Universidade de São Paulo
Centro de Energia Nuclear na Agricultura

GIOVANA MENDONÇA CABIANCHI

Ciclagem de nutrientes via serapilheira em um fragmento ciliar do rio Urupá, Rondônia

Piracicaba
2010

GIOVANA MENDONÇA CABIANCHI

Ciclagem de nutrientes via serapilheira em um fragmento ciliar do rio Urupá, Rondônia

Dissertação apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências

Área de Concentração: Química na Agricultura e Meio Ambiente

Orientadora: Prof[(a)]. Dra. Maria Victoria Ramos Ballester

Piracicaba

2010

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Cabianchi, Giovana Mendonça
Ciclagem de nutrientes via serapilheira em um fragmento ciliar do rio Urupá, Rondônia / Giovana Mendonça Cabianchi; orientador Maria Victoria Ramos Ballester. -- Piracicaba, 2010.
101 f.: il.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Amazônia 2. Biogeoquímica 3. Carbono 4. Ecologia florestal 5. Inventário florestal 6. Nitrogênio 7. Várzeas I. Título

CDU 574.4(811.1)

Aos meus pais, Antonio Cabianchi e Águida Maria Mendonça Cabianchi e à minha irmã Dani, meu cunhado Eliseu e queridos sobrinhos Felipe e Vinícius.

Dedico

Ao Nei Kavaguichi Leite, minha inspiração na carreira científica.

Ofereço

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Alex Vladimir Krusche pela oportunidade, apoio e confiança depositada, além da amizade, orientação, sugestões e revisão deste trabalho;

A Prof.ª Dra. Maria Victoria Ramos Ballester, pela amizade, oportunidade, apoio e confiança;

Ao Nei Kavaguichi Leite, por ser a minha inspiração, modelo de dedicação ao trabalho e responsabilidade em traduzir o conhecimento adquirido em benefício à comunidade e principalmente pela oportunidade de ingressar na carreira científica;

Ao Prof. Dr. Reynaldo Luiz Victoria pelo espaço concedido no Laboratório;

A Universidade de São Paulo – USP;

A Universidade Federal de Rondônia – UNIR;

Ao Programa de Pós-Graduação do Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA, à ESALQ e aos professores, pelo conhecimento transmitido durante o mestrado;

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, pela concessão da bolsa de mestrado;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq);

Ao Projeto LBA, pelo suporte logístico e oportunidade concedida;

Ao Sr. José Vidal Hilgert, proprietário da Fazenda Apurú, pela permissão da realização do trabalho em sua propriedade;

Ao Sr. Sérgio, administrador da Fazenda Apurú e aos caseiros Marquinhos, Zé e Roberto, que sempre nos receberam bem, viabilizando a execução deste trabalho;

Aos alunos de iniciação científica do Projeto Inicial: Reginaldo, Wilber, Farley, pela ajuda nas coletas de campo;

Ao Neno e Lair, mateiros que nos ajudaram no levantamento florístico;

Ao Victor, pela ajuda com o preparo das amostras;

Ao Sérgio e à Lisa, pelas sugestões e ajuda no trabalho de campo;

Ao Tamaguchi, pela confecção do mapa da área de estudo;

Aos técnicos do laboratório de Análise Ambiental e Geoprocessamento e Ecologia Isotópica: Xanda, Gustavo, Tonica, Geraldo, Fabiana, e estagiários por todo o apoio durante o preparo e análise das amostras;

Ao Prof. Petruz Luiz Luna Pequeno, pela classificação dos solos;

À Prof.ª Dra. Marisa de Cássia Piccolo, pelo empréstimo do moinho, além das sugestões e amizade;

Ao Prof. Dr. Fábio Poggiani, pelas ótimas sugestões durante o desenvolvimento deste trabalho, além da disciplina inspiradora de Ciclagem de Nutrientes em Florestas;

À Gabi e Simone, que sempre estiveram prontas a tirar minhas dúvidas;

À bibliotecária Marília, pela gentil revisão deste trabalho;

Aos nossos amigos/companheiros de Ji-Paraná, ajudantes das coletas de campo: Renan, Erlon, Rodrigo, Volnei, Enrique, Kerlinho, Alysson, Weberson; obrigada pela amizade e pelas contribuições durante a coleta de dados;

Aos inestimáveis amigos que fiz em Piracicaba, Garoto (Rodrigão) e Paulete, pela companhia agradável, conversas divertidas e especialmente pela amizade; Peixe e Sandra, pelos rangos e debates na Piracicasa, estes ficaram pra história; Moco (Jadson) e Mel, pela calorosa recepção nortista; Daniel (do Belém) e à Eeeeeeeeliete, pelas partidas de ping-pong, almoços de domingo, pela companhia e momentos de descontração;

Aos amigos e colegas de todos os dias do laboratório, Fátima, Tati, Bethe, Lu, Maíra, Duzão, Fernanda, Urso, Joba, Susian, Marquinhos, Eráclito, Tamaguchi, Deise, Silvia, Uwe, Lê, enfim... todos os amigos do lab; obrigada pela convivência e amizade;

Aos amigos que ficaram em Ji-Paraná;

Ao meu pai, que além do apoio, confiança, sabedoria e amizade, foi o principal colaborador nas nossas coletas de campo, sempre estando pronto a nos iluminar com suas idéias, nos ajudando a delimitar a área de estudo, elaborar e construir coletores, nos ensinou a pilotar o barco para termos acesso à área, nos emprestou o motor, nos ajudou nos momentos mais difíceis das coletas, inclusive se dispondo a coletar sozinho o terceiro ano deste trabalho, quando eu já estava longe de casa. Muito obrigada, pai, o senhor é o melhor!!!

À minha querida mãe, que não menos importante, sempre nos ajudou à sua maneira, preparando os lanches para o campo, além de sempre nos esperar com uma sopinha... obrigada também por ter vindo me dar apoio aqui em Piracicaba, mãe!

À minha irmã Dani e ao meu cunhado/irmão Eliseu, por sempre ter acreditado em mim e ser um modelo de perseverança;

Ao primo (companheiro de pesca do meu pai), que tantas vezes nos ajudou nas coletas de campo, quando não tínhamos pessoal suficiente;

Às minhas queridas cachorras, Dara, Julie, Nicole, Mel e Kika (*in memorian*), sempre prontas a dar lições de amor e humildade;

A todos que de alguma forma me ajudaram na realização deste trabalho;

E finalmente, à minha família, que sempre me conduziu e apoiou incondicionalmente durante toda a minha vida, especialmente nos momentos de decisão, como este, onde me deram a força necessária para a finalização de mais uma etapa muito importante!

A Deus sobre todas as coisas.

MUITO OBRIGADA!!!

RESUMO

CABIANCHI, G.M. **Ciclagem de nutrientes via serapilheira em um fragmento ciliar do rio Urupá, (Rondônia).** 2010. 101 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

Os objetivos deste estudo foram: estimar a produção e a decomposição de serapilheira, quantificar os macronutrientes, além de avaliar a estrutura da vegetação e a composição florística de uma floresta de várzea em uma região sob forte influência antrópica no sudoeste da Amazônia. O conhecimento destes processos é extremamente importante, uma vez que tais informações fornecem dados essenciais para estimar a produção líquida destes sistemas, sua ciclagem de nutrientes, além de auxiliar na recuperação de áreas degradadas através de planos de manejo adequados. As coletas de serapilheira foram realizadas quinzenalmente, durante o período de Setembro de 2005 a Agosto de 2007 e o experimento de decomposição foi realizado no período de um ano. O levantamento florístico e as medidas de estrutura florestal foram realizadas em campanha intensiva em Agosto de 2009. A produção média anual de serapilheira foi de 12,7 t ha^{-1}, com elevado grau de sazonalidade, apresentando maior produção durante os meses mais secos do ano. A produção para as frações obedeceu à seguinte ordem: folhas >> galhos > miscelânea. O retorno médio anual de carbono via serapilheira foi de 5,4 t ha^{-1}. Em termos de proporção, existem quase duas vezes mais carbono sendo depositado no período seco do que no chuvoso. A devolução média anual de N foi de 199,6 kg ha^{-1}.O grande retorno deste elemento está relacionado à elevada deposição de serapilheira. A eficiência na utilização de nutrientes (EUN) foi de 57,9, valor considerado relativamente baixo, indicando que o suprimento de nitrogênio não é limitante nesta floresta. A razão C:N foi alta para as duas etapas do experimento de decomposição, atingindo valor máximo no início da estiagem (40,0), influenciando o processo de decomposição, que foi relativamente lento, principalmente durante os meses mais secos do ano. O valor médio anual do coeficiente k foi de 0,9 para os litterbags e 0,7 para o método da serapilheira acumulada. Durante o processo de decomposição predominou a imobilização de N e houve liberação lenta de C. O balanço parcial de carbono indica que cerca de 342,3 kg ha^{-1} de carbono são liberados anualmente para outros compartimentos do ecossistema, representando cerca de 34,2% da troca líquida do ecossistema. Para o inventário florestal foram medidos todos os indivíduos com DAP > 3,2 cm, totalizando 2.170 indivíduos. As árvores com DAP < 20,0 cm representaram 49,1% do total da floresta. Foi observado decréscimo progressivo na concentração de indivíduos conforme o aumento do diâmetro, indicando que a população está estável e provavelmente, crescendo. Para a composição florística foram identificados 266 indivíduos com DAP > 10 cm, sendo observadas 43 espécies, 17 famílias, e 4 espécies não identificadas. As principais famílias encontradas foram *Leguminoseae* (30,2%), *Palmae* (9,3%), *Anonaceae* (7,0%) e *Sapotaceae* (7,0%). O índice de diversidade de Shannon-Winer (H') foi 3,2. A área basal foi de 24,3 m^2 ha^{-1}. Estes valores são similares aos encontrados em florestas na região sul/sudoeste da Amazônia, situando-se abaixo dos valores na Amazônia Central. Os menores valores de área basal implicam em menor biomassa florestal, e consequentemente, em menores emissões de CO_2 nesta região em caso de queimadas.

Palavras-chave: Ciclagem de nutrientes. Serapilheira. Decomposição. Amazônia. Floresta de várzea. Estrutura florestal.

ABSTRACT

CABIANCHI, G.M. **Nutrient cycling via litterfall in a riparian forest of Urupá river, (Rondônia).** 2010. 101 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

The objectives of this study were to estimate litterfall production and decomposition, macronutrients and to evaluate the structure and floristic composition of a varzea forest in a region under strong anthropogenic influence in southwest Amazonia. Knowledge about these processes is extremely important, since they provide information on ecosystem net production, nutrient cycling and can serve as basis for degraded areas restoration based on adequate management strategies. Litter was sampled biweekly from September 2005 to August 2007, while decomposition was measured during one year. Floristic survey and forest structure measurements were done in August 2009. Average annual litter production was 12.7 t ha^{-1}, with strong seasonality and higher production during drier months. In terms of different litter fractions production followed the order leaves>>branches>miscellaneous. Average annual C deposition via litterfall was 5.4 t ha^{-1}. Proportionally, almost twice as much C returns to the forest ground in the drier season. Average annual N deposition was 199.6 kg ha^{-1}, which is related to relatively high litterfall deposition. Nutrient use efficiency (NUE) was 57.9, a value that can be considered relatively low, indicating that nitrogen supply is not a limiting factor in this forest. C:N ratios were high in both seasons, with maximum (40) occuring at the beginning of dry season, which probably influenced and promoted low decomposition rates, specially during drier months. Average annual k was 0.9 for litterbags and 0.7 based on litter accumulation. During decomposition N imobilization and slow C release predominated. Partial carbon budget indicates that around 342.3 kg C ha^{-1} are cycled via litterfall, representing 34.2% of net ecosystem exchange. For the forest inventory all individuals with diameter at the breast height (DBH) >3.2 cm were measured, totalling 2.170 individuals. Trees with DBH < 20.0 cm represent 49.1% of the forest. A progressive decrease in individuals as diameter size increase indicated that this forest is stable or even growing. The floristic composition was based on 266 individuals with DBH > 10 cm, composed of 43 species, 17 families and 4 unidentified species. Major families were Leguminoseae (30.2%), Palmae (9.3%), Anonaceae (7.0%) e Sapotaceae (7.0%). Shannon-Winer index (H') was 3.2. Basal area was 24.3 m^2 ha^{-1}. These values are similar to other findings in the south and southwest of the Amazon and lower than those of the central Amazon. Smaller basal area indicates smaller forest biomass and consequently smaller CO_2 emission in case of fires in this region.

Key words: Nutrient cycling. Litterfall. Decomposition. Amazon. Varzea forest. Forest inventory.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa da bacia de drenagem do rio Urupá com a localização da Fazenda Apurú. A parcela de 2 ha de floresta amostrada está representada em vermelho.....25

Figura 2 - Imagem de satélite mostrando: a) paisagem local e b) fragmento florestal estudado com a área amostral em detalhe. Fonte das imagens: Google Earth 2005.....26

Figura 3 - Floresta de várzea sazonal em Ji-Paraná-Rondônia: a) floresta na época de estiagem; b) floresta na época de inundação; c) limite da floresta com o rio; d) limite da floresta com a pastagem; e) árvores marcadas com sedimentos após o período de inundação; f) camada de serapilheira no chão da floresta; g) visão da estrutura da floresta; h) área com clareira; i) árvore com raiz tabular; j) emaranhado de cipós no dossel da floresta; k) visão do dossel da floresta; l) visão da estrutura florestal. 27

Figura 4 - Foto de uma das trincheiras abertas na área de estudo, mostrando o perfil do solo da floresta de várzea sazonal na bacia do rio Urupá, Fazenda Apurú, Ji-Paraná-RO. À direita estão detalhadas as características de cada horizonte.29

Figura 5 - Coletor de serapilheira utilizado neste estudo. 31

Figura 6 - Bolsa de decomposição (litterbag) utilizada neste experimento.....32

Figura 7 - Quadro de madeira para coleta da camada de liteira sobre o solo (serapilheira acumulada).....35

Figura 8 - Amostras de solo coletadas na área de estudo (utilizando trado tipo caneco) separadas de acordo com a profundidade. 36

Figura 9 - Conjunto de equipamentos composto por espectrômetro de massa e analisador elementar. Laboratório de Ecologia Isotópica, CENA/USP.....38

Figura 10 - Famílias de árvores dominantes da floresta inventariada (n = 266 indivíduos, 43 espécies). 42

Figura 11 - Mapa representando a densidade de indivíduos no hectare central da parcela estudada na Fazenda Apurú ((valores em n° de indivíduos/100m^2) 45

Figura 12 - Distribuição dos indivíduos por classe de diâmetro (“J invertido”).....47

Figura 13 - Mapa representando a densidade de madeira no hectare central da parcela estudada na Fazenda Apurú. Valores de área basal em m^2.ha^{-1}.....50

Figura 14 - Variação mensal da precipitação atmosférica e cotas fluviométricas do rio Urupá na Fazenda Apurú, Rondônia, no período de Setembro de 2005 a Janeiro de 2009. Estrelas vermelhas representam as datas das coletas 52

Figura 15 - Comparação entre a variação das cotas fluviométricas do rio Urupá entre os anos de 2005, 2006 e 2007 na Fazenda Apurú, Rondônia.....53

Figura 16 - Variação nas concentrações de carbono e nitrogênio total (%) ao longo do perfil do solo.....54

Figura 17 - Mapa representando a Variação Espacial da Produção de Serapilheira na Floresta de Várzea na Fazenda Apurú, Rondônia (valores em g/0,25m^2)..56

Figura 18 - Variação Temporal da Produção de Serapilheira na Floresta de Várzea na Fazenda Apurú, Rondônia. Barras verticais indicam o desvio padrão.....56

Figura 19 - Variação da Produção de Serapilheira vs. Cotas de Nível do Rio Urupá....61

Figura 20 - Percentual relativo de produção das frações da serapilheira (média de dois anos). 62

Figura 21 - Curvas de decomposição para as duas etapas amostradas.....69

Figura 22 - Decomposição vs. Razão C:N nos dois períodos amostrados.....71

Figura 23 - Taxas de decomposição nas duas fases do experimento (representada em unidades de gramas por tempo = g/t).....72

Figura 24 – Esquema da ciclagem de carbono via serapilheira foliar durante as duas etapas do experimento de decomposição na floresta de várzea da Fazenda Apurú, Rondônia.....84

Figura 25 – Esquema da ciclagem de nitrogênio via serapilheira foliar durante as duas etapas do experimento de decomposição na floresta de várzea da Fazenda Apurú, Rondônia.....85

Figura 26 – Esquema da ciclagem de carbono e nitrogênio via serapilheira foliar na floresta de várzea da Fazenda Apurú, Rondônia.....86

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Espécies arbóreas amostradas no levantamento fitossociológico realizado na parcela de dois hectares da Fazenda Apurú, Rondônia.....40

Tabela 2 - Tabela relacionando número de famílias, espécies e indivíduos encontrados no levantamento fitossociológico realizado na parcela de dois hectares na Fazenda Apurú.....41

Tabela 3 - Distribuição dos indivíduos amostrados em classes de DAP, floresta de várzea na Fazenda Apurú, Ji-Paraná, Rondônia.....46

Tabela 4 - Valores de área basal ($m^2.ha^{-1}$) para a Floresta Amazônica.....49

Tabela 5 - Variação sazonal da temperatura média mensal e umidade relativa do ar entre os anos de 2005 e 2006 na estação meteorológica de Ji-Paraná, Rondônia..53

Tabela 6 - Valores médios mensais e total para produção de serapilheira nos dois anos amostrados.....57

Tabela 7 - Produção de serapilheira ($t\ ha^{-1}$) em várias tipologias florestais.....58

Tabela 8 - Índice de Sazonalidade em algumas florestas tropicais da América do Sul. Adaptado de Morelato (1992) e Marimon Júnior (2007).....59

Tabela 9 - Valores dos coeficientes de correlação de Spearman entre a produção quinzenal de serapilheira (total e frações) e variáveis climáticas (precipitação, cotas do nível do rio Urupá, temperatura do ar, umidade relativa do ar e número de dias secos) no período de Setembro de 2005 a Agosto de 2007. Números marcados indicam correlação significativa ($p < 0,05$).....60

Tabela 10 - Percentual e retorno de carbono via serapilheira e frações nas estações seca e chuvosa e total dos dois anos amostrados na Floresta de Várzea Sazonal da Fazenda Apurú, Ji-Paraná-RO.....64

Tabela 11 - Percentual e retorno de nitrogênio via serapilheira e frações nas estações seca e chuvosa e total dos dois anos amostrados na Floresta de Várzea Sazonal da Fazenda Apurú, Ji-Paraná-RO.....66

Tabela 12 - Percentual cumulativo médio de decomposição do material foliar em cada período de coleta (etapas 1 e 2), (DP = desvio padrão).....73

Tabela 13 - Teores médios de carbono e nitrogênio e razão C:N na serapilheira foliar em decomposição, com respectivos desvios padrões em parênteses.....75

Tabela 14 - Percentual cumulativo de carbono e nitrogênio liberado/imobilizado para a floresta durante as duas etapas do experimento de decomposição; (valores

positivos indicam liberação e negativos imobilização). Os valores são médias (n = 10 biomassa e n = 10 nutrientes).....77

Tabela 15 - Diferenças entre as duas técnicas nas duas etapas do experimento de alguns parâmetros avaliados: taxa instantânea de decomposição (k), taxa real de decomposição (k' = probabilidade de que a decomposição do material ocorra dentro de um ano), tempo necessário para decomposição de 50% da serapilheira em dias e anos ($T_{1/2}$).....79

Tabela 16 - Valores de k para algumas tipologias florestais.....80

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....13

2 REVISÃO DE LITERATURA.....16

2.1 PRINCIPAIS TIPOS FLORESTAIS DA AMAZÔNIA.....16
2.2 REGIME DE SAZONALIDADE NA AMAZÔNIA.....18
2.3 CICLAGEM DE NUTRIENTES EM FLORESTAS.....20

3 MATERIAL E MÉTODOS.....25

3.1 ÁREA DE ESTUDO.....25
3.2 CLIMA.....26
3.3 VEGETAÇÃO.....26
3.4 SOLO.....29
3.5 MÉTODOS AMOSTRAIS.....30
3.5.1 Deposição de Serapilheira.....30
3.5.2 Estimativa da Taxa de Decomposição.....31
3.5.2.1 Litterbags.....32
3.5.2.2 Serapilheira Acumulada.....34
3.5.3 Solo.....36
3.5.4 Levantamento Florístico.....37
3.5.5 Área Basal.....37
3.6 MÉTODOS ANALÍTICOS.....37
3.6.1 Conteúdo de Carbono, Nitrogênio e Razão C:N.....37
3.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....39

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....40

4.1 ESTRUTURA DA FLORESTA E FORÇANTES FÍSICO-QUÍMICAS.....40
4.1.1 Levantamento Florístico.....40
4.1.2 Estrutura Florestal.....44
4.1.3 Área Basal.....48
4.1.4 Precipitação Pluviométrica, Temperatura, Umidade e Cotas de Nível do Rio.....51
4.1.5 Solo.....54
4.2 PRODUÇÃO DE SERAPILHEIRA.....55
4.3. CICLAGEM DE NUTRIENTES.....63
4.3.1 Carbono.....63
4.3.2 Nitrogênio.....66
4.4. DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA.....69
4.4.1 Decomposição Litterbags.....69
4.4.2 Carbono e Nitrogênio do Material Foliar em Decomposição.....75
4.4.3 Coeficiente k: Litterbags Vs. Serapilheira Acumulada.....79
4.5 CICLAGEM PARCIAL DE CARBONO E NITROGÊNIO.....84

5 CONCLUSÕES.....87

REFERÊNCIAS.....88

1 INTRODUÇÃO

A Amazônia é a maior reserva de diversidade biológica do mundo, e também o maior bioma brasileiro em extensão, ocupando praticamente metade do território nacional (49,3%). A bacia Amazônica ocupa 2/5 da América do Sul e 5% da superfície terrestre. Sua área, de aproximadamente $6x10^6$ quilômetros quadrados, abriga a maior rede hidrográfica do planeta, escoando cerca de 20% do volume de água doce para os oceanos (RICHEY et al., 1990). Ela fornece, no mínimo, três classes de serviços ambientais: a manutenção da biodiversidade, o estoque de carbono e a ciclagem da água (FEARNSIDE, 2005).

A Amazônia é a maior floresta tropical do planeta. Ela permaneceu praticamente intacta até a década de 70, com a abertura da rodovia Transamazônica, que deu início a um intenso processo de ocupação e colonização, resultando em extensas áreas de floresta desmatada. Nas últimas três décadas, tais processos levaram a um desmatamento de 16% de sua área até 2004 (INPE, 2005). Esse desmatamento está concentrado em uma faixa, que se estende pelo sul da região desde o Maranhão até Rondônia, denominada "Arco do Desmatamento", representando uma área de transição entre dois dos maiores biomas brasileiros, a Amazônia e o Cerrado, onde estão presentes relevante biodiversidade das duas regiões (COHEN et al., 2007).

Em decorrência disso, em muitas regiões a paisagem amazônica é caracterizada pela existência de mosaicos, fomado por manchas de florestas remanescentes, florestas secundárias, áreas de cultivo e pastagem (ALMEIDA, 2000). Os impactos do desmatamento incluem a perda de biodiversidade, a redução da ciclagem da água (e da precipitação) e contribuições para o aquecimento global. Presume-se que a alteração dos ciclos da água, carbono e nutrientes resultantes das mudanças no uso da terra na Amazônia possam provocar consequências climáticas e ambientais em escalas local, regional e global.

O desmatamento influencia também os mecanismos de reciclagem de nutrientes, diminuindo ainda mais a fertilidade naturalmente baixa dos solos. Isso ocorre porque quando retirada a cobertura florestal, perde-se a camada orgânica formada pela serapilheira, a principal agente responsável pela ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais tropicais (PRITCHETT, 1979), além de formar uma camada protetora na superfície do solo que regula as condições micro-climáticas (SAYER, 2005). Vitousek e Sanford (1986) descrevem que a formação da camada de serapilheira, típica dos solos

florestais, depende basicamente da quantidade de resíduos orgânicos depositados da parte aérea das plantas e da taxa de decomposição destes materiais. O processo de decomposição, através do qual elementos minerais essenciais tornam-se disponíveis às plantas, é uma importante parte do ciclo de nutrientes e desempenha papel crucial no funcionamento dos ecossistemas, sendo considerado tão importante quanto o processo de fotossíntese (HEAL et al., 1997).

Desta forma, comunidades vegetais estruturalmente complexas e diversas apresentam inúmeras vantagens em relação às monoculturas simples (implantadas) nos trópicos úmidos. Fatores como um complexo e bem desenvolvido sistema de raízes, impedindo erosão e perda de nutrientes, interações mutualísticas, como a fixação biológica de nitrogênio, contribuição de grandes árvores com deposição de serapilheira, além da presença de várias espécies diferentes, o que mantém o solo sempre coberto, asseguram boa produtividade à estes ecossistemas.

Considerando que a velocidade de devastação das florestas ameaça os ecossistemas florestais primários, confinando-os basicamente em áreas protegidas, estudos direcionados à compreensão do funcionamento destes ecossistemas são primordiais, uma vez que estas áreas representam importante laboratório natural, capaz de gerar informações indispensáveis para a recuperação de áreas semelhantes.

Além disso, a necessidade de se avaliar a diversidade biológica contida nos atuais fragmentos, por meio de sua quantificação, bem como compreender a organização estrutural da comunidade arbórea, face às variações ambientais e a direção na qual se desenvolvem os processos ecológicos, podem fornecer subsídios que permitam avaliar os potenciais de perdas e conservação dos recursos naturais a longo prazo.

A velocidade desta devastação, somada à influência exercida pela floresta sobre o clima local e global colocou a Amazônia no centro de intensas pesquisas científicas. Dentre as pesquisas atuais mais relevantes, podemos citar as desenvolvidas pelo experimento LBA (The Large-Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazônia), cujo objetivo principal é a compreensão de como a Amazônia opera como sistema, influencia e é influenciada pelas mudanças climáticas globais. Entretanto, a maior parte da informação gerada na Floresta Amazônica ainda é proveniente de alguns núcleos experimentais, concentrando-se em porções específicas da floresta, desprivilegiando partes importantes deste vasto ecossistema.

De acordo com o seu tamanho, a floresta exibe características próprias inerentes a cada local em que se desenvolve, conforme a idade e tipo de solo, relevo, regime de sazonalidade, altitude, regimes de pluviosidade, fisionomias florestais, apresentando uma ampla variedade de sistemas complexos inerentes à cada região. Além disso, as florestas também se dividem em florestas de terra firme e inundáveis, ocupando cerca de 85 e 15% da superfície total da Amazônia, respectivamente. As florestas inundáveis estão entre os ecossistemas mais produtivos, apresentando uma grande deposição de detritos e aportes de nutrientes provenientes dos rios que as inundam.

Tal característica privilegia distintos mecanismos na manutenção da ciclagem de nutrientes, onde de forma geral, espera-se uma maior produção de serapilheira nas regiões sob períodos de estiagem prolongados (como nas bordas da Amazônia), enquanto os processos de decomposição provavelmente serão mais acentuados nas regiões submetidas a uma estação chuvosa mais ampla ou naquelas desprovidas de estiagem (como na Amazônia Central).

Assim, a necessidade de obter conhecimentos sobre a ciclagem de nutrientes nas mais diversas fisionomias florestais da Amazônia é de extrema importância principalmente em regiões fortemente antropizadas e em vias de degradação, a fim de gerar conhecimento básico para futuros trabalhos visando a sua recuperação e manejo.

Além de preencher a escassez de estudos sobre ciclagem de nutrientes na região do arco do desmatamento, estudos de dinâmica de serapilheira em Rondônia são extremamente importantes e úteis para subsidiar projetos de manejo e restauração florestal, uma vez que este estado já perdeu uma considerável porção de sua cobertura florestal original nas últimas décadas.

Desta forma, os objetivos deste trabalho foram:

- Quantificar a produção do material formador da serapilheira ao longo de dois anos, a fim de caracterizar a sazonalidade (estação seca versus chuvosa) e verificar a existência de variação interanual;
- Determinar sua composição química (carbono e nitrogênio) a fim de complementar o conhecimento sobre a ciclagem de nutrientes em ambientes ribeirinhos da Amazônia;
- Estimar a qualidade da serapilheira e sua eficiência na utilização de nutrientes (EUN = taxa relativa em que a vegetação perde matéria orgânica e nutrientes para o solo);
- Estimar o tempo de residência da biomassa na superfície do solo, através de experimentos de decomposição.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 PRINCIPAIS TIPOS FLORESTAIS DA AMAZÔNIA

A região amazônica é uma entidade biológica e fisiográfica bem definida e distinta da maior parte da América do Sul pela sua densa floresta e grande biomassa. As bacias hidrográficas são muito importantes em relação à sua flora. Fisionomicamente, a floresta é uniforme, mas quando analisada em detalhe, a composição varia muito de lugar para lugar e existe uma correlação muito evidente entre tipos de florestas similares e bacias hidrográficas. Acredita-se que a divisão florística da Hiléia Amazônica está ligada aos rios (PIRES; PRANCE, 1985).

A área com fisionomia florestal da Amazônia ocupa cerca de 4 milhões de km^2 (SANTOS et al., 2003), com destaque para duas principais categorias: florestas de terra firme e florestas inundáveis (PRANCE, 1987; KLINGE, 1983). Esta classificação foi baseada no clima, solo e fisionomia, em alguns casos levando-se em conta a composição das espécies (PIRES; PRANCE, 1985).

Florestas de terra-firme são aquelas que ocorrem em áreas bem drenadas, acima da cota máxima dos rios, sendo extremamente ricas em espécies de florestas tropicais perenifólias. Apresentam área mais extensa do que a de florestas inundadas e estão presentes onde as condições ambientais são ótimas, livres de fatores limitantes, como escassez ou excesso de água (KLINGE, 1983).

As florestas de terra-firme englobam cerca de 85% da Amazônia (PRANCE, 1978). Estas formações florestais apresentam distintas estruturas e composições florísticas, representando diferentes tipos de ecossistemas em relação ao estado nutricional. Isto ocorre, principalmente, em função da heterogeneidade dos seus solos e do material primário formador das rochas (KLINGE, 1983).

Segundo Pires e Prance (1985), as seis principais sub-divisões das florestas de terra-firme são: 1) florestas densas, 2) florestas abertas sem palmeiras, 3) florestas abertas com palmeiras, 4) florestas de lianas, 5) florestas secas e 6) florestas de montanhas.

Há muito tempo se discute sobre os tipos florestais encontrados em ambientes alagados de água doce na Amazônia (SIOLI, 1964; JUNK, 1975; STERNBERG, 1975). O assunto passou a ter um embasamento científico após o minucioso trabalho de Prance (1979) que definiu as florestas de várzea como sendo aquelas sazonalmente alagadas

por rios de água branca, seguindo a terminologia utilizada pelos limnologistas, como Sioli (1965). Para as florestras de igapó, este autor concorda com a definição de Pires (1961), que as identifica como áreas pantanosas permanentemente ou sazonalmente inundadas por rios de águas pretas ou águas claras.

Prance (1979) também reconhece a importância do trabalho de Irmler (1977), ao descrever três tipos de várzeas e dois de igapós baseado no grau de inundação e distribuição da macrofauna bentônica. No entanto, Irmler utilizou dados de vegetação que não distinguia claramente os diferentes tipos de vegetação na zona de inundação em função da sua fitossociologia. Desta forma, foram sugeridos sete principais tipos de florestas Amazônicas sujeitas à inundação: 1) várzea sazonal, 2) igapó sazonal, 3) mangue, 4) várzea de marés, 5) floresta de planície de alagamento, 6) floresta de pântano permanente e 7) igapó permanente.

Dentre as sete classificações, as duas primeiras são inundadas periodicamente pelas cheias anuais dos rios adjacentes; a terceira e a quarta pelo regime de marés; a quinta é inundada por chuvas irregulares; e a sexta e sétima são florestas permanentemente inundadas.

