



Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação  
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia  
Programa de Pós-Graduação em Ciências de Florestas Tropicais

**DINÂMICA DE NITROGÊNIO EM SOLOS DE FLORESTAS SECUNDÁRIAS SOB  
DIFERENTES HISTÓRICOS DE USO NOS MUNICÍPIOS DE SANTARÉM E  
BELTERRA, AMAZÔNIA ORIENTAL**

**AXA EMANUELLE SIMÕES FIGUEIREDO**

MANAUS-AM  
Junho, 2016

**PPG CFT**  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS  
Mestrado e Doutorado

AXA EMANUELLE SIMÕES FIGUEIREDO

**DINÂMICA DE NITROGÊNIO EM SOLOS DE FLORESTAS SECUNDÁRIAS  
SOB DIFERENTES HISTÓRICOS DE USO NOS MUNICÍPIOS DE SANTARÉM  
E BELTERRA, AMAZÔNIA ORIENTAL**

ORIENTADOR: Dr. Antônio Ocimar Manzi

CO-ORIENTADOR: Carlos Alberto Nobre Quesada

AGÊNCIA FINANCIADORA: CAPES

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências de Florestas Tropicais, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências de Florestas Tropicais

MANAUS-AM  
Junho, 2016

F475 Figueiredo, Axa Emanuelle Simões

Dinâmica de nitrogênio em solos de florestas secundárias sob diferentes históricos de uso nos municípios de Santarém e Belterra, Amazônia Oriental/ Axa Emanuelle Simões Figueiredo. --- Manaus : [s. n.], 2016

vii, 50 f.: il.

Dissertação (mestrado) --- INPA, Manaus, 2016

Orientador : Antônio Ocimar Manzi

Co-orientador : Carlos Alberto Nobre Quesada

Área de concentração : Manejo Florestal

1. Nitrogênio – Dinâmica de nitrogênio no solo. 2. Florestas Secundárias– Ciclagem de Nutrientes. I. Título.

CDD 631.416

**Sinopse:**

Estudou-se a dinâmica de nitrogênio em solos de florestas secundárias, nos municípios de Santarém e Belterra, Amazônia Oriental.

**Palavras-chave:** ciclagem, nitrogênio, mineralização, isótopos, eficiência.

## **Agradecimentos**

Aos doutores Antonio Manzi e Beto Quesada pela orientação ao longo desse trabalho.

Ao projeto ECOFOR, pelo convite de participação.

Ao Beto Quesada pelos ensinamentos, sempre com paciência e palavras de incentivo.

À Erika Berenguer e Josh Barlow pela disponibilidade dos dados de biomassa e produção de serapilheira.

Ao meu “hermano” Alexandre Brunello pelas experiências compartilhadas em laboratório, contribuições intelectuais e conversas regadas de bom humor.

Aos demais colegas do Grupo de Ciclos Biogeoquímicos do INPA (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia), Laynara Lugli, Érick Oblitas e Raimundo Filho pelas sugestões para o desenvolvimento do trabalho.

Ao Laboratório Temático de Solos e Plantas (LTSP) do INPA, Jonas Filho, Gabriela Gandhi, Laura Oliveira, Roberta Biazutti, Erison Gomes e Edivaldo Chaves pelo acompanhamento em laboratório e pela convivência. Mesmo em dias corridos, no LTSP consegui resultados de análises e de brinde, xícaras de café acompanhadas de boas risadas.

À equipe de Campo do ECOFOR, Marina Seixas, “Xarope”, “Leca” e “Bega”, pelo auxílio nas coletas de solo e por ser uma equipe compreensiva quanto as minhas limitações em Santarém.

Ao Dr. Plínio Camargo pela colaboração e leitura das análises isotópicas.

Ao Dr. Edgard Tribuzy, por todo apoio em um momento de emergência no Campo em Santarém, pelas sugestões e pela disposição em me ajudar.

À família Simões, por serem tão otimistas e por todo carinho recebido enquanto estive em Manaus.

Ao companheirismo e contribuição das colegas de classe, Camilla, Gisely, Clara e Ana Cláudia.

Aos amigos de Santarém Vanessa Leão, Glícia Nascimento, Helender Ueno, Duílio de Andrade e Ana Liberal, sempre presentes em momentos de ansiedade e entretenimento.

À minha família, Nilson, Ivone e Verônica pelo incentivo a estudar e por acreditarem em mim. “Papai Nilson” pelas suas palavras de apoio sempre me apresentando o lado bom das situações.

Ao meu Deus pela vida e pelas pessoas incríveis que colocou ao longo do mestrado.

## **Resumo**

Se a ciclagem de nutrientes através da decomposição da matéria orgânica e a economia do uso de nutrientes pela vegetação são fatores que permitem a manutenção de grande parte de florestas primárias na Amazônia, é previsível que ambos os fatores sejam afetados diante de alterações antrópicas que modificam a cobertura vegetal, tendo em vista a saída de nutrientes que estava contida na fitomassa acima do solo. Esta dissertação teve como objetivo verificar mudanças na dinâmica do nutriente nitrogênio em solos de florestas secundárias com os seguintes históricos de uso: extração de madeira, manejo e queima, bem como, corte raso, nos municípios de Santarém e Belterra, Amazônia Oriental. Dentre os parâmetros avaliados estão: eficiência no uso de nitrogênio, relações C:N em serapilheira fresca e de chão, nitrato e amônio no solo, taxas de mineralização de nitrogênio e análise do isótopo  $^{15}\text{N}$ . Houve uma tendência de maior eficiência no uso de nitrogênio nos tratamentos de manejo e queima e corte raso, o que resultou em menor qualidade da serapilheira fresca e de chão, bem como, menores taxas de mineralização. A disponibilidade de nitrogênio mostrou uma tendência de ser maior nas florestas primárias e manejadas. Como parâmetro integrador acerca da dinâmica de N no solo, a análise do isótopo  $^{15}\text{N}$  indicou uma dinâmica reduzida nas florestas submetidas ao corte raso, em relação à floresta primária. Propõe-se para as áreas estudadas um modelo conceitual de recuperação da dinâmica de N no solo, onde as florestas secundárias do presente trabalho estão saindo da fase inicial de limitação em N e evoluindo para os padrões de floresta primária.

**Palavras Chave:** ciclagem, nitrogênio, mineralização, isótopos, eficiência

**Abstract**

If the nutrient cycling through decomposition of organic material and the economy of the use of nutrients by the vegetation are factors that enable the maintenance of a large part of the primary forests in the Amazon, it is predictable that both factors are affected before anthropogenic changes that modify the vegetation, in order to output nutrients that was contained above the soil biomass. This work aimed to determine changes in the dynamics of nitrogen nutrient in secondary forest soils with the following historical usage: logging, management and burns, as well as, clear cutting in Santarém and Belterra Cities, Eastern Amazon. Among the evaluated parameters are: efficiency in the use of nitrogen, C: N rate in litterfall and floor, nitrate and ammonium in the soil, nitrogen mineralization rates and analysis of the  $^{15}\text{N}$  isotope. There was a trend to more efficient in the use of nitrogen in management treatments and burning and clearcutting, which resulted in lower quality of the fresh litterfall and floor, as well as lower mineralization rates. The availability of nitrogen showed a tendency to be higher in primary and managed forests. As a measure of integrating character to the dynamics of N in the soil, the isotopic analysis indicated a reduced dynamic in forests subjected to clearcutting in relation to primary forest. It is proposed for the studied areas a conceptual model of recovery of the N dynamics in the soil, in which the secondary forests of this work are outing of the initial phase of limitation in N, and evolving into the primary forest standards.

**Key Words:** cycling, nitrogen, mineralization, isotope, efficiency.

## Sumário

Agradecimentos.....	iv
Resumo.....	vi
Abstract .....	vii
<b>1. Introdução.....</b>	<b>12</b>
<b>2. Objetivos .....</b>	<b>17</b>
2.1 Objetivo Geral.....	17
2.2 Objetivos Específicos.....	17
<b>3. Hipóteses .....</b>	<b>17</b>
<b>4. Métodos .....</b>	<b>18</b>
4.1 Área de Estudo .....	18
4.2 Seleção das Parcelas.....	19
4.3 Coleta e determinação de propriedades físicas, químicas e isotópicas do solo.....	21
4.3.1 Textura .....	22
4.3.2 pH do Solo.....	22
4.3.3 Cátions Trocáveis.....	23
4.3.4 CTC efetiva .....	23
4.3.5 Densidade aparente .....	23
4.3.6 Umidade do Solo.....	23
4.3.7 C:N do solo e em folhas de serapilheira.....	23
4.3.8 N inorgânico e Taxa de Mineralização.....	23
4.3.9 Isótopos <sup>15</sup> N no solo .....	24
4.3.10 Retorno de Nitrogênio em serapilheira .....	25
4.4 Períodos de amostragem.....	26
4.5 Análises de Dados .....	26
<b>5. Resultados .....</b>	<b>26</b>
5.1 Impactos diretos sobre a produtividade e estrutura da vegetação .....	26
5.2 Impactos sobre a ciclagem de nitrogênio.....	28

5.3 Nitrogênio inorgânico nos solos e taxas de mineralização .....	32
5.4 Integrando efeitos combinados dos sistemas de uso sobre o ciclo do nitrogênio .....	34
5.5 Dinâmica temporal da recuperação do nitrogênio após distúrbios. ....	35
<b>6. Discussão .....</b>	<b>40</b>
6.1 Impactos diretos sobre a produtividade do dossel e matéria orgânica .....	40
6.2 Impactos sobre a ciclagem de nitrogênio.....	40
6.3 N inorgânico e Taxas de Mineralização .....	43
6.4 Discriminação isotópica em solos.....	45
<b>7. Conclusão .....</b>	<b>48</b>
<b>8. Referências Bibliográficas .....</b>	<b>49</b>
<b>6 Anexos .....</b>	<b>55</b>

## Lista de Figuras

Figura 1: Parcelas nos municípios de Santarém e Belterra, estado do Pará.....	20
Figura 2: Distribuição dos pontos de trado e da trincheira dentro das parcelas .....	21
Figura 3: a) biomassa acima solo; b) produção anual do dossel .....	28
Figura 4: Retorno de anual de nitrogênio via serapilheira .....	29
Figura 5: Estratégia de eficiência no uso de nitrogênio .....	29
Figura 6: Eficiência da ciclagem de Nitrogênio.....	30
Figura 8: Qualidade de serapilheira fresca(a) e de chão (b) em função da estratégia de eficiência .....	31
Figura 7: a) Estoque de N em serapilheira de chão; b) qualidade da serapilheira de chão .....	31
Figura 9: Valores de nitrogênio inorgânico e taxas de mineralização.....	32
Figura 10: Correlações entre teores de nitrato e a) produtividade do dossel e b) eficiência no uso de nitrogênio.....	33
Figura 11: Correlações de N inorgânico entre densidade do solo e pH .....	34
Figura 12: Valores de enriquecimento isotópico $\delta^{15}\text{N}$ no solo .....	34
Figura 13: Correlações de Spearman para enriquecimento isotópico e parâmetros de ciclagem	35
Figura 14: Comportamento dos parâmetros de ciclagem de nitrogênio conforme o tempo.....	36
Figura 15: Sumário dos parâmetros da dinâmica de ciclagem de nitrogênio nas classes de uso do solo.....	37
Figura 16: Modelo conceitual da recuperação da dinâmica de N no solo conforme a idade das sucessões .....	49

**Lista de Tabelas**

Tabela 1: Valores de significância para o teste de Kruskal Wallis entre os tratamentos para características no solo.....	37
Tabela 2: Valores de significância para ANOVA entre os tratamentos para características em solo e planta.....	38
Tabela 3: Valores de correlação de Spearman (lado esquerdo) e valor de significância (lado direito).....	39
Tabela 4: Médias e desvios dos parâmetros estudados .....	55

## 1. Introdução

Na Amazônia, os solos abrangem uma diversidade considerável, apresentando variações nas propriedades físicas e químicas fortemente associadas aos diferentes graus de desenvolvimento pedogenético, resultando em gradientes de fertilidade (QUESADA et al., 2010). Porém, a maior parte da floresta tropical densa de terra firme dessa região situa-se sobre solos de baixa fertilidade natural, onde a manutenção da estrutura florestal depende de sua economia e ciclagem de nutrientes (SCHUBART et al., 1984; JORDAN, 1985).

Dentre os mecanismos de conservação de nutrientes na floresta destaca-se a decomposição da matéria orgânica, que apesar de concentrar-se em uma camada superficial do solo, a liberação de nutrientes a partir da decomposição de serapilheira é maior do que liberação a partir de minerais no solo (SOMBROEK, 1966; TURNER, 2004). Essa decomposição ocorre, em geral, de forma rápida, devido altas temperaturas e alta precipitação anual, o que impulsiona a atividade de microrganismos (LUIZÃO et al., 2009).

Outro mecanismo de conservação de nutrientes na floresta é a eficiência no uso de nutrientes, definida por Schubart et al. (1984) como o aproveitamento máximo de qualquer recurso dentro no ambiente. A vegetação, dependendo do nível nutricional do solo, possui a capacidade de utilizar um nutriente de forma mais conservadora, por exemplo, a translocação de nutrientes de folhas mais velhas para outras partes da planta antes da queda (CHAPIN, 1980; VITOUSEK, 1982; VITOUSEK, 1984). Essa eficiência no uso de nutrientes é um fator crucial na produtividade florestal, uma vez que indica o grau de produção de biomassa por menor unidade de nutrientes (CHAPIN, 1980).

Tendo em vista o fato de que grandes reservas de nutrientes estão contidas na fitomassa acima do solo (WALTER, 1973), é de se esperar que a ciclagem de nutrientes

altera-se na medida direta em que intervenções com mudanças da cobertura vegetal acontecem (LUIZÃO, 2007). Por exemplo, a extração de madeira resulta em exportação de nutrientes (BIONTE, 1997), além de reduzir a biomassa florestal pela retirada de árvores com valor comercial e danos em parte da vegetação adjacente no processo de exploração (FEARNSIDE, 2003). Embora ocorra a liberação de nutrientes através da adição de matéria orgânica local, a redução de raízes absorvedoras permite maior saída de nutrientes por lixiviação (FERREIRA et al., 2006).

No caso da conversão de florestas com o uso do fogo, alguns elementos essenciais são perdidos por volatilização e transportados pela fumaça, enquanto outros são disponibilizados ao solo através das cinzas. Por ser uma atividade de baixo custo, o uso do fogo como ferramenta de manejo é amplamente utilizado na Amazônia, e a preparação do solo com queimadas é comum na região (ABREU SÁ et al., 2007). Porém, nas condições regionais de precipitação ocorre rápida lixiviação de matéria orgânica e nutrientes (LUIZÃO et al., 2009), o que resulta em perdas de nutrientes no ecossistema.

Quanto maior a frequência da retirada da vegetação e dos ciclos de queima com perda de nutrientes em um determinado uso da terra, mais lentas serão as taxas de regeneração da floresta após o abandono do local (DAVIDSON et al., 2007). Os processos de ciclagem de nutrientes durante a sucessão secundária podem trazer implicações para o desenvolvimento da estrutura florestal, como o aumento da densidade de árvores (menores) na parcela, diminuição da altura do dossel, redução no índice de área foliar (DAVIDSON & MARTINELLI, 2009) e alterações na composição e riqueza de espécies (MESQUITA et al., 2015).

