espécies *Hevea brasiliensis*, *Carapa guianensis* e *Vismia* spp. (Mistura);
- (iv) manutenção da liteira natural da floresta secundária dominada por *Vismia* spp. (Controle).

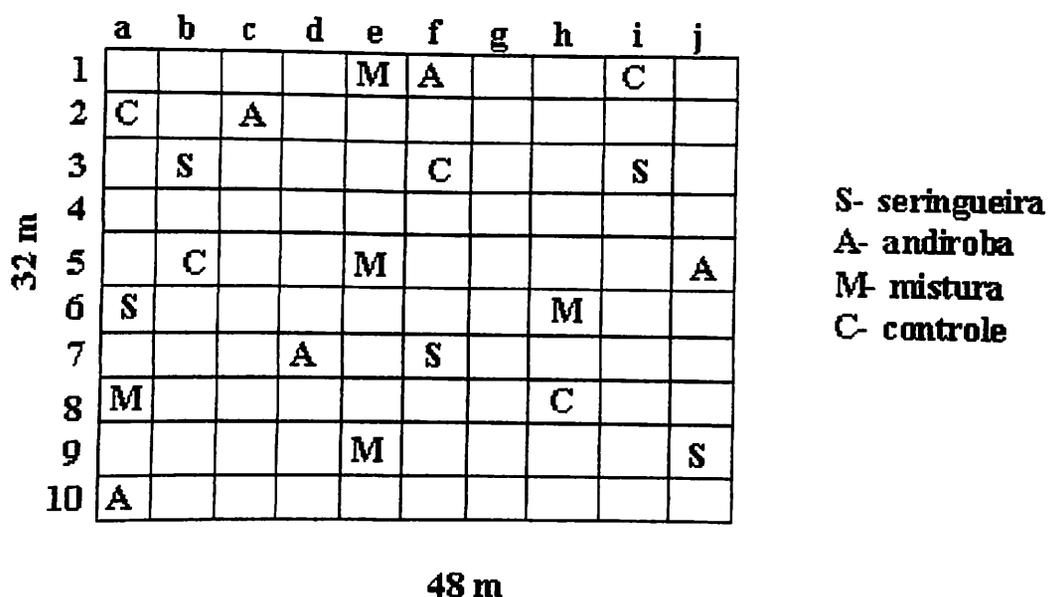


Figura 5. Esquema hipotético da distribuição ao acaso dos tratamentos numa parcela do experimento.

Todas as subparcelas receberam a mesma quantidade de liteira. Para estimar as quantidades de liteira adicionadas a cada subparcela, calculou-se o peso seco médio de liteira natural, durante a estação seca de 1998. Esse peso seco de liteira, amostrado em parcelas de capoeira da mesma idade, foi de 126 g.m^{-2} . Após a manipulação dos substratos, cobriram-se as subparcelas com telas de náilon de 3 m^2 e malha de 2 mm para impedir a adição de liteira nova da própria capoeira nos tratamentos (Figura 6). Nas laterais das subparcelas costurou-se uma segunda tela de náilon (malha de 2 cm e 10 cm de largura), para reter os substratos dentro das subparcelas (Figura 7). As telas de proteção sobre os tratamentos eram limpas quinzenalmente.

Esse experimento de manipulação de liteira foi feito em conjunto com três outros estudantes de Pós-graduação do INPA, para elaboração de suas dissertações e tese: BSc. Evanira dos Santos e BSc. Yelinda Araújo Vergara (estudos das comunidades de mesofauna do solo e de oligoquetos, respectivamente) e a MSc. Maria do Socorro Mota (estudos de decomposição e liberação de nutrientes no solo).



Figura 6. Vista de uma subparcela no campo.



Figura 7. Vista da lateral de uma subparcela. A seta indica a malha de 2 cm.

AMOSTRAGEM

O experimento no campo foi acompanhado durante 12 meses, estendendo-se do início da estação chuvosa (30 de novembro de 1998) até o final da estação seca (25 de outubro de 1999). Para cada amostragem foi sorteada uma subparcela de cada tratamento e controle de cada uma das quatro parcelas de capoeira. Foram feitas cinco amostragens: aos 63 dias (01/02/99), 121 dias (01/04/99), 166 dias (14/06/99), 243 dias (31/08/99) e 305 dias (25/10/99) após a implantação do experimento. Cada subparcela sorteada tornava-se automaticamente não-elegível para a próxima amostragem. Nas subparcelas sorteadas foram coletadas amostras de solo, em triplicata, de 0 - 10 cm de profundidade, num total de 48 amostras de solo em cada tratamento e no controle. Essas amostras foram utilizadas para as análises de biomassa microbiana, pH e conteúdos totais de carbono e nitrogênio do solo. As amostragens foram restritas à camada superficial do solo (de 0 - 10 cm), por esta concentrar a maior atividade da microbiota (Coleman, 1985). Para as coletas do solo foi utilizada uma sonda cilíndrica de 24 cm de comprimento e 6,4 cm de diâmetro. Com essa mesma sonda foi amostrada a liteira que foi adicionada nos tratamentos. As amostras de liteira foram acondicionadas, separadamente, em sacos de papel pardo. A liteira foi amostrada para análise de qualidade nutricional e para acompanhar sua perda de peso ao longo do período de estudo. Esse experimento foi conduzido com a intenção de acompanhar a decomposição dos substratos adicionados ao solo. Não havia nenhuma intenção de se analisar quantitativamente a taxa de decomposição desses substratos (estudo incluído na tese de MSc. M.S.Mota).

No laboratório, uma porção de cada amostra composta de solo foi imediatamente separada para a análise de umidade gravimétrica. Em seguida, as amostras de solo foram homogeneizadas e triadas manualmente para eliminar pedaços

de raízes, galhos e folhas, após o que foram incubadas à temperatura ambiente por três dias para estabilização do solo prévia às análises bioquímicas de biomassa microbiana. As amostras não foram peneiradas porque o alto teor de argila úmida no solo impediria a passagem dos grãos pela peneira, o que perturbaria muito a microbiota nele contida inviabilizando as medidas bioquímicas.

MÉTODOS ANALÍTICOS

Todas as amostras foram analisadas no Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). No Laboratório de Bioquímica do Solo foram medidas a biomassa microbiana, a umidade gravimétrica e o pH (em KCl e em água destilada) do solo. No Laboratório Temático de Solos e Plantas foram analisadas as porcentagens de nitrogênio e carbono e a relação C:N do solo. No Laboratório de Nutrição Florestal foram analisados os conteúdos de lignina e o peso remanescente da liteira de cada tratamento e controle.

DECOMPOSIÇÃO DOS SUBSTRATOS

A liteira amostrada nas parcelas com os tratamentos e no controle foi seca em estufa (60 °C por 72 h) e o peso residual foi estimado em balança analítica para a obtenção da perda de peso dos substratos ao longo do experimento. Os valores de peso residual correspondem à massa seca (g) de liteira amostrada pela sonda.

Os valores de peso residual das duas últimas amostragens, 243 e 305 dias após a implantação do experimento no campo, foram corrigidos do valor da reposição de liteira que ocorreu aos 210 dias. Quando a liteira adicionada aos tratamentos no início do experimento havia perdido cerca de 50 % de seu peso inicial, foi feita uma reposição de liteira referente à quantidade de massa seca perdida em cada tratamento (Tabela 1).

Tabela 1. Quantidades de massa seca de liteira, em (g.m⁻²), repostas nas subparcelas de cada parcela de estudo.

Tratamentos	Parcelas			
	1	2	3	4
<i>C. guianensis</i>	0	18,8	0	25,1
<i>H. brasiliensis</i>	40,8	37,7	59,7	34,7
Mistura	6,3	53,3	34,7	41

ÍNDICE DE MATERIAIS SOLÚVEIS E TEXTURA DA LITEIRA

Para estimar o índice de materiais solúveis na liteira foi utilizada a metodologia modificada de Singh & Dwivedi (1979). Foi pesada uma quantidade de 1-2 g de liteira seca de cada tratamento e controle (n=16). As amostras foram, então, colocadas em placas de Petri e, a partir dessa fase, todo o trabalho foi conduzido numa capela com fluxo contínuo de ar. Na capela, as amostras foram submersas numa solução com 50 ml de HCl 80 % por 2,5 horas. Após este período, as amostras foram retiradas do HCl 80 %, colocadas em sacos de papel pardo e depositadas numa estufa a 60 °C por 24 h. Ao término deste período, as amostras foram novamente pesadas e a porcentagem de materiais solúveis da liteira foi estimada a partir de seguinte equação:

$$\% \text{ de materiais solúveis} = \frac{(\text{peso final}) \times 100}{\text{peso inicial}}$$

onde:

% de materiais solúveis = índice de materiais solúveis;

peso inicial = peso do material seco prévio ao tratamento com HCl 80 %;

peso final = peso do material seco após o tratamento com HCl 80 %

Essa metodologia foi utilizada para os tratamentos com liteira de *Carapa guianensis*, de *Hevea brasiliensis* e para *Vismia* spp (controle). Para o tratamento com a mistura de liteiras, a porcentagem de lignina foi estimada a partir da média dos valores obtidos para as três espécies analisadas separadamente.

As liteiras utilizadas foram classificadas em quatro categorias referentes à sua textura visual (Lowman, 1988), a saber, (i) fina, (ii) média, (iii) grossa e (iv) muito grossa.

UMIDADE GRAVIMÉTRICA

Foram pesadas alíquotas de solo para estimar o peso úmido. Depois de pesadas, as amostras foram colocadas em estufa a 60 °C por 72 h. Ao sair da estufa, as amostras foram novamente pesadas, para estimar o peso do material seco. Foi utilizada a seguinte equação para o cálculo da umidade gravimétrica (EMBRAPA, 1979):

$$U \% = \frac{(\text{peso úmido} - \text{peso seco}) \times 100}{\text{peso seco}}$$

ACIDEZ DO SOLO

O pH do solo foi estimado em água, acidez real, numa solução de 10 g de solo seco em 25 ml de água destilada. Também foi estimado o pH potencial do solo a partir da adição de 1,86 g de KCl em pó à solução (EMBRAPA, 1979). Essas soluções foram levadas a um agitador vertical por 10 minutos para estimar o pH em água destilada e, após a adição do KCl a solução foi agitada por mais 40 minutos para estimar o pH potencial. O pH foi medido em pH - metro Quimis®.

CARBONO E NITROGÊNIO TOTAIS DO SOLO

Para as análises de carbono e nitrogênio totais do solo, as amostras de solo foram secas em estufa a 60 °C por 72 h, após o que foram maceradas e peneiradas (malha 0,85 mm). De cada amostra, foram pesadas alíquotas de 10 a 15 mg de solo e embaladas em cápsulas de estanho.