A dissimilaridade florística entre florestas de várzea e de terra-firme pode ser explicada pelos seguintes fatores (PIRES, 1976; IVANAUSKAS et al., 1997; MONTAGNINI; MUÑIZ-MIRET, 1999):

1) *Solo* - a várzea é formada por terras baixas que margeiam os rios, são áreas planas e de formação sedimentar, por conseguinte apresentam solos mais férteis;

2) *Regime de inundação* – na várzea ocorre diminuição da troca gasosa entre o solo e o ar, causada pela baixa difusão do oxigênio na água; com isso, o oxigênio é rapidamente consumido e surgem gases como nitrogênio, gás carbônico, hidrogênio e amônia, além de vários outros compostos que podem atingir níveis tóxicos às plantas, o que compromete a germinação das sementes e o desenvolvimento das plantas;

3) *Riqueza, diversidade e estrutura arbórea* - a riqueza, a diversidade e o estoque de biomassa da floresta de várzea são menores, devido à capacidade de adaptação da vegetação de várzea ao regime de inundação.

Segundo Pires (1973), Daly e Prance (1989), Amaral et al. (1997) e Montagnini e Muñiz-Miret (1999), quando comparados com a floresta de terra firme, os processos de seletividade de espécies em ecossistema de várzea propiciam menor diversidade, menor amplitude diamétrica, menor estoque de fitomassa, menor altura do dossel e

muitos indivíduos com raízes tabulares. Segundo Ivanauskas et al. (1997), a saturação hídrica do solo seria o principal fator atuando na seleção natural das espécies.

Apesar de as florestas de várzea apresentarem menor riqueza de espécies comparadas às florestas de terra-firme, Wittmann et al. (2006) detectaram mais de 900 espécies, indicando que as florestas de várzea são mundialmente as florestas inundáveis mais ricas em espécies, ocorrendo aproximadamente 31% das espécies em florestas não-inundáveis de terra-firme. Sendo assim, devido à alta riqueza de espécies, a várzea é de excepcional importância ecológica (WITTMANN; JUNK, 2003).

2.2 REGIME DE SAZONALIDADE NA AMAZÔNIA

O regime pluviométrico de regiões tropicais é muito variável, tanto espacial quanto sazonalmente (MANTON; BONELL, 1993; RASMUSSON; ARKIN, 1993). Bruijnzeel (2004) aponta como característica marcante destas regiões, padrões cíclicos irregulares, como a Oscilação Quase-Bianual (OQB) e o El Niño Oscilação Sul (ENOS), que exibem ciclos de 2-2,5 anos e 3-8 anos, respectivamente, influenciando significativamente o regime de chuvas.

McGregor e Nieuwolt (1998) apresentam uma importante revisão sobre a climatologia de regiões tropicais. Segundo estes autores, o regime sazonal dos trópicos desempenha um importante papel na quantidade total de chuva. A estação chuvosa pode também influenciar na temperatura, umidade e condições de nuvens quando comparadas ao período de estiagem, podendo alterar as condições gerais de clima. Além disso, muitas regiões tropicais apresentam alta dependência do tempo de início, duração e final da estação chuvosa, a fim de acumular um estoque suficiente de alimento a partir do ciclo das culturas agrícolas.

Devido ao seu caráter não-uniforme, o regime sazonal de chuvas serve de base para variadas classificações e sub-divisões de climas tropicais. Jackson (1989) sugeriu que os três principais regimes pluviométricos sazonais nos trópicos são: Tropical Úmido (tipos 1a e 1b), Tropical Chuvoso e Seco (tipos 2a, 2b, 2c, 2d e 2e) e regime Seco (tipo 3), sendo que cada um destes, pode assumir uma variedade de sub-tipos.

A região climática do tipo 1a apresenta precipitação anual total acima de 2000 mm, com todos os meses recebendo pelo menos 100 mm. A principal característica é

que não apresenta uma estação seca definida, embora exiba ligeira variação sazonal no regime pluviométrico.

A região 1b apresenta padrão de chuva sazonal similar à 1a, mas com total anual de precipitação inferior a 2000 mm e alguns meses inferiores a 100 mm, mas geralmente superiores a 60 mm. A estação com baixas precipitações é maior do que na região 1a, sendo esta região uma transição entre as áreas "úmidas" e as "chuvosas e secas".

As regiões 2a e 2b são caracterizadas por duas estações chuvosas e duas secas que são essencialmente correspondentes ao regime subequatorial de chuvas. Para região 2a, as duas estações chuvosas são interrompidas por um curto período seco ou meses com baixa precipitação (podendo ser menores do que 50 mm). A região 2b também tem duas estações chuvosas, mas estas são curtas e separadas por uma estação seca acentuada na qual a precipitação fica abaixo de 25 mm.

As demais regiões do tipo 2 apresentam estações secas e chuvosas singulares, no entanto, com duração e intensidades variáveis. A região 2c exibe índice pluviométrico anual na faixa de 650-1500 mm, sendo caracterizada por uma longa estação chuvosa (3-5 meses), com cada mês recebendo acima de 75 mm de chuva. A estação chuvosa é seguida por uma estiagem mais longa. A região 2d apresenta um regime de chuva caracterizado por uma estação de chuvas pesadas seguida de uma longa estiagem. Este tipo distingue-se do 2c tanto pela intensidade das chuvas quanto pelo total anual (1500 mm ou mais).

A região 2e é constituída por um curto período chuvoso (3-4 meses), similar à 2d, mas com precipitação mensal no período chuvoso menor que 50 mm. Desta forma, o total anual é bem baixo (em torno de 250-650 mm). Este tipo é observado em áreas desérticas de regiões semi-áridas tropicais.

O último regime de chuvas (3) é característico de climas secos, onde ocorre baixa pluviosidade e os totais anuais são inferiores a 250 mm. Nestas regiões, chuvas podem ocorrer, mas são concentradas em poucas semanas. Estes climas são encontrados além dos limites geográficos das correntes das monções ou ao longo das costas, onde as correntes oceânicas frias circulam.

Os principais regimes encontrados na região Amazônica são 1a no noroeste, 1b na Amazônia Central e porção sudoeste, 2c no sul e sudeste e 2d na foz do rio Amazonas (MCGREGOR; NIEUWOLT, 1998).

Liebman e Marengo (2001) apresentam as datas de início e fim da estação chuvosa na Amazônia, baseado em uma longa série de dados obtidos pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), cobrindo o período de 1976 a 1997. Segundo estes autores a precipitação anual média na Amazônia Brasileira apresenta variação em torno de 50%, com valores menores que 2000 mm (na porção sul, leste e extremo norte) a valores superiores a 3000 mm (na região noroeste).

O início da estação chuvosa parece progredir do sul para o norte (entre Setembro e Abril). No oeste e norte do equador, o início da estação chuvosa ocorre após o equinócio de Março, enquanto no sul ocorre entre o equinócio de Setembro e o começo do verão. O final da estação chuvosa no sul ocorre em Abril, que é o mesmo mês onde esta começa no extremo norte. No extremo norte, a estação chuvosa encerra em Setembro. Os autores afirmam que há apenas uma pequena janela na qual nenhuma parte da Amazônia Brasileira permanece sob o regime de estação chuvosa.

Desta forma, evidencia-se um regime sazonal completamente distinto entre as diferentes regiões da Amazônia, principalmente entre os extremos norte e sul.

Tendo em vista que a precipitação pluviométrica é o elemento que mais afeta a produtividade primária, tal característica privilegia distintos mecanismos na manutenção da ciclagem de nutrientes, onde de forma geral, espera-se maior produção de serapilheira nas regiões sob períodos de estiagem prolongados (como nas bordas da Amazônia), enquanto os processos de decomposição provavelmente serão mais acentuados nas regiões submetidas a uma estação chuvosa mais ampla ou naquelas desprovidas de estiagem (como na Amazônia Central).

2.3 CICLAGEM DE NUTRIENTES EM FLORESTAS

Os ciclos biogeoquímicos em florestas integram os diferentes processos globais de transferência dos elementos químicos que ocorrem na biosfera. Alguns desses elementos químicos são reconhecidos como nutrientes e circulam na natureza por meio dos ciclos gasoso e geológico (ODUM, 1988). Os compartimentos e/ou sistemas

inorgânico e orgânico são interligados nesses processos de movimentação. Os organismos fotossintetizantes sintetizam a biomassa a partir de nutrientes inorgânicos dissolvidos, de dióxido de carbono e da captação de energia solar. Esta matéria orgânica é consumida pelos animais formando a base de uma cadeia alimentar. A matéria orgânica morta de origem vegetal e animal é decomposta e mineralizada por microorganismos, tanto no solo como na água e nos sedimentos, e os nutrientes mineralizados tornam-se novamente disponíveis no ambiente, passíveis, portanto, de serem utilizados novamente na reação de fotossíntese.

Os ciclos do carbono e nitrogênio giram rapidamente entre atmosfera, oceanos e solo. Os elementos menos voláteis ciclam mais lentamente entre rochas, solos e oceanos, mas seu movimento é ativo em uma escala geológica de tempo. O nitrogênio apresenta um ciclo dinâmico, ou seja, esse nutriente tem uma grande mobilidade em solo, enquanto o fósforo, que forma compostos menos solúveis em água, se move de modo mais lento de um compartimento para outro.

Os tecidos de plantas contêm um grande número de elementos químicos. Os carboidratos, que são fonte de energia para as plantas, contêm carbono, oxigênio e hidrogênio, e se constituem na maioria da matéria seca dos tecidos das plantas. Entretanto, além desses, mais treze elementos são essenciais para completar o ciclo de vida das plantas. Os processos naturais associados às entradas e perdas de nutrientes, como de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S) em ecossistemas florestais, determinam a disponibilidade desses elementos, que são necessários em concentrações adequadas para o crescimento de plantas (WARING; SCHLESINGER, 1985).

No desenvolvimento de estudos de ecossistemas, o ciclo dos elementos assume igual importância ao do fluxo de energia. As quantidades dos elementos e seus movimentos entre componentes podem prover um conveniente índice do fluxo de energia, difícil de medir diretamente. O carbono, em particular, é fortemente relacionado ao conteúdo de energia devido à sua íntima associação com a assimilação da energia da fotossíntese. Além disso, o nível de certos nutrientes regula a produção primária.

Nas florestas, o estoque principal de nutrientes encontra-se nos troncos das árvores e os nutrientes podem ser reciclados por diversos caminhos entre os demais componentes do ecossistema. Em função dos processos de decomposição e lixiviação da serapilheira, os nutrientes podem ser carreados para o solo e novamente absorvidos

pelo sistema radicular das árvores e das espécies do sub-bosque (POGGIANI; SCHUMACHER, 2000).

A manutenção da produtividade das florestas naturais está intimamente relacionada com a eficiência nos processos de ciclagem de nutrientes (POGGIANI, 1985).

Os ciclos de nutrientes precisam de energia para acionar ou reciclar os ciclos de materiais. E no planeta Terra, onde a maioria dos processos tem o Sol como fonte de energia, nos trópicos esta energia chega com mais intensidade. Assim, as florestas tropicais têm altas taxas de produtividade primária, processos de decomposição acelerado e uma grande reciclagem de materiais.

Entre as principais características dos trópicos, estão as precipitações abundantes, altas temperaturas, flora e fauna extremamente rica e diversa, e solos muito antigos, distintos e altamente intemperizados – o que causa a liberação e redução de minerais – tornando a manutenção da floresta altamente dependente da ciclagem e reciclagem dos nutrientes.

A camada orgânica formada pela serapilheira tem sido a principal agente responsável pela ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais tropicais (PRITCHETT, 1979), pois o compartimento formado pela serapilheira e pelo solo é o sítio de todas as etapas da decomposição da matéria orgânica e da ciclagem de nutrientes. À medida que as folhas, galhos e raízes vão sendo incorporados à serapilheira e sofrem o processo de decomposição, ocorre liberação desses nutrientes ao solo e, conseqüentemente, disponibilização para as plantas.

Carpanezzi (1980) define serapilheira como a camada de resíduos orgânicos que se acumula sobre o solo dos ecossistemas florestais, sendo constituída por folhas, gravetos, ramos, caules, cascas, frutos, flores, sementes, partes vegetais não identificadas, além de corpos e dejetos de animais. Esse autor afirma que as folhas constituem a fração mais importante do material orgânico decíduo. Essa assertiva confirma os valores reportados no trabalho de Bray e Gorham (1964), onde a participação das folhas em diferentes zonas macro-ecológicas situa-se entre 58 e 79% do material orgânico depositado no solo.

A serapilheira desempenha dois dos maiores papéis nos ecossistemas florestais: primeiro, a queda de serapilheira é parte inerente do ciclo de nutrientes, e segundo, a serapilheira forma uma camada protetora na superfície do solo que regula as condições micro-climáticas (SAYER, 2005). A presença de serapilheira pode não afetar

diretamente a ocorrência das espécies, mas altera condições ambientais e com isso pode influenciar a interação entre populações com diferentes sensitividades à sua acumulação, afetando a estrutura da comunidade (FACELLI; PICKETT, 1991).

Vários fatores afetam a quantidade de resíduos que irão formar a serapilheira, entre eles se destacam: o clima, o solo, as características genéticas das plantas, a idade e a densidade de plantas. Em escala mais ampla, a produtividade vegetal é determinada pela distribuição de chuvas, que exerce forte influência sobre a disponibilidade de água no solo e, por conseguinte, sobre a disponibilidade de nutrientes (CORREIA; ANDRADE, 1999).

Vitousek e Sanford (1986) descrevem que a formação da camada de serapilheira, típica dos solos florestais, depende basicamente da quantidade de resíduos orgânicos depositados da parte aérea das plantas e da taxa de decomposição destes materiais. Em se tratando de mata ciliar, este acúmulo está relacionado ao teor de umidade e a fertilidade do solo que o suporta (PAGANO; DURIGAN, 2000).

Quanto à sazonalidade da serapilheira, há variações entre espécies nas regiões tropicais e subtropicais, e sua derrubada é causada pela senescência resultante de uma série de processos metabólicos (relacionados com a fisiologia de cada espécie) e estímulos vindos do ambiente (fotoperíodo, temperatura, estresse hídrico, etc.).

Ewel (1976) afirma que a serapilheira na superfície do solo é um sistema de entrada e saída, aonde a entrada vem da vegetação pela queda da serapilheira e a saída acontece pela decomposição do material no solo. Neste contexto Ewel diz ainda que a serapilheira se acumulará enquanto a taxa de decomposição for menor que a taxa de queda da serapilheira, e quando por fim se igualarem o sistema atinge um estado estacionário onde a quantidade de serapilheira no solo varia em torno de um valor médio.

O processo de decomposição, através do qual elementos minerais essenciais tornam-se disponíveis às plantas, é uma importante parte do ciclo de nutrientes e desempenha importante papel no funcionamento dos ecossistemas, sendo considerado tão importante quanto o processo de fotossíntese (HEAL et al., 1997). Este processo mantém a funcionalidade dos ecossistemas florestais, principalmente dos tropicais, que dependem fortemente da reciclagem interna dos mesmos, possibilitando, através da mineralização da matéria orgânica, que grande parte de seus componentes sejam incorporados ao solo (OLSON, 1963; ODUM, 1969).

A decomposição é regulada pela interação de três grupos de variáveis: as condições físico-químicas do ambiente, que são controladas pelo clima e pelas condições edáficas do sítio; a qualidade (orgânica e nutricional) do substrato, que determina sua degradabilidade, e a natureza da comunidade decompositora (macro e microrganismos) (HEAL et al., 1997; CORREIA; ANDRADE, 1999).

De modo geral, o clima controla o processo de decomposição em escala regional, enquanto a composição química domina o processo em escala local (BERG, 2000). Assim, sob as mesmas condições edafoclimáticas, a taxa de decomposição do folhedo de diversas espécies florestais pode variar conforme a qualidade (teor de lignina, por exemplo) do substrato (TAYLOR et al., 1989).

A qualidade do substrato pode ser definida de muitas formas diferentes, como a concentração de nitrogênio, o conteúdo de lignina e a razão C:N do material (MOORHEAD et al., 1999). Pesquisadores têm encontrado que a decomposição da serapilheira pode ser prevista a partir da razão C:N (TAYLOR et al., 1989), pelo conteúdo de lignina (MEENTEMEYER, 1978) ou pela razão linina:nitrogênio (MELILLO et al., 1982). Basicamente, folhas de alta qualidade se decompõem mais rápido do que as de baixa qualidade.

Os nutrientes presentes em folhas caídas representam perda para a árvore, que pode ser compensada quando a disponibilidade de nutrientes no solo é alta e a aquisição destes é facilitada. Em ecossistemas com baixa fertilidade, a perda de nutrientes através da queda de folhas requer adaptações específicas das espécies vegetais (VENEKLAAS, 1991), cujas características individuais estariam ligadas à economia de nutrientes de acordo com a disponibilidade destes no solo. Uma das adaptações de plantas que se desenvolveram em ambientes nutricionalmente pobres seria elevar a eficiência do uso de nutrientes (EUN) para produzir nova biomassa, representando importante estratégia competitiva; ou mesmo efetuar a retranslocação interna de nutrientes a partir de folhas senescentes, fornecendo reserva adicional para a produção vegetal (BRIDGHAM et al., 1995).

A quantidade de cada nutriente presente na serapilheira durante um ano fornece boa estimativa da demanda de nutrientes da floresta e da quantidade que retorna ao solo durante a ciclagem (SCOTT et al., 1992). A comparação entre aporte e quantidade liberada na decomposição no mesmo período fornece o balanço de nutrientes (VITOUSEK; SANFORD, 1986) e a quantidade anual de biomassa de serapilheira e nutrientes fornece a estimativa de produtividade.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na região sul da Amazônia Ocidental, na porção central do estado de Rondônia. A área de estudo situa-se na Fazenda Apurú, a cerca de 25 km do município de Ji-Paraná, nas coordenadas 11.00107º S e 62.11766º W, na bacia de drenagem do rio Urupá (área de 4.209 km^2). Esta bacia ocupa uma região do estado onde o desenvolvimento agrícola e urbano é intenso (BALLESTER et al., 2003), conforme pode ser observado na Figura 1. Selecionou-se um fragmento de floresta primária do tipo Ombrófila Aberta, com área total de dois hectares, situada na margem direita do rio Urupá (Figura 2). A altitude da região varia em torno de 170 m acima no nível do mar.

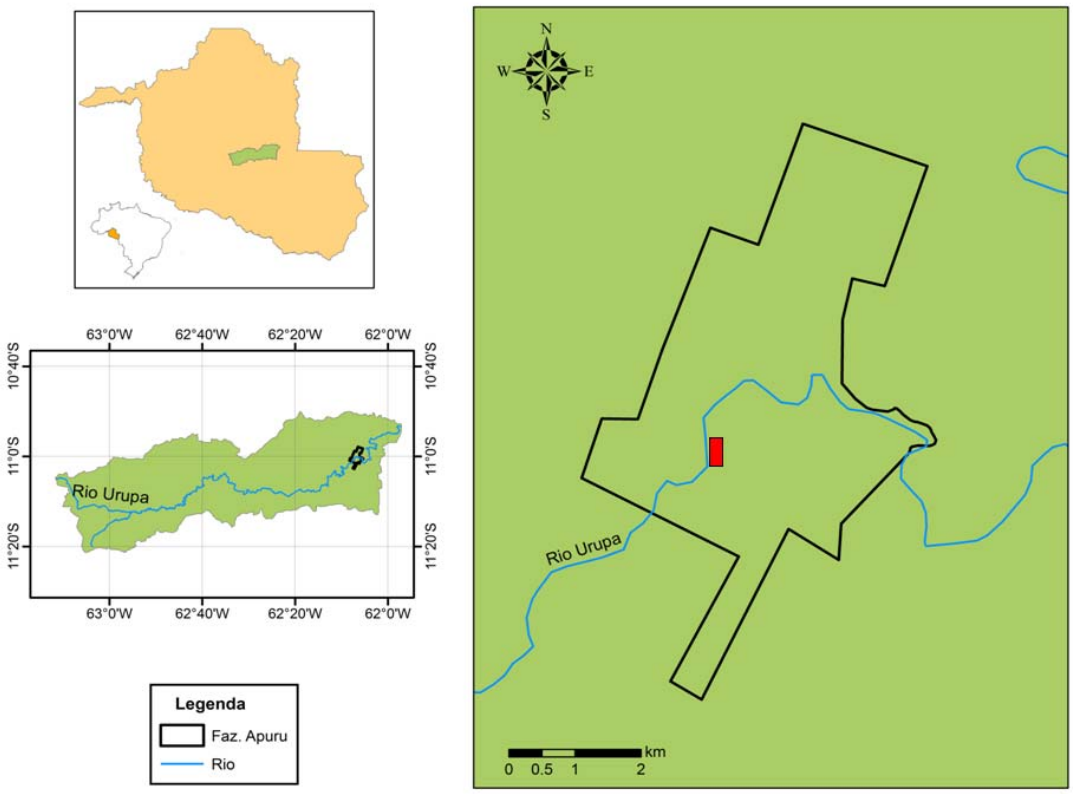

Figura 1 - Mapa da bacia de drenagem do rio Urupá com a localização da Fazenda Apurú. A parcela de dois hectares de floresta amostrada está representada em vermelho

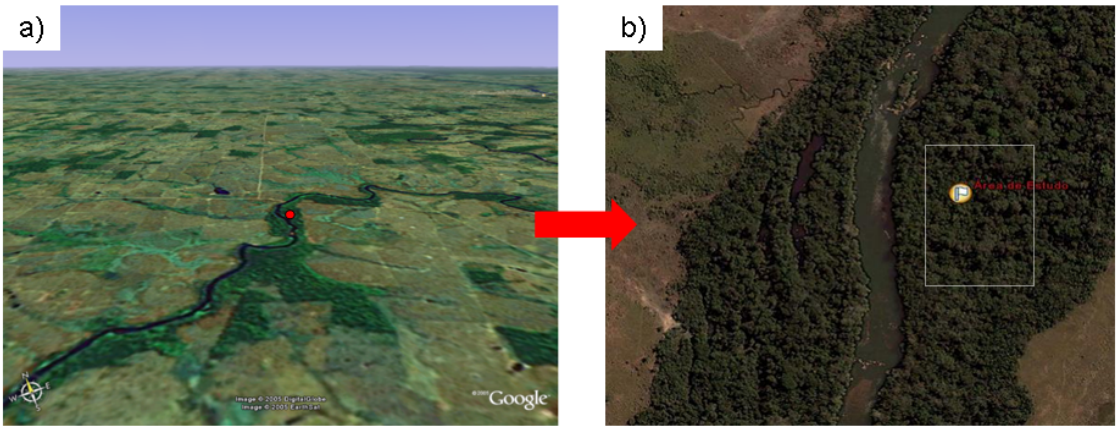

Figura 2 - Imagem de satélite mostrando: a) paisagem local e b) fragmento florestal estudado com a área amostral em detalhe. Fonte das imagens: Google Earth 2005

3.2 CLIMA

O clima predominante do estado de Rondônia é o tropical úmido e quente, com insignificante amplitude térmica anual e notável amplitude térmica diurna, especialmente no inverno.

Segundo a classificação de Koppen, o clima predominante no estado é do tipo Aw – Clima Tropical Chuvoso, com média climatológica da temperatura do ar entre 24 e 26°C e média anual da precipitação variando entre 1400 e 2600 mm. A região apresenta sazonalidade bem definida: estação chuvosa entre Outubro e Abril (LIEBMANN; MARENGO, 2001), correspondendo a cerca de 90% da precipitação pluviométrica, e período seco de Maio a Setembro (precipitação < 50 mm), quando ocorre um moderado déficit hídrico no Estado (Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental - SEDAM, 2006).

Os dados climáticos (precipitação, temperatura e umidade relativa do ar) foram obtidos da estação meteorológica da SEDAM, instalada na cidade de Ji-Paraná.

3.3 VEGETAÇÃO

Localizado na Amazônia Ocidental, o Estado de Rondônia apresenta área total de 238.512,80 km^2 com oito principais tipos de vegetação, sendo a Floresta Ombrófila

Aberta o tipo dominante (55%), seguida da Floresta de Transição (8%), Cerrado (5%), Floresta Ombrófila Densa (4%), Formação Pioneira (4%), Floresta Estacional Semidecidual (2%), Umirizal (1%) e Campinarana (FERNANDES; GUIMARAES, 2001).

A formação florestal do trecho estudado é caracterizada como Floresta Ombrófila Aberta Submontana (FEARNSIDE; FERRAZ, 2003), característica de zonas de altitudes de 100 a 600 metros, situando-se a 179 m acima do nível do mar. Esta tipologia vegetal é considerada uma área de transição entre a floresta amazônica e as áreas extra-amazônicas, apresentando quatro faciações florísticas (palmeira, bambu, cipó e sororoca) que alteram a fisionomia ecológica da Floresta Ombrófila Densa. Tem como característica ambientes com climas mais secos, que chegam de 2 a 5 meses por ano, com temperaturas de 24 a 25°C.

A Figura 3 apresenta alguns aspectos da floresta investigada neste estudo.

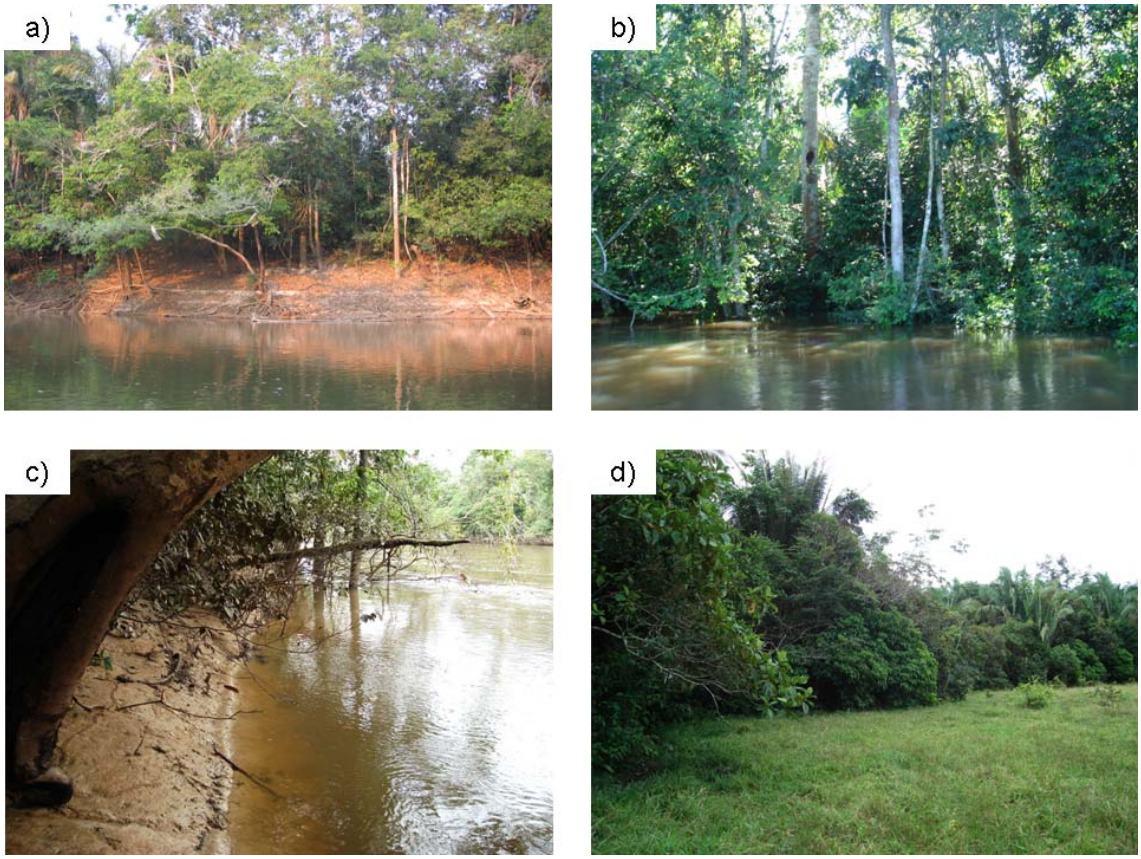

Figura 3 - Floresta de várzea sazonal em Ji-Paraná-Rondônia: a) floresta na época de estiagem; b) floresta na época de inundação; c) limite da floresta com o rio; d) limite da floresta com a pastagem; continua...

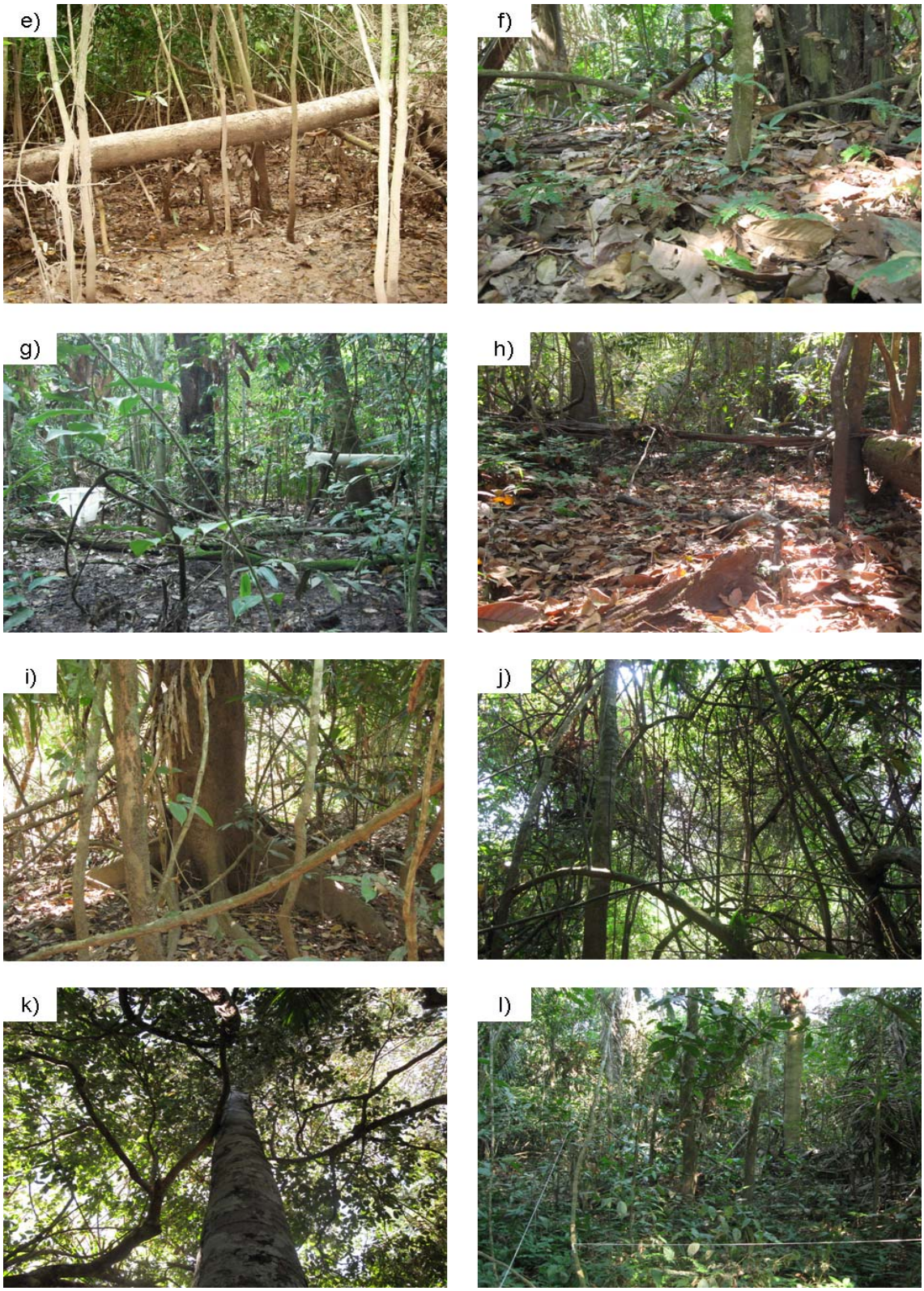

Figura 3 - continuação... e) árvores marcadas com sedimentos após o período de inundação; f) camada de serapilheira no chão da floresta; g) visão da estrutura da floresta; h) área com clareira; i) árvore com raiz tabular; j) emaranhado de lianas no dossel da floresta; k) visão do dossel da floresta; l) visão da estrutura florestal

A parcela estudada faz parte da planície de alagamento sazonal do rio Urupá, caracterizando uma área de várzea. Como característica deste tipo de ecossistema, possui grande quantidade de palmáceas, epífitas, e lianas, sendo estas últimas mais abundantes principalmente na região mais baixa do terreno, a qual permanece por mais tempo alagada. O dossel é relativamente aberto, o que propicia um sub-bosque composto por muitas pioneiras.