Em 2015, o estado do Pará obteve uma taxa anual de desmatamento estimada em 1881 km<sup>2</sup>, contribuindo com 32, 2% da taxa anual de desmatamento da Amazônia Legal

(INPE, 2016). No ano de 2013, este mesmo estado teve 1551 km<sup>2</sup> de degradação florestal-cobertura florestal que embora não foi completamente suprimida, teve sua estrutura modificada pela atividade madeireira, conseqüentemente, grande proporção de solo exposto e aberturas de estradas (INPE, 2016).

A presença do desmatamento na paisagem amazônica é uma das razões para a ausência de sucessão de florestas secundárias avançadas, que poderiam evoluir e desempenhar um papel importante na ciclagem de nutrientes aos padrões de floresta primária (DAVIDSON & MARTINELLI, 2009), como na produção de serapilheira e retorno em nutrientes via queda de folhas. Grandes extensões florestais, mesmo não ocorrendo a retirada total da vegetação, sofrem algum nível de alteração, que desencadeiam conseqüências de longo alcance na ciclagem de nutrientes, estabilidade e capacidade de resiliência dos ecossistemas (ECOFOR, 2012).

Após um distúrbio, a compreensão da limitação de um ecossistema florestal está intimamente ligada à disponibilidade de nitrogênio, pois este elemento, juntamente com o fósforo, é um dos maiores limitantes da produtividade primária terrestre (MARTINELLI et al., 2009; FURTINI NETO et al., 2001). O mecanismo de eficiência no uso de nutrientes (como o nitrogênio) tem importantes implicações em florestas secundárias, uma vez que torna a continuidade do crescimento da vegetação menos dependente das características nutricionais do solo (GOMES & LUIZÃO, 2011).

Em geral, solos tropicais possuem grande abundância de nitrogênio (N) (LAMBERS et al., 2008; NARDOTO et al., 2013). Apesar dos solos da Amazônia apresentarem uma acumulação de N nos últimos 50 milhões de anos devido a entradas atmosféricas e fixação biológica (NARDOTO et al., 2013), alterações antrópicas podem resultar em limitação de N em florestas secundárias na Amazônia, o que implica na velocidade de regeneração (DAVIDSON et al., 2007). Este problema aumenta caso

haja a presença de fogo, isso devido às saídas de N durante a queima, considerando sua abundância na biomassa e grandes quantidades perdidas por volatilização (MARTINELLI et al., 1999; DAVIDSON & MARTINELLI, 2009).

O nitrogênio destaca-se dos demais elementos por apresentar acentuado dinamismo no sistema solo-planta e por ser exigido em grande quantidade pela vegetação (CANTARELLA, 2007). Essa necessidade das plantas deve-se a constituição de componentes das células vegetais (TAIZ & ZEIGER, 2013). Uma planta não consegue formar novas células e dar continuidade aos seus processos vitais na ausência de nitrogênio, pois a fotossíntese pode produzir carboidratos a partir de gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) e água ( $\text{H}_2\text{O}$ ), mas o processo não se estende à produção de proteínas, ácidos nucleicos e enzimas (TROEH & THOMPSON, 2007).

Mesmo o nitrogênio compondo 78% da atmosfera na forma do gás dinitrogênio ( $\text{N}_2$ ), as plantas só podem utilizá-lo quimicamente combinado com hidrogênio, oxigênio ou pela decomposição de compostos orgânicos. O processo de fixação desse elemento (transformação de  $\text{N}_2$  em formas disponíveis aos organismos vivos) pode ser realizado por microrganismos e por reações químicas na atmosfera (SCHLESINGER, 1997; TROEH & THOMPSON, 2007).

No solo, o N encontra-se predominantemente na forma orgânica, o que corresponde a mais de 98% do N total (ALFAIA, 2006). As frações inorgânicas são compostas principalmente por íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), mas pequenas concentrações de nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) podem ocorrer em algumas situações (MALAVOLTA, 2006).

A distribuição de nitrogênio no perfil do solo é aproximadamente a mesma da matéria orgânica. A mineralização de nitrogênio consiste na decomposição microbiana de matéria orgânica no solo, liberando nitrogênio mineral, nitrato e amônio - formas de

N disponíveis para a vegetação (TROEH & THOMPSON, 2007; MARTINELLI et al., 2009). O processo reverso à mineralização, no qual íons inorgânicos são convertidos à forma orgânica, é chamado de imobilização (ALFAIA, 2006). Esse processo ocorre quando os microrganismos utilizam o nitrogênio inorgânico da solução para elaboração de proteínas para seus corpos, devido a baixa quantidade de nitrogênio no material que está sendo decomposto (TROEH & THOMPSON, 2007).

Tendo em vista a importância da produção de serapilheira e ação de microrganismos nas taxas de mineralização de nitrogênio (SCHUBART et al., 1984; ATTIWILL & ADAMS et al., 1993), alterações na cobertura vegetal que modificam a biomassa microbiana e propriedades do solo - como densidade e umidade - também implicam em mudanças na dinâmica de N e qualidade da matéria orgânica (NEILL, ET AL., 1997; WICK et al., 2005). A qualidade da matéria orgânica pode ser inferida através das relações C:N, pois relações menores do que 31:1 facilitam o processo de mineralização (TROEH & THOMPSON, 2007).

Uma das formas de avaliar as transformações individuais de nitrogênio no solo é através da análise isotópica de  $^{15}\text{N}$ , que marca o caminho dos dois isótopos de N ( $^{15}\text{N}$  e  $^{14}\text{N}$ ) simultaneamente, fornecendo informações acerca do sistema e estimando as taxas de transformação de N (HOGBERG, 1997; MARTINELLI et al., 2009). Em lugares onde o nitrogênio é um nutriente relativamente abundante, com altas taxas de transformações desse elemento, como na maioria das florestas das planícies amazônicas, os estoques de nitrogênio na vegetação e no solo são enriquecidos em  $^{15}\text{N}$  (NARDOTO et al., 2008, MARTINELLI et al., 2009).

Considerando a importância da disponibilidade de nitrogênio na recuperação da floresta após uma perturbação (DAVIDSON & MARTINELLI, 2009), esta dissertação teve como objetivo principal investigar as transformações ocorridas na dinâmica de

nitrogênio em florestas da Amazônia Oriental (Santarém, Pará) submetidas a perturbações como manejo florestal, manejo e queima, e também o processo de recuperação do ciclo do N ao longo do tempo em florestas secundárias com histórico de corte raso.

Este trabalho é parte do Projeto “ECOFOR: Biodiversidade e funcionamento de ecossistemas em áreas alteradas pelo homem nas Florestas Amazônica e Atlântica”, que visa compreender como a crescente ocupação da floresta tropical pelo homem pode impactar a biodiversidade, os serviços ecossistêmicos e o clima local e global.

## **2. Objetivos**

### 2.1 Objetivo Geral

Investigar a dinâmica de nitrogênio em solos sob processos de alteração humana nos municípios de Santarém e Belterra.

### 2.2 Objetivos Específicos

- I. Determinar as alterações na disponibilidade de nitrogênio em solos florestais sob diferentes históricos de uso;
- II. Determinar como mudanças no uso da terra influenciam no retorno de nitrogênio via produção de serapilheira e processos de mineralização;
- III. Correlacionar propriedades do solo e intervalo de tempo com aspectos da dinâmica de nitrogênio presente nas diferentes condições da floresta (exploração, histórico de fogo e regeneração);

## **3. Hipóteses**

H’ Floresta primária e floresta manejada são semelhantes quanto ao comportamento da dinâmica de nitrogênio;

H'' A queima impacta negativamente as taxas de mineralização e o retorno de nitrogênio via serapilheira, o que resulta em ciclagem mais eficiente pela vegetação e  $\delta^{15}\text{N}$  próximo a zero;

H''' Florestas secundárias submetidas a corte raso são mais limitadas por nitrogênio, com taxas de mineralização menores e serapilheira pobre em N;

H'''' A recuperação da ciclagem de nitrogênio ocorre ao longo do tempo (aos padrões de floresta primária), dependendo do tipo de impacto (manejo, fogo ou corte seguido de regeneração) e de propriedades do solo (densidade, pH e quantidade de argila).

#### **4. Métodos**

##### 4.1 Área de Estudo

A área de estudo compreende florestas primárias e sob influência humana utilizadas pela Rede Amazônia Sustentável (BERENGUER et al., 2014) nos municípios de Santarém e Belterra, Pará. As coordenadas dos municípios de Santarém e Belterra, respectivamente, são: 2° 24' 52" de latitude sul, 54° 42' 36" de longitude oeste/ 02° 38' 11" de latitude sul e 54° 56' 14" de longitude oeste. Ambos os municípios, situam-se na região do oeste paraense, na mesorregião do Baixo Amazonas, localizados na margem direita do rio Tapajós, na sua confluência com o rio Amazonas. O clima de Santarém é do tipo Am, de acordo com a classificação climática de Köppen, caracterizado como tropical úmido, sem estação fria, com temperatura média 25,9° C. A precipitação média é de 2150mm. Em Belterra o clima de acordo com a classificação Köppen e Geiger é Am. A temperatura média é 25.3 °C e precipitação média anual é 1943 mm (CLIMATE-DATA, 2016).

Em ambos os municípios, a vegetação predominante é do tipo Floresta Ombrófila Densa de terra firme, seguindo a terminologia proposta pelo IBGE (2012).

Nesse tipo de vegetação, ocorrem árvores de grande porte, trepadeiras lenhosas e epífitas em abundância (IBGE, 2012). A geomorfologia da região é classificada por duas principais unidades morfo-estruturais, conhecidas como Platô do Baixo Amazonas da Amazônia Oriental, com altitude aproximada de 100 m, e Platô Tapajós-Xingu, com altitude entre 120 e 170 m. A principal unidade pedológica é o Latossolo Amarelo distroférico, que apresenta diferentes texturas, sendo normalmente coberto por floresta densa (HERNANDEZ FILHO et al., 1993) A maior expressividade de área dos Latossolos Amarelos encontra-se nos platôs litorâneos e amazônicos, onde normalmente desenvolvem-se a partir de sedimentos do Grupo Barreiras (Pleistoceno) e Formação Alter do Chão (Cretáceo) (KER,1997).

#### 4.2 Seleção das Parcelas

As 20 parcelas foram instaladas de modo aleatório estratificado dentro de microbacias na região oeste do Pará, medindo 0,25 ha (250m x 10 m), seguindo uma densidade padrão de amostragem, sendo uma parcela a cada 400 ha ao longo da paisagem. As microbacias possuem áreas de 5000 a 6000 ha e foram delimitadas anteriormente pelo Projeto Rede Amazônia Sustentável (RAS) de modo a captar a heterogeneidade da cobertura florestal. Ao todo, o projeto RAS instalou 200 parcelas. O delineamento das bacias foi feito usando um modelo de elevação digital e o SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para ARCGIS 9.3. As parcelas foram distribuídas respeitando a proporção de classe de uso do solo.

Das 20 parcelas utilizadas neste estudo, foram selecionadas cinco por classe de uso do solo – Floresta Primária, Floresta Manejada, Floresta Manejada e Queimada e Floresta Secundária com histórico de corte raso. Todas estão localizadas em áreas de floresta ombrófila densa de terra firme e foram alocadas, pelo menos, 1500 metros de distância uma da outra e ao menos 100 m de distância das bordas (Figura 1).

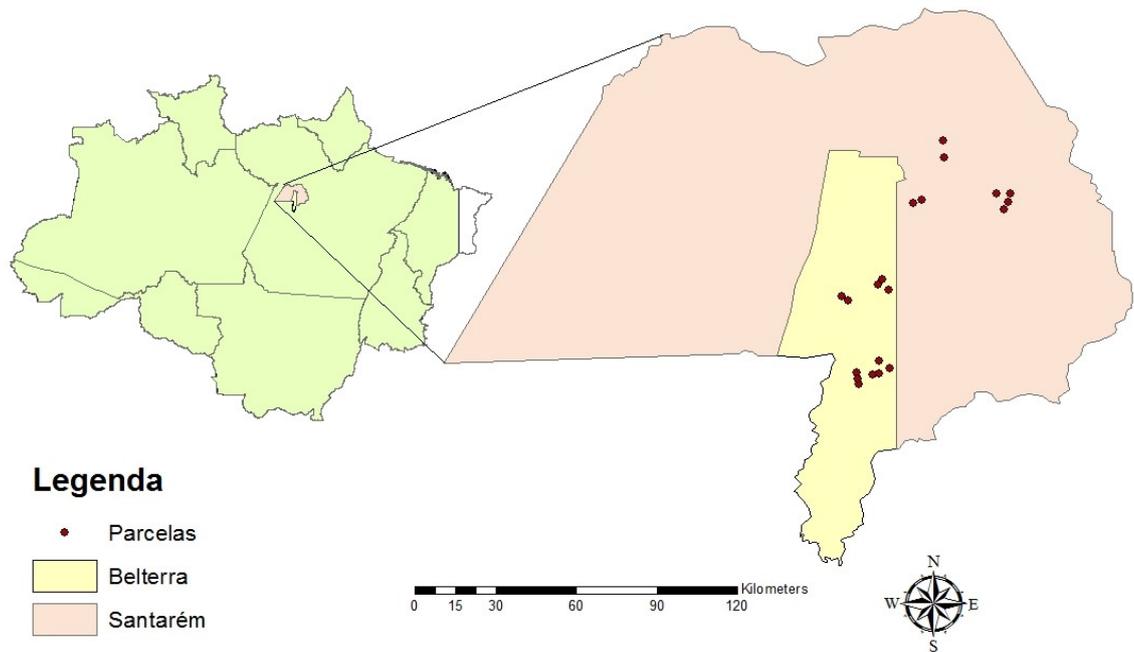


Figura 1: Parcelas nos municípios de Santarém e Belterra, estado do Pará

**Floresta primária:** As parcelas de floresta primária estão localizadas dentro de uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável - Floresta Nacional do Tapajós, no município de Belterra, essas áreas não sofreram alteração antrópica significativa e possuem sua estrutura conservada.

As demais parcelas foram classificadas com base em uma combinação de sinais físicos de exploração madeireira (presença de tocos e resíduos de exploração) e incêndios (presença de carvão), encontrados durante pesquisas de campo anteriores do projeto ECOFOR (BARLOW et al, 2010), juntamente com uma inspeção visual de uma cronosequência de imagens de Landsat. Essas parcelas ainda continuam sendo monitoradas pelo Projeto ECOFOR.

**Floresta manejada:** As extrações seletivas de madeira ocorreram há mais de 30 anos (sem informações sobre a intensidade de exploração).

**Floresta manejada e queimada:** Ocorreu nessas áreas extração seletiva de madeira e incêndios no sub-bosque, porém não houve remoção total da cobertura vegetal. O tempo desde as últimas queimadas corresponde a 14, 18, 17, 18 e > 30 anos.

**Floresta submetida a corte raso:** O corte raso nas parcelas ocorreu há 14, 18 e 18 anos (sem informações de tempo em duas parcelas nesse tratamento).

