

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA PARA
RECURSOS AMAZÔNICOS

NAIARA SEIXAS DE OLIVEIRA

**EFEITOS DO MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL SOBRE A
DECOMPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA EM UMA FLORESTA DE TERRA FIRME
NA AMAZÔNIA BRASILEIRA**

ITACOATIARA-AM
2019

NAIARA SEIXAS DE OLIVEIRA

**EFEITOS DO MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL SOBRE A
DECOMPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA EM UMA FLORESTA DE TERRA FIRME
NA AMAZÔNIA BRASILEIRA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos - PPGCTRA, da Universidade Federal do Amazonas como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos.

ORIENTADOR: DR. LOURI KLEMANN JUNIOR

ITACOATIARA-AM
2019

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Oliveira, Naiara Seixas de
O48e Efeitos do manejo florestal sustentável sobre a decomposição de serapilheira em uma floresta de terra firme na Amazônia Brasileira / Naiara Seixas de Oliveira. 2019
36 f.: il.; 31 cm.

Orientador: Lourí Klemann Junior
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos) - Universidade Federal do Amazonas.

1. Exploração seletiva. 2. Ciclagem de nutrientes. 3. Litter bags.
4. Floresta tropical. I. Klemann Junior, Lourí II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

Naiara Seixas de Oliveira

Efeitos do manejo florestal sustentável sobre a a
decomposição da serapilheira em um floresta de terra firme
na Amazônia Brasileira.

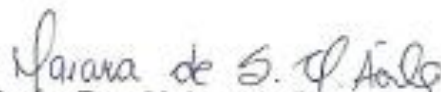
Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-Graduação em Ciência e
Tecnologia para Recursos Amazônicos
da Universidade Federal do Amazonas,
como parte do requisito para obtenção
do título de Mestre em Ciência e
Tecnologia para Recursos Amazônicos,
área de concentração Desenvolvimento
Científico e Tecnológico em Recursos
Amazônicos.

Aprovado em 13 de setembro de 2019.

BANCA EXAMINADORA



Dr. Prof. Dr. Lourivaldo Klemann Júnior (PPGCTRA-ICET/UEA)
(Presidente)
Universidade Federal do Amazonas



Dr. Profa. Dra. Malara de Souza Nunes Ávila (ICET/UFAM)
Universidade Federal do Amazonas



Dr. Prof. Dr. Bruno Sampaio Sant'Anna (PPGCTRA-ICET/UFAM)
Universidade Federal do Amazonas

AGRADECIMENTOS

À Deus, o qual permitiu a evolução deste trabalho, proporcionando saúde e discernimento, incluindo ainda pessoas especiais ao meu lado, incentivadores do sucesso.

Ao Instituto de Ciências Exatas e Tecnologia – ICET/UFAM pela oportunidade da realização do mestrado por intermédio do Curso de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos e a todos os professores (as) doutores (as) do programa por todo conhecimento transmitido aos discentes.

À FAPEAM pela concessão e gestão da bolsa no decorrer do mestrado.

Ao meu orientador Dr. Louri Klemann Junior por todo o empenho, competência, profissionalismo e boa vontade que sempre dispensou no rumo deste trabalho.

À empresa Mil Madeiras Preciosas pela autorização da realização da coleta de dados e todo apoio para que esse trabalho pudesse ser realizado.

Ao meu esposo Fábio, que foi um pouco de tudo nas coletas, e sempre foi precavido e andou preparado para tudo, sempre se esforçando para ajudar no que fosse necessário para realização desse trabalho. Obrigada por todo amor e todo apoio nessa caminhada. Obrigada por tudo.

Agradeço ao meu amigo Jarleson pela parceria, pois esteve presente em todos os momentos desse trabalho, sendo eles bons ou ruins.

Agradeço às pessoas, que fizeram parte dessa jornada, em especial ao: Wilson e Zé, que foram fundamentais para a realização das coletas. À Roberta, Laura, Luana, Jordana, Tainara, Luane, Gabs, Alexssando, Priscila e Giselle que sempre fizeram muito esforço para ajudar e cujo apoio e amizade estiveram presentes em diversos momentos.

Às pessoas que o mestrado me permitiu conhecer, em especial a Rayane e Neuciler

E a todos que direta ou indiretamente fizeram parte dessa trajetória.

*Se eu tivesse oito horas para derrubar uma árvore,
passaria seis afiando meu machado.
Abraham Lincoln*

RESUMO

A floresta tropical vem sendo drasticamente alterada devido às ações humanas, com aumento das taxas de desmatamento ao redor do mundo e redução contínua de sua área. Com isso, o manejo florestal sustentável surge como uma alternativa para o uso das florestas, visando reduzir os impactos da exploração madeireira e possibilitar o uso sustentável dos seus recursos. Porém, o manejo florestal sustentável ainda provoca alterações no ecossistema, modificando a composição de espécies e os processos ecossistêmicos. Dentre estes processos está a ciclagem de nutrientes, que exerce um papel fundamental nos ecossistemas, afetando a produtividade e a estrutura da vegetação. Desta forma, o objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos do manejo florestal sustentável e do tempo transcorrido após a exploração sobre a taxa de decomposição da serapilheira em uma floresta de terra firme na Amazônia brasileira. O experimento foi conduzido em 11 áreas com diferentes anos de exploração (2003 a 2017) e em uma área controle. Para avaliar os efeitos do manejo florestal sobre a decomposição da serapilheira foram instalados, durante a estação seca e durante a estação chuvosa, 960 *litter bags* contendo 10g de material vegetal seco, totalizando 80 *litter bags* em cada área avaliada. A partir da sua instalação, aos 30, 60, 90 e 120 dias, foram coletados 20 *litter bags* de cada área amostrada. Para obtenção das taxas de decomposição foi calculado o peso do material vegetal após 30, 60, 90 e 120 dias de exposição. Os resultados mostraram que a taxa de decomposição da serapilheira variou de acordo com o ano de exploração, com o período de amostragem e com o volume de madeira explorado. Ainda, a cobertura do dossel não teve influência sobre a taxa de decomposição e não houve correlação entre precipitação e taxa de decomposição. Os resultados mostram um efeito perceptível de aumento das taxas de decomposição da serapilheira nas áreas exploradas. Este aumento da taxa de decomposição pode contribuir para o crescimento e reestruturação da floresta após a exploração, liberando nutrientes que serão usados pelas espécies pioneiras e por árvores remanescentes do extrato médio para crescimento. As alterações nas taxas de decomposição em áreas com 15 anos transcorridos após a exploração sugerem que o manejo florestal sustentável provoca impactos de longo prazo na dinâmica de ciclagem de nutrientes do ambiente florestal.

Palavras-chave: Exploração seletiva, ciclagem de nutrientes, *litter bags*.