3.4 SOLO

A caracterização pedológica utilizou como base as classes ou unidades de mapeamento definidas por características morfogenéticas seguindo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2005). Foram abertas duas trincheiras de 1,50 - 2,00 m no solo da floresta durante a época de estiagem, em Agosto de 2009.

A Figura 4 apresenta a fotografia de uma das trincheiras abertas no local, com algumas características morfológicas.

Figura 4 - Foto de uma das trincheiras abertas na área de estudo, mostrando o perfil do solo da floresta de várzea sazonal na bacia do rio Urupá, Fazenda Apurú, Ji-Paraná-RO. À direita estão detalhadas as características de cada horizonte

O solo foi classificado como cambissolo distrófico, com profundidade de 100 a 200 cm, com ausência de afloramento rochoso, nenhuma pedregosidade superficial, não cimentado, sendo inundado parte do ano e ligeiramente úmido de 0 a 100 cm. O relevo local é suavemente ondulado e o solo apresenta ausência de erosão. Como esta classificação não contou com análises químicas, que poderiam comprovar o nível de fertilidade do solo, segue abaixo classificação detalhada realizada por estudo anterior a este (BALLESTER et al., 2003), compreendendo toda a extensão da bacia.

Segundo classificações anteriores (em escala maior) os solos da bacia foram considerados eutróficos. De acordo com o estudo, os solos predominantes na região são os Argissolos, com composição média de 57,9% de areia, 32,8% de argila e 9,3% de silte para os primeiros 20 cm de profundidade. A relação entre CETC (capacidade efetiva de troca de cátions) e soma de bases (saturação por bases - SB), que representa um indicativo da disponibilidade de nutrientes e da fertilidade do solo é superior a 50%, indicando que a maior parte dos solos da bacia são eutróficos.

Além da classificação dos solos, também foi avaliada a composição química da água do rio Urupá ao longo de toda a bacia e no ponto particularmente ao lado da área deste estudo, indicando que a mesma é rica em nutrientes, apresentando TZ^+ (somatório de cargas positivas) > 550, categoria geoquímica de terrenos drenados por carbonatos, apresentando elevadas concentrações de Ca^{2+}, Mg^{2+} e SO_4^{2+}, indicando boa fertilidade no local (BOLSON, 2006).

3.5 MÉTODOS AMOSTRAIS

3.5.1 Deposição de Serapilheira

As coletas de serapilheira foram realizadas quinzenalmente durante o período de Setembro de 2005 a Agosto de 2007. Para a amostragem foram utilizados 15 coletores quadrados com 0,50 m de lado, confeccionados com tubos de PVC (20 mm), forrados com sacos plásticos que permitiam a passagem de água da chuva, sendo suspensos a aproximadamente 0,60 m da superfície do solo (Figura 5).

Figura 5 - Coletor de serapilheira utilizado neste estudo

A distribuição dos coletores foi aleatória ao longo de três trilhas, que iam das margens do rio até as proximidades da pastagem adjacente. As coletas foram realizadas quinzenalmente, sendo o material coletado conduzido ao laboratório após cada coleta. No laboratório, fez-se a triagem do material em três principais frações: folhas, galhos e miscelânea (flores, frutos, sementes, e outros materiais). Em seguida, foram pesados, acondicionados em sacos de papel e conduzidos a uma estufa de circulação de ar à temperatura de 60°C pelo período de 50 horas, até atingir peso constante, quando então foram novamente pesados para a obtenção do peso seco do material.

Foram realizadas ao todo 45 coletas, resultando em 2500 amostras. A partir desses dados, foram estimadas as produções mensais e anuais e separado material para análises química e elementar.

3.5.2 Estimativa da Taxa de Decomposição

A estimativa da taxa de decomposição pode ser efetuada através de diversas metodologias, sendo as mais utilizadas a técnica dos “litterbags” (bolsas de decomposição) e a da serapilheira acumulada, ambas empregadas neste estudo. Adicionalmente, foi avaliada a razão C:N do material vegetal, que fornece um indicativo da qualidade do mesmo.

3.5.2.1 Litterbags

A técnica dos litterbags consiste no confinamento de amostras de serapilheira em bolsas. Trata-se de um método de avaliação direto da perda de peso, no qual uma quantidade conhecida de material vegetal é colocada no interior das bolsas, e exposta à decomposição por determinados períodos de tempo (BARLOCHER, 2005).

Para o presente trabalho, foram confeccionadas sacolas de tela de náilon, com malha de 2 x 4 mm, tamanho razoável para permitir o acesso da macrofauna ao interior das bolsas e impedir perdas por lixiviação (Figura 6). As bolsas possuem dimensão de 0,25 x 0,25 m, e foram preenchidas com 5 g de material, para que não houvesse compactação dentro da sacola. Para o confinamento, a literatura especializada recomenda o uso de folhas senescentes, principalmente em ecossistemas florestais nos quais esta é a fração predominante (na Fazenda Apurú, resultados preliminares de deposição mostram que as folhas correspondem a cerca de 70% da serapilheira produzida). O uso das demais frações é preferencialmente recomendado para sistemas agroflorestais (CORRÊA et al., 2006).

Figura 6 - Bolsa de decomposição (litterbag) utilizada neste experimento

Para a obtenção de resultados médios satisfatórios, foram utilizadas 10 réplicas mensais. Para a avaliação do efeito da qualidade inicial do material na decomposição, o experimento foi dividido em duas etapas de 6 meses, com 60 coletores cada uma, totalizando120 litterbags. A primeira fase do experimento teve início durante a estação chuvosa, e prolongou-se por 3 meses na estação seca, compreendendo o período de

Janeiro a Julho de 2008; e a segunda teve início durante meados da estiagem, de Julho de 2008 a Janeiro de 2009, compreendendo, também, 3 meses da estação chuvosa.

Desta forma, devido a problemas logísticos não foi possível compreender as duas estações distintamente, com a finalidade de avaliação sazonal. Entretanto, foi possível abordar a influência da qualidade inicial do material no processo de decomposição.

No laboratório, o material foi levemente lavado em uma bandeja com água, para a remoção dos detritos que durante o processo de decomposição aderem-se ao substrato. Após este procedimento, o material foi seco em estufa a 60°C até atingir peso constante e depois pesado.

A partir destes resultados, calcula-se o valor da constante de decomposição k (taxa instantânea de decomposição), e o tempo necessário para a decomposição de 50 e 95% do material. Como a decomposição é normalmente uma função exponencial, onde a velocidade de perda de massa é maior do que a intermediária e final, o modelo comumente mais ajustado é o da exponencial negativa simples. Porém, para experimentos de curta duração, o modelo quadrático também é bastante indicado, podendo ser bastante robusto. Em muitos casos, a função linear ou quadrática produz melhor ajuste estatístico dos dados. Desta forma, três modelos de regressão para o ajuste da curva de perda de massa foram testados dentre os propostos por Olson (1963):

linear ($Xt/X_0 = a - kt$) (1)

exponencial negativa simples ($Xt / X_0 = e^{-kt}$) (2)

quadrático ($Xt/X_0 = a + kt + kt^2$) (3)

onde: Xt = peso seco do material remanescente após determinado tempo,

X_0 = peso seco inicial do material,

t = intervalo de tempo de decomposição decorrido,

e = base dos logaritmos naturais,

k = constante de decomposição.

Os modelos descrevem o processo de decomposição, no qual a constante k indica a velocidade do processo. Quanto maior o valor de k, mais rápida é a taxa da decomposição. No entanto, k é um coeficiente que devido a natureza do seu cálculo, não

leva em consideração o principio probabilístico, implícito ao modelo do decaimento radioativo, segundo o qual o valor de k deveria variar num intervalo fechado entre 0 e 1.

Para transformar o valor de k em um valor relativizado para uma unidade de tempo unitária, usa-se um modelo proposto por Jenny et al. (1949)[1] apud Olson (1963), que leva em consideração que o total decomposto tende a ser menor conforme a matéria se decompõe; pois sendo *k* uma constante, quanto menor o Xt (quantidade atual de serapilheira), maior o total de serapilheira decomposto. Assim, após algumas simplificações matemáticas, chega-se a uma relação exponencial entre o k' proposto por Jenny e a taxa de decomposição instantânea (k), proposta por Olson:

$$k' = 1 - e^{-k} \tag{4}$$

Onde k' é o coeficiente de decomposição da serapilheira e k é a taxa de decomposição de serapilheira instantânea. Na verdade, k' significa a probabilidade entre 0 e 1 de que a serapilheira seja decomposta no período de um ano.

O modelo de Olson é o modelo mais comumente usado, porém freqüentemente os autores não fazem a transformação da taxa de decomposição instantânea para o coeficiente de decomposição. Desta forma, neste trabalho, procurou-se calcular ambos os valores por motivos de comparação.

Para o cálculo do tempo necessário para a decomposição de 50 e 95% do material foram utilizadas as seguintes equações:

$$T_{50\%} = 0{,}693/k \tag{5}$$

$$T_{95\%} = 3/k \tag{6}$$

3.5.2.2 Serapilheira Acumulada

O modelo utilizado para a decomposição da serapilheira baseia-se na probabilidade de que uma dada quantidade de massa se decompõe em um determinado lapso de tempo. Assim, se a decomposição em um dado período for relativamente grande, a retirada do material vegetal que cobre o solo no tempo inicial (t_0) para a instalação dos coletores não teria grandes efeitos sobre a taxa de decomposição do

[1] JENNY, H.; GESSEL, S.P.; BINGHAM, F.T. Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. **Soil Science**, New Brunswick, v. 68, p. 419-432, 1949.

material, mesmo sabendo que esse procedimento acarretaria também na remoção de parte da comunidade decompositora.

Desta forma, a serapilheira acumulada foi estimada através de coletores quadrados de madeira, com área de 0,5 m x 0,5 m (Figura 7), que foram colocados diretamente sobre o solo florestal no tempo inicial (t_0), tomando-se o cuidado de limpar toda a manta orgânica existente sobre o solo no ato da instalação. A coleta das amostras foi realizada mensalmente (30, 60, 90, 120, 150 e 180 dias), a partir da retirada de todo o material existente sobre o solo, representando a serapilheira acumulada durante este tempo.

Figura 7 - Quadro de madeira para coleta da camada de serapilheira sobre o solo (serapilheira acumulada)

Para este estudo foram utilizadas 60 unidades amostrais, 30 referentes à primeira etapa do experimento, que foi finalizada em Julho de 2008, e as demais para a segunda etapa, finalizada em Janeiro de 2009, durante o mesmo período que o experimento dos litterbags.

Afim de não super-estimar o peso do material coletado, este foi lavado para ser completamente separado do solo e outros detritos aderidos ao material. As amostras foram enviadas mensalmente, ao Laboratório de Análise Ambiental e Geoprocessamento (LAAG) do CENA/USP para o preparo inicial das mesmas, que consiste da triagem, lavagem, secagem e pesagem, conforme descrito no ítem anterior.

A partir do peso seco do material calcula-se a constante de decomposição k, na condição de equilíbrio, conforme equação proposta por Olson (1963):

$$k = L/X_{ss} \qquad (7)$$

Nesta equação, L representa a quantidade de serapilheira produzida, durante determinado tempo, e X_{ss} a média da serapilheira acumulada sobre o solo. A partir destes valores obtém-se o valor de k, a taxa instantânea de decomposição. Conforme descrito anteriormente para a metodologia dos litterbags, também foram calculados os valores da constante k', a partir do valor de k.

As duas formas de determinação do coeficiente de decomposição descritas acima são as mais usadas mundialmente, sendo, portanto, as mais aceitas na comunidade científica.

3.5.3 Solo

As amostras de solo foram coletadas utilizando um desenho amostral com distribuição aleatória ao longo da área de estudo. Em seguida foram selecionadas sete camadas do solo (0-5; 5-10; cm), com a coleta sendo feita utilizando trado manual (tipo caneco). Ao todo foram coletadas dezessete amostras simples (Figura 8), cada uma pesando aproximadamente 1 kg de solo fresco. No laboratório estas amostras foram inicialmente secas ao ar, destorroadas em peneira de 2 mm para a remoção de pedras, raízes e serapilheira, e em seguida foram quartiadas para a obtenção de sub-amostras. Após estes procedimentos, foram encaminhadas para a análise que se encontra descrita no ítem 3.6.1.

Figura 8 - Amostras de solo coletadas na área de estudo (utilizando trado tipo caneco) separadas de acordo com a profundidade

3.5.4 Levantamento Florístico

Foi realizado inventário florístico na parcela de Floresta Ombrófila Aberta na Fazenda Apurú. O levantamento da vegetação arbórea foi realizado em 9 parcelas de 100 m^2, que foram estabelecidas de acordo com a disposição dos coletores de serapilheira, abrangendo as 3 principais trilhas da área de estudo.

3.5.5 Área Basal

A Área Basal (AB) foi estimada utilizando-se o método de área fixa, sendo instaladas 100 parcelas contíguas de 10 x 10 m totalizando 1 hectare na porção central da parcela. Foram medidos todos os indivíduos com um DAP > 3,2 cm, com o uso de fita métrica, incluindo palmeiras e lianas. Para calcular a área basal da parcela soma-se os troncos de todas as árvores amostradas. Foi calculada a área basal total e por parcela, de modo a oferecer uma noção de variabilidade espacial ao longo da área de estudo. As medidas foram feitas em Agosto de 2009.

3.6 MÉTODOS ANALÍTICOS

3.6.1 Conteúdo de Carbono, Nitrogênio e Razão C:N

As amostras de solo e serapilheira foram submetidas à análise elementar e isotópica no Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP. Após o preparo inicial das amostras, estas foram pesadas e acondicionadas em cápsulas de estanho utilizando-se balança analítica da marca Mettler Toledo (modelo AT21). As análises da composição elementar da matéria orgânica (concentrações de C e N) foram realizadas em um analisador elementar CNHS (Figura 9), permitindo a determinação simultânea da composição elementar (% C e N), além da relação C:N.

Figura 9 - Conjunto de equipamentos composto por espectrômetro de massa e analisador elementar. Laboratório de Ecologia Isotópica, CENA/USP

Inicialmente foram preparadas e analisadas amostras compostas das três frações da serapilheira referente ao primeiro ano de coleta. Os coletores das duas coletas quinzenais foram agrupados formando uma única amostra representativa de cada mês para cada fração (30 amostras mensais de serapilheira = 1 amostra composta de serapilheira foliar + 1 amostra composta fração galhos + 1 amostra composta fração miscelânea), totalizando 36 amostras referentes ao primeiro ano de coleta.

Para a análise das amostras do segundo ano de coleta e amostras de decomposição decidiu-se ampliar o n amostral (número de amostras analisadas), realizando a análise de todas as amostras de serapilheira foliar em base mensal, além da repetição das análises do lote do primeiro ano. Optou-se pela análise apenas da fração foliar devido à questões de redução de custos, além destas representarem a via mais rápida de retorno e mais rica do ponto de vista da ciclagem de nutrientes.

Estas amostras (serapilheira foliar) foram compostas agrupando-se as amostras de mesmos coletores das coletas quinzenais em uma única amostra composta mensal para cada coletor (coletor 1 primeira quinzena + coletor 1 segunda quinzena = 1 amostra mensal referente ao coletor 1). Desta forma, foram analisadas 323 amostras de serapilheira foliar (15 réplicas mensais durante 24 meses) e 200 amostras de decomposição (10 litterbags + 5 serapilheira acumulada = 15 mensais + 20 iniciais).

Após este processo foi realizada a comparação entre as duas análises, não sendo detectadas diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,001$) entre os dois lotes de amostras, indicando que a primeira análise havia sido realizada satisfatoriamente, com

uma ótima homogeneização das amostras, de forma que os resultados das frações não incluídas na segunda análise (galhos e miscelânea) poderiam então ser utilizados.

3.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para cada período do ano e total anual, os dados foram testados com relação à normalidade através do teste de Kolmogorov-Smirnov. Como os dados de produção de serapilheira não seguiram uma distribuição normal, foram aplicados testes não-paramétricos entre os parâmetros analisados. Para comparar os efeitos da sazonalidade na produção foi utilizado o teste não paramétrico de Wilcoxon, e a matriz de correlação entre as variáveis foi gerada utilizando a correlação de Spearman.

Os dados de decomposição foram testados para cada etapa, com relação à normalidade através do teste de Kolmogorov-Smirnov. Estes apresentaram distribuição normal, sendo então possível a aplicação de testes paramétricos. Para comparar as duas etapas distintas do experimento foi utilizado o teste-T, e a matriz de correlação entre as variáveis foi gerada utilizando a correlação de Pearson. Para o ajuste das curvas de regressão foi utilizado o programa Biostat 5.0.

Para comparar os efeitos da sazonalidade nas concentrações de C e N das amostras de serapilheira e decomposição foi utilizado teste paramétrico (teste-T), uma vez que estas apresentaram distribuição normal. A matriz de correlação entre as variáveis foi gerada utilizando a correlação de Pearson. Foi realizado o teste de correlação de Spearman para testar a associação entre precipitação pluviométrica e produção de serapilheira anual total, por fração e nutrientes, além de análise de regressão linear para verificar o grau de associação entre a precipitação pluviométrica e produção de serapilheira total e respectivas frações. Assumiu-se o valor de 5% de significância para todas as análises realizadas. Exceto os ajustes de curvas de regressão, todos os testes foram realizados empregando o pacote estatístico STATISTICA 6.1 (Statsoft Inc., Tulsa, OK, USA).

As Figuras 11, 13 e 17 foram produzidas utilizando-se o método da krigagem, realizadas no programa SURFER 8.0 (Golden Software Inc., Colorado, USA).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ESTRUTURA DA FLORESTA E FORÇANTES FÍSICO-QUÍMICAS

4.1.1 Levantamento Florístico

A vegetação da área estudada é denominada Floresta Ombrófila Aberta Submontana (FEARNSIDE; FERRAZ, 2003). As principais espécies e suas respectivas famílias são apresentadas nas Tabelas 1 e 2, que relacionam as proporções relativas de cada espécie e família na área experimental.

Tabela 1 - Espécies arbóreas amostradas no levantamento fitossociológico realizado na parcela de dois hectares da Fazenda Apurú, Rondônia

Nome Popular	Nome Científico	Família	Total
Ingá	*Inga macrophylla H.B.K.*	*Leguminosae-mimosoideae*	50
Baginha	*Stryphnodendron guianense (Aubl.) Benth.*	*Leguminosae-Mimosoideae*	16
Tachi	*Tachigali myrmecophila Ducke*	*Leguminosae-Caesalpinioideae*	16
Pinho Cuiabano	*Schizolobium amazonicum (Huber) Ducke*	*Leguminosae-Caesalpinioideae*	14
Unha-de-Vaca	*Bauhinia rufa (Bong.) Steud.*	*Leguminoseae-Caesalpiniodeae*	10
Faveiro	*Parkia pendula (Willd.) Benth. ex Walp.*	*Leguminosae-Mimosoideae*	4
Jatoba	*Hymenaea parvifolia Huber*	*Leguminosae-Caesalpinioideae*	2
Roxinho	*Peltogyne pophyrocardia Griseb. ex Benth.*	*Leguminosae-Caesalpinioideae*	2
Tamarindo	*Martiodendron elatum (Ducke) Gleason*	*Leguminoseae-Caesalpiniodeae*	2
Coração de Negro	*Cassia adiantifolia Spruce*	*Leguminosae-Caesalpinioideae*	2
Ingarana	*Pithecellobium longiramosum Ducke*	*Leguminosae-Mimosoideae*	2
Cumaru	*Dipteryx polyphylla Huber*	*Leguminosae-papilionoideae*	2
Angelim	*Hymenolobium pulcherrimum Ducke*	*Leguminosae-Papilionoideae*	2
Babaçu	*Attalea speciosa Mart. ex Spreng.*	*Palmae*	10
Tucum	*Bactris setosa Mart.*	*Palmae*	6
Babão	*Syagrus comosa (Mart.) Mart.*	*Palmae*	2
Açaí	*Euterpe oleracea Mart.*	*Palmae*	2
Imbira	*Rollinia insignis R.E.Fr.*	*Annonaceae*	6
Pindaíba-branca	*Xylopia frutenscens sp*	*Annonaceae*	4
Biribá	*Rollinia mucosa (Jacq.) Baill.*	*Annonaceae*	2
Guapeva	*Pouteria caimito (Ruiz & Pav.) Radlk.*	*Sapotaceae*	20
Bolão	*Pouteria pachycarpa Pires*	*Sapotaceae*	6
Amapá	*Chrysophyllum sp.*	*Sapotaceae*	2
Canela	*Nectandra cuspidata Nees*	*Lauraceae*	12
Canelão	*Nectandra cuspidata Nees*	*Lauraceae*	2
Leiteiro	*Sebastiania brasiliensis*	*Euphorbiaceae*	10
Seringueira	Hevea brasiliensis Müll.Arg.	Euphorbiaceae	2
Arapoca	*Neoraputia alba sp*	*Rutaceae*	2
Três Folhas	*Esenbeckia febrifuga (A.St.-Hil.) A.Juss. ex Mart.*	*Rutaceae*	2
Cajazeira	*Vochysia ferruginea Mart.*	*Anacardiaceae*	10
Pau-Sangue	*Vismia brasiliensis Choisy*	*Guttiferae*	4
Folha de Serra	*Ouratea spectabilis (Mart.) Engl.*	*Ochnaceae*	4
Espeteiro	*Casearia sylvestris Sw.*	*Flacourtiaceae*	4
Garrote	*Bagassa guianensis Aubl.*	*Moraceae*	2
Açoita-Cavalo	*Luehea paniculata sp*	*Tiliaceae*	2
Peroba d'água	*Rauvolfia paraensis Ducke*	*Apocynaceae*	2
Paineira	*Ceiba pentandra (L.) Gaertn.*	*Bombacaceae*	2
Cacau Bravo	*Theobroma martiana D.Dietr.*	*Sterculiaceae*	4
Caixeta	*Simaruba sp*	*Bignoniaceae*	2
N.I.*			16

N.I.* - Não identificada

Tabela 2 - Tabela relacionando número de famílias, espécies e indivíduos encontrados no levantamento fitossociológico realizado na parcela de dois hectares na Fazenda Apurú

Família	N° Espécies/Família	N° Indivíduos/Família	% N° famílias	% N° indivíduos
Leguminosae	13	124	30,2	46,6
Palmae	4	20	9,3	7,5
Anonaceae	3	12	7,0	4,5
Sapotaceae	3	28	7,0	10,5
Lauraceae	2	14	4,7	5,3
Euphorbiaceae	2	12	4,7	4,5
Ruthaceae	2	4	4,7	1,5
Anacardiaceae	1	10	2,3	3,8
Guttiferae	1	4	2,3	1,5
Ochnaceae	1	4	2,3	1,5
Flacourtiaceae	1	4	2,3	1.5
Moraceae	1	2	2,3	0,8
Tiliaceae	1	2	2,3	0,8
Apocynaceae	1	2	2,3	0,8
Bombacaceae	1	2	2,3	0,8
Sterculiaceae	1	4	2,3	1,5
Bignoniaceae	1	2	2,3	0,8
N.I.*	4	16	9,3	6,0
17 famílias	**43 espécies**	**266 indivíduos**		

N.I.* - Não identificada

Ao todo, foram identificados 266 indivíduos, sendo observadas 43 espécies arbóreas, pertencentes a 17 famílias botânicas, ocorrendo 4 espécies distintas não identificadas. As principais famílias encontradas foram: *Leguminoseae* 30,2%, *Palmae* 9,3%, *Anonaceae* 7,0%, *Sapotaceae* 7,0%, as demais correspondendo a menos de 5% cada uma, totalizando cerca de 45% do total das espécies.

Avaliando a composição e diversidade florística de 44 inventários realizados em florestas de várzea da bacia Amazônica, Wittmann et al. (2006) evidenciaram que as cinco famílias botânicas mais importantes foram *Leguminosae*, *Euphorbiaceae*, *Bombacaceae*, *Moraceae* e *Areacaceae*, todas presentes em quantidades significativas neste estudo, com excessão da família *Areacaceae*.

No presente estudo, a família *Leguminosae* destacou-se pela maior riqueza e densidade de espécies, representando 30,2% do total de espécies (Figura 10) e 46,6% do total de indivíduos amostrados na comunidade (Tabela 2). As demais famílias representaram percentual consideravelmente menor. Estes valores sugerem grande dominância ecológica de determinadas espécies, ou seja, concentração de abundância em poucas espécies.

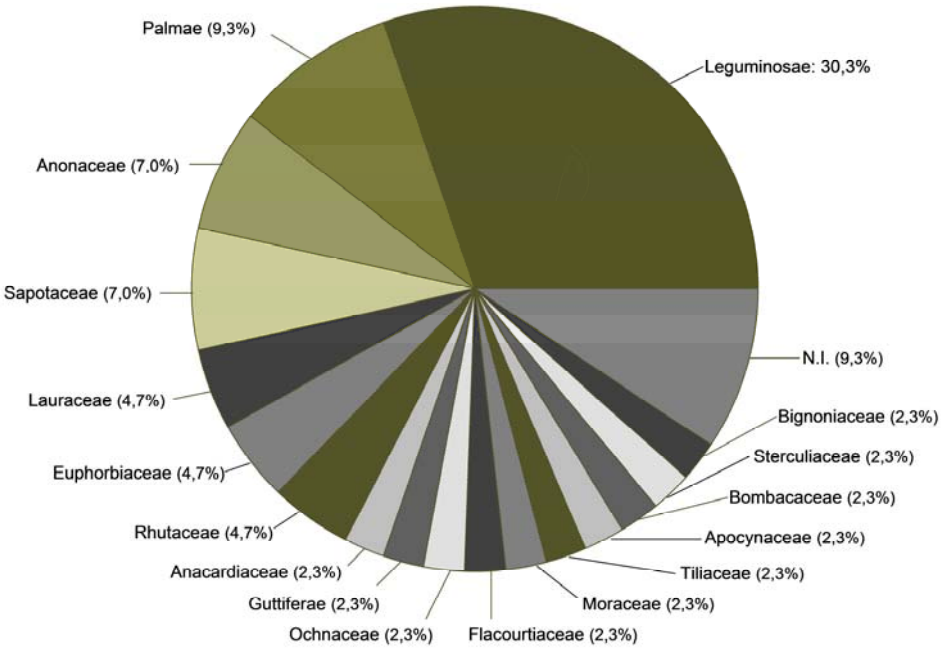

Figura 10 - Famílias de árvores dominantes da floresta inventariada (n = 266 indivíduos, 43 espécies)

Estudos em florestas de várzea indicam que estas formações florestais apresentam menor diversidade de espécies em relação às florestas de terra firme. Santos e Jardim (2006) encontraram índice de diversidade de 2,6 em uma floresta de várzea no estado do Pará, índice considerado baixo, enquanto Queiroz; Machado (2008) encontraram índice ainda menor, de 2,3 para uma várzea no estado do Amapá, no estuário Amazônico. Segundo Rocha et al. (2005) e van den Berg et al. (2006), as características de alta dominância e menor diversidade nas florestas de várzea podem estar associadas ao ambiente restritivo e seletivo deste sistema, favorecendo poucas espécies adaptadas a essas condições.

Entretanto, avaliando a diversidade de espécies contidas na Tabela 1, nota-se que a floresta estudada apresenta diversidade relativamente alta em relação a ecossistemas de várzea. Apesar da dominância da família *Leguminosae*, mais de 50% das espécies ocorre com densidade menor que 5 indivíduos na área amostrada. Além disso, o índice de diversidade de Shannon-Winer (H') encontrado em nossa área de estudo foi 3,2. Este índice assemelha-se àquele registrado em florestas de terra firme na Amazônia, onde, segundo Martins (1991), varia entre 3,5 e 4,7.

A diversidade em florestas de várzea pode ser explicada através de vários processos. Com base em modelos ecológicos, Odum (1979) sugeriu que inundações de longa duração diminuiriam a produtividade florestal, enquanto inundações periódicas aumentariam a produtividade destes ambientes em relação às florestas de terra firme. Além disso, alguns estudos (CAMPBELL et al., 1992; FERREIRA, 1998) também têm observado aumento na riqueza de espécies com o decréscimo do nível da água e período de inundação em florestas inundáveis da Amazônia.

Ferreira e Stohlgren (1999), estudando os efeitos da inundação na riqueza e diversidade de espécies em florestas inundáveis da Amazônia Central, também concluíram que a duração do alagamento tem um forte impacto na riqueza e diversidade de espécies e nos padrões de distribuição de plantas, afirmando também, que a duração do alagamento pode diminuir a diversidade local.

Em relação a florestas de várzea, a floresta do presente estudo apresenta período de inundação relativamente curto, com duração de aproximadamente 30 a 40 dias por ano, característica que pode ser fundamental no processo de seletividade das espécies. Além disso, uma questão importante a considerar, principalmente para fins comparativos, reside na diferença entre as florestas de várzea da Amazônia Central, geralmente muito férteis em função dos sedimentos trazidos anualmente dos Andes e depositados, na época de inundação, pelas águas do Rio Solimões e a floresta de várzea deste estudo, por exemplo, que difere em vários aspectos da maioria dos sistemas de várzea da Amazônia Central. No entanto, apesar das diferenças, o período de inundação, que é geralmente bem maior nas florestas de várzea sob influência de grandes rios como o Solimões, além de questões relacionadas à regionalidade, podem ser cruciais no processo de seletividade das espécies, interferindo, portanto, na diversidade. Desta forma, o índice de diversidade maior do que o observado em outras florestas de várzea na Amazônia (SANTOS; JARDIM, 2006; QUEIROZ; MACHADO, 2008) pode estar ocorrendo principalmente devido à curta duração do alagamento (ODUM, 1979; FERREIRA; STOHLGREN, 1999).

A diversidade também pode estar relacionada à frequência e à severidade das perturbações. A fragmentação florestal, por exemplo, pode alterar a diversidade, já que muitas vezes, a sobrevivência das espécies em um habitat oculta a grande perda de diversidade genética que ocorre quado uma população diminui de tamanho (WHITMORE, 1997).

Segundo Gurevitch et al. (2009), as diferenças na produtividade também podem resultar em diferenças no número e na diversidade de espécies em uma comunidade. Muitos autores afirmaram que em escalas local e regional, geralmente existe uma relação unimodal entre produtividade e diversidade (WHITTAKER; NIERING, 1975; TILMAN, 1982). Isso significa que a diversidade fica elevada à medida que a produtividade aumenta, até um certo limite, a partir de onde decresce, reiniciando o ciclo.

Muitas explicações têm sido sugeridas para os aumentos em diversidade observados à medida que aumenta a produtividade, de níveis muito baixos até moderados. Uma das explicações é que mais energia ou recursos podem sustentar mais indivíduos, levando a um número maior de espécies (WRIGHT et al., 1993). Assim, embora a condição de alagamento da várzea florestal seja um aspecto restritivo e seletivo para muitas espécies, o incremento anual de nutrientes ocasionado pela deposição de sedimentos oriundos do corpo d'água adjacente pode favorecer a comunidade como um todo, principalmente se a duração do período de inundação for curto, o que não limitaria tanto o ambiente em termos de adaptações muito específicas, aumentando a produtividade deste ecossistema e contribuindo para o aumento da diversidade.

4.1.2 Estrutura Florestal

Foram medidas todas as árvores com DAP $\geq$ 3,2 cm em uma sub-parcela de um hectare (100 blocos) na porção central da área de estudo, resultando em um total de 2170 indivíduos. Esta altíssima densidade implica uma pequena grossura dos troncos. Em média, ocorreram 21,7 indivíduos por bloco, não havendo variações estatisticamente significativas na distribuição das árvores na parcela, conforme pode ser observado na Figura 11.

