

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS  
TROPICAIS (CFT)**

**DISPONIBILIDADE E EFICIÊNCIA NO USO DE NUTRIENTES  
EM FLORESTAS SECUNDÁRIAS SOB DIFERENTES NÍVEIS DE  
ALTERAÇÃO NA REGIÃO DE SANTARÉM E BELTERRA,  
AMAZÔNIA ORIENTAL**

**ALEXANDRE TADEU BRUNELLO**

**Manaus, Amazonas**

**Junho, 2016**

**ALEXANDRE TADEU BRUNELLO**

**DISPONIBILIDADE E EFICIÊNCIA NO USO DE NUTRIENTES  
EM FLORESTAS SECUNDÁRIAS SOB DIFERENTES NÍVEIS DE  
ALTERAÇÃO NA REGIÃO DE SANTARÉM E BELTERRA,  
AMAZÔNIA ORIENTAL**

Orientador: Dr. Antonio Ocimar Manzi

Coorientador: Dr. Carlos Alberto Nobre Quesada

Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências de Florestas Tropicais.

**Manaus, Amazonas  
Junho, 2016**

B894

Brunello, Alexandre Tadeu

Disponibilidade e eficiência no uso de nutrientes em florestas secundárias sob diferentes níveis de alteração na região de Santarém e Belterra, Amazônia Oriental / Alexandre Tadeu Brunello. --- Manaus: [s.n.], 2016.

ix, 88 f.: il.

Dissertação (Mestrado) --- INPA, Manaus, 2016.

Orientador: Antonio Ocimar Manzi

Coorientador: Carlos Alberto Nobre Quesada

Área de concentração: Ciências de Florestas Tropicais

1. Florestas secundárias. 2. Limitação nutricional. 3. Fósforo. 4. Solos – Amazônia. 5. Fracionamento de fósforo I. Título.

CDD 577.3

**Sinopse:** Estudou-se o impacto de diferentes níveis de distúrbios antrópicos sobre a disponibilidade e eficiência no uso de nutrientes em florestas secundárias de terra-firme situadas na Amazônia Oriental.

**Palavras-chave:** Amazônia, solos tropicais, fracionamento de fósforo, eficiência no uso de nutrientes, mudanças no uso do solo.

## AGRADECIMENTOS

Não poderia deixar de agradecer inicialmente aos meus amados pais Carlos e Rita e ao meu irmão Eduardo (Du Bola) por todo amor e apoio incondicional. Embora distantes, estamos mais próximos do que nunca.

À Priscila Freitas Cunha, por toda história vivida e tantos momentos compartilhados.

Aos meus orientadores Dr. Beto Quesada e Dr. Antonio Ocimar Manzi, por todo conhecimento transmitido, incentivo, amizade e todo apoio na parte logística e burocrática do trabalho.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências de Florestas Tropicais (PPG-CFT) pela oportunidade do mestrado.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) pela concessão da bolsa.

Ao Projeto ECOFOR pelo convite e oportunidade de contribuir com uma pesquisa tão relevante em tempos de descaso quase absoluto com um dos bens mais preciosos do mundo que nos cerca, as florestas!

À Erika Berenguer, Jos Barlow e Marina Seixas por toda contribuição dada para a realização deste trabalho.

À minha “hermana” Axa Simões, colega de ECOFOR, por toda contribuição no trabalho, e também pelas conversas e por tornar o dia-a-dia mais divertido com o seu senso de humor apurado.

À todos os integrantes do grupo de pesquisas em ciclos biogeoquímicos Laynara Lugli, Erick Oblitas, Raimundo Nonato, Carlos Munduruku, Karst Schaap, Florian Hofhansl, Lucia Fuchslueger, Oscar Valverde e Kelly Andersen pelos momentos compartilhados, inúmeros almoços na “padaria do V8” e pela troca de experiências culturais e de idiomas.

A todos os amigos e funcionários do Laboratório Temáticos de Solos e Plantas: Gabriela, Laura, Roberta, Jonas, Edvaldo e Érison por todo conhecimento transmitido e pelo auxílio nos procedimentos técnicos.

Ao diretor do LBA-Santarém Jorge Porto e aos demais funcionários do LBA, em especial à gerente administrativo Elizangela Rebelo por todo apoio logístico e burocrático.

À todos os voluntários, estagiários e alunos de iniciação científica que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

Aos moradores da Comunidade do Branco (Belterra-PA) e à equipe de campo do projeto ECOFOR: Graveto, Ivan, Beto, Renildo, Xarope, Bega, Leka.

À minha amiga Thaianne Souza pelo incentivo e pela “hospedagem” inicial em Manaus e aos colegas de república Diego, Rafael, Hilana, Renan e Mayra pela amizade e convivência.

Aos demais familiares e amigos, de perto ou de longe, em especial à minha segunda família de Ribeirão Preto, a “Raça do Jardel”. Muito obrigado! Amo vocês!

## RESUMO

Nós avaliamos a disponibilidade e a eficiência no uso de nutrientes em florestas exploradas (EXP), exploradas e queimadas (EXPQ) e em florestas em regeneração após corte-raso (CR), comparando-as com florestas sem modificações antrópicas detectáveis (PRI) situadas na Floresta Nacional do Tapajós. Para tal, os solos foram amostrados seguindo o protocolo padrão do Projeto RAINFOR. Com a finalidade de compreender a complexa dinâmica do fósforo nessas florestas, foi utilizado o fracionamento sequencial de fósforo (Hedley, 1982). Além disto, a eficiência no uso de nutrientes foi abordada através da metodologia utilizada por Vitousek (1982, 1984). A soma de bases nos solos, embora não tenha se diferenciado estatisticamente ( $p > 0,05$ ), tende a ser maior onde houve a ocorrência de fogo, o que por sua vez reflete em valores de pH mais elevados nas florestas EXPQ e CR ( $4,36 \pm 0,25$  e  $4,36 \pm 0,21$ , respectivamente). Nitrato, K trocável e a fração de fósforo Po NaOH se correlacionaram positivamente com a produção de serapilheira ( $\rho = 0,67$ ;  $\rho = 0,52$ ;  $\rho = 0,35$ , respectivamente), sugerindo que, possivelmente, esses nutrientes estão fortemente associados com a produtividade dessas florestas. Não encontramos diferenças nos teores nem na distribuição das frações de fósforo no solo quando analisadas isoladamente ou em combinação ( $p > 0,05$ ). A eficiência no uso do fósforo (EUP) não foi diferente entre as florestas estudadas ( $p > 0,05$ ). Há fortes indícios de que as florestas aqui estudadas estão limitadas por fósforo, haja visto os baixos teores deste elemento no solo, bem como seu baixo retorno anual via serapilheira e a alta eficiência com que as florestas ciclam o nutriente, independentemente das alterações na cobertura vegetal. Embora ainda seja possível observar um gradiente de eficiência no uso nitrogênio ( $p < 0,05$ ), sobretudo nas áreas que sofreram os impactos mais drásticos (CR), o suprimento de nitrogênio no solo, aparentemente, se aproxima das condições naturais, algum tempo decorrido desde os distúrbios.

**ABSTRACT**

We have evaluated the availability and nutrients use efficiency in logged forests (EXP), logged and burned (EXPQ), and recovering forests after deforestation (CR), comparing them with undisturbed (PRI) at Tapajós National Forest. Thus, the soils were sampled following the RAINFOR Project standard protocol. In order to understand the complex dynamics of P in these forests, phosphorus sequential fractionation was applied (Hedley, 1982). In addition, nutrients use efficiency was addressed through the methodology used by Vitousek (1982, 1984). Although soil sum of bases was not statistically different between studied forests ( $p > 0.05$ ), it tends to be higher where fire occurred, which in turn yielded greater pH values in EXPQ and CR forests ( $p < 0.05$ ),  $4.36 \pm 0.25$  e  $4.36 \pm 0.21$ , respectively. Nitrate, exchangeable K and phosphorus fraction Po NaOH were positively correlated ( $p < 0.05$ ) with litter production ( $\rho = 0.67$ ;  $\rho = 0.52$ ;  $\rho = 0.35$ , respectively), which suggests that such nutrients are strongly associated with these forests productivity. We did not find differences in contents neither in soils phosphorus fractions distributions, either individually or in combined fractions ( $p > 0.05$ ). Phosphorus use efficiency (EUP) was not different ( $p > 0.05$ ). There is a strong evidence that forests studied here are limited by phosphorus, once there is low contents of this element in the soil, as well low annual return through litterfall and high efficiency cycling rates, regardless the vegetal cover alterations. Although a nitrogen use efficiency gradient is still noticeable ( $p < 0.05$ ), markedly where the impacts were more drastic (CR), the soil nitrogen supply seems to getting close to the natural conditions, some time since the disturbances.

## SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS .....	iv
SUMÁRIO.....	viii
LISTA DE TABELAS .....	10
LISTA DE FIGURAS .....	11
1. INTRODUÇÃO .....	12
2. OBJETIVOS.....	19
2.1 Objetivo Geral.....	19
2.2 Objetivos Específicos .....	19
3. MATERIAL E MÉTODOS .....	19
3.1 Local do estudo .....	19
3.2 Seleção das microbacias e parcelas.....	21
3.3 Coleta do solo .....	24
3.4 Amostras de solo.....	24
3.5 Trincheiras .....	24
3.6 Métodos de Laboratório.....	25
3.6.1 pH do Solo (EMBRAPA, 2011).....	25
3.6.2 Cátions Trocáveis .....	25
3.6.3 Fracionamento de P.....	26
3.6.4 Carbono e Nitrogênio .....	29
3.6.5 Estoques de C no solo .....	29
3.6.6 Densidade aparente .....	29
3.6.7 Retorno e Eficiência no Uso de Nutrientes .....	30
3.6.8 Granulometria (EMBRAPA, 2011) .....	31
3.7 Análise dos dados .....	31
4. RESULTADOS .....	32
4.1 Atributos Químicos do Solo .....	32
4.1.1 Disponibilidade de cátions trocáveis no solo .....	33
4.1.2 pH e $\Delta$ pH.....	35
4.2 C, N, C:N, densidade do solo e estoques de C.....	37
4.2.1 Teores de C e N no solo e relação C/N .....	38
4.2.2 Densidade do solo ( $\rho$ ).....	38
4.2.3 Estoques de C no solo .....	39



4.3 Fósforo no solo .....	40
4.3.1 Fracionamento de Fósforo.....	40
4.3.2 P disponível (Melich-1).....	44
4.4 Retorno e eficiência no uso de nutrientes .....	46
4.4.1 Produção anual de serapilheira.....	49
4.4.2 Concentração de nutrientes nas folhas de serapilheira.....	49
4.4.3 Retorno anual de nutrientes.....	50
4.4.4 Eficiência no uso de nutrientes.....	50
4.4.5 Relação N/P foliar .....	51
4.4.6 Relação C/N foliar.....	51
4.4.7 Teor de nutrientes no solo e concentração de nutrientes na serapilheira .....	52
4.4.8 Produção de serapilheira e retorno de nutrientes .....	54
4.4.9 Eficiência no uso de nutrientes e retorno de nutrientes.....	55
4.4.10 Retorno e eficiência no uso do fósforo e do nitrogênio .....	56
4.4.11 Eficiência no uso do nitrogênio, biomassa e riqueza de espécies .....	57
4.4.12 Eficiência no uso de nutrientes e respectivos teores no solo.....	58
4.4.13 Produção de serapilheira e teores de nutrientes no solo.....	59
5. DISCUSSÃO.....	60
5.1 Atributos químicos e densidade do solo .....	60
5.2 Fósforo no solo .....	65
5.3 Eficiência no uso de nutrientes .....	69
5.3.1 Produção de serapilheira .....	69
5.3.2 Retorno de nutrientes .....	70
5.3.3 Eficiência no uso de nutrientes.....	71
6. CONCLUSÕES.....	76
7. CONCLUSIONS.....	77
8. APÊNDICES.....	78
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	83

**LISTA DE TABELAS**

Tabela 1: Características gerais das áreas de estudo .....	23
Tabela 2: Frações de fósforo no solo. São mostrados os valores médios $\pm$ desvio padrão para os diferentes usos do solo .....	41
Tabela 3: Produção anual de serapilheira, concentrações de nutrientes na serapilheira, retorno anual de nutrientes, eficiência no uso de nutrientes e relações C:N e N:P da serapilheira. São mostrados os valores médios $\pm$ desvio padrão para os diferentes usos do solo.....	46

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Santarém/Belterra-PA, Amazônia Oriental (Fonte: Rede Amazônia Sustentável).....	19
Figura 2: Localização das parcelas utilizadas neste estudo.....	22
Figura 3: Diagrama simplificado do fracionamento sequencial do método de P (Adaptado de Tiessen e Moir, 1993) .....	29
Figura 4: Atributos químicos do solo nas diferentes áreas estudadas .....	32
Figura 5: Relação entre $\Delta\text{pH}$ e V(%); C no solo e CTC efetiva; Teor de argila e C no solo. ....	36
Figura 6: Relação entre Al trocável no solo e pH; Soma de bases e pH. ....	36
Figura 7: C, N, relação C:N, densidade do solo e estoques de C (0 -30; 0 – 200 cm) .....	37
Figura 8: Variáveis da Tabela 2 representadas em diagramas de caixa (boxplots).....	37
Figura 9: Relação entre teor de C no solo e densidade aparente do solo .....	39
Figura 10: Fracionamento de fósforo. Valores absolutos (em cima) e valores relativos ao total (embaixo) .....	42
Figura 11: Relações entre $P_{\text{PD}}/P_{\text{TE}}$ (A); $P_{\text{TE}}/ P$ total (B) e $P_{\text{ORG}}/P_{\text{TE}}$ (C) .....	43
Figura 12: Contribuição das Frações $\text{Po NaHCO}_3^-$ e $\text{Po NaOH}$ para o P orgânico do solo .....	43
Figura 13: P disponível (Melich-1) entre os quatro usos do solo estudados (A), Correlação de Spearman entre $\Delta\text{pH}$ e P obtido por Melich-1 (B); Correlação de Spearman entre $\Delta\text{pH}$ e a fração $\text{Pi NaOH}$ . ....	45
Figura 14: Variáveis da tabela 4 representada em diagramas de caixa (bloplots).....	48
Figura 15: Correlação entre teores de fósforo no solo (total e frações) e concentração de P nas folhas de serapilheira.....	53
Figura 16: Correlação entre teores de nutrientes no solo em suas formas totais e disponíveis e concentração dos respectivos nutrientes nas folhas de serapilheira .....	54
Figura 17: Correlação entre produção anual de serapilheira (folhas) e retorno anual de N, P, Ca, Mg e K.....	55
Figura 18: Retorno e eficiência no uso de nutrientes .....	56
Figura 19: Correlação de Pearson (r) entre retorno e eficiência no uso do nitrogênio e fósforo. 56	
Figura 20: Correlação entre eficiência no uso do nitrogênio, biomassa acima do solo (A) e riqueza de espécies (B).....	57
Figura 21: Correlação entre eficiência no uso de nutrientes e seus respectivos teores no solo... 58	
Figura 22: Produção anual de serapilheira (folhas) e teor de nutrientes no solo.....	59

## 1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais têm sido fortemente ameaçadas pelas atividades humanas. A bacia Amazônica possui uma área gigantesca e abrange cerca de 40% das florestas tropicais ainda existentes (LAURANCE et al., 2001). As florestas tropicais possuem um papel nevrálgico em inúmeros aspectos da qualidade de vida terrestre, dentre os quais, podemos destacar o sequestro e estocagem de carbono e outros gases de efeito estufa (o que desencadeia consequências na regulação climática), conservação da biodiversidade e nos ciclos biogeoquímicos como um todo (HASSAN et al., 2005). Assim, as mudanças no uso do solo, aliadas às mudanças climáticas, podem desencadear consequências catastróficas sobre o papel dessas florestas (FOLEY et al., 2005).

Embora o desmatamento na Amazônia Legal tenha decaído substancialmente nos últimos anos, de 27772 km<sup>2</sup> em 2004 para 5831 km<sup>2</sup> em 2015, uma redução de 79% é importante ressaltar que, em termos absolutos, a área desmatada na Amazônia Legal no ano de 2015 é bastante expressiva. Com relação ao estado do Pará, estado recordista em desmatamento em todas as estimativas anuais desde o ano de 2004, a redução é igualmente de 79%, de 8870 km<sup>2</sup> em 2004 para 1881 km<sup>2</sup> em 2015 (PRODES, 2016).

Esse processo é impulsionado pela conversão em larga escala de florestas em fazendas para criação de gado e/ou monocultura, enquanto a exploração madeireira, incêndios, fragmentação e caça tem contribuído para a degradação (mal quantificada) nas florestas remanescentes (PERES; BARLOW; LAURANCE, 2006).

Igualmente preocupante é o fato de que grandes extensões florestais, embora não completamente suprimidas, sofrem algum nível de alteração, seja resultado da exploração madeireira, da ocorrência de incêndios (acidentais ou intencionais) ou da conversão das florestas para agricultura (ECOFOR, 2012). Tais atividades normalmente desencadeiam consequências de longo alcance na ciclagem de nutrientes, estabilidade e

capacidade de resiliência dos ecossistemas, resultantes dos efeitos de borda e fragmentação florestal (ECOFOR, 2012).

Recentemente, o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) apresentou um mapeamento das áreas florestais alteradas na Amazônia legal para os anos de 2011, 2012 e 2013. O levantamento é feito pelo projeto DEGRAD (Mapeamento da Degradação Florestal na Amazônia Brasileira), que usando as mesmas imagens do PRODES (Programa de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Brasileira por Satélite), identifica áreas susceptíveis à degradação florestal, principalmente pela exploração madeireira (com ou sem o uso do fogo), mas que ainda não foram completamente suprimidas (DEGRAD, 2016).

Nos anos de 2011, 2012 e 2013, os levantamentos do DEGRAD apontaram áreas de 24.650 km<sup>2</sup>, 8.634 km<sup>2</sup> e 5.434 km<sup>2</sup>, para os respectivos anos, que exibiram algum nível de modificação antrópica (DEGRAD, 2016). Até a data atual (junho/2016), o DEGRAD não divulgou atualizações para os anos de 2014 e 2015.

Muitos trabalhos envolvendo florestas tropicais focaram, até então, florestas primárias (como CTFS, RAINFOR, AfriTRON). Embora estes projetos forneçam uma valiosa base de dados, eles são inadequados para predizer a estrutura futura, dinâmica e composição das florestas tropicais com modificações antrópicas (ECOFOR, 2012). Assim, o Projeto ECOFOR (Biodiversidade e Funcionamento de Florestas Degradadas e em Recuperação na Amazônia e na Mata Atlântica) visa avaliar mudanças na biodiversidade e funcionamento do ecossistema, comparando florestas primárias intactas com florestas que foram exploradas, exploradas e queimadas ou que estão em regeneração após o corte-raso.

Neste contexto, os ciclos biogeoquímicos constituem uma das principais questões de interesse do projeto. Basicamente, estes ciclos são responsáveis pela

transferência e transformação dos elementos químicos na natureza e regem o processo de ciclagem de nutrientes.

Segundo Jordam (1985), a ocorrência predominante das florestas na Amazônia se dá sobre solos considerados de baixa fertilidade química, sendo que as altas taxas de produtividade estão associadas ao fato de que as espécies que compõe essa floresta são adaptadas às condições de clima e de solo da região, sendo que essas espécies dependem da ciclagem da matéria orgânica que a própria floresta produz. Para Luizão (2007), a atividade biológica impulsiona a ciclagem de matéria orgânica, processo que é altamente favorecido pela alta temperatura e umidade típicas da região.

Sendo que a ciclagem de nutrientes em tais florestas é regulada predominantemente através da ação dos microrganismos, modificações na vegetação e na biomassa possuem um grande potencial de alterar a ciclagem de carbono e nutrientes (LUIZÃO, 2007).

O desmatamento da floresta normalmente ocasiona uma perda de nutrientes inicial via extração de madeira, ocorrência de fogo, erosão, emissões de gases do solo e da vegetação e lixiviação de nutrientes (MCGRATH et al., 2001; DAVIDSON et al., 2004). As perdas de nitrogênio normalmente são superiores às perdas de fósforo, uma vez que o N é perdido não somente por volatilização, mas também porque este elemento está presente em grandes quantidades na biomassa (MARTINELLI et al., 1999). Assim, mesmo o N sendo normalmente considerado em excesso em florestas tropicais não perturbadas, pode possivelmente limitar a recuperação da floresta após distúrbios (MARTINELLI et al., 1999; DAVIDSON et al., 2007).

As bases trocáveis (Cálcio, Magnésio, Sódio e Potássio), usualmente ocorrem em baixas quantidades em solos muito intemperizados e são muito sensíveis a perdas por lixiviação (QUESADA et al., 2010). Em contraste ao N e P, as bases trocáveis,

normalmente, são conservadas como cinzas após incêndios, resultando em uma significativa redistribuição desses importantes nutrientes da biomassa para o solo (MARKEWITZ et al., 2004). As entradas de nutrientes através das cinzas subsequentes ao corte e queima da vegetação podem aumentar significativamente CTC do solo e aumentar o suprimento de Ca, Mg e K. Este efeito do desmatamento sobre os cátions do solo parece persistir por várias décadas (MARKEWITZ et al., 2004; MCGRATH et al., 2001).

Outro aspecto importante é a relação carbono/nitrogênio. A proporção de um elemento em relação ao outro é determinante no equilíbrio de energia disponível e nutrientes para os microrganismos e, conseqüentemente, na decomposição da matéria orgânica no solo (MOS), mineralização e disponibilidade de N para a vegetação, sendo que, com bases nesses valores, é possível inferir sobre o quão difícil é a decomposição da matéria orgânica (NOVAIS, 2007).

Segundo Walker&Syers (1976), a origem do P no solo se dá principalmente pelo processo de intemperismo das rochas. Embora a entrada de fósforo via atmosférica seja alvo de muitos trabalhos, e ainda seja de certa maneira controversa, não há comprovação de que tais entradas sejam de fato efetivas para o suprimento de P para a vegetação.

O intemperismo das rochas, com transformação e recombinação dos minerais do solo, incluindo perda de sílica e carbonatos, normalmente gera uma redução no pH dos solos, aumento da atividade de ferro e alumínio, ocasionando uma predominância de caulinita e formas de óxidos e hidróxidos de Fe e Al (SMECK, 1985).

Sendo que a origem do fósforo no sistema ocorre praticamente através das rochas, com pouca ou nenhuma entrada posterior, nota-se que ao longo do tempo, ocorrem perdas pequenas e contínuas através de processos como retenção de P em

formas de baixa disponibilidade ou mesmo totalmente indisponíveis (WALKER E SYERS, 1976; QUESADA et al., 2010). O decaimento dos teores de P pode estar atrelado à precipitação deste elemento em formas pouco solúveis, bem como à combinação deste elemento com óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio ou perdas por erosão (SMECK, 1985; QUESADA et al., 2010). Considerando os aspectos descritos, o fósforo pode ser considerado um elemento de grande relevância em florestas que se desenvolvem em solos com elevado grau de intemperismo, como o caso da maioria das florestas amazônicas. Muitos trabalhos já relataram esse elemento como um dos maiores limitantes, senão o maior, para o desenvolvimento da vegetação.

Com relação a disponibilidade para a vegetação, o P se encontra armazenado em diferentes frações, com diferentes níveis de biodisponibilidade (QUESADA et al., 2010).

O P biologicamente ativo pode ser considerado as formas de ortofosfato livre na solução do solo mais as formas orgânicas e inorgânicas que se encontram retidas nas partículas do solo com energia de ligação baixa ou intermediária, mas que ainda podem ser aproveitadas pela vegetação e microrganismos. Assim, a disponibilidade de P no solo não é necessariamente apenas uma função de sua concentração, mas das taxas de liberação para o solo, bem como a mineralização das formas orgânicas do elemento (ABDU, 2006).

As frações de fósforo no solo podem ocorrer em formas inorgânicas ou orgânicas, dentre elas a fração denominada P-resina (inorgânica), que se trata dos ortofosfatos ciclagem rápida, as frações  $P_i$  e  $P_o$   $NaHCO_3^-$  (lábil de ciclagem rápida),  $P_i$  e  $P_o$   $NaOH$  (moderadamente lábil),  $P_i$   $HCl$  que consiste no fósforo ligado a cálcio e o fósforo residual, considerado indisponível para a vegetação (TIESEN et al., 1984).



Há trabalhos que elucidam a importância das formas orgânicas de P no solo, uma vez que essas formas possuem uma ciclagem rápida em solos tropicais (CROSS E SCHLESINGER, 1975; QUESADA et al., 2010). O fósforo orgânico (Po) no solo está presente em formas mais ou menos disponíveis, o que é determinado pela complexidade das moléculas orgânicas, ou ainda pela energia de ligação entre tais moléculas e a fração mineral do solo (FINK et al., 2016). O fósforo orgânico pode representar de 20 a 80% do fósforo total em solos da Amazônia (QUESADA ET AL., 2010).

As características do solo estão diretamente relacionadas com a disponibilidade e a proporção das formas orgânica e inorgânica do fósforo. Os latossolos (ou Ferralsols na nomenclatura da FAO), predominantes na Amazônia brasileira, têm como principal característica o avançado grau de intemperismo, elevada profundidade, pouco denso e bem drenado, com presença acentuada de caulinita (mineral de argila 1:1) e óxidos de ferro e alumínio (LAL, 1987). Esses solos geralmente apresentam baixo teor de P total. Por exemplo, Quesada et al. (2010) reportam que a concentração P total nos Ferralsols da Amazônia varia entre 61 e 192 mg kg<sup>-1</sup> (média de 115 mg kg<sup>-1</sup>).