Foi utilizado um Auto-Analizador de fase gasosa (usando o hélio como gás carregador) da marca Carlo Erba®, modelo NA 1500 para as análises de carbono e nitrogênio totais no solo (Campbell *et al.*, 1998). Nesse aparelho, as amostras foram queimadas a 970 °C em um meio oxidante e os gases da combustão entraram numa coluna de oxidação (óxido de cromo e óxido de cobalto granulado), onde foram transformados em CO₂, H₂O e N_xO_v. Em seguida, as amostras passaram por uma coluna de redução (cobre) para transformar os óxidos de nitrogênio em nitrogênio elementar (N₂). O excesso de água foi retido em uma ampola com óxido de magnésio. O CO₂ e N₂ foram separados numa coluna de cromatografia. As medidas de carbono e nitrogênio totais do solo foram feitas num detector de condutividade térmica. O sinal amplificado passou pelo integrador Chromjet Integrator – Thermo Separation Products® para obtenção do cromatograma, o qual correspondia a gráficos com áreas conhecidas. A partir dessas áreas, foram calculados os conteúdos de carbono e nitrogênio totais das amostras.

BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO

A biomassa microbiana do solo foi estimada pelo método de fumigação-extração (Vance *et al.*, 1987). Esse método foi utilizado por ser considerado como o

mais indicado para os solos ácidos e muito argilosos da Amazônia (Pfenning *et al.*, 1992; Feigl *et al.*, 1995).

Para essa análise, o volume de clorofórmio a ser utilizado para fumigação foi filtrado, para eliminar o etanol, numa coluna de vidro contendo óxido de alumínio ativo (Merck). Duas subamostras de solo, contendo 25 g de solo úmido cada, foram pesadas e colocadas em frascos de vidro de 250 ml com tampa rosqueável. Uma subamostra foi fumigada com clorofórmio purificado e a outra permaneceu não-fumigada (controle). A fumigação foi feita num dessecador vertical da marca Marconi® com duas prateleiras (44 cm de comprimento x 26 cm de largura x 26 cm de profundidade) e conectado a um sistema de vácuo. Os frascos de vidro foram distribuídos, com as amostras e sem as tampas, no dessecador na posição horizontal, para facilitar a penetração do fumigante. No dessecador, também foram colocados dois béqueres de 50 ml contendo 30 ml de clorofórmio purificado (um em cada prateleira) e mais dois béqueres com 30 ml de água destilada cada, para minimizar o efeito do ressecamento causado pelo clorofórmio. Para garantir boa vedação, foi utilizada vaselina de alta pressão de vácuo na tampa do dessecador antes da fumigação. Depois de fechado, o sistema de vácuo foi ligado e o dessecador evacuado até o clorofórmio ferver vigorosamente. Nesse momento a torneira do vácuo foi fechada, o dessecador desconectado do sistema e deixado em repouso e no escuro por 24 h, tempo suficiente para completar a saturação do fumigante dentro do dessecador. No dia seguinte, os béqueres de clorofórmio, já vazios pela evaporação de seus conteúdos, foram retirados e os vapores de clorofórmio removidos por repetidas evacuações, até completa ausência do cheiro do clorofórmio dentro do dessecador e das amostras.

Para a extração do carbono orgânico das amostras de solo, foram adicionados 100 ml de 0,5 M de K_2SO_4 nas amostras fumigadas e não-fumigadas (controle). As

amostras foram levadas a um agitador vertical por 30 minutos. Após 24 h de repouso, o líquido sobrenadante foi pipetado e filtrado a vácuo, com papel de filtro Whatman® nº 42. O carbono orgânico nos extratos foi determinado pelo método do dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) (Vance *et al.*, 1987), onde a amostra filtrada (8 ml) foi digerida com 66 mM de $K_2Cr_2O_7$ (2 ml) e uma mistura de duas partes de ácido sulfúrico (H_2SO_4) (10 ml) e uma parte de ácido fosfórico (H_3PO_3) (5 ml). Essa solução foi fervida lentamente, sob refluxo por 30 minutos. Após o resfriamento (15 minutos), a solução foi diluída com 40 ml de água destilada, adicionada ao condensador para lavagem da solução residual. Para determinar o volume referencial da amostra em branco, foi substituído os 8 ml da amostra filtrada por água destilada e repetido todo o procedimento acima. Foi determinado o excesso de dicromato de potássio na solução por titulação com sulfato ferroso amoniacal (33,3 mM) em 0,4 M H_2SO_4 , usando três gotas de fenantrolina como indicador.

A estimativa do carbono orgânico da biomassa microbiana do solo pelo método de fumigação-extração requer o uso de um fator de correção para a liberação e a extração incompleta da biomassa microbiana do solo. O carbono extratável da amostra foi calculado assumindo que 1 ml de 66 mM de $K_2Cr_2O_7$ equivaleria a 1200 g de carbono da amostra. A constante de mineralização do carbono utilizada para o cálculo da biomassa microbiana do solo, $k_c=2,64$, é indicada para solos ácidos (Vance *et al.*, 1987). Para o cálculo da biomassa microbiana do solo foi empregada a seguinte equação:

$$\text{Bio C} = \frac{2,64 \times [(B-A)_{\text{fum}} - (B-A)_{\text{não fum}}] \times 1200}{25 \text{ g de solo seco}}$$

onde:

Bio C = biomassa microbiana do solo:

B = volume de titulação do branco;

A = volume de titulação da amostra;

fum = amostra fumigada;

não fum = amostra não fumigada;

2,64 = constante (k_c) de mineralização do carbono

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Todas as variáveis medidas apresentaram distribuição normal e homogeneidade de variância, tornando desnecessária a transformação dos dados.

Para verificar o efeito da decomposição das liteiras de *Carapa guianensis*, de *Hevea brasiliensis*, da mistura de liteiras e do controle, na biomassa microbiana do solo e nos conteúdos de carbono e nitrogênio do solo, independente da variação sazonal, foi utilizado um modelo de “Lowess” (Locally Weighted Regression) (Wilkinson, 1990), pois esse estudo teve a duração de apenas 12 meses e, portanto, não houve réplicas de tempo. Os valores obtidos no modelo de “Lowess” foram utilizados numa análise de variância simples (ANOVA), para avaliar o efeito do tipo de substrato, independente da variação sazonal. Quando algum efeito significativo do tipo do substrato foi constatado ($p < 0,05$) aplicou-se o teste “Dunnett” para verificar as diferenças entre os tratamentos e o controle.

Para verificar a relação da precipitação pluviométrica (sazonalidade) nas variáveis estudadas, foram utilizadas regressões lineares simples.

Também foram utilizadas regressões lineares para verificar a relação da decomposição da liteira com o tempo e com o conteúdo de lignina do substrato. Todas as análises estatísticas foram feitas no programa SYSTAT (Wilkinson, 1990).

RESULTADOS

CLIMA

Ao longo do período de estudo, novembro de 1998 a outubro de 1999, foram feitas medições contínuas de parâmetros climáticos na Estação Climatológica da EMBRAPA, situada a menos de 5 km do local de estudo. A temperatura média foi de 27,1 °C e a precipitação pluviométrica foi de 3004,1 mm (Figura 8). Os períodos de menor precipitação pluviométrica (estação seca) foram os meses de novembro em 1998 e de julho a outubro em 1999. A temperatura média na estação seca foi de 27,7 °C e o total de precipitação nessa estação alcançou 909,8 mm. O período de maior precipitação (estação chuvosa) foi de dezembro de 1998 a junho de 1999. Nesse período, a temperatura média foi de 26,5 °C e a precipitação total foi de 2094,3 mm.

De um modo geral, o período de estudo foi bastante chuvoso e a precipitação pluviométrica no período foi superior à média encontrada para a região, de 2100 mm (Ribeiro & Adis, 1984). Essas chuvas ocasionaram em alta umidade do solo, em ambas estações, e por isso, não houve variação significativa na umidade gravimétrica do solo ao longo do período de estudo (Figura 9). A umidade do solo mostrou uma tendência de ser maior nas primeiras amostragens (fevereiro e abril de 1999) e menor nas finais (junho, agosto e outubro de 1999), mas a ocorrência de fortes chuvas ocasionais, próximas à última amostragem, provocou grandes variações no teor de umidade do solo.

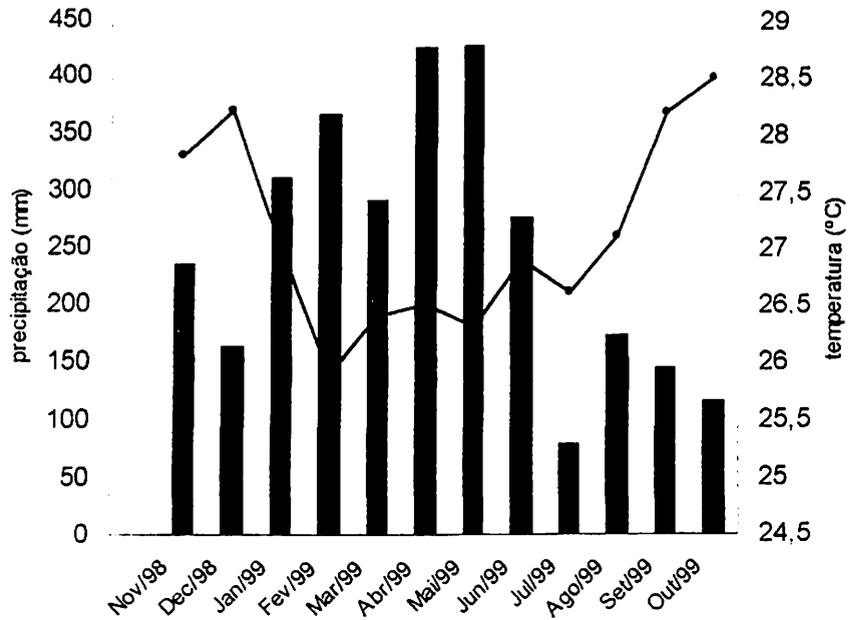


Figura 8. Variação da temperatura (linha) e precipitação pluviométrica (barras) ao longo do período de estudo, na EMBRAPA/CPAA.