No entanto, dividindo a parcela amostrada em dois grandes blocos de 100 x 50 m, um próximo ao rio e outro próximo à borda, a média do número de indivíduos (densidade) do bloco próximo ao rio foi significativamente maior do que no bloco próximo à borda da floresta (Mann Whitney; $p < 0,001$). Este fato pode ser evidência de que a borda florestal não estaria exercendo influência significativa sobre a área amostrada, já que em áreas sujeitas à influência de borda há predominância de espécies

com característica sucessional pioneiras ou iniciais, o que aumentaria o número de indivíduos em relação ao interior da floresta, onde ocorre maior número de árvores maduras.

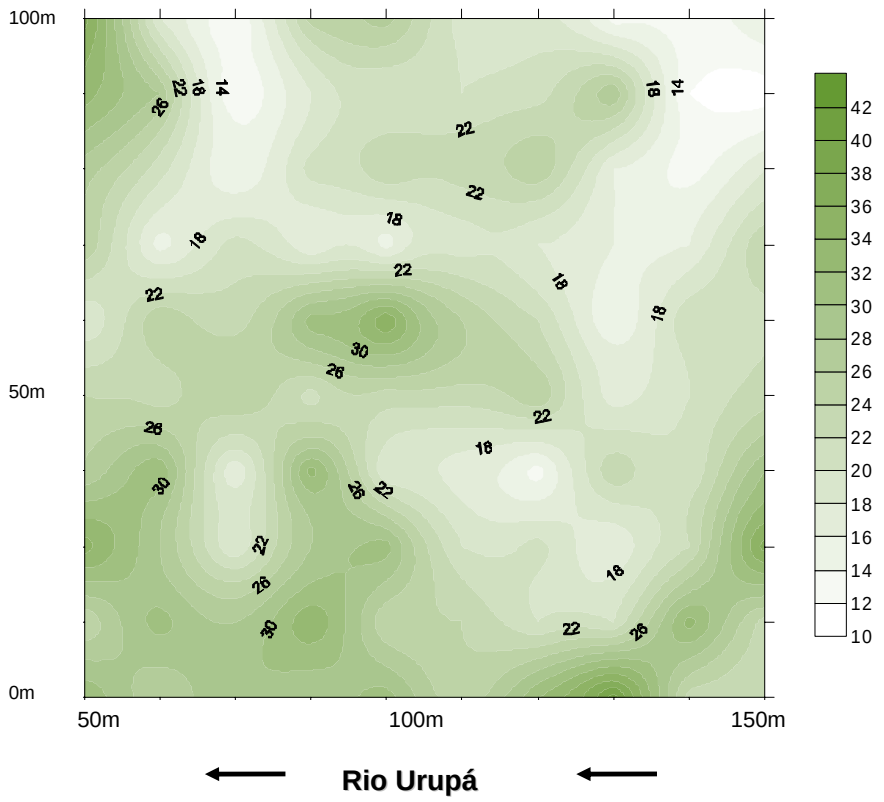

Figura 11 - Mapa representando a densidade de indivíduos no hectare central da parcela estudada na Fazenda Apurú (valores em n° de indivíduos/100m^2)

De forma geral, os padrões de recrutamento de árvores mais jovens e de DAP menor é alterado em fragmentos, sendo que as árvores na categoria de 10 cm de diâmetro tendem a pertencer a espécies pioneiras, oportunistas e adaptadas a altos níveis de perturbação, em detrimento daquelas espécies secundárias tardias, características do interior da floresta. Outro aspecto importante a ser considerado é a posição topográfica mais baixa do terreno próximo à borda, que durante as cheias sazonais, permanece por mais tempo inundado, podendo ser um aspecto altamente seletivo, devido ao solo mal drenado, o que também reduziria o número de espécies, e por consequência, o número de indivíduos.

Castilho (2004) encontrou resultado semelhante na análise da biomassa viva acima do solo na Reserva Ducke, Amazônia Central, onde dentre todas as análises, a

parcela com a menor estimativa de biomassa encontrava-se à beira de um igarapé, sujeita à inundação temporária. De acordo com este estudo, a biomassa arbórea tendeu a ser maior com o aumento da altitude do terreno.

A distribuição dos 2170 indivíduos em classes de DAP é apresentada na Tabela 3. Entre 10,0 e 100,0 cm de diâmetro foram medidas 2103 árvores, representando 97,3% das árvores da parcela e 57 indivíduos com mais de 1 metro de diâmetro, sendo que destes, 3 apresentavam diâmetro superior a 2 metros. Este padrão configura a curva normal de decréscimo progressivo na concentração de indivíduos conforme o aumento do diâmetro (formato de J invertido), podendo ocorrer pequenas variações (Figura 12).

Tabela 3 - Distribuição dos indivíduos amostrados em classes de DAP, floresta de várzea na Fazenda Apurú, Ji-Paraná, Rondônia

N° da Classe de DAP	Intervalo de Classe (cm)	N° de Indivíduos	%
1	7 - 19,5	1066	49,12
2	20 - 29,5	489	22,53
3	30 - 39,5	249	11,47
4	40 - 49,5	100	4,61
5	50 - 59,5	79	3,64
6	60 - 69,5	51	2,35
7	70 - 79,5	41	1,89
8	80 - 89,5	24	1,11
9	90 - 99,5	14	0,65
10	100 - 109,5	11	0,51
11	110 - 119,5	11	0,51
12	120 - 129,5	6	0,28
13	130 - 139,5	10	0,46
14	140 - 149,5	2	0,09
15	150 - 159,5	3	0,14
16	160 - 169,5	6	0,28
17	170 - 179,5	1	0,05
18	180 - 189,5	1	0,05
19	190 - 199,5	3	0,14
20	200 - 209,5	0	0,00
21	210 - 219,5	1	0,05
22	220 - 229,5	2	0,09
Total		**2170**	**100**

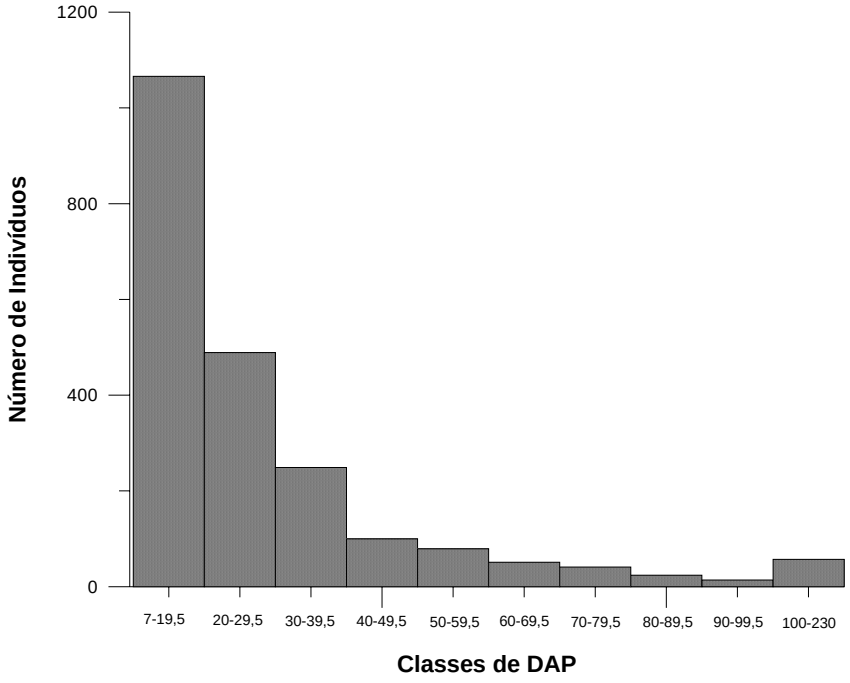

Figura 12 - Distribuição dos indivíduos por classe de diâmetro (“J invertido”)

As árvores com DAP entre 7,0 e 19,5 cm representaram 49,1% do total da floresta, totalizando 1066 indivíduos. Resultados semelhantes foram observados também em estudo conduzido por Salomão e Lisboa (1988), em uma floresta de terra firme próxima ao município de Ji-Paraná, RO, onde verificaram que 63,5% dos indivíduos da floresta avaliada pertenciam à classe de DAP < 20 cm.

Segundo Condit et al. (1998), quando há grande número de indivíduos jovens em relação a indivíduos adultos, a população está estável e provavelmente crescendo. Além disso, a distribuição dos indivíduos em diferentes classes diamétricas, onde indivíduos de pequenos diâmetros são mais abundantes do que indivíduos de grandes diâmetros, demonstra que várias espécies estão constantemente se regenerando e restabelecendo na área.

Trindade et al. (2007) também encontraram resultados semelhantes na Reserva Ambiental do Utinga, Pará, onde 79,4% dos indivíduos inventariados pertenciam à classe de diâmetro menor que 21 cm. Pinto et al. (2007), em um estudo detalhado, realizou medidas de árvores com DAP > 4,8 cm em uma floresta estacional semidecidual em dois estádios sucessionais em Viçosa, MG, destacando-se por ser o estudo mais próximo em classe de diâmetro em relação ao corrente estudo. O autor registrou 2077 indivíduos por hectare na floresta madura e somente 1330 na floresta em estádio sucessional inicial. Os resultados da floresta madura concordam com os dados

obtidos na floresta da Fazenda Apurú, com pouco mais de 2000 indivíduos por hectare considerando as classes de DAP bem próximas.

Quando consideradas apenas as árvores com DAP ≥ 10,0 cm, o número de indivíduos caiu para 615. Isto evidencia a importante contribuição das árvores pioneiras nesta floresta, de forma que a sua exclusão poderia também ter subestimado o valor de área basal.

A média dos diâmetros (na Fazenda Apurú) foi de 30,7 cm. Quando considerados apenas indivíduos com DAP ≥ 10 cm, a média do diâmetro subiu para 56,1 cm. Estes valores são maiores que os relatados por Salomão e Lisboa (1988), que encontraram 573 indivíduos com DAP ≥ 10 cm, com média geral de 22,3 cm de diâmetro. Com DAP ≥ 25 cm, foram registradas 138 árvores pelo referido estudo, enquanto na Fazenda Apurú foram observadas 109 árvores nesta classe de DAP.

Desta forma, a distribuição diamétrica mostrou que a floresta está na sua dinâmica normal, onde os indivíduos mais velhos abastecem a floresta com indivíduos em estágios de crescimento diferenciado. A forma de "J invertido" está relacionada com a regeneração contínua (ALMEIDA, 2000). Segundo Martins (1991), uma população que está em equilíbrio tende a apresentar uma série completa de classes de diâmetro que decresce geometricamente, apresentando um número maior de indivíduos jovens, bem como um número menor de indivíduos nas classes de diâmetros maiores.

4.1.3 Área Basal

A área basal calculada para a área estudada foi de 24,3 $m^2.ha^{-1}$, incluindo *lianas* e *palmaes* adultas. Quando excluídas estas formas de vida, a área basal foi estimada em 23,1 $m^2.ha^{-1}$. Estes valores são similares aos encontrados por outros autores que realizaram inventários florestais na mesma região (sul/sudoeste da Amazônia), conforme pode ser observado na Tabela 4. No entanto, situam-se bem abaixo dos valores encontrados por outros autores na Amazônia Central e Oriental (Tabela 4).

Malhi et al. (2006) relacionou a área basal com o número médio de meses com precipitação inferior a 100 mm (comprimento da estação seca), e demonstrou que à medida que aumenta a duração da estação seca, diminui a área basal. Ele afirma que há pouca evidência de qualquer relação com locais sujeitos à sazonalidade moderada, mas existe evidência de um declínio geral na área basal com o aumento do estresse hídrico

para estações secas mais duradouras. O autor ainda afirma que a área basal é fortemente influenciada por fatores relacionados à paisagem local, mas é relativamente invariável em escala regional, diminuindo significativamente na zona periférica e mais seca da floresta Amazônica.

Tabela 4 - Valores de área basal ($m^2.ha^{-1}$) para a Floresta Amazônica

Referência	Região/Local	Tipologia Florestal	Área Basal ($m^2.ha^{-1}$)
Este estudo	Amazônia - Sudoeste - RO	Floresta Ombrófila Aberta - Várzea	24,3
Brown et al, 1995	Amazônia - Sudoeste - RO	Floresta Ombrófila Densa - Terra Firme	25,0
Brown et al, 1992	Amazônia - Sudoeste - AC	Floresta Ombrófila Aberta - Terra Firme	23,7
Silveira*	Amazônia - Sudoeste - AC	Floresta Ombrófila Aberta - Terra Firme	22,2
Silveira*	Amazônia - Sudoeste - AC	Floresta Ombrófila Aberta - Terra Firme	21,4
L. Arroyo**	Amazônia - Sudoeste - Bolívia	Floresta Ombrófila Aberta - Terra Firme	24,9
L. Arroyo**	Amazônia - Sudoeste - Bolívia	Floresta Sazonalmente Inundável	22,8
Marimon Júnior (2007)	Amazônia - Sul - MT	Floresta Transicional Semidecídua	23,8
Pantaleão et al (2008)	Amazônia - Sul - MT	Floresta Transicional Semidecídua	19,3
Pantaleão et al (2008)	Amazônia - Sul - MT	Floresta Transicional Semidecídua	20,0
Mendonça (2003)	Amazônia - Sul - MT	Floresta Transicional Semidecídua	27,1
Trindade et al (2007)	Amazônia Oriental - PA	Floresta Ombrófila Densa - Terra Firme	27,4
Silva et al (1985)	Amazônia Oriental - PA	Floresta Ombrófila Densa - Terra Firme	35,3
Salomão*	Amazônia Oriental - PA	Floresta Ombrófila Densa - Terra Firme	28,4
Salomão*	Amazônia Oriental - PA	Floresta Ombrófila Densa - Terra Firme	21,6
Salomão*	Amazônia Oriental - PA	Floresta Ombrófila Densa - Terra Firme	26,3
Silva*	Amazônia Oriental - PA	Floresta Ombrófila Densa - Terra Firme	27,9
Silva*	Amazônia Oriental - PA	Floresta Ombrófila Densa - Terra Firme	26,9
Hagaasen & Peres (2006)	Amazônia Central - AM	Floresta Ombrófila Densa - Terra Firme	32,6
Hagaasen & Peres (2006)	Amazônia Central - AM	Floresta Ombrófila Densa - Várzea	29,6
Hagaasen & Peres (2006)	Amazônia Central - AM	Floresta Ombrófila Densa - Igapó	31,4
Laurance*	Amazônia Central - AM	Floresta Ombrófila Densa - Terra Firme	28,2
Higuchi*	Amazônia Central - AM	Floresta Ombrófila Densa - Terra Firme	28,0
Queiroz & Machado (2008)	Amazônia - Norte - AP	Floresta de Várzea Estuarina - # 1	32,1
Queiroz & Machado (2008)	Amazônia - Norte - AP	Floresta de Várzea Estuarina - # 2	33,5
Queiroz & Machado (2008)	Amazônia - Norte - AP	Floresta de Várzea Estuarina - # 3	26,9

*Referências retiradas de Malhi et al. (2002); **Referências retiradas de Baker et al. (2004)

Estas relações têm sido recentemente bem estabelecidas. Nogueira et al. (2008) fez estimativas detalhadas sobre a densidade de madeira na região do "arco do desmatamento", com vários pontos de amostragem no Acre, norte do Mato-Grosso e sul do Pará; porém não houve nenhum ponto de amostragem em Rondônia, foco de estudo deste trabalho. De acordo com os resultados, a densidade de madeira para a Amazônia brasileira foi 7% menor do que as estimativas prévias. Entretanto, quando considerada apenas a região do arco do desmatamento, os resultados mostram que a densidade de madeira nesta região é ainda 13,6% menor do que as estimativas realizadas anteriormente. Segundo o autor, incertezas nas estimativas de biomassa é a principal causa de incertezas nas estimativas das emissões de gases de efeito estufa na Amazônia. Tendo em vista que esta região é a mais afetada pelo desmatamento e queimadas, observar-se-ia uma menor emissão de gases de efeito estufa nestas regiões do que as

previamente estimadas, que levavam em consideração valores de biomassa estimados para a Amazônia central. Desta forma, os dados de área basal estimados neste estudo reafirmam/complementam as estimativas realizadas por Nogueira et al. (2008) nos inventários de biomassa na periferia sul da Amazônia, que revelam menor densidade de madeira nas bordas, e consequentemente, menores valores de emissão de gases de efeito estufa do que os previamente estimados.

Cosiderando o gradiente topográfico, Pinheiro (2008) avaliou a estrutura de uma floresta na Amazônia Central comparando, dentre outros parâmetros, a área basal entre três posições topográficas distintas, platô, vertente e baixio, e os resultados demonstraram diferenças significativas entre platô e baixio, sendo que a área basal diminuiu (respectivamente, 35,0 $m^2.ha^{-1}$, 28,0 $m^2.ha^{-1}$ e 26,0 $m^2.ha^{-1}$) à medida que o gradiente aproxima-se do igarapé.

No presente estudo, não foram observadas diferenças significativas entre os gradientes da floresta, evidenciando que a topografia do terreno parece não influenciar significativamente na distribuição da densidade de madeira na área (Figura 13).

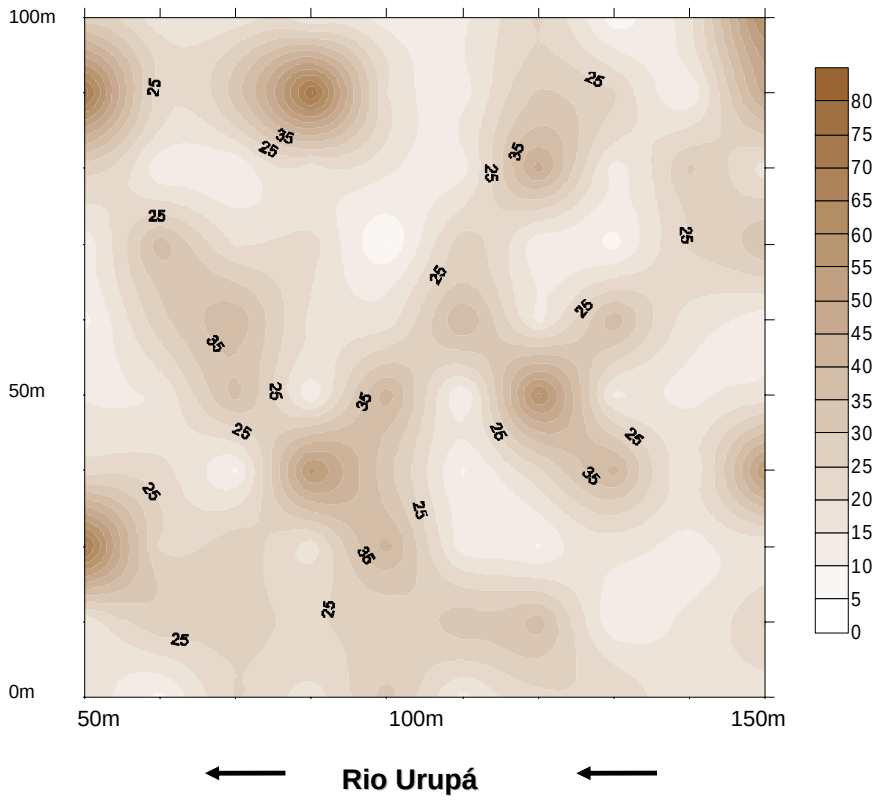

Figura 13 - Mapa representando a densidade de madeira no hectare central da parcela estudada na Fazenda Apurú. Valores de área basal em $m^2.ha^{-1}$

Assim, apesar do tipo florestal local exercer grande influência sobre a estrutura florestal, a influência maior parece estar relacionada com caráter regional, onde a característica de floresta aberta estaria sendo preponderante para a determinação deste parâmetro no local.

De forma geral, a área basal apresentou distribuição homogênea na área de estudo, conforme pode ser observado na Figura 13. Apesar de apresentar um alto coeficiente de variação (265%), similar ao encontrado por Brown et al. (1995), refletindo a grande variabilidade da biomassa da floresta, quando considerados apenas os valores médios por blocos (100 parcelas de 10x10), não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas.

A amostragem resultou em um erro estatístico bem inferior ao limite recomendado para levantamentos florestais, que é de 10,0% em média. Em termos percentuais, esse erro foi de 5,5%, indicando uma excelente precisão.

4.1.4 Precipitação Pluviométrica, Temperatura, Umidade e Cotas de Nível do Rio

Para confirmar a representatividade dos respectivos meses referentes às distintas estações do ano (seca e cheia), realizou-se uma comparação entre os dados de chuva com as cotas fluviométricas. A Figura 14 apresenta uma comparação entre as medidas de cotas realizadas na Fazenda Apurú em relação à precipitação incidente, medida na estação pluviométrica de Ji-Paraná (Hidroweb; estação 01061001), mostrando uma correlação positiva significativa (Correlação de Spearman; $r_s = 0,69$; $p < 0,05$). A diferença entre os dois picos (chuva e descarga) ocorre devido à histerese, uma vez que a resposta na descarga ocorre com um atraso médio de um a dois meses.

A precipitação total registrada entre Dezembro de 2005 e Novembro de 2006 na Fazenda Apurú foi de 2.152 mm. No mesmo período, a precipitação registrada para a estação pluviométrica de Ji-Paraná (Hidroweb; estação 01061001) foi de 2.145 mm. Desta forma, os valores foram bem próximos, e apresentaram correlação significativa (correlação de Spearman, $r_s = 0,79$, $p < 0,05$) entre si.

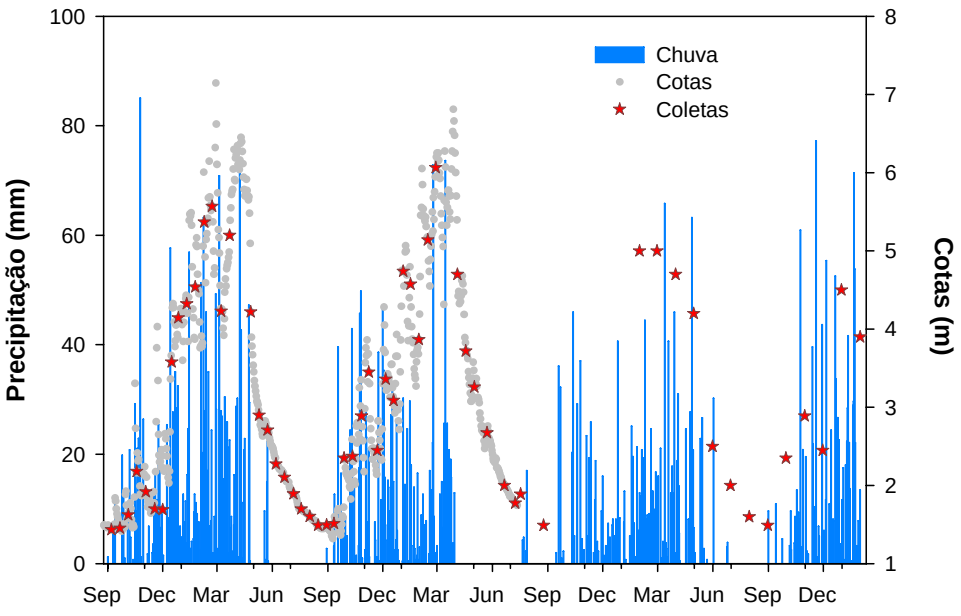

Figura 14 - Variação mensal da precipitação atmosférica e cotas fluviométricas do rio Urupá na Fazenda Apurú, Rondônia, no período de Setembro de 2005 a Janeiro de 2009. Estrelas vermelhas representam as datas das coletas

A cota fluviométrica apresentou amplitude de variação entre 1,42 m (24/09/05) e 6,61 m (03/04/05) nas medições realizadas durante o ano de 2005, e de 1,32 m (09/09/06) a 7,15 m (27/02/06), nas medições realizadas em 2006. Em 2007, a maior medida de cota foi observada em 28/03/07, data bem mais próxima da maior cota de 2005 do que a maior cota em 2006 (Figura 15).

Através destes resultados, observam-se conseqüências visíveis da grande seca ocorrida na transição de 2005-06 (ZENG et al., 2008), refletida no período de ocorrência dos picos de cheia entre os três anos amostrados. Enquanto a cota máxima ocorre no mês de Abril para o ano de 2006, esta ocorre cerca de um mês antes (começo de Março) para os outros dois anos registrados (2005 e 2007).

Este padrão também foi observado na precipitação. Embora o volume de chuva registrado no período 2005-2006 tenha sido muito similar aos valores observados na média histórica de 12 anos (dados referentes à estação Ji-Paraná), a estiagem foi muito prolongada, com eventos muito intensos de chuva (em intervalos mais curtos) sendo observados ao longo do período chuvoso.

Esta diferença no regime hidrológico entre os dois anos amostrados apresenta possíveis alterações em diversos processos ecológicos que procuramos tentar responder, pelo menos em parte, a partir deste estudo da ciclagem de nutrientes via serapilheira.

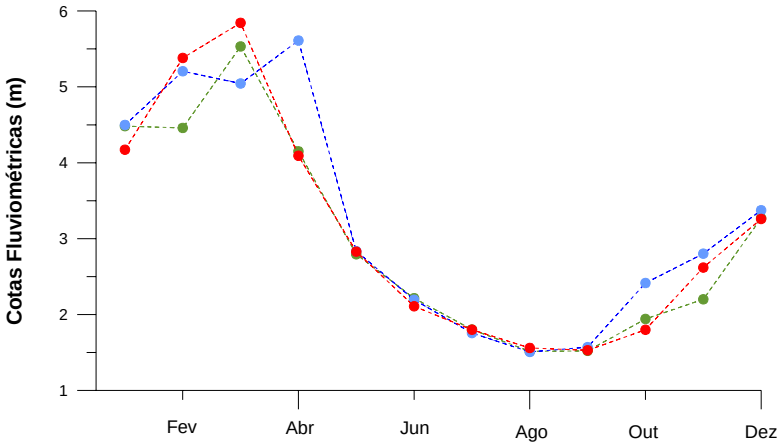

Figura 15 - Comparação entre a variação das cotas fluviométricas do rio Urupá entre os anos de 2005, 2006 e 2007 na Fazenda Apurú, Rondônia

Não houve diferenças significativas para as variáveis temperatura e umidade entre os dois anos amostrados. As médias anuais de temperatura foram 25,8°C e 25,7°C e umidade 86,2% e 86,3% para 2005 e 2006 (Tabela 5), respectivamente, ocorrendo apenas pequenas variações mensais.

Tabela 5 - Variação sazonal da temperatura média mensal e umidade relativa do ar entre os anos de 2005 e 2006 na estação meteorológica de Ji-Paraná, Rondônia

	Temperatura		**Umidade**		**Precipitação**				
	2005	**2006**	**2005**	**2006**	**2005**	**2006**	**2007**	**2008**	**2009**
Jan	26,1	25,6	93,0	94,0	157,5	211,1	160,8	157,0	398,0
Fev	25,8	25,5	93,0	90,0	243,8	419,4	187,4	256,0	321,1
Mar	25,8	25,6	95,0	95,0	310,1	340,9	276,1	260,1	272,5
Abr	25,6	25,2	91,0	94,0	131,1	282,2	168,2	221,0	144,8
Mai	26,0	23,9	91,0	86,0	75,4	48,3	76,1	84,1	
Jun	25,3	25,2	84,0	82,0	2,3	0,0	5,5	6,9	
Jul	24,5	25,5	74,0	73,0	0,0	0,0	29,2	0,0	
Ago	26,0	27,1	68,0	69,0	1,3	2,8	0,0	9,7	
Set	26,0	26,9	72,0	76,0	57,4	93,7	73,7	15,5	
Out	26,6	26,1	87,0	92,0	229,9	225,0	156,5	167,6	
Nov	26,1	26,1	91,0	90,0	141,5	196,3	154,2	223,0	
Dez	25,2	25,7	95,0	94,0	326,1	239,5	94,7	310,1	
	Médias Anuais				**Totais Anuais**				
	25,8	25,7	86,2	86,3	1.676,4	2.059,2	1.382,4	1.711,0	1.136,4

Os dados de precipitação da Tabela 5 referem-se à estação pluviométrica de Ji-Paraná, e o total precipitado para o ano de 2007 está incompleto, devido a falhas na estação.

4.1.5 Solo

Os teores médios de carbono e nitrogênio encontrados na camada superficial (0-20 cm) do solo foram de 1,3% ± 0,2 e 0,13% ± 0,01, respectivamente. Estes valores provavelmente estão diluídos devido à grande espessura da camada (20 cm), uma vez que nas camadas mais superficiais (0-5 cm e 0-10 cm) esperam-se maiores concentrações destes elementos devido à maior atividade biológica e deposição de detritos na superfície do solo. Apesar disso, os valores encontrados situam-se dentro da média sugerida para solos florestais da Amazônia (MARTIUS et al., 2004; CORRÊA, 1984; MULLER, 1995[2] apud MARTIUS et al., 2004).

As concentrações de carbono e nitrogênio decresceram com a profundidade, atingindo valores mínimos nas camadas mais profundas, conforme pode ser observado na figura 16. Este padrão é comum e observado por diversos estudos (OMETTO et al., 2006; LUIZÃO et al., 2004), como resultado da maior atividade biológica na superfície, ao passo que com o aumento da profundidade, o solo torna-se mais velho e processado pelos microrganismos.

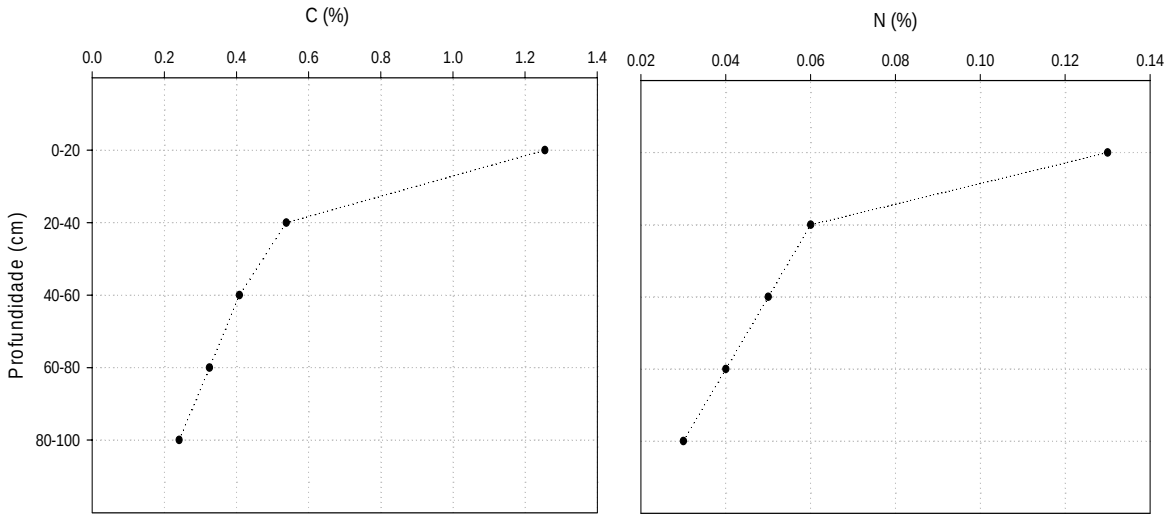

Figura 16 - Variação nas concentrações de carbono e nitrogênio total (%) ao longo do perfil do solo

[2] MÜLLER I. **Untersuchungen über die Wirkung verschiedener VA-Mykorrhizapilzpopulationen auf Wachstum und Ertrag tropischer Nutzpflanzen**. Giessen, Germany: Wiss. Fachverlag, 1995.

Embora os solos da floresta Amazônica sejam considerados em sua maioria pobres nutricionalmente, a grande variedade de ecossistemas exibe diferentes tipos de solo. Como exemplos podem ser citados os solos de várzea, que se desenvolvem a partir de sedimentos oriundos de diversas fontes, cuja grande variabilidade horizontal e vertical influencia as camadas de solo resultantes (VIEIRA et al., 2003). Na Amazônia Central, os solos das áreas de várzeas dos rios são geralmente muito férteis em função dos sedimentos trazidos anualmente dos Andes e depositados, na época de inundação, pelas águas do Rio Solimões. Em outros pontos da bacia, os solos podem variar em níveis diferentes de fertilidade em função de diversos fatores, tais como as formações recentes do solo e também da deposição de sedimentos provenientes dos rios adjacentes durante a época de inundação.