Medir a limitação por determinado nutriente em um sistema florestal não é uma tarefa fácil. Um modo de abordar este problema é a determinação da eficiência com que os elementos são ciclados (VITOUSEK, 1984). Apesar da utilização de nutrientes pelas plantas obedecer a certos limites estequiométricos, é comum que plantas (ou florestas) limitadas por um determinado nutriente, o utilizem mais conservadoramente, produzindo mais massa vegetal por unidade de nutriente, enquanto que nutrientes que ocorrem em abundância geralmente estão presentes na matéria vegetal em maiores quantidades e são ciclados sem grandes restrições. Assim, florestas onde os nutrientes são ciclados de forma eficiente, indicam certo grau de limitação nutricional, enquanto que um sistema ineficiente de ciclagem sugere um suprimento adequado de nutrientes.

Utilizando esta abordagem, Vitousek (1984) demonstrou que padrões de produtividade de serapilheira em florestas tropicais estavam fortemente limitados pela baixa quantidade de P circulando no sistema e que nestas mesmas áreas o nitrogênio era ciclado em grandes quantidades. O contrário ocorria em florestas temperadas onde a disponibilidade de P é alta devido ao baixo intemperismo do solo, mas o nitrogênio é escasso devido aos invernos rigorosos.

Uma vez que a serapilheira desempenha um papel fundamental na ciclagem de matéria orgânica e nutrientes no sistema florestal, pode-se esperar que o método de determinação da eficiência no uso de nutrientes seja eficaz para comparar o efeito das atividades antrópicas sobre a limitação nutricional. A limitação por nutrientes pode ser exacerbada por distúrbios antrópicos uma vez que nutrientes essenciais para o desenvolvimento da vegetação são perdidos e/ou redistribuídos dentro dos ecossistemas terrestres quando as florestas são cortadas e queimadas para a exploração madeireira ou para agricultura (DAVIDSON et al., 2009). Por exemplo, a perda de fósforo durante distúrbios, provavelmente pode aumentar ainda mais as limitações descritas acima.

Considerando o contexto apresentado, a proposta central deste estudo é abordar a concentração de nutrientes no solo e seu retorno via serapilheira como forma de avaliar limitações nutricionais decorrentes do uso solo (eficiência no uso de nutrientes *sensu* Vitousek 1984). Embora este trabalho enfatize o elemento fósforo (P), e sua complexa dinâmica, outros elementos essenciais serão igualmente considerados como possíveis fatores limitantes em áreas submetidas a diferentes níveis de perturbação antrópica na região de Santarém e Belterra (PA), Amazônia Oriental, tendo como parâmetro de comparação outras florestas intactas na mesma região.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo Geral

Determinar como diferentes usos do solo interferem na disponibilidade e eficiência no uso de nutrientes em solos florestais sob diferentes níveis de alteração na região de Santarém e Belterra, Amazônia Oriental.

### 2.2 Objetivos Específicos

- i) Avaliar a influência dos distúrbios sobre características químicas e físicas do solo.
- ii) Avaliar os efeitos dos distúrbios sobre as frações de fósforo no solo.
- iii) Avaliar as taxas de retorno e a eficiência no uso de nutrientes nas áreas estudadas.

## 3. MATERIAL E MÉTODOS

### 3.1 Local do estudo

As amostras de solo analisadas neste trabalho foram coletadas nos meses de outubro e novembro de 2014 e são originárias de parcelas localizadas em microbacias na região de Santarém – Belterra/PA (Figura 2). Ao todo, são cinco parcelas localizadas na Floresta Nacional (FLONA) do Tapajós (floresta primária - controle) e 15 parcelas localizadas em propriedades particulares do entorno (floresta explorada, floresta explorada e queimada e floresta em regeneração originada de corte-raso).

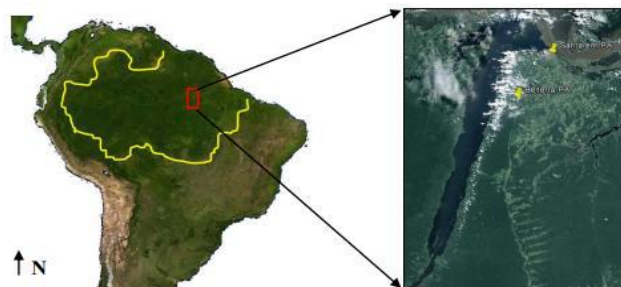


Figura 1: Santarém/Belterra-PA, Amazônia Oriental (Fonte: Rede Amazônia Sustentável)

O município de Santarém situa-se a 2° 24' 52'' de latitude sul e 54° 42' 36" de longitude oeste, na região oeste do Pará, mesorregião do Baixo Amazonas. Segundo o Projeto RADAMBRASIL (1973), a principal classe de solo do município é o Latossolo Amarelo, com texturas diferenciadas, sendo normalmente coberto por floresta ombrófila densa (HERNANDEZ FILHO et al., 1993) e ocorre em relevo plano a suavemente ondulado (RADAMBRASIL, 1973). O clima de Santarém é quente e úmido com temperatura média de 25,9°C. A média anual de precipitação é de 2150 mm (CLIMATE-DATA, 2016). Segundo a classificação de Köppen e Geiger o clima é classificado como Am.

Já Belterra, localiza-se na região oeste do Pará e pertence à microrregião de Santarém e a mesorregião do Baixo Amazonas. Situa-se a 02° 38' 11'' de latitude sul e 54° 56' 14" de longitude oeste. De acordo com a Köppen e Geiger, o clima é classificado como Am, com temperatura média anual de 25,3 °C e precipitação total anual de 1943 mm (CLIMATE-DATA, 2016).

Ao longo de todo este trabalho, as florestas primárias, exploradas, exploradas e queimadas e florestas secundárias em regeneração após corte raso serão referidas como **PRI**, **EXP**, **EXPQ** e **CR**, respectivamente.

Foram consideradas florestas primárias aquelas que não sofreram nenhum grau de alteração antrópica detectável e possuem sua estrutura intacta. Já as florestas exploradas, exploradas e queimadas e florestas submetidas ao corte-raso receberam tais classificações com base em inspeções de campo juntamente com a análise de uma cronosequência de imagens de Landsat (BERENGUER et al., 2013).

### **3.2 Seleção das microbacias e parcelas**

A seleção das microbacias, que possuem áreas de 5000 a 6000 ha, foi feita anteriormente pelo Projeto Rede Amazônia Sustentável (RAS) de modo a captar a heterogeneidade da cobertura florestal. O delineamento das bacias foi feito através de ferramentas avançadas de imageamento. Em cada microbacia, foram instaladas parcelas de modo aleatório-estratificado, seguindo uma densidade padrão de amostragem, sendo uma parcela a cada 400 ha ao longo da paisagem. Porém, as parcelas foram distribuídas respeitando a proporção de classe de uso do solo. Por exemplo, se uma microbacia possui 4000 ha e 50% de floresta primária, ela possui cinco parcelas instaladas em áreas de floresta primária.

Ao todo, foram instaladas 200 parcelas, porém, neste estudo, serão utilizadas as parcelas selecionadas pelo Projeto ECOFOR, ou seja, cinco parcelas por classe de uso do solo (floresta primária, floresta explorada, floresta explorada e queimada e floresta em regeneração após corte-raso, totalizando 20 parcelas; figura 2). Estas 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. A dimensão das parcelas é de 10 m x 250 m (0.25 ha).

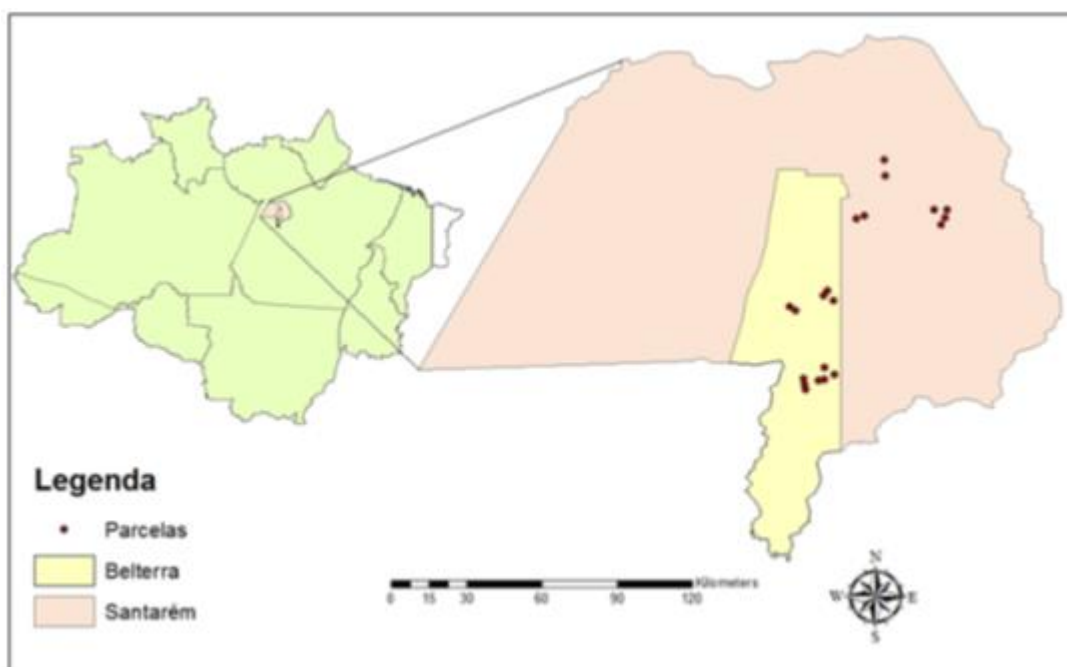


Figura 2: Localização das parcelas utilizadas neste estudo (Mapa: Axa Simões).

Tabela 1: Características gerais das áreas de estudo. A fim de facilitar a exposição gráfica dos resultados, convencionou-se o uso das siglas PRI; EXP; EXPQ e CR para representar as florestas: Primária; Explorada; Explorada e Queimada e Regeneração após Corte Raso, respectivamente.

Trat	Código da parcela	Latitude ----- Graus -----	Longitude	Classificação WRB	Areia	Silte	Argila	Biomassa total Mg ha <sup>-1</sup>
					----- g kg <sup>-1</sup> -----			
PRI	B261_T10	-3,019	-55,005	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Clayic)	3,6	21,5	74,9	290,0
	B363_T3	-3,297	-54,964	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Clayic)	55,1	4,6	40,3	419,4
	B261_T9	-3,04	-55,015	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Clayic)	20,5	9,6	69,9	305,4
	B363_T6	-3,336	-54,956	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Clayic)	10	13,8	76,2	372,5
	B363_T7	-3,32	-54,961	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Clayic)	9	17,3	73,7	385,4
EXP	B260_T1	-3,003	-54,895	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Clayic)	5,7	12,9	81,4	224,5
	B112_T12	-2,693	-54,452	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Clayic)	6,7	4,5	88,8	259,3
	B69_T8	-2,515	-54,675	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Clayic)	16,4	16,6	77	218,8
	B112_T8	-2,694	-54,496	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Clayic)	5,1	8,1	86,8	244,2
	B260_T4	-3,02	-54,857	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Clayic)	8,4	6,9	84,7	335,4
EXPQ	B260_T5	-2,984	-54,879	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Clayic)	4,7	21,3	74	313,4
	B129_T5	-2,715	-54,749	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Clayic)	28,6	18,8	52,6	170,2
	B129_T10	-2,726	-54,777	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Clayic)	7	17	76	215,8
	B357_T2	-3,306	-54,912	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Clayic)	6,5	18	75,5	211,5
	B69_T11	-2,574	-54,671	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Clayic)	33,2	14,5	52,3	228,5
CR	B357_T9	-3,264	-54,893	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Clayic)	33,1	14	52,9	99,4
	B357_T3	-3,3	-54,891	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Clayic)	3,7	37,3	59	99,7
	B357_T6	-3,257	-54,889	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Arenic)	78,7	10,9	10,4	88,0
	B129_T11	-2,706	-54,786	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Clayic)	6	8,5	85,5	199,8
	B357_T4	-3,283	-54,855	Geric Acric Ferralsol (Alumic, Hyperdystric, Arenic)	93,4	0,9	5,7	55,5

### **3.3 Coleta do solo**

A coleta do solo foi realizada seguindo o protocolo padrão do Projeto RAINFOR (ver [www.rainfor.org](http://www.rainfor.org)). Em cada parcela, foram feitas três tradagens até dois metros de profundidade e uma trincheira, distribuídas de modo equidistante nas parcelas.

### **3.4 Amostras de solo**

As amostras foram separadas nas seguintes profundidades: 0,00 – 0,05; 0,05 - 0,10; 0,10 – 0,20; 0,20 - 0,30; 0,30 – 0,50; 0,50 – 1,00; 1,00 – 1,50; 1,50 – 2,00 metros.

Foram coletadas amostras das paredes da trincheira nas mesmas profundidades. As amostras foram secas ao ar livre e, posteriormente, passaram por um processo de triagem e peneiramento com remoção de raízes, detritos, pedras e partículas acima de 2 milímetros.

### **3.5 Trincheiras**

Os perfis foram descritos com especial atenção para os seguintes parâmetros: distribuição e cor dos horizontes, presença ou ausência de concreções, horizontes de impedimentos, distribuição de raízes, capacidade de drenagem, dureza do solo, tipo de agregado, distribuição da porosidade do solo, localização topográfica e, finalmente, coletas de densidade do solo por profundidade. O posicionamento das trincheiras dentro das parcelas foi feito observando-se a topografia predominante do terreno. Uma vez que as áreas apresentam, em sua grande maioria, topografia plana e contínua, as trincheiras foram posicionadas em um dos quatro pontos equidistantemente distribuídos ao longo da parcela.



### **3.6 Métodos de Laboratório**

As amostras de solo foram analisadas no Laboratório Temático de Solos e Plantas (LTSP) do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Brasil. Foram utilizados métodos pré-estabelecidos (descritos abaixo). Os teores de nitrato no solo também foram analisados no LTSP e gentilmente cedidos por uma colaboradora do projeto.

#### **3.6.1 pH do Solo (EMBRAPA, 2011)**

O pH do solo foi determinado utilizando 10 g de terra fina seca ao ar livre (TFSA) agitada com 25 ml H<sub>2</sub>O por 1 hora em um agitador mecânico e a leitura do pH sendo realizada após 1 hora de repouso com uma sonda automática. Com o objetivo de auxiliar as classificações e inferir sobre a predominância de cargas no solo, o pH do solo em KCl 1M também foi determinado em amostras oriundas das trincheiras.

#### **3.6.2 Cátions Trocáveis**

**Ca, Mg, K, Na e Al** foram determinados pelo método da Tiouréia e Nitrato de Prata (Ag-TU). Este método é bastante prático e permite uma extração catiônica através de uma solução 0,01M Ag-TU, que é agitada juntamente à amostra. Este método possui outras vantagens como a ação em uma grande faixa de pH, bem como à baixa molaridade dos reagentes. Além disso, o método possui uma ótima comparação com outros métodos, tais como NH<sub>4</sub>Ac e 1M KCl (PLEYSIER E JUO, 1980).

### 3.6.3 Fracionamento de P

O método de fracionamento de fósforo aqui utilizado (Hedley et al., 1982), modificado por Tiessen e Moir (1993) consiste em um dos métodos mais eficientes para determinar a disponibilidade do nutriente, sendo superado apenas por métodos tecnologicamente mais avançados, como a Ressonância Nuclear Magnética (RNM). Nesse método, as amostras são submetidas individualmente a reagentes com poder de extração crescente, sendo possível refletir o grau de disponibilidade do fósforo. Inicialmente, amostras de 0,5 g são inseridas em tubos cônicos para centrífuga (tubo falcon) de 50 ml. Em seguida, foi inserida em cada tubo uma tira de membrana trocadora de ânions (551642S, BDH-Prolabo, VWR International, Lutterworth, UK) e 30 ml de água deionizada, com agitação de um dia para o outro por um período de 16 horas, sendo que a resina foi previamente ativada por um período de 24 horas com  $\text{NaHCO}_3$  0,5 M com o reagente sendo trocado a cada oito horas, como descrito em Turner et al. (2010). Após este processo, a membrana foi removida do tubo e enxaguada cuidadosamente com água destilada, devolvendo qualquer resíduo de solo para o tubo inicial. Em seguida, a membrana foi destinada para outro tubo falcon com 20 ml de HCl 0,5 M e agitada por um período de 16 horas para a extração do fosfato capturado pela membrana. Deste extrato, foi determinado o fósforo prontamente disponível. O tubo contendo a amostra foi centrifugado a 10.000 rpm (a 0°C) e teve a água descartada através de um filtro milipore (0.45  $\mu\text{m}$ ) para conter possíveis resíduos de solo que, quando presentes, foram devolvidos ao tubo com um pouco de solução de 0.5 M  $\text{NaHCO}_3$  pH 8.5. Em seguida, foi adicionado 30 ml de  $\text{NaHCO}_3$  no tubo, sendo então agitado novamente por 16 horas. Após este período, os tubos foram centrifugados novamente a 10.000 rpm (a 0°C) e o extrato de  $\text{NaHCO}_3$  foi decantado através de um filtro milipore (0.45  $\mu\text{m}$ ) e armazenado em outro frasco, de onde se obteve as frações  $\text{P}_i$

(inorgânica) e Po (orgânica)  $\text{NaHCO}_3$ , que representa o fósforo inorgânico e orgânico fracamente adsorvido nas partículas do solo. O filtro foi gentilmente lavado com uma pequena quantidade do próximo extrator (NaOH), devolvendo novamente qualquer resíduo de solo para o primeiro o tubo, que foi completado até o volume de 30 ml NaOH. O processo de obtenção dos extratos de NaOH se deu exatamente como os extratos do reagente anterior, sendo obtidas as frações Pi e Po NaOH, que representa o fósforo moderadamente disponível para a vegetação. O fósforo inorgânico (para ambas as frações  $\text{NaHCO}_3$  e NaOH) foi obtido pipetando-se uma alíquota de 10 ml, que em seguida foram acidificada para pH 1.5, resfriada por 30 minutos, centrifugada a 10.000 rpm ( $0^\circ\text{C}$ ) e transferida para balão volumétrico, de onde foi feita a leitura do teor de fósforo. Para obtenção das fração orgânicas (Po), subtraímos o Pi do P total (Pt), sendo este obtido através de digestão úmida com ácido sulfúrico e persulfato de amônia. Uma alíquota de 5 ml do extrato foi levada com os reagentes para uma superfície aquecida ( $500^\circ\text{C}$ ) até a redução do volume para aproximadamente 1,5 ml, quando se começa a observar a formação de vórtices de vapor. Após este processo, o volume restante é transferido para balão volumétrico, de onde foi feita a leitura do teor de fósforo. A última fração extraída foi a Pi HCl, que representa o fósforo ligado a minerais primários de cálcio e são indisponíveis para a vegetação, uma vez que são insolúveis. A determinação dos teores de fósforo de todas as frações foram feitas através do método de Murphy e Riley (1982), que combina os reagentes molibdato de amônia, ácido ascórbico e antimônio potássio tartarato. Alíquotas dos extratos foram pipetadas em balões de 50 ml, com a adição de paranitrofenol como indicador de pH. O pH dos extratos ácidos foi ajustado com NaOH 4 M até a obtenção da cor amarelo e então foi adicionado  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,25 M até a obtenção da cor amarelo claro. Extratos alcalinos foram acidificados com  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,25 M até a obtenção da cor amarelo claro.

O diagrama abaixo sumariza as etapas do fracionamento sequencial do fósforo. Para tal, foram utilizadas amostras compostas nas seguintes profundidades: (1) 0-5 cm; (2) 5-10 cm; (3) 10-20 cm; (4) 20-30 cm. Adicionalmente, o fósforo foi determinado através do método Melich-1 (uma combinação de  $\text{H}_2\text{SO}_4$   $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$  +  $\text{HCl}$   $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ ).

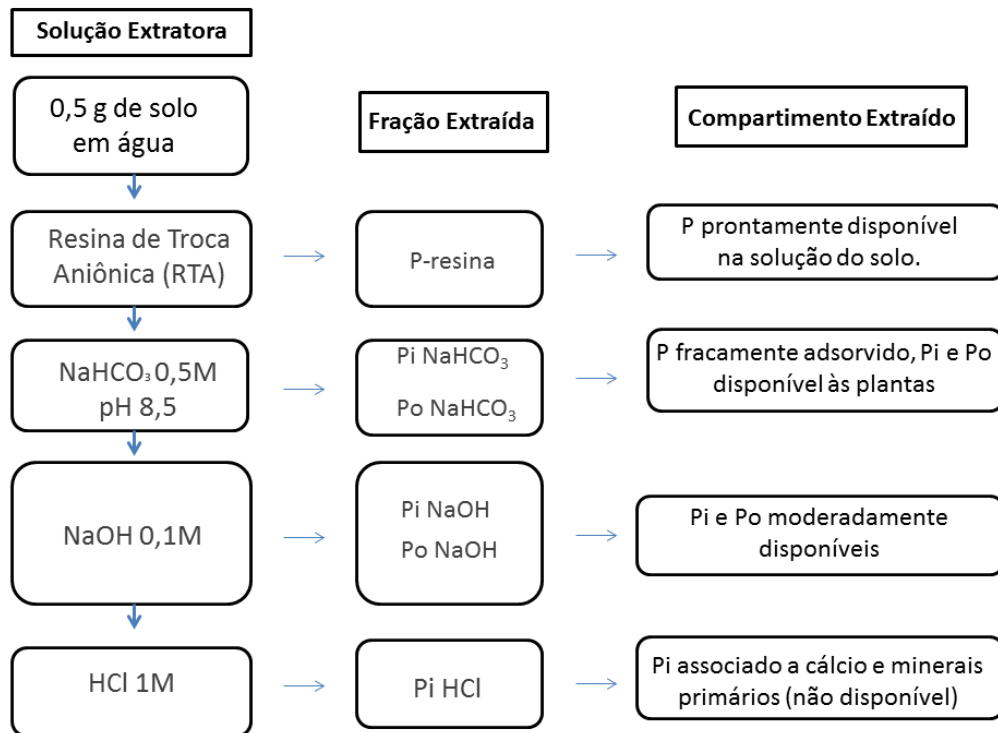


Figura 3: Diagrama simplificado do fracionamento sequencial do método de P (Adaptado de Tiessen e Moir, 1993).

### 3.6.4 Carbono e Nitrogênio

As amostras de solo foram moídas a menos de 50  $\mu\text{m}$  e subsequentemente pesadas em massas de aproximadamente 1000 mg. As amostras foram analisadas utilizando o analisador automático Elementar VarioMAX CN (Elementar, Alemanha).

### 3.6.5 Estoques de C no solo

O cálculo dos estoques de C no solo (0-30; 0-200 cm) foram calculados através da multiplicação do teor de C pela densidade do solo e sua respectiva camada (NEILL et al., 1997).

$$\diamond E = d \times h \times c \quad (1)$$

Onde:

Figura 3: Diagrama simplificado do fracionamento sequencial do método de P (Adaptado de Tiessen e Moir, 1993).

E = Estoque de C ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )

d = Densidade aparente do solo ( $\text{g cm}^{-3}$ )

h = Espessura da camada amostrada (cm)

c = Teor de C total do solo (%)

### 3.6.6 Densidade aparente

Para estimar a densidade do solo foi utilizado o método do anel volumétrico, com amostras de solo de estrutura indeformada coletadas a partir das paredes das trincheiras com o auxílio de um anel de aço de bordas cortantes e volume interno conhecido (anel de Kopecky). Depois de pesado, o anel com a amostra foi colocado em estufa a 105 °C durante 48 horas, e pesado novamente (EMBRAPA, 2011). O cálculo para obter a densidade aparente é o seguinte:

$$\diamond \text{Densidade aparente (g cm}^{-3}\text{)} = \text{massa da amostra seca a 105 }^{\circ}\text{C/ volume do anel (2)}$$

### 3.6.7 Retorno e Eficiência no Uso de Nutrientes

Foram medidas as taxas de produção de serapilheira, em seis cestas de 0,5 x 0,5 m localizadas aleatoriamente na parcela, e dispostas a 1,0 m de altura. O trabalho de coleta e determinação das taxas de produção foi feito em parceria com outros membros do Projeto ECOFOR. Do material colhido foram preparadas amostras compostas para determinação de nutrientes. Adicionalmente, foram fornecidos dados de biomassa acima do solo nas parcelas estudadas, bem como a riqueza de espécies (número de espécies de indivíduos com \*Diâmetro à altura do peito (DAP) > 10 cm).

Os elementos considerados macro e micronutrientes foram extraídos por digestão ácida assistida por micro-ondas (Anton Paar Multiwave 3000) em solução de ácido nítrico. O P foi determinado por colorimetria a 660nm e os demais elementos determinados por espectrometria de absorção atômica. C e N foram determinados em analisador automático de carbono e nitrogênio (Elementar Vario Max CN, Alemanha). O retorno e a eficiência no uso de nutrientes foram determinados em nível de ecossistema e foram calculados para os macronutrientes N, P, K, Ca e Mg através das seguintes equações (Vitousek 1982, 1984):

$$\diamond \text{ RN} = \text{Prod} \times [\text{Nx}]_s \quad (3.1)$$

$$\diamond \text{ EUN} = \text{Prod}/\text{RN} \quad (3.2)$$

#### Onde:

RN = Retorno de dado nutrientes (kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>)

Prod = Produção anual de serapilheira (kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>)

[Nx]<sub>s</sub> = Concentração de dado nutriente nas folhas de serapilheira (g kg<sup>-1</sup>)

EUN = Eficiência no uso de dado nutriente

### **2.6.8 Granulometria (EMBRAPA, 2011)**

A análise granulométrica foi realizada utilizando o Método da Pipeta. Dez gramas de terra fina foram tratados com dispersantes físicos e químicos, sendo separada, em seguida, em areia (partículas entre 0,05 e 2 mm) através de peneiramento, silte (partículas entre 0,002 milímetros e 0,05 milímetros), dado pela diferença entre o peso da amostra e o peso da argila e (tamanhos de partículas <0,002 milímetros), obtida por pipetagem, conforme o método proposto por Gee&Bauder (1986).