ABSTRACT

The rainforest has been drastically altered due to human actions, with increasing deforestation rates around the world and continually reducing its area. Thus, sustainable forest management emerges as an alternative to the use of forests, aiming to reduce the impacts of logging and enable the sustainable use of its resources. However, sustainable forest management still causes changes in the ecosystem, modifying species composition and ecosystem processes. Among these processes is nutrient cycling, which plays a key role in ecosystems, affecting productivity and vegetation structure. Thus, the aim of this study was to evaluate the effects of sustainable forest management and time elapsed after logging on the litter decomposition rate in a dryland forest in the Brazilian Amazon. The experiment was conducted in 11 areas with different years of exploration (2003 to 2017) and in a control area. To evaluate the effects of forest management on litter decomposition, 960 *litter bags* containing 10g of dry plant material were installed during the dry season and during the rainy season, totaling 80 *litter bags* in each evaluated area. From its installation, at 30, 60, 90 and 120 days, 20 *litter bags* were collected from each sampled area. To obtain decomposition rates, the weight of the plant material was calculated after 30, 60, 90 and 120 days of exposure. The results showed that the litter decomposition rate varied according to the year of harvest, the sampling period and the volume of wood harvested. Also, canopy cover had no influence on decomposition rate and there was no correlation between precipitation and decomposition rate. The results show a noticeable effect of increased litter decomposition rates in the exploited areas. This increased decomposition rate may contribute to post-logging growth and restructuring of the forest, releasing nutrients that will be used by pioneer species and remnant trees of the medium extract for growth. Changes in decomposition rates in areas 15 years after logging suggest that sustainable forest management causes long-term impacts on the nutrient cycling dynamics of the forest environment.

Keywords: Selective exploration, nutrient cycling, *litter bags*.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização da área de Manejo Florestal Sustentável da empresa Mil Madeiras Preciosas, com indicação das unidades de produção anual (UPAs) amostradas e respectivos anos de exploração.....	15
Figura 2 - Boxplots comparando a decomposição de serapilheira nos 120 dias em 11 áreas que sofreram exploração florestal e uma área controle (não explorada).....	19
Figura 3 - Decomposição média de material vegetal do período seco e chuvoso das áreas exploradas e área controle.	20
Figura 4 - Correlação entre intensidade de exploração e precipitação com a taxa de decomposição da serapilheira.....	22

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Comparação da decomposição da serapilheira de cada área explorada com a área controle, por meio de uma análise de contraste no GLM ajustado.....	21
--	----

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS	14
3	MATERIAL E MÉTODOS	15
4	RESULTADOS	19
5	DISCUSSÃO	23
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	26
	ANEXOS	35

1 INTRODUÇÃO

A floresta tropical possui um ecossistema complexo, com grande diversidade de espécies (LAURANCE, 2007). No entanto, ela vem sendo drasticamente alterada por atividades humanas (CORLETT; PRIMACK, 2008; LAURANCE, 2015), tendo sua área reduzida de forma contínua pelo aumento das taxas de desmatamento ao redor do mundo (LAMBIN et al., 2003). O aumento das taxas de desmatamento nestas florestas tem sido causado por um conjunto de fatores e ações, sendo a expansão agrícola, a extração madeireira e a expansão da infraestrutura as três principais causas atribuídas às perdas e fragmentação de habitat (GEIST; LAMBIN, 2001).

Dentre as florestas tropicais, a Floresta Amazônica vem recebendo especial atenção da comunidade conservacionista devido a sua vasta extensão territorial e importância para a manutenção da biodiversidade (LAURANCE et al., 2001). O bioma amazônico concentra a maior biodiversidade do mundo, com uma estimativa de que abrigue cerca de 25% da biodiversidade mundial (MALHI et al., 2009). Assim como as demais florestas tropicais do mundo, a floresta Amazônica vem sofrendo perda de área e de qualidade dos seus ambientes pelo desmatamento direto e pela degradação florestal (BETTS; MALHI; ROBERTS, 2008).

A exploração madeireira nas florestas tropicais é uma das principais atividades humanas que têm causado impacto na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos (FEARNSIDE, 2005; PERES et al., 2010). Como alternativa para minimizar estes impactos surge a prática do manejo florestal sustentável, que busca contribuir com a conservação dos recursos naturais existentes e com a manutenção da biodiversidade das florestas (SCHROTH et al., 2004; REIS et al., 2010). Essa prática propicia a redução do espaço de tempo entre os ciclos de corte quando comparado com a exploração convencional de madeira, contribuindo para o uso sustentável dos recursos florestais madeireiros (REIS et al., 2010).

Embora as técnicas utilizadas no manejo florestal busquem minimizar os impactos ao meio ambiente, a exploração seletiva de madeira, a abertura de estradas e ramais de arraste, a formação de clareiras e o efeito de borda ainda provocam degradação do ambiente florestal explorado (SOUZA, 2012). Estas alterações causadas nos ambientes florestais podem provocar a perda de biodiversidade, afetando toda a rede de interações entre espécies, assim como a estrutura e funcionamento dos ecossistemas (BECKER et al., 2007; MORRIS, 2010). Ainda, as alterações na estrutura das florestas provocam mudanças em diversos fatores abióticos, como a entrada de luz e vento, afetando a temperatura e umidade dentro da floresta (CAMARGO; KAPOS, 1995). Com isso, processos ecossistêmicos importantes como a

ciclagem de nutrientes, que dependem da atividade biológica e estão diretamente relacionados com a temperatura e a umidade, são afetados (LAVELLE et al., 1993; LUIZÃO, 2007).

A ciclagem de nutrientes, por meio da decomposição da serapilheira e disponibilização de elementos essenciais à síntese de matéria orgânica durante a fotossíntese (SCHUMACHER et al., 2004), é um fator determinante no crescimento de árvores em solos com baixos teores nutricionais, característica comum a muitos solos de florestas tropicais (LACLAU et al., 2010). Desta forma, e considerando que a exploração seletiva de madeira causa impacto nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (LUIZÃO et al., 2009), o manejo florestal sustentável pode afetar o processo de ciclagem de nutrientes e toda a produtividade da floresta (LUIZÃO, 2007).

Assim, considerando que o manejo florestal sustentável é uma atividade cada vez mais importante para a manutenção das florestas tropicais no mundo e que visa integrar a exploração dos recursos florestais com o desenvolvimento econômico e social, a avaliação dos níveis de impacto do manejo florestal sustentável no ambiente é importante para aferir a eficiência das práticas de exploração aplicadas (HIRAI et al., 2007).

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

Avaliar os efeitos do manejo florestal sustentável e do tempo transcorrido após a exploração sobre a taxa de decomposição da serapilheira em uma floresta de terra firme na Amazônia brasileira.

