

Universidade de São Paulo
Centro de Energia Nuclear na Agricultura

Thaís de Marchi Soares

**Ciclagem do nitrogênio em florestas restauradas após a mineração
de bauxita**

Piracicaba
2016

THAÍS DE MARCHI SOARES

**Ciclagem do nitrogênio em florestas restauradas após a mineração
de bauxita**

Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

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

**Área de Concentração: Energia Nuclear na
Agricultura e no Ambiente**

Orientador: Prof. Dr. Takashi Muraoka

**Piracicaba
2016**

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

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

Soares, Thaís de Marchi

Ciclagem do nitrogênio em florestas restauradas após a mineração de bauxita/ Thaís de Marchi Soares; orientador Takashi Muraoka. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2016.

55 p. : il.

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

1. Cambissolos 2. Ciclos biogeoquímicos 3. Ecologia florestal 4. Florestas tropicais – Mata Atlântica 5. Impactos ambientais 6. Isótopos estáveis 7. Minérios 8. Reflorestamento 9. Solo tropical I. Título

CDU (631.416.1 + 546.17.027) : 630*234

AGRADECIMENTOS

A todos os amigos espirituais que mesmo sem poderem ser vistos ou tocados fazem-se ser ouvidos em forma de intuição, sugerindo-nos qual caminho seguir.

A minha mãe, Ana Lúcia, pela dedicação, cuidados e amor incondicional pela família. Sem você, não seríamos nada.

Ao meu pai, Maximiano, pelo amor, cuidado e exemplo de dedicação profissional.

A minha irmã Carolina, pelo exemplo de superação, força de vontade e persistência. Por me lembrar todos os dias que não podemos controlar o amanhã mas, podemos fazer o hoje valer a pena.

Ao Prof. Dr. Takashi Muraoka pela orientação, pelas conversas e pela confiança na aluna e pessoa que sou.

Ao Prof. Dr. Luiz Antonio Martinelli, por todo o auxílio e exemplo de pesquisador e professor. A todos os funcionários do Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP.

Aos amigos esalqueanos, Leonardo, Julianne, Gustavo, Marta, Aline e Júlia pela amizade e descontração. Em especial ao Matheus, por ter auxiliado nas etapas de coleta de dados e em todos os trâmites envolvidos na finalização da dissertação.

A todos do Laboratório de Fertilidade do Solo do CENA/USP. Em especial à Aline, Aijânio, Camila, Fábio, Cristiano, Marcos, Marileuza, Thiago, Sandra e Guilherme, pela amizade, troca de conhecimentos e conversas.

Ao Prof. Dr. Pedro Santin Brancalion, pela confiança ao me permitir fazer parte de seu projeto de pesquisa.

Ao Prof. Dr. Hilton Thadeu Zarate do Couto, pela prontidão, paciência e auxílio nas análises estatísticas.

À Comissão de Pós-Graduação do Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo, à CAPES e ao Jardim Botânico de Poços de Caldas.

Ao Sr. Zanatta, Sra. Paula, Sr. Dito e Sr. João, pelo apoio em todas as coletas realizadas nas propriedades da Alcoa.

À Denise, Vanessa e Najara, por fazerem parte da obtenção dos resultados deste trabalho.

**“Quem se ilumina,
recebe a responsabilidade de preservar a luz.”**

André Luiz

RESUMO

SOARES, T. M. **Ciclagem do nitrogênio em florestas restauradas após a mineração de bauxita**. 2016. 55 p. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.

A mineração causa graves impactos ambientais, sendo o solo um dos componentes do meio físico mais vulnerável durante a exploração das jazidas. O ciclo do N tem sido bastante estudado, entretanto, pouco se sabe sobre a trajetória de recuperação da sua ciclagem em florestas restauradas após a mineração de bauxita. O objetivo foi investigar de que maneira o processo de restauração florestal em área minerada para extração de bauxita interfere na ciclagem do nitrogênio no sistema solo-planta-serapilheira. Para tanto, foram mensurados nesses compartimentos a disponibilidade de N, suas razões N:P e a abundância natural do isótopo estável de N ($\delta^{15}\text{N}$). As hipóteses propostas foram: “A restauração florestal, conduzida pelo uso de técnicas de engenharia ecológica, plantio de espécies arbóreas nativas e adição de *topsoil* é suficiente para aumentar a disponibilidade de N no ecossistema”, e “Áreas mineradas em processo de restauração florestal, com o avanço da sucessão ecológica, podem desenvolver uma dinâmica na ciclagem de N próxima ao ecossistema de referência, apresentando valores de concentrações desse nutriente nos seus compartimentos (solo-planta-serapilheira) semelhantes a esse ecossistema”. O estudo foi conduzido no município de Poços de Caldas/MG, sendo considerados três tratamentos: floresta nativa, área restaurada há aproximadamente 06 anos e área restaurada há 24 anos, com seis repetições para cada. O delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado, no esquema de parcelas subdivididas. O ciclo do N não foi recuperado nas florestas em restauração. Entretanto, há uma tendência de a ciclagem desse elemento assemelhar-se a da floresta nativa, conforme o avanço da sucessão ecológica. Deste modo, ambas as hipóteses propostas foram confirmadas, sendo a utilização de técnicas de engenharia ecológica, plantio adensado de espécies nativas e a adição de *topsoil*, os principais responsáveis pelos resultados.

Palavras-chave: Restauração ecológica. Relação N:P. $\delta^{15}\text{N}$. Cronossequência florestal. *Topsoil*.

ABSTRACT

SOARES, T. M. **Nitrogen cycling in restored forests after bauxite mining**. 2016. 55 p. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.