#### 4.3 Coleta e determinação de propriedades físicas, químicas e isotópicas do solo

A coleta do solo para a determinação das propriedades foi realizada por outro membro do Projeto ECOFOR seguindo o protocolo padrão do Projeto Rainfor, conforme citado por Quesada et al, (2010), e disponível no site : <<http://www.rainfor.org/upload/ManualsSpanish> >. Em cada parcela, foram coletadas amostras de três pontos de trado até 2 metros de profundidade e uma trincheira, distribuídos equidistantemente na parcela (Figura 2), utilizando trado holandês. A trincheira foi aberta com a dimensão de 1,0 x 2,0 x 2,0 metros.

Porém, as amostras de propriedades físicas e químicas do solo para parâmetros de dinâmica de nitrogênio foram utilizadas neste estudo nas profundidades de 0-10 (camadas onde foram realizadas as taxas de mineralização), as médias desses valores encontram-se em anexo na Tabela 4.

As amostras com raízes, detritos, pequenas pedras e partículas acima de dois milímetros foram secas ao ar livre, para posteriormente serem separadas e peneiradas para as análises.

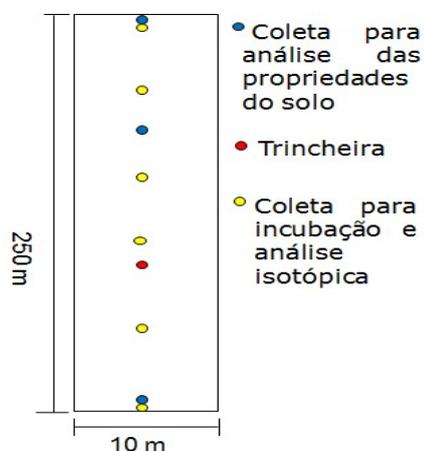


Figura 2: Distribuição dos pontos de trado e da trincheira dentro das parcelas

Trincheiras: Foram observados os seguintes parâmetros: distribuição dos horizontes, cor do solo, a distribuição de rochas, presença ou ausência de concreções, rochas sedimentares ou horizontes de impedimentos, hidromorfismo, quantidade de raízes e distribuição, capacidade de drenagem, dureza do solo, teor de matéria orgânica, observações de minerais facilmente intemperizáveis, distribuição da porosidade do solo, classificação do solo (suposta ordem do solo), localização topográfica e coletas de densidade do solo por profundidade.

As análises físicas e químicas foram realizadas no Laboratório Temático de Solos e Plantas (LTSP) do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Brasil. Para as análises envolvendo incubações, os extratos de solo foram preparados na estação do LBA em Belterra, e posteriormente congelados para análises no INPA, Manaus. A determinação de isótopos de nitrogênio ( $^{15}\text{N}$ ) foi feita através de amostras compostas no Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA/USP, em Piracicaba, São Paulo.

As amostras para a determinação dos parâmetros textura, acidez do solo, cátions trocáveis, CTC efetiva, C:N e densidade do solo foram coletadas nos quatro pontos equidistantes de trado citados no tópico 4.2.2.

#### 4.3.1 Textura

Para a determinação da proporção relativa das frações argila, areia e silte do solo, foram analisadas amostras na profundidade pelo método da pipeta em dispersão total (EMBRAPA, 2011).

#### 4.3.2 pH do Solo

O pH do solo foi determinado utilizando 10 g de terra fina agitada com 25 ml  $\text{H}_2\text{O}$  por 1 hora em um agitador mecânico, sendo sua leitura realizada após 1 hora de repouso com uma sonda automática (adaptado EMBRAPA, 2011).

#### 4.3.3 Cátions Trocáveis

Ca, Mg, K, Na e Al foram determinados pelo método de Nitrato de Prata-Tiouréia (Ag-TU; Pleysier e Juo, 1980). Este é um método rápido e conveniente que permite uma extração por centrifugação com uma solução de 0,01M Ag-TU, até que a troca catiônica completa seja alcançada. Vantagens adicionais deste método incluem a baixa molaridade do agente de extração e a sua elevada eficácia em um grande intervalo de pH do solo (PLEYSIER & JUO., 1980).

#### 4.3.4 CTCefetiva

Determinada utilizando o cálculo citado por EMBRAPA (2011):

$$CTC \text{ (cmol}_c\text{/kg)} = (SB + Al);$$

$$SB \text{ (cmol}_c\text{/kg)} = (Ca + Mg + Na + K);$$

#### 4.3.5 Densidade aparente

Determinada pelo método do cilindro volumétrico, conforme descrito por EMBRAPA (2011), conforme a equação:

$$\text{Densidade (g cm}^{-3}\text{)} = \frac{\text{massa de solo (g)}}{\text{volume do cilindro (cm}^{-3}\text{)}}$$

#### 4.3.6 Umidade do Solo

A umidade do solo foi determinada pesando 10g de solo fresco, e posteriormente conduzido a estufa a 105 °C por 24 horas (EMBRAPA, 2011). O cálculo da umidade do solo foifeito segundo a equação:

$$\% \text{ UM} = (\text{Peso úmido} - \text{Peso seco}) \times 100 / \text{Peso seco}$$

#### 4.3.7 C:N do solo e em folhas de serapilheira

As concentrações totais de C e N foram feitas pelo analisador Vario Max CN (Elementar, Alemanha), em solo seco em estufa a 65° por 72 h e após moagem a fino pó (PELLA, 1990; NELSON & SOMMERS, 1996).

#### 4.3.8N inorgânico e Taxa de Mineralização

As amostras de solo foram coletadas em seis pontos por parcela com ajuda de um trado metálico. Em cada ponto foram coletadas duas amostras de solo logo abaixo da camada da liteira (0-10cm de profundidade).

As amostras foram colocadas em sacos plásticos identificados e armazenadas em caixa de isopor contendo gelo até a extração do N mineral em laboratório, o que foi feito em questão de horas.

Os extratos de solo para determinação de concentrações  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$  foram obtidos utilizando amostras de 20g de solo úmido e 40ml de  $\text{K}_2\text{SO}_4$  (0,5M), com agitação a 200 rpm do material por 15 minutos e mantido em repouso por 30 minutos. Estes extratos foram filtrados e preservados para determinação dos teores de N-mineral. Os teores de amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) foram determinados por colorimetria seguindo as metodologias descritas por Anderson & Ingram (1993), As leituras foram realizadas com o auxílio do Fotômetro Shimadzu (UV mini 1240).

Para determinar as taxas de transformação do N mineral foram retiradas duas subamostras de 40g de cada um dos seis pontos da parcela, que posteriormente foram colocadas em frascos plásticos de 250 ml. De uma das subamostras foi extraído o nitrogênio mineral inicial, e a outra subamostra foi incubada, em ambiente fechado e temperatura ambiente (25-30°). Após o período de incubação, foi extraído o N mineral da segunda amostra (*sensu* Picolloet al.,1994). O período de incubação usado neste trabalho foi de 10 dias.

Para o cálculo das taxas foram usadas as seguintes fórmulas:

$$\text{Taxa de nitrificação} = [\text{N} - \text{NO}_3^-]_{\text{final}} - [\text{N} - \text{NO}_3^-]_{\text{inicial}} \quad (1)$$

$$\text{Taxa de mineralização} = [\text{N} - \text{NH}_4^+ + \text{N} - \text{NO}_3^-]_{\text{final}} - [\text{N} - \text{NH}_4^+ + \text{N} - \text{NO}_3^-]_{\text{inicial}} \quad (2)$$

#### 4.3.9 Isótopos $^{15}\text{N}$ no solo

A composição isotópica foi analisada a partir de amostras compostas dos seis pontos de repetições por parcelas. As amostras compostas foram preparadas para as profundidades de 0-10 cm. Os solos foram secos ao ar livre, e processados em moinho de bolas e enviados ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA/USP. Pesou-se aproximadamente 2 mg de solo em cápsulas de estanho. A análise foi realizada em Analisador Elementar de Combustão (EA-CarlosErba) em linha com Espectrômetro de Massa. A abundância natural de  $^{15}\text{N}$  foi expressa como desvio por mil (‰) de um padrão, através da equação:

$$\delta = (R_{\text{amostra}} / R_{\text{padrão}} - 1) \times 1000 \quad (3)$$

Onde: R = razão molar  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  na amostra e no padrão.

#### 4.3.10 Retorno de Nitrogênio em serapilheira

Em cada parcela foram coletadas 4 amostras de serapilheira fina (folhas, partes reprodutivas e galhos <1 cm de diâmetro), usando como referência, quadrados de 50 cm x 50 cm lançados aleatoriamente sobre a superfície do solo. Neste trabalho, apenas os materiais foliares foram utilizados da serapilheira fina. Assim, o termo serapilheira de chão refere-se às folhas no piso florestal.

Nas mesmas parcelas foram medidas as taxas de produção de serapilheira, em seis cestas de 0,5 x 0,5 m localizadas sistematicamente na parcela, e dispostas a 1 m de altura. O termo serapilheira fresca refere-se ao material foliar coletado na cesta. O trabalho de coleta e determinação das taxas de produção foi feito por outros membros do Projeto ECOFOR.

Do material colhido sobre o solo e cestas foram preparadas amostras compostas para determinação de N total, através do auto analisador CHN Vario Max (PELLA, 1990; NELSON & SOMMERS, 1996).

O retorno e eficiência no uso de nitrogênio foram calculados pelas seguintes equações:

$$RN = Pr \times [N]_s; \quad (4)$$

$$EUN = Pr / RN; \quad (5)$$

Onde, Pr corresponde à produção anual de serapilheira,  $[N]_s$  corresponde a concentração de nitrogênio nas folhas e RN corresponde ao Retorno anual de nitrogênio (VITOUSEK, 1982).

#### 4.4 Períodos de amostragem

Outubro e Novembro de 2014 - Coleta para amostragem de propriedades físicas e químicas de solo em todas as parcelas;

Janeiro de 2015 a dezembro de 2015- Coleta para determinação do Retorno de Nitrogênio via serapilheira;

Julho e agosto de 2015 - coleta de solos para análise isotópica e para incubação de nitrogênio mineral.

#### 4.5 Análises de Dados

Os valores para os parâmetros estudados foram comparados entre os quatro tipos de condição de uso através da análise de variância (ANOVA), e posteriormente com o teste de Tukey, a 5 % de probabilidade. Quando necessário, para o caso de parâmetros que não apresentaram normalidade, utilizou-se o teste de Kruskal Wallis. Os dados coletados foram processados pelos softwares SPSS versão 21 e R Studio versão 3.2.3.

## 5. Resultados

### 5.1 Impactos diretos sobre a produtividade e estrutura da vegetação

Por ser um parâmetro fortemente influenciado pelos diferentes processos de distúrbio, recuperação e estado de equilíbrio da floresta, a biomassa florestal acima do solo é apresentada na Figura 3a. Neste contexto, a biomassa florestal representa em

parte o grau de integridade das áreas e o contínuo de recuperação após os distúrbios, permitindo comparar o nível de degradação da estrutura florestal. A biomassa de florestas primárias nas áreas de estudo variou pouco, estando em torno de 300-350 t ha<sup>-1</sup>. Observa-se, porém que os sistemas de uso resultaram em uma grande redução de biomassa florestal, porém nota-se que os impactos não são homogêneos, havendo diferentes graus de impacto e recuperação dentro dos grupos. Por exemplo, a biomassa acima do solo de florestas sob manejo e queima e também de corte raso variaram amplamente entre cerca de 180 e 330 t ha<sup>-1</sup> e 50 e 250 t ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

Observa-se também o impacto dos sistemas de uso sobre a produção do dossel ou seu parâmetro aproximado. Embora as diferenças não sejam significativas, os níveis de produção (Figura 3b) decrescem seguindo um contínuo do nível de impacto sofrido, sendo maiores na floresta primária e manejada ( $8,80 \pm 1,05$  e  $8,25 \pm 1,83$  t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente) e menores na floresta manejada e queimada ( $7,68 \pm 2,09$  t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) e corte raso ( $6,40 \pm 1,75$  t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>). Esta redução de produtividade em função dos sistemas de manejo traduz, além do nível de impacto direto, os impactos dos sistemas sobre a disponibilidade de recursos como será apresentado a seguir. Entretanto, conforme apresentado na Figura 3a, os diferentes sistemas de uso variam amplamente em nível de impacto e recuperação, o que parece mascarar a significância estatística dos resultados.

Os tratamentos estudados apresentam as seguintes abreviações: PR=Floresta Primária; MA=Floresta Manejada; MQ=Floresta Manejada e Queimada; CR= Floresta secundária submetida à corte raso.

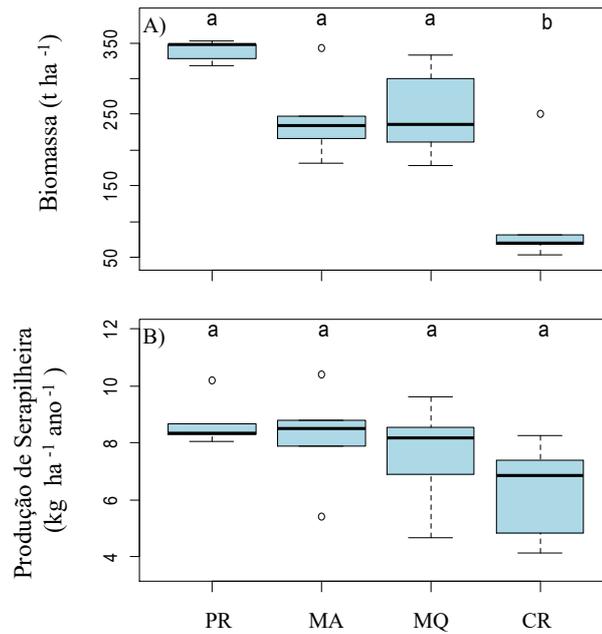


Figura 3: a) biomassa acima solo; b) produção anual do dossel

### 5.2 Impactos sobre a ciclagem de nitrogênio

A quantidade de N circulando na floresta também foi afetada pelos diferentes sistemas de uso. O retorno anual de nitrogênio foi significativamente maior na área de Floresta Primária (Figura 4, Tabela 1,  $147.11 \pm 34.41 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) em relação à área de floresta com histórico de corte raso ( $85.62 \pm 16.41 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ). As aparentes diferenças na disponibilidade de nitrogênio influenciadas pelos sistemas de uso resultaram então em um gradiente na eficiência pela qual o N é ciclado. A eficiência no uso de nitrogênio, definida aqui como a razão entre a quantidade de massa foliar produzida e o retorno anual de N, foi maior em parcelas submetidas a corte raso (Figura 5,  $74.09 \pm 9.93$ , Tabela 1) e menores nas áreas de floresta manejada ( $60.23 \pm 7.11$ ), ou seja, nas áreas de corte raso houve maior produção de serapilheira por unidade de nitrogênio retornado ao solo, denotando maior eficiência na ciclagem. A relação entre produção do dossel e eficiência da ciclagem do N fica mais clara quando colocada em função do retorno anual de N (Figura 6, *sensu* Vitousek 1982; 1984). Observa-se que

florestas onde o retorno anual de N é abundante (florestas primárias e manejadas) as mesmas produzem muita serapilheira, com muito N circulando no sistema, o que resulta em uma baixa eficiência. Já as florestas onde o retorno de N é menor, as mesmas produzem proporcionalmente mais massa de serapilheira com menos N, como pode-se observar nas florestas que sofreram manejo e queima onde a eficiência foi maior (maior razão). É válido lembrar que segundo Vitousek (1982;1984) uma baixa eficiência significa abundância de recursos e ausência de limitação, enquanto que uma alta eficiência significa uma provável limitação nutricional.