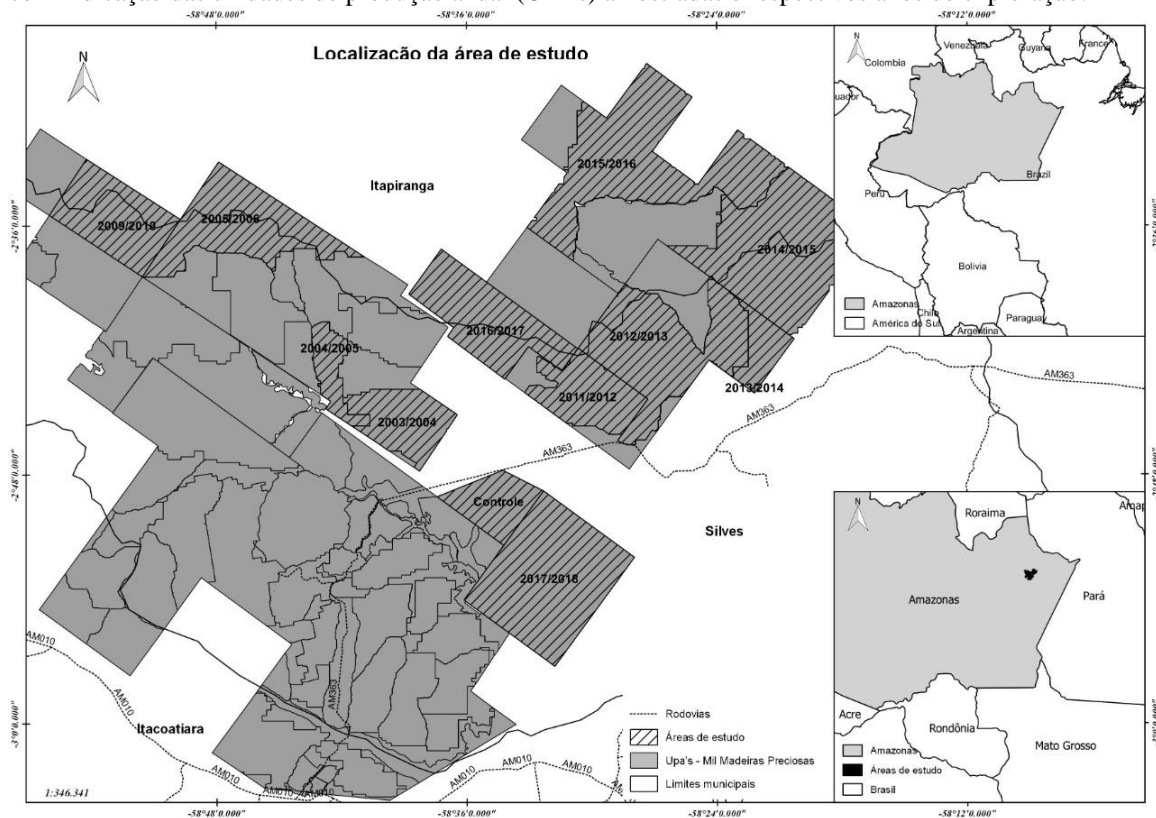
2.2 ESPECÍFICOS

- a) Comparar as taxas de decomposição da serapilheira entre as duas estações climáticas do ano (i.e. estação seca e estação chuvosa);
- b) Avaliar as variações nas taxas de decomposição da serapilheira ao longo de um intervalo temporal de 15 anos após a exploração florestal;
- c) Identificar o tempo de recuperação do ecossistema, quanto as taxas de decomposição da serapilheira, após a exploração madeireira;
- d) Avaliar a relação entre as taxas de decomposição e a cobertura do dossel, precipitação e intensidade de corte.

3 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em uma área de exploração florestal pertencente à empresa Mil Madeiras Preciosas Ltda (FIGURA 1), localizada na Estrada da Várzea (AM-363) nos municípios de Silves, Itapiranga e Itacoatiara (AM). A área total da empresa soma, atualmente, 425.549,04 hectares, sendo 248.058,94 hectares utilizados para exploração florestal entre 1994 e 2018 (PWA, 2018). O sistema de manejo florestal adotado na área de estudo é o CELOS (DE GRAAF, 1986). Este sistema policíclico utiliza operações rigorosamente planejadas e organizadas, com ciclos de colheita em tempo suficiente para recuperação ecológica e econômica da floresta. A área de estudo se encontra dentro do domínio das Florestas Tropicais Úmidas, no bioma amazônico, sendo a vegetação classificada como floresta ombrófila densa sempre-verde de terra firme (COUTINHO, 2016). Esta floresta possui grande complexidade na composição, distribuição e densidade das espécies, sendo caracterizadas por árvores de médio e grande porte, com ocorrência de cipós, bromélias e orquídeas (IBGE, 2012).

Figura 1 – Mapa de localização da área de Manejo Florestal Sustentável da empresa Mil Madeiras Preciosas, com indicação das unidades de produção anual (UPAs) amostradas e respectivos anos de exploração.



Com o objetivo de avaliar como o tempo transcorrido após a exploração madeireira afeta as taxas de decomposição da serapilheira foram amostradas 11 áreas que sofreram exploração madeireira nos anos de 2017/2018, 2016/2017, 2015/2016, 2014/2015, 2013/2014, 2012/2013, 2011/2012, 2009/2010, 2005/2004, 2004/2005 e 2003/2004, além de uma área controle não explorada. Em cada área foram delimitados cinco transectos distantes, aproximadamente, 2 km entre si e com 130 m de extensão a partir da estrada de acesso. Em cada transecto foram marcados quatro pontos distantes 10 m entre si, iniciando-se a partir de 100 metros de distância da estrada de acesso para minimizar o efeito de borda sobre a amostragem (ver LAURANCE et al., 2002). Para avaliar as diferenças nas taxas de decomposição da serapilheira entre as estações do ano, o experimento foi instalado no período seco, entre junho e outubro de 2018, e na estação chuvosa, entre dezembro de 2018 e abril de 2019. As amostragens foram realizadas mensalmente, totalizando quatro amostragens por estação do ano.

Para avaliar a taxa de decomposição da serapilheira foram utilizados *litter bags* (BOCOCK; GILBERT, 1957) com dimensões de 20 x 20 cm (ALVES; SOUTO; SOUTO, 2006) e malha de 1 cm, preenchidos com material vegetal seco. Foram colocados 10 gramas (SCORIZA et al., 2012) de material vegetal seco em cada *litter bag*, sendo instalados quatro *litter bags* em cada um dos quatro pontos delimitados em cada transecto, totalizando 16 *litter bags* por transecto, 80 *litter bags* por área amostrada e 960 *litter bags* em cada estação do ano (seca e chuvosa).

O material vegetal utilizado nos *litter bags* foi coletado, com o auxílio de um podão, no mês de junho e no mês de dezembro de 2018, ao longo de cinco transectos, em uma área não explorada. Os transectos, com 100 m de extensão cada, foram delimitados a uma distância de 2 km entre si. O material vegetal foi coletado de todas as árvores localizadas ao longo do transecto, com diâmetro à altura do peito acima de 20 cm. Foram coletados 10 galhos de cada árvore e dos galhos foram retiradas, manualmente, todas as folhas. Estas folhas foram secas em estufa a 65 °C (SCORIZA et al., 2012) até atingir massa constante e utilizadas para preencher os *litter bags*.

Mensalmente, em cada amostragem, foram retirados quatro *litter bags* (um de cada ponto) de cada transecto aos 30, 60, 90 e 120 dias após a instalação do experimento. Após cada coleta o material contido nos *litter bags* foi colocado em estufa a 65°C até atingir massa constante. Após secagem, a massa da matéria seca (MS) contida em cada *litter bag* foi aferida por meio de balança de precisão. Foram determinadas as taxas de decomposição da serapilheira a partir da massa de matéria vegetal seca restante nos *litter bags* aos 30, 60, 90 e

120 dias em relação à quantidade de matéria vegetal seca adicionada inicialmente em cada *litter bag*.

Para avaliar a cobertura do dossel em cada ponto de amostragem foram obtidas fotografias do dossel florestal a partir do solo, totalizando 20 fotografias em cada área amostrada. A partir destas fotografias foi calculada a porcentagem de cobertura do dossel florestal por meio do cálculo da área ocupada por folhas (escuro na fotografia) e pela luminosidade do céu exposto (claro na fotografia), utilizando o aplicativo Canopy App desenvolvido pela Universidade de New Hampshire (APÊNDICE A). Para calcular o volume explorado de madeira em cada transecto foram somados os volumes individuais de cada árvore abatida em um raio de 50 m a partir do transecto. Os valores de volume explorado foram disponibilizados pela empresa Mil Madeiras Preciosas (ANEXO A).