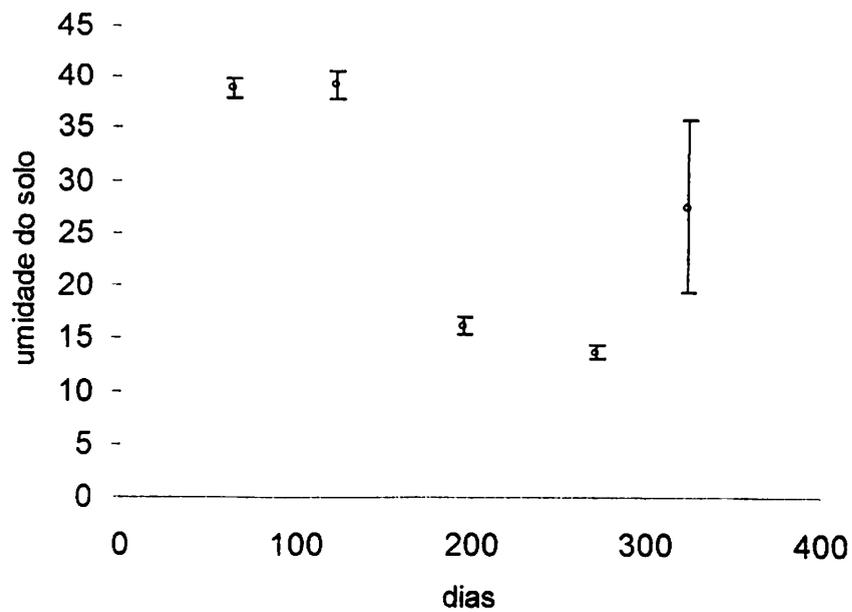


Figura 9. Umidade gravimétrica do solo (%) ao longo do período de estudo. Os valores representam a média e os desvios-padrões (\pm) de todos os tratamentos em conjunto ($n=16$).

DECOMPOSIÇÃO DA LITEIRA E ÍNDICE DE MATERIAIS SOLÚVEIS

Foram observados dois estádios distintos na decomposição da liteira amostrada ao longo do período de estudo (Figura 10). No primeiro estádio, ao longo das três primeiras amostragens, a decomposição foi mais rápida. Nesse estádio, os compostos solúveis da liteira foram lixiviados rapidamente, restando apenas o material de difícil decomposição. No segundo estádio, nas duas últimas amostragens, a decomposição foi mais lenta devido à diminuição do material solúvel da liteira e ao acúmulo de material recalcitrante, como a lignina (Figura 11). O controle apresentou a maior variabilidade nos valores de peso remanescente de liteira. Essa variabilidade pode estar relacionada às diferenças na composição de espécies entre as capoeiras estudadas.

As qualidades nutricionais das liteiras (substratos) utilizadas no experimento foram dadas pela textura aparente, relação C:N e índice de materiais solúveis (Tabela 2). A liteira de *H. brasiliensis* apresentou textura aparente fina, baixa relação C:N inicial e alto índice de materiais solúveis. Nesse estudo, a liteira de *H. brasiliensis* foi de rápida decomposição, quando comparada com as liteiras dos outros tratamentos, apesar do alto conteúdo inicial de lignina (Figura 11). Também foi observado alto índice de materiais solúveis no tratamento com a mistura das liteiras, onde também havia liteira de *H. brasiliensis*.

Para verificar a relação entre peso residual de liteira e índice de materiais solúveis, foram consideradas apenas as três primeiras amostragens antes da reposição de liteira nas subparcelas. Em todos os tratamentos, embora não sendo significativo, o peso residual de liteira aparentou ser maior onde o índice de materiais solúveis foi menor (Figura 12).

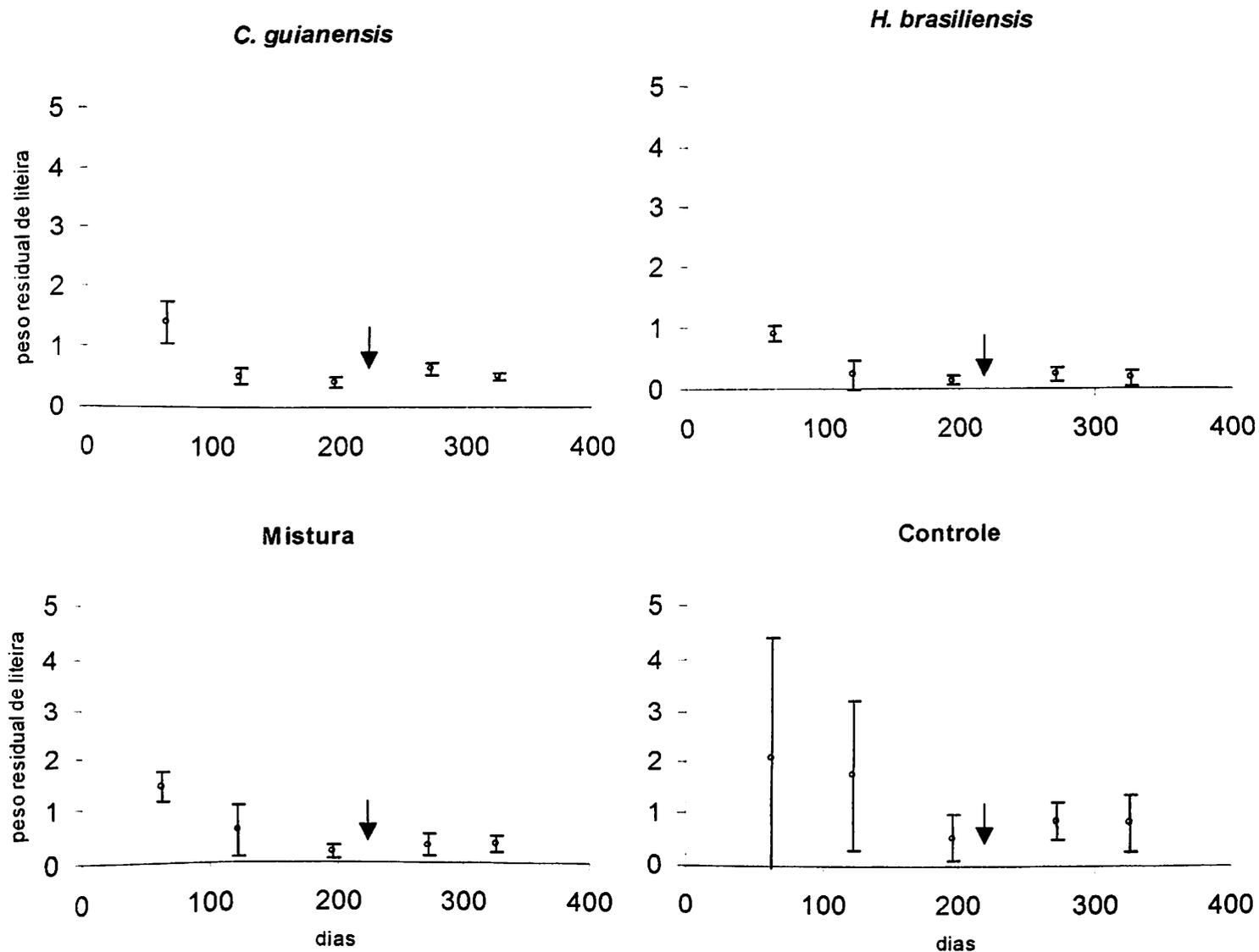


Figura 10. Peso residual de liteira (g) de cada tratamento ao longo do período de estudo. Os valores são as médias e os desvios-padrões (\pm) ($n=5$). A seta indica a data da reposição da liteira nos tratamentos, após oito meses de experimento (aos 240 dias da implantação).

Tabela 2. Estimativas da textura aparente, relação C:N e índice de materiais solúveis (%) da liteira em cada tratamento e no controle.

Tratamentos	Textura aparente	C:N inicial [†]	Índice de materiais solúveis
<i>C. guianensis</i>	grossa	37	19,2
<i>H. brasiliensis</i>	fina	23	26,8
Mistura	média	34*	19,5*
Controle	muito grossa	42	13,8

* Corresponde às médias dos tratamentos de *C. guianensis* e *H. brasiliensis* e do controle.

[†] Fonte: Höfer *et al.* (1998).

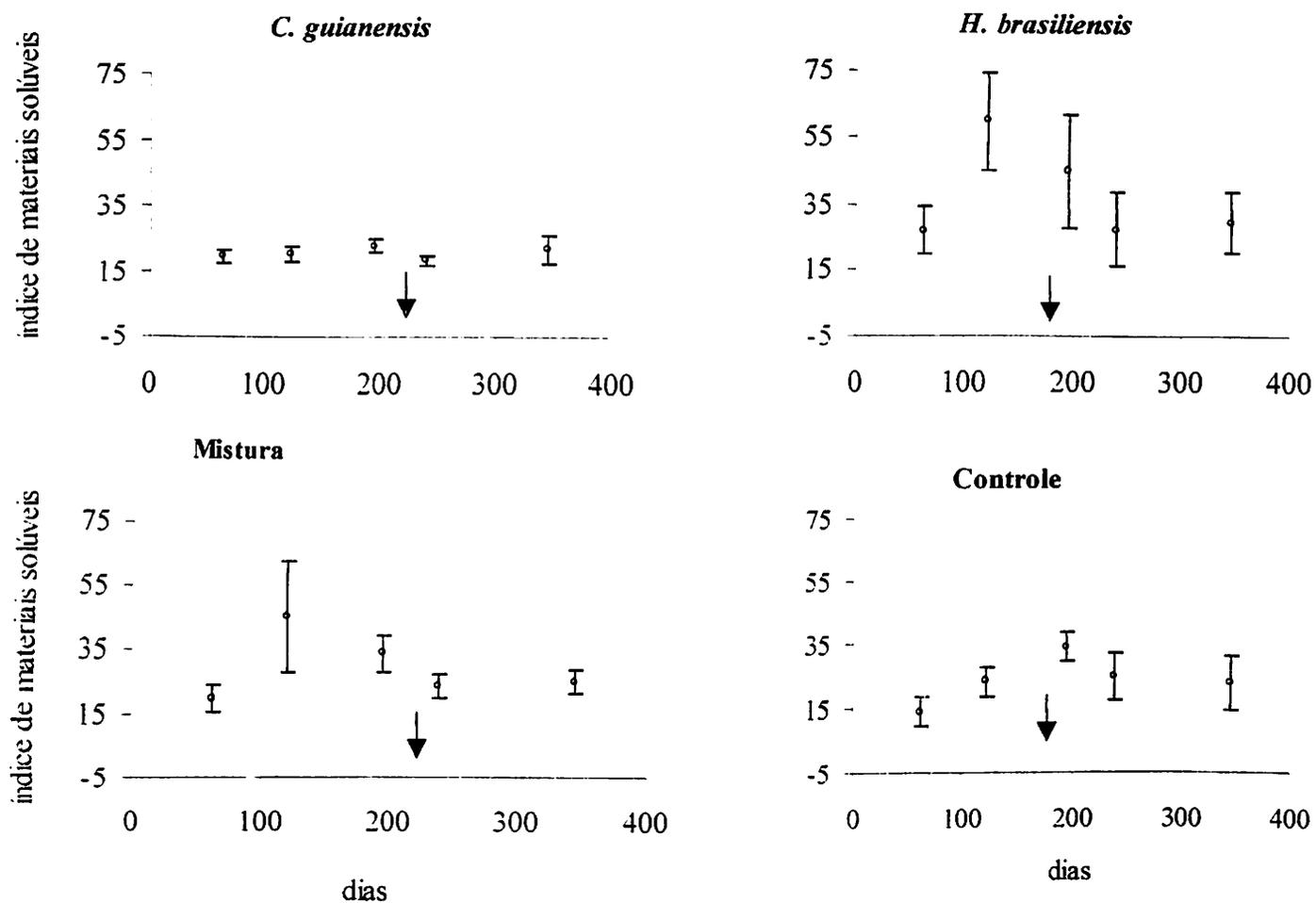


Figura 11. Índice de materiais solúveis (%) da liteira dos tratamentos e do controle, no período de estudo. Os valores são as médias e os desvios-padrões (\pm) ($n=5$). A seta indica a data da reposição de liteira nos tratamentos.