Mining causes serious environmental impacts and the soil is the most vulnerable component of the physical environment during the exploitation of deposits. The N cycle has been extensively studied, however, little is known about the recovery trend of its cycling in forests restored after bauxite mining. The aim was to investigate how the forest restoration process in bauxite mined area interferes in the nitrogen cycling in the soil-plant-litter system. Therefore, we measured the availability of N, the N:P ratios and the natural abundance of N stable isotope ($\delta^{15}\text{N}$) in these compartments. The hypotheses proposed were: "Forest restoration, driven by the use of ecological engineering techniques, planting of native tree species and addition of *topsoil* is sufficient to increase the availability of N in the ecosystem", and "Mined areas in forest restoration process, with the advancement of ecological succession, can develop a dynamics in N cycling resembling to that of the reference ecosystem, presenting values of concentrations of this nutrient in their compartments (soil-plant-litter) similar to this ecosystem. The study was conducted in Poços de Caldas county, Minas Gerais state, Brazil, considering three treatments: native forest, area restored for approximately 06 years and a restored area for 24 years with six repetitions for each. The design was completely randomized in a split plot. The N cycle has not been recovered in forest restoration. However, there is a tendency of N cycling resemble that of the native forest as the advancement of ecological succession. Thus, both hypotheses were confirmed, and the use of ecological engineering techniques, dense planting of native species and the addition of *topsoil*, were the main responsible for these results.

Keywords: Ecological restoration. N:P ratio. $\delta^{15}\text{N}$. Forest chronosequence. *Topsoil*

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	13
1.1 Hipóteses.....	14
1.2 Objetivo.....	14
1.2.1 Geral.....	14
1.2.2 Específico.....	15
2 REVISÃO DA LITERATURA.....	16
2.1 Dinâmica do N em florestas tropicais.....	16
2.2 Impactos da mineração no solo.....	17
2.3 Ciclagem do N e disponibilidade de nutrientes ao longo da sucessão ecológica..	19
2.4 Uso do isótopo estável de N ($\delta^{15}\text{N}$) e seu comportamento no solo.....	20
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	22
3.1 Áreas de estudo.....	22
3.2 Atributos Indicadores.....	23
3.3 Coleta de dados.....	24
3.3.1 Coleta de solo.....	24
3.3.2 Coleta de serapilheira.....	25
3.3.3 Coleta de folhas.....	25
3.4 Análises físico-químicas e isotópicas.....	26
3.4.1 Análises físico-química do solo.....	26
3.4.2 Determinação do isótopo estável de N e do teor de N.....	29
3.4.3 Determinação do teor de P total.....	30
3.5 Análise estatística dos resultados.....	30
4 RESULTADOS.....	31
4.1 Teores totais de N e abundância natural de ^{15}N no solo.....	31
4.2 Abundância natural de ^{15}N , teores totais de N e P, e relação N:P nas folhas.....	33
4.3 Abundância natural de ^{15}N , teores totais de N e P, e relação N:P na serapilheira	34
5 DISCUSSÃO.....	36
5.1 Recuperação da disponibilidade de N nos solos ao longo da cronossequência....	36
5.2 Teores de N e $\delta^{15}\text{N}$ na vegetação ao longo da cronossequência.....	38
5.3 Relação N:P na planta e na serapilheira.....	40
5.4 Acúmulo de N nas florestas restauradas.....	41
6 CONCLUSÕES.....	44
REFERÊNCIAS.....	45
APÊNDICES.....	53

1 INTRODUÇÃO

A exploração de minérios configura-se como causadora de graves impactos no ambiente e na paisagem. O solo é particularmente afetado já que há a necessidade de sua movimentação até elevada profundidade para expor os materiais de interesse. Neste cenário, o ciclo dos nutrientes é interrompido culminando com o comprometimento da estrutura e funcionamento do ecossistema (SIQUEIRA; SOARES; SILVA, 2008).

Uma vez que os processos biogeoquímicos que ocorrem no solo refletem na disponibilidade de nitrogênio (N) dentro de um ecossistema, e que, tanto os controles bióticos, como os abióticos da ciclagem deste elemento são rapidamente alterados pela atividade de mineração, o suprimento de N às plantas torna-se gravemente comprometido.

Geralmente, durante o processo sucessional, a disponibilidade inicial de N é baixa, havendo um aumento gradual conforme a floresta começa a se desenvolver. Devido a essa baixa disponibilidade inicial, para facilitar o início da recuperação ambiental, deve-se priorizar estratégias que restabeleçam a ciclagem do N e a fertilidade do solo, a elevação dos teores de matéria orgânica e a redução de impedimentos físicos.

Neste contexto, a revegetação auxilia na recuperação da fertilidade de solos degradados por proteger a superfície contra erosão, pelo desenvolvimento de abundante sistema radicular e por reativar a ciclagem de nutrientes via produção e decomposição de serapilheira (MONTAGNINI, 2008). Entretanto, se combinada com o uso do *topsoil*, material rico em matéria orgânica (M.O.) e microrganismos, a eficiência da recuperação da fertilidade do solo pode ser ainda maior, pois eleva os teores de matéria orgânica e auxilia no restabelecimento da ciclagem do N, da fertilidade do solo e na redução de impedimentos físicos (MACKENZIE; NAETH, 2010; SKOUSEN et al., 2011). Entretanto, pouco se sabe sobre o impacto destas alternativas em solos tropicais, especialmente tratando-se de áreas submetidas à extração de bauxita.

Por ser um dos elementos mais limitantes à produtividade dos ecossistemas, o teor de N no solo e sua razão com o fósforo (N:P) presente nas folhas e na serapilheira tem sido utilizados como importantes fontes de informação acerca do

estado nutricional e do funcionamento ecossistêmico de comunidades florestais (GÜSEWELL, 2004; TOWNSEND et al., 2007).

Devido às fontes de N apresentarem composições isotópicas distintas, seu ciclo pode ser avaliado de forma bastante eficaz por meio da abundância natural de ^{15}N ($\delta^{15}\text{N}$). O uso dessa metodologia baseia-se no fato de que a composição isotópica de um elemento varia de forma previsível, conforme este se move através dos diversos compartimentos de um ecossistema, de maneira que, qualquer evento que modifique a disponibilidade de N em determinado sistema levará à alteração de sua composição isotópica (MARTINELLI et al., 2009).

O estudo dos impactos causados por uma atividade tão agressiva aos ecossistemas naturais como a mineração é extremamente importante. Deste modo, metodologias como a utilização de isótopos estáveis, capazes de identificar de que forma os nutrientes são afetados e qual é a dinâmica de recuperação da fertilidade dessas áreas após o distúrbio, apresentam enorme potencial.