Para avaliar o efeito do ano de exploração, do período de amostragem (i.e., meses nas estações seca e chuvosa), da cobertura do dossel e do volume de madeira explorado em um raio de 50 m a partir do transecto sobre as taxas de decomposição da serapilheira foi utilizada uma análise de variância (ANOVA) em um Modelo Linear Generalizado (GLM) com distribuição Gaussiana. Para o modelo ajustado, foram realizadas análises de contraste para avaliar se houve diferença nas taxas de composição i) entre cada área explorada e a área controle, ii) entre estação seca e estação chuvosa, e iii) aos 30, 60, 90 e 120 dias de exposição do material vegetal entre estação seca e chuvosa.

Para avaliar as taxas de decomposição mensais da serapilheira, foi utilizada, para o primeiro mês de amostragem, a taxa obtida aos 30 dias de exposição do material vegetal. As taxas dos três meses subsequentes de amostragem foram obtidas por meio das seguintes subtrações: i) segundo mês de amostragem = taxa de decomposição aos 60 dias - taxa de decomposição aos 30 dias; ii) terceiro mês de amostragem = taxa de decomposição aos 90 dias - taxa de decomposição aos 60 dias; iii) quarto mês de amostragem = taxa de decomposição aos 90 dias - taxa de decomposição aos 120 dias. Para avaliar a diferença entre as taxas de decomposição mensais foi utilizado um teste de Friedman, com correção de Bonferroni e nível de significância de 5%.

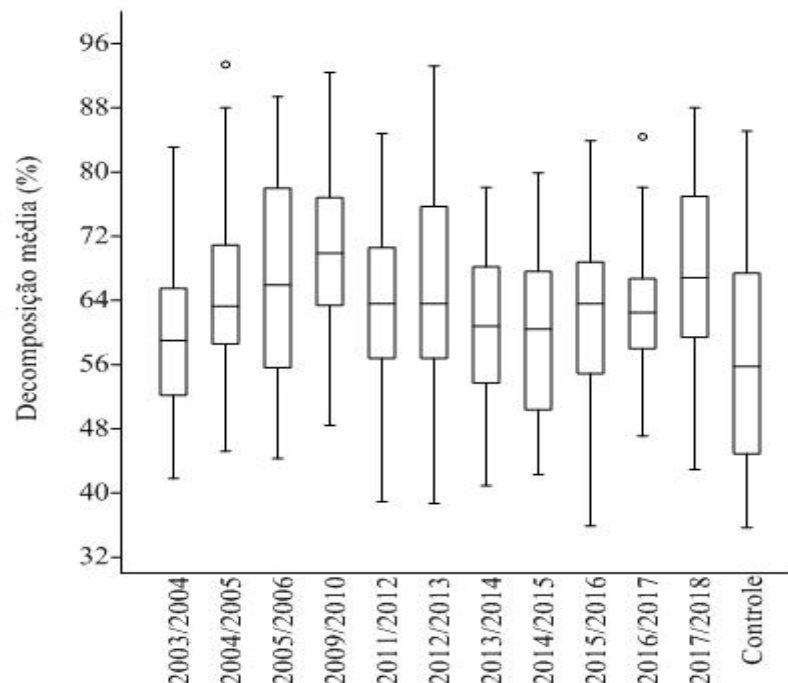
Para avaliar se houve relação entre a taxa de decomposição da serapilheira e as variáveis precipitação e intensidade média de exploração de cada área foi utilizado o teste de correlação de Spearman. Para estas análises foi utilizada a taxa de decomposição média para cada área explorada aos 120 dias de exposição do material vegetal. Os dados de precipitação utilizados nestas análises (ANEXO B) foram obtidos da base de dados do Instituto Nacional de Meteorologia, da estação convencional de Itacoatiara-AM (INMET, 2019). Os dados de

intensidade de exploração para cada área amostrada (i.e. volume médio de madeira explorado por hectare) utilizados nestas análises foram disponibilizados pela empresa Mil Madeiras Preciosas.

4 RESULTADOS

A taxa de decomposição da serapilheira, ao longo de 120 dias de exposição, foi de 63,48% durante o período seco e de 64,62% durante o período chuvoso nas áreas que sofreram exploração florestal. Já, na área controle, a taxa de decomposição foi de 49,57% no período seco e de 65,39% no período chuvoso (FIGURA 2). A média de cobertura do dossel para as áreas exploradas foi de 78,922 (s=5,982) e para a área controle de 75,384 (s=7,557; APÊNDICE A). A taxa mensal de decomposição da serapilheira nas áreas exploradas, calculada a cada 30 dias de exposição do material vegetal, apresentou diferença significativa tanto na estação seca ($x^2=168,34$, $p=2,9044E-36$), quanto na estação chuvosa ($x^2=184,24$, $p=1,0718E-39$). Da mesma forma, na área controle, houve diferença significativa na taxa de decomposição mensal tanto na estação seca ($x^2=27,962$, $p=3,6993E-06$) quanto na estação chuvosa ($x^2=37,084$, $p=4,4166E-08$).

Figura 2 - Boxplots comparando a decomposição de serapilheira nos 120 dias em 11 áreas que sofreram exploração florestal e uma área controle (não explorada).

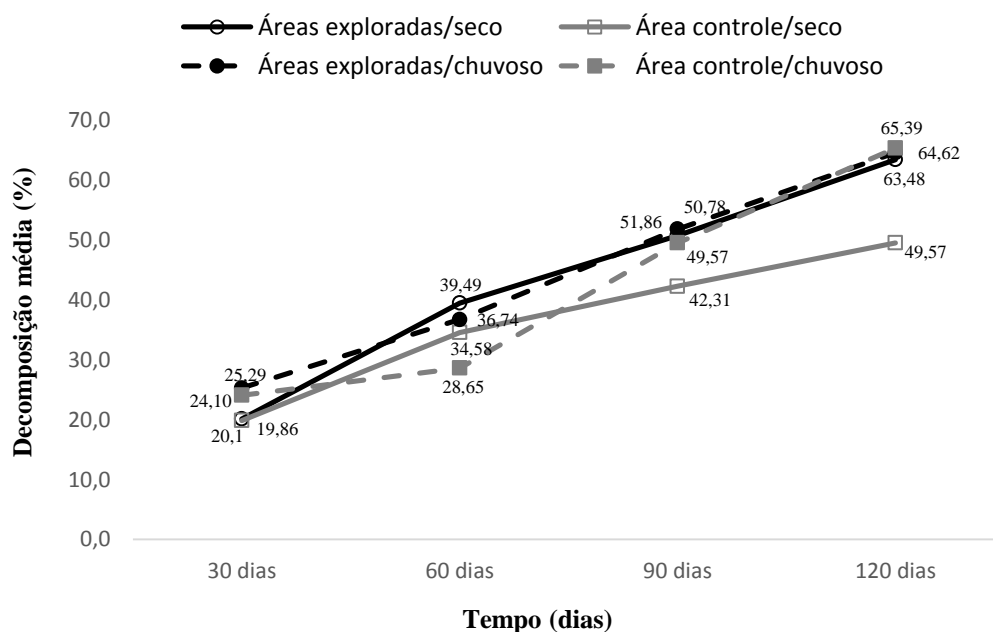


Foi observada nas áreas exploradas, durante a estação seca, uma redução significativa na taxa de decomposição da serapilheira do primeiro e do segundo para o terceiro mês (1° vs 3°: $x^2=168,34$, $p=2,775E-19$; 2° vs 3°: $x^2=168,34$, $p=1,637E-18$). Houve ainda uma redução

significativa do primeiro, segundo e terceiro mês para o quarto mês de exposição (1° vs 4°: $x^2=168,34$, $p=4,449E-17$; 2° vs 4°: $x^2=168,34$, $p=1,488E-15$; 3° vs 4°: $x^2=168,34$, $p=0,028$). Na estação chuvosa foi observada uma redução significativa nesta taxa do primeiro mês para o segundo, terceiro e quarto mês (1° vs 2°: $x^2=184,24$, $p=1,67E-26$; 1° vs 3°: $x^2=184,24$, $p=9,88E-18$; 1° vs 4°: $x^2=184,24$, $p=1,626E-27$). Ainda, houve redução significativa do segundo para o terceiro mês (2° vs 3°: $x^2=184,24$, $p=0,0001$), e do terceiro para o quarto mês (3° vs 4°: $x^2=184,24$, $p=0,008$; FIGURA 3).