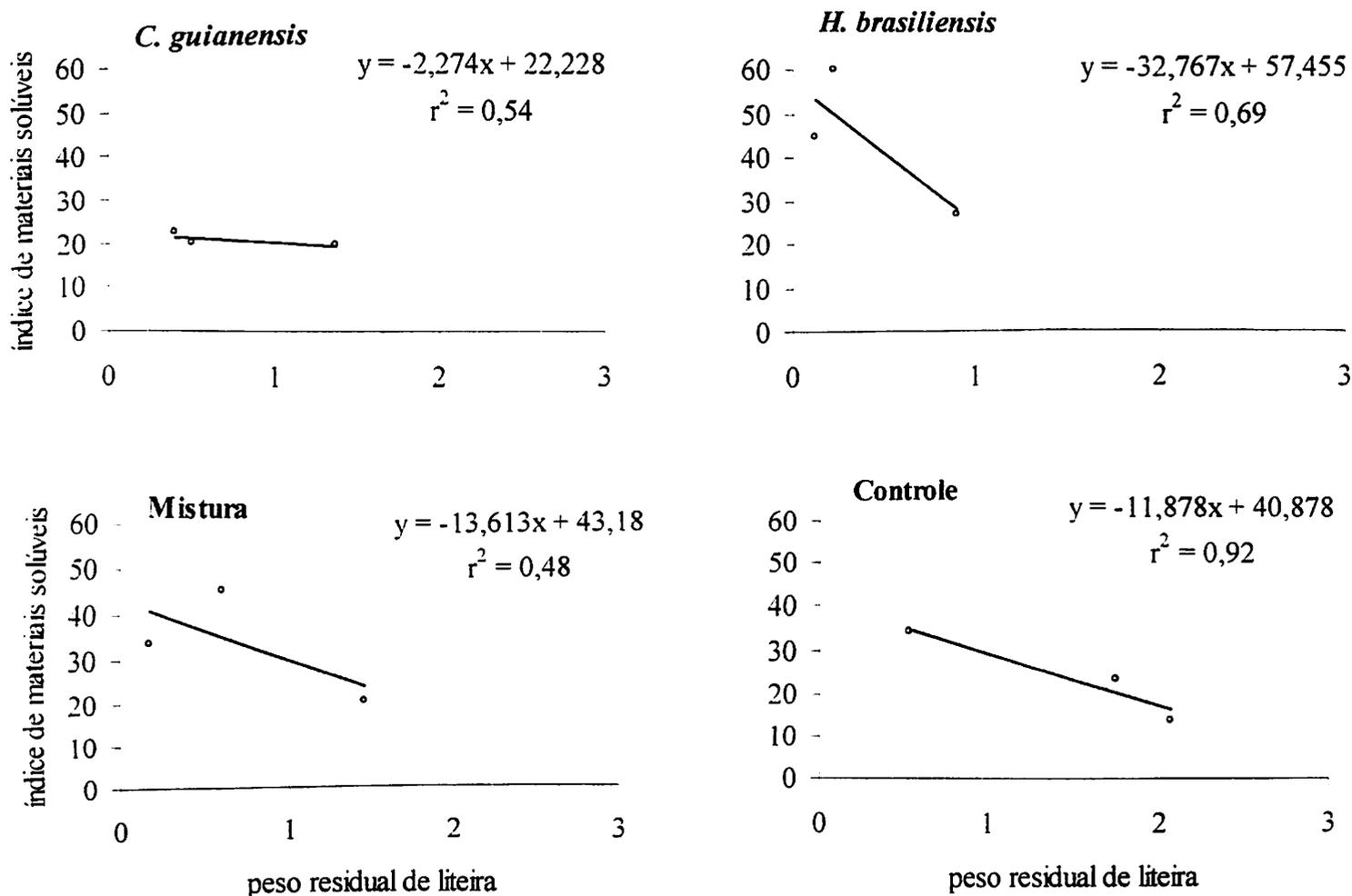


Figura 12. Relação entre o peso residual médio (g) e o índice médio de materiais solúveis da liteira (%) em cada tratamento e no controle (n=3).

ACIDEZ DO SOLO

O pH do solo mostrou valores comuns à região próxima a Manaus (Chauvel *et al.*, 1987). De um modo geral, o pH do solo foi de 3,34 - 3,79 em KCl e 3,68 - 4,07 em água destilada. Na Tabela 3 estão as amplitudes do pH do solo de cada tratamento.

Tabela 3. Amplitudes do pH do solo (em KCl e em água destilada) em cada tratamento.

Tratamento	pH em KCl	pH em água
<i>C. guianensis</i>	3,47 – 3,79	3,73 - 4,01
<i>H. brasiliensis</i>	3,45 – 3,57	3,83 - 4,07
Mistura	3,49 – 3,59	3,74 - 4,03
Controle	3,40 – 3,63	3,68 - 3,99

Não houve efeito significativo dos tratamentos sobre o pH do solo medidos em KCl e em água destilada. As maiores amplitudes do pH foram obtidas nos solos sob a liteira de *C. guianensis* (em KCl e em água) e sob a mistura de liteiras (em água). Por outro lado, as menores amplitudes foram obtidas nos tratamentos sob *H. brasiliensis* e sob a mistura de liteiras (KCl).

CARBONO E NITROGÊNIO DO SOLO

Não houve efeito significativo dos tratamentos sobre os conteúdos totais de carbono e nitrogênio e a relação C:N do solo (Figuras 13 e 14) (Tabela 4). Também, nenhum efeito sazonal foi detectado, visto que em todas as amostragens os conteúdos totais de carbono e nitrogênio e a relação C:N do solo apresentaram poucas variações. Os conteúdos totais de carbono do solo variaram entre 2,34 - 4,79 %, os de nitrogênio entre 0,17 - 0,35 % e os valores da relação C:N do solo entre 11,85 - 15,5.

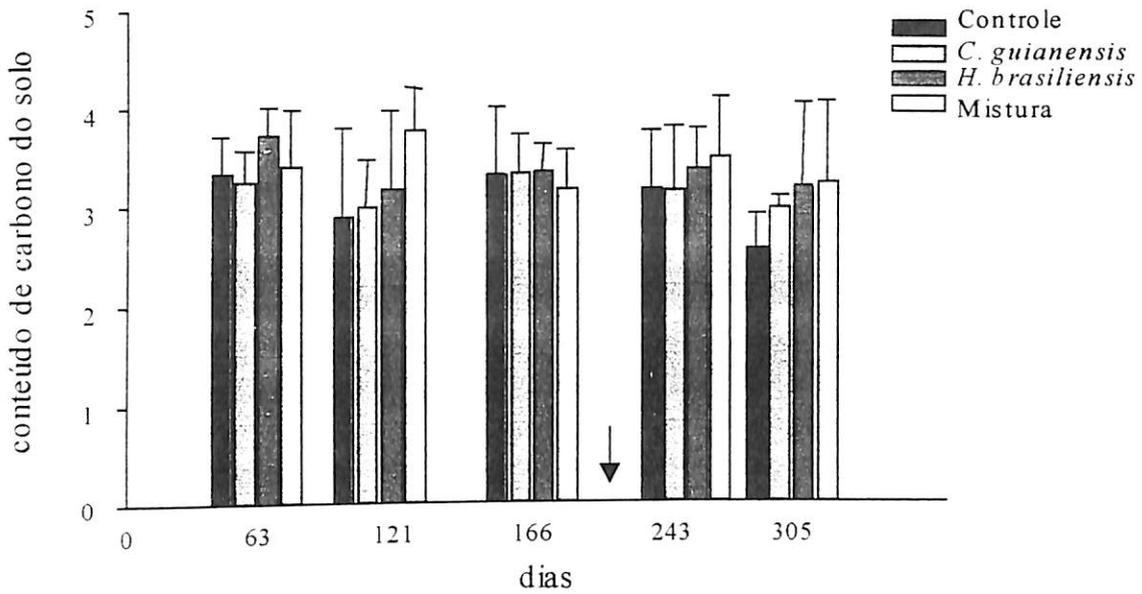


Figura 13. Conteúdo de carbono do solo (%) ao longo do período de estudo. Os valores são as médias e os desvios-padrões (\pm) ($n=12$). A seta indica a data da reposição da liteira nos tratamentos.