1.1 Hipóteses

- A restauração florestal, conduzida pelo uso de técnicas de engenharia ecológica, plantio de espécies arbóreas nativas e adição de *topsoil*, é suficiente para aumentar a disponibilidade de N no ecossistema.
- Áreas mineradas em processo de restauração florestal, com o avanço da sucessão ecológica, podem desenvolver uma dinâmica na ciclagem de N, próxima ao ecossistema de referência, apresentando valores de concentrações desse nutriente nos seus compartimentos (solo-planta-serapilheira) semelhantes a desse ecossistema.

1.2 Objetivo

1.2.1 Geral

O objetivo foi investigar de que maneira o processo de restauração florestal em área minerada para extração de bauxita interfere na ciclagem do nitrogênio no sistema solo-planta-serapilheira.

1.2.2 Específico

Avaliar nos compartimentos solo, planta e serapilheira, a disponibilidade de N, suas razões N:P e a abundância natural do isótopo estável de N ($\delta^{15}\text{N}$) de áreas em processo de restauração, comparadas com floresta nativa.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Dinâmica do N em florestas tropicais

Apesar de o nitrogênio ser o elemento químico mais abundante na atmosfera terrestre, o N atmosférico (N_2) não pode ser utilizado pela maioria dos seres vivos. As plantas absorvem apenas as formas inorgânicas de N – íons amônio (NH_4^+) e íons nitrato (NO_3^-), porém, o material de origem dos solos não contém quantidades significativas de N (SMITH et al., 2015). O teor de N total no solo representa menos de 1% do seu reservatório global e, quando se trata dos teores encontrados em plantas, essa porcentagem é ainda menos representativa. Deste modo, esse nutriente é um dos mais limitantes à produtividade na maioria dos ecossistemas (LEBAUER; TRESEDER, 2008).

O ciclo do N é composto por processos de intercâmbio entre a atmosfera, a M.O. e os compostos inorgânicos, o que torna sua manutenção dependente dos ciclos bioquímico, geoquímico e biogeoquímico. Desse modo, circula do meio biótico para o abiótico e vice-versa, gerando um processo denominado “equilíbrio dinâmico” (GERALDES et al., 1995; POGGIANI; SCHUMACHER, 2004).

As taxas de entrada de N no ambiente são controladas pela decomposição da matéria orgânica, deposição atmosférica e fixação biológica (CHAPIN III; MATSON; MONEY, 2002). O NH_4^+ é formado a partir da mineralização da matéria orgânica por organismos heterotróficos (amonificação), e por meio da ação de bactérias do gênero nitrossomonas e nitrobacter (nitrificação), origina o NO_3^- . Diversas são as vias de perda de N, incluindo perdas gasosas, por erosão e lixiviação de formas orgânicas e inorgânicas (CRAINE et al., 2015). Por ser um ânion, o NO_3^- raramente encontra-se adsorvido aos colóides de solos tropicais, o que facilita sua lixiviação e emissão gasosa. Já o NH_4^+ pode ser facilmente adsorvido pelas argilas e matéria orgânica, possuindo baixa mobilidade na solução do solo (TREHAN, 1996).

Em contraste com os sistemas de clima temperado, onde a disponibilidade de N é comumente limitante ao crescimento das plantas, à decomposição e ao armazenamento de M.O., em ecossistemas tropicais bem estabelecidos parece haver um relativo excesso de N (NEILL et al., 1995; MARTINELLI et al., 1999). Esse fato pode ser resultado da presença de espécies fixadoras de N_2 e da alta

abundância e diversidade de microrganismos encontrados no solo e na serapilheira (TER et al., 2006; REED; CLEVELAND; TOWNSEND, 2008). Evidências sugerem que em ecossistemas relativamente ricos em N a ciclagem é bastante eficiente, havendo altas taxas de volatilização, lixiviação e mineralização da matéria orgânica (KELLER; KAPLAN; WOFSY, 1986), resultando em uma ciclagem “mais aberta” em florestas tropicais do que em florestas temperadas.

A dinâmica do N em ecossistemas tropicais é bastante complexa, não sendo simples a sua quantificação, principalmente devido à alta variabilidade espacial e temporal de adições, perdas e interações com outros elementos (VIANI et al., 2011; THOMAS et al., 2013). Por isso, o seu ciclo tem sido bastante investigado dada a importância da compreensão de seus mecanismos de translocações e transformações para a resolução de inúmeros problemas ambientais relacionados à preservação dos recursos naturais (BRADY; WEIL, 2013).

2.2 Impactos da mineração no solo

Apesar de desempenhar um papel significativo na sócio-economia e no desenvolvimento de tecnologias em todo o mundo, a indústria de mineração causa graves problemas ambientais (LUNA et al., 2016). Entre os principais impactos estão: remoção de cobertura vegetal, profunda movimentação do solo, redução da fertilidade e perda de M.O., tornando-se uma fonte potencial de problemas de natureza biológica, física e química (LEÓN et al., 2013).

Quando a disponibilidade de nutrientes e a dinâmica de desenvolvimento da vegetação são modificadas por distúrbios naturais, em que a perda de M.O. é baixa, a perturbação pode ser revertida por meio da resiliência natural do sistema. Neste processo, aos poucos, regenera-se a qualidade do solo e a composição e estrutura da vegetação (ISERMANN, 2005). Entretanto, solos de áreas submetidas à mineração de bauxita apresentam destruição estrutural quase na íntegra, deixando de possuir características de solo e passando a ser considerado um substrato.

A reintrodução de espécies vegetais, em áreas de minas, ocorre sob um “solo reconstruído”, onde as perspectivas de regeneração espontânea são pouco promissoras. A alteração é tão intensa que uma nova classificação foi desenvolvida para tais solos, denominados Anthrosols no Canadá (NAETH et al., 2012), Udorthents nos EUA (SENCINDIVER; AMMONS, 2000) e Technosols na base de

referência mundial para os recursos do solo (IUSS, 2006). Nesses ambientes, a disponibilidade de N é geralmente o principal fator limitante à recuperação ambiental (KESKIN; MAKINECI, 2009).