Na área controle foi observada, durante a estação seca, foi observada uma maior taxa de decomposição da serapilheira durante o primeiro e o segundo mês de exposição do material vegetal. Esta taxa reduziu significativamente do primeiro e do segundo mês para o terceiro mês (1° vs 3°: $x^2=27,962$, $p=0,001$; 2° vs 3°: $x^2=27,962$, $p=0,004$), assim como do primeiro e segundo para o quarto mês de exposição (1° vs 4°: $x^2=27,962$, $p=0,002$; 2° vs 4°: $x^2=27,962$, $p=0,009$). Na estação chuvosa foi observada uma redução significativa na taxa de decomposição da serapilheira do primeiro para o segundo mês (1° vs 2°: $x^2=37,084$, $p=0,0005$), e do primeiro para o quarto mês de exposição do material (1° vs 4°: $x^2=37,084$, $p=0,01$). Houve ainda, uma redução significativa na taxa de decomposição do segundo para o terceiro mês (2° vs 3°: $x^2=37,084$, $p=0,0006$) e do segundo para o quarto mês de exposição (2° vs 4°: $x^2=37,084$, $p=6,866E-05$; FIGURA 3).

Figura 3 - Decomposição média de material vegetal do período seco e chuvoso das áreas exploradas e área controle.



O resultado da análise de variância (ANOVA), aplicada a um Modelo Linear Generalizado (GLM), mostrou que a taxa de decomposição da serapilheira variou de acordo com o ano de exploração (i.e., período de tempo transcorrido após a exploração) ($x^2=209,3$, $p=2E-16$), com o período de amostragem (i.e., meses nas estações seca e chuvosa) ($x^2=5007,5$, $p=2E-16$) e com o volume de madeira explorado em um raio de 50 m dos pontos amostrais ($x^2=6,6$, $p=0,01045$). De maneira oposta, esta mesma análise mostrou que a cobertura do dossel não teve influência sobre a taxa de decomposição da serapilheira ($x^2=0,3$, $p=0,60578$).

Ao ser comparada a decomposição da serapilheira de cada área explorada com a área controle, por meio de uma análise de contraste no GLM ajustado, foi observada diferença significativa entre a maioria das áreas exploradas e a área controle (Tabela 1).

Tabela 1 - Comparação da decomposição da serapilheira de cada área explorada com a área controle, por meio de uma análise de contraste no GLM ajustado.

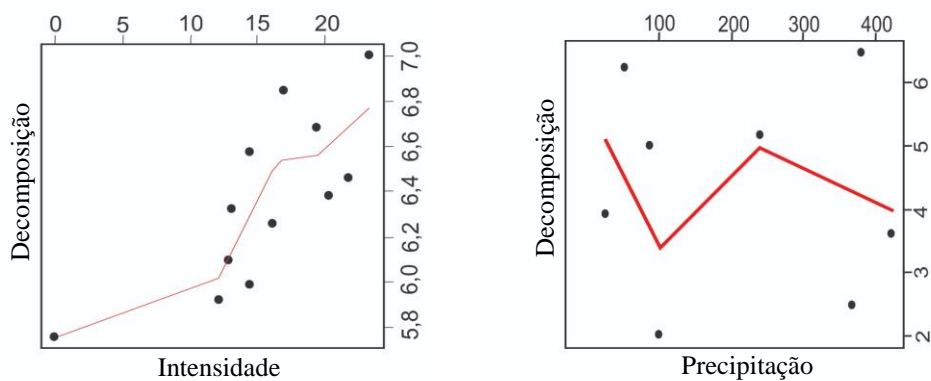
Área	SE	z	p
2003/2004	0.116	1.341	0.8870
2004/2005	0.118	6.196	<0.0001
2005/2006	0.121	6.606	<0.0001
2009/2010	0.120	11.604	<0.0001
2011/2012	0.112	3.623	0.0032
2012/2013	0.123	4.505	0.0001
2013/2014	0.109	2.891	0.0415
2014/2015	0.109	2.275	0.2251
2015/2016	0.107	1.697	0.6447
2016/2017	0.113	4.378	0.0001
2017/2018	0.115	6.231	<0.0001

Esta mesma análise mostrou diferença significativa na taxa de decomposição entre estação seca e estação chuvosa (SE=0,1729, $z=-3,478$, $p=0,0085$). Ainda, ao ser comparada a taxa de decomposição da serapilheira entre estação seca e estação chuvosa foi observada diferença significativa aos 30 (SE=0.0864, $z=-5,888$, $p<0,0001$) e aos 60 (SE=0.0864, $s=3,493$, $p=0,0081$) dias de exposição. De maneira oposta, não houve diferença significativa

na taxa de decomposição aos 90 (SE=0.0864, $z=-1,832$, $p=0,6918$) e aos 120 (SE=0.0864, $z=-2,730$, $p=0,1025$) dias de exposição entre estação seca e chuvosa.

Ao avaliarmos a relação entre precipitação e taxa de decomposição não foi observada correlação significativa entre as variáveis ($r=-0,071$, $p=0,88$). Por outro lado, ao ser avaliada a relação entre intensidade média de corte e taxa de decomposição média da serapilheira de cada área amostrada, observou-se uma correlação positiva entre as variáveis ($r=0,83$, $p=0,0017$).

Figura 4 - Correlação entre intensidade de exploração e precipitação com a taxa de decomposição da serapilheira.



5 DISCUSSÃO

Os valores médios de decomposição da serapilheira mostram que, durante os primeiros 30 dias de exposição do material vegetal na estação seca e na estação chuvosa, ocorreram as maiores taxas de decomposição. Este padrão, encontrado tanto nas áreas exploradas quanto na área controle, está relacionado ao fato de a maior perda de nutrientes ocorrer durante o período inicial de exposição do material vegetal (SWIFT; HEAL; ANDERSON, 1979). Nesse período, os compostos solúveis e outros compostos de mais fácil decomposição são rapidamente perdidos no solo, devido, principalmente, à ação de agentes físicos (e.g. lixiviação, intemperismo; VENDRAMI et al., 2012) e de microrganismos (LUPWAYI et al., 2004) que atuam diretamente na decomposição.

Os resultados mostraram que durante os primeiros 60 dias de exposição do material vegetal houve diferença significativa na taxa de decomposição da serapilheira entre estação seca e estação chuvosa. Esse resultado pode ser explicado pelo aumento da lixiviação, do intemperismo e da atividade biológica no período inicial de exposição do material durante a estação chuvosa, acelerando o processo de decomposição (LUIZÃO; SCHUBART, 1987). De maneira contrária, durante a estação seca, a redução na lixiviação, no intemperismo e na atividade dos decompositores provoca redução nas taxas iniciais de decomposição da serapilheira (FOURNIER; FOURNIER, 1977; LUIZÃO; SCHUBART, 1987), sendo necessário um espaço de tempo maior para que a taxa de decomposição atinja níveis similares aos encontrados durante a estação chuvosa.