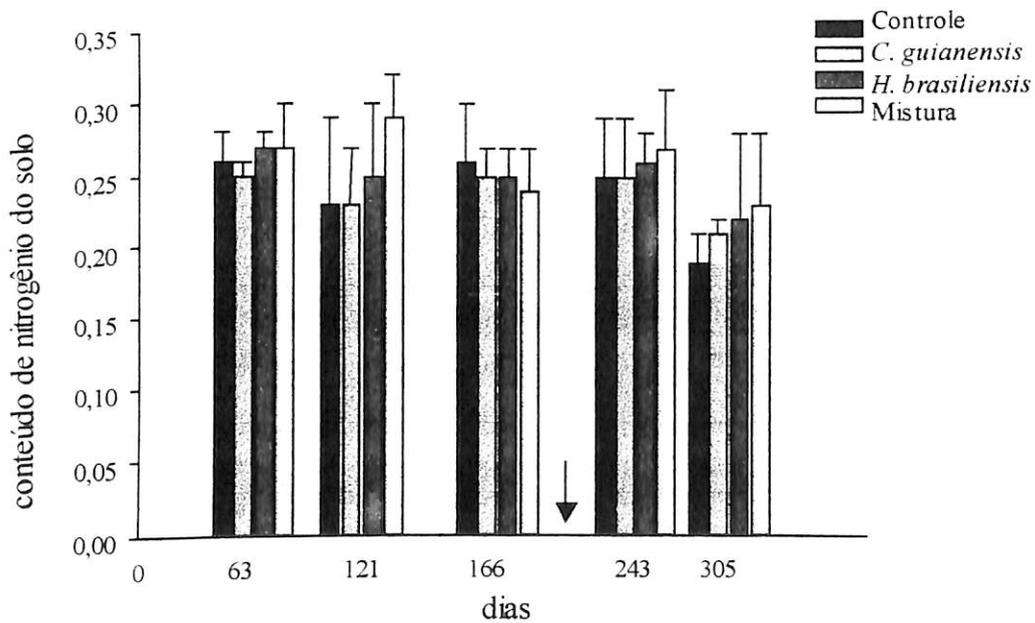


Figura 14. Conteúdo de nitrogênio do solo (%) ao longo do período de estudo. Os valores são as médias e os desvios-padrões (\pm) ($n=12$). A seta indica a data da reposição da liteira nos tratamentos.

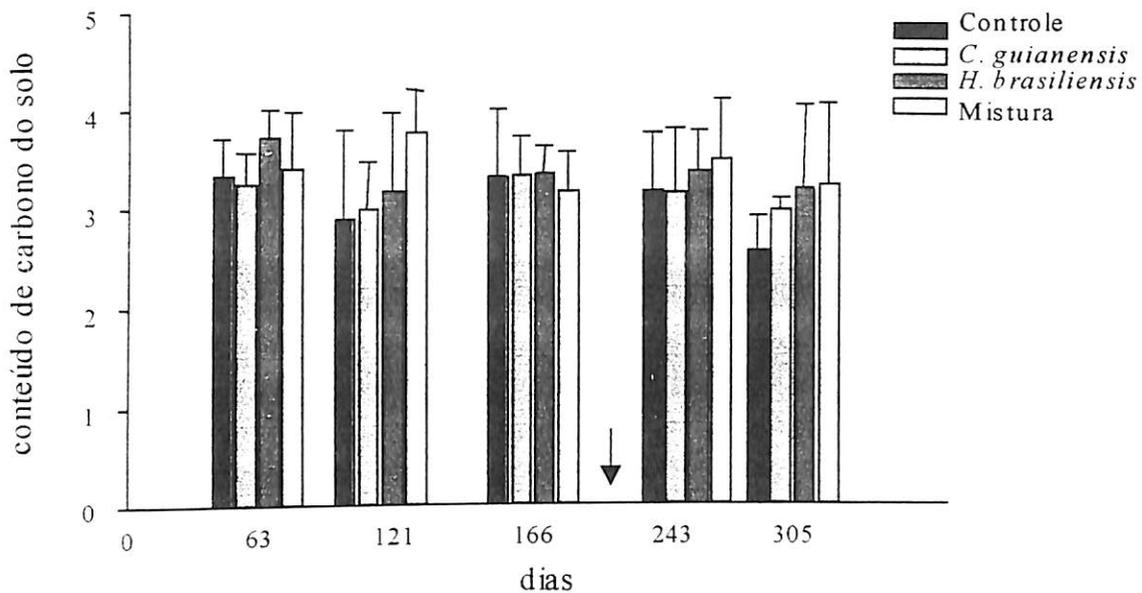


Figura 13. Conteúdo de carbono do solo (%) ao longo do período de estudo. Os valores são as médias e os desvios-padrões (\pm) ($n=12$). A seta indica a data da reposição da liteira nos tratamentos.

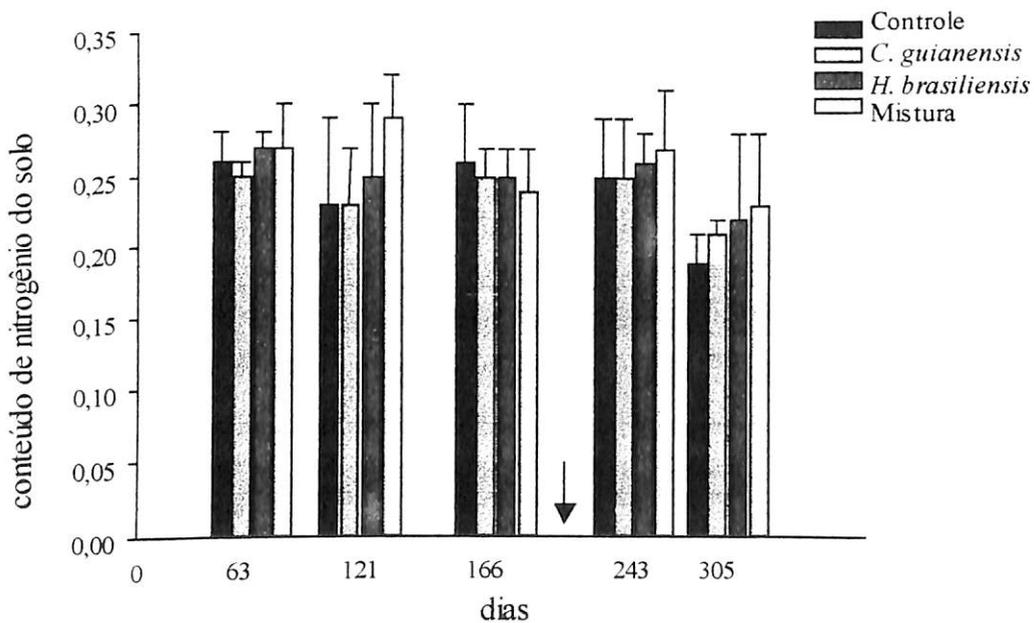


Figura 14. Conteúdo de nitrogênio do solo (%) ao longo do período de estudo. Os valores são as médias e os desvios-padrões (\pm) ($n=12$). A seta indica a data da reposição da liteira nos tratamentos.

Tabela 4. Amplitudes da relação carbono: nitrogênio do solo entre os tratamentos e o controle.

Tratamento	C:N
<i>C. guianensis</i>	12,88 – 14,01
<i>H. brasiliensis</i>	12,85 – 14,62
Mistura	12,83 – 14,17
Controle	12,86 – 13,76

BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO

Independente do tratamento, a biomassa microbiana do solo variou sazonalmente, com maiores valores nas três primeiras amostragens e menores nas duas últimas (Figura 15). Somente o tratamento com a mistura de liteira, e apenas na terceira amostragem, afetou significativamente a biomassa microbiana do solo. Houve uma tendência para maior biomassa microbiana do solo nos outros tratamentos, mas esta não foi significativa porque as diferenças entre as parcelas foram tão grandes quanto entre os tratamentos, devido a alta variabilidade espacial dos nutrientes no solo (Farley & Fitter, 1999).

As estimativas da biomassa microbiana do solo, ao longo do período de estudo, mostraram uma relação direta com a precipitação pluviométrica do período prévio as amostragens ($r^2=0,94$; $F=75,69$ e $p<0,01$) (Figura 16).

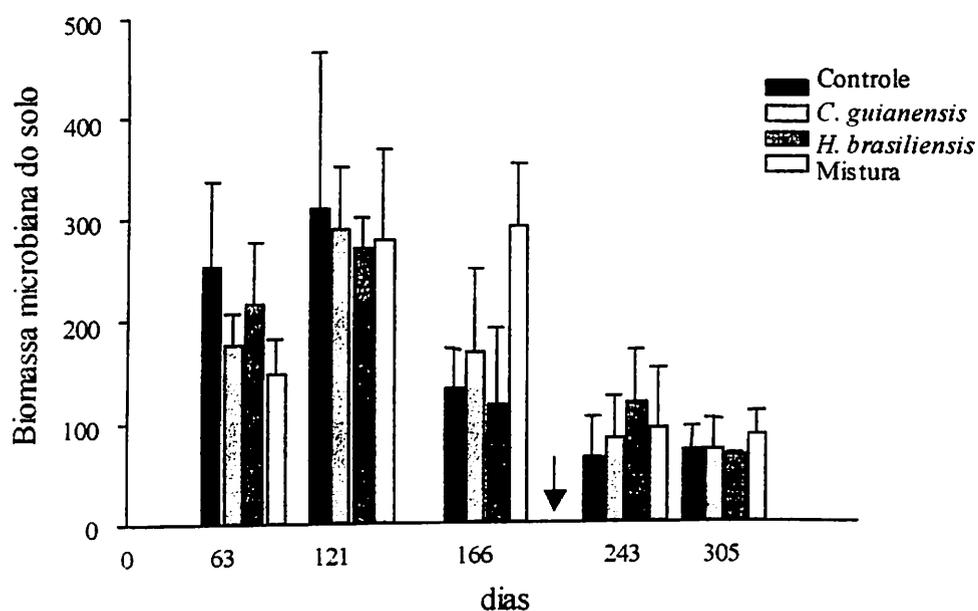


Figura 15. Biomassa microbiana do solo ($\mu\text{gC.g}^{-1}\text{solo}$) ao longo do período de estudo. Os valores são as médias e os desvios-padrões (\pm) ($n=12$). A seta indica a data da reposição da liteira nos tratamentos. (* corresponde ao nível de significância de $p<0,05$ para ANOVA com teste de "Dunnett" para comparação com o controle).