Whisenant (1999), na tentativa de indicar as principais medidas necessárias para a restauração ecológica, criou um modelo que demonstra que sistemas muito degradados necessitam de modificações ativas nos ambientes físicos e químicos para que seja possível o início da revegetação. Neste sentido, Casagrande e Soares (2007) afirmam que a principal condição para que a sucessão ecológica tenha êxito é a utilização de medidas que eliminem a compactação e restabeleçam a fertilidade e o conteúdo de matéria orgânica do solo. Sem a observância das limitações impostas pelas condições do solo, a sucessão dificilmente será bem sucedida quando se trata de substratos minerados (CORRÊA, 2006).

A disponibilidade de N está bastante relacionada à matéria orgânica. Seu estoque no solo é o resultado de um balanço entre a entrada de material orgânico proveniente da vegetação, e de sua decomposição pela biota do solo (LEITE et al., 2010). Logo, a intensidade da reciclagem de nutrientes via M.O. é proporcional à maior ou menor alteração na cobertura vegetal. Entretanto, para a extração de bauxita, é necessária a remoção da vegetação e a mobilização do solo até elevada profundidade, o que torna a intensidade da reciclagem de nutrientes via M.O. praticamente nula em tais áreas (LEÓN; OSORIO, 2014).

A técnica de transposição de solo proveniente de áreas de florestas que foram suprimidas, para as áreas que necessitam ser restauradas, tem sido bastante utilizada na recuperação de minas (RIVERA et al., 2014; MacDONALD et al., 2015). Tal material, denominado *topsoil*, normalmente possui de 5 a 30 cm de espessura e fornece M.O., microrganismos, propágulos de espécies nativas, além de auxiliar no reestabelecimento do ciclo dos nutrientes (MACKENZIE; NAETH, 2010; SKOUSEN et al., 2011).

O uso do *topsoil* propicia uma adição de, aproximadamente, 11% de M.O., 44% de N e 50% de fósforo orgânico, ao solo minerado (RIVERA et al., 2014). Por isso, pode ser considerado um importante “aliado” quando se busca facilitar o restabelecimento do ciclo do N e tornar o solo o mais apto possível a receber e sustentar a fase inicial da revegetação. Entretanto, pouco se sabe sobre o impacto desta alternativa em solos tropicais, especialmente tratando-se de áreas submetidas à extração de bauxita.

2.3 Ciclagem do N e disponibilidade de nutrientes ao longo da sucessão ecológica

Em geral, ecossistemas tropicais ocorrem em solos altamente intemperizados e com baixa fertilidade. O que mantém a disponibilidade de nutrientes às plantas é a ciclagem biogeoquímica, que constitui uma função ecossistêmica essencial ao processo de sucessão ecológica (LEITE et al., 2010). Por isso, o primeiro passo para o monitoramento da recuperação das funções biogeoquímicas de um ecossistema é a avaliação dos processos de ciclagem de nutrientes, e, só então, deve-se avançar para as etapas de avaliação da produção vegetal (NWAISHI et al., 2015).

Ecossistemas degradados, normalmente, sofrem grandes perdas de N tornando-o especialmente limitante ao desenvolvimento das plantas na fase inicial da sucessão em florestas tropicais (DAVIDSON et al., 2004). Essa fase é crítica, já que a capacidade do ecossistema de ciclar nutrientes, ainda é muito baixa. Neste momento, o papel da serapilheira é fundamental, uma vez que, valendo-se dos processos de produção e decomposição, age no solo como um sistema de entrada e saída de nutrientes, sendo essencial na restauração da fertilidade do solo (ODUM, 1988).

Passada a fase inicial, mais crítica, observa-se o início da recuperação de diversos processos essenciais ao funcionamento de um ecossistema (KUMAR; MAITI; CHAUDHURI, 2015). Tais processos são controlados, principalmente, pela disponibilidade de nutrientes, sendo que, dentre eles, estão: a produtividade primária líquida, a eficiência de uso de nutrientes pelas plantas e a disponibilidade de elementos pela decomposição da serapilheira (ALVAREZ-CLARE; MACK; BROOKS, 2013).

Na sucessão secundária, as florestas tropicais começam a acumular N como resultado da deposição de N atmosférico e da fixação simbiótica, apresentando ciclo conservativo, com perdas reduzidas e altas taxas de ciclagem interna de N (DAVIDSON et al., 2007). O P total, por sua vez, tende a ter sua quantidade reduzida ao longo do tempo, gradualmente transformando-se em formas mais recalcitrantes (POWERS et al., 2015). Este acúmulo de N estende-se apenas até certo ponto, após o qual, perdas começam a ocorrer, até que N total e P total atingem um equilíbrio no solo (LAMBERS et al., 2008). Portanto, ao longo da sucessão, parece haver uma transição de limitação por N, para limitação por P.

Na tentativa de driblar a limitação nutricional, algumas espécies de plantas desenvolveram mecanismos adaptativos que as tornaram mais eficientes no aproveitamento dos elementos, passando a influenciar e controlar as taxas de ciclagem de nutrientes de um ambiente (HOBBIE, 1992). Um desses mecanismos é a retranslocação, ou redistribuição, de N e P provenientes de folhas senescentes para outros órgãos, o que reduz a energia gasta para aquisição de nutrientes pelas raízes e diminui as perdas que ocorrem durante a decomposição da serapilheira (YUAN; CHEN, 2009).

A serapilheira é a principal fonte de nutrientes para o solo em ambientes tropicais, uma vez que a partir de sua decomposição há a transferência de nutrientes para o solo. Estes nutrientes podem então ser reabsorvidos pelos vegetais (SCHUMACHER et al., 2004). Quanto mais madura for a floresta, maiores serão as taxas de reabsorção de P em relação a N. Esse comportamento ocorre devido à mudança de economia de N, para economia de P, conforme o avanço da sucessão.

As razões N:P das folhas e da serapilheira podem ser utilizadas como indicadores da retranslocação e limitação desses dois nutrientes (KOERSELMAN; MEULEMAN, 1996). Em adição, as estimativas de reabsorção também são comumente citadas como potenciais indicadores de limitação nutricional (REED et al., 2012). Assim, o valor da razão N:P foliar/N:P da serapilheira indica a ocorrência de reabsorção de N ou de P no ecossistema.