Foram observadas diferenças significativas entre a taxa de decomposição da serapilheira da área controle e das áreas exploradas, com variação nesta taxa de acordo com o ano de exploração. As alterações provocadas pela exploração madeireira no ambiente florestal, por meio da remoção de árvores de grande porte, contribuem para o aumento da entrada de luz e de vento no interior da floresta (BIERREGAARD et al., 1992). Estas alterações afetam fatores físicos como temperatura e umidade, e químicos como o pH do solo (BURGHOUTS et al., 1992) nestes ecossistemas (LAVELLE et al., 1993; AUSTIN; VIVANCO, 2006; DANKS, 2007), provocando mudanças nas taxas de decomposição da serapilheira (ANDERSON, 1973; HENEGHAN et al., 1998; XULUC-TOLOSA et al., 2003; CORNWELL et al., 2008). Além disso, as alterações no microclima do ambiente florestal afetam as propriedades físicas das folhas nos ambientes alterados, como a espessura e tenacidade (BAKKER; CARREÑO-ROCA; POORTER, 2010), e influenciam diretamente a ação de macro-artrópodes, macro-invertebrados e microrganismos que atuam na

decomposição da serapilheira e da camada superficial do solo (LUIZÃO; SCHUBART, 1987; LUIZÃO, 1995; TAPIA-CORAL; LUIZÃO; WANDELLI, 1999).

Ainda, foi observado um aumento na taxa de decomposição da serapilheira nas áreas exploradas em relação a área controle. Este aumento pode ser explicado pelo maior efeito do intemperismo e da lixiviação nos ambientes explorados, além de alterações na temperatura, na luminosidade, na umidade e nos fatores abióticos, ocasionado pela alteração na estrutura da floresta nestas áreas (DIDHAM, 1998).

A precipitação é apontada como um fator que atua sobre as taxas de decomposição da serapilheira, ocorrendo um aumento da atividade da comunidade microbiana com o aumento da entrada de água no solo (e.g. na Argentina, AUSTIN, 2002; no Panamá, WIEDER; WRIGHT, 1995). No entanto, e apesar do efeito observado das estações do ano sobre a decomposição da serapilheira em nosso estudo, não houve correlação entre as taxas mensais de precipitação e as taxas mensais de decomposição da serapilheira. A ausência de correlação entre precipitação e decomposição pode ser explicada por mudanças nos padrões de chuva em espaço de tempo sazonais e interanuais, que altera a dinâmica da serapilheira na Amazônia (ver SANCHES et al., 2008), e pela maior retenção de umidade nos solos amazônicos argilosos (MARQUES et al, 2004), que contribui para uma menor variação da atividade microbiana.

Da mesma forma, não houve relação entre as variações observadas na taxa de decomposição da serapilheira e a cobertura do dossel. Este resultado foge ao esperado, uma vez que fatores ambientais diretamente relacionados à decomposição podem ser alterados com a redução da cobertura do dossel florestal. O dossel interfere no ambiente abaixo das copas, influenciando a altura da camada de serapilheira e a entrada de luz, que por sua vez afeta a temperatura, a umidade relativa e os processos biológicos nos ambientes florestais (BROOKS; KYLER-SNOWMAN, 2007; DÁTTILO; DYER, 2014). No entanto, as mensurações da cobertura do dossel não avaliam os diferentes extratos da floresta de forma independente e podem não detectar as reduções nos extratos superiores da floresta quando os extratos médio e inferior são pouco afetados durante a exploração madeireira. Ainda, o rápido crescimento de espécies pioneiras logo após a exploração madeireira, favorecido pelo aumento da entrada de luz no interior da floresta (PEÑA-CLAROS et al., 2008; VILLEGAS et al., 2009; SOUZA et al., 2015), faz com que em um período de tempo curto a cobertura do dossel aumente mesmo na ausência de árvores emergentes. Assim, as medidas de cobertura do dossel feitas a partir do solo da floresta podem não apresentar relação com a taxa de decomposição da serapilheira ao não representar toda a alteração na estrutura da floresta

decorrente da exploração madeireira. Este efeito pode ser intensificado quando a intensidade média de exploração da área explorada é baixa e quando procedimentos operacionais que buscam reduzir os impactos da exploração sobre a estrutura da floresta são adotados, como a delimitação da infraestrutura (ROTTA; MICOL; SANTOS, 2006), abertura de trilhas de arraste e ramais de acesso (MACHADO; SILVA; PEREIRA, 2008), direcionamento de queda das árvores e planejamento de arraste de toras (PINTO et al., 2002), duas características encontradas em nossas áreas de estudo.

A taxa de decomposição da serapilheira variou de acordo com o volume de madeira explorado em um raio de 50 m a partir dos transectos. Foi encontrada, também, correlação entre a taxa de decomposição e a intensidade média de exploração das áreas, com aumento das taxas de decomposição conforme a intensidade de exploração aumenta. O aumento das taxas de decomposição em ambientes alterados (ver EWEL, 1976, BAKKER; CARREÑO-ROCABADO; POORTER, 2010) pode estar relacionado ao aumento da lixiviação e do intemperismo, decorrente da remoção de parte ou de toda a cobertura vegetal do ambiente. A existência de relação entre volume explorado e taxa de decomposição e a ausência de relação entre cobertura do dossel e taxa de decomposição indicam que as medidas de cobertura do dossel, feitas a partir do solo, não capturam toda a alteração na estrutura da floresta decorrente da exploração madeireira.

Os resultados mostram variação na taxa de decomposição da serapilheira de acordo com o tempo transcorrido após a exploração, com o período de amostragem e com o volume de madeira explorado. As alterações nas taxas de decomposição em áreas com 15 anos transcorridos após a exploração sugerem que o manejo florestal sustentável provoca impactos de longo prazo na dinâmica de ciclagem de nutrientes do ambiente florestal. Os resultados também mostram um efeito perceptível de aumento das taxas de decomposição da serapilheira nas áreas exploradas. Este aumento da taxa de decomposição pode contribuir para o crescimento e reestruturação da floresta após a exploração, liberando nutrientes que serão usados pelas espécies pioneiras e por árvores remanescentes do extrato médio para crescimento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, A. R.; SOUTO, J. B.; SOUTO, P. C. Aporte e decomposição de serrapilheira em área de caatinga na Paraíba. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v.6, n.2, p.194-203, 2006.

ANDERSON, J. M. The breakdown and decomposition of sweet chestnut (*Castanea sativa* Mill.) and beech (*Fagus sylvatica* L.) leaf litter in two deciduous woodland soils. **Oecologia**, v.12, n.3, p.275-288, 1973.

AUSTIN, A.T.; VIVANCO, L. Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation. **Nature**, v.442, n.7102, p.555-558, 2006.

AUSTIN, A. T. Differential Effects of Precipitation on Production and Decomposition along a Rainfall Gradient in Hawaii. **Ecology**, v.83, n.2, p.328, 2002.

BAKKER, M.A.; CARREÑO-ROCABADO, G.; POORTER, L. Leaf economics traits predict litter decomposition of tropical plants and differ among land use types. **Functional Ecology**, v.25, n.3, p.473-483, 2010.

BECKER, C. G. et al. Habitat split and the global decline of amphibians. **Science**, v.318, p.1775-1777, 2007.