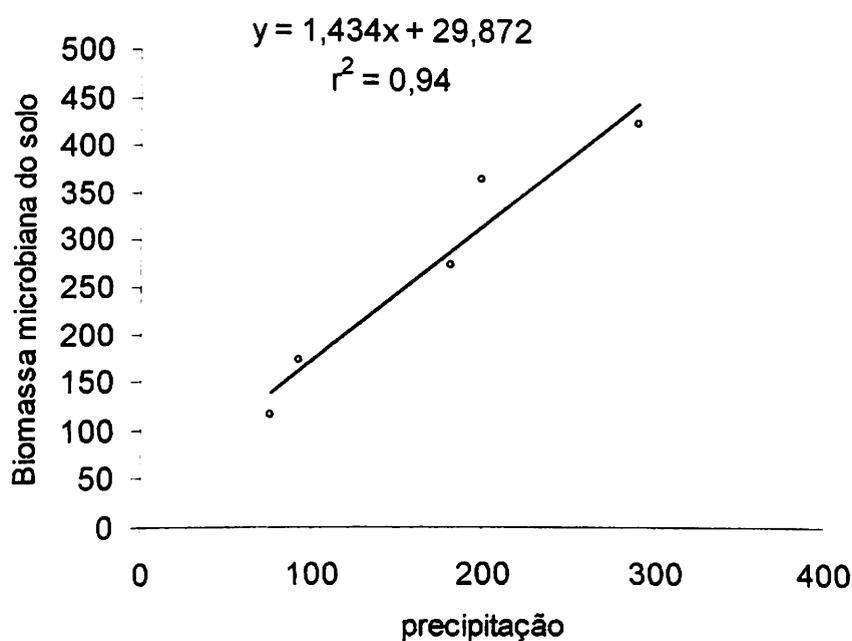


Figura 16. Relação da biomassa microbiana do solo ($\mu\text{gC.g}^{-1}\text{solo}$) com a precipitação pluviométrica (mm) prévia às amostragens ($n=5$).

Quando a biomassa microbiana do solo foi analisada com correção da sazonalidade (todas as amostragens juntas) (Figura 17), foi constatado que as biomassas foram significativamente diferentes (ANOVA, $F=3,68$ e $p<0,05$) entre os tratamentos e o controle. Apenas o tratamento com a mistura de liteira, o de maior diversidade de substratos, apresentou biomassa maior que o controle ($p<0,05$).

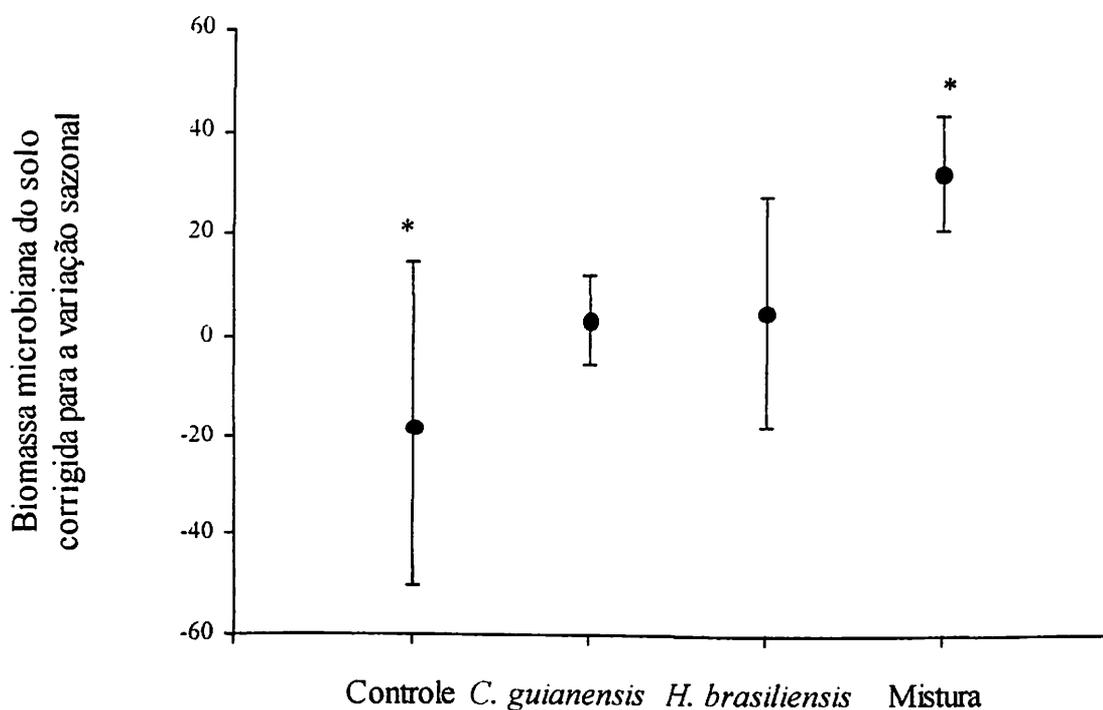


Figura 17. Variação da biomassa microbiana do solo ($\mu\text{gC.g}^{-1}\text{solo}$), corrigida pela variação sazonal através do modelo de "Lowess", entre os tratamentos e o controle (* corresponde ao nível de significância de $p<0,05$ para ANOVA com teste de "Dunnett" para comparação com o controle). Os valores são as médias e os desvios-padrões (\pm) ($n=12$).

DISCUSSÃO

A alta precipitação pluviométrica no período de estudo pode ter sido consequência do fenômeno climático La Niña, de ocorrência posterior ao efeito El Niño de 1997. Ambos os fenômenos foram observados na Amazônia nos anos recentes. O El Niño, que ocorreu no ano anterior ao início do experimento, é caracterizado por provocar fortes chuvas no litoral do Peru e intensa seca na Amazônia central (Martin *et al.*, 1992). Ao contrário, o efeito La Niña é caracterizado por provocar seca no litoral do Peru e fortes chuvas na região da Amazônia central. Segundo Trenberth & Hoar (1996), esses efeitos estão atualmente mais intensos que no passado, devido ao aquecimento global causado pela queima de combustíveis fósseis e pela conversão de florestas em pastagens.

De um modo geral, o conteúdo de carbono total do solo da capoeira estudada foi similar à estimativa encontrada para uma capoeira de 5-6 anos próxima à cidade de Manaus (3,28 %) (Luizão *et al.*, 1999) e em capoeiras de 11 anos de Porto Trombetas (PA) (2,98-3,74 %) (Costa *et al.*, 1998). As estimativas de conteúdo de nitrogênio e da relação C:N do solo da capoeira estudada também foram similares aos valores obtidos por Costa *et al.* (1998).

Apesar das diferenças na qualidade nutricional dos substratos utilizados no presente estudo, não foi constatado nenhum efeito das liteiras de *H. brasiliensis*, *C. guianensis*, *Vismia* spp. e da mistura dessas liteiras sobre os conteúdos de carbono e nitrogênio totais e na relação C:N do solo. Até o esperado efeito da liteira de *H. brasiliensis*, de menor relação C:N (Höfer *et al.*, 1998) e de rápida decomposição, não foi observado. Num estudo em áreas extrativistas de Xapuri, no oeste do Acre onde predomina o solo tipo ultisol, não foi constatada variação nos conteúdos totais de carbono e nitrogênio do solo provocadas pelo tipo de manejo (cultivos, pastagens e

clareiras da floresta) (Kainer *et al.*, 1998). Nesse estudo, os sistemas possuíam um histórico comum, todos haviam sido perturbados pelo fogo no passado. Estudos sobre o impacto do fogo em florestas da Costa Rica (Ewel *et al.*, 1981) estimaram que, após a queima, cerca de 43 % de carbono e 69 % de nitrogênio ficaram estocados e indisponíveis para a biota nos primeiros 3 cm de solo da área queimada. No presente estudo, a área de capoeira foi queimada no passado (há sete anos), o que pode ter contribuído para a estabilização dos conteúdos totais de carbono e nitrogênio do solo mesmo sob substratos diferenciados. Esse fator pode ser associado à curta duração do experimento (12 meses), provavelmente insuficiente para alterar significativamente os conteúdos desses nutrientes no solo.

No presente estudo, contrário às expectativas, não foi observado maior biomassa microbiana do solo no tratamento com liteira de *H. brasiliensis*, que possuía baixa relação C:N (Höfer *et al.*, 1998). Esse resultado pode estar relacionado aos seguintes fatores:

Primeiro, a entrada de matéria orgânica e nutriente no solo da capoeira através das raízes pode ter afetado a microbiota do solo. Nos ecossistemas terrestres a matéria orgânica entra no solo através da liteira e da decomposição das raízes, sendo que em alguns casos a contribuição das raízes é tão ou mais importante que a da liteira (Paul & Clark, 1989). Na Amazônia Central estimou-se que a entrada de matéria orgânica pelas raízes pode ser equivalente à entrada via liteira fina em alguns sistemas (Luizão *et al.*, 1992b). As telas colocadas sobre as subparcelas no campo funcionaram como protetores da liteira extra das árvores, mas nenhuma tentativa foi feita para conter a entrada de material das raízes. Portanto, as raízes da capoeira (predominantemente de *Vismia* spp.) podem ter fornecido mais nutrientes para a microbiota do solo do que os substratos de *C. guianensis* e *H. brasiliensis* adicionados sobre o solo.

Segundo, a quantidade de liteira adicionada sobre o solo da capoeira, calculada a partir de uma média da liteira natural à época de montagem do experimento, pode ter sido insuficiente para a manutenção da microbiota do solo.

Também, o curto prazo de experimento pode ter impedido a quantificação de algum efeito do substrato adicionado na superfície do solo, pois em estudo de longo prazo esse efeito foi constatado (Wardle *et al.*, 1999). Além disso, considerando que a população microbiana do solo apresenta alta plasticidade, pode ter ocorrido alterações na estrutura da comunidade microbiana do solo adaptada aos novos substratos (Donnison *et al.*, 2000), sem ter implicado em mudanças na sua quantificação.

O único tratamento que alterou significativamente a biomassa microbiana foi o da mistura de liteiras. Tal efeito pode estar relacionado à taxa de decomposição diferenciada dos substratos desse tratamento (Wardle *et al.*, 1997), promovendo liberação contínua de nutrientes para o solo e, conseqüentemente, favorecendo o desenvolvimento microbiano. Em laboratório, Briones & Ineson (1996) estudaram a decomposição de liteira de *Eucalyptus globulus* individualmente e em conjunto com liteiras de *Quercus petraea* ou de *Fraxinus excelsior* ou de *Betula pendula*. Eles observaram que nos tratamentos onde havia liteira de eucalipto junto com a de qualquer outra espécie, a taxa de decomposição foi maior e a liberação de nutrientes para o solo foi mais eficiente, quando comparado ao tratamento que continha apenas eucalipto. Outros estudos (Wardle *et al.*, 1997; Nilsson *et al.*, 1999) comprovam que a diversidade de liteira é importante para o funcionamento do ecossistema por causa da diversidade química. No entanto, é difícil mostrar o efeito direto da diversidade de liteira em experimentos de manipulação (Wardle *et al.*, 1997; Nilsson *et al.*, 1999), principalmente pela utilização de espécies perenes junto com espécies anuais. Segundo Chantigny *et al.* (1996) a liteira de espécies perenes e anuais possuem conteúdos de

lignina muito diferentes. No presente estudo, todas as espécies utilizadas são perenes, até a pioneira *Vismia* spp. que coloniza áreas degradadas e persiste, em baixa densidade, após a regeneração da floresta.