2.4 Uso do isótopo estável de N ($\delta^{15}\text{N}$) e seu comportamento no solo

Isótopos são espécies atômicas de um mesmo elemento químico que, apesar de apresentarem o mesmo número atômico, possuem uma pequena diferença de massa, devido à variação no número de nêutrons (MARTINELLI et al., 2009). Existem dois isótopos estáveis de N (^{14}N e ^{15}N) que ocorrem naturalmente em uma razão quase constante de 273:1, possuindo uma média natural de abundância no ar de 99,6337% e 0,3663%, respectivamente (BOARETTO; TRIVELIN; MURAOKA, 2004).

A composição isotópica do N, expressa como $\delta^{15}\text{N}$, é estabelecida pela relação entre o isótopo raro (mais pesado, ^{15}N) e o isótopo abundante (mais leve, ^{14}N). A mineralização, desnitrificação, nitrificação, lixiviação e perda por gases discriminam o isótopo mais pesado (^{15}N), o que resulta em um enriquecimento de

^{15}N no solo (ROBINSON, 2001) e explica, em parte, os baixos valores de ^{15}N encontrados em solo e planta, em ecossistemas com limitação de N (NADELHOFFER et al., 1996; MARTINELLI et al., 2009).

O relativo enriquecimento em ^{15}N do material orgânico, presente no solo, em relação aos tecidos aéreos, indica a ocorrência de uma discriminação microbiana durante o processo de decomposição dos resíduos vegetais. As diferenças no $\delta^{15}\text{N}$ entre a planta e a fonte de N, normalmente, são consequência de reações enzimáticas que discriminam contra o $\delta^{15}\text{N}$, como o processo de assimilação de NO_3^- pela redutase do nitrato ou de assimilação de NH_4^+ pela sintetase de glutamina (DAWSON et al., 2002).

Os valores de ^{15}N tornam-se mais altos conforme a idade da floresta secundária progride (DAVIDSON et al., 2007), sugerindo que nos primeiros anos de sucessão, existe maior limitação de N, obrigando o sistema como um todo a ser mais eficiente em seu aproveitamento, havendo menores perdas. Entretanto, conforme os teores de N vão sendo recuperados, o sistema passa a apresentar maiores perdas de N, via mineralização, desnitrificação, nitrificação, lixiviação e perda por gases, e, conseqüentemente, maiores são os valores de $\delta^{15}\text{N}$ (CRAINE et al., 2009).

Os isótopos estáveis funcionam como a “memória” do ecossistema (WEST et al., 2006). Por isso, a abundância natural de ^{15}N em solo, planta e serapilheira possibilita a caracterização do ciclo do N nos ecossistemas, sendo possível a obtenção de medidas integradoras acerca da sua dinâmica ao longo do tempo (CRAINE et al., 2009; McLAUHLAN et al., 2013). O uso desta metodologia, em conjunto com medidas tradicionais como os teores de N e P, tem tido um grande desenvolvimento.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Áreas de estudo

O estudo foi realizado no município de Poços de Caldas/MG localizado entre as coordenadas 21°55'26" S; 46°33'09" O (Figura 1). O município situa-se em um planalto, com altitude média de 1.300 m e clima subtropical úmido (Cfb - Köppen). A temperatura média anual é de 18,2°C e a pluviosidade média é de 1.605 mm (PLANO DE MANEJO, 2009). A vegetação predominante é a Floresta Estacional Semidecidual de Altitude, uma das formações florestais mais ameaçadas do bioma Mata Atlântica.

Os solos originais das áreas antes de serem mineradas e da floresta nativa caracterizam-se como Cambissolo Háplico (PLANO DE MANEJO, 2009), comumente encontrado em áreas com relevo ondulado ou montanhoso. Possui horizonte B incipiente, fertilidade natural bastante variável e pequena profundidade, sendo recorrente a ocorrência de rochas na massa do solo (EMBRAPA, 2006).

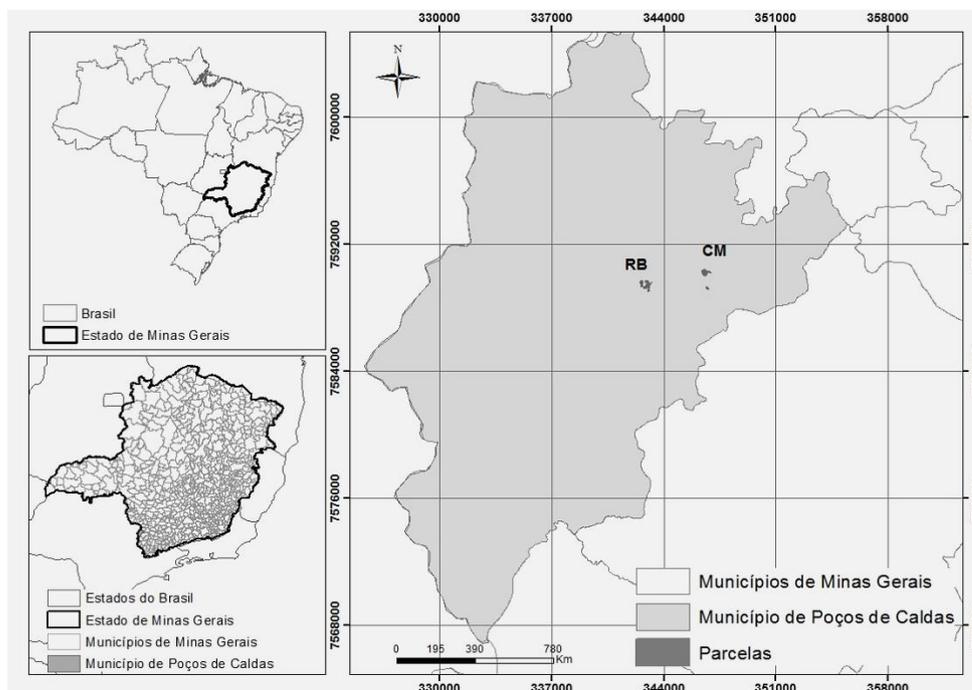


Figura 1: Localização das áreas de estudo (RB:RPPN do Retiro Branco; CM: Fazenda Córrego do Meio) no município de Poços de Caldas no estado de Minas Gerais, Brasil.