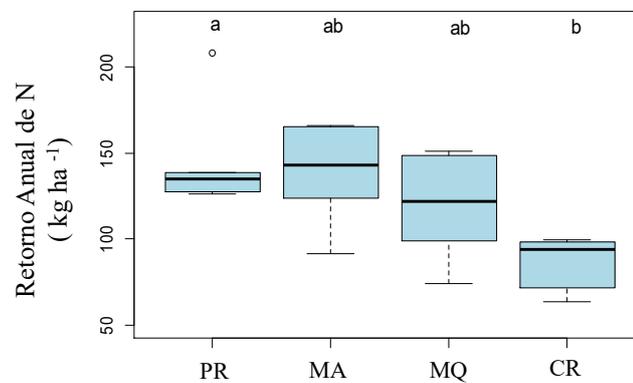


Figura 4: Retorno de anual de nitrogênio via serapilheira

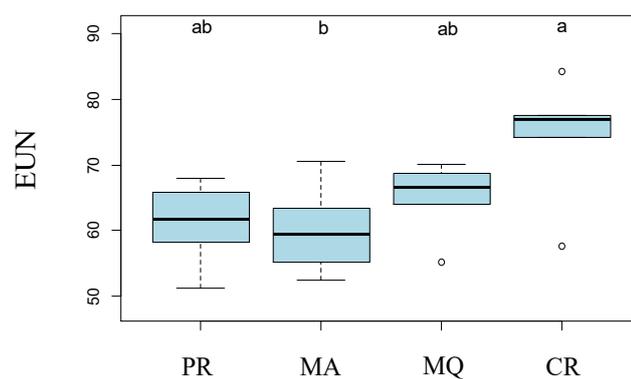


Figura 5: Estratégia de eficiência no uso de nitrogênio

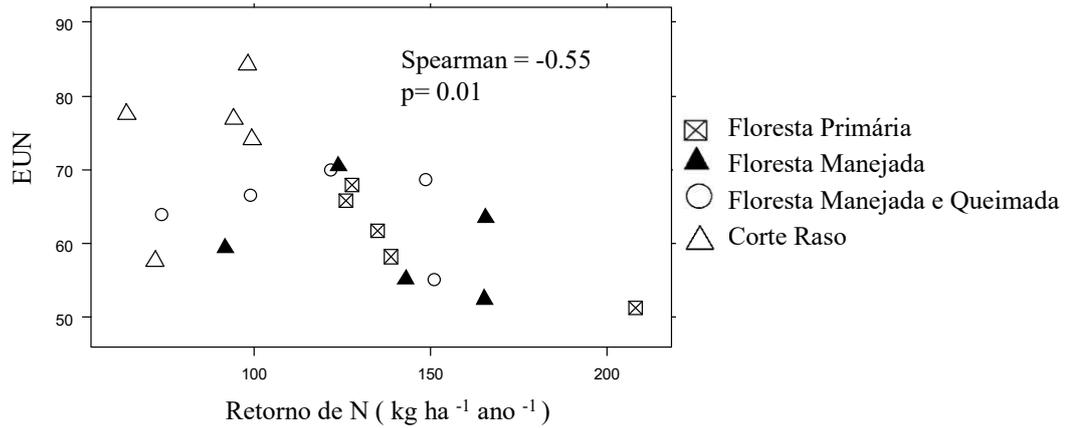


Figura 6: Eficiência da ciclagem de Nitrogênio

Como consequência, as florestas com histórico de corte raso possuem um menor estoque de N na serapilheira de chão ( $28.64 \pm 4.41 \text{ kg ha}^{-1}$ ) quando comparadas às florestas primárias ( $46,8 \pm 4.41 \text{ kg ha}^{-1}$ , Figura 7a, Tabela 1), estando provavelmente relacionado a estratégias de conservação de N como reabsorção antes da abscisão foliar, plasticidade na razão C:N foliar e outros processos. Esses processos de reciclagem e estratégias de eficiência no uso de N resultam em impactos na qualidade da serapilheira, sobretudo na serapilheira de chão. Florestas secundárias com histórico de corte raso apresentaram a mais baixa qualidade, refletida em maiores relações C:N ( $34.67 \pm 4.68$ ) (Figura 7b, Tabela 1).

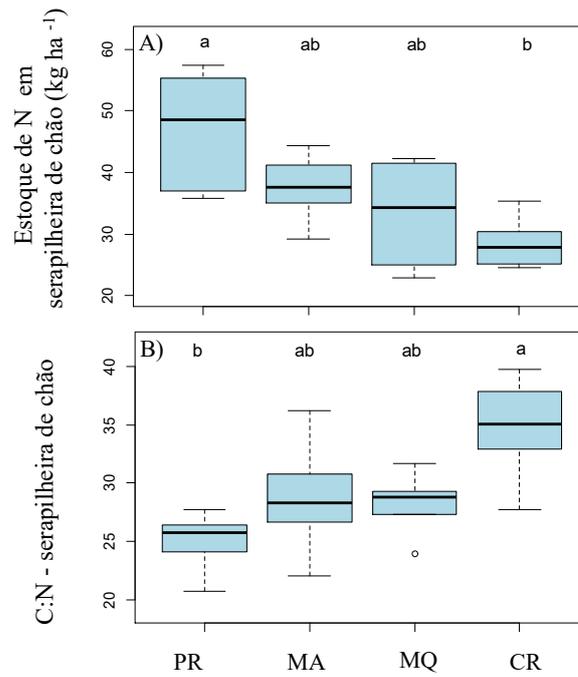


Figura 8: a) Estoque de N em serapilheira de chão; b) qualidade da serapilheira de chão

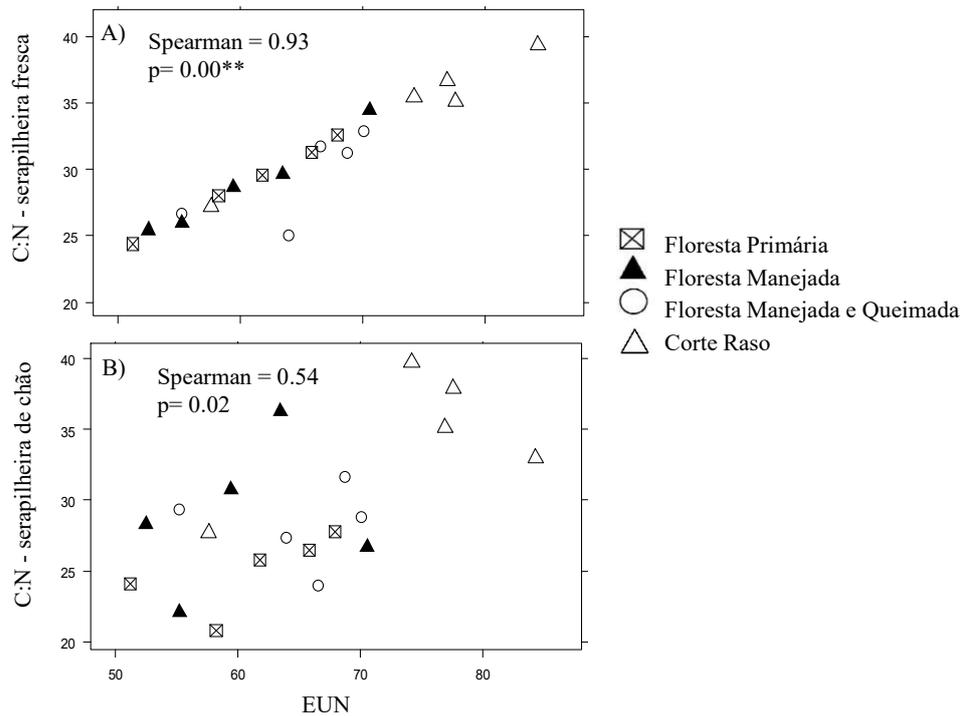


Figura 7: Qualidade de serapilheira fresca(a) e de chão (b) em função da estratégia de eficiência

Em ambos os casos, observa-se um gradiente (embora não significativo) entre os dois extremos do espectro, ou seja, florestas primárias e secundárias após corte raso.

Ainda, a relação entre o retorno anual de N e a qualidade da serapilheira se estende também a qualidade da serapilheira fresca, onde ambas estão positivamente correlacionadas com a eficiência pela qual o N é ciclado no sistema (Figura 8a e 8b, Tabela 3).

### 5.3 Nitrogênio inorgânico nos solos e taxas de mineralização

As diferentes classes de uso da terra resultaram em diferenças na abundância de N inorgânico, principalmente nitrato (Figura 9a). As áreas de floresta manejada apresentaram maior quantidade de N inorgânico ( $5.16 \pm 0.96 \text{ mg kg}^{-1}$ , Figura 9b), com uma diferença significativa das áreas com histórico de corte raso ( $2.68 \pm 0.82 \text{ mg kg}^{-1}$ , Tabela 1). O mesmo padrão ocorreu para nitrato no solo e razão nitrato:amônio (Figura 9a e 9c, Tabela 2). Ao contrário do esperado, não foi possível detectar diferenças significativas nas taxas de mineralização de nitrogênio entre os tratamentos, porém observa-se uma redução da floresta primária para as demais (Figura 9d).

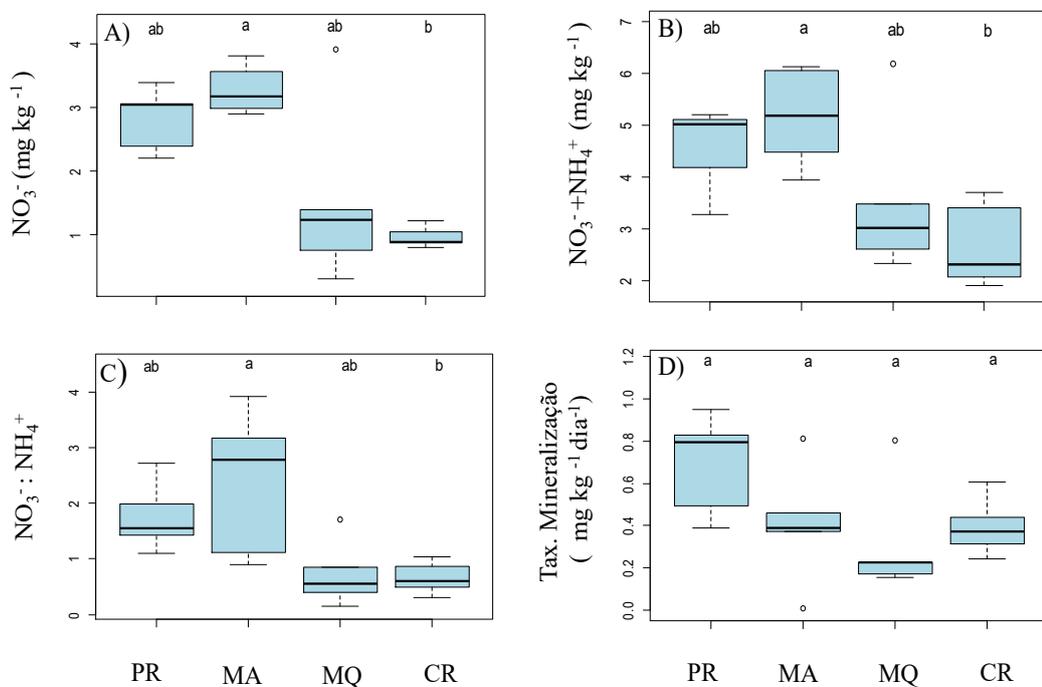


Figura 9: Valores de nitrogênio inorgânico e taxas de mineralização

Observou-se correlações significativas entre a disponibilidade de nitrato no solo e parâmetros do ecossistema ligados a produtividade (Figura 10a, Spearman rho 0,51) e a ciclagem de N como, por exemplo, com as relações C:N da serapilheira fresca (Spearman rho -0,50), retorno de N (Spearman rho 0,75) e EUN (Figura 10b, Spearman rho -0,67, Tabela 3).

Acerca de controles edáficos sobre o N mineral, nota-se uma clara redução do N inorgânico principalmente nas áreas MQ e CR em função da densidade aparente do solo (Figura 11a, Tabela3) e uma correlação negativa entre a disponibilidade de nitrato e o pH do solo (Figura 11b).

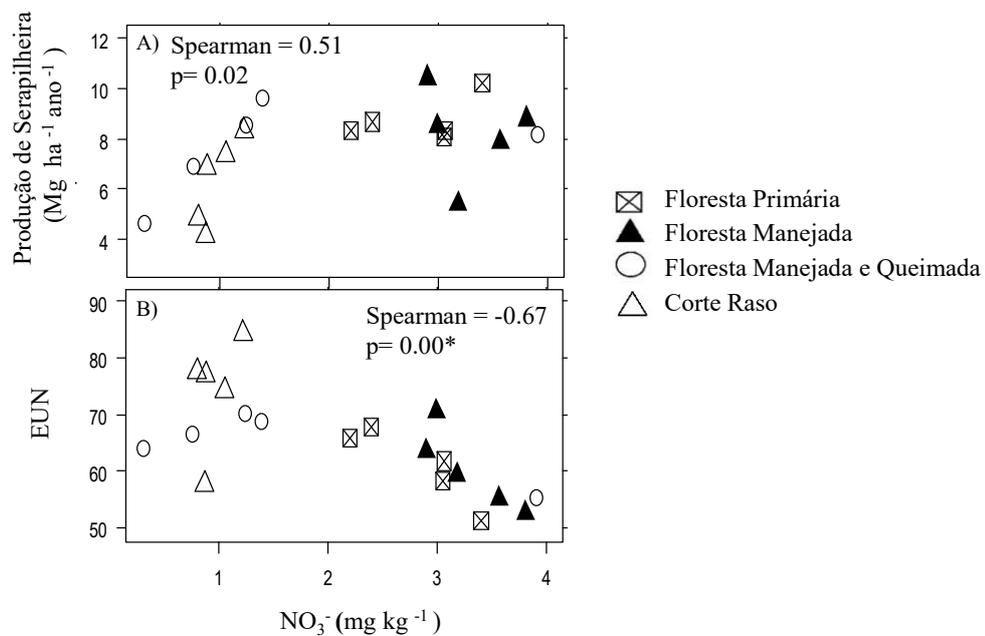


Figura 10: Correlações entre teores de nitrato e a) produtividade do dossel e b) eficiência no uso de nitrogênio.