Num experimento de laboratório monitorando a decomposição de sete tipos de liteira, individualmente e em todas as combinações possíveis de duas espécies (21 combinações), McTiernam *et al.* (1997) mostraram que, quando diferentes tipos de liteira foram combinados, as estimativas de nitrogênio mineral (NH_4^+) e carbono de origem microbiana do solo foram maiores que quando usando liteiras individuais. No entanto, segundo as análises preliminares de M.S. Mota (comunicação pessoal), no primeiro ano de estudo neste mesmo experimento, não foi constatada nenhuma variação significativa do nitrogênio mineral entre os tratamentos. Segundo Y.M. Araujo-Vergara (comunicação pessoal), que estudou a comunidade de oligoquetos também neste experimento de manipulação de liteira, nenhuma diferença significativa foi observada entre os tratamentos e o controle, constatando apenas um efeito sazonal na densidade e diversidade dos oligoquetos.

Quando comparadas ao estudo de Costa *et al.* (1998) em Porto Trombetas (PA) numa capoeira de 11 anos sobre Latossolo Amarelo, as estimativas de biomassa microbiana do solo apresentadas no presente estudo são muito baixas. Isso pode estar relacionado à idade da capoeira (sete anos) e ao nível de perturbação do solo da mesma, que passou por duas fases de pousio, derruba e queima (Höfer *et al.*, 1998). Essas práticas contínuas degradam o solo mais rapidamente, pois os poucos nutrientes restantes no solo são facilmente lixiviados pelas chuvas ou ficam imobilizados no húmus. No Pará e Rondônia, Kauffman *et al.* (1995) estimaram que a perda de nutrientes da floresta para a atmosfera, pela combustão durante a queima, foi em média de 68 % de nitrogênio, 56 % de carbono, 49 % de enxofre e 32 % de fósforo, além de

outros nutrientes tais como cálcio e potássio, em porcentagens menores. Esses nutrientes perdidos são importantes para a manutenção da fertilidade natural do solo. Em Manaus, Luizão *et al.* (1992a; 1999) mostraram que solos recém-queimados possuem biomassa microbiana do solo menor que em solos de pastagens e de floresta primária, como possível consequência dessas perdas. Martins *et al.* (1990) também observaram que a queima da floresta tem efeito negativo no conteúdo de carbono orgânico do solo, no entanto após três anos de pousio o solo já apresenta o conteúdo de carbono orgânico próximo ao de florestas naturais.

A biomassa microbiana do solo neste estudo mostrou uma relação positiva com a precipitação pluviométrica, sendo maior na estação chuvosa e menor na seca. Esse padrão é típico e constatado em outros estudos da região temperada (Insam, 1990). A precipitação pluviométrica influencia o movimento da água no solo, o que favorece a distribuição da microbiota no solo, facilitando a colonização de novos substratos (Coleman, 1985). A decomposição da liteira dos tratamentos e o índice de materiais solúveis contribuem para a variação sazonal da biomassa microbiana do solo. Segundo Wardle (1993), em estádios avançados da decomposição da liteira a biomassa microbiana é muito menor porque poucos microrganismos são capazes de decompor a lignina.

CONCLUSÕES

Nesse estudo foi observado apenas o efeito da diversidade de substratos do tratamento de mistura na biomassa microbiana do solo da capoeira. Nenhum efeito da qualidade nutricional do substrato *per se* foi constatado sobre os conteúdos totais de carbono e nitrogênio e sobre a biomassa microbiana do solo da capoeira estudada. Estes resultados podem estar relacionados à curta duração do experimento, à quantidade de liteira adicionada na superfície do solo da capoeira e à contribuição de nutrientes das raízes.

Assim, são necessários estudos de longa duração para permitir a mudança na composição da matéria orgânica do solo provocada pelos substratos adicionados. Também são necessários estudos que avaliem a estrutura da comunidade microbiana para diagnosticar se as mudanças na composição da comunidade podem ter implicações funcionais com respeito à eficiência da decomposição da matéria orgânica.

Portanto, se a biomassa microbiana for utilizada como bio-indicador de recuperação do solo, este estudo de curto prazo sugere que a maior diversificação nos substratos é mais importante do que as características nutricionais específicas para provocar mudanças na microbiota do solo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 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 (4): 416-421.
- Bettiol, W. 1996 Biological control of plant pathogens in Brazil: Application and current research. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 15 (5): 505-510.
- Briones, M.J.I.; Ineson, P. 1996 Decomposition of eucalyptus leaves in litter mixtures. *Soil Biology & Biochemistry*, 28 (10/11): 1381-1388.
- Campbell, C.A.; Selles, F.; Mcconkey, B.G.; Hahn, D. 1998 Effect of crop management on C and N in long-term crop rotations after adopting no-tillage management: Comparison of soil sampling strategies. *Canadian Journal of Soil Science*, 78 (1): 155-162.
- Chauvel, A.; Lucas, Y.; Boulet, R. 1987 On the genesis of the soil mantle of the region of Manaus, Central Amazonia, Brasil. *Experientia*, 43: 234-240.
- Chantigny, M.H.; Prévast, D.; Angens, D.A.; Vézina, L.P.; Chalifour, F.P. 1996 Microbial biomass and N transformations in two soils cropped with annual and perennial species. *Biology and Fertility of Soils*, 21: 239-244.
- Coleman, D. C. 1985 Through a ped darkly: an ecological assessment of root-soil-microbial-faunal interactions. *Ecological Interactions in Soil: Plants, Microbes and Animals*. A.H. Fitter (ed.). Blackwell Scientific Publications. 1-21p.
- Costa, E.S.; Luizão, R.C.; Luizão, F.J. 1998 Soil microbial biomass and organic carbon in reforested sites degraded by bauxite mining in the Amazon. *Advances in GeoEcology*, 31: 443-450.

- Dahlman, R.C.; Kucera, C.L. 1965 Root productivity and turnover in nature prairie. *Ecology*, 46: 84-89.
- Donnison, L.M.; Griffith, G.S. Hedger, J. Hobbs, P.J.; Bardgett, R.D. 2000 Management influences on soil microbial communities and their function in botanically diverse haymeadows of northern England and Wales. *Soil Biology & Biochemistry*, 32: 253-263.
- EMBRAPA 1979 – Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuária. *Manual de Métodos de Análise de Solo*. SBLCS, Rio de Janeiro.
- Ewel, J.; Berish, C.; Brown, B. 1981 Slash and burn impacts on Costa Rican wet forest site. *Ecology*, 62 (3): 816-829.
- Farley, R.A.; Fitter, A.H. 1999 Temporal and spatial variation in soil resources in a deciduous woodland. *Journal of Ecology*, 87: 688-696.
- Fearnside, P. M. 1995 Potential impacts of climatic change on natural forest and forestry in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 78: 51-70.
- Fearnside, P. M. 1998 Agro-silvicultura na política de desenvolvimento na Amazônia brasileira: a importância e os limites de seu uso em áreas degradadas. *Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo*. C. Gascon & P. Moutinho (eds.). Manaus-AM. 293-312p.
- Feigl, B.J.; Sparling, G.P.; Ross, D.J.; Cerri, C.C. 1995 Soil microbial biomass in Amazonian soils: Evaluation of methods and estimates of pool sizes. *Soil Biology & Biochemistry*, 27 (11): 1467-1472.
- Hammer, M.L.A.; Johns, E.A. 1993 Tapping an amazonian plethora – 4 medicinal-plants of Marajo Island, Pará (Brazil). *Journal of Ethnopharmacology*, 40 (1): 53-75.

- Höfer, H.; Martius, C.; Beck, L.; Garcia, M. 1998 *Soil fauna and litter decomposition in primary and secondary forest and a mixed culture system in Amazonia*. SHIFT Project ENV 52. BMBF n° 0339675. Annual Report.
- Insam, H. 1990 Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime? *Soil Biology & Biochemistry*, 22 (4): 525-532.
- Jordan, C. F.; Herrera, R. 1981 Tropical rain forest: Are nutrients really critical? *The American Naturalist*, 117 (2): 167-180.
- Kainer, K.A.; Duryea, M.L.; de Macedo, N.C.; Williams, K. 1998 Brazil nut seedling establishment and autoecology in extractive reserves of Acre, Brazil. *Ecological Applications*, 8 (2): 397-410.
- Kauffman, J.B.; Cummings, D.L.; Ward, D.E.; Babbitt, R. 1995 Fire in the Brazilian Amazon: 1- Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forest. *Oecologia*, 104: 397-408.
- Lavelle, P.; Chauvel, A.; Fragoso, C. 1995 Faunal activity in acid soils. *Plant Soil Interactions at Low pH*. R.A. Dale *et al.* (eds.). Kluwer Academic Publishers.
- Lodge, D.J.; McDowell, W.H.; Mcswiney, C.P. 1994 The importance of nutrient pulses in tropical forest. *Tree*, 9 (10): 1167-1169.
- Lowman, M.D. 1988 Litterfall and leaf decay in three Australian rainforest formations. *Journal of Ecology*, 76: 451-465.
- Luizão, F. 1989 Litter production and mineral element input to the forest floor in a Central Amazonian forest. *GeoJournal*, 19 (4): 407-417.
- Luizão, R. C. C.; Bonde, T. A.; Rosswall, T. 1992a Seasonal variation of soil microbial biomass- the effects of clearfelling a tropical rainforest and establishment of pasture in the Central Amazon. *Soil Biology & Biochemistry*, 24 (8): 805-813.