As áreas de estudo estão inseridas em duas localidades: Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) do Retiro Branco e na Fazenda Córrego do Meio, ambas em concessão à Alcoa S/A e submetidas à exploração de bauxita (com distância de aproximadamente 3 Km uma da outra em linha reta).

Para atender o objetivo proposto foram selecionadas duas florestas restauradas, com diferentes idades, e uma floresta nativa. A amostragem da cronossequência florestal foi distribuída em 18 áreas, sendo: 1) áreas em processo de restauração florestal, com cinco, seis e sete anos (6 áreas amostrais, sendo 2 áreas por idade e uma em cada localidade); 2) área em processo de restauração florestal, com 24 anos (6 áreas amostrais situadas na localidade Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) do Retiro Branco); e, 3) florestas nativas maduras (6 áreas amostrais, sendo 3 por unidade da empresa). Para a área de 24 anos, devido à falta de réplicas do tratamento, foi selecionada uma única área em que as seis unidades amostrais foram sorteadas e alocadas aleatoriamente (Figura 2).

O método de restauração florestal adotado compreendeu: I) Aplicação de técnicas de engenharia ecológica visando ao condicionamento do relevo, restabelecimento da drenagem e conservação do solo; II) distribuição de uma camada de 5 cm de *topsoil* (serapilheira e horizonte A), proveniente de florestas nativas suprimidas para a posterior extração de bauxita; III) plantio adensado (~ 5.000 indivíduos/ha) de mudas de espécies arbóreas nativas, produzidas com sementes colhidas de remanescentes florestais da mesma propriedade; IV) calagem e adubação de base; e, V) controle de gramíneas competidoras, com capina manual e uma adubação anual de cobertura nos três anos seguintes utilizando NPK 20-0-20. Os remanescentes de florestas nativas maduras estavam localizados em áreas de afloramento de bauxita, condição similar a das demais áreas estudadas antes de serem mineradas.

3.2 Atributos indicadores

Em cada área da cronossequência florestal, determinaram-se atributos utilizados como indicativos da ciclagem do nitrogênio. Portanto, a ciclagem do N foi avaliada por meio do teor total de N, da razão N:P e da composição isotópica do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$), utilizado como indicador da disponibilidade do elemento no sistema. Tais parâmetros derivaram da análise química de solo, folha e serapilheira.

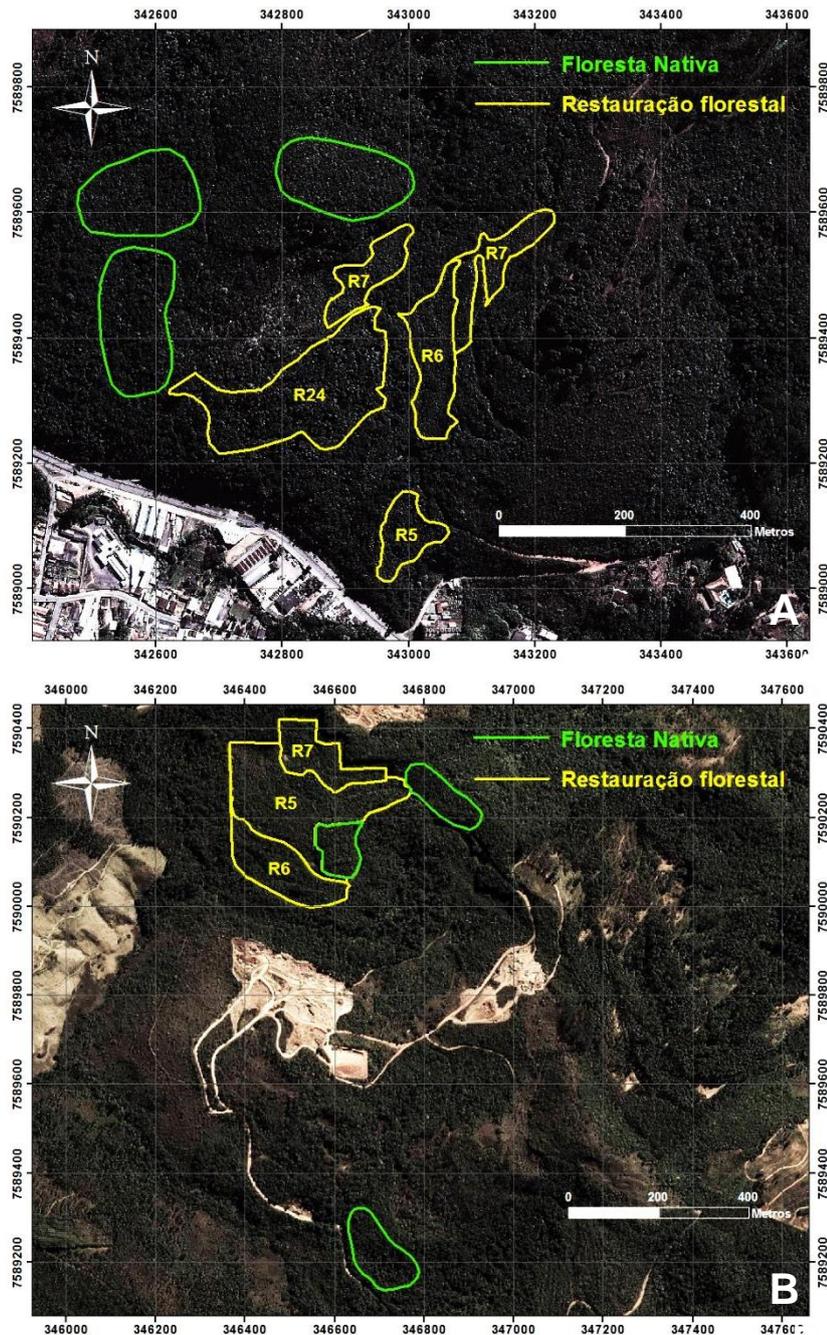


Figura 2 - Áreas de estudo na RPPN do Retiro Branco (A) e na Fazenda Córrego do Meio (B), evidenciando as áreas em restauração florestal com diferentes idades (R5, 6, 7 e 24 anos), e remanescentes de floresta nativa (FN) (Imagem Google de agosto de 2014)

3.3 Coleta de dados

3.3.1 Coleta de solo

Para as análises químicas, da razão isotópica e do teor de N total no solo, em cada uma das 18 áreas de estudo, foram coletadas, com sonda, 15 subamostras de

solo nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 40-60 cm. As subamostras foram misturadas e homogeneizadas para constituir uma única amostra de cada profundidade, por área.