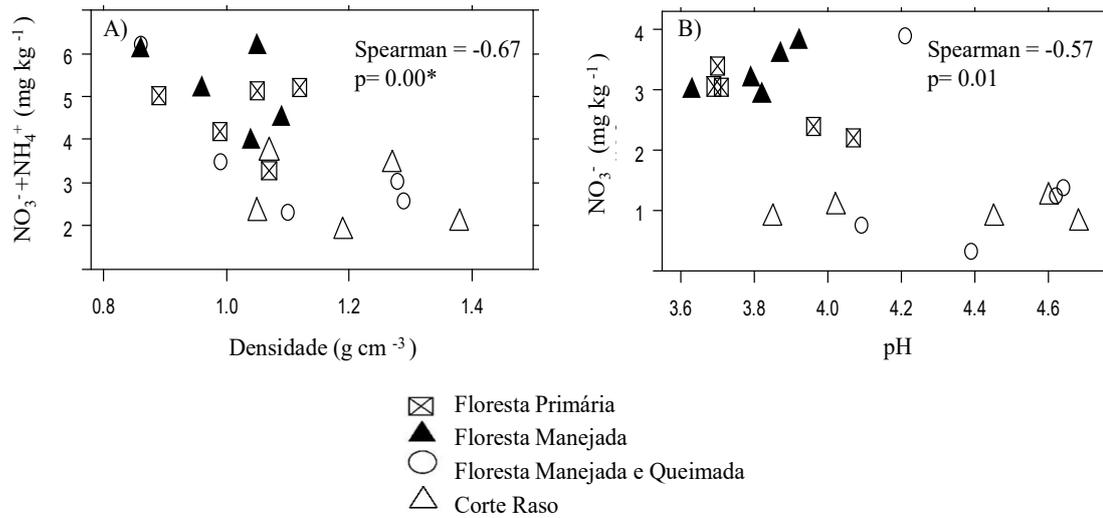


Figura 11: Correlações de N inorgânico entre densidade do solo e pH

#### 5.4 Integrando efeitos combinados dos sistemas de uso sobre o ciclo do nitrogênio

Valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) indicam que a abertura ou fechamento da ciclagem de nitrogênio no solo varia conforme o tipo de impacto. Verifica-se um decréscimo significativo do  $\delta^{15}\text{N}$  da floresta primária onde a ciclagem é mais aberta e os fluxos mais abundantes ( $10.91 \pm 0.81$  ‰) em relação à floresta secundária submetida a corte raso ( $8.35 \pm 0.88$  ‰) (Figura 12, Tabela 1).

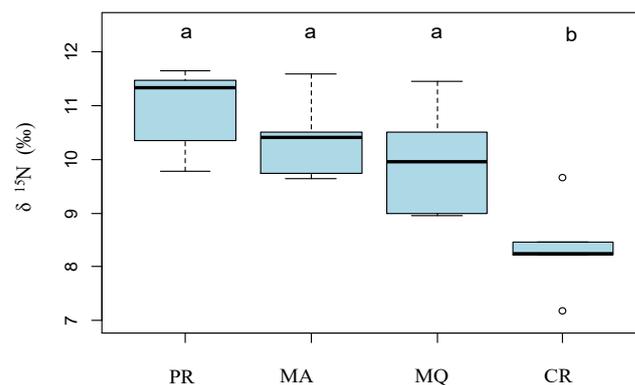


Figura 12: Valores de enriquecimento isotópico  $\delta^{15}\text{N}$  no solo

Os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  mostraram correlação altamente significativa com os demais parâmetros de recuperação do ciclo de N nas florestas estudadas (Figura 13, Tabela 3). Observou-se uma forte correlação negativa com a eficiência de uso do N (Figura 13a),

forte correlação positiva com a biomassa acima do solo (Figura 13b), forte correlação negativa com a relação C:N da serapilheira de chão (Figura 13c) e uma forte correlação positiva com o teor de nitrato nos solos (Figura 13d). Todas as relações entre estes parâmetros apresentaram uma clara distinção entre os sistemas de uso ao longo do gradiente. Ao contrário do esperado, não foi possível detectar correlação entre os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) e taxas de mineralização.

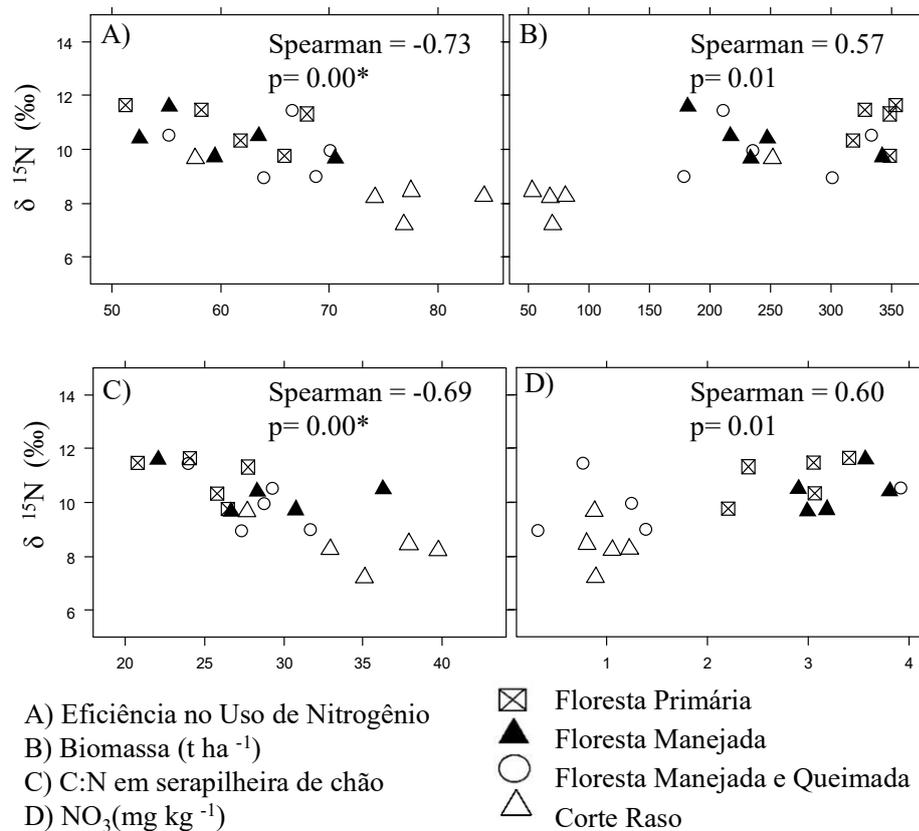


Figura 13: Correlações de Spearman para enriquecimento isotópico e parâmetros de ciclagem

### 5.5 Dinâmica temporal da recuperação do nitrogênio após distúrbios.

A recuperação do ciclo de N após distúrbios ocorre em função de diversos fatores ambientais, biológicos e também do tempo. Com respeito ao efeito do tempo sobre o impacto e recuperação dos parâmetros de ciclagem de N, nota-se uma tendência de recuperação ao longo de três intervalos de tempo transcorridos após os distúrbios (Figura 14). Há uma clara redução na eficiência de ciclagem do N ao longo tempo onde

florestas mais maduras como as florestas primárias ciclam N de forma ineficiente (Figura 14a). Tal abundância de N, evidenciada pela baixa eficiência da ciclagem, resulta em um aumento na qualidade da serapilheira de chão, ou seja, em uma redução na razão C:N da serapilheira e do solo (Figura 14b e 14c). As taxas de mineralização também aumentam conforme o tempo transcorrido desde as alterações (Figura 14d), o que contribui para maiores quantidades de N inorgânico no solo (Figura 14e). Tais incrementos nas quantidades e fluxos de N ciclados no sistema ao longo do tempo transcorrido desde os distúrbios resultam por fim em um acréscimo de  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) no solo (Figura 14f), visto que o  $\delta^{15}\text{N}$  resulta de uma integralização de todos os fatores da ciclagem de N. As diferenças nos principais parâmetros de ciclagem do N nos diferentes sistemas de uso estão sumarizadas na Figura 15.

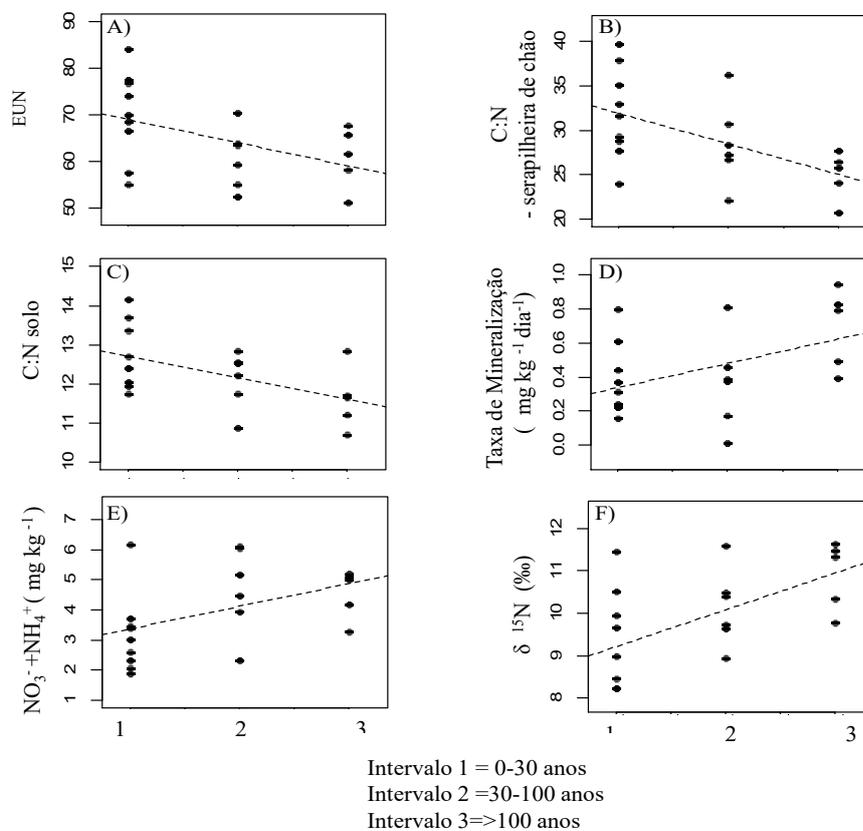


Figura 14: Comportamento dos parâmetros de ciclagem de nitrogênio conforme o tempo

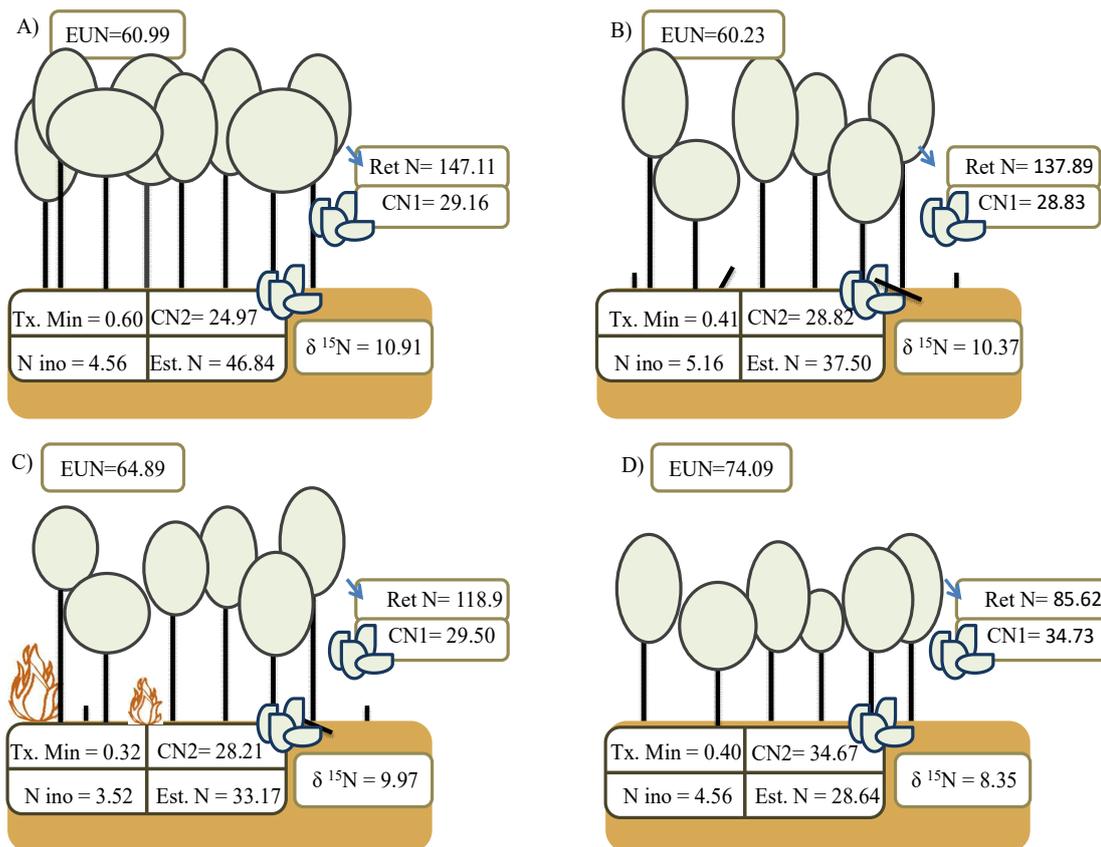


Figura 15: Sumário dos parâmetros da dinâmica de ciclagem de nitrogênio nas classes de uso do solo. A) Floresta primária, b) floresta manejada, c) floresta manejada e queimada e d) floresta secundária após corte raso

**Siglas da Imagem:** EUN= Eficiência no Uso de Nitrogênio; RetN = Retorno Anual de N ( $\text{kg ha}^{-1}$ );  $\text{CN}_1$ =C:N em serapilheira fresca;  $\text{CN}_2$ =C:N em serapilheira de chão; Est. N= Estoque de N em serapilheira de chão ( $\text{kg ha}^{-1}$ ); Tx. Min= Taxa de Mineralização ( $\text{mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ); N ino=  $\text{NH}_4^+ \text{NO}_3^-$  ( $\text{mg kg}^{-1}$ );  $\delta^{15}\text{N} = \delta^{15}\text{N} (\text{‰})$ .

**Tabela 1:** Valores de significância para o teste de Kruskal Wallis entre os tratamentos para características no solo

Parâmetro	Valor do Teste	p	Primária	Manejada	Manejada e Queimada	Corte Raso
pH	11.76	0.01	ab	b	a	ab
$\text{NO}_3:\text{NH}_4$	11.21	0.01	ab	a	ab	b
N total no solo ( $\text{g kg}^{-1}$ )	7.96	0.05				
$\text{NO}_3$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	10.13	0.02	ab	a	ab	b

Tabela 2: Valores de significância para ANOVA entre os tratamentos para características em solo e planta.

Parâmetro	F	p	PR	MA	MQ	CR
C:N serapilheira fresca anual	2.81	0.07				
N em serapilheira fresca anual( g kg <sup>-1</sup> )	2.75	0.08				
Estoque de N em serapilheira de chão (kg ha <sup>-1</sup> )	5.13	0.01	a	ab	ab	b
N em serapilheira de chão ( g kg <sup>-1</sup> )	3.18	0.05	b	ab	ab	b
C:N em serapilheira de chão	5.06	0.01	b	ab	ab	a
NH <sub>4</sub> ( mg kg <sup>-1</sup> )	0.16	0.92				
Taxa de Nitrificação ( mg kg <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )	1.89	0.17				
N inorgânico ( mg kg <sup>-1</sup> )	5.14	0.01	ab	a	ab	b
Taxa de Mineralização	2.32	0.11				
Densidade (g cm <sup>-3</sup> )	2.21	0.13				
C:N solo (set 2014)	3.20	0.05	a	a	a	a
C:N solo (ago 2015)	4.83	0.01	ab	ab	b	c
Retorno Anual de N(Kg ha <sup>-1</sup> )	4.22	0.02	a	ab	ab	b
Produção de Liteira(Mg ha ano <sup>-1</sup> )	2.03	0.15	a	a	a	a
EUN	3.56	0.04	ab	b	ab	a
δ <sup>15</sup> N (‰)	7.67	0.002	a	a	a	b

PR=Floresta Primária; MA=Floresta Manejada; MQ=Floresta Manejada e Queimada; CR=Floresta secundária submetida a corte raso.