### **3.7 Análise dos dados**

Os dados obtidos foram analisados utilizando uma combinação de recursos do software RStudio Versão 0.99.491 e do software IBM SPSS Statistics 21. As diferenças nas propriedades químicas gerais e densidade do solo foram testadas a partir do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. As análises de fracionamento de fósforo, retorno e eficiência no uso dos nutrientes foram analisadas através de Análises de Variâncias (ANOVA,  $\alpha = 0,05$ ), com uso subsequente do Teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ) quando detectadas diferenças significativas dentre os grupos investigados. O teste de Tukey foi escolhido por ser um teste robusto, muito eficiente para realizar comparações múltiplas e por controlar as taxas de Erro Tipo I ( $\alpha$ ). A fim de avaliar o grau de correlação entre as variáveis, foi utilizado o coeficiente de Spearman ( $\rho$ ), exceto para as correlações relacionadas a retorno e eficiência no uso de nutrientes, onde, dada a normalidade das variáveis, foi utilizado o coeficiente de Pearson ( $r$ ).

## 4. RESULTADOS

### 4.1 Atributos Químicos do Solo

O pH do solo em H<sub>2</sub>O, teor de cátions trocáveis (Ca, Mg, Na, K e Al), soma de bases (SB), CTC efetiva, saturação por bases (V%) e saturação por alumínio (m%) foram comparados através do teste de Kruskal-Wallis ( $\alpha = 0,05$ ). Letras iguais nos *boxplots* indicam que não há diferença entre os usos do solo, enquanto a ausência de letras indica que não há diferenças estatísticas significativas entre eles (médias  $\pm$  desvio padrão podem ser consultados no Apêndice 1). Nos *boxplots* abaixo, **PRI** = Floresta primária; **EXP** = Floresta explorada; **EXPQ** = Floresta explorada e queimada e **CR** = Floresta em regeneração após corte raso.

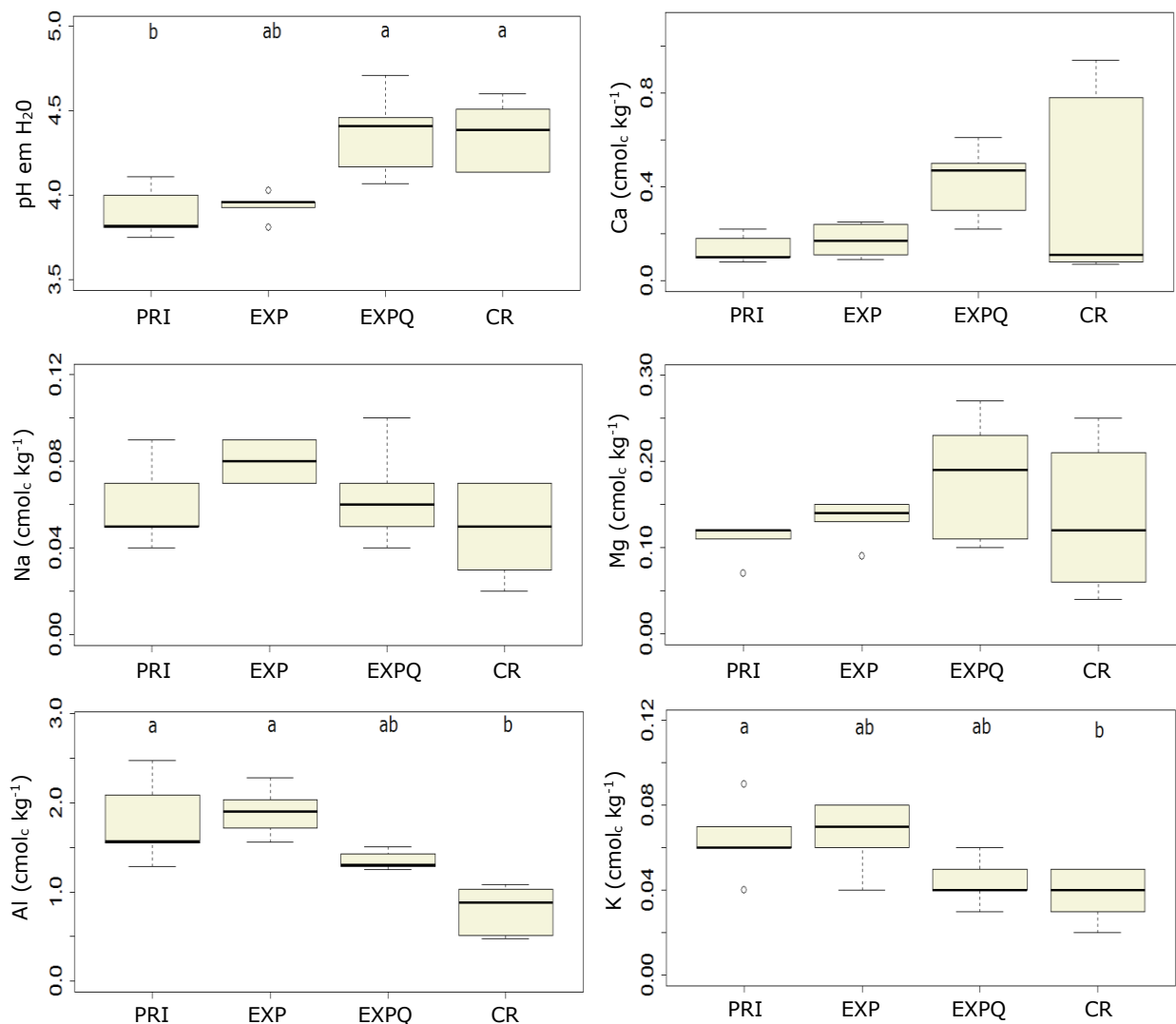


Figura 4: Atributos químicos do solo nas diferentes áreas estudadas.



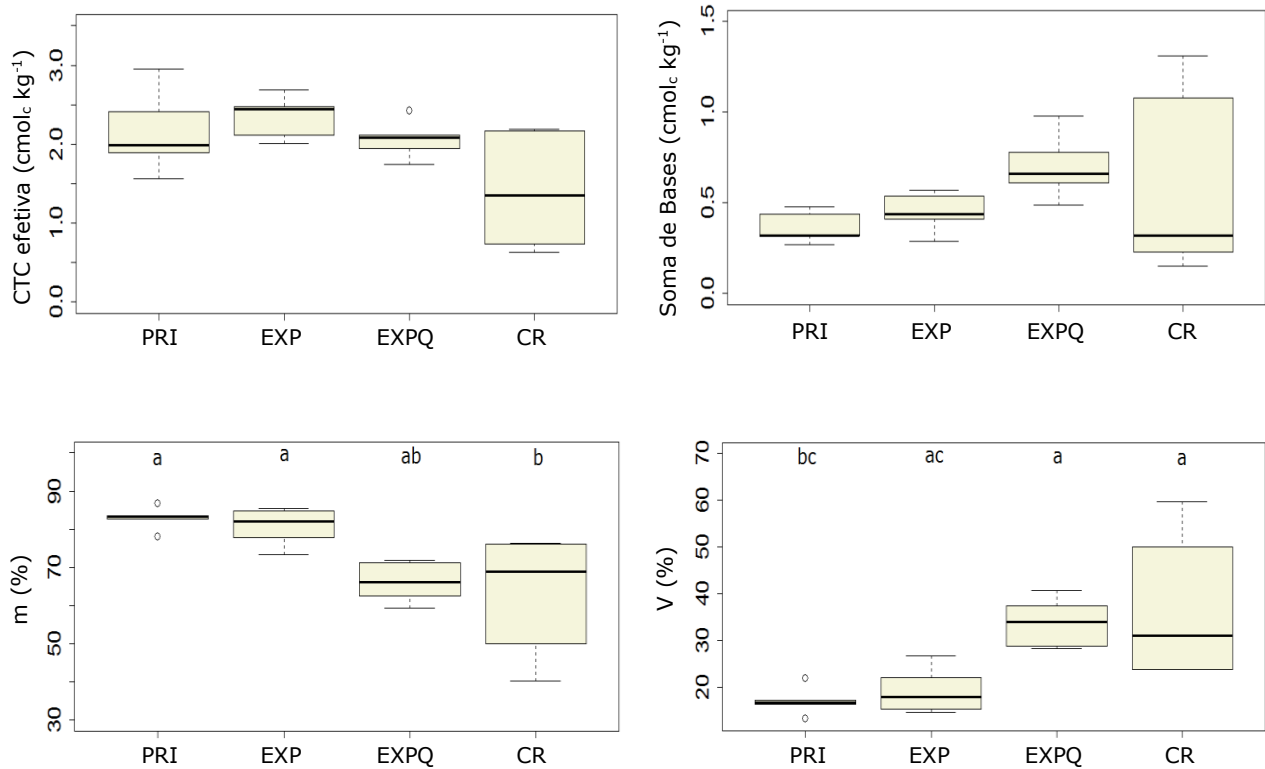


Figura 4: Continuação.

#### 4.1.1 Disponibilidade de cátions trocáveis no solo

Não foram verificadas diferenças estatísticas significativas através do teste de Kruskal-Wallis para os cátions trocáveis Ca ( $\chi^2 = 5,36$ ;  $p = 0,147$ ), Mg ( $\chi^2 = 2,33$ ;  $p = 0,505$ ); Na ( $\chi^2 = 4,989$ ;  $p = 0,173$ ). Os teores médios desses elementos no solo decrescem na seguinte ordem: CR > EXP > PRI e EXP, EXPQ > CR > EXP > PRI, EXPQ e EXPQ > PR > CR, respectivamente. Já para a base trocável K, verificamos diferenças estatísticas ( $\chi^2 = 9,389$ ;  $p = 0,050$ ), sendo que os valores médios decrescem na seguinte sequência: EXP > PRI > EXPQ > CR. Os teores de alumínio trocável também se diferenciaram estatisticamente ( $\chi^2 = 15,046$ ;  $p = 0,002$ ), sendo que os valores médios decaem na seguinte sequência: PRI > EXP > EXPQ > CR. É de grande relevância ressaltar o efeito da inclusão das áreas com elevado teor de areia nas análises, destacadamente, as áreas B357\_T4 e B357\_T6, ambas pertencentes à classe de florestas CR. Estas áreas, devido à natureza arenosa, apresentam um potencial intrínseco de

lixiviação de cátions e, quando incluídas nas análises, representam uma redução nos valores médios dos cátions Ca, Mg, Na, K e Al de 0,598; 0,194; 0,065; 0,046 e 0,998  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$  para 0,396; 0,135; 0,049; 0,038 e 0,796  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$  na classe de florestas CR, respectivamente.

A soma de bases (índice composto pela soma dos teores de Ca, Mg, Na e K), igualmente, não apresentou significância estatística ( $\chi^2 = 5,811$ ;  $p = 0,121$ ), sendo que os teores médios dessa variável decrescem na seguinte ordem: EXPQ > CR > EXP > PRI. Embora as variações observadas não tenham sido suficientes para alcançar a significância estatística para os cátions trocáveis e seus índices compostos, a exceção do K, parece haver um efeito bastante claro dos distúrbios aqui estudados sobre essas variáveis.

Embora não ocorreram diferenças estatísticas significativas, os valores médios de CTC efetiva decaem na seguinte sequência: EXP > PRI > EXPQ > CR. Esta mesma sequência é análoga para o teor de C no solo, que possui correlação elevada e altamente significativa com a CTC efetiva ( $\rho = 0,771$ ;  $p < 0,001$  - Figura 5-B), indicando que o teor de matéria orgânica no solo (MOS) contribui acentuadamente com o teor de cargas negativas nos solos. Também foi verificada uma forte correlação entre teor de argila e o teor de C no solo ( $\rho = 0,863$ ;  $p < 0,001$  - Figura 5-C). Igualmente às variáveis descritas anteriormente, a inclusão das áreas arenosas representa uma redução na CTC efetiva de 1,903 para 1,415  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$  na classe de florestas CR.

Ambos os parâmetros V% e m% se diferenciaram estatisticamente. Os valores médios de V% decaem na seguinte sequência: CR > EXPQ > EXP > PRI. Com relação à m%, a sequência ocorre de maneira inversa. Enquanto observamos os menores valores de CTC efetiva nas áreas CR e EXPQ, observamos os valores mais elevados de V%

nessas mesmas áreas. Isto indica que, apesar do decaimento na capacidade de retenção de cátions nessas áreas (provavelmente devido à redução de matéria orgânica), outros fatores como o aumento do pH favoreceram a ocupação dos sítios de troca pelas bases trocáveis.

#### 4.1.2 pH e $\Delta$ pH

As áreas de floresta EXPQ e CR apresentaram valores similares e mais elevados de pH quando comparadas às áreas de floresta primária (PRI) e floresta explorada (EXP), onde é possível notar médias similares e mais baixas, o que sugere um nítido efeito do fogo sobre essa variável. O teor de Al trocável no solo está negativamente correlacionado com o pH do solo ( $\rho = -0,617$ ;  $p < 0,05$  - Figura 6-A), enquanto o teor de bases no solo se relaciona positivamente com o pH ( $\rho = 0,361$ ;  $p < 0,05$  - Figura 6-B).

Já a saturação por bases (V%), apresenta correlação negativa e altamente significativa com o  $\Delta$  pH do solo ( $\rho = -0,61$ ;  $p < 0,001$  - Figura 5-A), ou seja, quanto maior o teor de cargas positivas, a retenção de bases trocáveis no solo é reduzida (os valores médios  $\pm$  desvio padrão de todas as variáveis abordadas na seção 4.1 podem ser consultados no Apêndice 1).

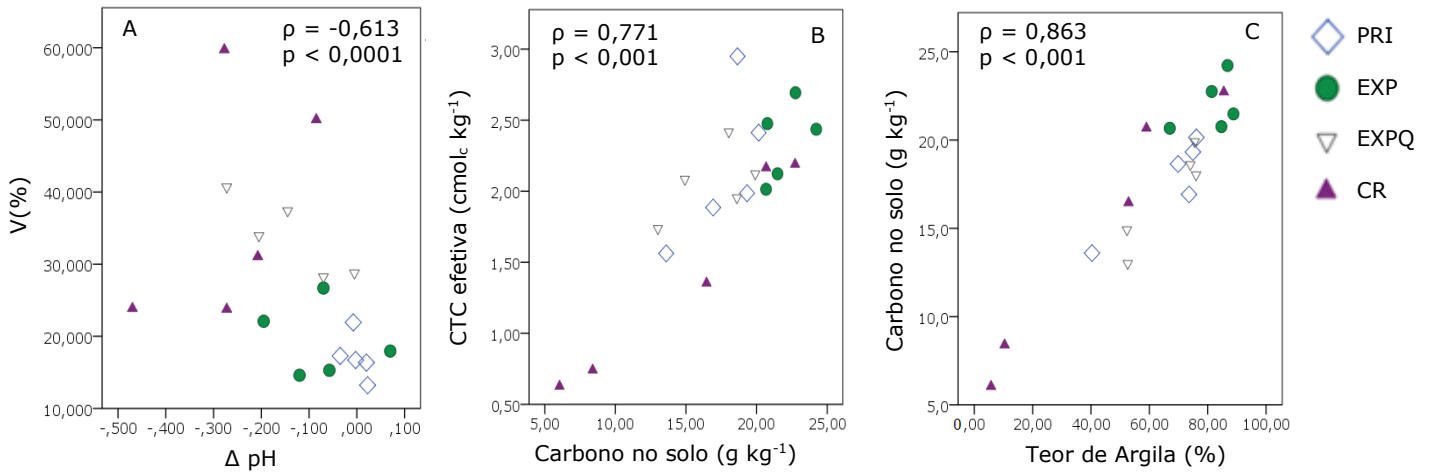


Figura 5: Relação entre  $\Delta \text{pH}$  e  $V(\%)$ ; C no solo e CTC efetiva; Teor de argila e C no solo.

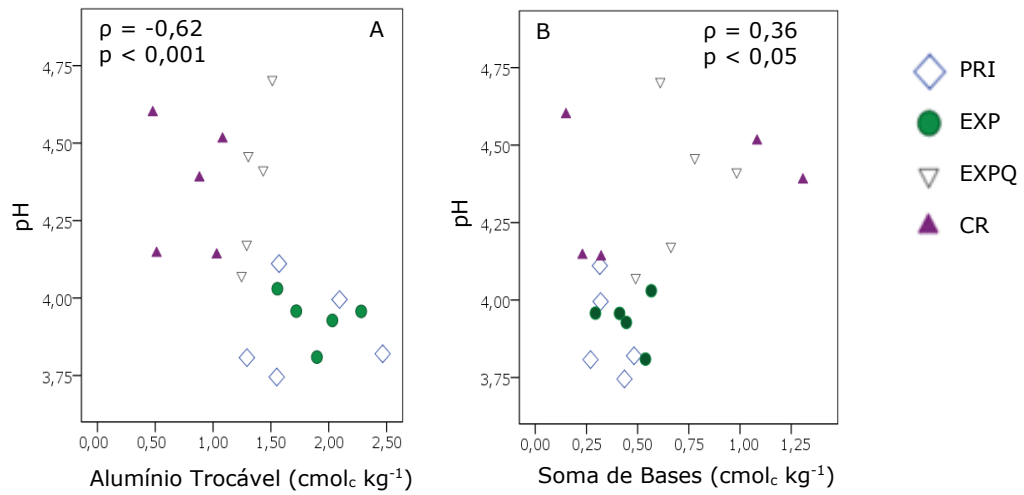


Figura 6: Relação entre Al trocável no solo e pH; Soma de bases e pH.

#### 4.2 C, N, C:N, densidade do solo e estoques de C

Os teores de C e N, relação C:N, densidade do solo e estoques de C no solo (0 – 30; 0 – 200 cm) são apresentados na figura 7. Letras iguais nos *boxplots* indicam que não há diferença entre os usos do solo, enquanto a ausência de letras indica que não há diferenças estatísticas significativas entre eles (médias  $\pm$  desvio padrão podem ser consultados no Apêndice 1). Nos *boxplots* abaixo, **PRI** = Floresta primária; **EXP** = Floresta explorada; **EXPQ** = Floresta explorada e queimada e **CR** = Floresta em regeneração após corte raso.

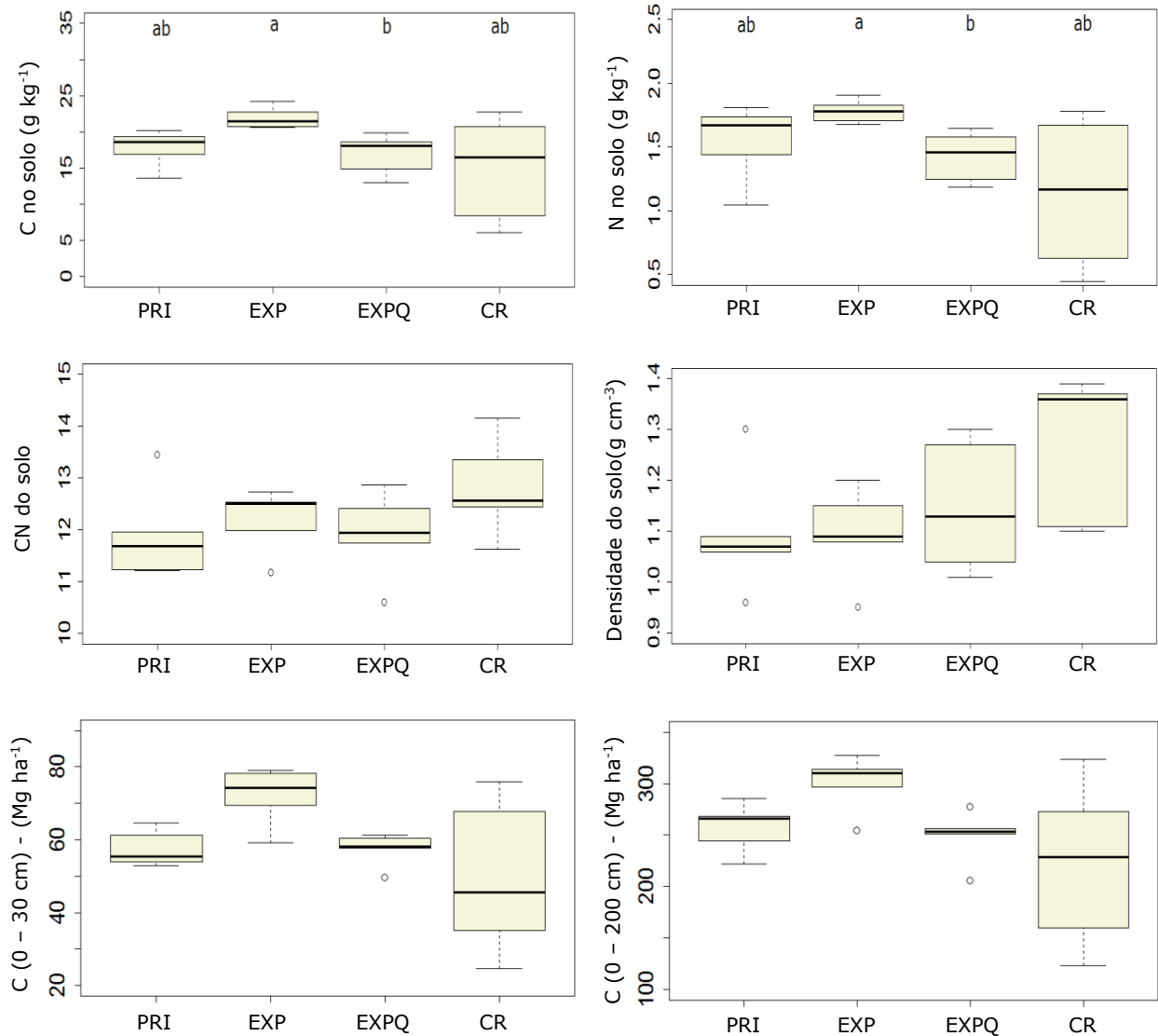


Figura 7: C, N, relação C:N, densidade do solo e estoques de C (0 -30; 0 – 200 cm).

#### 4.2.1 Teores de C e N no solo e relação C/N

Os teores médios de C não se diferenciaram estatisticamente ( $\chi^2 = 8,737$ ;  $p = 0,033$ ), entretanto, os valores médios decaem na seguinte ordem: EXP > PRI > EXPQ > CR. O maior teor médio é verificado nas áreas EXP. As áreas PRI, EXP e CR se assemelham estatisticamente, enquanto as áreas EXPQ se diferenciaram das áreas EXP, porém se assemelharam às demais. Os resultados obtidos para o N são análogos aos obtidos para o C, sendo que os maiores teores médios de N ocorrem nas áreas EXP, que não se diferenciam estatisticamente das áreas de floresta PRI e CR, porém se diferenciam das áreas EXPQ ( $\chi^2 = 7,960$ ;  $p = 0,047$ ), enquanto as demais áreas são semelhantes entre si. Não foram detectadas diferenças estatísticas para a relação C/N ( $\chi^2 = 2,954$ ;  $p = 0,399$ ). Os valores médios obtidos decaem na seguinte ordem: CR > EXP > EXPQ > PRI.

#### 4.2.2 Densidade do solo ( $\rho$ )

As médias para densidade aparente nas áreas estudadas seguem a seguinte ordem: PRI = EXP < EXPQ < CR (Tabela 2). Embora essa variável não tenha se diferenciado estatisticamente ( $\chi^2 = 5,446$ ;  $p = 0,142$ ), a maior densidade média foi observada nas áreas CR, as quais provavelmente sofreram os impactos mais severos na densidade aparente. Entretanto, essa classe de uso do solo apresenta parcelas com maior teor de areia (mais pesada que a argila), as quais, quando analisadas conjuntamente, representam um aumento de  $1,19 \text{ g cm}^{-3}$  para  $1,27 \text{ g cm}^{-3}$  nessa propriedade.

### 4.2.3 Estoques de C no solo

Adicionalmente, verificamos os estoques de carbono no solo nas camadas de 0 – 30 e 0 – 200 cm. Uma vez que o teor de C usualmente está atrelado à densidade aparente do solo (a qual é considerada no cálculo do estoque de C), verificamos que há uma correlação negativa entre a densidade aparente do solo ( $\rho = -0,55$ ;  $p < 0,05$  – Figura 9). Não verificamos diferenças significativas em ambas as camadas amostradas ( $\chi^2 = 6,749$ ;  $p = 0,08$  para a camada de 0 – 30 cm) e ( $\chi^2 = 5,960$ ;  $p = 0,144$  para a camada de 0 – 200 cm) embora os valores médios decaíam na seguinte sequência: EXP > PRI > EXPQ > CR (para ambas as camadas avaliadas) - (os valores médios  $\pm$  desvio padrão de todas as variáveis abordadas na seção 4.2 podem ser consultados no Apêndice 1).

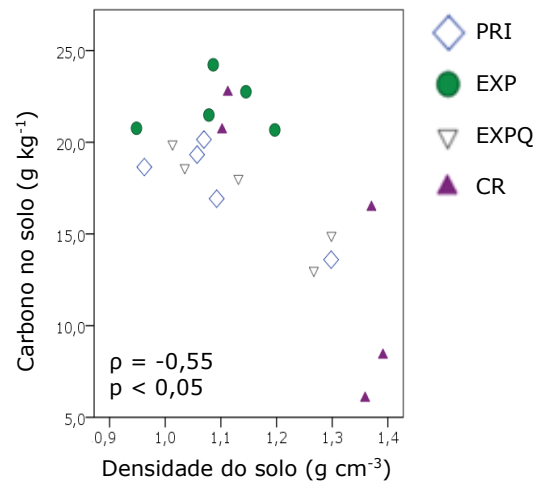


Figura 9: Relação entre teor de C no solo e densidade aparente do solo.