3.3.2 Coleta de serapilheira

Foram utilizados coletores confeccionados com armação de arame de 0,6 m x 0,6 m, com fundo de tela de borracha, colocados a 30 cm acima da superfície do solo (Figura 3). Em cada área de estudo foram alocadas 5 parcelas de 5 m x 5 m e, em cada uma destas, instalados 2 coletores, totalizando 180 coletores. O material orgânico depositado em cada coletor foi recolhido, mensalmente, durante quatro meses (período de novembro de 2015 a fevereiro de 2016) e acondicionado em sacos de papel pardo.

3.3.3 Coleta de folhas

A amostragem de folhas foi realizada no mesmo período da amostragem de serapilheira e baseada em um levantamento fitossociológico realizado entre os anos de 2013 e 2015. Foram selecionados 357 indivíduos das espécies mais abundantes e comuns às áreas abrangidas no estudo (Tabela 1). Em cada parcela, todos os representantes sadios dessas espécies, tiveram seus ramos externos (ramos de sol) coletados (Figura 3). Folhas muito jovens, muito velhas ou com sinal de presença de fungos foram descartadas.



Figura 3 - Coletor de serapilheira confeccionado com armação de arame 0,6 m x 0,6 m com fundo de tela de borracha colocado a 30 cm acima da superfície do solo (A). Amostras de algumas das espécies florestais coletadas (B)

Tabela 1 - Família botânica, nome científico da espécie e número de indivíduos amostrados (n amostral) em cada floresta da cronosequência estudada

<i>Família</i>	<i>Espécie</i>	<i>Autor</i>	<i>Floresta</i>	<i>n amostral</i>
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>	Aubl	6 anos	13
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>	Aubl	24 anos	10
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>	Aubl	Nativa	13
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i>	(Spreng.) Müll. Arg.	6 anos	30
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i>	(Spreng.) Müll. Arg.	24 anos	16
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i>	(Spreng.) Müll. Arg.	Nativa	7
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	Spreng.	6 anos	13
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	Spreng.	24 anos	8
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	Spreng.	Nativa	2
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i>	(A. St.-Hill)	6 anos	7
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i>	(A. St.-Hill)	24 anos	3
Melastomataceae	<i>Tibouchina sellowiana</i>	(Cham.) Cogn.	6 anos	20
Melastomataceae	<i>Tibouchina sellowiana</i>	(Cham.) Cogn.	24 anos	12
Melastomataceae	<i>Leandra melastomoides</i>	Raddi	6 anos	10
Melastomataceae	<i>Leandra melastomoides</i>	Raddi	24 anos	12
Melastomataceae	<i>Leandra melastomoides</i>	Raddi	Nativa	11
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i>	(Baill.) W.C. Burger et al.	24 anos	7
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i>	(Baill.) W.C. Burger et al.	Nativa	11
Myrtaceae	<i>Eugenia acutata</i>	Miq.	24 anos	6
Myrtaceae	<i>Eugenia acutata</i>	Miq.	Nativa	16
Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda</i>	(H. West ex Willd.) O. Berg	Nativa	33
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i>	(Sw.) DC.	Nativa	14
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i>	Mart.	6 anos	4
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i>	Mart.	24 anos	8
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i>	Mart.	Nativa	8
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i>	Jacq.	6 anos	5
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i>	Jacq.	24 anos	7
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i>	Jacq.	Nativa	8
Vochisiaceae	<i>Vochisia magnifica</i>	Warm.	24 anos	27
Vochisiaceae	<i>Vochisia magnifica</i>	Warm.	Nativa	16

3.4 Análises físico-químicas e isotópicas

3.4.1 Análise físico-química do solo

As análises das características físico-químicas das amostras de solo foram realizadas pelo Departamento de Recursos Naturais e Proteção Ambiental da Universidade Federal de São Carlos/CCA. A análise química incluiu: pH,

matéria orgânica (M.O.), P, Al, H + Al⁻¹, K, Ca, Mg, S, soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions (CTC), saturação por bases (V%), saturação por alumínio (m%) (CAMARGO et al., 1986) (Tabela 2). Já, a análise física incluiu os teores de areia, argila e silte (Apêndice A).

Tabela 2 - Caracterização química do solo das áreas estudadas

Área de estudo	Profundidade cm	P resina mg/dm ³	M.O. g/dm ³	pH CaCl ₂	K	Ca	Mg	H+Al mmolc/dm ³	Al	SB	CTC	V %	S mg/dm ³	m %
Restaurada 6 anos	0-5	9,0	57,0	4,4	2,9	16,0	5,0	84,0	5,3	23,9	107,9	22,1	26,8	18,0
Restaurada 24 anos		8,2	45,0	4,8	2,0	24,3	12,9	60,2	2,7	39,2	99,4	39,4	18,7	6,5
Floresta Nativa		8,2	77,6	3,8	2,2	3,5	2,7	145,2	25,2	8,4	153,6	5,5	29,5	74,9
Restaurada 6 anos	5-10	6,2	47,7	4,2	2,4	8,9	3,0	83,7	7,9	14,2	97,9	14,5	39,0	35,8
Restaurada 24 anos		5,2	39,2	4,6	1,5	14,2	9,6	56,2	4,0	25,2	81,3	31,3	13,2	13,7
Floresta Nativa		6,8	78,8	3,9	2,1	3,1	2,2	143,8	23,1	7,5	151,3	4,9	29,0	75,5
Restaurada 6 anos	10-20	5,8	39,7	4,2	2,0	5,3	1,8	82,5	8,9	9,1	91,6	9,9	60,0	49,4
Restaurada 24 anos		4,0	31,3	4,5	1,2	8,1	6,8	51,3	4,0	16,2	67,5	24,4	19,3	19,7
Floresta Nativa		4,5	67,7	4,0	2,3	3,5	2,2	130,5	16,4	8,0	138,5	5,7	46,0	67,3
Restaurada 6 anos	20-40	4,7	28,3	4,3	1,5	4,0	1,3	74,8	7,1	6,8	81,6	8,3	69,0	51,1
Restaurada 24 anos		3,0	18,0	4,7	0,9	5,1	4,5	34,3	2,5	10,5	44,8	23,7	42,6	19,4
Floresta Nativa		3,2	45,5	4,0	1,7	2,2	1,2	103,0	10,7	5,1	108,1	4,8	43,0	67,6
Restaurada 6 anos	40-60	3,7	18,8	4,3	1,2	3,9	1,3	49,5	4,9	6,4	55,9	11,4	66,0	43,2
Restaurada 24 anos		2,8	14,0	4,9	0,9	4,9	4,3	26,7	0,9	10,1	36,8	28,4	49,4	8,4
Floresta Nativa		3,2	29,0	4,2	1,3	4,4	1,6	75,5	8,3	7,3	82,8	8,8	41,0	53,1