Tabela 3: Valores de correlação de Spearman (lado esquerdo) e valor de significância (lado direito)

	CN <sub>1</sub>	CN <sub>2</sub>	CN <sub>3</sub>	CN <sub>4</sub>	N lit	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	Nino	Min	pH	ctc	Dens	Um	Arg	Are	Nsolo	RetN	Prods	EUN	δ <sup>15</sup> N	Bio
CN <sub>1</sub>		0.02	0.06	0.06			0.03	0.04						0.01			0.05		0.00	0.01	0.01
CN <sub>2</sub>	0.53		0.00	0.05	0.05		0.23												0.01	0.00	0.01
CN <sub>3</sub>	0.43	0.63		0.02	0.41														0.05	0.00	0.02
CN <sub>4</sub>	0.42	0.44	0.50																		
N lit	-0.10	-0.44	-0.19	-0.07			0.02	0.05	0.03												0.10
NH <sub>4</sub>	-0.01	0.30	0.20	0.19	-0.05			0.04	0.01												
NO <sub>3</sub>	-0.50	-0.28	-0.16	-0.10	0.53	-0.04		0.00	0.08	0.01		0.00					0.00	0.02	0.00	0.01	0.03
Nino	-0.46	-0.20	-0.07	0.00	0.44	0.46	0.84			0.04		0.00					0.00	0.04	0.01	0.01	0.03
Min	-0.22	-0.42	-0.15	-0.04	0.50	-0.55	0.40	0.05													
pH	0.24	0.41	-0.12	-0.05	-0.42	0.23	-0.57	-0.46	-0.41												
ctc	0.40	0.22	0.27	0.03	-0.38	-0.26	-0.63	-0.67	0.11	0.28	0.00		0.00	0.00	0.01	0.04			0.02		0.00
Dens	-0.42	-0.37	-0.42	-0.26	0.12	0.11	0.11	0.15	-0.01	-0.12	0.00	-0.63		0.01	0.01	0.03					0.00
Um	-0.23	-0.12	-0.14	-0.30	0.24	0.29	0.26	0.43	-0.14	-0.21		-0.69	0.72	0.00	0.01	0.00					
Arg	-0.54	-0.17	-0.19	-0.26	-0.08	-0.01	0.37	0.36	-0.23	-0.20	0.65	-0.70	0.59		0.00	0.00			0.01		0.03
Are	0.31	0.06	0.24	0.26	0.17	-0.14	-0.33	-0.38	0.32	0.09	-0.57	0.55	-0.57	-0.69		0.03					
Nsolo	-0.36	-0.16	-0.32	-0.42	0.31	-0.19	0.36	0.24	0.20	-0.14	0.70	-0.47	0.48	0.62	-0.49						
RetN	-0.44	-0.26	-0.33	-0.31	0.43	-0.12	0.75	0.62	0.34	-0.40	0.18	-0.29	-0.02	0.21	-0.28	0.42		0.00	0.01	0.00	
Prods	-0.07	-0.04	-0.18	-0.25	0.40	-0.06	0.51	0.45	0.17	-0.26	0.28	-0.21	-0.02	0.15	-0.34	0.43	0.83				
EUN	0.93	0.54	0.45	0.28	-0.20	0.03	-0.67	-0.59	-0.29	0.38	-0.25	0.53	-0.38	-0.57	0.34	-0.39	-0.55	-0.15		0.00	0.00
δ <sup>15</sup> N	-0.60	-0.69	-0.65	-0.40	0.37	-0.08	0.60	0.56	0.25	-0.39	0.17	-0.38	0.24	0.28	-0.24	0.19	0.66	0.40	-0.73		0.01
Bio	-0.59	-0.54	-0.52	-0.06	0.38	0.06	0.49	0.49	0.17	-0.38	0.35	-0.65	0.63	0.49	-0.38	0.23	0.33	0.23	-0.65	0.57	

CN<sub>1</sub>=C:N em serapilheira fresca; CN<sub>2</sub>=C:N em serapilheira de chão; CN<sub>3</sub>=C:N em solo (set 2014); CN<sub>4</sub>=C:N em solo (ago 2015); Nlit= Estoque de N em serapilheira de chão (kg ha<sup>-1</sup>); N solo= N total no solo (g kg<sup>-1</sup>); NH<sub>4</sub>(mg kg<sup>-1</sup>); NO<sub>3</sub>(mg kg<sup>-1</sup>), Min= Taxa de Mineralização ( mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>); ctc= (cmolc kg<sup>-1</sup>); Dens= Densidade (g cm<sup>-3</sup>); Umi= Umidade (%); Arg = Argila (%); Are= Areia(%), RetN = Retorno Anual de N (kg ha<sup>-1</sup>);Prods= Produção de serapilheira fresca (t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>); EUN= Eficiência no Uso de N; <sup>15</sup>N = δ <sup>15</sup>N (‰); Bio= Biomassa (t ha<sup>-1</sup>).

## 6. Discussão

### *6.1 Impactos diretos sobre a produtividade do dossel e matéria orgânica*

Enquanto a biomassa florestal apresentou um reflexo dos diferentes níveis de impacto de exploração e alteração da cobertura vegetal, a produtividade do dossel por outro lado esteve claramente ligada à dinâmica de nitrogênio nos solos dos sistemas de uso avaliados. Sistemas de manejo que envolvem queima, seja com ou sem supressão da vegetação, resultaram em uma redução da produção de serapilheira em função das perdas de nitrogênio em decorrência do fogo, que por sua vez, tiveram consequências na quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo. A quantidade dessa matéria orgânica no solo reflete um balanço de produtividade e decomposição no ambiente florestal (JORDAN, 1985), enquanto a qualidade (observadas nas relações C:N) reflete o quanto os sistemas de manejo podem mudar a ciclagem e disponibilidade de nutrientes (GOMES & LUIZÃO, 2011).

### *6.2 Impactos sobre a ciclagem de nitrogênio*

Houve grande variação entre os sistemas de uso na quantidade de nitrogênio que retorna anualmente ao solo. O retorno de nitrogênio é um parâmetro que integra diversos mecanismos de conservação de nutrientes, como por exemplo, a reabsorção de N antes da abscisão foliar, variações na estequiometria das folhas (razões C:N) e aspectos da produtividade do dossel, como limitações nutricionais da produção, relação entre densidade/tamanho dos indivíduos e produção de serapilheira. Assim, o retorno de nitrogênio pode ser considerado um bom indicador dos impactos dos sistemas de uso. Os menores retornos anuais de nitrogênio via serapilheira nos tratamentos MQ e CR devem-se a ocorrência do fogo nesses tratamentos. Essa ocorrência gera perdas de nitrogênio por volatilização, redução de matéria orgânica, além de reduzir a quantidade de microrganismos (NARDOTO & BUSTAMANTE, 2003; WICK et al., 2005; DURAN et al., 2009). Observa-se ainda que os dois menores valores de retorno de

nitrogênio via serapilheira fresca, ocorreram nas parcelas mais arenosas, o que indica uma ciclagem mais eficiente nesses locais. Maiores quantidades de areia podem promover maiores perdas de nitrogênio no solo pela lixiviação de nitrato e de matéria orgânica (LUIZÃO et al., 2004; MARTINELLI et al., 2009).

De forma similar ao observado neste estudo, Hayashi et al. (2012) encontraram diferenças significativas quanto ao retorno anual de nitrogênio em florestas secundárias no município de Capitão Poço, Pará, onde florestas secundárias de 6 e 40 anos apresentaram retorno anual de N = 77.5 e 93.9 kg ha<sup>-1</sup>, enquanto a floresta madura 143 kg ha<sup>-1</sup> (valores próximos aos encontrados em florestas primárias nesta dissertação).

Apesar das alterações sofridas pelos sistemas de uso, as quais ainda se podem observar nos estoques de biomassa, por exemplo, todos os valores de eficiência no uso de nitrogênio (EUN) encontrados nesse estudo encaixam-se na faixa de alta circulação de N observada em florestas tropicais conforme observado por Vitousek (1982). Porém, é possível observar grupos definidos quanto à eficiência, onde as florestas PR e MA tendem a ciclar nitrogênio de forma menos econômica, sugerindo abundância deste elemento, enquanto nas florestas CR o N ainda é ciclado de forma mais eficiente. O maior valor para EUN nesse estudo (84.3), em floresta submetida a corte raso, aproxima-se a média encontrada por Nardoto et al. (2008) (EUN = 83), em uma floresta de baixo próximo a Manaus, considerada limitada por nitrogênio devido a frequentes inundações que dificultam a mineralização da matéria orgânica.

No presente estudo, o baixo estoque de N em serapilheira de chão também foi encontrado na floresta secundária com histórico de corte raso. Uhl e Jordan (1984) encontraram um estoque de N em serapilheira fina (kg ha<sup>-1</sup>) em floresta secundária submetida a manejo e queima 36,7% mais pobre em nitrogênio do que a floresta primária, bem como, concentrações maiores em nitrogênio nas folhas vivas, indicando a

economia de nutrientes pela vegetação. O mecanismo de reabsorção de nutrientes em florestas secundárias possui importantes implicações para o desenvolvimento dessas florestas, pois permite uma continuidade do crescimento da vegetação menos dependente da disponibilidade de nutrientes no solo (GOMES & LUIZÃO, 2011).

As positivas correlações de C:N em serapilheira fresca e de chão com eficiência no uso de nitrogênio (Fig 8. A e B, Tabela 3) resultam dos processos de conservação de N que ocorrem em maior ou menor extensão ao longo do gradiente de distúrbios. As alterações na vegetação resultam em exportação de nitrogênio, e mesmo que ocorra adição de resíduos, a ausência de raízes absorvedoras permite perdas de nutrientes por percolação no solo (BIONTE, 1997).

Nas parcelas estudadas as relações C:N de serapilheira fresca estão abaixo da relatada nos trópicos por McGroody et al. (2004) ( $60.3 \pm 13.2$ ), por se tratar de um estudo em padrão global, que considerou uma ampla variedade de dados de florestas tropicais. Luizão et al (2004) descreveram uma média em floresta primária de platô na Amazônia Central (com alta disponibilidade de N) igual a 31.8, enquanto na vegetação de baixio (com baixa disponibilidade) a média foi igual a 43.3. Nesta dissertação, a menor média de C:N foi igual a 29.16 em floresta primária; a maior = 34.73 em floresta secundária com histórico de corte raso.

Quanto a serapilheira em chão, Nardoto (2005) encontrou menores valores para relação C:N em florestas de terra firme em Santarém (23.1) do que em floresta de terra firme e de baixio em Manaus (29.2 e 34.5, respectivamente). Isso sugere que as florestas primárias de terra firme em Santarém possuem uma serapilheira de chão de boa qualidade.

No presente estudo, a relação C:N em serapilheira de chão foi significativamente maior na floresta submetida a corte raso do que em floresta primária, enquanto na

relação C:N em serapilheira fresca não houve diferença significativa entre os tratamentos. Além da consequência do retorno de N, nota-se a sensibilidade da serapilheira de chão a maiores variações, tendo em vista a decomposição, lixiviação e mistura com outros materiais do solo (MCGROODY et al., 2004).

### *6.3 N inorgânico e Taxas de Mineralização*

As menores razões nitrato:amônio em florestas onde ocorreu corte e queima e floresta secundária submetida a corte raso (Fig 9.C,  $0.74 \pm 0.60$  e  $0.66 \pm 0.29$ , respectivamente) reforçam o observado por Davidson et al (2007), onde razões  $> 1$  indicam disponibilidade de N que facilita a nitrificação. Florestas maduras tendem a possuir nitrato como forma dominante de N inorgânico (WICK et al., 2005), tendo em vista que é o produto final das reações de mineralização no solo (TROEH & THOMPSON, 2007).

Apesar do pulso de nutrientes devido ao aumento da entrada de matéria orgânica e consequente fornecimento de nutrientes após atividades como manejo e queima (LUIZÃO, 2007), as concentrações de nitrato no solo tendem a diminuir em um ou dois anos após a retirada da vegetação e queimadas (SCROTH et al., 1999). A razão nitrato:amônio é um indicador comum de empobrecimento de nitrogênio em solos, sendo que a disponibilidade de nitrato aumenta conforme o tempo desde o distúrbio (DAVIDSON et al., 2007).

Outros impactos diretos dos sistemas de uso podem ser observados sobre o nitrogênio inorgânico. A correlação negativa entre N inorgânico e densidade do solo (Fig11 A e Tabela 3) deve-se ao efeito de compactação no processamento da matéria orgânica, conforme observado por Viana et al (2014), os quais verificaram um decréscimo de nitrogênio total e matéria orgânica do solo conforme o aumento da densidade. Esse comportamento de N inorgânico e densidade do solo reflete a

importância da estrutura dos solos florestais para a atividade microbiana. As transformações de N no solo são predominantemente mediadas por microrganismos e afetadas por condições ambientais (CANTARELLA et al., 2007), tais como boa estrutura, com tamanhos diversos de poros, e boa retenção de água (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

Já as correlações negativas entre nitrato e pH (Fig11.b), resultaram na formação de dois grupos distintos, onde MQ e CR formam um grupo de maior pH e menor nitrato. O oposto é observado no grupo de PR e MA. Sugerem-se para esse comportamento três razões: a) o efeito da queima através da entrada de cinzas, que aumenta o pH do solo e também disponibiliza nutrientes acumulados pela vegetação (ABREU SÁ et al., 2007), sendo o nitrato um ânion, este pode ser menos retido no solo com a predominância de cargas negativas e, assim, ser perdido por lixiviação; b) O nitrato pode ter sido prontamente consumido em ambientes de maior limitação nutricional; c) o efeito das reações de mineralização *per se*, onde até a etapa de formação de nitrato através da decomposição da matéria orgânica, ocorre a liberação de íons  $H^+$  (TROEH & THOMPSON, 2007).

O comportamento de baixas taxas de mineralização em floresta submetida a manejo e queima pode ainda estar associado a dois ou mais ciclos seguidos de corte queima ocorridos nessas áreas. As taxas de mineralização reduzidas em área MQ e áreas de CR indicam fornecimento de N em menor grau para a vegetação. Quando baixas, as taxas de mineralização tendem a fazer com que o nitrogênio mineral permaneça na forma de amônio, que tende a ser conservado por processos de troca de cátions (ROBERTSON, 1989).

Gomes e Luizão (2011) sugeriram que a utilização de N inorgânico pode inferir menos acerca da dinâmica e disponibilidade de N do que as taxas de mineralização,

como efeito de práticas de uso do solo. Entretanto, no presente trabalho, o N inorgânico teve diferenças significativas entre os tratamentos, sendo mais sensível em captar diferenças na dinâmica no solo. Tendo em vistas que as taxas de mineralização, apesar de apresentarem um comportamento de redução em florestas MQ e CR, não apresentaram resultados significativos.