### 4.3 Fósforo no solo

#### 4.3.1 Fracionamento de Fósforo

A figura 10 abaixo mostra o teor de fósforo em cada fração em  $\text{mg kg}^{-1}$  e os mesmos teores expressos em termos de porcentagem do P total em cada uma das áreas estudadas (exceto a área B129\_T10). Os valores de P total obtidos para todas as áreas situam-se entre 55  $\text{mg kg}^{-1}$  e 150  $\text{mg kg}^{-1}$ , a exceção da área B69\_T8, onde encontramos um teor de P total elevado (250  $\text{mg kg}^{-1}$ ) quando comparado às outras áreas. Cerca de 60% dos dados de P total estão no intervalo de 100 a 150  $\text{mg kg}^{-1}$ , enquanto aproximadamente 30% dos dados estão na faixa de 75 a 100  $\text{mg kg}^{-1}$  de P, sendo que o valor mais baixo encontrado foi para a área B357\_T9, onde o valor obtido foi de 56,2  $\text{mg kg}^{-1}$  de P total. Não foram detectadas diferenças significativas para as frações analisadas individualmente ou para as frações compostas  $P_{\text{ORG}}$ ,  $P_{\text{PD}}$ ,  $P_{\text{TE}}$  e para o P total entre os usos do solo através de Análises de Variância ( $\alpha = 0,05$ ) – (Todos os valores de p da ANOVA são  $> 0,05$  – Apêndice 2). A exceção das áreas de floresta explorada (EXP), onde encontramos um maior valor médio de P total (143,37  $\text{mg kg}^{-1}$ ; a área B69\_T8 forçou a média para cima), as médias de P total encontradas são bastante similares. As frações representadas na figura 10 (exceto a fração residual representada em amarelo) podem ser entendidas como a fração lábil do P no solo (ou fósforo total extraível -  $P_{\text{TE}}$ ), ou seja, as frações de P que participam ativamente da ciclagem de nutrientes e dos ciclos biológicos como um todo. A fração residual ou oclusa (não lábil) consiste no P que, devido à natureza de suas ligações químicas, não está disponível para as plantas e para os microrganismos. A proporção entre P total extraível ( $P_{\text{TE}}$ ) e P total pode ser expressa em termos de porcentagem (Figura 11-B). Aproximadamente metade dos valores estão compreendidos entre 25% e 50% para essa razão, cerca de um quarto dos valores estão compreendidos entre 50% e 70%. Mais extremamente, em algumas



áreas a proporção situa-se entre 70% e 80. As áreas com textura mais arenosa (B357\_T4 e B357\_T6), embora não necessariamente as áreas com menor teor de P total, apresentaram a menor proporção  $P_{TE}/P$  total (38,11% e 33,91%, respectivamente), sendo que os valores médios de  $P_{TE}$  decaem na seguinte sequência: EXP > PRI > EXPQ > CR (valores médios  $\pm$  desvio padrão podem ser consultados na tabela 3).

Tabela 2: Frações de fósforo no solo. São mostrados os valores médios  $\pm$  desvio padrão para os diferentes usos do solo. As comparações foram realizadas utilizando o teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ). Letras iguais dentro das linhas indicam que não há diferença entre os usos do solo, enquanto a sigla “n.s” indica que não houve diferença estatística significativa. As comparações foram realizadas utilizando o teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ). Letras iguais dentro das linhas indicam que não diferem entre os usos do solo.

Fração (mg kg <sup>-1</sup> )	PRI	EXP	EXPQ	CR
P-resina	8,58 $\pm$ 4,53 n.s	5,9 $\pm$ 3,02 n.s	11,03 $\pm$ 11,68 n.s	9,23 $\pm$ 7,37 n.s
Pi NaHCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	7,00 $\pm$ 4,62 n.s	3,32 $\pm$ 0,84 n.s	3,39 $\pm$ 2,84 n.s	2,56 $\pm$ 2,02 n.s
Po NaHCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	10,19 $\pm$ 7,59 n.s	11,66 $\pm$ 4,23 n.s	8,5 $\pm$ 3,45 n.s	12,86 $\pm$ 9,66 n.s
P <sub>PD</sub>	25,78 $\pm$ 10,74 n.s	20,88 $\pm$ 6,32 n.s	22,92 $\pm$ 13,29 n.s	24,65 $\pm$ 8,61 n.s
Pi NaOH	15,65 $\pm$ 4,90 n.s	20,87 $\pm$ 7,74 n.s	16,06 $\pm$ 4,30 n.s	11,92 $\pm$ 4,37 n.s
Po NaOH	24,23 $\pm$ 7,20 n.s	24,61 $\pm$ 12,76 n.s	32,1 $\pm$ 18,15 n.s	16,26 $\pm$ 8,76 n.s
P <sub>ORG</sub>	34,42 $\pm$ 9,80 n.s	36,28 $\pm$ 13,65 n.s	40,6 $\pm$ 17,66 n.s	29,13 $\pm$ 13,67 n.s
PHCl	6,06 $\pm$ 4,68 n.s	2,76 $\pm$ 0,76 n.s	8,41 $\pm$ 5,89 n.s	3,8 $\pm$ 2,51 n.s
P <sub>TE</sub>	68,88 $\pm$ 17,39 n.s	69,13 $\pm$ 19,48 n.s	57,52 $\pm$ 29,97 n.s	49,10 $\pm$ 17,66 n.s
P total	107,81 $\pm$ 22,01 n.s	143,37 $\pm$ 65,54 n.s	100,81 $\pm$ 18,74 n.s	102,5 $\pm$ 33,46 n.s
P residual	38,93 $\pm$ 11,80 n.s	74,23 $\pm$ 47,95 n.s	43,29 $\pm$ 7,50 n.s	53,40 $\pm$ 24,34 n.s
P-disponível (Melich-1)	6,696 $\pm$ 1,059 a	6,681 $\pm$ 0,974 a	4,400 $\pm$ 1,363 ab	2,969 $\pm$ 1,246 b

Pi = Fósforo inorgânico; P<sub>ORG</sub> = Fósforo orgânico (Po NaHCO<sub>3</sub><sup>-</sup> + Po NaOH; P<sub>PD</sub> = prontamente disponível =  $\Sigma$ ( P-resina, Pi NaHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Po NaHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>); P<sub>TE</sub> = P total extraível =  $\Sigma$ ( P-resina, Pi NaHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Po NaHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Pi NaOH, Po NaOH, PHCl); P residual = P total - P<sub>TE</sub>.

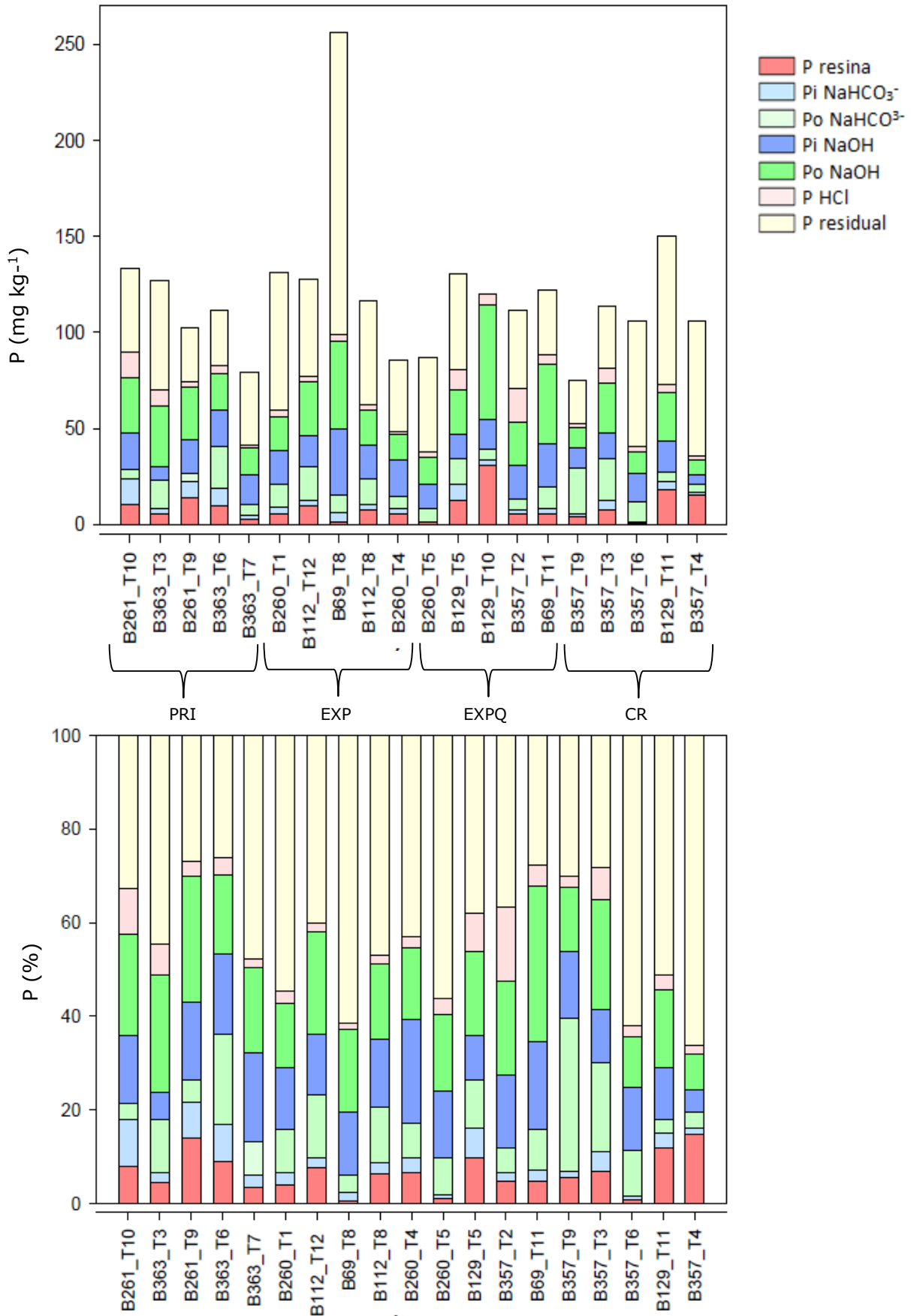


Figura 10: Fracionamento de fósforo. Valores absolutos (em cima) e valores relativos ao total (embaixo); não foi obtido o valor de P total para a área B129\_T10.

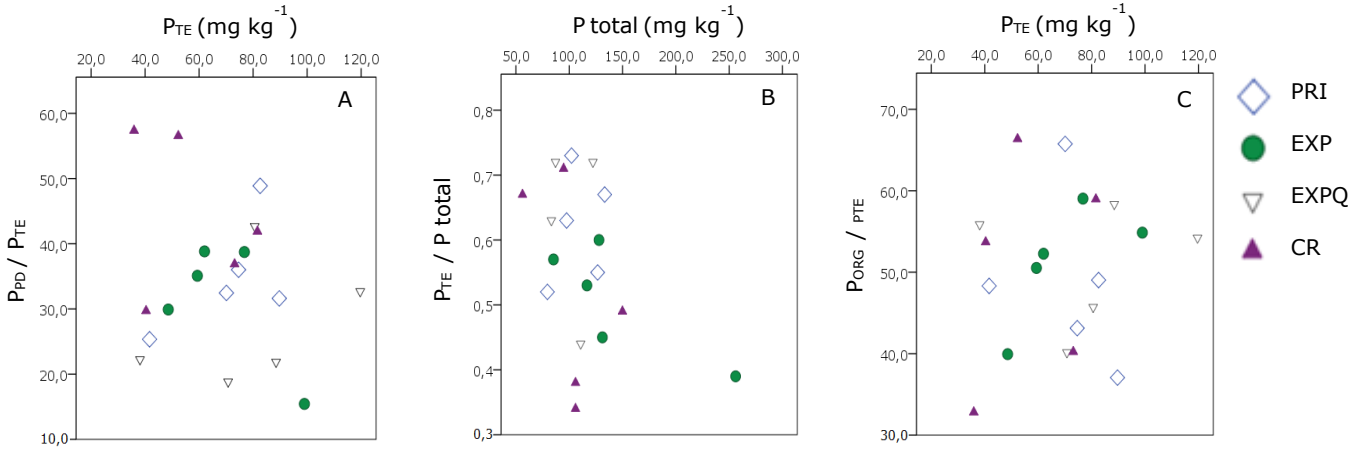


Figura 11: Relações entre  $P_{PD}/P_{TE}$  (A);  $P_{TE}/P_{total}$  (B);  $P_{ORG}/P_{TE}$  (C).

Seguindo a mesma lógica da proporção comentada anteriormente, podemos obter a proporção de P orgânico em relação ao fósforo total extraível a fim de avaliar a contribuição das frações orgânicas ( $P_{o NaHCO_3^-}$  e  $P_{o NaOH}$ ) para o  $P_{TE}$  (Figura 11-C). Em média, 48,66%, 51,32%, 50,86% e 50,41% do  $P_{TE}$  trata-se de P orgânico para as áreas PRI, EXP, EXPQ E CR, respectivamente. Em relação à fração orgânica mais expressiva, a fração extraída com hidróxido de sódio (NaOH), ou seja, a fração orgânica mais recalcitrante, representa 71,78%, 66,10%, 76,10% e 58,29% do  $P_{ORG}$  para as áreas PRI, EXP, EXPQ E CR, respectivamente (Figura 12). Isto evidencia que o fósforo orgânico de baixa labilidade, ao menos nos Ferralsols, representa a maior proporção do P orgânico e, neste caso, independentemente das mudanças no uso do solo.

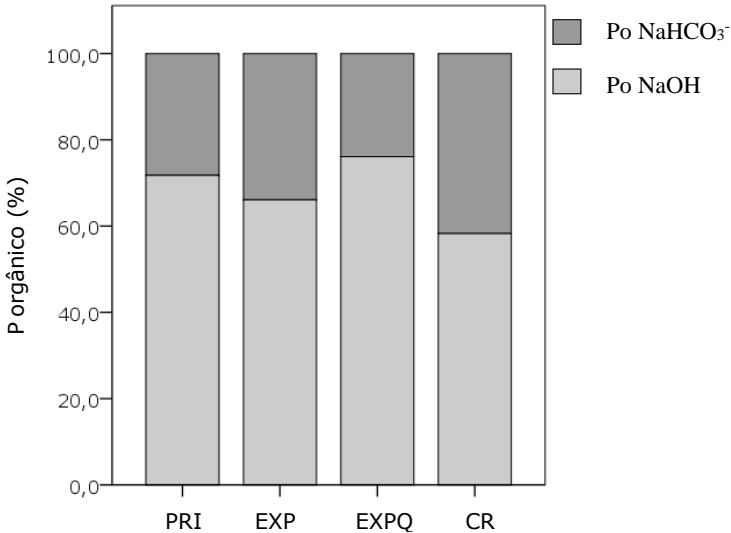


Figura 12: Contribuição das Frações  $P_{o NaHCO_3^-}$  e  $P_{o NaOH}$  para o P orgânico do solo.

Podemos definir como fósforo prontamente disponível ( $P_{PD}$ ), o somatório das frações P-resina,  $P_i NaHCO_3^-$  e  $P_o NaHCO_3^-$ . Isto representa as frações de P no solo que podem entrar em equilíbrio imediatamente com a solução do solo, ou seja, as frações que podem suprir rapidamente a demanda de P pela vegetação. De modo análogo, é possível obter a proporção de  $P_{PD}$  em ao  $P_{TE}$  (Figura 11-A). Esta proporção, para o conjunto de dados observados neste trabalho, variou de 15% a 58%, sendo que três quartos dos dados estão compreendidos entre 15% e 40%. Isto mostra que, em geral, uma pequena proporção do  $P_{TE}$  encontra-se em formas prontamente disponíveis para a vegetação em Ferralsols.

A fração extraída por HCl representa o P ligado a cálcio. Usualmente, esta fração se apresenta apenas com traços de P, por estar presente em quantidades irrisórias em solos altamente intemperizados, como é o caso dos Ferralsols, onde os minerais primários ricos em Ca, sobretudo as apatitas, já perderam significativamente o teor de Ca.

#### 4.3.2 P disponível (Melich-1)

As áreas PRI, EXP e EXPQ não se diferenciaram estatisticamente entre si. Já as áreas CR se assemelham às áreas EXPQ, porém, se diferenciam das demais (ANOVA, valor de  $F = 13,377$ ;  $p = 0,004$ ; Figura 13-A) (valores médios  $\pm$  desvio padrão podem ser consultados na tabela 3).

A correlação entre  $\Delta$  pH (0-30 cm) e P disponível obtida através do coeficiente de Spearman foi positiva e altamente significativa ( $\rho = 0,53$ ;  $p < 0,001$  - Figura 13-B). Isto indica que quanto maior o teor de cargas positivas no solo, maior é a retenção de ânions, como o  $HPO_4^-$  ou o  $H_2PO_4^-$ , o segundo predominante em solos ácidos.

Correlação semelhante também foi verificada para fração Pi NaOH ( $\rho = 0,44$ ;  $p < 0,05$

Figura 13-C).

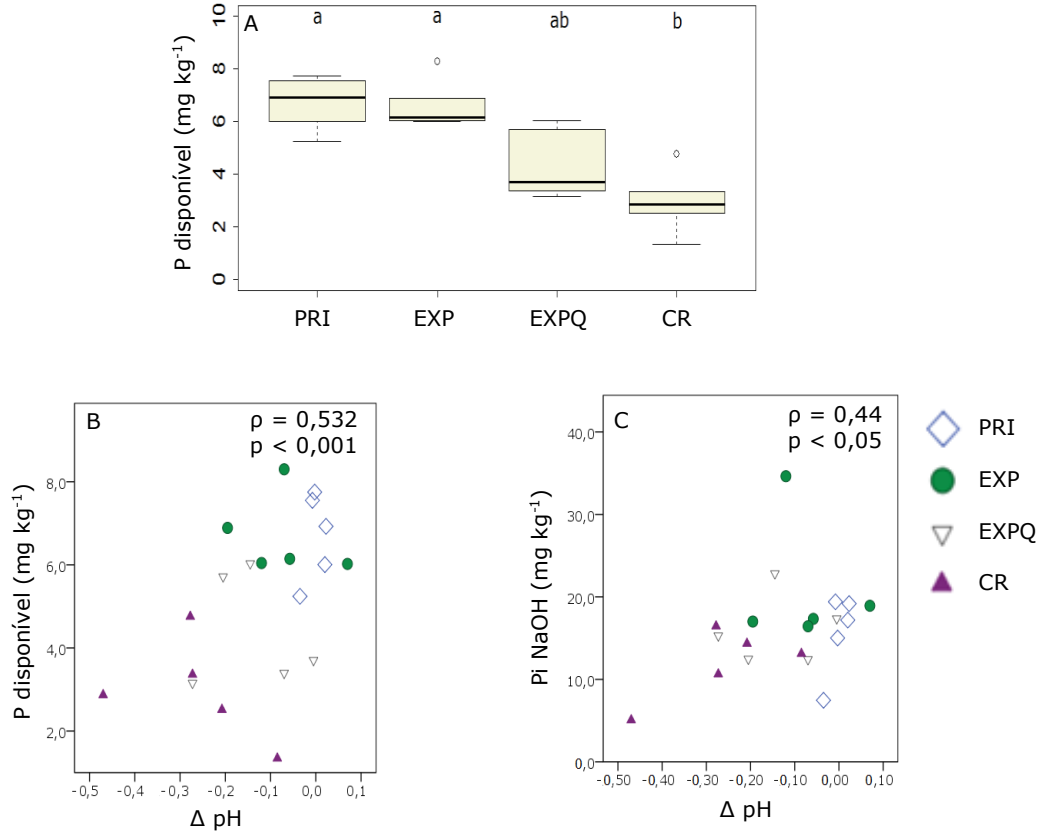


Figura 13: P disponível (Melich-1) entre os quatro usos do solo estudados (A), Correlação de Spearman entre  $\Delta pH$  e P obtido por Melich-1 (B); Correlação de Spearman entre  $\Delta pH$  e a fração Pi NaOH.

#### 4.4 Retorno e eficiência no uso de nutrientes

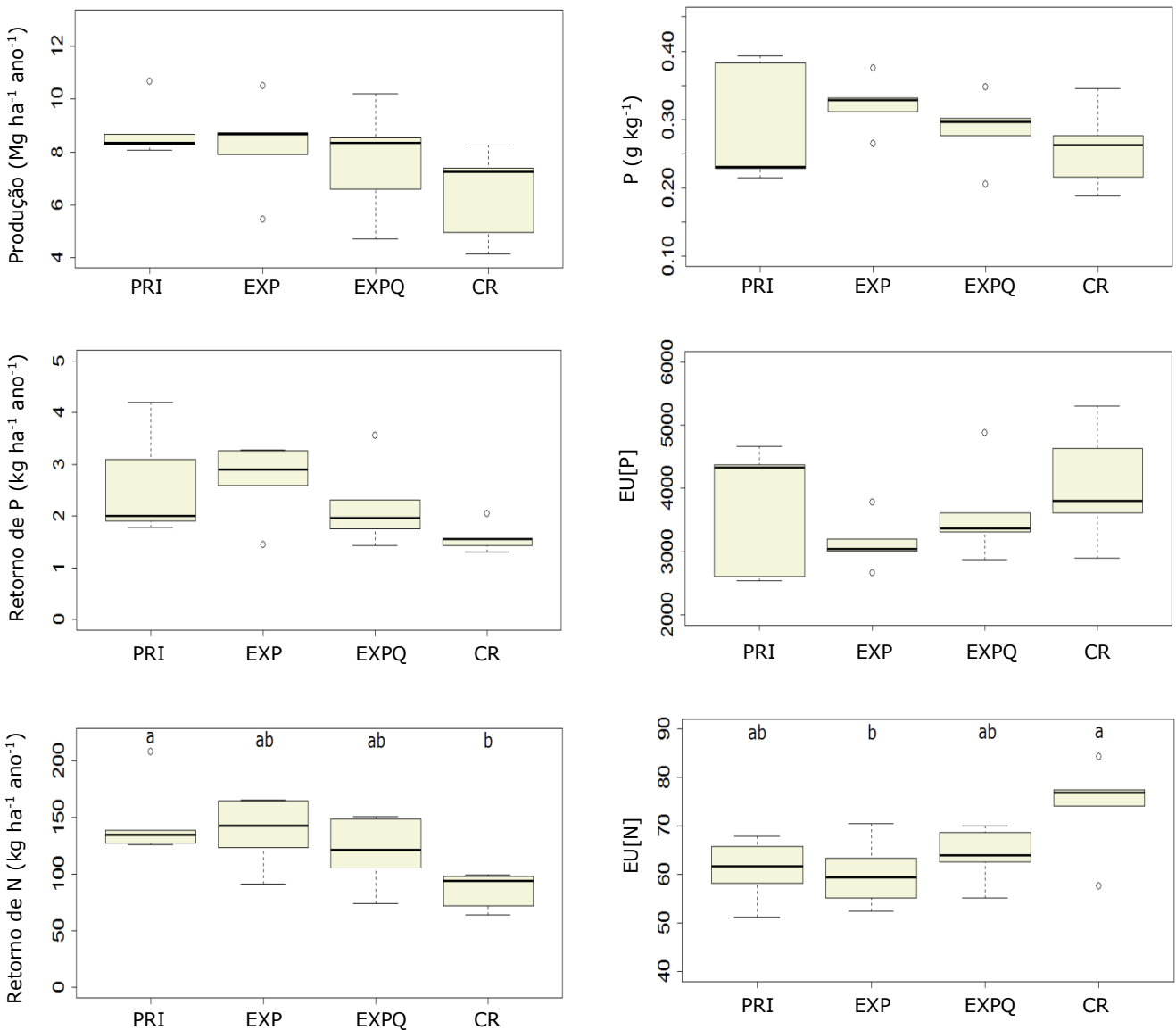
Tabela 3: Produção anual de serapilheira, concentrações de nutrientes na serapilheira, retorno anual de nutrientes, eficiência no uso de nutrientes e relações C:N e N:P da serapilheira. São mostrados os valores médios  $\pm$  desvio padrão para os diferentes usos do solo. As comparações foram realizadas utilizando o teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ). Letras iguais dentro das linhas indicam que não há diferença entre os usos do solo, enquanto a sigla “n.s” indica que não houve diferença estatística significativa.

Variável	Primária (PRI)	Explorada (EXP)	Explorada e Queimada (EXPQ)	Corte Raso (CR)
Produção (Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	8,80 $\pm$ 1,05 n.s	8,25 $\pm$ 1,83 n.s	7,68 $\pm$ 2,09 n.s	6,40 $\pm$ 1,75 n.s
P <sub>s</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	0,29 $\pm$ 0,09 n.s	0,32 $\pm$ 0,04 n.s	0,29 $\pm$ 0,05 n.s	0,26 $\pm$ 0,06 n.s
N <sub>s</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	16,56 $\pm$ 1,90 n.s	16,78 $\pm$ 1,92 n.s	15,71 $\pm$ 1,52 n.s	13,72 $\pm$ 2,11 n.s
Ca <sub>s</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	6,76 $\pm$ 0,19 b	7,13 $\pm$ 1,85 b	10,28 $\pm$ 1,12 a	6,96 $\pm$ 2,11 b
Mg <sub>s</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	2,69 $\pm$ 0,29 n.s	2,83 $\pm$ 0,38 n.s	2,86 $\pm$ 0,64 n.s	2,4 $\pm$ 0,71 n.s
K <sub>s</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	1,76 $\pm$ 0,40 a	1,22 $\pm$ 0,27 b	1,39 $\pm$ 0,22 ab	1,55 $\pm$ 0,25 ab
R[N] (kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	147,11 $\pm$ 34,41 a	137,89 $\pm$ 1,83 ab	120,16 $\pm$ 32,08 ab	85,62 $\pm$ 16,41 b
R[P] (kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	2,58 $\pm$ 1,03 n.s	2,69 $\pm$ 0,76 n.s	2,22 $\pm$ 0,82 n.s	1,59 $\pm$ 0,29 n.s
R[Ca] (kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	59,55 $\pm$ 6,78 ab	58,80 $\pm$ 19,51 ab	77,34 $\pm$ 14,70 a	43,25 $\pm$ 12,85 b
R[Mg] (kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	23,81 $\pm$ 4,53 n.s	23,55 $\pm$ 7,08 n.s	22,33 $\pm$ 9,88 n.s	14,69 $\pm$ 3,20 n.s
R[K] (kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	15,38 $\pm$ 2,96 n.s	10,33 $\pm$ 4,36 n.s	10,51 $\pm$ 2,69 n.s	10,02 $\pm$ 3,77 n.s
EU[N]	60,99 $\pm$ 6,60 ab	60,22 $\pm$ 7,11 b	64,09 $\pm$ 5,88 ab	74,09 $\pm$ 9,93 a
EU[P]	3730,6 $\pm$ 1048,1 n.s	3152,8 $\pm$ 442,8 n.s	3571,4 $\pm$ 714,3 n.s	4016,7 $\pm$ 922,7 n.s
EU[Ca]	147,92 $\pm$ 4,10 a	146,82 $\pm$ 32,34 ab	98,21 $\pm$ 11,16 b	153,78 $\pm$ 42,68 a
EU[Mg]	374,86 $\pm$ 42,20 n.s	359,58 $\pm$ 53,54 n.s	362,44 $\pm$ 76,15 n.s	443,51 $\pm$ 118,2 n.s
EU[K]	588,57 $\pm$ 119,37 b	844,71 $\pm$ 163,2 a	733,06 $\pm$ 110,38 ab	656,81 $\pm$ 94,97 ab
C:N	29 $\pm$ 3 n.s	28 $\pm$ 3 n.s	30 $\pm$ 2 n.s	34 $\pm$ 4 n.s
N:P	60 $\pm$ 12 n.s	53 $\pm$ 8 n.s	56 $\pm$ 11 n.s	54 $\pm$ 7 n.s

Produção = produção anual de serapilheira fina (fração das folhas); R[nutriente] = Retorno do referido nutriente; EU[nutriente] = eficiência no uso do referido nutriente; C:N = relação carbono/nitrogênio nas folhas de serapilheira; N:P = relação nitrogênio/fósforo nas folhas de serapilheira.