No caso particular da bacia do rio Urupá, acredita-se que a deposição de sedimentos deste rio pode influenciar na fertilidade do solo da floresta estudada, aumentado as concentrações de nutrientes, principalmente em função dos elevados níveis de nutrientes encontrados na composição química deste corpo d'água. As características edáficas apresentadas são importantes, pois indicam a influência da qualidade do solo no processo de sucessão, podendo acelerar este processo em áreas mais férteis, como é o caso da bacia do rio Urupá.

4.2 PRODUÇÃO DE SERAPILHEIRA

Os valores da produção de serapilheira apresentaram variabilidade espacial devido à composição florística da área de estudo e uma variabilidade temporal associada à dinâmica dos processos de produção e de sazonalidade estudados. A área experimental apresenta várias espécies vegetais pertencentes a diferentes famílias, que possuem aspectos morfológicos e fenológicos distintos e uma distribuição espacial igualmente distinta. Isso pode contribuir para gerar tal variabilidade espacial tanto na produção quanto no acúmulo da serapilheira (Figura 17).

A produção de serapilheira ocorreu durante todo o período estudado, com considerável variação entre os meses, conforme pode ser observado na Figura 18. As médias anuais da produção para os dois anos amostrados - Setembro/2005 a Agosto/2007 encontram-se na Tabela 6. Os valores encontrados neste estudo situam-se acima da média de 8,0 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$ sugerida para florestas situadas na Amazônia

brasileira (DANTAS et al., 1989), mas estão dentro da faixa sugerida para florestas tropicais de todo o mundo, que varia entre 4 e 25 ton.ha^{-1}.ano^{-1} (GOLLEY, 1978).

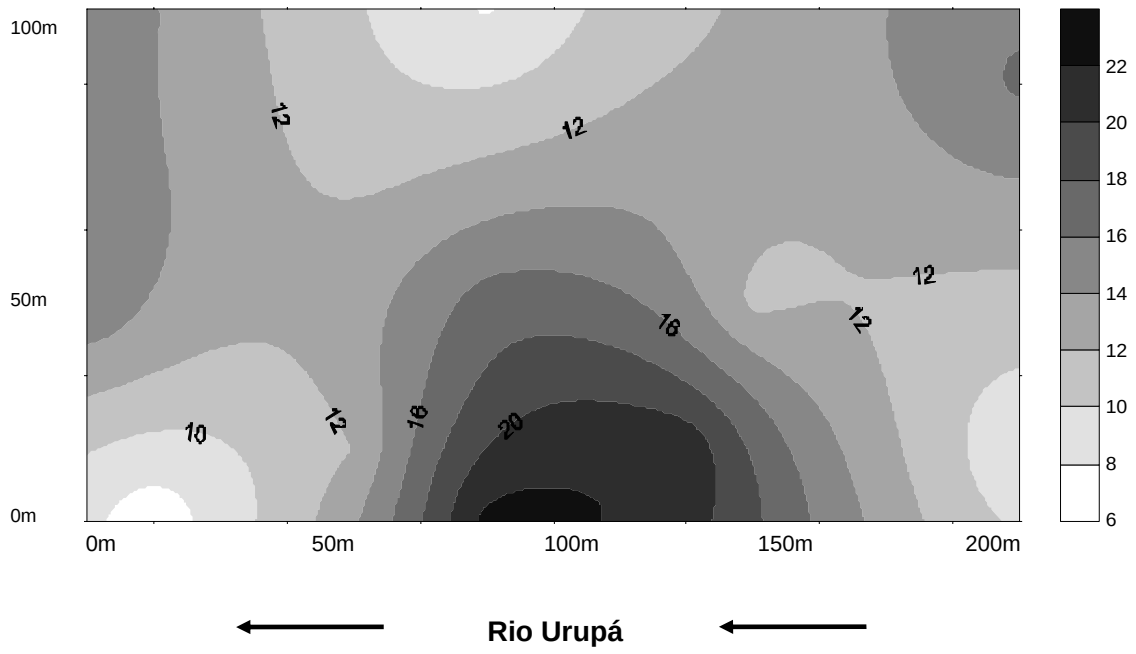

Figura 17 - Mapa representando a Variação Espacial da Produção de Serapilheira na Floresta de Várzea na Fazenda Apurú, Rondônia (valores em g/0,25m^2)

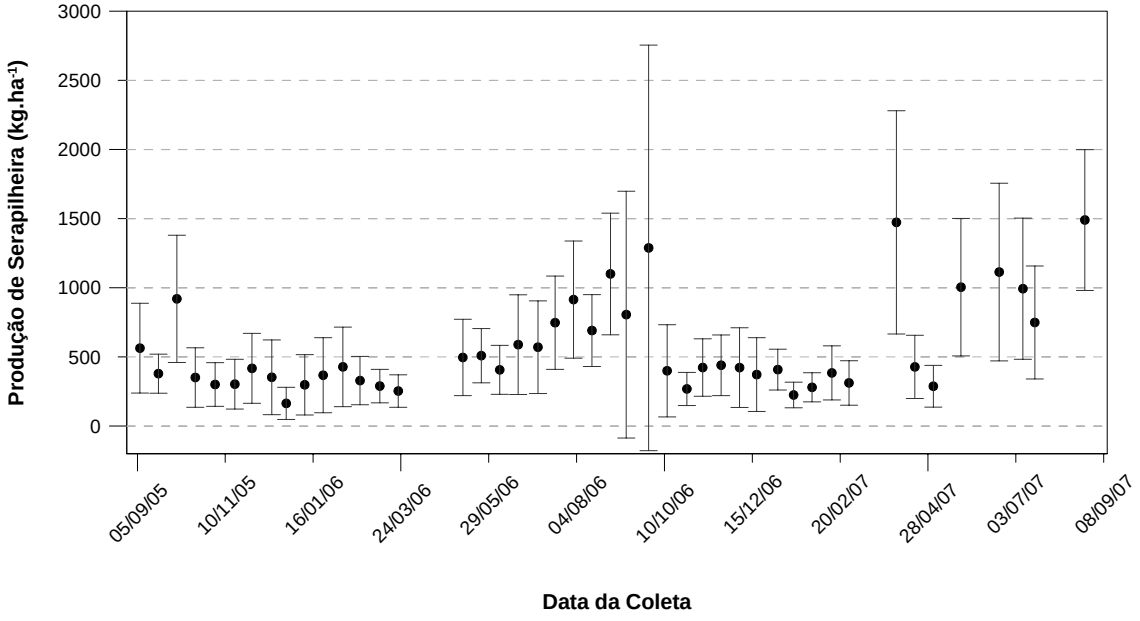

Figura 18 - Variação Temporal da Produção de Serapilheira na Floresta de Várzea na Fazenda Apurú, Rondônia. Barras verticais indicam o desvio padrão

Tabela 6 - Valores médios mensais e total para produção de serapilheira nos dois anos amostrados

Produção de Serapilheira (kg.ha^{-1})				
Mês	Folhas	Galhos	Miscelânea	Total
Set - 2005	913,2	225,5	113,7	1252,3
Out - 2005	610,0	201,1	126,3	937,5
Nov - 2005	551,0	143,3	58,3	752,7
Dez - 2005	413,3	149,4	78,4	641,1
Jan - 2006	530,5	218,1	36,1	784,7
Fev - 2006	453,2	220,2	35,2	708,6
Mar - 2006	280,4	110,7	19,0	410,2
Abr - 2006	113,3	15,6	12,8	141,7
Mai - 2006	893,9	100,8	72,2	1.066,9
Jun - 2006	901,5	126,8	106,3	1.134,9
Jul - 2006	1358,2	268,0	133,7	1.759,9
Ago - 2006	1247,0	457,4	284,9	1.989,3
Set - 2006	906,6	227,4	950,5	2.084,4
Out - 2006	454,0	175,4	122,9	752,3
Nov - 2006	543,7	203,7	216,5	963,9
Dez - 2006	411,0	264,5	184,3	859,8
Jan - 2007	383,0	163,5	86,2	632,7
Fev - 2007	418,3	190,5	62,3	671,0
Mar - 2007	600,2	238,9	44,9	884,0
Abr - 2007	852,8	291,7	119,9	1.264,4
Mai - 2007	1020,5	232,3	100,1	1.353,0
Jun - 2007	939,0	166,8	197,5	1.303,0
Jul - 2007	1409,7	195,9	150,1	1.757,7
Ago - 2007	914,4	217,0	84,3	1.215,8
Ano I	**8.265,5**	**2.237,0**	**1.077,0**	**11.579,5**
Ano II	**8.853,3**	**2.567,5**	**2.319,5**	**13.740,3**
Média 2 Anos	**8.559,4**	**2.402,2**	**1.698,3**	**12.659,9**

Produção semelhante foi encontrada por Selva et al. (2007), em uma floresta de terra firme na região sul da Amazônia, sujeita ao mesmo regime de sazonalidade, por Cattanio et al. (2002) em uma floresta de várzea no estuário Amazônico, e em algumas florestas tropicais sobre solos férteis, conforme revisado por Vitousek e Sanford (1986). A Tabela 7 apresenta a produção de serapilheira em algumas tipologias florestais.

Adis et al. (1979) mediram a produção de serapilheira em uma floresta de igapó e em quatro florestas de várzea na Amazônia Central. Na várzea a produção de serapilheira variou de 7,8 ton.ha^{-1}.ano^{-1} nos estágios sucessionais iniciais (12 anos) a 13,6 ton.ha^{-1}.ano^{-1} nas florestas em estádios sucessionais mais avançados (60 anos).

Tabela 7 - Produção de serapilheira (t ha^{-1}) em várias tipologias florestais

Referência	Região/Local	Tipologia Florestal	Produção de Serapilheira
Este estudo	Amazônia - Sudoeste - RO	Floresta Ombrófila Aberta - Várzea	12,7
Corrêa, 2005	Amazônia - Sudoeste - RO	Floresta de Terra Firme Secundária	13,4
Marimon Júnior, 2007	Amazônia - Sul - MT	Floresta Transicional Semidecídua	7,9
Selva et al, 2007	Amazônia - Sul - MT	Floresta de Terra Firme	11,4
Bambi, 2007	Amazônia - Sul - MT	Floresta de Transição	11,2
Silva, 2006	Amazônia - Sul - MT	Floresta de Transição	8,2
Almeida, 2005	Amazônia - Sul - MT	Floresta de Transição	8,2
Valentini, 2004	Amazônia - Sul - MT	Floresta de Transição	5,4
Sanches et al, 2009	Amazônia - Sul - MT	Floresta de Transição	7,5
Smith et al, 1998	Amazônia - Santarém - PA	Floresta de Terra Firme	10,4
Nardoto et al, 2008	Amazônia - Santarém - PA	Floresta Primária de Terra Firme	12,0
Klinge, 1977	Amazônia - Belém - PA	Floresta de Terra Firme	9,9
Dantas & Phillipson, 1989	Amazônia - Belém - PA	Floresta de Terra Firme	8,0
Vasconcelos et al, 2008	Amazônia - Castanhal - Pará	Floresta de Terra Firme	7,4
Barlow et al, 2007	Amazônia - Jari - Pará	Floresta Primária de Terra Firme	12,4
Barlow et al, 2007	Amazônia - Jari - Pará	Floresta Secundária de Terra Firme	13,4
Mesquita et al, 1998	Amazônia - Manaus - AM	Floresta Secundária	6,9
Monteiro, 2005	Amazônia - Manaus - AM	Floresta de Terra Firme	9,4
Martius, 2004	Amazônia - Manaus - AM	Floresta Primária de Terra Firme	9,5
Martius, 2004	Amazônia - Manaus - AM	Floresta Secundária de Terra Firme	7,2
Vasconcelos & Luizão, 200	Amazônia - Manaus - AM	Floresta de Terra Firme (Fragmento	8,8
Nardoto et al, 2008	Amazônia - Manaus - AM	Floresta Primária de Terra Firme	8,9
Nardoto et al, 2008	Amazônia - Manaus - AM	Floresta Primária - Baixio	6,6
Luizão et al, 2004	Amazônia - Manaus - AM	Floresta de Terra Firme	8,9
Luizão et al, 2004	Amazônia - Manaus - AM	Floresta declive	7,6
Luizão et al, 2004	Amazônia - Manaus - AM	Floresta baixio	6,6
Franken et al, 1979	Amazônia - Manaus - AM	Floresta Ciliar Primária	6,4
Nardoto et al, 2008	Amazônia - São Gabriel da Cachoeira - AM	Floresta Primária de Terra Firme	10,3
Villela & Proctor, 1999	Amazônia - Ilha de Maracá - RR	Floresta de Terra Firme	8,6
Kohler et al, 2008	Floresta Tropical - Costa Rica	Floresta Primária de Altitude	12,9
Meguro et al, 1979	Sudeste - São Paulo	Floresta Secundária Semidecídua	9,1
Pagano, 1989	Sudeste - São Paulo	Floresta Semidecídua	8,6
Cianciaruso et al, 2006	Sudeste - São Paulo	Cerradão	5,6
Morellato, 1992	Sudeste - São Paulo	Floresta Estacional Semidecidual	8,6
Vital, 2004	Sudeste - São Paulo	Floresta Estacional Semidecidual	10,6
Portela & Santos, 2007	Sudeste - São Paulo	Mata Atlântica (900 m altitude)	8,9
Pagano & Durigan, 2000	Sudeste - São Paulo	Mata Ciliar - Solo Seco	11,1
Arato et al, 2003	Sudeste - Minas Gerais	Floresta Estacional Semidecidual	10,2

A média da produção para as quatro florestas de várzea foi similar à média encontrada no presente estudo, 10,3 $ton.ha^{-1}.ano^{-1}$, sendo observada produção muito menor na floresta de igapó (6,7 $ton.ha^{-1}.ano^{-1}$). Os autores atribuem estas diferenças principalmente à maior fertilidade dos solos da várzea, que propiciam maiores produções de serapilheira.

Desta forma, torna-se evidente que a grande produção de serapilheira na floresta estudada pode estar associada tanto à fertilidade do solo de várzea, quanto à característica de sazonalidade acentuada a que a floresta está submetida.

Devido à forte estiagem ocorrida em 2005, este ano foi considerado atípico em relação ao regime de chuvas na Amazônia (SALESKA et al., 2007). Os efeitos deste evento também foram observados na floresta estudada. O índice de sazonalidade (IS), obtido pela relação entre o maior e o menor período de produção de serapilheira,

revelou maior sazonalidade para o primeiro ano (2,4) em relação ao segundo (1,9), valores dentro da faixa considerada para florestas tropicais, conforme se observa na Tabela 8.

Tabela 8 - Índice de Sazonalidade em algumas florestas tropicais da América do Sul. Adaptado de Morelato (1992) e Marimon Júnior (2007)

Fonte	Região	Tipologia Florestal	IS
Dantas & Phillipson, 1989	Amazônia - Belém	Floresta de Terra Firme	2,7
Silva & Lobo, 1982	Amazônia - Pará	Floresta de Terra Firme	2,2
Franken et al, 1979	Amazônia - Manaus	Floresta de Terra Firme	6,0
Puig & Delobelle, 1988	Amazônia - Guiana Francesa	Floresta de Terras Baixas	6,3
Jordan & Murphy, 1978	Amazônia - Venezuela	Floresta sobre Solo Podzol	1,6
Fassbender & Grimm, 1981	Amazônia - Venezuela	Floresta Montana	3,1
Este estudo, 2010	**Amazônia - Rondônia**	**Floresta Ombrófila Aberta de Várzea (Ano I)**	**2,4**
		Floresta Ombrófila Aberta de Várzea (Ano II)	**1,9**
Marimon Júnior, 2007	Pré-Amazônica - Mato Grosso	Floresta Transicional Semidecídua	1,9
Meguro et al, 1979	Sudeste - São Paulo	Floresta Secundária Semidecídua	1,9
Pagano, 1989	Sudeste - São Paulo	Floresta Semidecídua	2,7
Cezar, 1988	Sudeste - São Paulo	Floresta Semidecídua	4,6
Morelatto, 1992	Sudeste - São Paulo	Floresta Semidecídua	5,0
Morelatto, 1992	Sudeste - São Paulo	Floresta Semidecídua de Altitude	4,0

Entretanto, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas para a produção de serapilheira entre os dois anos ($p < 0,67$), embora a produção de serapilheira tenha sido 16% menor no ano mais sazonal. A redução foi maior na fração miscelânea, que apresentou redução de 54%, seguida pelas frações galhos e folhas, com 13% e 7%, respectivamente. Estes resultados estão de acordo com os encontrados por Nepstad et al. (2002) em uma floresta de terra-firme na região centro-leste da Amazônia, na qual foi simulada a exclusão parcial da precipitação interna (35-41%) durante o período de um ano, resultando em menor produção de serapilheira após a exclusão parcial da chuva, sendo cerca de 50% desta redução nas partes reprodutivas.

Medeiros e Almeida (2003) também estudaram o efeito da exclusão da água na dinâmica da serapilheira no estado do Pará e observaram que após a exclusão da água a floresta apresentou uma acentuada redução na produção de serapilheira, devido à vegetação não renovar suas folhas durante esse período. Segundo Dias e Oliveira-Filho (1997), diferenças nas condições ambientais podem refletir em anos com maior ou menor queda de serapilheira. O pronunciamento de déficit hídrico, por exemplo, provocaria maior morte e descarte de material vegetal, mas poderia ser observada redução no ano seguinte, devido a não renovação das folhas da floresta no período de crescimento.

A deposição de serapilheira apresentou-se sazonal, com picos máximos nos meses de Agosto e Setembro, auge da estação seca. Neste período de cinco meses (Maio a Setembro) correspondente à estiagem, quando predominaram as maiores temperaturas e menores valores de precipitação (< 40 mm por mês), foi depositada cerca de 62% e 56% de toda serapilheira para o primeiro e segundo ano, respectivamente. Este padrão é típico de florestas estacionais semideciduais, onde o pico de deposição de folhas ocorre na época mais seca do ano, como resposta da vegetação à estacionalidade climática (ARATO et al., 2003).

No entanto, de forma geral, os dados de deposição de liteira obtidos neste trabalho apresentam variação similar à encontrada em outros estudos realizados em florestas tropicais, com a deposição variando sempre em função do regime hídrico (CUEVAS; MEDINA, 1986), observando-se boa correlação com o número de dias secos (correlação de Spearman, $r_s = 0,69$, $p < 0,05$) e correlação negativa com a precipitação (correlação de Spearman, $r_s = 0,44$, $p < 0,05$) e com as cotas do nível do rio (correlação de Spearman, $r_s = 0,47$, $p < 0,05$) para os dois anos de coleta, conforme consta na Tabela 9.

Tabela 9 - Valores dos coeficientes de correlação de Spearman entre a produção quinzenal de serapilheira (total e frações) e variáveis climáticas (precipitação, cotas do nível do rio Urupá, temperatura do ar, umidade relativa do ar e número de dias secos) no período de Setembro de 2005 a Agosto de 2007. Números marcados indicam correlação significativa ($p < 0,05$)

	Precipitação	**Cotas**	**Temperatura**	**Umidade**	**n° dias secos**
Folhas	-0,53*	-0,52*	0,11	-0,60*	0,76*
Galhos	-0,03	-0,09	0,21*	-0,16*	0,23
Miscelânea	-0,12*	-0,19*	0,21*	-0,11	0,38*
Serapilheira Total	-0,44*	-0,47*	0,19*	-0,52*	0,69*

Proctor (1983) comparando uma série de estudos em florestas tropicais concluiu que não há relação simples entre queda anual de serapilheira e precipitação incidente anual. Marimon Júnior (2007) afirma que a falta de correlação entre essas duas variáveis deve-se ao atraso de resposta da vegetação ao estresse hídrico, que desloca o pico da curva de queda de serapilheira para frente do pico de mínima da precipitação pluviométrica anual. No presente estudo a correlação mais evidente esteve relacionada com o número de dias secos (Tabela 9).

O efeito da sazonalidade na deposição de serapilheira é bem discutido por Golley (1978), onde, segundo este autor, maior produção nos meses mais frios e secos do ano seria uma característica típica de florestas tropicais estacionais. Na Amazônia, segundo Luizão (1989), a maior produção mensal de liteira no período seco é fato esperado, pois na Amazônia esse período é caracterizado pela queda de uma maior quantidade de detritos orgânicos.

De acordo com Rodrigues e Leitão Filho (2004), a quantidade de serapilheira produzida em uma mesma zona climática, decorre de uma complexa interação de fatores locais, incluindo a fertilidade do solo, a disponibilidade de água no solo e o grau de perturbação da vegetação. Segundo estes mesmos autores, florestas sobre solos permanentemente úmidos apresentam deposição anual de serapilheira sensivelmente inferior àquelas sujeitas a déficit hídrico em uma mesma fitocenose, conforme observado por Adis et al. (1979) em floresta de igapó na Amazônia Central.

Parron (2004) avaliou a influência do gradiente topográfico na produção de serapilheira em uma mata de galeria no Distrito Federal e encontrou menor produção durante a estiagem na comunidade úmida. A autora atribuiu a menor produção nesta comunidade à presença do lençol freático mais próximo à superfície do solo, resultando numa maior disponibilidade hídrica para as plantas. Da mesma forma, a floresta estudada também apresenta menores valores de produção com o aumento do nível do lençol freático, que é bem representado pelas cotas de nível do rio adjacente à floresta, conforme pode ser observado na Figura 19.

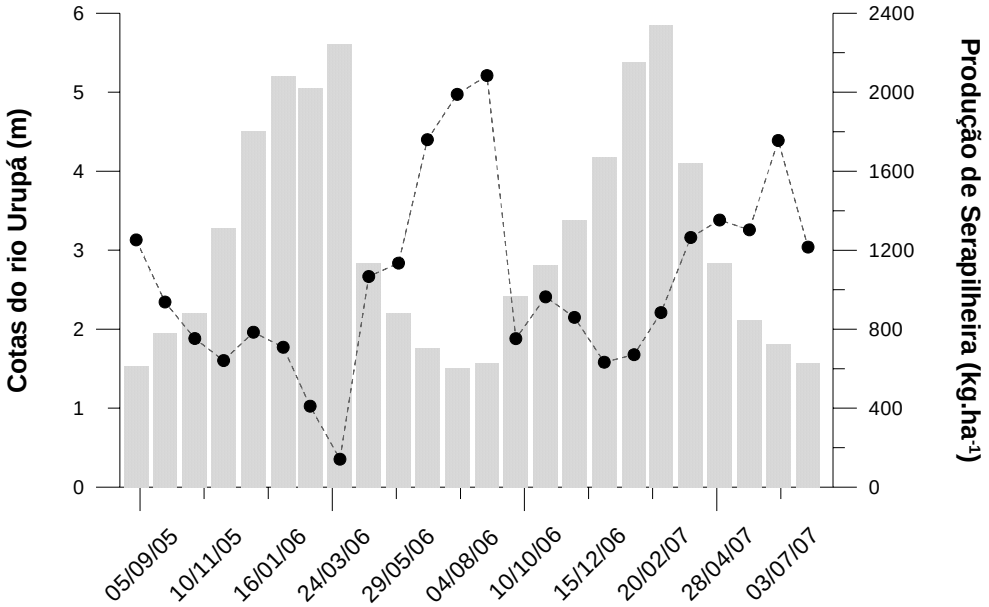

Figura 19 - Variação da Produção de Serapilheira vs. Cotas de Nível do Rio Urupá

Apesar disso, embora a floresta estudada seja uma várzea, a calha do rio é relativamente pequena, fazendo com que este apresente resposta rápida tanto à precipitação durante o período chuvoso, quanto aos dias secos durante a estiagem, fazendo com que o período de inundação não seja muito prolongado (cerca de 40 dias). Desta forma, o período relativamente curto de inundação faz com que as características sazonais predominantes na região influenciem de forma mais acentuada na produção de serapilheira do que o *fator várzea*, o que pode ser comprovado observando-se os índices de sazonalidade.

A produção para as frações obedeceu à seguinte ordem: folhas >> galhos > miscelânea. A fração foliar correspondeu a 68% do peso seco total da serapilheira produzida (Figura 20), apresentando maior sazonalidade que as demais frações e um padrão de deposição semelhante ao da serapilheira total (correlação de Spearman, r_s = 0,92, $p < 0,05$), com produção máxima no final da estação seca.

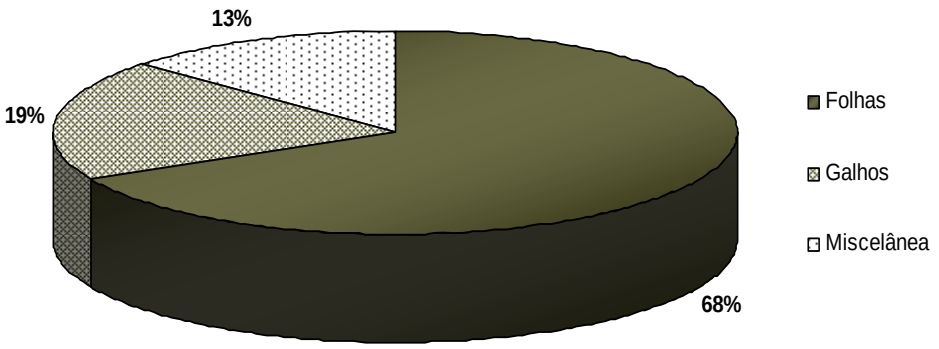

Figura 20 - Percentual relativo de produção das frações da serapilheira (média de dois anos)

Do ponto de vista da ciclagem de nutrientes, as folhas representam a via mais rápida de retorno e mais rica em nutrientes, o que configura uma estratégia das árvores na utilização de nutrientes para seu crescimento. Desta forma, a predominância da fração foliar reflete a importância nutricional das mesmas para a manutenção florestal, já que esta é a fração que apresenta mais rápida decomposição.

A produção máxima de folhas durante a estação seca está de acordo com resultados de outros estudos realizados em florestas tropicais (BRAY; GORHAM, 1964; CUEVAS; MEDINA, 1986).

A contribuição da fração galhos (que inclui ramos e cascas de troncos) na serapilheira total foi de 19%, com valores máximos de queda no mês de Agosto e Outubro, (estação seca), e também houve picos em Fevereiro e Dezembro, durante a estação chuvosa. Os picos de material lenhoso que contribuem para a formação da camada de serapilheira são na maioria das vezes atribuídos à ação das chuvas ou dos ventos (MARTINS; RODRIGUES, 1999) e são relatados por vários autores nas florestas tropicais (PAIVA, 2008). Já a fração miscelânea (flores, frutos, sementes e insetos) representou 13% da serapilheira total, apresentando variação temporal bastante regular e um padrão de sazonalidade bem definido, com valores máximos nos meses de Outubro e Agosto (estação seca), e valores mínimos em Janeiro e Fevereiro (estação chuvosa), acompanhando os valores da produção total.

4.3. CICLAGEM DE NUTRIENTES

4.3.1 Carbono

Os valores de concentração e retorno de carbono da serapilheira encontram-se na Tabela 10. Em média, os valores não variaram entre os anos ($p < 0,05$), apresentando uma concentração média de 44,1±4,1 % de carbono na serapiheira total. Segundo Luizão (1989), o carbono representa 47% da serapilheira. Apesar de não variar muito, a concentração de carbono deve depender das características de cada fração do vegetal em análise. No entanto, não foram observadas variações significativas para o teor de carbono entre as frações galhos, folhas e miscelânea, com 45,2, 44,3 e 43,8 % de carbono, respectivamente.

Chan (1982) relatou que os talos e os frutos, de um modo geral possuem mais carbono por peso seco que as folhas. Contudo, o autor ressaltou que o fato das plantas serem normalmente compostas de tecidos ricos em carbono e outros tecidos deficientes em carbono, valores médios de 45-50 % são aceitáveis.

Embora o valores observados para esta floresta estejam situados ligeiramente abaixo da média observada em outras floresta da Amazônia Central, Sul e Oriental (LUIZÃO et al., 2004; SELVA et al., 2007; DIAS, 2006), que apresentaram 46, 47,0 e 46 % de carbono, respectivamente, valores bem menores (39 % na fração foliar) foram reportados por Higuchi et al. (1998), em uma floresta de terra firme na Amazônia

Central. Valor similar (39,4 %) também foi relatado por Piccolo et al. (1994) na serapilheira de uma floresta de terra firme na Fazenda Nova Vida, região central do estado de Rondônia.

Tabela 10 - Percentual e retorno de carbono via serapilheira e frações nas estações seca e chuvosa e total dos dois anos amostrados na Floresta de Várzea Sazonal da Fazenda Apurú, Ji-Paraná-RO

	Concentração de C (%)			**Retorno de C (kg.ha^{-1}.ano^{-1})**		
			Ano I			
	Seca	Chuva	Anual	Seca	Chuva	Anual
Folhas	45,6	43,1	44,2	2.428,4	1.235,3	3.663,3
Galhos	45,7	44,7	45,2	539,8	466,4	1.006,2
Miscelânea	43,8	43,7	43,8	306,3	159,0	465,3
Serapilheira Total	45,0	43,8	44,4	3.274,4	1.860,7	5.135,1
			Ano II			
Folhas	43,9	43,3	44,3	2.358,0	1.298,5	3.656,4
Galhos	45,7	44,7	45,2	475,2	533,4	1.028,6
Miscelânea	43,8	43,7	43,8	646,5	323,8	970,3
Serapilheira Total	44,5	43,9	43,8	3.479,6	2.175,7	5.655,3
			Média 2 Anos			
Folhas	44,8	43,2	44,3	2.393,2	1.266,9	3.660,0
Galhos	45,7	44,7	45,2	507,5	509,9	1.017,4
Miscelânea	43,8	43,7	43,8	476,4	241,4	717,8
Serapilheira Total	44,8	43,9	44,1	3.377,0	2.018,2	5.395,2

As maiores concentrações de carbono no tecido lenhoso estão de acordo com Ometto et al. (2006), que também comparou as concentrações deste elemento nas folhas verdes de cinco florestas de terra firme na Amazônia Central, Sul e Oriental, verificando as menores concentrações na floresta situada no estado de Rondônia, Sul da Amazônia.

Grace et al. (1995), em um estudo sobre a assimilação de carbono na Reserva Biológica do Jarú, em Rondônia, verificaram que as florestas dessa região estão fixando carbono, ou seja, absorvendo mais do que emitindo, e portanto, atuando como sumidouros deste elemento. Como no presente estudo as maiores concentrações de carbono foram observadas na fração galhos, que corresponde ao material lenhoso, isso nos leva a acreditar que o carbono assimilado por estas florestas deve estar sendo incorporado principalmente na fração lenhosa, indicando que a floresta está acumulando biomassa e desta forma, em crescimento.

Além disso, os menores teores de carbono na serapilheira medidos neste estudo em relação a outras florestas Amazônicas podem implicar em menores efluxos de CO_2 do solo nesta região, conforme medidos por Zanchi (2004), que demosntrou que o efluxo de CO_2 do solo em um fragmento de floresta ciliar na bacia do rio Urupá, que se localiza a cerca de 25 km da área do presente estudo, é menor do que a média observada em medições similares na Amazônia Central e Oriental. O autor ressalta que a maior fonte para o aumento do efluxo em determinadas épocas do estudo foi o aporte de grande quantidade de serapilheira fresca de folhas secas das árvores, aliando-se ao aumento de umidade e temperatura, que criam uma situação particularmente favorável para a observação de grandes perdas de CO_2. Ainda assim, os valores de efluxo medidos pelo autor foram menores do que os observados em outras florestas da Amazônia. Outra possível explicação para os baixos valores de efluxo nas florestas desta região pode ser a decomposição relativamente lenta da serapilheira, que será discutida adiante (ítem 4.4).

Durante o período estudado, houve grande amplitude de variação nos percentuais de carbono da serapilheira, principalmente durante o período chuvoso (36,2 a 46,3 %), enquanto no período seco a variação foi bem menor (44,1 a 46,1 %). Desta forma, a concentração de carbono da serapilheira variou significativamente ($p < 0,001$) entre as duas principais estações do ano, seca e chuvosa, sendo os maiores valores observados durante a estiagem, conforme também foi observado por Selva et al. (2007) em uma floresta de terra firme na região sul da Amazônia.