As correlações entre eficiência no uso de nitrogênio (EUN) com a disponibilidade de nitrato (Fig 10. B, Tabela 3) apoia o suposto por Vitousek (1982): em ambientes com limitação, as plantas tendem a reabsorver esse elemento em maior quantidade durante a abscisão foliar, e esse nitrogênio reabsorvido pode ser utilizado para formação de novas folhas e tecidos, o que resulta em matéria orgânica com baixa concentração de N. Embora não encontramos correlação significativa entre EUN e mineralização, sabe-se que lentas taxas de decomposição são consequências da estratégia de uso eficiente da vegetação para permitir o crescimento, mesmo onde há baixa reserva de nutrientes no solo (RASMUSSEN & ENDE, 1993), resultando em serapilheira com menores quantidades de nutrientes. Essas informações sobre a matéria orgânica e a disponibilidade de nitrogênio, são consideradas indicadores de qualidade do solo após alterações antrópicas, tendo em vista que a ciclagem de nutrientes é um processo ecológico essencial em florestas naturais ou secundárias (LEON & OSÓRIO, 2014).

#### *6.4 Discriminação isotópica em solos*

O menor  $\delta^{15}\text{N}$  nos solos de florestas com histórico de corte raso é atribuído a ciclagem mais fechada nessas áreas. De modo geral, sistemas com baixa disponibilidade de N, possuem menores valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (DAVIDSON et al., 2007, NARDOTO et al., 2008). Piccolo et al (1996) encontraram médias de enriquecimento de  $^{15}\text{N}$ , na camada de 0-10 cm, em florestas primárias sobre Latossolos Amarelos iguais a 10.3 (‰), nos

municípios de Água Parada, estado do Pará, enquanto nos solos de pastagem de 8 anos a média foi aproximadamente  $^{15}\text{N}$  9.5 ‰.

Apesar das variações de enriquecimento isotópico devido às alterações antrópicas, o  $\delta^{15}\text{N}$  de todos os solos estudados esteve dentro do esperado para áreas tropicais, o menor valor encontrado em solos tropicais é igual a 3.5 ‰ e o maior 21.7 ‰ (MARTINELLI et al. 2009). Porém comportamentos peculiares de  $\delta^{15}\text{N}$  com outros aspectos de dinâmica de N neste estudo permitem inferir sobre as razões para as variações encontradas em cada tratamento. O padrão de  $\delta^{15}\text{N}$  dentro de um sistema reflete oportunidades de usar o  $^{15}\text{N}$  como parâmetro integrante acerca do grau de ciclagem presente, mas exige uma interpretação atrelada a outros parâmetros envolvidos nas transformações de nitrogênio (ROBINSON, 2001).

As correlações negativas entre o enriquecimento isotópico e as razões C:N de serapilheira fresca e serapilheira de chão (Figura 13.C, Tabela 3) deve-se ao efeito dessas razões sobre a decomposição da matéria orgânica e transformações de N. No solo, a nitrificação é considerada como um processo de elevado fracionamento isotópico, variando de 15 -35 ‰ (HOGBERG, 1997). O que pode ser observado na figura 13D, onde as áreas de floresta primária e manejada apresentam uma ciclagem mais aberta, com maiores concentrações de nitrato e  $\delta^{15}\text{N}$ .

O comportamento demonstrado na Figura 14 F também foi encontrado por Davidson et al., (2007). Os autores sugerem que um enriquecimento foliar pode ser indicativo de recuperação de ciclagem de N com o passar dos anos. Nas florestas mais jovens, pouco N é perdido, devido a demanda de nitrogênio pela vegetação, resultando em pouco fracionamento (DAVIDSON et al., 2007). Ainda que os autores citados anteriormente descreveram esse comportamento para plantas, essa aplicação quanto ao

nível de fracionamento também pode ser inferida aos solos, pois a composição isotópica foliar varia conforme o nitrogênio no solo (MARTINELLI et al., 2009).

Broadbent et al. (2014) e Wang et al. (2007) descreveram um comportamento do gradiente isotópico com a idade da sucessão oposto ao encontrado no presente estudo. Ambos trabalhos descrevem uma diminuição no enriquecimento isotópico de  $^{15}\text{N}$  no solo e na vegetação conforme aumenta a idade das florestas secundárias. Wang et al., (2007), no estado de Virgínia (Estados Unidos), sugerem que a quantidade de micorrizas (arbusculares e ectomicorrizas) aumentaram conforme os estágios da sucessão, o que resultou em menor  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) no solo e na vegetação, sendo que no solo, na camada de 0-10 cm, os valores encontrados para sucessões de 5, 19 e 85 anos foram, respectivamente: 5.6, 3.8 e 2.6 (‰), valores menores e com padrão inverso aos encontrados no presente estudo (Fig 11 e Anexo 1). Broadbent et al. (2014), em estudo na Amazônia boliviana, atribuem a queda do enriquecimento isotópico no solo a mudanças na composição de espécies durante a sucessão, aumento da atividade de micorrizas e mudanças na profundidade de raízes, dentre outros fatores. Os valores encontrados por esses autores na camada de 0-30 cm, para florestas secundárias de 5, 10, 25, 35 e 47 anos foram, respectivamente: 9.7, 10.8, 7.1 e 9.1  $\delta^{15}\text{N}$  (‰). Também durante a sucessão, é possível que a presença de plantas que fixam nitrogênio da atmosfera também possam causar uma diminuição nos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de um ecossistema (Davidson et al., 2007), uma vez que tendem a ter valores próximos de zero (Martinelli et al., 2009). Porém, a tendência de  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) aumentando conforme os intervalos de tempo sugere que nas florestas secundárias do presente estudo, o nitrogênio inorgânico é a principal forma de aquisição de N pela vegetação, visto que locais com maior formação de nitrato tendem a ter maiores valores de  $\delta^{15}\text{N}$  no solo (LOSS et al., 2014).

A correlação entre  $\delta^{15}\text{N}$  e biomassa (Figura 10 B, Tabela 3) nas florestas estudadas corrobora com o definido por Martinelli et al. (2009), em que a compreensão de um ecossistema está intimamente ligada ao conhecimento da ciclagem de nitrogênio dentro do mesmo. Como a biomassa florestal neste contexto está representando o nível de recuperação pós-distúrbio, ou a ausência deste, a correlação positiva entre  $\delta^{15}\text{N}$  e biomassa revela o gradiente de recuperação da dinâmica de nitrogênio. Estes dados sugerem que práticas de manejo florestal de baixo impacto tem pouca influência sobre a economia de N, apesar da grande exportação de nitrogênio. Processos de manejo envolvendo queima tem um impacto muito maior e deveriam ser evitados para permitir uma melhor recuperação do sistema florestal.

## 7. Conclusão

A observação do comportamento dos parâmetros estudados forneceram indicações das perdas e recuperação da dinâmica de N ao longo das diferentes alterações antrópicas estudadas. Entretanto, existem outros mecanismos atuando na entrada de N nas florestas secundárias, como fixação de N, entrada através das chuvas, associação com micorrizas e atividade microbiana.

No presente estudo, em todos os tratamentos não houve predominância de imobilização de N inorgânico. Também, todos os solos estudados apresentaram  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) maior que 7. A recuperação da dinâmica de N no presente estudo demonstrou padrões consistentes quanto a parâmetros foliares e de solo. Esses parâmetros indicam que os estágios de sucessão estudados neste trabalho estão saindo da fase de limitação, como proposto no modelo conceitual de recuperação da dinâmica de N ao longo do tempo na figura 16. Onde y seria um índice da dinâmica de N no solo, como soma dos fatores que atuam nessa dinâmica – retorno anual de N via serapilheira, taxas de mineralização, disponibilidade de N em formas inorgânicas e enriquecimento no

isótopo  $^{15}\text{N}$ . O eixo X seria o intervalo de tempo para recuperação dessa dinâmica. As áreas de florestas secundárias estudadas no presente trabalho encaixam-se na faixa cinza, evoluindo para os padrões de floresta primária.

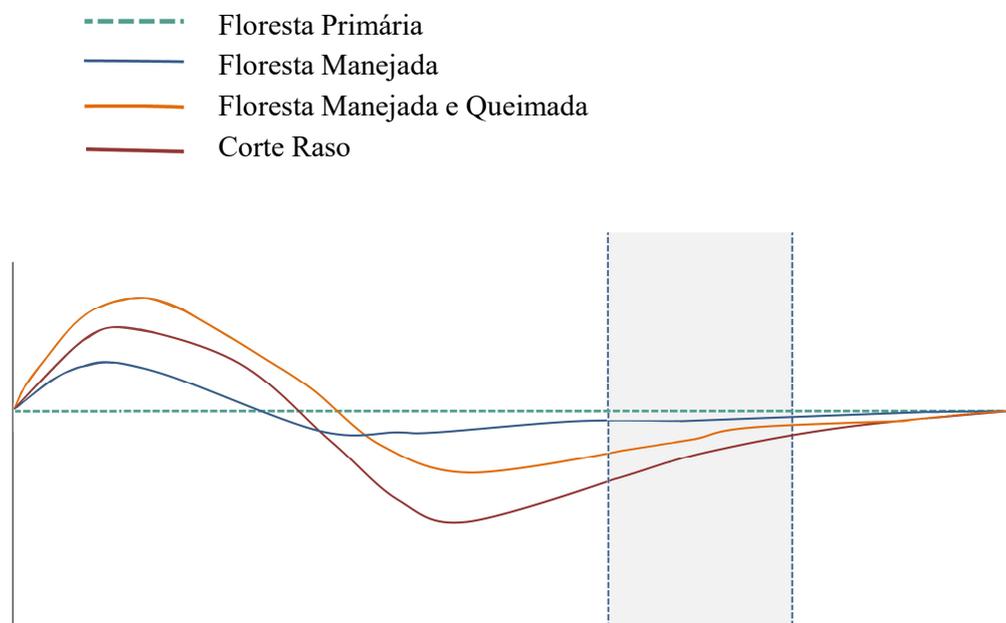


Figura 16: Modelo conceitual da recuperação da dinâmica de N no solo conforme a idade das sucessões

## 8. Referências Bibliográficas

- Abreu Sá, T.D.; Kato, O.R.; Figueiredo, R.O.2007. Queimar ou não queimar? *Revista USP*, São Paulo, n.72, 90-97p
- Alfaia, S.S.2006 Caracterização e distribuição das formas do nitrogênio orgânico em três solos da Amazônia Central. *Revista Acta Amazônica*. Vol. 36(2): 135 - 140.
- Anderson, J.M.; Ingram, J.S.I. (Ed.).1993 *Tropical soil biological and fertility: a handbook of methods*. 2ed.Wallingford: CAB International. 221p
- Attiwill, P.M. & Adams, M. A.1993. Nutrient cycling in forests. *New Phytologist* 124, 561–582. 570 p.
- Barlow J.; Silveira J.M.; Cochrane, M.A. 2010. Fire scars on Amazonian trees: exploring the cryptic fire history of the Ilha de Maracá. *Biotropica*, 42, 405–409.
- Berenguer, E. et al. 2014 A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology*. 20(12):3713–3726.

BIONTE (Biomassa e Nutrientes na Floresta Tropical Úmida).1997. Relatório Final do Projeto. INPA/DFID, Manaus, AM. 365p.

Broadbent, E. N. et al.2014. Integrating stand and soil properties to understand foliar nutrient dynamics during forest succession following slash-and-burn agriculture in the Bolivian Amazon. *PlosOne*. 9 Issue 2, e86042.

Cantarella, H.2007. Nitrogênio. In: Novais, R. F. ; Alvarez V, V. H. ; Barros, N. F. ; Fontes, R. L. F. ; Cabtarutti, R. B. ; Neves, J. C. L. (Eds). *Fertilidade do Solo. Viçosa*: SBCS, p. 375-470.

Chapin, F. S. 1980. The mineral nutrition of wild plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11:233-260.

CLIMATE-DATA.ORG 2016 ([www.pt.climate-data.org/location/4512/](http://www.pt.climate-data.org/location/4512/)). Acesso em: 05 de maio de 2016.

Davidson, E.A. & Martinelli, L.A. 2009. Nutrient limitations to secondary forest regrowth. *Geophysical Monograph Series* 186. pp. 299-310.

Davidson, E.A., C.J.R. de Carvalho, A.M. Figueira, et al.2007. Recuperation of nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment. *Nature*, 447:995-998.

Durán J, Rodríguez A, Fernández-Palacios J, Gallardo A. 2009. Changes in net N mineralization rates and soil N and P pools in a pine forest wildfire chronosequence. *Biol. Fertil. Soils* 45(7): 781-788.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA.2011 *Manual de métodos de análise de solo*. 2.edição, Rio de Janeiro. 230p.

Fearnside, P.M. 2003. *A Floresta Amazônica nas Mudanças Globais*. Manaus, AM: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. INPA, 134pp.

Ferreira, J.F.; Luizão, F.J.; Miranda, S.A.F.; Silva, M.S.S.; Vital, A.R.T. 2006. Nutrientes na solução do solo em floresta de terra firme na Amazônia Central submetida à extração seletiva de madeira. *Revista Acta Amazônica*. Vol 36 (1) : 59-68.

Furtini Neto, A.E.; Vale, F.R.D.; Resende, A.V.D.; Guilherme, L.R.G.; Guedes, A.D.A.G.2001. *Fertilidade do Solo*. Universidade Federal de Lavras, MG. 261 p.

Gomes, A.C.S.&Luizão, F.J. 2011. Leaf and soil nutrients in a chronosequence of second-growth forest in central Amazonia: Implications for restoration of abandoned lands. *Restoration Ecology* 20: 339–345.

Hayashi, S.N.; Vieira, I.C.G.; Carvalho, C.J.R.; Davidson, E. 2012. Linking nitrogen and phosphorus dynamics in litter production and decomposition during secondary forest succession in the eastern Amazon. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais* 7: 283-295.

Hernandez Filho, P.; Shimabukuro, Y.E.; Lee, D.C.L.; Santos Filho, C.P. dos; Almeida, R.R. 2003. *Relatório final do projeto de inventário florestal na Floresta Nacional do Tapajós*. INPE - São José dos Campos, 126p.

Högberg, P. 1997.  $^{15}\text{N}$  natural abundance in soil-plant systems, *New Phytol.*, 137(2), 179–203.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2012. *Manual técnico da vegetação brasileira*. 2a edição. Rio de Janeiro, 275p.

INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2016 (<http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php>). Acesso em 19 de abril de 2016.

ECOFOR (Biodiversity and Ecosystem Functioning in degraded and recovering Amazonian and Atlantic Forests). 2012. *Ecofor case support*.

Jordan, C.F. 1985. *Nutrient cycling in tropical forest ecosystems*. John Wiley & Sons Ltd. New York. 190 p.

Ker, J. C. 1997. Latossolos Do Brasil: Uma Revisão. *Geonomos*, Belo Horizonte, MG, V. 5, n. 1, p. 17-40.

Lambers, H.; Raven, J.A.; Shaver, G.R.; Smith, S.E. 2008. Plant nutrient-acquisition strategies change with soil age. *Trends in Ecology and Evolution*. 23: 95–103.

León, J.D. & Osorio, N.W. 2014. Role of litter turnover in soil quality in tropical degraded lands of Colombia. *The Scientific World Journal*, vol. 2014, p. 1-11.