- Luizão, F.; Luizão, R.; Chauvel, A. 1992b Premiers résultats sur la dynamique des biomasses racinaires et microbiennes dans un latosol d'Amazonie centrale (Brésil) sous forêt et sous pâturage, *Cahiers Orstom, série Pédologie*, 27 (1): 69-79.
- Luizão, R.C.C.; Costa, E.S.; Luizão, F.J. 1999 Mudanças na biomassa microbiana e nas transformações de nitrogênio do solo em uma seqüência de idades de pastagens após derruba e queima da floresta na Amazônia Central. *Acta Amazonica*, 29 (1): 43-56.
- Luizão, F.J.; Schubart, H.O.R. 1987 Litter production and decomposition in a terra-firme forest of Central Amazonia. *Experientia*, 43: 259-265.
- Marino, M. C., Furtado, J. S.; De-Vuono, Y. S. 1980 *Glossário de Termos Usuais em Ecologia*. ACIESP nº 24. Academia de Ciências do Estado de São Paulo.
- Martin, L.; Absy, M.L.; Fournier, M.; Mourguiart, P.; Sifedine, A; Turcq, B.; Ribeiro, V. 1992 *Some climatic alterations recorded in South America during the last 7000 years may be expunded by long-term El Niño like conditions*. Paleo-ENSO Records International Symposium. L. Ortlieb & J. Macharé (eds.).
- Martins, P.F. da S.; Volkoff, B.; Cerri, C.C.; Andreux, F. 1990 Conseqüências do cultivo e do pousio sobre a matéria orgânica do solo sob floresta natural na Amazônia Oriental. *Acta Amazonica*, 20: 19-28.
- Mctiernam, K.B.; Ineson, P.; Coward, P.A. 1997 Respiration and nutrient release from tree leaf litter mixtures. *Oikos*, 78: 527-538.
- Melillo, J.M; Aber, J.D.; Linkins, A.E.; Ricca, A.; Fry, B.; Nadelhoffer, K.J. 1989 Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: Plant litter to soil organic matter. *Ecology of Arable Land*. M. Clarholm and L. Bergström (eds.). 53-62p.

- Melillo, J.M.; Aber, J.M.; Muratone, J.F. 1982 Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, 63 (3); 621-626.
- Nilsson, M.C.; Wardle, D.A.; Dahlberg, A. 1999 Effects of plant litter species composition and diversity on the boreal forest plant-soil system. *Oikos*, 86: 16-26.
- Oades, J.M. 1978 Mucilages at the root surface. *Journal of Soil Science*, 29: 1-16
- Odum, E.P. 1969 The strategy of ecosystem development. *Science*, 164: 262-270.
- Paul, E.A.; Clark, F.E. 1989 *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, Inc. 130-155p.
- Parton, W.J.; Schimel, D.S.; Cole, C.V.; Ojima, D.S. 1987 Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains Grasslands. *Soil Science Society American Journal*, 51: 1173-1179.
- Pfenning, L.; Eduardo, B. de P.; Cerri, C.C. 1992 Os métodos da fumigação-incubação e fumigação-extração na estimativa da biomassa microbiana de solos da Amazônia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 16: 31-37.
- Proctor, J. 1983 Mineral nutrients in tropical forest. *Advances in Applied Geography*, 7: 422-431.
- Ranzini, G. 1980 Identificação e caracterização de alguns solos da Estação Experimental de Silvicultura Tropical do INPA. *Acta Amazonica*, 10 (1): 7-41.
- Ribeiro, M. de N.G.; Adis, J. 1984 Local rainfall variability – A potencial bias for bioecological studies in the Central Amazon. *Acta Amazonica*, 14 (1/ 2): 159-174.
- Ritz, K.; Robinson, D. 1988 Temporal variations in soil microbial biomass C and N under a spring barley. *Soil Biology & Biochemistry*, 20 (5): 625-630.
- Singh, V.P.; Dwivedi, R.S. 1979 Microbial decomposition of leaf litter of *Terminalia* in a tropical forest biome: biochemical changes during decomposition. *Proc. Indian Natn. Sci. Acad*, 45 (2): 154-162.

- Swift, M. J.; Heal, O. W.; Anderson, J. M. 1979 *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. Studies in ecology – volume 5. D.J. Anderson, P. Greig-Smith and F.A. Pitelka (eds.). Blackwell Scientific Publications.
- 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.
- Trenberth, K.E.; Hoar, T.J. 1996 The 1990-1995 El Niño-Southern Oscillation event: Longest on record. *Geophysical Research Letters*, 23 (1): 57-60.
- Turner, I. 1994 Sclerophylly: primarily protective? *Functional Ecology*, 8: 669-675.
- Vance, E., D.; Brookes, P. C.; Jekinson, D. J. 1987 An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry*, 19 (6): 703-707.
- Vanlauwe, B.; Diels, J.; Sanginga, N.; Merckx, R. 1997. Residue quality and decomposition: An unsteady relationship? *Driven By Nature: Plant litter quality and decomposition*. G. Cadish and K.E. Giller (eds).
- Visser, S. 1985 Role of the soil invertebrates in determining the composition of soil microbial communities. *Ecological Interactions in Soil: plants, microbes and animals*. A.H. Fitter (ed.). Blackwell Scientific Publications.
- Vitousek, P.M. 1984 Litterfall, nutriente cycling and nutrient limitation in tropical forest. *Ecology*, 65 (1): 285-298.
- Yared, J.A.G. 1996 *Efeitos de sistemas silviculturais na florística e na estrutura de florestas secundária e primária, na Amazônia Oriental*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa-MG.
- Wardle, D.A. 1993 Changes in the microbial biomass and metabolic quocient during leaf litter succession in some New Zealand forest and scrubland ecosystems. *Functional Ecology*, 7 (3): 346-355.

- Wardle, D.A.; Lavelle, P. 1997 Linkages between soil biota, plant litter quality and decomposition. *Driven by Nature: Plant litter quality and decomposition*. G. Cadish and K.E. Giller (eds.). 107-124p.
- Wardle, D.A.; Bonner, K.I.; Nicholson, K.S. 1997 Biodiversity and plant litter: experimental evidence which does not support the view that enhanced species richness improves ecosystem function. *Oikos*, 79: 247-258.
- Wardle, D.A.; Yeates, G.W.; Nicholson, K.S.; Bonner, K.I.; Watson, R.N. 1999 Response of soil microbial biomass dynamics, activity and plant litter decomposition to agriculture intensification over a seven-year period. *Soil Biology & Biochemistry*, 31: 1707-1720.
- Wilkinson, L. 1990 *Systat: The system for statistics*. Systat Inc., Evanston, Illinois, 822p.
- Williamson, G.B.; Mesquita, R.C.G.; Ickes, K.; Ganade, G. 1998 Estratégias de colonização de árvores pioneiras nos Neotrópicos. *Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo*. C. Gascon e P. Montinho (eds.). Manaus-AM. 131-144p.

ANEXOS

Análise de variância (ANOVA) corrigida da sazonalidade, pelo modelo de "Lowess"

Efeito	SS	df	MS	F	P	N
BIOC	4816.549	3	1605.516	3.677	0.044	4
Erro	5239.719	12	436.643			
NITROGÊNIO	0.000	3	0.000	0.126	0.943	4
Erro	0.002	12	0.000			
CARBONO	0.008	3	0.003	0.058	0.981	4
Erro	0.540	12	0.045			
C:N	0.130	3	0.043	0.485	0.699	4
Erro	1.077	12	0.090			
pH KCl	0.006	3	0.002	0.758	0.539	4
Erro	0.031	12	0.003			
pH água	0.006	3	0.002	0.205	0.891	4
Erro	0.122	12	0.010			

ANOVA entre cada tratamento e controle em cada uma das amostragens.

Biomassa microbiana-63 dias

Fonte de variação	DF	SS	MS	F	P
Entre os tratamentos	3	25106.936	8368.979	2.636	0.098
Resíduo	12	38095.604	3174.634		
Total	15	63202.540			

Biomassa microbiana-121 dias

Fonte de variação	DF	SS	MS	F	P
Entre os tratamentos	3	3444.625	1148.208	0.127	0.942
Resíduo	12	108389.365	9032.447		
Total	15	111833.990			

Biomassa microbiana-166 dias

Fonte de variação	DF	SS	MS	F	P
Entre os tratamentos	3	76792.238	25597.413	5.709	0.012
Resíduo	12	53806.303	4483.859		
Total	15	130598.541			

Teste Dunnett:

Fator de comparação: dias 196

Comparação Diferença das médias p q' P<0.05

1.000 vs. 4.000	160.862	4.000	3.397	Yes
1.000 vs. 2.000	37.548	3.000	0.793	No
1.000 vs. 3.000	-15.787	2.000	0.333	No

Biomassa microbiana-243 dias

Fonte de variação	DF	SS	MS	F	P
Entre os tratamentos	3	6390.249	2130.083	0.883	0.478
Resíduo	12	28957.761	2413.147		
Total	15	35348.010			

Biomassa microbiana -305 dias

Fonte de variação	DF	SS	MS	F	P
Entre os tratamentos	3	955.525	318.508	0.639	0.604
Resíduo	12	5982.365	498.530		
Total	15	6937.890			

Regressão linear

BIOMASSA MICROBIANA E PRECIPITAÇÃO

$$\text{bioc} = -10.323 + (0.659 * \text{prec})$$

N = 5.000

R = 0.972 Rsqr = 0.945 Adj Rsqr = 0.926

Erro padrão estimado = 23.708

Análise de variância:

	DF	SS	MS	F	P
Regressão	1	28696.866	28696.866	51.054	0.006
Resíduo	3	1686.256	562.085		
Total	4	30383.122	7595.781		

Regressão linear

PESO RESIDUAL VS LIGNINA

Controle

$$\text{lignina} = 40.822 - (11.833 * \text{massa})$$

N = 3.000

R = 0.957 Rsqr = 0.916 Adj Rsqr = 0.833

Erro padrão estimado = 4.106

Análise de variância:

	DF	SS	MS	F	P
Regressão	1	184.952	184.952	10.970	0.187
Resíduo	1	16.860	16.860		
Total	2	201.812	100.906		

Regressão linear

PESO RESIDUAL VS LIGNINA

C. guianensis

$$\text{ligand} = 22.239 - (2.286 * \text{massaand})$$

N = 3.000

R = 0.737 Rsqr = 0.543 Adj Rsqr = 0.0867

Erro padrão estimado = 1.591

Análise de variância:

	DF	SS	MS	F	P
Regressão	1	3.013	3.013	1.190	0.472
Resíduo	1	2.532	2.532		
Total	2	5.545	2.772		

Regressão linear

PESO RESIDUAL VS LIGNINA

H. brasiliensis

ligserri = 63.748 - (39.286 * Col 11)

N = 3.000

R = 0.817 Rsqr = 0.668 Adj Rsqr = 0.335

Erro padrão estimado = 13.499

Análise de variância:

	DF	SS	MS	F	P
Regressão	1	365.891	365.891	2.008	0.391
Resíduo	1	182.234	182.234		
Total	2	548.125	274.063		

Regressão linear

PESO RESIDUAL VS LIGNINA

Mistura

ligmist = 44.785 - (14.368 * Col 15)

N = 3.000

R = 0.670 Rsqr = 0.449 Adj Rsqr = -0.101

Errso padrão estimado = 13.335

Análise de variância:

	DF	SS	MS	F	P
Regressão	1	145.051	145.051	0.816	0.532
Resíduo	1	177.813	177.813		
Total	2	322.864	161.432		