Saleska et al. (2003) estudando as trocas de CO_2 em uma floresta de terra firme próxima à região de Santarém, verificaram que a maior absorção deste elemento ocorre durante a estiagem (padrão oposto ao da fotossíntese), o que poderia estar elevando a quantidade de carbono no ecossistema e enriquecendo o material neste elemento em relação à estação chuvosa. Michiles (2009), estudando as taxas de armazenamento térmico na biomassa e balanço de energia na Reserva Biológica do Jarú-RO também reforça esta informação, notando uma maior assimilação durante o período seco, além de apontar a floresta investigada como sumidouro de CO_2 em pequena escala.

Da mesma forma, o retorno de carbono para o solo através da serapilheira foi maior durante a estiagem (Tabela 10), acompanhando a deposição de serapilheira. Em termos de proporção, existe quase duas vezes mais carbono sendo depositado no período seco (3.377,0 $kg.ha^{-1}$) do que no chuvoso (2.018,2 $kg.ha^{-1}$). O retorno médio anual de carbono via serapilheira foi 5.395,2 $kg.ha^{-1}$. Estes resultados são maiores do

que o encontrado por Luizão e Luizão (1997) na Amazônia Central, onde a entrada de carbono através da serapilheira foi cerca de 4.000,0 $kg.ha^{-1}.ano^{-1}$, mas foram próximos do observado por Selva et al. (2007) em uma floresta de terra firme no sul da Amazônia, cerca de 5.400,0 $kg.ha^{-1}.ano^{-1}$. O maior retorno observado nas florestas ao sul da Amazônia, provavelmente pode estar ocorrendo devido à similaridade do regime de sazonalidade que ocorre nestes locais, que apresentam uma estação seca marcante (que não ocorre na Amazônia Central), onde observam-se picos expressivos de produção de serapilheira. Desta forma, principalmente devido à expressiva produção, a serapilheira parece desempenhar papel fundamental no retorno de carbono na área estudada, representando importante via de ciclagem interna para este elemento.

4.3.2 Nitrogênio

A devolução média anual de nitrogênio via serapilheira para o solo florestal foi de 199,6 $kg.ha^{-1}$ (Tabela 11). Este fluxo está acima da média de 149 $kg.ha^{-1}.a^{-1}$, sugerida por Anderson e Spencer (1991). Cerca de 59,7 % desta devolução ocorre durante a estação seca, com os meses de Julho, Agosto e Setembro representando 39,6% do valor total anual. A fração mais representativa para o retorno deste elemento foi a fração foliar, com média anual de 130,7 $kg.ha^{-1}$, seguida pelas frações miscelânea e galhos, com 42,5 e 26,4 $kg.ha^{-1}$, respectivamente.

Tabela 11 - Percentual e retorno de nitrogênio via serapilheira e frações nas estações seca e chuvosa e total dos dois anos amostrados na Floresta de Várzea Sazonal da Fazenda Apurú, Ji-Paraná-RO

Concentração de N (%)				**Retorno de N ($kg.ha^{-1}.ano^{-1}$)**		
			Ano I			
	Seca	Chuva	Anual	Seca	Chuva	Anual
Folhas	1,5	1,9	1,7	77,8	53,3	131,1
Galhos	1,1	1,3	1,2	12,4	13,7	26,1
Miscelânea	2,8	2,2	2,5	18,7	8,5	27,1
Serapilheira Total	1,8	1,8	1,8	108,9	75,4	184,4
			Ano II			
Folhas	1,5	1,8	1,7	75,3	55,0	130,3
Galhos	1,1	1,3	1,2	11,2	15,5	26,7
Miscelânea	2,8	2,2	2,5	41,8	16,0	57,8
Serapilheira Total	1,8	1,7	1,7	128,3	86,5	214,8
			Média 2 Anos			
Folhas	1,5	1,9	1,7	76,6	54,1	130,7
Galhos	1,1	1,3	1,2	11,8	14,6	26,4
Miscelânea	2,8	2,2	2,5	30,3	12,2	42,5
Serapilheira Total	1,8	1,8	1,8	118,6	80,9	199,6

Entretanto, deve-se ressaltar que embora as folhas sejam a fração responsável pelo retorno da maior quantidade de nutrientes ao solo, essa contribuição deve-se muito mais à quantidade de folhas depositadas do que ao teor do elemento. O teor de N foi superior na fração miscelânea que, no entanto, representa uma pequena proporção da serapilheira. Nessa fração, estão inclusos frutos, flores, pequenos insetos e excrementos, que podem ser os responsáveis pelo elevado teor desses elementos (WISNIEWSKI et al., 1997).

Os valores de fluxo anual de nutrientes via deposição de serapilheira na floresta de várzea da Fazenda Apurú foram nitidamente superiores aos estimados para a Amazônia Central (N = 109 $kg.ha^{-1}.ano^{-1}$ para uma floresta de terra firme em Manaus, N = 122 $kg.ha^{-1}.ano^{-1}$ para mesma tipologia florestal em São Gabriel da Cachoeira) e Oriental (N = 176 $kg.ha^{-1}.ano^{-1}$ para floresta de terra firme em Santarém) (Nardoto et al., 2008), mas estão próximos aos encontrados por Toledo (2003) (N = 218 $kg.ha^{-1}.ano^{-1}$) em uma floresta estacional semidecidual de sucessão secundária de estádio avançado sobre solos férteis no estado do Rio de Janeiro.

O maior retorno anual de nitrogênio nestas florestas em relação às florestas da Amazônia Central é decorrente da maior deposição de serapilheira nestes locais e também está relacionado ao comprimento da estação seca. De acordo com Nardoto et al. (2008), os menores fluxos e concentrações de N na Amazônia Central ocorrem devido à maior lixiviação, que é resultante de um regime de chuvas mais bem distribuído ao longo do ano. Em decorrência disso, nestes locais com menor duração da estiagem ocorre também uma maior eficiência nutricional devido à menor disponibilidade deste nitrogênio.

A concentração média anual de nitrogênio presente na serapilheira foi de 1,8 %. Considerando-se as frações, os percentuais médios de N apresentaram a seguinte ordem: miscelânea > folhas > galhos (Tabela 11). As menores concentrações de nitrogênio no tecido lenhoso estão de acordo com Ometto et al. (2006). Este autor relata 1,9 % de nitrogênio na serapilheira total, em uma média gerada por cinco florestas de terra firme da Amazônia Central, Sul e Oriental.

Foi observada grande amplitude de variação na concentração do elemento durante os dois anos (1,3% no mês de Março a 2,3% no mês de Outubro). Apesar desta variação, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas nas concentrações de nitrogênio entre os dois anos e entre as estações seca e chuvosa para a

serapilheira total. Variações significativas entre as estações foram observadas ($p < 0,05$) somente para a fração foliar.

As menores concentrações de nitrogênio na serapilheira foliar na época seca podem ocorrer em função da senescência natural das folhas nesta época, que retranslocam a maior parte de seus nutrientes para as outras partes da planta antes de cair. A retranslocação é a transferência de nutrientes de folhas maduras para caules novos, e destes, para as raízes. Assim, quando se depositam como serapilheira, as folhas já estão bem empobrecidas deste elemento. Já na estação chuvosa, a maior parte das folhas depositada é constituída de folhas "ativas", ou seja, folhas que ainda estão em plena atividade, que ainda não retranslocaram seus nutrientes e que são derrubadas pela ação mecânica das chuvas. Desta forma, a serapilheira depositada nesta época será mais enriquecida em nitrogênio, e consequentemente, apresentará menor razão C:N, o que facilitará o processo de decomposição.

O grande aporte de nitrogênio evidencia menor necessidade de mecanismos de conservação desse elemento por parte da vegetação. A grande variação que ocorre quanto ao teor de nutrientes em ecossistemas florestais depende do grau de fertilidade do solo que sustenta o ecossistema. Cada sistema apresenta ciclagem distinta dos nutrientes, em que os oligotróficos, ao contrário dos eutróficos, restringem a perda de nutrientes através de várias estratégias (JORDAN; HERRERA, 1981); uma delas é a eficiência na utilização de nutrientes (EUN).

A eficiência no uso de nutrientes (EUN) para a serapilheira total e foliar foi 57,9 e 60,9, respectivamente. Não houve variações estatisticamente significativas entre os dois anos de coleta e estações seca e chuvosa para a serapilheira total. Variações significativas ($p < 0,001$) foram encontradas somente para a fração foliar entre as estações, apresentando maior EUN na estação seca (68,4) do que na chuvosa (54,6). Estes valores estão dentro da faixa estimada para florestas de terra firme na Amazônia, que segundo Smith et al. (1998) varia entre 54 e 85.

No entanto, valores de serapilheira foliar reportados por Nardoto et al. (2008) apresentam índices ainda menores (EUN = 48) em floresta de terra firme em Santarém e valores intermediários em floresta de terra firme em Manaus (EUN = 64) e São Gabriel da Cachoeira (EUN = 62). Os autores atribuem a maior eficiência nutricional nos locais mais chuvosos principalmente devido à lixiviação.

Vitousek (1982) ressalta que a economia no uso dos nutrientes, expressa pela eficiência na utilização destes, indica a possibilidade de limitação na produção primária

do ambiente, enquanto a baixa eficiência aponta que o suprimento destes é mais adequado. Portanto, o alto teor de nutrientes, além das altas taxas de transferência anual deste elemento, refletem as boas condições edáficas neste ambiente. Isso mostra que a produção primária nesta floresta não é limitada pela disponibilidade de nitrogênio.

4.4. DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA

4.4.1 Decomposição Litterbags

O modelo da exponencial negativa simples foi o que melhor se ajustou à curva da segunda etapa do experimento com valores de regressão significativos ($p < 0,001$ e $r^2 = 0,97$) (Figura 21). Porém, para a primeira fase, o modelo que mais se ajustou foi o geométrico, que é o correspondente do exponencial para dados discretos. Como não existem informações na literatura que descrevam o processo de decomposição a partir deste modelo, optou-se pela utilização do modelo da exponencial negativa simples, uma vez que o modelo geométrico é um caso particular do exponencial, apesar dos valores de regressão ajustados à primeira etapa do experimento serem menos significativos ($p = 0,06$ e $R^2 = 0,61$).

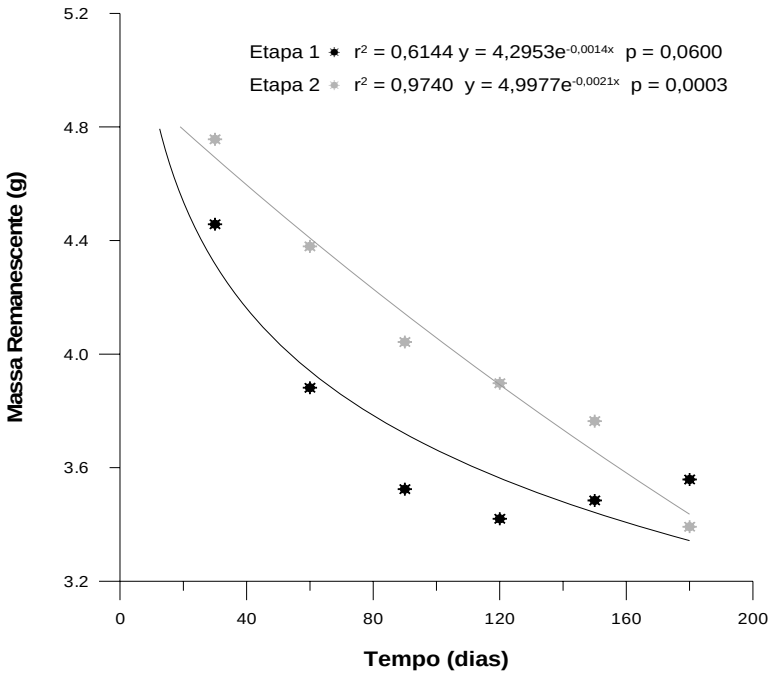

Figura 21 - Curvas de decomposição para as duas etapas amostradas

De acordo com Didhan (1998), para experimentos de decomposição de curta duração (cerca de 100 dias), o modelo quadrático seria o mais indicado, sendo bastante robusto, mas acima deste período, os valores não apresentam sustentação em bases biológicas que possam descrever o processo de decomposição. Em muitos casos, a função linear ou quadrática produz melhor ajuste estatístico dos dados, mas ambas apresentam uma base biológica mais fraca que a exponencial para descrever a maioria dos processos de decomposição da serapilheira (WIEDER; LANG, 1982).

O processo de decomposição apresentou diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,001$) entre as duas fases do experimento. O gráfico mostra que, de modo geral, os materiais vegetais apresentaram um padrão de decomposição rápido entre os primeiros 120 dias e uma tendência de estabilização entre 120 e 180 dias durante a primeira fase do experimento. Este comportamento sugere que as estruturas de decomposição mais lábeis teriam sido decompostas nos primeiros 120 dias, para, em seguida, os materiais mais recalcitrantes serem oxidados até os 180 dias. Apesar disso, nota-se certo aumento na quantidade de peso após os 120 dias, que coincidiu com um leve aumento na razão C:N do material, sugerindo imobilização durante este período.

Durante a segunda etapa observa-se um padrão diferente: a perda de massa foi mais lenta no início deste período, quando o solo estava totalmente seco e o valor da razão C:N alto, indicando material com baixa qualidade nesta fase, porém, a decomposição manteve-se contínua durante todo o semestre, apresentando menor quantidade de material remanescente ao final deste.

Desta forma, foi observada correlação negativa significativa entre tempo de exposição do material e percentual de massa remanescente para as etapas 1 (Correlação de Pearson, $r^2 = 0,99$) e 2 (Correlação de Pearson, $r^2 = 0,85$) e correlação altamente significativa ($p < 0,001$) entre decomposição e razão C:N nas etapas 1 (Correlação de Pearson, $r^2 = 0,94$) e 2 (Correlação de Pearson, $r^2 = 0,98$), indicando que este fator constitui característica controladora para a decomposição nesta área (Figura 22).

Durante as duas fases do experimento foram observadas correlações negativas significativas entre perda de massa e precipitação pluviométrica, apresentando correlação muito melhor na segunda fase (Correlação de Pearson, $r^2 = 0,95$), do que na primeira (Correlação de Pearson, $r^2 = 0,31$), demonstrando que, na segunda fase do experimento, que teve início no auge do período seco, à medida que o volume de precipitação aumenta, a quantidade de massa diminui, ou seja, a estiagem representa um fator limitante nesta floresta.

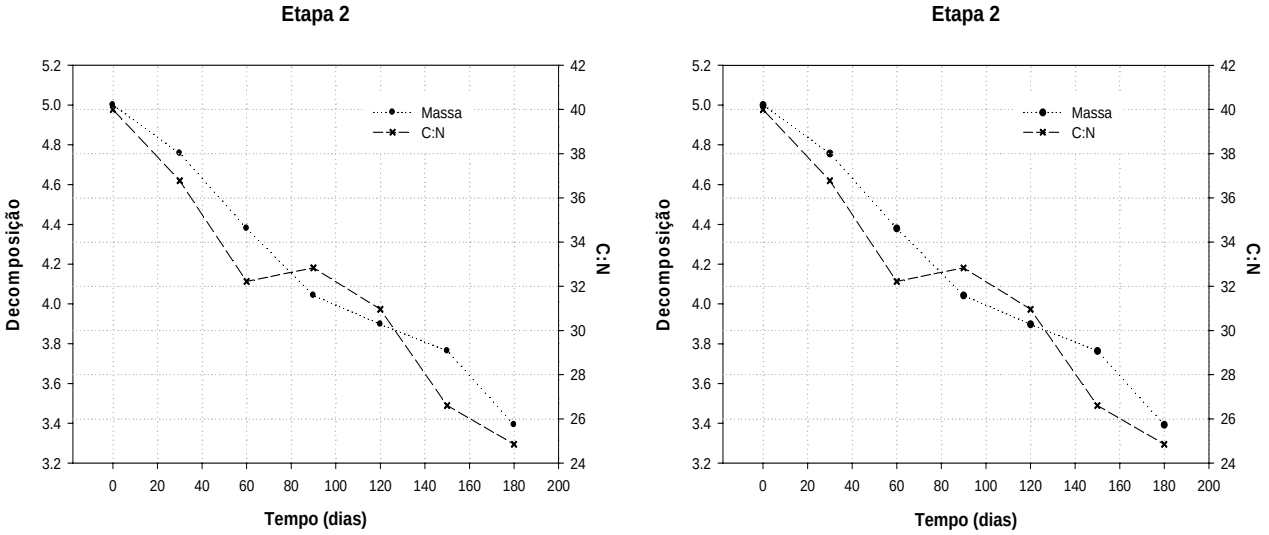

Figura 22 - Decomposição vs. Razão C:N nos dois períodos amostrados

Já para o primeiro período, apesar de fraca correlação, nota-se rápida taxa de perda de massa nos três primeiros meses deste período, ficando estacionado a partir do quarto mês, quando o volume de precipitação mensal não excedeu 50 mm.

Segundo Gama-Rodrigues et al. (2003), a umidade do folhedo é um fator de qualidade importante no processo de decomposição, uma vez que permite a atividade da microbiota do solo. Combinada à melhor qualidade do material, fez com que houvesse uma decomposição bem mais rápida no início da primeira etapa, que reunia ambos os fatores. No entanto, quando a umidade diminuiu consideravelmente nesta etapa, o processo ficou estacionado, com taxas de decomposição muito baixas (inclusive negativas), conforme pode ser observado na Figura 23.

Um processo um pouco diferente foi observado na segunda etapa. Como esta teve início na estiagem, inicialmente apresentou taxas de decomposição mais lentas do que a primeira fase, mas ainda assim positivas, devido a ser um material fresco, mais lábil. As taxas apresentaram máximos durante a estação chuvosa, quando a qualidade do material já era bem melhor.

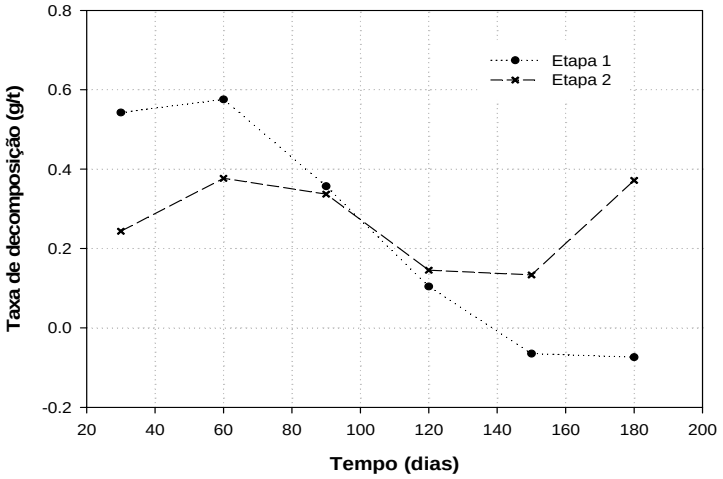

Figura 23 - Taxas de decomposição nas duas fases do experimento (representada em unidades de gramas por tempo = g/t)

De acordo com Toledo (2003), a taxa de decomposição dos resíduos é maior no início do processo, quando os compostos menos recalcitrantes são utilizados pela microbiota. Esta característica foi observada no presente estudo, particularmente durante a primeira etapa, que apresentou menor razão C:N do que na segunda, principalmente para os primeiros meses amostrados de cada uma. Os valores iniciais foram de 30,3 para a etapa 1 (com início durante a estação chuvosa) e 40,0 para a etapa 2 (com início durante a estiagem), caracterizando material de baixa qualidade e consequentemente de difícil decomposição, principalmente durante os meses mais secos. Ambos os valores decaíram durante o semestre, até atingir os valores de 23,6 e 24,9 ao final das etapas 1 e 2, respectivamente. O teste estatístico (teste-t; $p < 0,001$) comprovou a variação sazonal em ambas as variáveis (perda de massa e razão C:N) para as duas etapas.

Apesar das diferenças encontradas na decomposição com início em diferentes períodos, observando a Figura 22, que representa as taxas de decomposição do material, nota-se um mesmo padrão de decomposição para as duas etapas, que provavelmente ocorre devido às características do material.

Na Tabela 12 estão apresentados os percentuais médios de decomposição do material foliar com diferentes períodos de permanência no piso florestal. Após 6 meses da etapa 1, com início na estação chuvosa, 28,8% do material foi decomposto. Na etapa 2, com início na estiagem, após 6 meses foi decomposto cerca de 32,2% do material

foliar. Apesar dos valores semelhantes, foram encontradas diferenças estatisticamente significativas entre as duas etapas ($p < 0,001$, $n = 140$) após um ano de experimento.

Tabela 12 - Percentual cumulativo médio de decomposição do material foliar em cada período de coleta (etapas 1 e 2), (DP = desvio padrão)

Período (dias)	% decomposto	DP	% decomposto	DP
	Etapa 1		Etapa 2	
0	0,0	0,0	0,0	0,0
30	10,9	0,3	4,9	0,1
60	22,4	0,2	12,4	0,2
90	29,5	0,3	19,1	0,3
120	31,6	0,2	22,1	0,2
150	30,3	0,3	24,7	0,3
180	28,8	0,3	32,2	0,3

Resultados semelhantes foram encontrados por Marimon Júnior (2007) na investigação de duas florestas (uma mata mista e uma monodominante) na região de transição Amazônia-Cerrado no leste Mato-Grossense. De acordo com o autor, foram perdidos 26,5% da biomassa inicial até os 180 dias, sendo que a mesma proporção foi perdida até os 366 dias do estudo (28,5%), somando um total de 55% de decomposição anual. Este resultado é coerente com os estimados neste estudo, através do cálculo do coeficiente k, que será discutido posteriormente.

Desta forma, os resultados indicam que a velocidade de decomposição nesta área é relativamente lenta, necessitando de mais de 1 ano para que ocorra degradação de cerca de 50 a 60% do material.

De acordo com Mason (1980), as taxas de decomposição tendem a aumentar de fisionomias abertas para fechadas, sendo que isso ocorre devido ao aumento da umidade e nutrientes no solo. Desta forma, a condição de floresta aberta e sujeita a uma forte sazonalidade pode estar levando à taxas reduzidas de decomposição, principalmente durante os meses mais secos, rejeitando a hipótese de que devido à floresta estudada ser uma várzea, a mesma teria boa disponibilidade hídrica ao longo do período total anual.

Um dos fatores determinantes para a rápida decomposição no período inicial do processo é a lixiviação, principalmente pela água das chuvas; conseqüentemente, a decomposição é mais intensa durante os meses mais úmidos do ano (LUIZÃO; LUIZÃO, 1991). Porém, esse não é o principal responsável pela remoção dos constituintes minerais da serapilheira, já que a atividade biológica sobre o material em

decomposição também exerce papel fundamental nesse processo (LUIZÃO, 1982). Entre essas atividades biológicas, destacam-se a penetração das raízes finas superficiais no material e a atividade de remoção da macro e micro fauna do solo e da serapilheira, especialmente dos cupins (LUIZÃO, 1982). Neste estudo observou-se a penetração de raízes no material em decomposição, principalmente durante a estação chuvosa.

Bandeira (1991) menciona que os cupins são os mais importantes invertebrados na reciclagem de nutrientes nas regiões tropicais, respondendo pela decomposição de mais de 50% do folhedo depositado no solo. Luizão e Schubart (1986) estimaram que só os cupins do gênero *Sintermes* removem mais de 40% da fração folhas num experimento realizado numa floresta perto de Manaus. Os cupins são importantes principalmente devido ao fato de poder remover grandes partes do material em decomposição, indiscriminadamente da pobreza nutricional do mesmo. Após a passagem pelo seu trato digestivo, facilitam a atividade dos microdecompositores.

Um dos objetivos do experimento de decomposição foi avaliar a influência da sazonalidade na floresta de várzea, ou seja, verificar se a floresta sofreria os efeitos da sazonalidade apesar da condição de várzea. Por outro lado, também poderia ocorrer o oposto: a condição de inundação poderia também ser estressante para a floresta, se a decomposição diminuísse durante os eventos de cheia. Desta forma, delineou-se um experimento em duas etapas distintas, com a finalidade de avaliar os efeitos sazonais sobre o material em decomposição. No entanto, devido à questões logísticas e temporais não foi possível abranger distintamente as duas estações do ano, portanto não caracterizando perfeitamente estação seca e chuvosa. Apesar disso, durante a avaliação dos dados percebeu-se claramente o declínio na perda de massa durante os meses mais secos, além da aceleração do processo durante os meses mais chuvosos.

Portanto, conclui-se desta etapa do experimento, que a condição de floresta inundável parece não suprir as necessidades hídricas da microbiota para a realização da decomposição durante as épocas mais secas do ano, enquanto o alagamento também não parece ser fator limitante. Uma das possíveis explicações seria o tempo de inundação, relativamente curto para representar fator limitante durante as cheias sazonais, além de ser insuficiente para suprir as necessidades hídricas do ecossistema ao longo do ano. Atrelado a este fato soma-se o grande estresse hídrico ao qual a região está submetida. As observações realizadas nos níveis das réguas dos poços de água subterrânea perfurados na floresta durante a estiagem e as medições das cotas de nível do rio Urupá corroboram este fato.

Assim, devido a condições favoráveis de maior umidade, que favoreceram uma melhora na qualidade do material estacional, a decomposição dos resíduos foi mais rápida nos meses mais chuvosos em ambas etapas do experimento, que coincidiram justamente com os meses de menor razão C:N. Da mesma forma, considerando o período completo, devido ao alto valor da razão C:N, o conteúdo nutricional do material foliar em decomposição parece ser liberado de forma lenta.

4.4.2 Carbono e Nitrogênio do Material Foliar em Decomposição

Os teores médios de carbono do material foliar em decomposição para as duas etapas de 6 meses amostrados foram 43,8 ± 3,1 e 45,4 ± 2,1 para as etapas 1 e 2, respectivamente, conforme consta na Tabela 13. É interessante considerar que as duas etapas amostradas representam períodos diferenciados do ano: a etapa 1 tem início no auge da estação chuvosa, no mês de Fevereiro, enquanto a etapa 2 inicia-se no auge da estiagem. Desta forma, o material da etapa 1 é referente à estação chuvosa e o da etapa 2 referente à estiagem. Entretanto, apesar do material amostrado em cada etapa representar a estação em que foi coletado, uma vez que caiu e foi coletado dentro da mesma, o período de duração de cada etapa amostrada foi composto por 3 meses de cada estação (etapa 1 = 3 meses estação chuvosa + 3 meses estiagem e etapa 2 = 3 meses estiagem + 3 meses estação chuvosa).

Essas diferenças ficam evidentes observando os teores iniciais de cada elemento, diferentes ao início de cada período, bem como o da razão C:N (Tabela 13), que evidencia claramente a diferença na qualidade do material coletado em cada estação.

Tabela 13 - Teores médios de carbono e nitrogênio e razão C:N na serapilheira foliar em decomposição, com respectivos desvios padrões em parênteses

	%C				**%N**				**C:N**			
Tempo (dias)	**Etapa 1**		**Etapa 2**		**Etapa 1**		**Etapa 2**		**Etapa 1**		**Etapa 2**	
0	46,2	(1,3)	47,4	(1,7)	1,5	(0,2)	1,2	(0,1)	30,3	(4,0)	40,0	(4,5)
30	45,5	(1,7)	45,8	(2,0)	1,5	(0,2)	1,3	(0,1)	31,1	(4,8)	36,8	(5,6)
60	43,6	(2,8)	44,6	(2,0)	1,8	(0,1)	1,4	(0,1)	24,4	(2,5)	32,2	(3,8)
90	43,4	(3,5)	45,5	(1,5)	1,9	(0,2)	1,4	(0,2)	23,3	(2,4)	32,8	(4,3)
120	43,4	(2,1)	45,9	(1,7)	2,0	(0,2)	1,5	(0,1)	22,2	(1,9)	31,0	(3,1)
150	43,0	(2,3)	44,2	(2,2)	1,8	(0,2)	1,7	(0,2)	23,6	(2,1)	26,6	(3,7)
180	41,1	(4,6)	44,2	(2,4)	1,8	(0,2)	1,8	(0,2)	23,6	(3,4)	24,9	(3,8)
Média	43,8		45,4		1,8		1,5		25,5		32,0	

A diferença na qualidade do material coletado em ambas as estações pode ser explicado pelo mecanismo de economia de nutrientes durante a estação seca, quando, à medida que a senescência natural aumenta, as plantas retranslocam seus nutrientes, derrubando folhas mais empobrecidas. Já para o material coletado durante a estação chuvosa ocorre o oposto, pois este é composto por folhas "ativas", que ainda não retranslocaram seus nutrientes.

O teor médio de nitrogênio no material em decomposição foi de 1,8 ± 0,2 e 1,5 ± 0,2 para as etapas 1 e 2, respectivamente (Tabela 13). As concentrações de nitrogênio indicaram um aumento relacionado com o tempo de decomposição (Tabela 13), sugerindo imobilização deste elemento ao longo do tempo, principalmente para a segunda etapa, com início durante a estação mais seca, refletindo um material mais empobrecido neste elemento. Siqueira e Franco (1988) verificaram que razão C:N acima de 30 acarreta em imobilização do nitrogênio, concordando com os resultados obtidos neste trabalho. De forma inversa, também foi observado decréscimo na razão C:N ao longo do tempo, melhorando a qualidade do material.

Segundo Luizão et al. (2004), a razão C:N é amplamente utilizada como um índice de qualidade do material, onde tecidos vegetais são considerados de alta qualidade, e portanto favoráveis à decomposição quando a razão C:N < 25, e de baixa qualidade quando C:N > 25. De todo o período estudado (correspondente à soma de 14 médias mensais), apenas 6 destas apresentaram razão C:N com valor inferior a 25. Esses meses corresponderam aos 5 meses finais da primeira etapa, e aos 2 meses finais da segunda etapa do experimento, quando boa parte do N necessário para a decomposição já havia sido imobilizado. Em consequência à maior razão C:N durante o período mais seco, pode haver uma maior camada de serapilheira acumulada sobre o chão da floresta, se não houver outros fatores auxiliando na decomposição.

Entre a instalação e a retirada, após o sexto mês, os percentuais de carbono diminuíram 11,0 e 6,7% para as etapas 1 e 2, respectivamente, conforme demonstrado na Tabela 14. Portanto, 11,0 e 6,7% do carbono deixaram o material foliar e foi incorporado nas camadas superficiais do solo, lixiviado para o lençol freático e/ou dissipado para a atmosfera, para o primeiro e segundo período estudado, respectivamente.

Para o nitrogênio houve um acréscimo de 13,9% durante a etapa 1 e 50,8% para a etapa 2 (Tabela 14). Dentre todo o período amostrado, somente durante o primeiro

mês da etapa 1 foi observada liberação de nitrogênio (mineralização de 3,9%) para outros compartimentos do ecossistema. Nos demais meses predominou a imobilização.

Segundo Gurevitch et al. (2009), durante a decomposição, a razão C:N diminui à medida que a biomassa no material vegetal em decomposição é substituída pela biomassa dos fungos e bactérias vivos que crescem sobre ela.

Tabela 14 - Percentual cumulativo de carbono e nitrogênio liberado/imobilizado para a floresta durante as duas etapas do experimento de decomposição; (valores positivos indicam liberação e negativos imobilização). Os valores são médias (n = 10 biomassa e n = 10 nutrientes)

	Percentual Acumulado			
Período (dias)	%C (etapa 1)	%C (etapa 2)	%N (etapa 1)	%N (etapa 2)
0	0,0	0,0	0,0	0,0
30	1,6	3,4	3,9	-5,7
60	5,7	5,8	-16,3	-17,0
90	6,0	3,9	-21,4	-17,7
120	6,1	3,1	-27,2	-24,9
150	7,0	6,6	-18,5	-40,8
180	11,0	6,7	-13,9	-50,8

Quando ficam imobilizados devido à sua incorporação como moléculas orgânicas dos organismos vivos do solo, os nutrientes deixam de estar disponíveis para a absorção pelas plantas. Por fim, os microorganismos morrem e alguns dos nutrientes tornam-se novamente disponíveis para as plantas. Entretanto, a imobilização de nitrogênio por microorganismos pode ser uma limitação de curto prazo muito importante para a absorção de nutrientes e o crescimento das plantas. Esse efeito pode ser particularmente forte quando os tecidos vegetais que entram em decomposição possuem razões C:N relativamente altas, ou quando são ricos em materiais que resistem à decomposição, como a lignina.