Loss, A., Pereira, M. G., Perin, A., Anjos, L. H.C. 2014. Abundância Natural de  $^{13}\text{C}$  e  $^{15}\text{N}$  em Sistemas de Manejo Conservacionista no Cerrado. *Bioscience Journal*, Uberlândia. Vol 30, n.3, 604-615.

Luizão, F. J. 2007. Ciclos de nutrientes na Amazônia: respostas às mudanças ambientais e climáticas. *Cienc. Cult.* [online]. vol.59, n.3, pp. 31-36. ISSN 2317-6660. 2007.

Luizão, F.J., P.M. Fearnside, C.E.P. Cerri & J. Lehmann. 2009. The maintenance of soil fertility in Amazonian managed systems. pp. 311-336. In: M. Keller, M. Bustamante, J. Gash & P. da Silva Dias. (eds.). *Amazonia and Global Change. Geophysical Monograph Series*, Volume 186, American Geophysical Union (AGU), Washington, DC, U.S.A., 565 p.

Luizão, R.C.C, Luizão, F.J, Paiva, R.Q., Monteiro, T.F., Sousa, L.S., Kruijt, B. 2004. Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian forest. *Global Change Biology* 10:592–600.

Malavolta, E. *Manual de Nutrição Mineral de Plantas*. Ed. Agronômica Ceres, São Paulo, 638 p. 2006.

Martinelli, L. A.; Piccolo, M.C.; Townsend, A. R.; Vitousek, P. M.; Cuevas, E.; McDowell, W.; Robertson, G.P.; Santos, O. C.; Treseder, k. 1999. Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: Tropical versus temperate forests, *Biogeochemistry*, 46, 45-65.

Martinelli, L.A., Ometto, J. P. H. B., Ferraz, E.S., Victoria, R.L., Camargo, P.B & Moreira, M. Z. 2009. *Desvendando Questões Ambientais com Isótopos Estáveis*. Ed. Oficina de Textos. São Paulo. 144 p.

Mcgroddy, M. E., Daufresne, T. & Hedin, L. 2004. Scaling of C:N:P stoichiometry in forests worldwide: implications of terrestrial redfield-type ratios. *Ecology* 85, 2390–2401.

Mesquita, R.de C. G., Santos, M. P. E. dos, Massoca, C. C. J., Bentos, T. V., & Williamson, G. B. (2015). Amazon Rain Forest Succession: Stochasticity or Land-Use Legacy? *BioScience*, 65(9), 849–861.

Moreira, F.M. de S.; Siqueira, J.O. 2006. *Microbiologia e Bioquímica do Solo*. 2.ed. Atualizada e Amplificada. Lavras, Universidade Federal de Lavras. 729p.

Nardoto, G.B. et al. 2013. Basin-wide variations in Amazon forest nitrogen-cycling characteristics as inferred from plant and soil  $^{15}\text{N}$ : $^{14}\text{N}$  measurements. *Plant Ecology & Diversity*. 7(1-2):173–187.

Nardoto, G.B. & Bustamante, M.M.C. 2003. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. *Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira*. Brasília, v. 38, n. 8, p. 955-962.

Nardoto, G.B. 2005. *Abundância natural de  $^{15}\text{N}$  na Amazônia e Cerrado - implicações para a ciclagem de nitrogênio*. Tese de doutorado, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, São Paulo.

- Nardoto, G.B.; Ometto, J.P.H.B.; Ehleringer, J.R.; Higuchi, N.; Bustamante, M.M.C.; Martinelli, L.A. 2008. Understanding the influences of spatial patterns on the N availability within the Brazilian Amazon Forest. *Ecosystems* 11:1234–1246.
- Neill, C.; Piccolo, M. C.; Cerri, C. C.; Steudler, P. A.; Melillo, J. M.; Brito, M. 1997. Net nitrogen mineralization and net nitrification rates in soils following deforestation for pasture across the southwestern Brazilian Amazon Basin landscape. *Oecologia* 110, 243–252.
- Nelson, D. W. & Sommers, L. E. 1996. Total carbon and total nitrogen, In: *Methods of Soil Analysis: Part 3 – Chemical Methods*, edited by: Sparks, D. L., SSSA Book Series No 5, SSSA and ASA, Madison, WI, 961–1010.
- Pella, E. 1990. *Elemental organic analysis*, Part 2, State of the art, Am. Lab., 22, 28–32.
- Piccolo, M.C., Neill, C., Melillo, J.M., Cerri, C.C., Steudler, P.A. 1996. <sup>15</sup>N Natural abundance in forest and pasture soils of the Brazilian Amazon Basin. *Plant and Soil*. (182) 249–258.
- Piccolo, M.C.; Neill, C.; Cerri, C.C. 1994. Net mineralization and net nitrification along a tropical forest-to-pasture chronosequence. *Plant & Soil*, v.162, p.61–71.
- Pleysier, J. L. & Juo, A. S. R. 1980. A single-extraction method using silver-thiourea for measuring exchangeable cations and effective CEC in soils with variable charges, *Soil Sci.*, 129, 205–211.
- Quesada, C.A. et al. 2010. Variations in chemical and physical properties of Amazon forest soils in relation to their genesis, *Biogeosciences*, 7, 1515–1541.
- Rasmussen, L. & Ende, H.P. 1993. Nutrient cycling in forest ecosystems with relation to potential growth and stability. In: Nilsson, L.O., Hüttel, R.F., Mathy, P. (Eds). *Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems*. Office for official publications of the European Communities, Luxembourg. 276p.
- Robertson, G. P. (1989). Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems. In: *Mineral Nutrients in Tropical Forest and Savanna Ecosystems* (J. Proctor, ed.), pp. 55–70. Blackwell Sci., Cambridge, UK.
- Robinson, D. 2001.  $\delta^{15}\text{N}$  as an integrator of the nitrogen cycle. *Trends in Ecology & Evolution*, 16: 153–162.

Schlesinger, W.H. 1997. *Biogeochemistry– An Analysis of Global Change*. Academic Press, San Diego. 2 ed. 588 p.

Schroth, G. L. F. da Silva, R. Seixas, W. G. Teixeira, J.L. V. Macedo, & W. Zech. 1999. Subsoil accumulation of mineral nitrogen under polyculture and monoculture plantations, fallow and primary forests in a ferralitic Amazonian upland soil, *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 75, 109–120 p.

Schubart, H.O.R.; Franken, W.; Luizão, F.J. 1984. Uma Floresta sobre Solos Pobres. *Ciência Hoje* 2 (10) :26-32.

Sombroek, W. G. 1966. *A reconnaissance of the soil of the Brazilian Amazon region*, Centre for Agricultural Publications and Documentation, Wageningen.

Troeh, R.F. & Thompson, L.M. 2007. *Solos e fertilidade do solo*, São Paulo. 314p.

Turner, I.M. 2004. *The Ecology of Trees in the Tropical Rain Forest*, Cambridge Tropical Biology Series. 298p. 2004.

Uhl, C. & Jordan, C.F. (1984). Successional nutrient dynamics following forest cutting and burning in Amazonia. *Ecology* 65 (5), pp 1476-1490.

Viana, R.M.; Ferraz, J.B.S.; Neves JR.; Vieira, G & Pereira, B.F.F. 2014. Soil quality indicators for different restoration stages on Amazon rainforest. *Soil & Tillage Research*. 140: 1–7.

Vitousek, P. M. 1984. Litterfall, Nutrient Cycling, and Nutrient Limitation in Tropical Forests. *Ecological Society of America*, v. 65, n. 1, p. 285–298

Vitousek, P.M. 1982 Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *American Naturalist* 119: 553-572.

Walter, H. 1973. *Vegetation of the Earth*. Springer-Verlag. New York. 237 p.

Wang, L.; Shaner, P.-J. L.; Macko, S. 2007. Foliar <sup>15</sup>N patterns along successional gradients at plant community and species levels. *Geophysical Research Letters*. 34: 1–6.

Wick, B.; Veldkamp, E.; Mello, W. Z.; Keller, M.; Crill, P. 2005. Nitrous oxide fluxes and nitrogen cycling along a pasture chronosequence in Central Amazonia, Brazil, *Biogeosciences*, 2, 175-187.

## 6 Anexos

Tabela 4: Médias e desvios dos parâmetros estudados

Parâmetro	Primária		Manejada		Manejada e Queimada		Corte Raso	
C:N serapilheira fresca anual	29.16	± 3.18	28.83	± 3.61	29.50	± 3.45	34.73	± 4.53
C:N em serapilheira de chão	24.97	± 2.68	28.82	± 5.22	28.21	± 2.85	34.67	± 4.68
C:N solo (set 2014)	11.68	± 0.92	12.50	± 0.32	11.91	± 0.55	13.00	± 0.97
C:N solo (ago 2015)	12.80	± 0.85	12.25	± 0.59	11.65	± 0.95	13.48	± 0.74
N em serapilheira fresca anual ( g kg <sup>-1</sup> )	16.56	± 1.90	16.79	± 1.92	15.52	± 1.54	13.72	± 2.12
Estoque de N em serapiheira de chão (kg ha <sup>-1</sup> )	46.84	± 10.01	37.50	± 5.82	33.17	± 9.01	28.64	± 4.41
N em serapilheira de chão ( g kg <sup>-1</sup> )	83.22	± 9.23	73.77	± 14.63	68.64	± 5.02	62.38	± 12.79
N total no solo ( g kg <sup>-1</sup> )	1.95	± 0.44	2.35	± 0.20	3.60	± 4.02	3.33	± 4.20
NH <sub>4</sub> ( mg kg <sup>-1</sup> )	1.74	± 0.50	1.87	± 1.11	2.00	± 0.27	1.71	± 0.78
NO <sub>3</sub> ( mg kg <sup>-1</sup> )	2.82	± 0.50	3.29	± 0.39	1.52	± 1.40	0.97	± 0.17
N inorgânico (mg kg <sup>-1</sup> )	4.56	± 0.82	5.16	± 0.96	3.52	± 1.56	2.68	± 0.82
NO <sub>3</sub> : NH <sub>4</sub>	1.76	± 0.62	2.38	± 1.32	0.74	± 0.60	0.66	± 0.29
Taxa de Nitrificação ( mg kg <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )	0.41	± 0.20	0.08	± 0.26	0.16	± 0.31	0.30	± 0.14
Taxa de Mineralização (mg kg <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )	0.69	± 0.24	0.41	± 0.28	0.32	± 0.27	0.40	± 0.14
pH	3.83	± 0.18	3.81	± 0.11	4.39	± 0.24	4.32	± 0.36
Areia (%)	25.14	± 23.57	9.77	± 5.17	19.17	± 16.38	45.77	± 41.78
Silte (%)	14.75	± 6.99	9.49	± 4.51	17.49	± 2.60	17.76	± 21.07
Argila(%)	60.10	± 16.96	80.74	± 7.95	63.34	± 14.50	36.47	± 33.31
Densidade (g cm <sup>-3</sup> )	1.02	± 0.09	1.00	± 0.09	1.10	± 0.18	1.19	± 0.14
Umidade (%)	37.26	± 10.40	37.47	± 5.10	34.33	± 8.64	27.54	± 17.22
Retorno Anual de N(kg ha <sup>-1</sup> )	147.11	± 34.41	137.89	± 31.04	118.90	± 32.92	85.62	± 16.41

Produção de Littera(Mgha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	8.72	± 0.87	8.20	± 1.82	7.57	± 1.91	6.31	± 1.74
EUN	60.99	± 6.60	60.23	± 7.11	64.89	± 5.90	74.09	± 9.93
δ <sup>15</sup> N (‰)	10.91	± 0.81	10.37	± 0.78	9.97	± 1.06	8.35	± 0.88
Biomassa (t ha <sup>-1</sup> ).	339.15	± 15.60	244.38	± 59.94	251.82	± 64.02	104.90	± 82.50

---

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS**

**DEFESA PÚBLICA DISSERTAÇÃO / PPG-CFT - INPA**

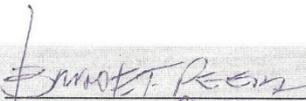
Ata da Defesa Pública da Dissertação de Mestrado de AXA EMANUELLE SIMÕES FIGUEIREDO aluno (a) do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS, realizada no dia 30 de Junho de 2016.

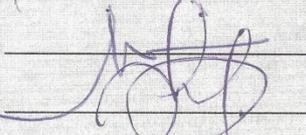
Aos trinta dias do mês de Junho de 2016, às 09h00, na Sala de Aula 02 do Programa de PG em Ciências de Florestas Tropicais, PPG-CFT, Campus III, INPA-V8, realizou-se a Defesa Pública da Dissertação de Mestrado intitulada: "DINÂMICA DE NITROGÊNIO EM SOLOS DE FLORESTAS SECUNDÁRIAS SOB DIFERENTES HISTÓRICOS DE USO NOS MUNICÍPIOS DE SANTARÉM E BELTERRA, AMAZÔNIA ORIENTAL" em conformidade com o Artigo 68 do Regimento Interno do PPG-CFT e Artigo 52 do Regimento Geral da Pós-Graduação do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (MCTI-INPA) como parte final de seu trabalho para a obtenção do título de **MESTRE EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS**, área de concentração em *Manejo Florestal*. A Banca Examinadora foi constituída pelos seguintes professores doutores: BRUNO FERNANDO FARIA PEREIRA (UFAM), SONIA SENA ALFAIA (INPA) e NIWTON LEAL FILHO (INPA). O(a) Presidente da Banca Examinadora, Dr(a) Carlos Alberto Nobre Quesada (Coorientador(a)/INPA), deu início à sessão convidando os senhores membros e o (a) Mestrando (a) a tomarem seus lugares e informou sobre os procedimentos a serem observados para o prosseguimento do exame. A palavra foi, então, facultada ao (à) Mestrando (a) que apresentou uma síntese do seu estudo e respondeu às perguntas formuladas pelos membros da Banca Examinadora. Depois da apresentação e arguição, a referida Banca Examinadora se reuniu e decidiu por

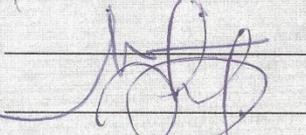
*Aprovar.*

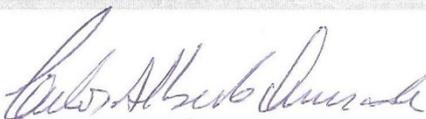
A sessão foi encerrada às 11:30 e, para constar eu, Valdecira Azevedo, Secretária do PPG-CFT lavrei a presente Ata, que depois de lida e aprovada foi assinada pelo Presidente e membros da Banca Examinadora. Em Manaus (AM), 30 de Junho de 2016.

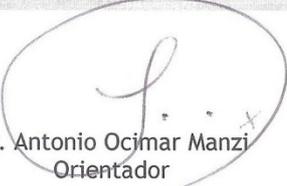
Banca Examinadora:

Dr(a) BRUNO FERNANDO F. PEREIRA  Aprovado(a)  Reprovado(a) 

Dr(a) SONIA SENA ALFAIA  Aprovado(a)  Reprovado(a) 

Dr(a) NIWTON LEAL FILHO  Aprovado(a)  Reprovado(a) 

  
Dr. Carlos Alberto Nobre Quesada  
Presidente da Banca  
Coorientador

  
Dr. Antonio Ocimar Manzi  
Orientador

  
Dr. José Francisco de C. Gonçalves  
Coordenador do PPGCFT