A produção anual de serapilheira, concentração de nutrientes, retorno anual de nutrientes e a eficiência com que esses nutrientes são utilizados foram testados através de Análises de Variâncias (ANOVA) que, quando significativas, foram submetidas ao Teste de Tukey ( $\alpha = 5\%$ ) a fim de verificar as diferenças detalhadamente.

Embora muitas vezes as diferenças não sejam suficientemente marcantes para serem detectadas pelo teste de Tukey, que é um teste bastante rigoroso, é possível notar algumas tendências e padrões através da distribuição dos dados, notadamente as medianas e os quartis (primeiro e terceiro), o que sugere algumas evidências sobre as respostas das variáveis à conversão do uso do solo.



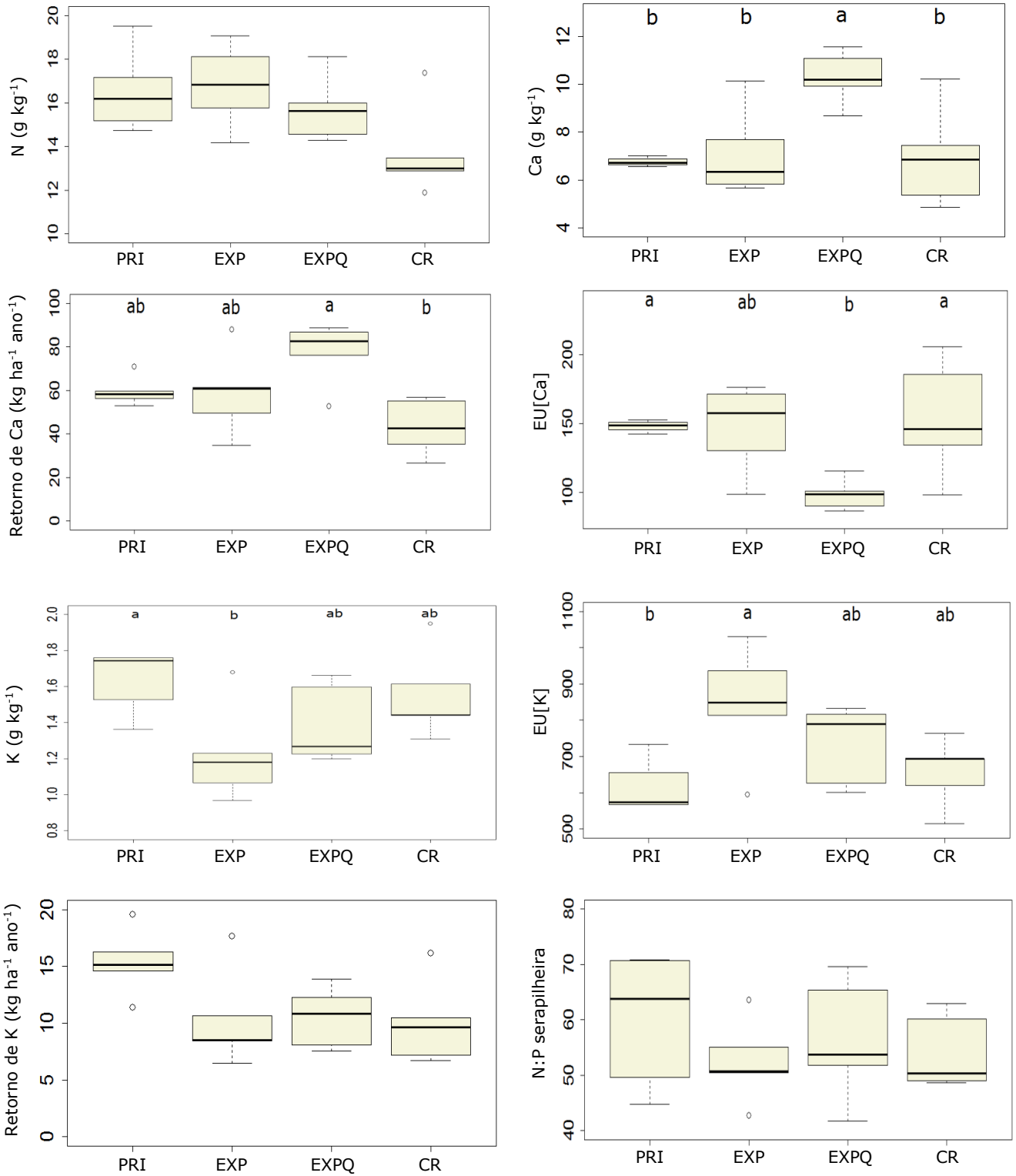


Figura 14: Variáveis da tabela 4 representada em diagramas de caixa (bloxplots).



#### **4.4.1 Produção anual de serapilheira**

Quando nos referirmos à serapilheira neste trabalho, estaremos apenas mencionando as folhas coletadas nas armadilhas de serapilheira dispostas em campo. Isto pelo fato de que as folhas consistem no material mais dinâmico no que diz respeito à disponibilização de nutrientes, uma vez que se trata de um material, em geral, menos lignificado, o que facilita sua decomposição e conseqüentemente o aporte de nutrientes no solo, e corresponde a 71% da produção de serapilheira anual (CHAVE et al., 2010). Além disto, a parte folhosa da serapilheira fina, geralmente é alvo de muitos trabalhos envolvendo taxas decomposição e análises nutricionais, o que contribui em termos de padronização e validação científica (VITOUSEK, 1982).

A produção anual de serapilheira entre as florestas aqui estudadas não foi considerada diferentes do ponto de vista estatístico (ANOVA, valor de  $F = 1,784$ ;  $p = 0,191$ ). Em termos de valores médios, os mesmos decaem na seguinte ordem:  $PRI > EXP > EXPQ > CR$ . As florestas PRI e EXP apresentam, claramente, valores próximos de produção de serapilheira, o que não diverge do esperado, uma vez que os impactos nas áreas somente exploradas foram mais brandos quando comparados aos outros tipos de florestas aqui estudadas. As florestas EXPQ produziram, no ano de 2015, 7% a mais de serapilheira do que as florestas CR, onde os impactos foram naturalmente mais severos (valores médios  $\pm$  desvio padrão podem ser consultados na Tabela 4)

#### **4.4.2 Concentração de nutrientes nas folhas de serapilheira**

De modo geral, as concentrações dos nutrientes P, N, Mg não apresentaram diferenças estatísticas significativas (ANOVA, valores de  $F$ : 0,872; 2,753; 0,773; valores de  $p$ : 0,476; 0,077; 0,526, respectivamente). Já os elementos K e Ca, apresentaram diferenças estatísticas significativas (ANOVA, valores de  $F = 3,031$ ;

6,107; valores de  $p = 0,06$ ;  $0,006$ , respectivamente). As concentrações de K decaem na seguinte ordem:  $PRI > CR > EXPQ > EXP$ , enquanto as concentrações de Ca decaem na seguinte ordem:  $EXPQ > EXP > CR > PRI$ . De modo geral, as concentrações de nutrientes na folha possuem correlações positivas com os teores dos respectivos nutrientes no solo (valores médios  $\pm$  desvio padrão podem ser consultados na Tabela 3).

#### 4.4.3 Retorno anual de nutrientes

O retorno anual de nutrientes, dado pela concentração de nutrientes (em  $g\ kg^{-1}$ ) multiplicada pela produção anual de serapilheira (em  $kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ ) não apresentou diferenças estatísticas significativas para os elementos P, Mg e K (valores de  $F = 2,127$ ;  $2,087$ ;  $2,662$ ; valores de  $p = 0,137$ ;  $0,142$ ;  $0,083$ , respectivamente), enquanto para o N e Ca, houve diferença estatística significativa (valores de  $F = 4,271$ ;  $4,811$ ; valores de  $p = 0,021$ ;  $0,014$ , respectivamente). Uma vez que o retorno de nutrientes considera em sua fórmula a concentração de dado nutriente nas folhas de serapilheira, verifica-se, neste caso, que as concentrações médias de nitrogênio na serapilheira, embora não significativa, decai na seguinte sequência:  $PRI > EXP > EXPQ > CR$ . Quando tal concentração é multiplicada pela produção anual de serapilheira, obtém-se um retorno de N estatisticamente significativo com os valores médios decaindo na seguinte ordem:  $PRI > EXP > EXPQ > CR$ , enquanto o retorno de Ca decai na seguinte ordem:  $EXPQ > PRI > EXP > CR$  (valores médios  $\pm$  desvio padrão podem ser consultados na Tabela 3)

#### 4.4.4 Eficiência no uso de nutrientes

Aparentemente, o N é ciclado mais eficientemente nas áreas onde houve maior depleção de N, portanto as áreas de floresta CR ciclam este elemento com maior eficiência. Em termos de valores médios de eficiência, os valores decrescem na seguinte sequência:  $CR > EXPQ > EXP > PRI$ . Com relação ao Ca, os índices médios de eficiência decaem na seguinte ordem:  $CR > PRI > EXP > EXPQ$ . As florestas CR

provavelmente passaram por grande deposição de Ca durante o período de conversão das florestas. Peculiaridades a respeito serão discutidas mais adiante. O K, igualmente, apresentou diferenças estatisticamente significativas com relação à eficiência que é utilizado. Os índices médios de eficiência se dão na seguinte ordem: EXP > EXPQ > CR > PRI (valores médios  $\pm$  desvio padrão podem ser consultados na Tabela 3; valores de F e de p da ANOVA podem ser consultados no Apêndice 2).

#### **4.4.5 Relação N/P foliar**

A relação estequiométrica entre N e P da serapilheira foi analisada a fim de realizar uma avaliação dessa razão entre as florestas sob os diferentes tipos de distúrbios e, posteriormente, compará-los com valores encontrados na literatura. Como mostrado na tabela 3, a ANOVA não detectou diferenças estatísticas significativas (valor de F = 0,351; valor de p = 0,789). Embora a serapilheira da floresta primária tenha apresentado o maior valor médio para a relação N/P, os valores encontrados para as florestas sob diferentes condições foram consideravelmente similares (valores médios  $\pm$  desvio padrão podem ser consultados na Tabela 3)

#### **4.4.6 Relação C/N foliar**

A relação foliar C/N, como comentado anteriormente, é um grande indicativo da qualidade da serapilheira e dos processos decorrentes. Em nossas análises foliares, verificamos que, embora a ANOVA não tenha apontado diferenças significativas (valor de F = 3,202; valor de p = 0,052), os valores médios para essa relação decaem na seguinte sequência: CR > EXPQ > EXP > PRI (valores médios  $\pm$  desvio padrão podem ser consultados na Tabela 3)

#### 4.4.7 Teor de nutrientes no solo e concentração de nutrientes na serapilheira

As concentrações de nutrientes na serapilheira se correlacionaram positivamente com os teores de nutrientes no solo. As frações obtidas pelo método de fracionamento sequencial (Hedley et al., 1982) apresentam, em geral, boa correlação com a concentração de P presente na serapilheira. A concentração de P na serapilheira apresentou as correlações mais expressivas com o P total do solo ( $\rho = 0,59$ ;  $p < 0,001$  - Figura 15-A), seguido da fração inorgânica extraída com  $\text{NaHCO}_3$  ( $\rho = 0,39$ ;  $p < 0,05$ ; Figura 15-C) e com as frações inorgânica e orgânica extraídas com  $\text{NaOH}$  ( $\rho = 0,39$ ;  $p < 0,05$  - Figura 15-D e  $\rho = 0,43$ ;  $p < 0,05$  - Figura 15-E, respectivamente). A concentração de fósforo na serapilheira apresentou correlação com o fósforo total extraível ( $P_{TE}$ ) - ( $\rho = 0,36$ ;  $p < 0,05$ ) - Figura 15-F). P na serapilheira também apresentou correlação expressiva com o P do solo extraído com o extrator Melich-1 ( $\rho = 0,47$ ;  $p < 0,001$  - Figura 15-B). Embora a fração obtida através de resina de troca aniônica tenha apresentado uma correlação razoável ( $\rho = 0,38$ ), esta não pode ser considerada significativa. As concentrações de Ca na serapilheira também apresentaram correlação positiva e significativa ( $\rho = 0,61$ ;  $p < 0,05$  - Figura 16-J) com o teor de cálcio disponível no solo (extraído por Prata-Tiouréia -  $\text{AgTU}$ ). A concentração de Mg na serapilheira esteve correlacionada com o teor de Mg total no solo ( $\rho = 0,52$ ;  $p < 0,05$  - Figura 16-I), enquanto o Mg na sua forma disponível (extraído por  $\text{AgTU}$ ) apresentou uma correlação mais baixa ( $\rho = 0,31$ ), entretanto, não pode ser considerada significativa ( $p > 0,05$ ). O mesmo verifica-se para o P total extraível ( $P_{TE}$ ) ( $\rho = 0,36$ ). Para o elemento K, nenhuma correlação foi detectada entre as concentrações deste elemento na serapilheira e as formas trocáveis ou totais no solo. Quanto ao N, o teor deste elemento na serapilheira apresentou uma correlação forte e altamente significativa ( $\rho = 0,64$ ;  $p < 0,001$  - Figura 16-G) com o teor de nitrato no solo (sua forma mais dinâmica), enquanto o N total

apresentou uma correlação significativa e relativamente alta ( $\rho = 0,50$ ;  $p < 0,05$  – Figura 16-H).

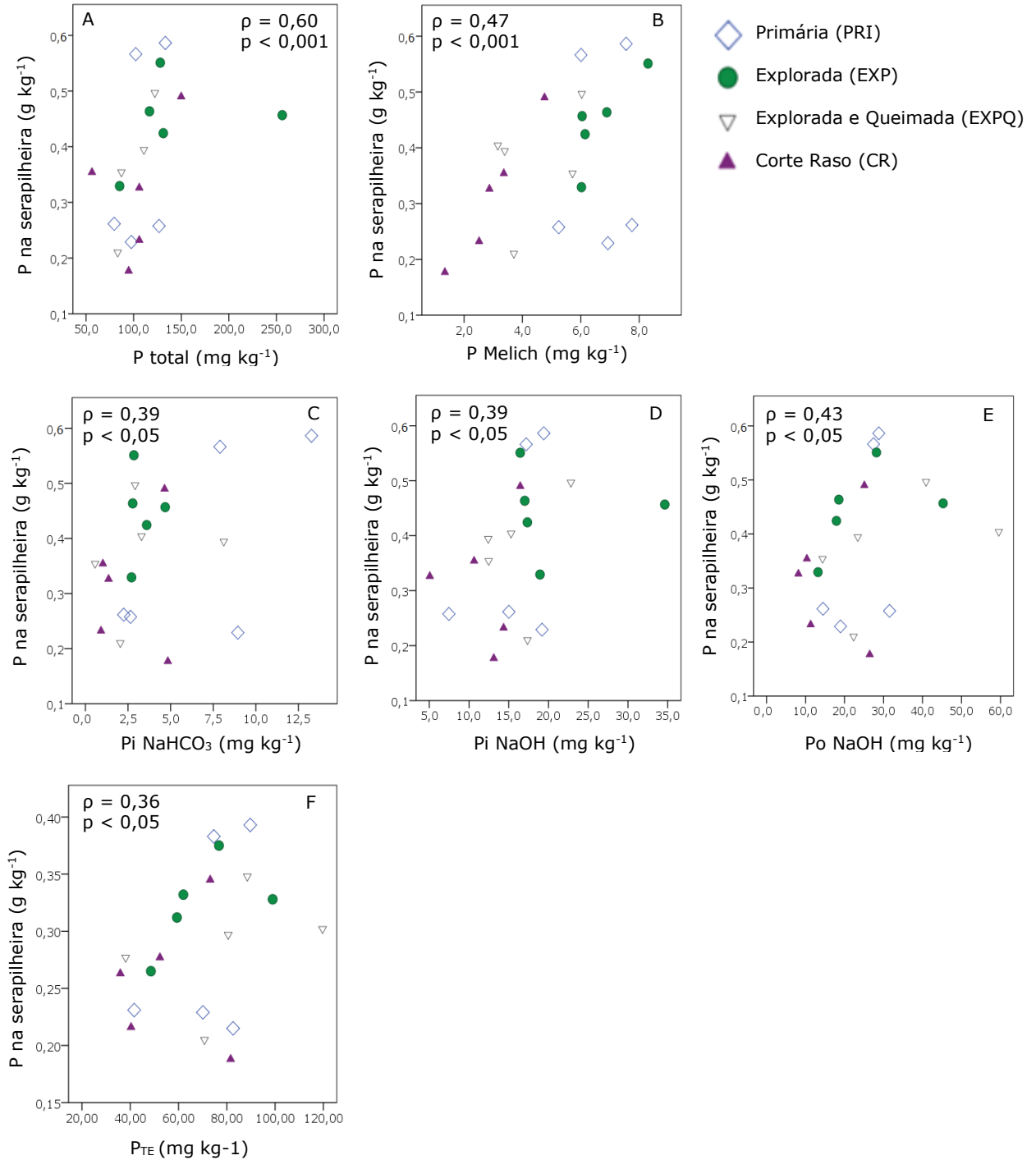


Figura 15: Correlação entre teores de fósforo no solo (total e frações) e concentração de P nas folhas de serapiilheira. O coeficiente de Spearman ( $\rho$ ) e o grau de significância podem ser observados no gráfico.

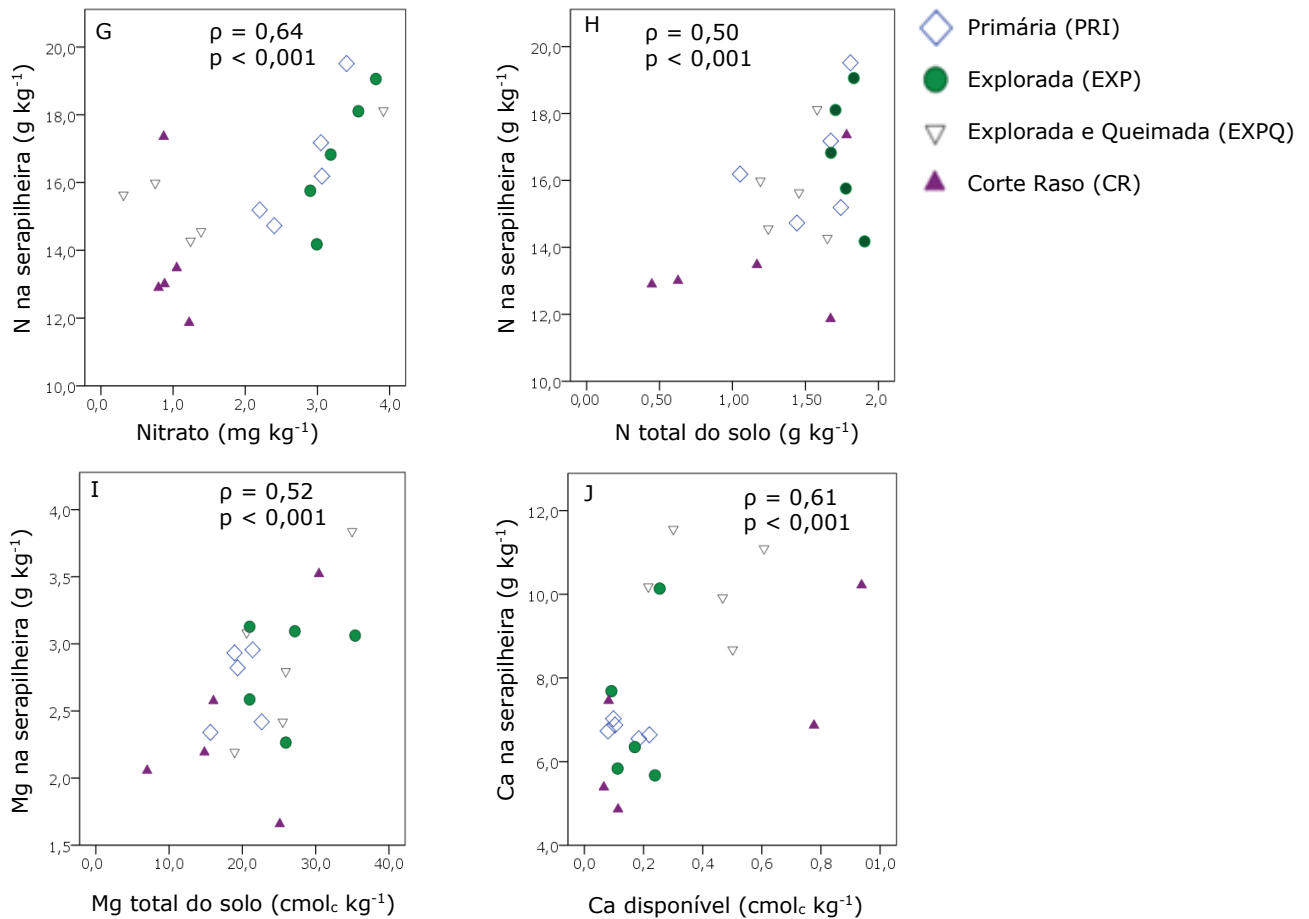


Figura 16: Correlação entre teores de nutrientes no solo em suas formas totais e disponíveis e concentração dos respectivos nutrientes nas folhas de serapilheira. O coeficiente de Spearman ( $\rho$ ) e o grau de significância podem ser observados nos gráficos.

#### 4.4.8 Produção de serapilheira e retorno de nutrientes

Na figura 12, observamos a relação existente entre a produção de serapilheira e a circulação dos cinco macronutrientes aqui focados (N, P, Ca, Mg, K). Os coeficientes obtidos são todos altamente significativos (valores estão embutidos nos gráficos). O maior coeficiente foi obtido para o N ( $r = 0,87$ ;  $p < 0,001$  - Figura 17-A), um indício de que a produção de serapilheira está fortemente associada à circulação de N no sistema via serapilheira.

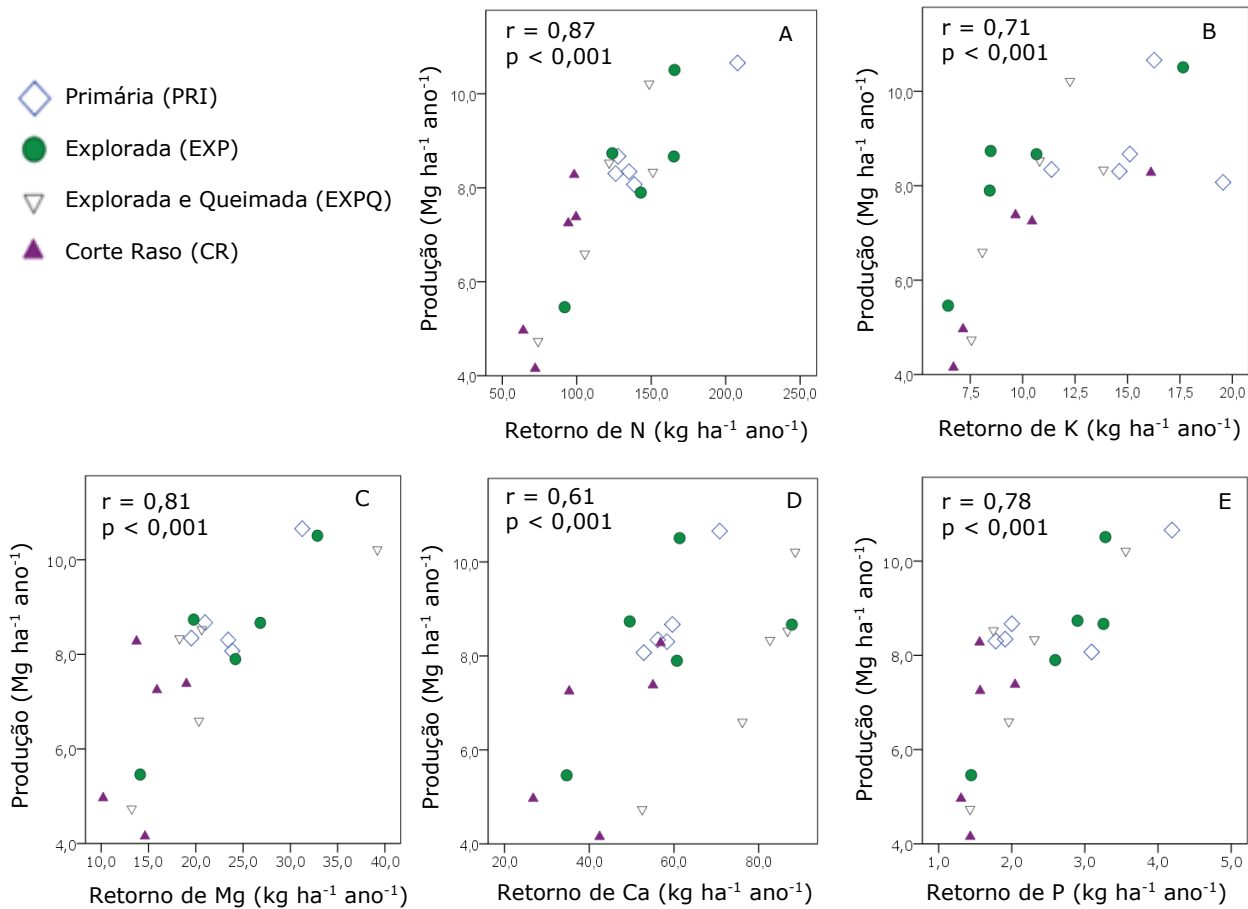


Figura 17: Correlação entre produção anual de serapilheira (folhas) e retorno anual de N, P, Ca, Mg e K. O coeficiente de Pearson ( $r$ ) e o grau de significância podem ser observados no gráfico.