O aumento nos teores de N pode ser atribuído a vários fatores, dentre eles, destacam-se a perda mais rápida de carbono (C) e massa seca, adição via precipitação atmosférica, fixação simbiótica, além da contaminação do material via queda de materiais de origem animal e vegetal (VITOUSEK, 1997).

Vários autores têm observado aumento nos teores de N (diminuição da razão C:N) ao longo do período de decomposição. Vitousek (1997), em experimento no Havaí, detectou um aumento nos teores de N até 70 dias, sendo que a partir disto, os

teores começaram a diminuir. Hayashi (2006) observou nítida tendência de acúmulo de N até os 180 dias de permanência no campo, sendo que após 270 dias, as concentrações do elemento diminuiram sensivelmente em todas as florestas amostradas na região de Capitão-Poço, Pará. A autora encontrou imobilização de 50% de nitrogênio nos primeiros 180 dias de experimento, a mesma quantidade encontrada durante a segunda etapa deste estudo, e atribuiu o aumento nas concentrações à baixa lixiviação deste elemento na maior parte dos períodos do experimento, conforme observado por outros autores na Amazônia Central (LUIZÃO et al., 1998), seguido por uma fase de liberação deste nutriente, apresentando imobilização do mesmo por microorganismos.

Marimon Júnior (2007) também verificou o mesmo padrão de imobilização de nitrogênio até 240 dias do experimento, em uma floresta de transição Cerrado-Amazônia no estado do Mato-Grosso. Luizão e Schubart (1986) constataram que a concentração de nitrogênio nas folhas em decomposição apresenta oscilações conforme o passar dos dias de permanência do material no solo, podendo aumentar ou diminuir. Os autores registraram aumento na concentração de nitrogênio, sendo originados pelos resíduos do solo, juntamente com a excreção dos microorganismos da fauna do solo e da adição pela água da chuva.

Desta forma, observou-se um padrão de imobilização de nitrogênio no material em decomposição principalmente durante os meses mais secos, conforme já registrado por outros estudos em florestas da Amazônia.

Em média, a perda de carbono foi relativamente lenta e o nitrogênio apresentou imobilização para quase todo o período estudado, significando que o material pode estar liberando, além do carbono, outros nutrientes minerais em grandes quantidades. A liberação de carbono e a perda de massa não apresentaram correlação significativa entre si. Segundo Selva (2005), a liteira em estágio mais avançado de decomposição apresenta um percentual menor de carbono, apresentando, portanto, decomposição mais rápida.

Durante a decomposição o carbono é usado como fonte de energia por decompositores, enquanto o nitrogênio é assimilado por microorganismos; logo, altas concentrações de N nas folhas promovem decomposição da serapilheira (SINGH; GUPTA, 1977).

4.4.3 Coeficiente K: Litterbags Vs. Serapilheira Acumulada

De modo geral, o processo de decomposição apresentou padrão sazonal com uma fase muito lenta durante os meses da estação seca, principalmente para o método da serapilheira acumulada, cujo valor do coeficiente k foi praticamente a metade do obtido para os litterbags durante esta etapa do estudo. Os menores valores de k durante este período foram influenciados pelas altas taxas de produção de serapilheira nos meses mais secos. No entanto, considerando apenas a etapa 1, com início na estação chuvosa, as duas técnicas apresentaram valores semelhantes: k = 1,2 ano^{-1} para os litterbags e k = 1,1 ano^{-1} para a serapilheira acumulada, conforme consta na Tabela 15.

Tabela 15 - Diferenças entre as duas técnicas nas duas etapas do experimento de alguns parâmetros avaliados: taxa instantânea de decomposição (k), taxa real de decomposição (k' = probabilidade de que a decomposição do material ocorra dentro de um ano), tempo necessário para decomposição de 50% da serapilheira em dias e anos ($T_{1/2}$)

		LB				SA			
Período (dias)	**Data da Coleta**	**k**	**k'**	**$T_{1/2}$ (anos)**	**$T_{1/2}$ (dias)**	**k**	**k'**	**$T_{1/2}$ (anos)**	**$T_{1/2}$ (dias)**
				Etapa 1					
0	31/01/08	instalação							
30	29/02/08	1,3	0,7	0,5	197	1,4	0,7	0,5	184
60	31/03/08	1,5	0,8	0,5	167	1,4	0,7	0,5	185
90	29/04/08	1,4	0,8	0,5	175	1,1	0,7	0,7	238
120	30/05/08	1,2	0,7	0,6	216	1,3	0,7	0,5	194
150	30/06/08	0,9	0,6	0,8	291	1,0	0,6	0,7	249
180	30/07/08	0,7	0,5	1,0	380	0,5	0,4	1,3	462
Média Semestral		1,2	0,7	0,6	218	1,1	0,7	0,6	227
				Etapa 2					
0	31/07/08	instalação							
30	31/08/08	0,5	0,4	1,4	509	0,6	0,5	1,1	406
60	30/09/08	0,8	0,5	0,9	325	0,4	0,4	1,6	576
90	31/10/08	0,9	0,6	0,8	280	0,3	0,3	2,0	738
120	30/11/08	0,8	0,5	0,9	335	0,2	0,2	3,4	1.254
150	31/12/08	0,7	0,5	1,0	379	0,2	0,2	3,0	1.111
180	31/01/09	0,8	05,	0,9	323	0,2	0,2	3,2	1.181
Média Semestral		0,7	0,5	0,9	346	0,3	0,3	2,0	741
Média Anual		**0,9**	**0,6**	**0,7**	**268**	**0,7**	**0,5**	**1,0**	**348**

Estes resultados indicam que para um estudo em base semestral durante o mesmo período, cujo objetivo fosse a obtenção do valor do coeficiente de decomposição k, poderíamos dizer que as técnicas são equivalentes.

No entanto, a avaliação deste coeficiente em base anual indicou que a taxa de decomposição foi de k = 0,9 ano^{-1} para a técnica dos litterbags e k = 0,7 ano^{-1} para a técnica da serapilheira acumulada. Da mesma forma, o tempo necessário para atingir

50% de perda do material foi semelhante para ambas as técnicas na etapa 1, mas estimado em 2,3 anos (843 dias) para a técnica da serapilheira acumulada e 0,9 anos (346 dias) para as bolsas de decomposição durante a etapa 2.

Os valores das taxas de decomposição obtidos neste estudo são próximos ou pouco abaixo da média para florestas tropicais (MARIMON JÚNIOR, 2007; VILELLA; PROCTOR, 2002; LUIZÃO et al., 1998; PIRES et al., 2006), conforme demonstrado na Tabela 16.

Tabela 16 - Valores de k para algumas tipologias florestais

Fonte	Local	Tipologia Florestal	k
Bambi, 2007	Mato-Grosso	Floresta Amazônica de Transição	2,1
Marimon Júnior, 2007	Mato-Grosso	Floresta Amazônica de Transição	1,0
Smith et al, 1998	Santarém	Floresta Amazônica de Terra Firme	1,3
Villela & Proctor, 2002	Ilha de Maracá	Floresta Amazônica de Terra Firme	0,6
Villela & Proctor, 2002	Ilha de Maracá	Floresta Amazônica de Terra Firme	0,8
Luizão et al, 1998	Ilha de Maracá	Floresta Amazônica de Terra Firme	0,6 - 2,6
Mesquita et al, 1998	Manaus	Floresta Amazônica Secundária	0,5
Mesquita et al, 1998	Manaus	Floresta Amazônica Secundária	0,4
Mesquita et al, 1998	Manaus	Floresta Amazônica Secundária	0,6
Didhan, 1998	Manaus	Floresta Amazônica de Terra Firme	2,9
Klinge, 1977	Manaus	Floresta Amazônica de Terra Firme	1,3
Klinge, 1973	Manaus	Floresta Amazônica de Terra Firme	1,5
Luizão, 1982	Manaus	Floresta Amazônica de Baixio	0,6 - 1,3
Luizão, 1982	Manaus	Floresta Amazônica de Platô	1,2 - 2,3
Luizão et al, 2004	Manaus	Floresta Amazônica de Terra Firme	1,5
Luizão et al, 2004	Manaus	Floresta Amazônica declive	1,2
Luizão et al, 2004	Manaus	Floresta Amazônica baixio	1,2
Cianciaruso et al, 2006	São Paulo	Cerradão	0,6
Souto, 2006	Paraíba	Caatinga	1,1
Pires et al, 2006	Ilha do Mel	Pós- praia	0,9
Morellato, 1992	São Paulo	Floresta Estacional Semidecidual	1,6
Vital, 2004	São Paulo	Floresta Estacional Semidecidual	1,7
Arato et al, 2003	Minas Gerais	Floresta Estacional Semidecidual	1,2
Este estudo, 2010	**Rondônia**	**Floresta Amazônica de Várzea**	**0,8**

Em relação à Amazônia, os valores podem ser muito variáveis, provavelmente em função das condições edáficas e/ou climáticas, podendo ser encontrados valores desde muito baixos, até bastante elevados. Algumas diferenças podem ocorrer em função do gradiente de fertilidade sugerido por Jordan e Herrera (1981), em que características gerais da ciclagem de nutrientes estão intrinsicamente relacionadas à variação espacial na fertilidade do solo. Este processo ocorre devido às folhas provenientes de árvores sobre solos mais férteis concentrarem mais nutrientes e desta forma, tenderem a se decompor mais rapidamente do que as de ambientes mais pobres (VITOUSEK; SANFORD, 1986). Em contrapartida, as plantas de crescimento lento,

como as de ambientes distróficos, tendem a produzir mais componentes secundários de defesa (MONK, 1966), a maioria com altos teores de carbono, como ligninas e fibras (alta relação C:N), levando a menores taxas de decomposição.

Apesar da floresta estudada pertencer a um ecossistema de várzea, banhada por um rio de água branca e sofrer adição de nutrientes sazonalmente via deposição de sedimentos advindos do corpo d'água adjacente, o processo de decomposição foi relativamente lento, particularmente durante a estiagem, indicando que isso pode estar associado ao período de estresse hídrico da floresta, quando a taxa metabólica da biota fica muito reduzida. Entretanto, isso também pode estar relacionado à fertilidade do solo florestal, não sendo possível fazer uma afirmação precisa com relação a essa característica, uma vez que esta variável não foi analisada nutricionalmente. Apesar disso, a maior taxa de decomposição encontrada durante os meses mais chuvosos do ano, especialmente durante as cheias sazonais, pode estar relacionada ao aumento na umidade do solo, que favorece a atividade da microbiota, e pode ser que também esteja relacionada ao processo de inundação, que fornece substratos para a melhora do processo, não sendo possível determinar a real influência de cada processo (umidade e inundação), uma vez que para isto seria necessário o isolamento de cada fator.

Conforme proposto por Olson (1963), $k = 1$ indica que 100% do material foi decomposto em um ano, $k < 1$ em tempo superior a um ano e $k > 1$ inferior. Uma taxa $k = 4$, indica, por exemplo, que a perda total de massa ocorre em 0,25 anos e $k = 0,25$ em 4 anos. Como a taxa k média para o presente estudo foi estimada em 0,8, isso indica que cerca de 55% do material foi decomposto em um ano. Como a decomposição normalmente é uma função exponencial, onde a velocidade inicial de perda de massa é maior do que a intermediária e final, o modelo aplicado nos dá confiança para a realização da estimativa anual, uma vez que o percentual decomposto nas duas etapas de 6 meses foi cerca de 30%.

Analogamente, a avaliação do coeficiente k', que indica a probabilidade de que a decomposição do material ocorra dentro de um ano, revelou que, considerando-se as duas técnicas, em base anual foi decomposto cerca de 55% do material inicial colocado na floresta, gerando assim um acúmulo de serapilheira, indicando com isso a existência de um estoque de nutrientes no solo florestal. Esse acúmulo pode significar que, considerando-se que a floresta encontra-se em equilíbrio, ela precisa de um excedente de serapilheira acumulada para manter o equilíbrio. Isso também pode ser um indicador

de que a absorção desses nutrientes pelo solo da floresta, caracterizada pela decomposição da serapilheira, é lento frente ao seu acúmulo.

Considerando-se a velocidade de decomposição da etapa 1, em média, 70% da serapilheira acumulada se decompõe anualmente, sobrando um resíduo de 30%. Entretanto, quando considerada a etapa 2, na qual a velocidade de decomposição diminui consideravelmente, este coeficiente exibe decomposição diferenciada para cada método, não sendo possível fazer uma estimativa correta para este período. Apesar disso, ambas as técnicas indicam reduzida decomposição neste período em relação à primeira etapa.

Apesar de as duas técnicas serem as mais empregadas mundialmente no meio científico para o estudo da decomposição, existem muitas divergências na literatura quanto às duas metodologias. Quanto à técnica dos litterbags (bolsas de decomposição), a principal crítica é quanto ao tamanho da malha utilizada, que pode acabar excluindo algumas categorias da fauna decompositora. Para solucionar parte deste problema, alguns autores sugerem, além da utilização de um tamanho específico de malha, a perfuração de alguns pontos nas bolsas, de forma a permitir, pelo menos em parte, o acesso da macrofauna.

No presente estudo foi empregado este procedimento, o qual pareceu ser suficiente para representar o processo de decomposição, que apresentou um baixo desvio padrão nesta técnica, e de acordo com o coeficiente k, mostrou-se mais rápida do que através do outro método utilizado, o da serapilheira acumulada.

As principais diferenças encontradas no coeficiente k concentraram-se principalmente durante a etapa 2, sendo que a principal explicação para isso pode decorrer da grande quantidade de serapilheira de baixa qualidade que se acumula durante o início desta etapa no chão da floresta, podendo, desta forma, subestimar o valor do coeficiente para este período. Desta forma, para fins de obtenção do valor do coeficiente k através da técnica da serapilheira acumulada ou estoque, sugere-se que estes estudos sejam realizados preferencialmente em base anual, uma vez que o grande acúmulo e estacionalidade da produção e decomposição da serapilheira podem induzir a valores que não retratam fielmente a realidade.

No entanto, as medidas realizadas em campo mostram um grande acúmulo de serapilheira no chão desta floresta durante o período mais seco do ano, sugerindo que a liberação dos nutrientes que se dá através do processo de decomposição ocorre em períodos específicos, de acordo com o regime de sazonalidade ao qual o ecossistema

está sujeito. Além disso, a grande quantidade de material depositada via serapilheira também pode estar influenciando seu tempo de renovação.

De acordo com Pinto et al. (2007), a grande quantidade de serapilheira acumulada no solo de uma floresta, pode não decorrer apenas de sua qualidade nutricional, mas da estrutura desta floresta, além da grande quantidade de serapilheira depositada. Estes autores encontraram relação positiva entre a grande quantidade de serapilheira acumulada e a maior área basal e número de indivíduos da floresta. No corrente estudo poderíamos dizer que este parâmetro associa-se apenas ao grande número de indivíduos por hectare (2289), similar ao encontrado por estes autores em uma floresta madura.

Conforme observado neste estudo, a dinâmica da liteira é claramente sazonal: a maior queda da liteira ocorre na estação seca, enquanto a taxa de decomposição é muito acelerada durante a estação chuvosa, quando a ação de cupins (e de outros invertebrados do solo) e a penetração de raízes finas são muito mais intensas (LUIZÃO; SCHUBART, 1986; LUIZÃO, 1989). Na estação mais seca, parece haver uma estagnação dos processos de ciclagem nesta floresta, predominando a senescência foliar, acumulando um grande estoque no chão da floresta, que vai sofrer a decomposição principalmente durante o período mais chuvoso.

Desta forma, pode-se notar claramente que apesar de ser uma floresta de várzea, os baixos valores de k durante o período mais seco refletem o estresse hídrico a que este sistema está submetido, indicando que a condição de estiagem prolongada desta região atua como fator limitante nesta floresta, assim como a inundação periódica colabora positivamente com o processo de decomposição.

As alterações observadas na perda de massa certamente influenciarão a dinâmica do ecossistema, sendo esperado um certo empobrecimento do solo durante os meses mais secos do ano. Desta forma, a boa correlação apresentada entre a perda de massa e os meses mais chuvosos, pode estar indicando que o padrão climático regional atuaria como principal fator regulador do processo de decomposição. Estes resultados também indicam uma rápida liberação e consequente reaproveitamento dos nutrientes por parte da vegetação principalmente durante os meses chuvosos.

De acordo com estudo realizado por Castanho (2005), em média, as florestas mais úmidas apresentam taxas de decomposição duas vezes maiores do que as florestas sazonais.

4.5 CICLAGEM PARCIAL DE CARBONO E NITROGÊNIO

De acordo com os dados de produção, deposita-se em média nesta floresta 8,5 ton.ha^{-1}.ano^{-1} de serapilheira foliar. Essa produção se divide em 4,6 ton.ha^{-1} no período correspondente à primeira etapa do experimento de decomposição (Fevereiro a Julho) e 3,9 ton.ha^{-1}, para a segunda fase (Agosto a Janeiro). Com um percentual médio de carbono de 43,3 e 45,1 para a serapilheira foliar depositada em cada fase, é possível estimar uma tranferência deste elemento para o piso florestal de 2,0 e 1,8 ton.ha^{-1} para as fases 1 e 2, respectivamente, correspondendo a 3,8 ton.ha^{-1}ano^{-1} via serapilheira foliar. De acordo com os dados de decomposição, são liberados 11% (222,5 kg.ha^{-1}) deste carbono durante a etapa 1 e 7% (119,8 kg.ha^{-1}) na etapa 2 (Figura 24).

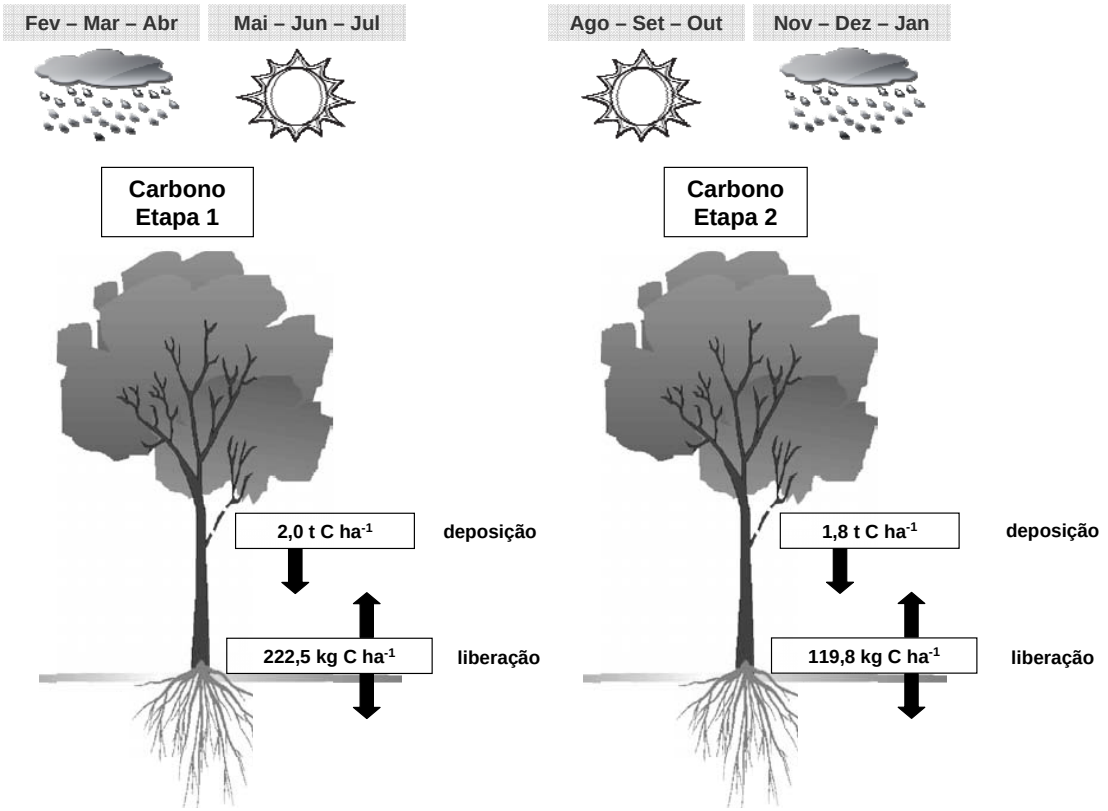

Figura 24 – Esquema da ciclagem de carbono via serapilheira foliar durante as duas etapas do experimento de decomposição na floresta de várzea da Fazenda Apurú, Rondônia

Empregando-se a mesma abordagem para o nitrogênio, estima-se a deposição de 69,1 kg.ha^{-1} deste elemento via serapilheira foliar durante a etapa 1 e 67,1 kg.ha^{-1} para a

etapa 2, considerando-se os percentuais medidos de 1,5 e 1,8 para as etapas 1 e 2 respectivamente. Ao contrário da ciclagem de carbono, onde houve liberação do elemento, na ciclagem de nitrogênio predominou a imobilização, considerando-se o período de decomposição amostrado (180 dias). Desta forma, foram imobilizados 9,6 $kg.ha^{-1}$ de N durante a etapa 1 e 34,1 $kg.ha^{-1}$ durante a etapa 2 (Figura 25).

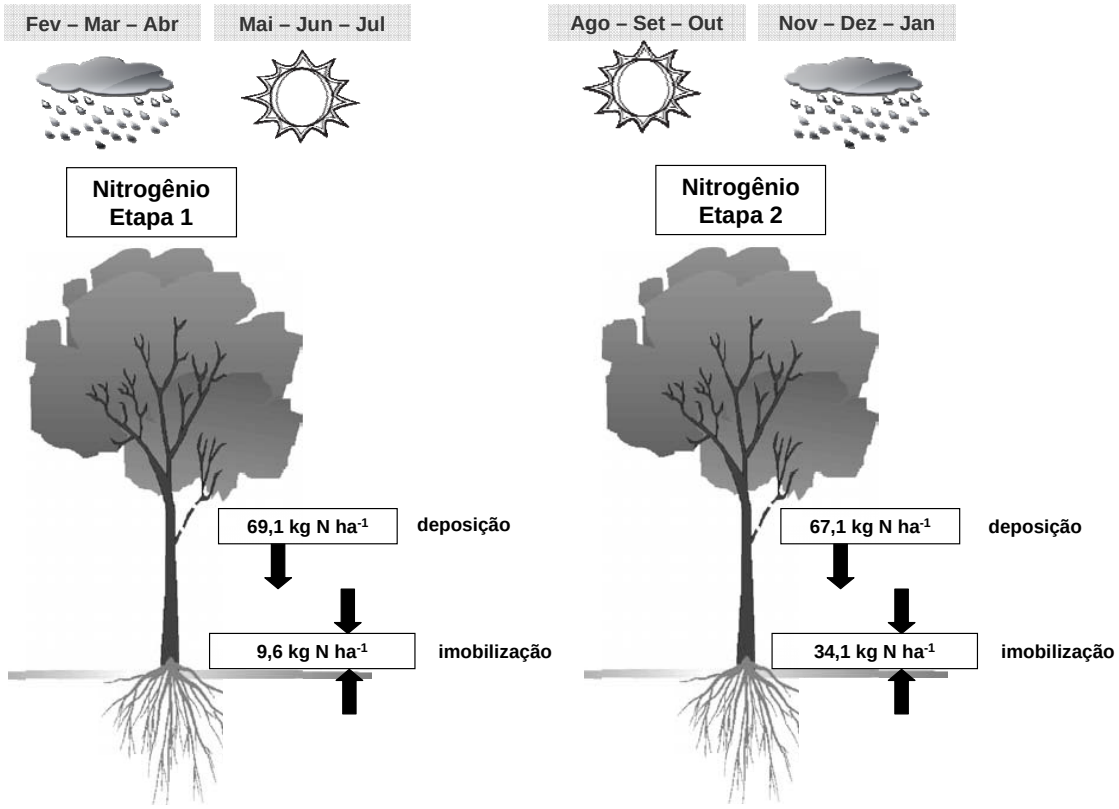

Figura 25 – Esquema da ciclagem de nitrogênio via serapilheira foliar durante as duas etapas do experimento de decomposição na floresta de várzea da Fazenda Apurú, Rondônia

Desta forma, estima-se que, dentro de um ano, 342,3 $kg.ha^{-1}$ de carbono são liberados para outros compartimentos do ecossistema (Figura 26). Isso representa cerca de 34,2% da troca líquida do ecossistema, tendo como base valores estimados por Grace et al. (1995) em floresta primária na mesma região - Reserva Biológica do Jarú – (localizada a cerca de 150 km da área deste estudo), os quais foram da ordem de 1021,1 $kg.C.ha^{-1}.ano^{-1}$. O resíduo de carbono não decomposto indica um maior tempo de permanência no solo, ou seja, um estoque permanente de carbono. Da mesma forma,

contabilizando-se a ciclagem de nitrogênio ocorrida durante as duas etapas, observa-se 43,6 kg.ha^{-1} de nitrogênio imobilizados anualmente (Figura 26).

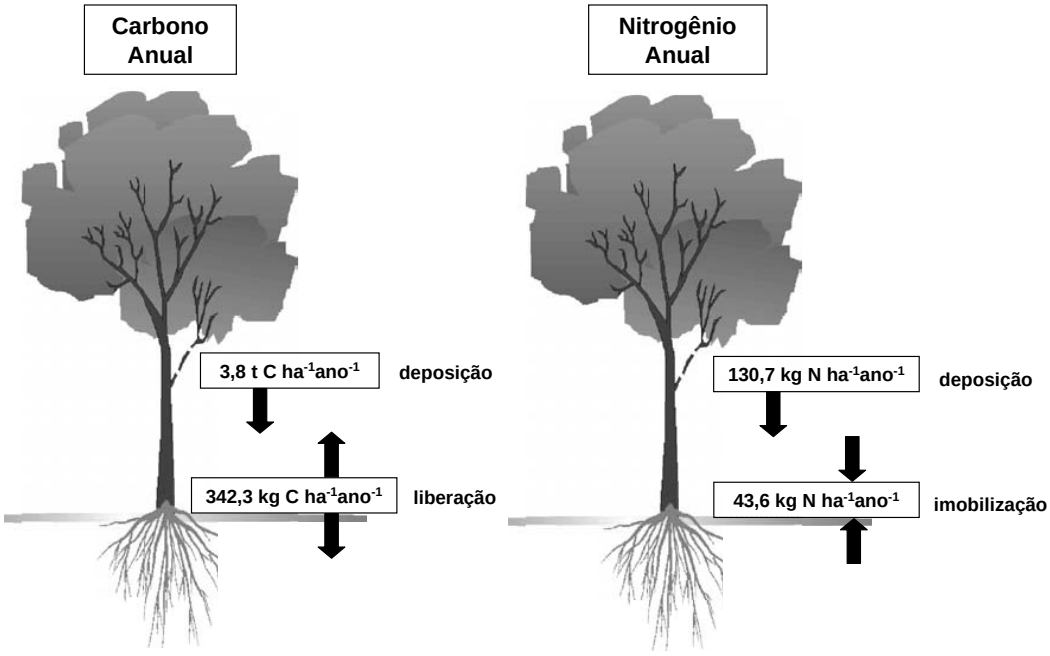

Figura 26 – Esquema da ciclagem de carbono e nitrogênio via serapilheira foliar na floresta de várzea da Fazenda Apurú, Rondônia

5 CONCLUSÕES

- A área basal da floresta parece estar relacionada à duração da estiagem, concordando com outros estudos realizados na região sul/sudoeste da Amazônia, onde predominam florestas abertas;

- O índice de diversidade foi maior do que o encontrado em outras florestas de várzea, o que pode ocorrer devido à curta duração do alagamento, pois inundações periódicas aumentam a produtividade florestal;

- A distribuição diamétrica das árvores sugere uma população em equilíbrio;

- A produção de serapilheira encontrada neste estudo foi alta, e assemelha-se à de outras situadas na região do "arco do desmatamento", sugerindo que o regime de sazonalidade influencia esta variável, o processo de decomposição, e consequentemente, a ciclagem de nutrientes neste ecossistema;

- A decomposição do material é relativamente lenta, e está associada à qualidade do mesmo, sendo bem maior durante o período chuvoso;

- O processo de decomposição foi mais bem representado pela técnica dos litterbags: as duas técnicas apresentaram o mesmo valor de k para a primeira etapa do experimento, porém, valores bem distintos para a segunda etapa, indicando que o grande acúmulo de serapilheira que ocorre nos meses mais secos pode ter influenciado a estimativa da velocidade de decomposição através desta técnica em períodos menores que um ano;

- Através da associação das variáveis analisadas, verifica-se que apesar de ser uma floresta de várzea, o estresse hídrico ao qual a floresta está submetida indica que a condição de estiagem prolongada desta região atua como fator limitante nesta floresta, bem como a inundação periódica pode colaborar positivamente para o crescimento da floresta e com o processo de decomposição;

- O balanço parcial de carbono indicou que anualmente, grande quantidade deste elemento retorna ao solo via deposição de serapilheira e processos de decomposição. O carbono liberado via decomposição representa cerca de 34,2% da troca líquida do ecossistema.

REFERÊNCIAS

ADIS, J.; FURCH, K.; IRMLER, U. Litter production of a Central Amazonian blackwater inundation forest. **Tropical Ecology,** Varanas, v. 20, p. 236-245, 1979.

ALMEIDA, A.S. **Dinâmica da paisagem e ecologia de florestas primárias remanescente e sucessionais do município de São Francisco do Pará.** 2000. 100 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Faculdade de Ciências Agrárias do Pará, Belém, 2000.

AMARAL, J.L.; ADIS, J.; PRANCE, G.T. On the vegetation of a seazonal mixedwater forest near Manaus, Brazilian Amazonia. **Amazoniana**, Manaus, v. 14, n. 3/4, p. 335-347, 1997.

ANDERSON, J.M.; SPENCER, T. **Carbon, nutrients and water balances of tropical rain forest systems subject to disturbance**: management implications and research proposals. Paris: UNESCO, 1991. 54 p. (MAB Digest 7).

ARATO, H.D.; MARTINS, S.V.; FERRARI, S.H.S. Produção e decomposição de serrapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa - MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 5, p. 715-721, 2003.

BALLESTER, M.V.R.; VICTORIA, D.D.; KRUSCHE, A.V.; COBURN, R.; VICTORIA, R.L.; RICHEY, J.E.; LOGSDON, M.G.; MAYORGA, E.; MATRICARDI, E. A remote sensing/GISbased physical template to understand the biogeochemistry of the Ji-Paraná river basin (Western Amazonia). **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 87, n. 4, p. 429-445, 2003.

BAMBI, P. **Variação sazonal do índice de área foliar e sua contribuição na composição da serrapilheira e ciclagem de nutrientes na floresta de transição no norte do Mato Grosso.** 2007. 99 f. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) – Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2007.

BANDEIRA, A.G. Térmites (Insecta: Isoptera) consumidores de liteira na Ilha de Maracá, Roraima. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 21, p. 15-23, 1991.

BÄRLOCHER, F. Leaf mass loss estimated by litter bag technique. In: GRAÇA, M.A.S.; BÄRLOCHER, F.; GESSENER, M. (Ed.). **Methods to study litter decomposition**: a practical guide. Dordrecht: Springer, 2005. p. 37-42.

BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 133, p. 13-22, 2000.

BOLSON, M. **A biogeoquímica do rio Urupá, Rondônia.** 2006. 60 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

BRAGA, P.I.S. Subdivisão fitogeográfica, tipos de vegetação, conservação e inventário florístico da floresta amazônica. **Acta Amazônica,** Manaus, v. 9, n. 4, p. 53-80, 1979. Supl.

BRAY, J.R.; GORHAM, E. Litter Production in Forests of the World. **Advances in Ecological Research**, London, v. 2, p. 101-157, 1964.

BRIDGHAM, S.D.; PASTOR, J.; MCCLAUGHERTY, C.A.; RICHARDSON, C.J. Nutrient-use efficiency: a litterfall index, a model, and a test along a nutrient-availability gradient in North Carolina Peatlands. **American Naturalist**, Chicago, v. 145, p. 1-21, 1995.