BETTS, R. A.; MALHI, Y.; ROBERTS, J. T. The future of the Amazon: new perspectives from climate, ecosystem and social sciences. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v.363, n.1498, p.1729–1735, 2008.

BIERREGAARD, R. O. JR. et al. The biological dynamics of tropical rainforest fragments; a prospective comparison of fragments and continuous forest. **Bioscience**, v.42, p.859-566, 1992.

BOCOCK, K. L.; GILBERT, O. J. W. The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. **Plant and Soil**, v.9, n.2, p.179–185, 1957.

BROOKS, R. T.; KYLER-SNOWMAN, T. D. Forest floor temperature and relative humidity following timber harvesting in southern New England, USA. **Forest Ecology and Management**, v.254, n.2008, p. 65-73, 2007.

BURGHOUTS, T. et al. Litterfall, Leaf Litter Decomposition and Litter Invertebrates in Primary and Selectively Logged Dipterocarp Forest in Sabah, Malaysia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v.335, n.1275, p.407–416, 1992.

CAMARGO, J. L. C.; KAPOV, V. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.11, p.205-221, 1995.

CORLETT, R. T.; PRIMACK, R. B. Tropical rainforest conservation: a global perspective. In: **Tropical forest community ecology** (Carson W. P.; Schnitzer S. A., editors.), cap.26, p.442, 2008.

CORNWELL, W.K. et al. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. **Ecology Letters**, v.11, p.1065-1071, 2008.

COUTINHO, L. M. **Biomass Brasileiros**. São Paulo: Oficina de Textos, 2016. 35-38 p.

DANKS, H.V. The elements of seasonal adaptations in insects. **Canadian Entomologist**, v.139, n.1, p.1-44, 2007.

DÁTTILO, W.; DYER, L. Canopy Openness Enhances Diversity of Ant-Plant Interactions in the Brazilian Amazon Rain Forest. **Biotropica**, v.46, n.6, p.712-719, 2014.

DE GRAAF, N. R. A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in suriname. **Biological Conservation**, v.47, p.79-80, 1986.

DIDHAM, R. K. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. **Oecologia**, v.116, n.3, p.397-406, 1998.

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

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. **Conservation Biology**, v.19, n.3, p.680-688, 2005.

FOURNIER, M.E.H.; FOURNIER, L.A. Producción, descomposición e invertebrados del mantillo en varias etapas de la sucesión en Ciudad Colón, Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**, v.25, p.275-288, 1977.

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. What Drives Tropical Deforestation. **LUCC Report Series**, n.4, p.116, 2001.

HENEGHAN, L. et al. Soil microarthropod community structure and litter decomposition dynamics: A study of tropical and temperate sites. **Applied Soil Ecology**, v.9, p.33-38, 1998.

HIRAI, E. H.; CARVALHO, J. O. P.; PINHEIRO, K. A. O. Comportamento populacional de cupiúba (*Goupia glabra* Aubl.) em floresta de terra firme na fazenda Rio Capim. **Revista de Ciências Agrárias**, v.47, p.89-102, 2007.

INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Dados de precipitação da estação convencional de Itacoatiara – AM. <http://www.inmet.gov.br/portal>. Acesso em 03 ago. 2019.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Série Manuais Técnicos de Geociências. Rio de Janeiro, 2012.

LACLAU, J. P. et al. Biogeochemical cycles of nutrients in tropical Eucalyptus plantations main features shown by intensive monitoring in Congo and Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.259, n.9, p.1771-1785, 2010.

LAMBIN, E. F., GEIST, H. J., LEPERS, E. Dynamics of land-use and land-cover Change in tropical regions. **Annual Review of Environment and Resources**. v.28, p.205, 2003.

LAURANCE, W.F. Emerging Threats to Tropical Forests. **Missouri Botanical Garden**. v.100, n.3, p.159-169, 2015.

LAURANCE, W.F. Have we overstated the tropical biodiversity crisis? **Trends in Ecology & Evolution**, v.22, n.2, p.65-70, 2007.

LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v.16, p.605- 618, 2002.

LAURANCE, W. F. et al. The Future of the Brazilian Amazon. **Science**, v.291, p.438-439, 2001.

LAVELLE, P. et al. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: Application to soils of the humid tropics, **Biotropica**, v.25, p.130-150, 1993.

LUIZÃO, F. J. et al. The maintenance of soil fertility in Amazonian managed systems. In: KELLER, M.; BUSTAMANTE, M.; GASH, J.; DA SILVA DIAS, P. **Amazonia and Global Change**. Geophysical Monograph Series, v.186, p.565, 2009.

LUIZÃO, F. J. Ciclos de nutrientes na amazônia: respostas às mudanças ambientais e climáticas. **Ciência e Cultura**, v.59, n.3, 2007.

LUIZÃO, F.J. **Ecological Studies in Contrasting Forest Types in Central Amazonia**. 1995. Ph. D.thesis. University of Stirling, Stirling, 1995.

LUIZÃO, F.J.; SCHUBART, H.O.R. Litter production and decomposition in a terra-firme forest of Central Amazonia. **Experientia**, v.43, p.259-265, 1987.

LUPWAYI, N. Z. et al. Decomposition of crop residues under conventional and zero tillage. **Canadian Journal of Soil Science**, v.84, n.4, p.403–410, 2004.

MACHADO, C.C.; SILVA, E. N.; PEREIRA, R. S. O setor florestal brasileiro e a colheita florestal. In: MACHADO, C. C. (Ed.). Colheita Florestal. Viçosa: UFV, cap.1, p. 15-42, 2008.

MALHI, Y. et al. Exploring the likelihood and mechanism of a climate-change-induced dieback of the Amazon rainforest. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v.106, n.49, p.20610-20615, 2009.

MARQUES, J.D.O. et al. Estudo de parâmetros físicos, químicos e hídricos de um Latossolo Amarelo, na região Amazônica. **Acta Amazônica**, v. 34, n.2, p.145-154, 2004.

MORRIS, R. J. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v.365, p.3709–3718, 2010.

NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Biomass dynamics in amazonian forest fragments. **Ecological Applications**, 14(4), p. 127–138, 2004.

PARSONS, S. A. et al. Spatial Variability in Litterfall, Litter Standing Crop and Litter Quality in a Tropical Rain Forest Region. **Biotropica**, v.46, n.4, p.378–386, 2014.

PEÑA-CLAROS, M. et al. 2008a. Beyond reduced-impact logging: silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. **Forest Ecology and Management**, v.256, p.1458–1467, 2008.

PERES, C. A. et al. . Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. **Biological Conservation**, v.143, n.10, p.2314-2327, 2010.

PINTO, A.C.M. et al. Análise de danos de colheita de madeira em floresta tropical úmida sob regime de manejo florestal sustentado na Amazônia Ocidental. **Revista Árvore**. Viçosa-MG, v.26, n.4, p.459-466, 2002.

RESUMO PÚBLICO - Mil Madeiras Preciosas, edição 2018. [http://www.preciouswoods.com/domains/preciouswoods_com/data/free_docs/RESUMO%20P%C3%9ABLICO%20PWA%202018%20_v1\(3\).pdf](http://www.preciouswoods.com/domains/preciouswoods_com/data/free_docs/RESUMO%20P%C3%9ABLICO%20PWA%202018%20_v1(3).pdf). Acesso em 20 ago. 2018.

REIS, L. P. et al. Avaliação do potencial madeireiro na Floresta Nacional do Tapajós após 28 anos da exploração florestal. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.30, n.64, p.265-281, 2010.