#### 4.4.9 Eficiência no uso de nutrientes e retorno de nutrientes

A massa seca de serapilheira produzida dividida pela quantidade de cada nutriente contida na mesma é plotada *versus* a quantidade de dado nutriente na serapilheira circulando no sistema. Através dos gráficos abaixo (Figura 18 – A, B, C, D e E), podemos visualizar de maneira ampla, a quantidade de nutrientes circulando no sistema e o grau de eficiência com que são utilizados, segundo a métrica de eficiência proposta por Vitousek (1982). É natural esperar que, na medida em que haja maior circulação de nutrientes via serapilheira, estes sejam utilizados com menor eficiência.

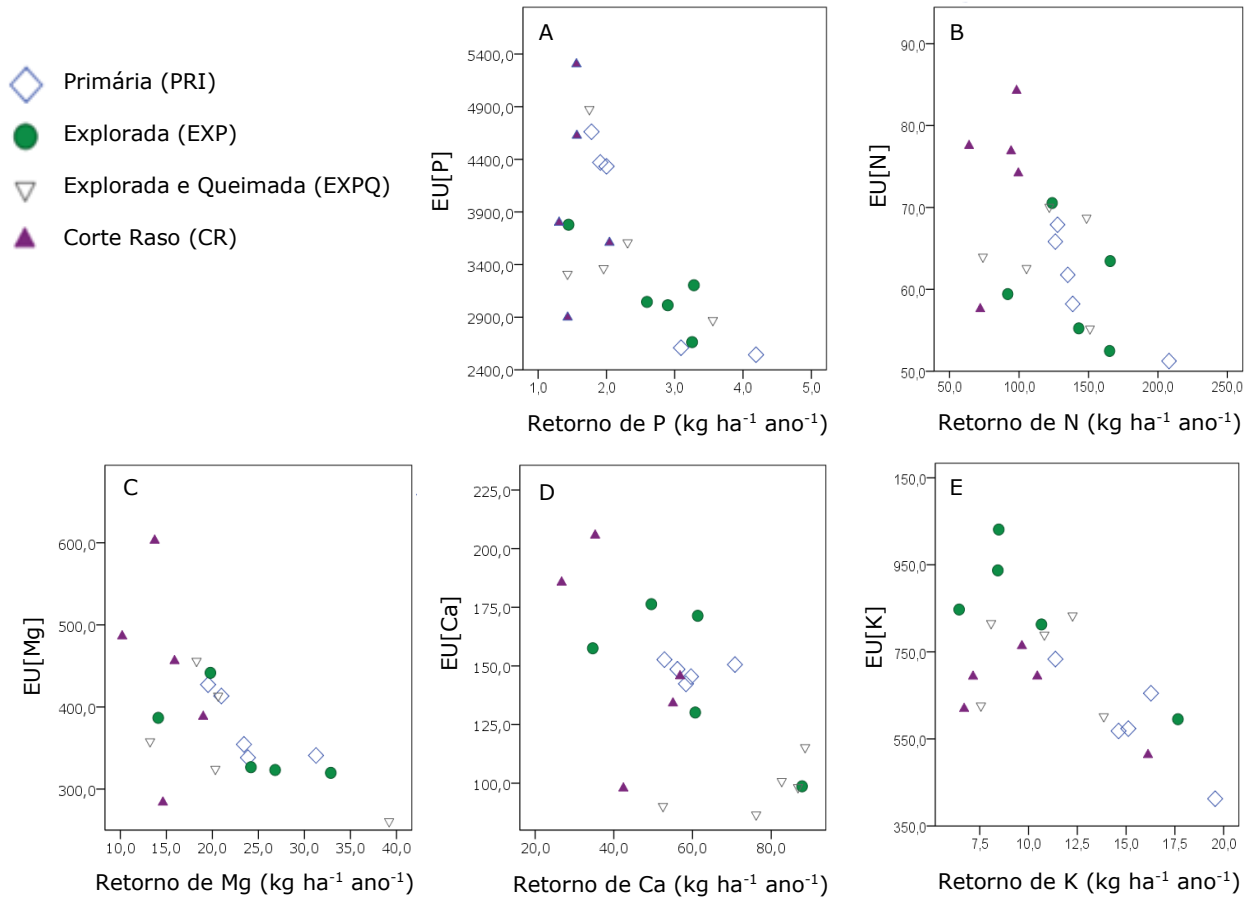


Figura 18: Retorno e eficiência no uso de nutrientes.

#### 4.4.10 Retorno e eficiência no uso do fósforo e do nitrogênio

A eficiência no uso do nitrogênio apresentou correlação forte e altamente significativa com a eficiência no uso do fósforo ( $r = 0,66$ ;  $p < 0,001$  - Figura 19-A), bem como o retorno entre esses dois nutrientes ( $r = 0,85$ ;  $p < 0,001$  - Figura 19-B).

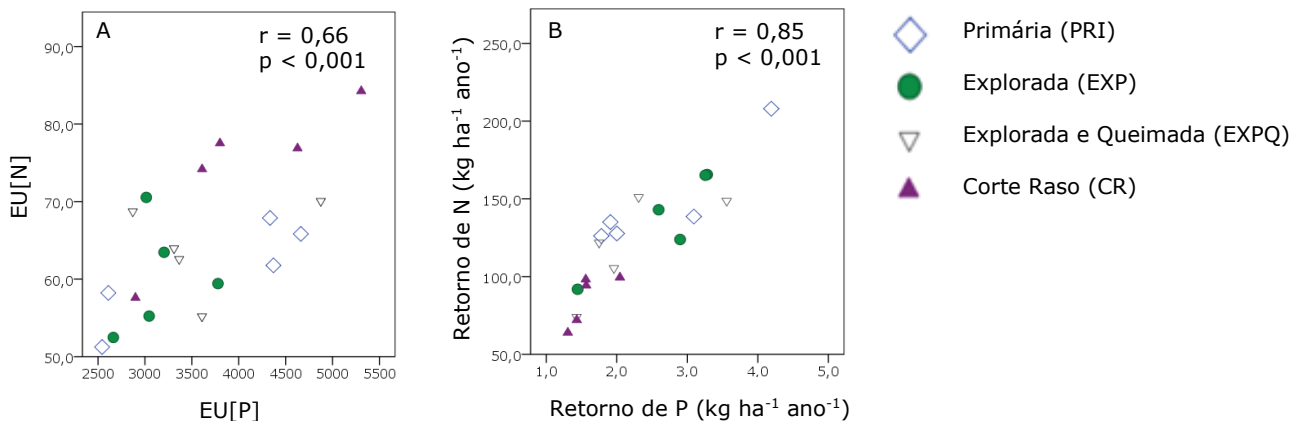


Figura 19: Correlação de Pearson (r) entre retorno e eficiência no uso do nitrogênio e fósforo.



#### 4.4.11 Eficiência no uso do nitrogênio, biomassa e riqueza de espécies

A eficiência no uso do nitrogênio apresentou correlação negativa tanto com a biomassa acima do (Figura 20-A) do solo quanto com a riqueza de espécies (Figura 20-B) - ( $r = -0,67$ ;  $p < 0,001$  e  $r = -0,51$ ,  $p < 0,001$ , respectivamente). Isto indica que, na medida em que há um aumento na biomassa e na riqueza de espécies, geram-se condições favoráveis para a ciclagem de nitrogênio, que por sua vez pode ser ciclado menos eficientemente, ou seja, a floresta é menos limitada por N.

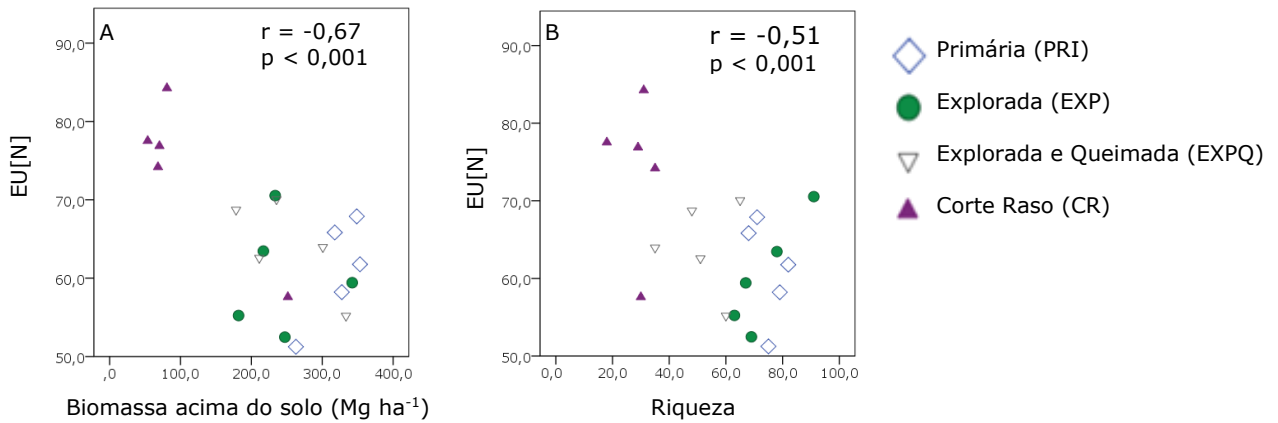


Figura 20: Correlação entre eficiência no uso do nitrogênio, biomassa acima do solo (A) e riqueza de espécies (B). O coeficiente de Pearson ( $r$ ) e o grau de significância podem ser observados no gráfico.

#### 4.4.12 Eficiência no uso de nutrientes e respectivos teores no solo

A figura 21 a seguir demonstra a influência dos teores de nutrientes na eficiência com que esses nutrientes são utilizados. Os valores do coeficiente de Spearman ( $\rho$ ) são apresentados juntamente com o grau de significância. Não surpreendentemente, as correlações apresentadas são negativas e possuem valores relativamente altos.

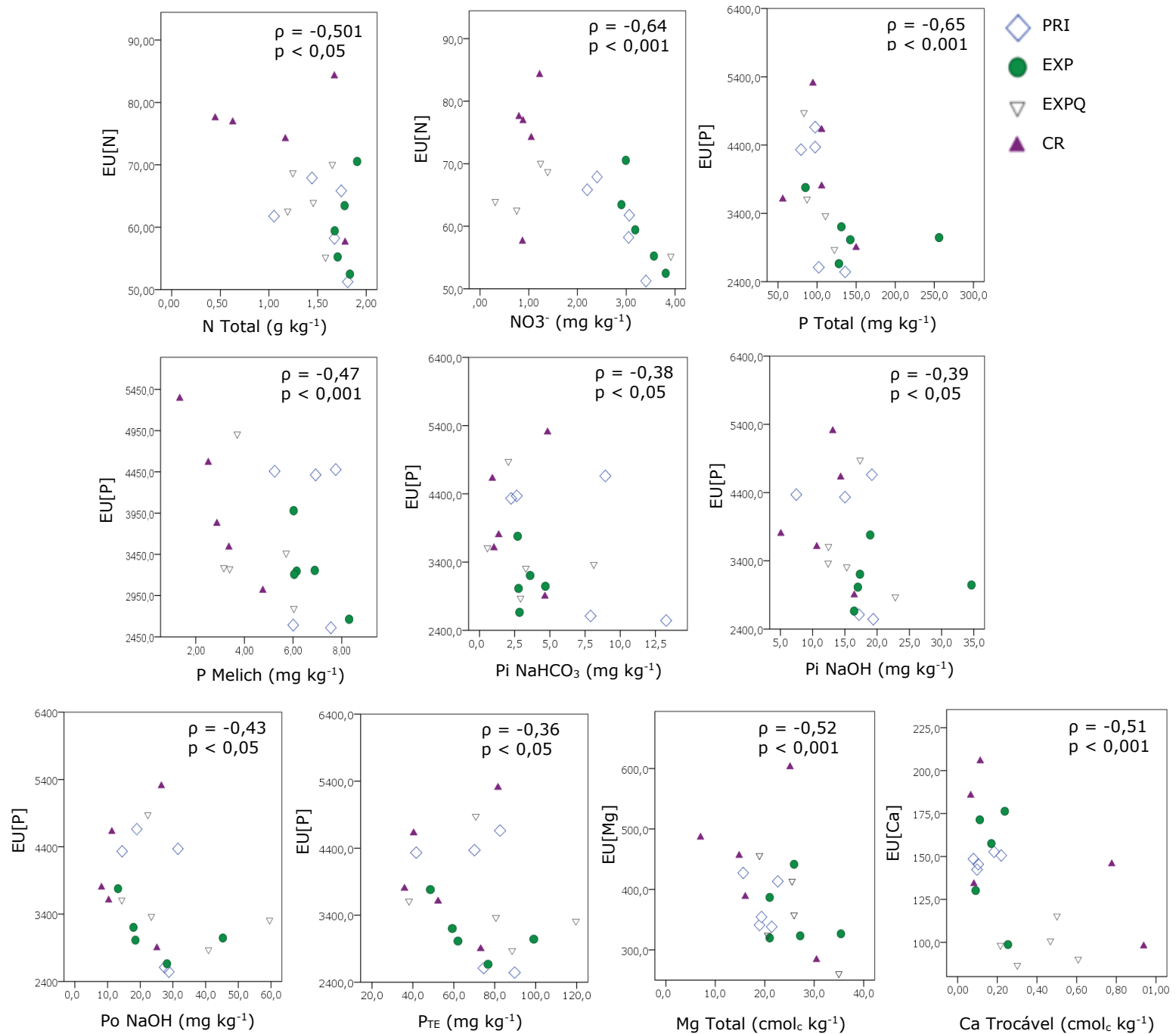


Figura 21: Correlação entre eficiência no uso de nutrientes e seus respectivos teores no solo. O coeficiente de Spearman ( $\rho$ ) e o grau de significância podem ser observados no gráfico.

#### 4.4.13 Produção de serapilheira e teores de nutrientes no solo

A produção anual de serapilheira (aqui consideramos apenas a fração das folhas), embora tenha apresentado correlação moderada com as frações Po  $\text{NaHCO}_3^-$  e Pi NaOH ( $\rho = 0,25$  e  $\rho = 0,35$ , respectivamente), estas correlações não foram significativas, entretanto a fração Pi NaOH apresentou valor-p ( $p = 0,056$ ) muito próximo da significância, sugerindo que essa fração pode estar de fato associada a produção de serapilheira. A fração Po NaOH se correlacionou positiva e significativamente ( $\rho = 0,35$ ;  $p < 0,001$  - Figura 22-E). As correlações foram positivas e significativas para  $\text{NO}_3^-$  ( $\rho = -0,67$ ;  $p < 0,001$  - Figura 22-D), P disponível extraído por Melich-1 ( $\rho = 0,55$ ;  $p < 0,05$  - Figura 22-C) e K na sua forma total ( $\rho = 0,53$ ;  $p < 0,05$  - Figura 22-A) e trocável ( $\rho = 0,52$ ;  $p < 0,05$  - Figura 22-B) e trocável ( $\rho = 0,52$ ;  $p < 0,05$  - Figura 22-B).

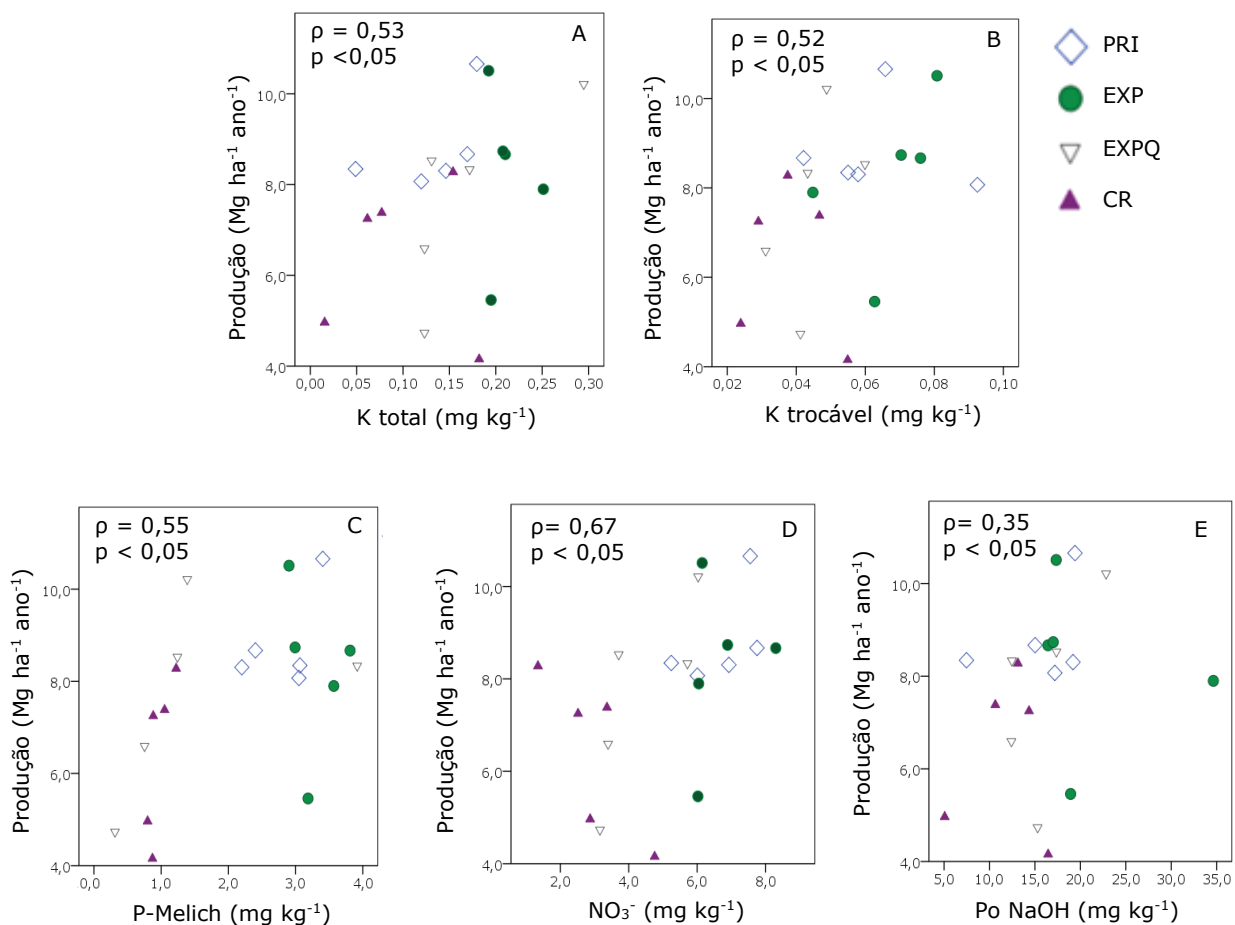


Figura 22: Correlação entre produção anual de serapilheira (folhas) e teor de nutrientes no solo (coeficiente de Spearman ( $\rho$ ) e grau de significância podem ser observados no gráfico).

## **5. DISCUSSÃO**

O fogo pode ser entendido como um elemento chave nas alterações provocadas pelas mudanças no uso do solo, pois tem o potencial de desencadear uma série de alterações em propriedades químicas do solo (notadamente o pH e o teor de cátions trocáveis), o que por sua vez pode afetar os ciclos biogeoquímicos de modo geral. O fracionamento de fósforo utilizado neste estudo consiste no método mais detalhado para compreender a dinâmica do elemento no solo, sendo superado apenas por tecnologias avançadas como a ressonância nuclear magnética. Trata-se de um método bastante útil para quantificar a contribuição das formas orgânicas e inorgânicas, bem como o seu grau de labilidade. Já o método aplicado para determinar a eficiência no uso de nutrientes, aplicado originalmente para verificar a eficiência em ecossistemas sob uma grande variação de latitude (florestas tropicais, temperadas, dentre outras), também parece ser bastante útil para avaliar a eficiência e limitação nutricional em florestas sob alterações antrópicas.

### **5.1 Atributos químicos e densidade do solo**

Alguns autores quantificaram estoques e fluxos de nutrientes em florestas sob diferentes usos de solo. A conversão do uso solo com a utilização de fogo propicia a liberação de carbono e nitrogênio para a atmosfera, enquanto as bases (Ca, Mg, Na e K), presentes em grandes quantidades na biomassa vegetal, são redistribuídas desta para o solo (MCGRATH et al., 2001; MARKEWITZ et al., 2004).

Em nossas análises, os efeitos acima descritos podem ser mais bem observados para os elementos Ca e para o Mg, o que pode ser explicado pelo fato de que os elementos Na e K, devido à alta mobilidade no perfil do solo e a natureza de suas ligações eletrostáticas com a fração mineral e orgânica do solo, são elementos facilmente lixiviados. É importante ressaltar que optamos por incluir as áreas B357\_T4

e B357\_T6 nas análises estatísticas a fim de manter o balanço amostral e o desenho experimental original. Estas áreas apresentam um teor de areia elevado em comparação às demais (Tabela 1) e possuem, inerentemente, uma reduzida capacidade de reter e trocar cátions. Quando excluídas das análises, essas áreas representam um incremento no teor médio de aproximadamente 34%, 29,8%, 25,0%, 17,2% para Ca, Mg, K e Na, respectivamente.

A incorporação de bases ao solo decorrente do uso do fogo é nítida. Isto está associado a um aumento no pH dos solos, o que favorece a disponibilidade de elementos essenciais para a vegetação, enquanto reduz significativamente a toxidez de elementos presentes em quantidades tóxicas no solo, como o Al e o Mn. Estes efeitos podem perdurar por um longo período e só decair ao longo dos anos (MCGRATH et al., 2001; MARKEWITZ et al., 2004).

A elevação do pH desempenha uma influência direta no balanço de cargas no solo. Sabe-se que os Ferralsols possuem uma alta quantidade de minerais carregados permanentemente, enquanto a caulinita e a matéria orgânica do solo (MOS) possuem cargas dependentes do pH, processo que se dá através da dissociação de íons  $H^+$  dos grupos carboxílicos da matéria orgânica (R-COOH) ou dos grupos hidroxílicos (OH) de alguns minerais de argila, como a caulinita (NOVAIS, 2007). Com a ocorrência do fogo, e conseqüente elevação do pH, a dissociação de  $H^+$  é favorecida propiciando um aumento de cargas negativas no solo. Isto pode ser observado pelo  $\Delta$  pH do solo (pH em  $H_2O$  – pH em KCl). Quanto mais negativa for essa variável, há um indicativo de que há predominância de cargas negativas. Quando o valor de  $\Delta$  pH se aproxima de zero (ou positivo), isto significa que o perfil de cargas do solo se aproxima da neutralidade ou que ocorre a predominância de cargas positivas. Em nossos resultados, observamos que onde há maior teor de cargas negativas (florestas EXPQ e CR), a saturação por bases

(V%) tende a ser maior (Figura 6-A), enquanto onde há maior teor de cargas positivas (florestas PRI e EXP), a retenção de ânions como  $\text{HPO}_4^{2-}$  e o  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  (o segundo predominante em solos ácidos) tende a ser maior (Figura 13-B).

O maior teor de C no solo pode ser observado nas áreas onde ocorreu a exploração madeireira (áreas “EXP”). Dois fatores podem estar atrelados ao maior teor médio de C carbono encontrado nessas áreas. As áreas EXP são as que possuem, de modo geral, o maior teor de argila (Figura 5-C). É bem reconhecido que o teor de argila no solo é um fator controlador do teor de C no solo. Luizão (2004), estudando o teor de C carbono em gradientes topográficos, demonstrou que solos de florestas de terra-firme possuíam um maior teor de argila e, conseqüentemente, maior teor de C no solo em relação a solos de outras posições topográficas (encostas e baixios). Outro fator que pode ter influenciado o maior teor de C nas áreas EXP, foi a massiva incorporação de resíduos orgânicos originários da exploração madeireira (galhos, restos de copas, “catanas” ou “sapopemas” e tocos). Sabe-se que a serapilheira grossa, embora desempenhe um papel menos relevante na liberação de nutrientes, possui um alto de teor de C (LUIZÃO, 2007; LUGLI, 2013).

Já o menor teor de C foi encontrado nas áreas exploradas e queimadas (áreas EXPQ), provavelmente devido às perdas de C via  $\text{CO}_2$  durante os incêndios de sub-bosque relatados nas áreas. O teor de C das áreas submetidas ao corte raso (CR) se assemelha às demais. É importante ressaltar que nessas áreas, verifica-se uma elevada amplitude no teor de C devido à presença das parcelas arenosas. Ainda assim, essas áreas se assemelham às demais classes de uso do solo. Embora as áreas CR também tenham, provavelmente, perdido uma grande quantidade de C via combustão da matéria orgânica, não são as que apresentam menor teor de C. Isto, possivelmente devido ao fato de que com a supressão completa da vegetação e com a queima uma ou repetidas

vezes da biomassa remanescente no solo, possa ter ocorrido a formação de uma série de compostos recalcitrantes genericamente chamados de carbono pirogênico, originário da combustão incompleta da biomassa (CUNHA et al., 2009). Nas áreas CR, verificamos uma forte presença de carvão sob a superfície do solo e em praticamente todos os perfis de solo observados em campo.