BROWN, I.F.; MARTINELLI, L.A.; THOMAS, W.W.; MOREIRA, M.Z.; FERREIRA, C.A.C.; VICTORIA, R.A. Uncertainty in the Biomass of Amazonian Forests - an Example from Rondonia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 75, n. 1-3, p. 175-189, 1995.

BROWN, I.F.; NEPSTAD, D.C.; PIRES, I.D.; LUZ, L.M.; ALECHANDRE, A.S. Carbon storage and land-use in extractive reserves, Acre, Brazil. **Environmental Conservation**, Lausanne, v. 19, n. 4, p. 307-315, 1992.

BROWN, S.; LUGO, A.E. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. **Interciencia**, Caracas, v. 17, n. 1, p. 8-18, 1992.

BRUIJNZEEL, L.A. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 104, p. 185-228, 2004.

CAMPBELL, D.G.; STONE, J.L.; JUNIOR, A.R. A comparison of the phytosociology and dynamics of three (varzea) forests of known ages, Rio Jurua, Western Brazilian Amazon. **Biological Journal of the Linnean Society,** London, v. 108, p. 213-237, 1992.

CARPANEZZI, A.A. **Deposição de material orgânico e nutrientes em uma floresta natural e uma plantação de eucalyptus no interior do Estado de São Paulo.** 1980. 107f. Dissertação (Mestrado em Silvicultura) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1980.

CASTANHO, C. de T. **Fatores determinantes no processo de decomposição em florestas do Estado de São Paulo.** 2005. 112 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Comparada) – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2005.

CASTILHO, C.V. de. **Variação espacial e temporal da biomassa arbórea viva em 64 km^2 de floresta de terra-firme na Amazônia Central.** 2004. 72 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2004.

CATTANIO, J.H.; ANDERSON, A.B.; CARVALHO, M.S. Floristic composition and topographic variation in a tidal floodplain forest in the Amazon estuary. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 4, p. 419-430, 2002.

CEZAR, O. **Composição florística, fitossociologia e ciclagem de nutrientes em mata mesófila semidecídua (Fazenda Barreiro Rico, Mun. Anhembi, SP).** 1988. 233 f. Tese (Livre Docência) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Rio Claro, 1988.

CHAN, Y.H. Storage and release of organic carbon in Peninsular Malaysia. **International Journal of Environmental Studies**, Langhorne, v. 18, p. 211-222, 1982.

COHEN, J.C.P.; BELTRÃO, J.C.; GANDU, A.W.; SILVA, R.R. Influência do desmatamento sobre o ciclo hidrológico na Amazônia. **Ciência e Cultura,** Barretos, v. 59, n. 3, p. 36-39, 2007.

CORRÊA, F.L. de O.; RAMOS, J.D.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; MULLER, M.W. Produção de serapilheira em sistema agroflorestal multiestratificado no estado de Rondônia, Brasil. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 30, n. 6, p. 1099-1105, 2006.

CORRÊA, J.C. Características físico-hidrícas dos solos latossolo amarelo, podzólico vermelho-amarelo e podzol hidromórfico do estado do Amazonas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** Brasília, v. 19, p. 347-360, 1984.

CORREIA, M.E.F.; ANDRADE, A.G. Formação de serrapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A. de. **Fundamentos da matéria orgânica do solo**: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Genesis, 1999. p. 209-214.

CUEVAS, E.; MEDINA, E. Nutrient dynamics within amazonian forest ecosystems. Nutrient flux in fine litter fall and efficiency of nutrient utilization. **Oecologia**, Berlin, v. 68, n. 3, p. 466-472, 1986.

DANTAS, M.; PHILLIPSON, J. Litterfall and Litter Nutrient Content in Primary and Secondary Amazonian Terra Firme Rain-Forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 5, p. 27-36, 1989.

DALY, C.D.; PRANCE, G.T. Brazilian Amazon. In: CAMPBELL, D.G.; HAMMOND D. (Ed.). **Floristic inventory of tropical countries**. New York: NYBG/WWF, 1989. p. 401-426.

DIAS, J.D. **Fluxo de CO_2 proveniente da respiração do solo em áreas de floresta nativa da Amazônia.** 2006. 88 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

DIAS, H.C.T.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Variação temporal e espacial da produção de serapilheira em uma área de floresta estacional semidecídua Montana em Lavras-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 21, n. 1, p. 11-26, 1997.

DIDHAN, R.K. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. **Oecologia,** Berlin, v. 116, p. 397-406, 1998.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Brasília: EMBRAPA, SNPS, 2005. 388 p.

EWEL, J.J. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. **Journal of Ecology,** Oxford, v. 64, p. 293-308, 1976.

FACELLI, J.M.; PICKETT, S.T.A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**, Lancaster, v. 57, p. 1-32, 1991.

FASSBENDER, H.G.; GRIMM, U. Ciclos bioquímicos en un ecosistema forestal de los Andes Ocidentales de Venezuela. II Produción Y decomposición de los resíduos vegetales. **Turrialba**, Turrialba, v. 31, p. 39-47, 1981.

FEARNSIDE, P.M. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 90, p. 59-87, 1997.

FEARNSIDE, P.M.; FERRAZ, J. **Uma análise de lacunas de conservação da vegetação da Amazônia**. Manaus: INPA, 2003. 39 p.

FEARNSIDE, P.M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, indices e consequências. **Megadiversidade,** Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 113-123, 2005.

FERREIRA, L.V. Intraspecific variation in phenology in relation to flooding duration in Eschweilera parvifolia (Lecythidaceae) in central Amazonian Floodplain forest. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 70, p. 1-4, 1998.

FERREIRA, L.V.; STOHLGREN, T.J. Effects of river level fluctuation on plant species richness, diversity, and distribution in a floodplain forest in Central Amazonia. **Oecologia**, Berlin, v. 120, n. 4, p. 582-587, 1999.

FRANKEN, M.; IRMLER, V.; KLINGE, H. Literfall in inundation, riverine and *terra firme* forest of central Amazonia. **Tropical Ecology**, Varanas, v. 20, p. 225-235, 1979.

GAMA-RODRIGUES, A.C.; BARROS, N.F.; SANTOS, M.L. Decomposition and nutrient release from leaf litter in pure and mixed stands of native tree species in southeastern Bahia State, Brazil. **Revista Brasileira De Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 6, p. 1021-1031, 2003.

GOLLEY, F.B.; McGINNIS, J.T.; CLEMENTS, R.G.; CHILD, G.I.; DUEVER, M.J. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida.** São Paulo: Pedagógica e Universitária, 1978. 256 p.

GRACE, J.; LLOYD, J.; McINTYRE, J.; MIRANDA, A.C.; MEIR, P.; MIRANDA, H.S.; NOBRE, C.; MONCRIEFF, J.; MASSHEDER, J.; MALHI, Y.; WRIGHT, I.; GASH, J. Carbon dioxide uptake by an undisturbed tropical rain forest in southwest Amazonia, 1992 to 1993. **Science,** Washington, v. 270, p. 778-780, 1995.

GUREVITCH, J.; SCHEINER, S.M.; FOX, G.A. **Ecologia vegetal.** 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 592 p.

HAYASHI, S.N. **Dinâmica da serapilheira em uma cronossequência de florestas do município de Capitão Poço.** 2006. 61 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural da Amazônia e Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, 2006.

HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M.; SWIFT, M.J.; Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: CADISH, G.; GILLER, K.E. (Ed.). **Driven by nature.** Plant litter quality and decomposition. Wallingford: CAB International, 1997. p. 3-30.

HIGUCHI, N.; RIBEIRO, R.J.; MINETTE, L.; BIOT, Y. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia Brasileira. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 28, p. 153-166, 1998.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **PRODES Digital - 2004.** Disponível em: <http://mapas.mma.gov.br/mostratema.php?&temas=pdigital2004>. Acesso em: 22 de maio 2005.

IRMLER, U. Inundation-forest types in the vicinity of Manaus. In: SCHMITHÜSEN, J. (Ed.). **Biogeographica**. v. 8: Ecosystem research in South America. The Hague: W. Junk Publishers, 1977. p. 17-29.

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.G. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, n.2, p. 139-153, 1997.

JACKSON, I.J. **Climate, water and agriculture in the tropics.** 2. Ed. New York: Longman Scientific & Technical, 1989. 377 p.

JORDAN, C.F.; MURPHY, P.G. A latitudinal gradient of wood and litter production, and its implications regarding competition and species diversity in trees. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 9, p. 415-434, 1978.

JORDAN, C.F.; HERRERA, R. Tropical Rain Forests - Are Nutrients Really Critical. **American Naturalist**, Chicago, v. 117, n. 2, p. 167-180, 1981.

JUNK, W. J. Aquatic wildlife and fisheries. **IUCN Publications**, Gland, Switzerland, v. 31, p. 109-126, 1975.

KLINGE, H. Forest Structures in Amazonia. **Environmentalist**, Kew, v. 3 p. 13-23, 1983.

LIEBMAN, B.; MARENGO, J.A. Interannual variability of the rainy season and rainfall in the Brazilian Amazon Basin. **Journal of Climate,** Boston, v. 14, n. 22, p. 4308-4318, 2001.

LUIZÃO, F.J. **Produção e decomposição da liteira de terra firme da Amazônia Central. Aspectos químicos e biológicos da lixiviação e remoção dos nutrientes da**

liteira. 1982. 109 f. (Mestrado em Ecologia) - Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, 1982.

_____. Litter production and mineral element input to the forest floor in a central Amazonian forest. **Geojournal**, Dordrecht, v. 19, p. 407-417, 1989.

LUIZÃO, F.J.; LUIZÃO, R.C.C. Matéria organica do solo em Roraima. In: BARBOSA, R.I.; FERREIRA, E.; CASTELLON, E. (Ed.). **Homem, ambiente e ecologia no estado de Roraima.** Manaus: INPA, 1997. p. 363-379.

LUIZÃO, F.J.; PROCTOR, J.; THOMPSON, J.; LUIZÃO, R.C.C.; MARRS, R.H.; SCOTT, D.A.; VIANA, V. Rain forest on Maracá Island, Roraima, Brazil: soil and litter process response to artificial gaps. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 102, p. 291-303, 1998.

LUIZÃO, F.J.; SCHUBART, H.O.R. Produção e decomposição de liteira em floresta de terra firme da Amazônia Central. **Acta Limnológica Brasiliensia**, São Carlos, v. 1, p. 575-600, 1986.

LUIZÃO, R.C.C.; LUIZÃO, F.J. Liteira e biomassa microbiana do solo no ciclo da matéria orgânica e nutrientes em terra firme na Amazônia Central. In: VAL, A.L.; FIGLIUOLO, R.; FELDBERG, E. (Ed.). **Bases científicas para estratégias de preservação e desenvolvimento da Amazônia**: fatos e perspectivas. Manaus: INPA, 1991. v. 1, p. 65-75.

LUIZÃO, R.C.C.; LUIZÃO, F.J.; PAIVA, R.Q.; MONTEIRO, T.F.; SOUSA, L.S.; KRUIJT, B. Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian forest. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, n. 5, p. 592-600, 2004.

MACIEL, U.N.; LISBOA, P.L.B. Estudo Florístico de 1 Hectare de Mata de Terra Firme no Km 15 da Rodovia Presidente Médici -Costa Marques (RO-429), Rondônia. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Botânica**, Belém, v. 5, n. 2, p. 25-37, 1989.

MALHI, Y.; WOOD, D.; BAKER, T.R.; WRIGHT, J.; PHILLIPS, O.L.; COCHRANE, T.; MEIR, P.; CHAVE, J.; ALMEIDA, S.; ARROYO, L.; HIGUCHI, N.; KILLEEN, T.J.; LAURANCE, S.G.; LAURANCE, W.F.; LEWIS, S.L.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D.A.; VARGAS, P.N.; PITMAN, N.C.A.; QUESADA, C.A.; SALOMAO, R.; SILVA, J.N.M.; LEZAMA, A.T.; TERBORGH, J.; MARTINEZ, R.V.; VINCETI, B. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. **Global Change Biology**, Oxford, v. 12, n. 7, p. 1107-1138, 2006.

MANTON, M.J.; BONELL, M. Climate and rainfall variability in the humid tropics. In: BONELL, M.; HUFSCHMIDT, M.M.; GLADWELL, J.S. **Hydrology and water management in the humid tropics. Hydrological research issues and strategies for water management.** Cambridge: Cambridge University Press, 1993. p. 13-33.

MARIMON JÚNIOR, B.H. **Relação entre diversidade arbórea e aspectos do ciclo biogeoquímico de uma floresta monodominante de Brosimum rubescens Taub. e**

uma floresta mista no Leste Matogrossense. 2007. 274 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

MARTINS, F.R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: UNICAMP, 1991. 246 p.

MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecídua no Município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, p. 405-412, 1999.

MARTIUS, C.; HOFER, H.; GARCIA, M.V.B.; ROMBKE, J.; HANAGARTH, W. Litter fall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. **Nutrient Cycling in Agroecosystems,** Dordrecht, v. 68, p. 137-154, 2004.

MASON, C.F. **Decomposição**. São Paulo: EDUSP, 1980. 63 p.

MCGREGOR, G.R.; NIEUWOLT, S. **Tropical climatology**: an introduction to the climates of the low latitudes. 2. ed. New York: Wiley, 1998.

MEDEIROS, R.; ALMEIDA, S.S. **Queda de liteira e a exclusão de água numa floresta densa de terra firme da Estação Científica Ferreira Penna** – ECPn, Caixiuanã, município de Melgaço-PA. Belém: Museu Paraense Emilio Goeldi. Disponível em: <http://www.museu-goeldi.br/semicax/CBO_006.pdf>. Acesso em: 8 jan. 2010.

MEENTEMEYER, V. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. **Ecology**, Washington, v. 59, n. 3, p. 465-472, 1978.

MEGURO, M.; VINUEZA, G.N.; DELITTI, W.B.C. Ciclagem de nutrientes na Mata Mesófila Secundária, São Paulo, I: Produção e conteúdo de nutrientes minerais no folhedo. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo,** São Paulo, v. 7, p. 11-31, 1979.

MELILLO, J.M.; ABER, J.D.; MURATORE, J.F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology,** Washington, v. 63, p. 621-626, 1982.

MESQUITA, R. de C.G.; WORKMAN, S.W.; NEELY, C.L. Slow litter decomposition in a cecropia-dominated secondary forest of central Amazônia. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 30, n. 2, p. 167-175, 1998.

MICHILES, A.A. dos S. **Taxas de armazenamento térmico na biomassa e balanço de energia em superfície para áreas de floresta de terra firme na Amazônia.** 2009, 184 f. Tese (Doutorado) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2009.

MOORHEAD, D.L.; CURRIE, W.S.; RASTTETTER, E.B.; PARTON, W.J.; HARMON, M.E. Climate and litter quality controls on decomposition: an analysis of

modeling approaches. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 13, p. 575–589, 1999.

MONK, C.D. An ecological significance of evergreenness. **Ecology**, Washington, v. 47, n. 3, p. 504-505, 1966.

MONTAGNINI, F.; MUÑIZ-MIRET, N. Vegetation and soils of tidal floodplains of the Amazon estuary: a comparison of varzea and terra firme forests in Pará, Brazil. **Journal of Tropical Forest Science**, Selangor Darul Ehsan, Malaysia v. 11, n. 2, p. 420-437, 1999.

MORELATTO, L.P.C. Nutrient cycling in two south-east Brazilian forest. I. Litterfall and litter standing-crop. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 8, p. 205-215, 1992.

MORELLATO, L.P.C. Sazonalidade e dinâmica de ecossistemas florestais na Serra do Japi. In: _____ (Ed.). **História natural da Serra do Japi**: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. Campinas Editora UNICAMP, 1992. p. 98-109.

MURPHY, P.G. Net primary productivity in tropical terrestrial ecosystems. In: LIETH, H.; WHITTAKER, R.M. (Ed.). **Primary productivity of the biosphere**. New York: Springer-Verlag, 1975. p. 217-231.

NARDOTO, G.B.; OMETTO, J.P.H.B.; EHLERINGER, J.R.; HIGUCHI, N.; BUSTAMANTE, M.M. da C.; MARTINELLI, L.A. Understanding the influences of spatial patterns on N availability within the Brazilian Amazon Forest. **Ecosystems,** New York, v. 11, n. 8, p. 1234-1246, 2008.

NEPSTAD, D.C.; MOUTINHO, P.; DIAS, 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.; SCHWALBE, K. The effects of partial throughfall exclusion on canopy processes, aboveground production, and biogeochemistry of an Amazon forest. **Journal of Geophysical Research - Atmospheres**, Washington, v. 107, n. D20, p. -, 2002. doi:10.1029/2001JD000360.

NOGUEIRA, E.M.; FEARNSIDE, P.M.; NELSON, B.W.; BARBOSA, R.I.; KEIZER, E.W.H. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 256, n. 11, p. 1853-1867, 2008.

NYE, P.H. Organic matter and nutrient cycles under moist tropical forest **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 13, n. 4, p. 333-346, 1960.

ODUM, E.P. The strategy of ecosystem development. **Science**, Washington, v. 164, p. 262-270, 1969.

ODUM, E.P. Ecological importance of the riparian zone. In: JOHNSON, R.R.; MCCORMICK, J.F. (Ed.). **Strategies for protection of floodplain wetlands and other riparian ecosystems**. Washington: US Forest Service, 1979. p. 2-4.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988. 434 p.

OLSON, J.S. Energy-storage and balance of producers and decomposers in ecological-systems. **Ecology**, Washington, v. 44, n. 2, p. 322-331, 1963.

OMETTO, J.P.H.B.; EHLERINGER, J.R.; DOMINGUES, T.F.; BERRY, J.A.; ISHIDA, F.Y.; MAZZI, E.; HIGUCHI, N.; FLANAGAN, L.B.; NARDOTO, G.B.; MARTINELLI, L.A. The stable carbon and nitrogen isotopic composition of vegetation in tropical forests of the Amazon Basin, Brazil. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 79, p. 251–274, 2006.

PAGANO, S.N. Produção de folhedo em mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 49, p. 633-639, 1989.

PAGANO, S.N.; DURIGAN, G. Aspectos da ciclagem de nutrientes em Matas Ciliares do oeste do Estado de São Paulo, Brasil. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares**: conservação e recuperação. São Paulo: Editora da USP; Fapesp, 2000. p. 109-123.

PAIVA, A.O. **Eficiência do uso de nutrientes ao longo de uma transição de mata de galeria e cerrado no Distrito Federal.** 2008. 87 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

PARRON, L.M. **Aspectos da ciclagem de nutrientes em função do gradiente topográfico, em uma mata de galeria no Distrito Federal.** 2004. 199 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, 2004.

PEACOCK, J.; BAKER, T.R.; LEWIS, S.L.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; PHILLIPS, O.L. The RAINFOR database: monitoring forest biomass and dynamics. **Journal of Vegetation Science**, Uppsala, v. 18, n. 4, p. 535-542, 2007.

PICCOLO, M.C.; NEILL, C.; CERRI, C.C. Natural abundance of 15N in soils along forest-to-pasture chronosequences in the western Brazilian Amazon Basin. **Oecologia**, Berlin, v. 99, p. 112-117, 1994.

PINHEIRO, T.F. **Caracterização de fitofisionomias em uma floresta de terra-firme da Amazônia Central por inventário florístico e por textura de imagens simulação do MAPSAR (multi-application purpose sar).** 2008. 125 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2008.

PINTO, S.I.C.; MARTINS, S.V.; SILVA, A.G.; BARROS, N.F.; DIAS, H.C.T.; SCOSS, L.M. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo de dois estádio sucessionais de floresta estacional semidecidual na reserva florestal da Mata do Paraíso, Viçosa, MG, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 5, p. 823-833, 2007.

PIRES, J.M. Esboço fitogeográfico da Amazônia. **Revista da Sociedade dos Agrônomos e Veterinários do Pará,** Belém, v. 7, p. 3-8, 1961.

PIRES, J.M. Tipos de vegetação da Amazônia. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, Belém, v. 20, p. 179-202, 1973.

PIRES, J.M. Aspectos ecológicos da floresta amazônica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE FLORESTAS TROPICAIS, 2., 1976, Mossoró. **Anais...** Mossoró: ESAM, 1976. p. 235-287. (Coleção Mossoroense).

PIRES, J.M.; PRANCE, G.T. The vegetation types of the Brazilian Amazon. In: PRANCE, G.T.; LOVEJOY, T.E. (Ed.). **Amazonia**. Oxford: Pergamon Press, 1985. p. 109-145.

PIRES, L.A.; BRITEZ, R.M.; MARTEL, G.; PAGANO, S.N. Produção, acúmulo e decomposição de serapilheira em uma restinga da Ilha do Mel, Paranaguá, PR, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, Porto Alegre, v. 20, p. 173-184, 2006.

POGGIANI, F. **Ciclagem de nutrientes em ecossistemas de plantações florestais de *Eucalyptus* e *Pinus***: implicações silviculturais. Piracicaba, 1985. 211 p. Tese (Livre-Docência) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1985.

POGGIANI, F.; SCHUMACHER, M.V. Ciclagem de nutrientes em florestas nativas. In: GONÇALVES, J.L.M.; BENEDETTI, V. **Nutrição e fertilização florestal.** Piracicaba: IPEF, 2000. p. 287-308.

PRANCE, G.T. The origin and evolution of the Amazon flora, **lnterciencia,** Caracas, v. 3, p. 207-222, 1978.

PRANCE, G.T. Notes on the vegetation of Amazonia. III. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation, **Brittonia,** New York, v. 31, p. 26-38, 1979.

PRANCE, G.T. Vegetation. In: WHITMORE, T.C.; PRANCE, G.T. (Ed.). **Biogeography and quaternary history in tropical America.** Oxford: Clarendon Press, 1987. p. 28-45.

PRITCHETT, W.L. **Properties and management of forest soils**. New York: John Wiley, 1979. 500 p.

PROCTOR, J. Tropical forest litterfall I - Problems of data comparison. In: SUTTON, S.L.; WHITMORE, S.L.; CHADWICK, A.C. (Ed.). **Tropical rain forest**: ecology and management. London: Blackwell Scientific Publications, 1983. p. 267-273.

PUIG, H.; DELOBELLE, J.P. Production de litière, nécromasse, apports minérauxao sol para la litière en forêt Guyanaise. **Revue d'Ecologie**, Paris, v. 43, p. 3-22, 1988.

QUEIROZ, J.A.L.; MACHADO, S.A. Fitossociologia em floresta de várzea do estuário amazônico no Estado do Amapá. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n. 57, p. 5-20, 2008.

RASMUSSON, E.M.; ARKIN, P.A. A Global view of large-scale precipitation variability. **Journal of Climate**, Boston, v. 6, n. 8, p. 1495-1522, 1993.

RICHEY, J.E.; HEDGES, J.I.; DEVOL, A.H.; QUAY, P.D.; VICTORIA, R.; MARTINELLI, L.; FORSBERG, B.R. Biogeochemistry of Carbon in the Amazon River. **Limnology and Oceanography**, Grafton, v. 35, n. 2, p. 352-371, 1990.

ROCHA, C.T.V.; CARVALHO, D.A.; FONTES, M.A.S.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VAN DEN BERG, E.; MARQUES, J.J.G.S.M. Comunidade arbórea de um continuum entre floresta paludosa e de encosta em Coqueiral, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, p. 203-217, 2005.

RODIN, L.E.; BAZILEVICH, N.I. World distribution of plant biomass. In: ECKARDT, F.E. **Functioning of terrestrial ecosystems at the primary production level**. Liedge: Unesco, 1968. p. 45-52.

RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. **Matas ciliares, conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: EDUSP, 2004.

SALESKA, S.R.; MILLER, S.D.; MATROSS, D.M.; GOULDEN, M.L.; WOFSY, S.C.; ROCHA, H.R.; CAMARGO, P.B.; CRILL, P.; DAUBE, B.C.; FREITAS, H.C.; HUTYRA, L.; KELLER, M.; KIRCHHOFF, V.; MENTON, M.; MUNGER, J.W.; PYLE, E.H.; RICE, A.H.; SILVA, H. Carbon in Amazon Forests: unexpected seasonal fluxes and disturbance-induced losses. **Science,** Washington, v. 302, p. 1554-1557, 2003.

SALESKA, S.R.; DIDAN, K.; HUETE, A.R.; DA ROCHA, H.R. Amazon forests green-up during 2005 drought. **Science,** Washington, v. 318, n. 5850, p. 612-612, 2007.

SALOMÃO, R.P.; LISBOA, P.L.B. Análise ecológica da vegetação de uma floresta pluvial tropical de terra firme, Rondônia. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Botânica**, Belém, v. 4, n. 2, p. 195-233, 1988.

SANTOS, G.C.; JARDIM, M.A.G. Florística e estrutura do estrato arbóreo de uma floresta de várzea no município de Santa Bárbara do Pará, Estado do Pará, Brasil. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 36, n. 4, p. 437-446, 2006.

SANTOS, J.R.; FREITAS, C.C.; ARAUJO, L.S.; DUTRA, L.V.; MURA, J.C.; GAMA, F.F.; SOLER, L.S.; SANT'ANNA, S.J.S. Airborne P-band SAR applied to the aboveground biomass studies in the Brazilian tropical rainforest. **Remote Sensing of Environment,** New York, v. 87, n. 4, p. 482-493, 2003.

SAYER, E.J. Using experimental manipulation to access the role of leaf litter in functioning of forest ecosystems. **Biological Reviews,** Cambridge, v. 81, n. 1, p. 1-31, 2005.

SCOTT, D.A.; PROCTOR, J.; THOMPSON, J. Ecological studies on a lowland evergreen rain forest on Maraca Island, Roraima, Brazil. II – Litter and nutrient cycling. **Journal of Ecology,** Oxford, v. 4, p. 705-717, 1992.

SELVA, E.C. **Produção e exportação de carbono via liteira em microbacias na região sul da Amazônia.** 2005. 76 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2005.

SELVA, E.C.; COUTO, E.G.; JOHNSON, M.S.; LEHMANN, J. Litterfall production and fluvial export in headwater catchments of the southern Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 23, p. 329-335, 2007.

SILVA, M.F.F.; LOBO, M.G.A. Nota sobre deposição da matéria orgânica em floresta de terra firme, várzea e igapó. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, Belém, v. 56, p. 1-13, 1982.

SINGH, J.S.; GUPTA, S.R. Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. **The Botanical Review**, Lancaster, v. 43, p. 449-528, 1977.

SIOLI, H. Uber Natur und Mensch im brasilianischen Amazonasgebeit. **Erkunde**, Berlin, v. 10, n. 2, p. 89-109, 1965.

SIOLI, H. General features of the limnology of Amazonia. **Verhandlungen/Internationale Vereinigung für Theoretische and Angewandte Limnologie**, Stuttgart, v. 15, p. 1053-1058, 1964.

SIQUEIRA, J.O.; FRANCO, A.A. **Biotecnologia do solo**: fundamentos e perspectivas. Brasília: MEC; ABEAS; ESAL; FAEPE, 1988. 236 p.

SMITH, K.; GHOLZ, H.L.; OLIVEIRA, F. de A. Litterfall and nitrogen-use efficinency of plantations and primary forest in the eastern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 109, p. 209-220, 1998.

STERNBERG, H.O. **The Amazon river of Brazil**. Geographische Zeitschrift. Wiesbaden: Steiner, 1975. 74 p.

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Berkeley: University of California Press, 1979. 372 p.

TAYLOR, B.R.; PARKINSON, D.; PARSONS, W.F.J. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. **Ecology,** Washington, v. 70, p. 97-104, 1989.

TER STEEGE, H.; SABATIER, D.; CASTELLANOS, H.; VAN ANDEL, T.; DUIVENVOORDEN, J.; DE OLIVEIRA, A.A.; EK, R.; LILWAH, R.; MAAS, P.; MORI, S. An analysis of the floristic composition and diversity of Amazonian forests including those of the Guiana Shield. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 16, p. 801-828, 2000.

TILMAN, D. **Resource competition and comunity structure.** Princeton, NJ: Princeton University Press, 1982.

TOLEDO, L.O. **Aporte de serrapilheira, fauna edáfica e taxa de decomposição em áreas de floresta secundária no município de Pinheiral, Seropédica, RJ.** 2003. 80 f.

Dissertação (Mestrado emCiências Ambientais e Florestais) - Instituto de Florestas, Uiversidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2003.

TRINDADE, M.J. de S.; ANDRADE, C.R.; SOUSA, L.A.S. de. Florística e fitossociologia da Reserva do Utinga, Belém, Pará, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 2, p. 234-236, 2007.

VAN DEN BERG, E.; SANTOS, M.; CARVALHO, G.C.; FERREIRA, C.A. Estrutura do componente arbóreo de uma floresta de galeria aluvial em Poços de Caldas, MG. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 57., 2006, Gramado, RS. **Resumos…** Gramado: UFRGS, 2006. p. 1-3.

VENEKLAAS, E.J. Litterfall and nutrient fluxes in two montane tropical rain forests, Colombia. **Journal of Tropical Ecology,** Cambridge, v. 7, p. 319-336, 1991.

VIEIRA, A.R.; OLIVEIRA, J.A.; VIEIRA, T.G.C.; GUIMARÃES, R.M. Efeito do tipo de solo de várzea sobre a produtividade e a qualidade de sementes de arroz irrigado. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 34, n. 1, p. 5-10, 2003.

VILLELA, D.M.; PROCTOR, J. Leaf litter decomposition and monodominance in the Peltogyne Forest of Maracá Island, Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 31, p. 198-211, 2002.

VITAL, A.R.T.; GUERRINI, I.A.; FRANKEN, W.K.; FONSECA, R.C.B.; Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 6, p. 793-800, 2004.

VITOUSEK, P.M. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. **American Naturalist**, Chicago, v. 119, n. 4, p. 553-572, 1982.

VITOUSEK, P.M. On regression and residuals: Response to Knops et al. **Oecologia**, Berlin, v. 110, n. 4, p. 557-559, 1997.

VITOUSEK, P.M.; SANFORD, R.L. Nutrient Cycling in Moist Tropical Forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 17, p. 137-167, 1986.

WARING, R.H.; SCHLESINGER, W.H. **Forest ecosystems**: concepts and management. St Louis: Academic Press, 1985. 340 p.

WHITMORE, T.C. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: LAWRANCE W.F.; BIERREGAARD JUNIOR, R.O. (Ed.). **Tropical forest remnants**: ecology, management and conservation of fragmented communities. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p. 3-12.

WHITTAKER, R.H.; NIERING, W.A. Vegetation of the Santa Catalina Mountains, Arizona. V. Biomass, production, and diversity along the elevation gradient. **Ecology**, Washington, v. 56, p. 771-790, 1975.

WIEDER, R.K.; LANG, G. A critique of the analytical methods used examining decomposition data obtained from litter bags. **Ecology**, Washington, v. 63, p. 1636-1642, 1982.

WISNIEWSKI, C. **Caracterização do ecossistema e estudo das relações solo-cobertura vegetal em planície pleistocênica do litoral paranaense**. Curitiba: UFPR/Departamento de Solos, 1997. 55 p. (Projeto Integrado-CNPq, Relatório final).

WITTMANN, F.; JUNK, W.J. Sapling communities in Amazonian white-water forests. **Journal of Biogeography,** Oxford, v. 30, n. 10, p. 1533-1544, 2003.

WITTMANN, F.; SCHONGART, J.; MONTERO, J.C.; MOTZER, T.; JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; QUEIROZ, H.L.; WORBES, M. Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 33, n. 8, p. 1334-1347, 2006.

WRIGHT, D.H.; CURRIE, D.J.; MAURER, B.A. Energy supply and patterns of species richness on local and regional scales. In: RICK-LEFS, R.E.; SCHLUTER, D. (Ed.). **Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives**. Chicago, IL: University of Chicago Press, 1993. p. 66-77.

ZANCHI, F.B. **Medição do efluxo de CO_2 do solo com câmaras automáticas sobre floresta em Rondônia.** 2004. 66 f. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) - Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

ZENG, N.; YOON, J.H.; MARENGO, J.A.; SUBRAMANIAM, A.; NOBRE, C.A.; MARIOTTI, A.; NEELIN, J.D. Causes and impacts of the 2005 Amazon drought. **Environmental Research Letters,** London, v. 3, n. 1 p. 1537-1540, 2008.