ROTTA, G.W.; MICOL, L.; SANTOS, N.B. Manejo sustentável no portal da Amazônia um benefício econômico, social e ambiental. Alta Floresta: IMAZON, 2006.

SANCHES, L. et al. Seasonal and interannual litter dynamics of a tropical semideciduous forest of the southern Amazon Basin, Brazil. **Journal of Geophysical Research**, v.113, p.1-9, 2008.

SCHROTH, G. et al. **Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes**. Washington, DC, Island Press, p. 523, 2004

SCORIZA, R. N. et al. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Floresta e Ambiente**, v.2, n.2, p.01-18, 2012.

SILVA, W. B. et al. Are litterfall and litter decomposition processes indicators of forest regeneration in the neotropics? Insights from a case study in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 429, p.189–197, 2018.

SOUZA, D.V. et al. Crescimento de espécies arbóreas em uma floresta natural de terra firme após a colheita de madeira e tratamentos silviculturais, no município de Paragominas, Pará, Brasil. **Ciência Florestal**. v.25, p.873–883, 2015.

SOUZA, C., J. Monitoring of Forest Degradation. In: ACHARD, F., HANSEN, M.C. **Global Forest Monitoring from Earth Observation**. Eds.; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, p.185–208, 2012.

SCHUMACHER, M. V. et al. Produção de serrapilheira em uma floresta de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no município de Pinhal Grande - RS. **Revista Árvore**, v.28, n.1, p.29-37, 2004.

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. Decomposition in terrestrial ecosystems. Oxford, Blackwell Scientific Publications, v.56, cap.1, 1979.

TAPIA-CORAL, S.C.; LUIZÃO, F.J.; WANDELLI, E.V. Macrofauna da liteira em sistemas agroflorestais sobre pastagens abandonadas na Amazônia central. **Acta Amazonica**, v.29, n.3, p.477-495, 1999.

VASCONCELOS, H.L.; LAURANCE, W.F. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. **Oecologia**, v.144, p.456-462, 2005.

VENDRAMI, J. L. et al. Produção de serrapilheira e decomposição foliar em fragmentos florestais de diferentes fases sucessionais no Planalto Atlântico do estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v.12, p.136–143, 2012.

VILLEGAS, Z. et al. Silvicultural treatments enhance growth rates of future crop trees in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**. v.258, p.971–977, 2009.

WIEDER, R. K.; WRIGHT, S. J. Tropical Forest Litter Dynamics and Dry Season Irrigation on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v.76, n.6, p.1971–1979, 1995.

XULUC-TOLOSA, F. J. et al. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. **Forest Ecology and Management**, v.174, p.401-412, 2003.

APÊNDICE

APÊNDICE A – TABELA DE COBERTURA DO DOSSEL DE CADA ÁREA DE ESTUDO.

Área	Ponto	Transecto (% de cobertura do dossel)				
		1	2	3	4	5
2003-2004	1	85,431	79,403	80,390	78,471	82,863
	2	86,788	82,613	84,664	82,783	84,972
	3	75,583	77,406	84,600	80,544	78,058
	4	76,305	80,469	79,185	79,295	84,983
2004-2005	1	78,714	84,391	84,119	76,968	82,332
	2	77,685	82,699	81,619	80,336	84,513
	3	81,683	79,069	81,638	79,135	80,176
	4	84,033	86,243	86,769	80,600	79,583
2005-2006	1	79,798	85,407	82,877	88,657	76,336
	2	78,808	87,642	85,935	81,524	81,891
	3	79,596	88,182	84,353	82,075	79,720
	4	88,291	84,854	83,592	81,186	79,789
2009-2010	1	81,798	85,699	90,961	79,980	84,760
	2	84,827	86,448	84,350	88,147	79,415
	3	80,742	87,304	89,088	83,987	73,662
	4	82,916	77,294	78,612	88,427	75,819
2011-2012	1	82,835	78,726	83,205	80,114	81,362
	2	80,950	77,930	78,017	85,864	84,306
	3	77,318	83,626	79,025	91,627	85,564
	4	81,313	77,750	86,123	83,012	85,340
2012-2013	1	85,153	70,116	70,539	74,450	84,750
	2	81,983	87,705	82,230	72,348	72,796
	3	79,295	83,527	70,515	75,852	70,960
	4	86,567	76,571	73,347	78,904	73,520
2013-2014	1	77,437	73,021	82,405	74,273	81,924
	2	78,859	76,440	77,096	81,740	80,067
	3	79,091	75,590	77,461	80,985	72,381
	4	75,956	71,295	76,655	62,178	82,811
2014-2015	1	75,860	75,757	83,148	69,472	72,473
	2	67,182	74,480	74,044	71,006	77,025
	3	83,304	77,995	69,150	74,864	64,710
	4	73,006	78,257	64,907	72,158	78,465

2015-2016	1	50,046	76,509	80,023	78,450	77,467
	2	63,803	80,007	79,291	74,978	85,310
	3	78,084	79,470	72,356	82,780	82,129
	4	80,570	84,595	76,903	81,018	79,965
2016-2017	1	70,223	70,900	68,368	64,176	86,113
	2	61,308	71,620	84,868	84,735	73,769
	3	70,271	86,403	66,521	84,412	68,220
	4	69,865	68,948	72,176	79,193	81,592
2017-2018	1	80,525	81,753	76,820	77,773	77,794
	2	77,000	78,068	77,599	81,365	74,513
	3	75,120	81,499	79,785	76,210	71,559
	4	72,644	77,713	73,604	79,920	72,339
Controle	1	77,839	78,658	71,960	77,930	61,243
	2	83,732	79,162	72,175	79,962	62,674
	3	80,102	80,252	82,204	76,540	62,012
	4	80,850	78,482	80,804	80,180	60,923

ANEXOS

ANEXO A – TABELA DOS DADOS DE INTENSIDADE DE CORTE PARA CADA ÁREA AMOSTRADA, DISPONIBILIZADOS PELA EMPRESA MIL MADEIRAS PRECIOSAS.

Ano	Área de efetivo manejo (ha)	Volume produzido (m³)	Intensidade de corte (m³/ha)
2003/2004	3.151,40	38.259,20	12,14
2004/2005	2.967,02	64.514,54	21,74
2005/2006	6.515,35	126.584,69	19,43
2009/2010	4.998,03	116.302,79	23,27
2011/2012	3.886,49	79.126,15	20,36
2012/2013	8.898,15	129.028,80	14,50
2013/2014	4.624,46	59.621,98	12,89
2014/2016	10.675,53	154.652,37	14,49
2015/2016	10.962,54	143.682,82	13,11
2016/2017	5.865,29	95.156,03	16,22
2017/2018	6.559,72	110.749,61	16,88

ANEXO B – TABELA DOS DADOS DE PRECIPITAÇÃO DA ESTAÇÃO DE ITACOATIARA – AM (OMM: 82336), OBTIDOS DA BASE DE DADOS DO INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET ENTRE OS MESES DE JUNHO DE 2018 A ABRIL DE 2019.

Estação	Data	Precipitação Total (mm)
82336	30/06/2018	302,1
82336	31/07/2018	100,6
82336	31/08/2018	25
82336	30/09/2018	85,8
82336	31/10/2018	52,9
82336	30/11/2018	164,9
82336	31/12/2018	231,6
82336	31/01/2019	366,9
82336	28/02/2019	424
82336	31/03/2019	239,9
82336	30/04/2019	380,8

Fonte: Adaptada de INMET, 2019.