Os teores de N no solo acompanham proporcionalmente os teores de C nas áreas estudadas, exceto pelo fato de que nas áreas CR não se assemelham às demais e possuem, de fato, o menor teor médio de N no solo. Sabe-se que com a conversão radical da floresta, como a prática de corte-raso, seguido da queima do material vegetal remanescente, há um conjunto de perdas concomitantes e subsequentes a essas práticas. Estudos de balanço de massa demonstram que as perdas de N por fogo em florestas tropicais da Amazônia variam de 51% a 62% (KAUFFMAN et al., 1998). Assim, a floresta que originalmente acumulava N da atmosfera desde estágios iniciais de desenvolvimento do ecossistema (VITOUSEK, 2010), passa a ter uma ciclagem reduzida, na qual plantas e microrganismos passam a utilizar o elemento mais eficientemente (DAVIDSON et al., 2007).

A relação C/N no solo, embora não tenha se diferenciado estatisticamente entre as áreas estudadas, teve seu maior valor obtido para as áreas CR, isso pode ser duplamente justificado pelas maiores perdas líquidas de N e pelo teor de C (possivelmente devido à presença do C pirogênico) verificados nesses solos, o que gerou essa maior relação. Nas outras áreas, o valor médio encontrado para a relação é semelhante, sendo ligeiramente maior para as áreas EXP, o que possivelmente está atrelado aos maiores teores de argila verificados nessas áreas.

Com relação aos estoques de C nos solos, que foram estimados nas camadas de 0 – 30 e 0 – 200 cm, notamos que há um padrão semelhante entre as camadas amostradas e, igualmente, entre o teor de carbono no solo (em  $\text{g kg}^{-1}$ ) verificado nas áreas. Na camada de 0 - 30 cm, os valores médios obtidos estão compreendidos entre  $\cong 50$  e  $57,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ , enquanto na camada de 0 – 200 cm, os valores obtidos situam-se entre  $221,7$  e  $300,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Batjes e Dijkshorn. (1999) encontraram valores similares para solos da Amazônia. Em média,  $55 \text{ Mg ha}^{-1}$  de C para Ferralsols nos 30 cm da camada superior, sendo que esses valores são semelhantes para Acrisols (em média  $44 \text{ Mg ha}^{-1}$ ). Para os 100 cm da camada superior, os autores encontraram  $100 \text{ Mg ha}^{-1}$  para Ferralsols e  $85 \text{ Mg ha}^{-1}$  para Acrisols.

Os resultados obtidos denotam o enorme potencial desses solos em estocar C e, segundo Marques et al. (2013), esse potencial é influenciado por propriedades físicas do solo, como a densidade e o teor de argila. Segundo o autor, os solos arenosos possuem características que facilitam a perda de C, sendo, portanto, necessários esforços para reduzir a pressão sobre florestas tropicais e, conseqüentemente, reduzir as emissões de carbono para a atmosfera. Marques et al. (2013) estudando estoques de C na Amazônia Central, encontrou na camada de 0 – 200 cm, valores até  $100 \text{ Mg ha}^{-1}$  de C inferiores aos valores obtidos nas áreas do nosso estudo.

Com relação à densidade do solo, é notório que as práticas adotadas no processo de conversão do uso do solo geralmente afetam drasticamente essa variável devido, principalmente, ao uso de máquinas pesadas. Onde a floresta é suprimida para a implantação de pastagens, geralmente, também se observa um incremento significativo na densidade do solo devido ao pisoteamento do gado (MARTINEZ E ZINCK, 2004).



Alguns fatores contribuem para a redução ou manutenção da densidade do solo após a ocorrência de distúrbios. Na medida em que a floresta se recupera após os distúrbios, ocorre um incremento na densidade das raízes, o que contribui para a redução da densidade do solo (BROWN E LUGO, 1992). O aporte de serapilheira associado ao desenvolvimento radicular, bem como a incorporação de matéria orgânica e processos associados podem representar um decaimento significativo na densidade do solo (BRADSHAW, 1996). Também, concomitantemente a esses processos, ocorre uma recuperação gradativa da atividade de fauna no solo, o que reflete em impactos positivos na estrutura, como a melhoria da porosidade e, conseqüentemente, o fluxo de ar e água (BROWN E LUGO, 1992).

Embora a densidade do solo nas áreas EXPQ e CR (onde provavelmente os impactos foram mais drásticos) possuam os maiores valores médios de densidade, se encontram abaixo de  $1,35 \text{ g cm}^{-3}$ , valores que segundo Van Wambeke (1992); Arshad et al. (1996), são considerados altos e restritivos para o desenvolvimento das raízes em florestas tropicais.

Isto, provavelmente devido ao fato de que as áreas não foram utilizadas para pastagens e, embora possa ter ocorrido o tráfego de máquinas pesadas em algumas áreas, os distúrbios em todas as áreas ocorreram há pelo menos uma década, de modo que o solo provavelmente recuperou, de forma gradual, suas condições originais de estrutura.

## **5.2 Fósforo no solo**

Quesada et al. (2010) reportam que o teor de P total nos Ferralsols (Latosolos) da Amazônia varia entre 61 e 192  $\text{mg kg}^{-1}$  (média de 115  $\text{mg kg}^{-1}$ ). Os valores obtidos neste estudo se encontram nessa faixa e são consistentes no que tange às condições

intrínsecas da região, onde o elevado grau de intemperismo justifica os baixos teores de P total encontrados quando comparados aos teores de solos mais jovens.

Excepcionalmente, a área B69\_T8 apresentou um valor de 256,04 mg kg<sup>-1</sup> de P total, que pode ser considerado alto para Ferralsols amazônicos. Essa similaridade nos valores médios de P total sugere que, embora possam ter ocorrido impactos na labilidade do P, os teores totais, aparentemente, não foram fortemente afetados pelas mudanças no uso do solo, ao menos na intensidade que tais mudanças ocorreram.

Quesada et al. (2012) encontraram em Ferralsols da região amazônica, valores compreendidos entre 25% e 50% para a razão  $P_{TE}/P$  total. Embora metade dos valores deste trabalho esteja compreendida nesta faixa, cerca de um quarto dos dados estão compreendidos entre 50 e 70%. Mais extremamente, encontramos valores cuja proporção para essa razão situa-se entre 70% e 80%. A variação espacial entre as áreas estudadas pode ser uma possível explicação para isso. Em algumas áreas pode ter ocorrido um aumento da proporção  $P_{TE}/P$  total decorrentes das interações químicas originárias dos distúrbios, principalmente as alterações no pH do solo. O P é altamente reativo (NOVAIS, 2007) e, devido suas interações, apresenta uma elevada complexidade no solo. O fracionamento sequencial de Hedley (Hedley, 1982) trata-se de um procedimento operacional que compartimenta as frações extraídas conforme sua energia de ligação, mas possui certas limitações para explicar a complexidade química real do P no solo.

As resinas de troca aniônica são comumente utilizadas para quantificar o P na sua forma aniônica na solução do solo e o P microbiano, ainda que exista pouca informação sobre a interação dessas resinas com compostos orgânicos e condensados no solo, o que pode interferir na interpretação dos resultados (TURNER, 2010). A resina

utilizada neste estudo (551642S, BDH-Prolabo, VWR International, Lutterworth, UK) não gerou diferenças estatísticas entre os teores de ortofosfato livre dos solos estudados. Embora tal diferença não tenha ocorrido, os maiores teores médios foram verificados nas áreas EXPQ e CR. Uma possível explicação é que, nessas áreas, onde se verifica um pH mais elevado em relação às demais, provavelmente há um teor mais elevado de ortofosfato livre na solução do solo, sendo que a resina provavelmente absorveu esses ânions e, possivelmente, outras formas de  $\text{PO}_4^{3-}$  fracamente adsorvidos.

Os valores obtidos com a resina não apresentaram correlação com os valores obtidos através do método Melich-1. Holanda (1995), comparando vários métodos de extração, não encontrou boas correlações do extrator Melich-1 com outros métodos, sugerindo que o extrator Melich-1 extrai formas químicas diferentes da resina de troca aniônica. É possível que a resina de troca aniônica reflète melhor o fator intensidade (I), ou seja, o P presente na solução do solo, enquanto o extrator Melich-1 representa melhor o fator quantidade (Q), ou seja, o compartimento responsável pelo ressurgimento de P na solução do solo (BAHIA FILHO E BRAGA, 1975).

A fração NaOH usualmente possui baixa disponibilidade para a vegetação (CROSS E SCHLESINGER, 1995). De modo geral, em todas as áreas aqui estudadas, verifica-se uma grande proporção de fósforo nas frações Pi NaOH e Po NaOH. A alta proporção de P encontrado na fração Po NaOH sugere que, embora essa seja uma fração moderadamente disponível, ela pode assumir grande valor na conservação de fósforo, uma vez que ao compartimentar o P, reduz os efeitos da adsorção de Pi pela fase mineral do solo, a qual atua fortemente como um dreno de P em solos muito intemperizados (NOVAIS, 2007).

O P presente na serapilheira correlacionou-se com o P das frações Pi  $\text{NaHCO}_3^-$ , Pi NaOH e Po NaOH. Isto indica que, embora as frações Pi NaOH e Po NaOH sejam consideradas frações menos lábeis, elas possivelmente atuam diretamente no fornecimento de P para a vegetação, uma vez que os processos de dessorção do  $\text{HPO}_4^{2-}$  ou o  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  dos sítios de troca ocorrem de modo a manter o equilíbrio deste ânion na solução do solo (NOVAIS, 2007). O fósforo extraído pela resina de troca aniônica (RTA) representa, em suma, o ortofosfato livre presente momentaneamente na solução do solo, entretanto, não pode ser considerado o principal parâmetro para a biodisponibilidade deste elemento.

Não surpreendentemente, as quantidades de P ligado a cálcio (P HCl) obtidas neste trabalho representam uma fração muito pequena em relação ao P total. Usualmente, essa fração é encontrada em quantidades irrisórias (traço) em solos altamente intemperizados, como é o caso dos Ferralsols, onde os minerais primários ricos em Ca, sobretudo as apatitas, já perderam significativamente o teor de Ca (WALKER E SYERS, 1976; SMECK 1985). Entretanto, nota-se uma tendência de uma presença mais marcante da fração P HCl nas áreas onde ocorreram, em média, os maiores teores de Ca no solo, sugerindo que uma maior quantidade dessa base no solo, propiciou a formação de compostos de Ca e fosfato, como as hidroxipatitas ou fluorapatitas.

As frações de fósforo, analisadas isoladamente ou em combinação ( $P_{TE}$ ,  $P_{PD}$  e Po), não foram impactadas significativamente pelas mudanças no uso do solo descritas, ao menos na intensidade em que ocorreram, sendo importante considerar que um tempo razoável transcorreu desde os distúrbios. Maranguit, Guillaume, e Kuzyakov (2017) encontraram impactos das mudanças no uso do solo sobre frações de P em solos altamente intemperizados de florestas tropicais da Indonésia. Entretanto, é notório que

as mudanças no uso do solo avaliadas pelos autores, que incluíram plantios intensivos de *Hevea brasiliensis* e *Elaeis guineensis* se deram condições totalmente diferentes às analisadas neste trabalho, sendo que tais plantios receberam adição de fertilizantes. Portanto, os impactos das mudanças no uso do solo sobre a distribuição das frações ou teores de P no solo, depende, necessariamente, das condições em que tais mudanças ocorreram.

### **5.3 Eficiência no uso de nutrientes**

#### **5.3.1 Produção de serapilheira**

Em ecossistemas florestais, a produção do dossel (analogamente produção de serapilheira) depende de fatores climáticos como a luz e a disponibilidade de água, suprimento de nutrientes e do estágio sucessional da floresta (LAWRENCE, 2005). Os valores encontrados para a produção anual de serapilheira (mostrados na tabela 3) são semelhantes a valores obtidos por outros autores que realizaram mensurações similares em florestas de terra firme na Amazônia (e.g. CHAVE et al., 2010). Hayashi et al. (2012) encontrou valores  $9,82 (\pm 0,92)$  Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para uma floresta primária próxima ao município de Capitão Poço, Pará. Já para uma floresta secundária com idade aproximada de 20 anos (idade aproximada das florestas secundárias deste estudo), a produção média anual foi  $7,89 (\pm 1,05)$ . A produção de serapilheira apresentou um padrão sazonal, com o maior pico ocorrendo na estação seca (dados não mostrados aqui). Este padrão sazonal já é bem relatado na literatura, sendo que ocorre a abscisão foliar de folhas senescentes, principalmente, no início da estação seca, seguida do lançamento (*flush*) de novas folhas antes do término da estação seca (CHAVE et al., 2010).

As correlações mostradas na seção 4.4.13 deste trabalho sugerem que os elementos N, P e K são os que melhor explicam a produtividade do dossel das florestas.

Wright et al. (2011) estudando uma floresta tropical no Panamá em um solo relativamente fértil, forneceram evidências que há diferentes tipos de limitação da produtividade. Enquanto a adição de K promoveu um aumento nas taxas de crescimento e altura de mudas, a adição simultânea de K e N ocasionou aumento no crescimento de indivíduos de pequeno porte. Por fim, a adição de P promoveu um acréscimo na produção de serapilheira fina, principalmente associada a indivíduos de grande porte. É importante ressaltar que os solos do trabalho de Wright et al. (2011) estão sob uma condição diferenciada de fertilidade, com valores de P total da ordem  $400 \text{ mg kg}^{-1}$ , de modo que as florestas aqui estudadas possivelmente responderiam de maneira diferenciada a uma adição de P, uma vez que são mais limitadas por esse elemento.

### **5.3.2 Retorno de nutrientes**

O fluxo de carbono e nutrientes da serapilheira para o solo determina importantes processos nos ecossistemas florestais como a decomposição e a mineralização (LUIZÃO, 2007). Estes processos são controlados pela quantidade de serapilheira produzida e concentração de nutrientes nela contida (KASPARI et al., 2008; HAYASHI et al., 2012). Vitousek (1982) encontrou valores de retorno de nitrogênio muito semelhantes aos valores aqui obtidos para florestas tropicais. Para florestas com solos pouco intemperizados, como florestas temperadas dominadas por espécies fixadoras de N, Vitousek (1982) encontrou valores de retorno de nitrogênio entre  $80$  e  $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , que se assemelham às florestas CR aqui estudadas. Neste contexto, possivelmente esteja ocorrendo fixação de N nas florestas CR com maior frequência, quando comparada às demais. Segundo Nardoto et al. (2013), a fixação de N em solos da Amazônia ocorre apenas quando há baixa disponibilidade de N no solo. O retorno médio de P foi de  $2,59 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  para as áreas PRI,  $2,69 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  para as áreas EXP,  $2,20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  para as áreas EXPQ e  $1,58 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  para as áreas CR.

Vitousek (1982) encontrou valores compreendidos entre 1 e 3 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> em florestas tropicais limitadas por P, o que caracteriza uma ampla limitação por P das florestas aqui estudadas, independentemente das mudanças no uso do solo. O maior retorno de cálcio foi nas áreas EXPQ (77,34 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), onde, embora não ocorreu a maior produção anual de serapilheira, a concentração de Ca nas folhas ocasionou o maior retorno deste nutriente nestas áreas. Com a deposição massiva deste elemento nessas áreas, há fortes indícios de que é improvável que este elemento esteja limitando de alguma maneira essas florestas. O maior retorno de K se deu nas áreas de floresta PRI (15,38 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) e são bastante similares nos outros tipos de florestas estudadas ( $\cong$  10,00 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>). Segundo Vitousek (1982), o K é um elemento que apresenta certas limitações para a aplicação da metodologia proposta, uma vez que há grande perda desse elemento através da lavagem das copas pela chuva e, segundo Luizão (2007), a lavagem das copas pela água da chuva, processo conhecido como enriquecimento, pode gerar fluxos de alguns importantes nutrientes como magnésio e, principalmente o potássio.

#### **4.3.3 Eficiência no uso de nutrientes**

Parece lógico esperar que plantas de ambientes nutricionalmente pobres sejam capazes de produzir maior quantidade de matéria orgânica por unidade de nutriente absorvido do que aquelas plantas de habitats ricos em nutrientes. Assim, mecanismos morfológicos e fisiológicos que podem gerar esse padrão têm sido propostos (TURNER, 1977; VITOUSEK, 1982).

Nitrogênio e fósforo, isoladamente ou atuando conjuntamente, limitam a produtividade primária na maioria dos ecossistemas terrestres (VITOUSEK, 2010). Embora este paradigma seja bastante relatado na literatura biogeoquímica, pesquisas recentes têm sugerido que a limitação nutricional pode ser ocasionada por outros elementos, e não mais sob a perspectiva da Lei do Mínimo de Liebig, na qual um único

nutriente poderia limitar a produtividade da vegetação, ainda que os outros nutrientes estivessem presentes em quantidades satisfatórias. A limitação nutricional nem sempre pode ser entendida como a escassez relativa de apenas um elemento, pois os processos biológicos podem ser colimitados por múltiplos elementos ou podem passar por distintos níveis de limitação e escalas temporais (CHAPIN et al., 1986; VITOUSEK, 2004). Como comentado anteriormente, a limitação nutricional pode ocorrer por várias vias. Por exemplo, caso determinado elemento (N ou Mg, por exemplo) limite processos vitais da vegetação como a fotossíntese, todo o sistema seria limitado, enquanto que em um ambiente limitado por cálcio, a construção de tecidos primordiais para a formação da madeira poderia ser limitada. Segundo Malavolta et al. (1997), o potássio atua no controle osmótico das células, portanto sua deficiência poderia limitar o sistema por colapsar a regulação osmótica dos vegetais.

Kaspari et al. (2008) avaliaram a influência de múltiplos nutrientes sobre a produção de serapilheira e taxas de decomposição. Os resultados aqui obtidos sugerem que ao menos três nutrientes estejam mais intimamente vinculados às taxas de produção de serapilheira em nossas áreas de estudo (N, P e K).

Nossos dados sugerem que todas as florestas estudadas, independentemente das mudanças no uso dos solos, encontram-se sob ampla limitação por fósforo, uma vez que o índice de eficiência no uso de nutrientes utilizado neste estudo, quando aplicado ao P, exhibe valores que variam em uma faixa de 2400 a 5400 (valores adimensionais). Estes resultados refletem uma alta eficiência no uso do P quando comparados à praticamente todas as florestas tropicais incluídas nas análises de Vitousek (1982; 1984).

Embora as florestas aqui estudadas provavelmente tenham passado por um processo marcante de depleção de N, observamos que o mesmo índice comentado



anteriormente, quando aplicado ao N, demonstra uma variação de 50 a 85, valores que se encontram na faixa mínima de eficiência observada por Vitousek (1982; 1984), um forte indicativo de que, embora possam ter ocorrido perdas significativas de N subsequentes às alterações na cobertura vegetal, as florestas foram capazes de restituir os níveis originais de N. As florestas aqui estudadas apresentam valores baixos de eficiência de N, entretanto, ainda assim, notamos um gradiente de eficiência, no qual 80% das florestas secundárias que foram submetidas ao corte raso (CR), aquelas que provavelmente sofreram os impactos mais severos de depleção de N, são as mesmas que, segundo o índice proposto, utilizam o N de modo mais eficiente. As florestas primárias (PRI), exploradas (EXP) e exploradas e queimadas (EXPQ), no entanto, situam-se em uma faixa similar de retorno e eficiência no uso do nitrogênio, indicando que já não há diferenças tão pronunciadas entre essas áreas no que diz respeito à ciclagem de N, com um destaque para a área de floresta primária 261\_T10, que dentre todas as áreas estudadas, é responsável pelo retorno de uma grande quantidade de N ( $208 \text{ kg}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), ciclando este nutriente de modo pouco eficiente.

Podemos utilizar ainda como indicador de resiliência, a proporção N/P encontrada na serapilheira das florestas. McGroddy et al. (2004) propõe que a média global para a relação N/P em serapilheira é igual a 64. Não encontramos diferenças significativas na relação N/P entre as florestas aqui estudadas, sendo que em todos os casos, os valores se aproximam da média global, embora haja uma maior proximidade das florestas PRI (N/P = 60) e uma média ligeiramente inferior para as florestas CR (N/P = 54). Davidson et al. (2007) encontraram valores de 24 e 31 para a relação N/P em florestas em estágios iniciais de sucessão. As relações N/P encontradas em nossas áreas de estudo, próximas à média global de florestas tropicais maduras, indicam que essas florestas se aproximam das condições originais, ao menos no que se refere à

ciclagem de nitrogênio. Embora haja uma tendência de estudos envolvendo generalizações estequiométricas, onde há o paradigma de que há altas relações N/P em florestas tropicais sem distúrbios, Townsend et al. (2007) alertam para o fato de que mesmo nos trópicos, há uma grande variedade de condições climáticas e pedológicas e que a estequiometria N/P deve levar em conta, principalmente, a diversidade de espécies em nível local, haja visto as diferentes exigências nutricionais das espécies.

Todas as relações C:N de serapilheira analisadas neste trabalho variam 29 (áreas PRI) a 35 (áreas PRI), valores que se encontram abaixo da média global relatada por McGroody et al. (2004) para florestas tropicais, cujo o valor é 60. Essa diferença abrupta pode ser justificada pelo fato de que a autora considerou uma vasta gama de florestas tropicais com diferentes contextos de disponibilidade de N. Luizão et al. (2004) encontraram um valor médio para essa relação igual a 32 em uma floresta primária de platô na Amazônia Central (com alta disponibilidade de N), enquanto em uma área de baixio (com menor disponibilidade) o valor médio encontrado foi igual a 43.

Quando o N está amplamente disponível no solo, tanto as plantas quanto os microrganismos do solo alocam mais N na produção de fosfatases extracelulares (enzimas que mineralizam o P orgânico). Deste modo, pode ocorrer uma potencialização na disponibilidade de P ligado à matéria orgânica (TRESSEDER E VITOUSEK, 2001). A correlação positiva encontrada entre eficiência no uso no nitrogênio e eficiência no uso do fósforo sugere que, na medida em que o N está presente em maior quantidade, devido a processos sinérgicos como o descrito por Treseder e Vitousek (2001), pode ocorrer um favorecimento na disponibilidade de P, conseqüentemente interferindo na eficiência de seu uso. De modo análogo, um aumento na disponibilidade de P pode favorecer a atividade microbiana e a fixação biológica de

N. Essas interações não ocorrem de modo totalmente simétrico, pois aumentando o suprimento de P, há um incremento na quantidade de N no sistema, enquanto um aumento no suprimento de N pode estimular a produção de fosfatases, porém, a quantidade de P no sistema não é afetada (VITOUSEK, 2010).

Um assunto interessante que tem ganhado cada vez mais atenção por parte de muitos pesquisadores é a relação entre grupos funcionais e ciclagem de nutrientes. Uma gama de grupos funcionais que se relacionam com as estratégias de aquisição de nutrientes pode exercer algum impacto sobre os ciclos biogeoquímicos, gerando complexas interações sobre esses ciclos (TOWNSEND et al., 2008). Diferentes estratégias no uso de recursos (por exemplo: fixadoras de nitrogênio *versus* não fixadoras, espécies que toleram sombra *versus* espécies que demandam luz, espécies com raízes superficiais *versus* espécies com raízes profundas, espécies com micorrizas *versus* espécies que produzem exsudatos) podem contribuir com a mitigação da limitação nutricional através do acesso de diferentes reservatórios de nutrientes (VANCE et al., 2003).

Encontramos correlação negativa entre a riqueza de espécies e a eficiência no uso do nitrogênio. Não dispomos do inventário fitossociológico das áreas estudadas, portanto, embora não possamos fazer inferências acerca da composição de espécies, provavelmente a riqueza de espécies contribui, em algum grau, para a aquisição de N.

## 6. CONCLUSÕES

As intervenções humanas em florestas tropicais, sem dúvida alguma, possuem um grande potencial de interferir em diversos aspectos relacionados à qualidade nutricional dos solos, bem como no padrão de limitação existente nessas florestas. O fogo pode ser considerado um elemento chave no nível dessas interferências, pelo fato de alterar atributos químicos do solo de maneira abrupta. As correlações positivas entre a fração de fósforo Po NaOH (fração biologicamente ativa predominante nos solos aqui estudados), bem como o teor de  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{K}^+$  na sua forma total e disponível com a produção de serapilheira sugerem que esses elementos possivelmente são os maiores preditores da produtividade dessas florestas.

Por fim, as florestas aqui estudadas, independentemente das intervenções a que foram submetidas, aparentemente estão igualmente limitadas por fósforo, e mesmo com o uso de metodologias independentes (fracionamento sequencial de P e eficiência no uso de nutrientes) não foi possível detectar diferenças ou padrões de limitação dentre as diferentes classes de florestas observadas. Já o N, algum tempo após os distúrbios, aparenta não limitar fortemente essas florestas, embora ainda seja possível observar um gradiente de limitação, sobretudo nas áreas em regeneração após corte raso (CR).

## 7. CONCLUSIONS

Human disturbances in tropical forests clearly have an enormous potential to interfere in many aspects related to the soil nutritional quality, as well as the patterns of limitation in these forests. Fire can be considered a key element in the magnitude of such interference, because it strongly change soil chemical properties. The positive correlation between the organic P fraction extracted with NaOH (the predominant biologically active phosphorus form in the soils studied here), as well  $\text{NO}_3^-$  and  $\text{K}^+$  content in their total and available form were positively correlated with litterfall production, suggesting that these nutrients are likely the main predictors of forest productivity.

Finally, forests studied here, regardless of the disturbances levels, apparently are all limited by phosphorus, once even using independent methodologies (sequential P fractionation and nutrients use efficiency), we did not found differences neither patterns of limitation in all forests studied. Nitrogen apparently is no longer a limiting nutrient, although limitation is still noticeable, especially in CR forests.

## 8. APÊNDICES

Apêndice 1: Atributos químicos e densidade do solo. São mostrados os valores médios  $\pm$  desvio padrão para as áreas sob diferentes usos do solo estudadas.

Variável	Primária (PRI)	Explorada (EXP)	Explorada e Queimada (EXPQ)	Corte Raso (CR)
Ca <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,137 $\pm$ 0,061 n.s	0,173 $\pm$ 0,073 n.s	0,419 $\pm$ 0,158 n.s	0,395 $\pm$ 0,426 n.s
Mg <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,106 $\pm$ 0,023 n.s	0,129 $\pm$ 0,026 n.s	0,178 $\pm$ 0,076 n.s	0,135 $\pm$ 0,092 n.s
Na <sup>+</sup> (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,058 $\pm$ 0,0186 n.s	0,081 $\pm$ 0,011 n.s	0,063 $\pm$ 0,022 n.s	0,049 $\pm$ 0,023 n.s
K <sup>+</sup> (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,062 $\pm$ 0,018 a	0,067 $\pm$ 0,014 ab	0,044 $\pm$ 0,011 ab	0,038 $\pm$ 0,012 b
Al <sup>3+</sup> (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	1,794 $\pm$ 0,475 a	1,897 $\pm$ 0,279 a	1,357 $\pm$ 0,111 ab	0,796 $\pm$ 0,286 b
Soma de Bases (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,364 $\pm$ 0,089 n.s	0,451 $\pm$ 0,108 n.s	0,705 $\pm$ 0,187 n.s	0,618 $\pm$ 0,536 n.s
CTC efetiva (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	2,158 $\pm$ 0,535 n.s	2,348 $\pm$ 0,276 n.s	2,062 $\pm$ 0,248 n.s	1,415 $\pm$ 0,748 n.s
pH	3,90 $\pm$ 0,15 b	3,94 $\pm$ 0,10 ab	4,36 $\pm$ 0,25 a	4,36 $\pm$ 0,21 a
C (g kg <sup>-1</sup> )	17,73 $\pm$ 2,59 ab	21,98 $\pm$ 1,51 a	16,89 $\pm$ 2,84 b	14,85 $\pm$ 7,38 ab
N (g kg <sup>-1</sup> )	1,54 $\pm$ 0,31 ab	1,78 $\pm$ 0,09 a	1,42 $\pm$ 0,20 b	1,14 $\pm$ 0,60 b
CN do solo	11,62 $\pm$ 0,792 n.s	12,38 $\pm$ 0,419 n.s	11,81 $\pm$ 0,569 n.s	13,26 $\pm$ 0,719 n.s
C (0 – 30) – (Mg ha <sup>-1</sup> )	57,6 $\pm$ 5,1 n.s	72,0 $\pm$ 8,1 n.s	57,4 $\pm$ 4,7 n.s	49,7 $\pm$ 21,6 n.s
C (0 – 200) – (Mg ha <sup>-1</sup> )	256,9 $\pm$ 24,56 n.s	300,3 $\pm$ 28,09 n.s	248,7 $\pm$ 26,38 n.s	221,7 $\pm$ 81,27 n.s
V(%)	17,1 $\pm$ 3,1 bc	19,3 $\pm$ 5,1 ac	33,8 $\pm$ 4,4 a	37,9 $\pm$ 16,3 a
m (%)	82,9 $\pm$ 3,1 a	80,7 $\pm$ 5,1 ab	66,2 $\pm$ 4,4 bc	62,1 $\pm$ 16,3 b
Densidade (g cm <sup>-3</sup> )	1,09 $\pm$ 0,12 n.s	1,09 $\pm$ 0,09 n.s	1,15 $\pm$ 0,13 n.s	1,27 $\pm$ 0,15 n.s

\*As comparações foram realizadas utilizando o teste de Kruskal-Wallis ( $\alpha = 0,05$ ). Letras iguais dentro das linhas indicam que não diferença entre os usos do solo e *n.s* indica que não há diferenças estatísticas significativas (valores do teste e valor de *p* são mostrados no Apêndice 1). PRI = Floresta primária; EXP = Floresta explorada; EXPQ = Floresta explorada e queimada e CR = Floresta em regeneração após corte raso. CN = relação carbono/nitrogênio no solo; V(%) = saturação por bases; m(%) = saturação por alumínio;  $\Delta$  pH = pH em KCl – pH em H<sub>2</sub>O.

Apêndice 2: Valores Gerais para os Testes de Kruskal Wallis e Análises de Variâncias (ANOVA) realizadas no decorrer do trabalho.

Teste de Kruskal-Wallis ( $\chi^2$ )		
Variável	Valor de p	$\chi^2$
Ca	0,147	5,366
Mg	0,505	2,337
Na	0,173	4,989
K	0,050	9,389
Al	0,002	15,046
SB	0,121	5,811
CTC efetiva	0,162	5,137
pH	0,003	13,766
$\Delta$ pH	< 0,001	17,884
C	0,033	8,737
N	0,047	7,960
CN do solo	0,399	2,954
V(%)	0,004	13,423
m(%)	0,004	13,423
Densidade	0,142	5,446

Análise de Variância - ANOVA		
Fração	[F]	Valor de p
P-resina	0,411	0,748
Pi NaHCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,810	0,186
Po NaHCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,279	0,840
P <sub>PD</sub>	0,225	0,878
Pi NaOH	2,184	0,130
Po NaOH	1,347	0,294
P orgânico	0,578	0,638
PHCl	2,172	0,131
P <sub>TE</sub>	0,904	0,461
P total	1,064	0,394
P residual	1,123	0,371
P-Melich	0,004	13,377

Análise de Variância - ANOVA		
Variável	[F]	Valor de p
Produção (Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	1,784	0,191
P (g kg <sup>-1</sup> )	0,799	0,512
N (g kg <sup>-1</sup> )	2,753	0,077
Ca (g kg <sup>-1</sup> )	6,107	0,006
Mg (g kg <sup>-1</sup> )	0,773	0,526
K (g kg <sup>-1</sup> )	3,031	0,060
R[N] (kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	4,271	0,021
R[P] (kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	2,023	0,151
R[Ca] (kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	4,811	0,014
R[Mg] (kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	2,087	0,142
R[K] (kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	2,662	0,083
EU[N]	3,582	0,037
EU[P]	0,979	0,427
EU[Ca]	4,434	0,019
EU[Mg]	1,278	0,316
EU[K]	3,885	0,029
C:N	3,202	0,052
N:P	0,351	0,789

Apêndice 3: Correlações de Spearman ( $\rho$ ) entre teores de nutrientes no solo e suas respectivas concentrações nas folhas de serapilheira.

Variável	P total	Ca trocável	Mg trocável	K trocável	Mg total do solo	K total do solo	N total do solo	Ca serapilheira	Mg serapilheira	N serapilheira
P total do solo	1,000									
Ca trocável	0,249	1,000								
Mg trocável	-0,026	0,386	1,000							
K trocável	0,225	-0,099	0,287	1,000						
Mg total do solo	0,386	0,391	<b>0,698</b>	0,255	1,000					
K total do solo	0,497*	-0,017	0,417	0,429	<b>0,727</b>	1,000				
N total do solo	0,520*	0,146	0,415	<b>0,720</b>	0,524*	<b>0,702</b>	1,000			
Ca serapilheira	0,276	0,400	0,374	-0,014	<b>0,653</b>	0,390	0,304	1,000		
Mg serapilheira	0,495*	0,265	0,313	0,441	<b>0,518*</b>	0,527*	0,412	0,277	1,000	
N serapilheira	0,360	0,251	-0,051	0,463*	0,210	0,409	0,501*	0,195	0,550*	1,000
P-Melich	0,294	-0,173	0,045	<b>0,654</b>	0,310	<b>0,648</b>	<b>0,650</b>	0,131	0,469*	0,540*

Os valores destacados em negrito indicam que a correlação foi altamente significativa ( $p < 0,001$ ) enquanto os valores seguidos de um asterisco indica que a correlação foi significativa ( $p < 0,05$ ).



Apêndice 4: Correlações de Spearman ( $\rho$ ) entre frações de fósforo, eficiência no uso de nitrogênio e fósforo e concentração de P nas folhas de serapilheira.

	P resina	Pi NaHCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Po NaHCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	P <sub>PD</sub>	Pi NaOH	Po NaOH	NaOH	Po	P-HCl	P <sub>TE</sub>	P total	P residual	EU[N]	EU[P]	P serap.
P resina	1,000	<b>0,565</b>													
Pi NaHCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<b>0,565</b>	1,000													
Po NaHCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0,325	0,011	1,000												
P <sub>PD</sub>	<b>0,698</b>	<b>0,653</b>	0,344	1,000											
Pi NaOH	-0,012	0,489	-0,150	-0,065	1,000										
Po NaOH	0,343	<b>0,589</b>	-0,020	0,371	0,402	1,000									
NaOH	0,374	<b>0,630</b>	-0,125	0,343	<b>0,595</b>	<b>0,950</b>	1,000								
Po	0,203	0,504*	0,472*	<b>0,602</b>	0,200	<b>0,805</b>	<b>0,711</b>	1,000							
P-HCl	0,310	0,519*	-0,029	0,334	0,209	<b>0,650</b>	<b>0,606</b>	0,492*	1,000						
P <sub>TE</sub>	0,436	<b>0,783</b>	0,096	<b>0,609</b>	0,528*	<b>0,872</b>	<b>0,898</b>	<b>0,841</b>	<b>0,650</b>	1,000					
P total	0,283	0,472*	-0,118	0,215	0,311	<b>0,616</b>	<b>0,583</b>	0,423	0,378	0,490*	1,000				
P residual	-0,065	-0,114	-0,279	-0,249	-0,077	0,068	0,018	-0,104	0,061	-0,137	<b>0,696</b>	1,000			
EU[N]	-0,108	-0,349	0,259	-0,027	-0,344	-0,433	-0,462*	-0,099	-0,171	-0,292	-0,475*	-0,196	1,000		
EU[P]	-0,340	-0,385	0,287	-0,165	-0,391	-0,432	-0,502*	-0,206	0,003	-0,358*	<b>-0,594</b>	-0,149	<b>0,620</b>	1,000	
P serapilheira	0,340	0,385*	-0,287	0,165	0,391*	0,432*	0,502*	0,206	-0,003	0,358*	<b>0,594</b>	0,149	<b>-0,620</b>	<b>-1,000</b>	0,502*

Pi = Fósforo inorgânico; Po = Fósforo orgânico (Po NaHCO<sub>3</sub><sup>-</sup> + Po NaOH; P<sub>PD</sub> = prontamente disponível =  $\Sigma$ ( P-resina, Pi NaHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Po NaHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>); P<sub>TE</sub> = P total extraível =  $\Sigma$ ( P-resina, Pi NaHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Po NaHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Pi NaOH, Po NaOH, PHCl); P residual = P total - P<sub>TE</sub>; EU[N] = eficiência no uso do nitrogênio; EU[P] = eficiência no uso do fósforo; P serapilheira = [P] nas folhas de serapilheira. Os valores destacados em negrito indicam que a correlação foi altamente significativa ( $p < 0,001$ ) enquanto os valores seguidos de um asterisco indica que a correlação foi significativa ( $p < 0,05$ ).



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDU N. (2006): Soil phosphorus extraction methodologies: A review. **African Journal of Agricultural Research**, 1: 159–161.

ARSHAD, M. A., LOWERY, B., GROSSMAN, B., (1996). Physical tests for monitoring soil quality. In: Methods for assessing soil quality (eds. J W Doran and A J Jones), pp 123-141. **Soil Science Society of America**, Madison (SSSA Special Publication, 49).

BAHIA FILHO, A.F.C.; BRAGA, J.M.; RIBEIRO, A.C.; NOVAIS, R.F. Sensibilidade de extratores químicos à capacidade-tampão de fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.7, p.243-249, 1983

BATJES, N. H., e J. A DIJKSHOORN (1999), Carbon and nitrogen stocks in the soils of the Amazon Region, **Geoderma**, 89, 273 - 286.

BERENGUER, E., FERREIRA, J., GARDNER, TA. et al. (2014) A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. **Global Change Biology**, 20, 3713–3726.

BRADSHAW, A. Restoration of mined lands—using natural processes. **Ecological Engineering**, vol. 8, no. 4, pp. 255–269, 1997.

BROWN, S., LUGO, A.E., 1992. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. *Interciencia* 17(1), 8-18.

CHAVE, J., NAVARRETE, D., ALMEIDA, S., ALVAREZ, E., ARAGÃO, LE., BONAL, D., CHÂTELET, P., SILVA-ESPEJO, JE., GORET, JY., VON HILDEBRAND, P., JIMÉNEZ, E., PATIÑO, S., PEÑUELA, MC., PHILLIPS, OL., STEVENSON, P. and MALHI, Y., 2010. Regional and seasonal patterns of litterfall in tropical South America. **Biogeosciences**, vol. 7, no. 1, p. 43-55.

CHAPIN, F.S. III, VITOUSEK, P.M. & VAN CLEVE, K. (1986). The nature of nutrient limitation in plant communities. **Am. Nat.**, 127, 48–58

CLIMATE-DATA.ORG: Dados climáticos para cidades mundiais. Disponível em: < [pt.climate-data.org/](http://pt.climate-data.org/) > Acesso em: 2 de abril de 2016.

CUNHA, T. J. F., E. H. NOVOTNY, B. E. MADARI, V. de M. BENITES, L. MARTIN-NETO, G. de A. SANTOS, e CPATSA; ETELVINO HENRIQUE NOVOTNY TONY JARBAS FERREIRA CUNHA. O Carbono Pirogênico. Em: TEIXEIRA, W. G.; KERN, D. C.; MADARI, B. E.; LIMA, H. N.; WOODS, W. (Ed.). As terras pretas de índio da Amazônia: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas. Manaus: **Embrapa Amazônia Ocidental**, 2009.

CROSS, A F and SCHLESINGER, W H (1995) A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma** 64: 197-214.

DAVIDSON, E. A. et al. Nutrient limitation of biomass growth in a tropical secondary forest: early results of a nitrogen and phosphorus amendment experiment, **Ecological Applications**, 14, 150-163. 2004.

DAVIDSON, E.A., DE CARVALHO, C.J.R., FIGUEIRA, A.M., ISHIDA, F.Y., OMETTO, J.P.H.B., NARDOTO, G.B., SABA´, R.T., HAYASHI, S.N., LEAL, E.C., VIEIRA, I.C.G., MARTINELLI, L.A., 2007. Recuperation of nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment. **Nature** 447, 995–998.

DAVIDSON, E. A., and L. A. MARTINELLI (2009), Nutrient limitations to secondary forest regrowth, **Geophys. Monogr. Ser.**, DOI:10.1029/2008GM000732.

ECOFOR: Biodiversity and Ecosystem Functioning in degraded and recovering Amazonian and Atlantic Forests. **ECOFOR CASE SUPPORT**, 2012.

FINK, J. R. et al. Iron oxides and organic matter on soil phosphorus availability. **Ciência e Agrotecnologia**. vol.40 no.4 Lavras, Agosto de 2016.

FOLEY, J.A., DEFRIES R., ASNER G.P., BARFORD C., BONAN G., CARPENTER S.R., CHAPIN F.S., COE M.T., DAILY G.C., GIBBS H.K., HELKOWSKI J.H., HOLLOWAY T., HOWARD E.A., KUCHARIK C.J., MONFREDA C., PATZ J.A., PRENTICE I.C., RAMANKUTTY N., SNYDER P.K. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309:570–574.

HASSAN, R., SCHOLLES R.J., ASH N. Ecosystems and human well-being: current state and trends. **Island Press**, Washington, DC, 2005.

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.

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B. & CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 46:970-976, 1982.

HERNANDEZ FILHO, P.; SHIMABUKURO, Y.E.; LEE, D.C.L.; SANTOS FILHO, C.P.; ALMEIDA, R.R. The Forest inventory project as the Tapajós National forest: final report. **INPE/IBAMA/FUNATURA/ITTO**, São José dos Campos, 1993. 125p.

HOLANDA, J. S.; BRASIL, E. C.; SALVIANO, A. A. C.; CARVALHO, M. C. S.; RODRIGUES, M. R. L.; MALAVOLTA, E. Eficiência de extratores de fósforo para um solo adubado com fosfatos e cultivado com arroz. **Scientia Agricola**, v.52, n.3, p.561-568, 1995.

- JORDAN, C.F. Nutrient cycling in tropical forest ecosystems: principles and their application in management and conservation. **John Wiley & Sons**. New York. 190p. 1985.
- KASPARI, M., M. N. GARCIA, K. E. HARMS, M. SANTANA, S. J. WRIGHT & J. B. YAVITT, 2008. Multiple nutrients limit litterfall and decomposition in a tropical forest. **Ecology Letters** 11(1): 35-43.
- KAUFMANN JB, CUMMINGS DL, WARD DE. 1998. Fire in the Brazilian Amazon 2: biomass, nutrient pools, and losses in cattle pastures. **Oecologia** 113:415–427.
- LAL, R. (1987). Termites. In: Lal, R. (ed.). Tropical ecology and physical edaphology. **Wiley, Chichester**, 337–422.
- LAURANCE W.F. Cochrane MA, Bergen S, Fearnside PM, Delamônica P, Barber C, D'Angelo, S, Fernandes T. 2001. The future of the Brazilian Amazon. **Science** 291:438–9.
- LAWRANCE, D. Biomassa accumulation after 10-200 years of shifting cultivation in Bornean Rain Forest. **Ecology**. 2005 DOI: 10.1890/03-0564.
- LUGLI, L. Título: Estoque de nutrientes na serapilheira fina e grossa em função de fatores edáficos em florestas do Amazonas, Brasil. 69 páginas. **Dissertação**. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Defesa: INPA – 05/2013.
- LUIZÃO, R.C.C.; LUIZÃO, F.J.; PAIVA, R.Q.; MONTEIRO, T.F.; SOUSA, L.S.; KRUIJ, B. Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian forest. **Global Change Biology**, v.10, p.592-600, 2004.
- LUIZÃO, F. J. 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.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do Estado Nutricional das Plantas**: princípios e aplicações. 2.ed. Piracicaba: Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1997. 319p.
- MARANGUIT, D., GUILLAUME, T. e KUZYAKOV, Y. (2017). Land-use change affects phosphorus fractions in highly weathered tropical soils. **Catena**, 149, 385–393. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.10.010>
- MARKEWITZ, D. A. M.; DAVIDSON, E. R. I. C. D.; COUTINHO, P. A. M. Nutrient Loss and Redistribution After Forest Clearing on a Highly Weathered Soil in Amazonia. **Ecological Society of America**, v. 14, n. October 2001, p. 177–199, 2004.
- MARQUES, J.D.O.; LUIZÃO F.J.; TEIXEIRA W.G.; ARAÚJO E.M. Carbono orgânico em solos sob floresta na Amazônia Central. **VIII CONNEPI**. Salvador-BA – 09/2013.

MARTÍNEZ, L. J.; ZINCK, J. A. Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. **Soil & Tillage Research**, v.75, p.3-17, 2004.

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

MCGRATH, D. A. et al. Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazônia. **Ecosystems**, v. 4, n. 7, p. 625–645, 2001.

MCGRODDY, M.E., DAUFRESNE, T., HEDIN, L.O., 2004. Scaling of C:N:P stoichiometry in forests worldwide: implications of terrestrial redfield-type ratios. **Ecology** 85, 2390–2401.

NARDOTO GB, et al. Basin-wide variations in Amazon forest nitrogen-cycling characteristics as inferred from plant and soil  $^{15}\text{N}:$  $^{14}\text{N}$  measurements. **Plant Ecology and Diversity**. 2014;7(1-2):173–187.

NEILL, C.; CERRI, C.C; MELILLO, J.; FEIGL, B.J.; STEUDLER, P.A.; MORAES, J.; PICCOLO, M.C. Stocks and dynamics of soil carbon following deforestation for pasture in Rondônia. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; FOLLETT, R.; STEWART, B. (Ed.). **Soil process and the carbon cycle**. Boca Raton: CRC Press. 1997. p. 9-28.

NOVAIS, R.F. et al. **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007.

PLEYSIER, J. L. and JUO, A. S. R.: A single-extraction method using silver-thiourea for measuring exchangeable cations and effective CEC in soils with variable charges, *Soil Sci.*, 129, 205–211, 1980.

PERES, C.A., BARLOW, J., LAURANCE, W.F., 2006. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. **TRENDS in Ecology and Evolution** Vol.21 No.5 May 2006.

PROJETO DEGRAD DIGITAL: Mapeamento da degradação florestal na Amazônia brasileira. São José dos Campos: **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**, 2016. (www.inpe.br)

PROJETO PRODES DIGITAL: Mapeamento do desmatamento da Amazônia com Imagens de Satélite. São José dos Campos: **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**, 2016 (www.inpe.br).

PROJETO RADAM BRASIL. **FOLHA SA 23 – São Luis**. Rio de Janeiro: DNPM, 1973. (Levantamento de recursos minerais, 3).

QUESADA, C. A., LLOYD, J., ANDERSON, L. O., FYLLAS, N. M., SCHWARZ, M., and CZIMCZIK, C. I.: Soils of amazonia with articular reference to the rainfor sites,

**Biogeosciences** Discuss., 6, 3851–3921, 2009a, <http://www.biogeosciences-discuss.net/6/3851/2009/>.

QUESADA, C. A. et al. Variations in chemical and physical properties of Amazon forest soils in relation to their genesis. **Biogeosciences**, v. 7, n. 5, p. 1515–1541, 2010.

QUESADA, C. A., PHILLIPS, O. L., SCHAWARZ, M., CZIMCZIK, C. I., BAKER, T. R., PATIÑO, S., FYLLAS, N. M., HODNETT, M. G., HERRERA, R., ALMEIDA, S., ALVARES DAVILA, E., ARNETH, A., ARROYO, L., CHAO, K. J., DEZZEO, N., ERWIN, T., DI FIORE, A., HIGUCHI, N., HONORIO-CORONADO, E., JIMENEZ, E. M., KILLEEN, T., LEZAMA, A. T., LLOYD, G., LOPEZ-GONZÁLES, G., LUIZÃO, F. J., MALHI, Y., MONTEAGUDO A., NEILL, D. A., NÚÑEZ VARGAS, P., PAIVA, R., PEACOCK, J., PEÑUELA, M. C., PENA CRUZ, A., PITMAN, N., PRIANTE FILHO, N., PRIETO, A., RAMÍREZ, H., RUDAS, A., SALOMÃO, R., SANTOS, A. J. B., SCHMERLER, J., SILVA, N., SILVEIRA, M., VASQUES, R., VIEIRA, I., TERBORGH, J., E LLOYD, J. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate, **Biogeosciences**, 9, 2203–2246, 2012.

SMECK, N.E. Phosphorus dynamics in soils and landscapes. **Geoderma**, 36:185-199, 1985.

TIESSEN, H, STEWART, J W B and COLE, C V (1984) Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. **Soil Science Society of America** 48:853-858.

TOWNSEND, A.R., CLEVELAND, C.C., ASNER, G. & BUSTAMANTE, M.M.C. (2007). Controls of foliar N :P ratios in tropical rain forests. **Ecology**, 88, 107—118.

TOWNSEND, A. R., G. P. ASNER, and C. C. CLEVELAND. 2008. The biogeochemical heterogeneity of tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 23:424–431.

TRESEDER, K.K., VITOUSEK, P.M. (2001). Effects of soil nutrient availability on investment in acquisition of N and P in hawaiian rain forests. **Ecology**, 82(4), 2001, pp. 946–954.

TURNER B.L., LEYTEM AB (2004) Phosphorus compounds in sequential extracts of animal manures: chemical speciation and a novel fractionation procedure. **Environ Sci Technol** 38: 6101–6108.

TURNER, B.L., CHESSMAN, A.W., REDDY, K.R. Interaction of phosphorus compounds with anion-exchange membranes: implications for soil analysis. **Soil Chemistry**. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74:1607–1612. doi:10.2136/sssaj2009.0295

TURNER, J. 1977. Effect of nitrogen availability on nitrogen cycling in a Douglas-fir stand. **For. Sci.** 23:307-316.

VAN WAMBEKE, A (1992) *Soils of the Tropics - Properties and Appraisal*. **McGraw-Hill**, New York.

VANCE, C. P., C. UHDE-STONE, and D. L. ALLEN. 2003. Phosphorus acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. **New Phytologist** 157:423–447.

VITOUSEK, P. Nutrient Cycling and Nutrient Use Efficiency Author ( s ): Peter Vitousek Reviewed work ( s ): Source : The American Naturalist , Vol . 119 , No . 4 ( April., 1982 ), pp . 553-572 Published by : The University of Chicago Press for The American Society of N. **The American Naturalist**, v. 119, n. 4, p. 553–572, 2012.

VITOUSEK, P. M. Litterfall , Nutrient Cycling , and Nutrient Limitation in Tropical Forests Author ( s ): Peter M . Vitousek Published by : Ecological Society of America LITTERFALL , NUTRIENT CYCLING , AND NUTRIENT LIMITATION IN TROPICAL FORESTS (1984). **Ecological Society of America**, v. 65, n. 1, p. 285–298, 2014.

VITOUSEK, P.M. (2004). *Nutrient Cycling and Limitation: Hawai'i as a Model System*. Princeton, Princeton, NJ.

VITOUSEK PM, PORDER S, HOULTON BZ, CHADWICK OA. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen–phosphorus interactions. **Ecol. Appl.** 2010;20:5–15.

WALKER, T. W., and J. K. SYERS (1976), The fate of phosphorus during pedogenesis, **Geoderma**, 15, 1–19.

WRIGHT SJ, YAVITT JB, WUEZBURGER N, TURNER BL, TANNER EVJ, SAYER EJ, SANTIAGO LS, KASPARI M, HEDIN LO, HARMS KE, GARCIA MN, CORRE MD, 2011. Potassium, phosphorus or nitrogen limit root allocation, tree growth and litter production in a lowland tropical forest. **Ecology** 92, 1616–1625. doi:10.1890/10-1558.1