3.4.2 Determinação do isótopo estável de N e do teor total de N

As amostras de solo foram secas à temperatura ambiente, destorroadas e passadas em peneira com malha de 2,0 mm, descartando-se fragmentos de rochas eventualmente encontrados. O material obtido foi quarteado e, posteriormente, moído com utilização de um cadinho, até que todo o conteúdo passasse por uma peneira de inox com malha de 0,25 mm. Para cada amostra, frações de diferentes massas (25-50 mg) foram definidas e pesadas em cápsulas de alumínio (Apêndice B).

Após a coleta mensal de serapilheira, o material foi seco em estufa com circulação de ar a 50°C, por aproximadamente 48 horas, peneirado em peneira com malha de 2,0 mm e, em seguida, triturado em moinho tipo Willey (Marconi®) com malha 20 *mesh*. Para cada mês de coleta, gerou-se uma amostra composta por porções de cada uma das cinco parcelas alocadas nas áreas de estudo. Posteriormente, 2,0 a 3,0 mg de cada amostra composta foram pesados em cápsulas de alumínio.

As amostras de folhagem verde foram secas em estufa de circulação de ar, à temperatura entre 50° e 60°C, por aproximadamente 48 horas, moídas a pó fino e pesados de 2,0 a 3,0 mg do material resultante em cápsulas de alumínio.

As cápsulas contendo solo e material vegetal foram encaminhadas ao Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA/USP para determinação da razão isotópica e da concentração elementar de N e C, utilizando-se Analisador Elementar de Combustão (Carlo Erba modelo 1110, Milão, Itália) em linha de Espectrômetro de Massa (Delta Plus, Finnigan Mat, San José, CA, USA). Nesta etapa, os gases produzidos pela combustão foram purificados em uma coluna de cromatografia gasosa e introduzidos diretamente em um Espectrômetro de Massa (IRMS Delta Plus, Finningan Mat, California, USA), para determinação das razões isotópicas e teor de N. A abundância natural de ^{15}N é expressa como desvios (δ) por mil (‰), e calculada por meio da equação:

$$\delta^{15}\text{N} = \left(\frac{R_{amostra}}{R_{padrão}} - 1 \right) 1000$$

Onde R é a razão molar $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ na amostra e no padrão, sendo utilizado para esse último, o N atmosférico.

3.4.3 Determinação do teor de fósforo total

A análise de P total no solo foi realizada seguindo metodologia de Olsen e Sommers (1982), entretanto, com algumas modificações testadas pela equipe do Laboratório de Fertilidade do Solo do CENA/USP (Apêndice C). A metodologia proposta por McGrath e Cunliffe (1985) também foi testada, porém, a digestão não ocorreu de forma satisfatória para o tipo de solo estudado.

O teor de P foliar e da serapilheira foram determinados por meio da digestão nítrico-perclórica, seguida de leitura por colorimetria, pelo método metavanadato de amônio (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1989). Com os dados de N total e P total calculou-se a relação N:P foliar e N:P da serapilheira.

3.5 Análise estatística dos resultados

O delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado, no esquema de parcelas subdivididas. Os dados foram testados em relação à homogeneidade da variância e normalidade, e quando necessário, foram transformados. Todas as variáveis foram comparadas por ANOVA e, quando as diferenças foram significativas, foi realizado o Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade ($\alpha=0.05$). Os dados que não seguiram uma distribuição normal foram submetidos à análise não paramétrica de Kruskal-Wallis. Todas as análises foram realizadas com a utilização do software SAS 9.1.

4 RESULTADOS

4.1 Teores totais de N e abundância natural de ^{15}N nos solos

Como esperado, o teste de Tukey ($\alpha=0.05$) mostrou diferenças nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ e no teor de N entre as florestas (Tabela 3). Há, portanto, uma variação sistemática de $\delta^{15}\text{N}$ e do teor de N ao longo da cronossequência. A floresta nativa apresentou maior enriquecimento em ^{15}N , seguida pela restauração com 24 anos, sendo a restauração de 06 anos a menos enriquecida. É interessante observar que, em valores absolutos, o teor médio de N encontrado no solo da área restaurada há 06 anos, correspondeu a menos da metade do teor encontrado na floresta nativa.

Tabela 3 – Valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ e de N total e P total no solo, na cronossequência estudada, valor-p da ANOVA e agrupamento do Teste de Tukey

<i>Idade</i>	<i>$\delta^{15}\text{N}$ do solo (‰)</i>	<i>Teor de N no solo (g/kg)</i>	<i>Teor de P no solo (g/kg)</i>
6 anos	5,04 ^C	1,70 ^C	0,33 ^A
24 anos	5,51 ^B	2,30 ^B	0,35 ^A
Flor. Nativa	6,07 ^A	4,00 ^A	0,38 ^A
Valor de F	19,89	68,19	1,49
pr>F	<0,0001	<0,0001	0,23
Média	5,54	2,66	0,35
C.V. (%)	11,48	16,07	32,22

Nota: Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si

O teor total de N nos solos diminuiu, enquanto os valores de $\delta^{15}\text{N}$ aumentaram, conforme a profundidade. Diferenças nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ foram observadas entre todas as profundidades, havendo aumento constante em seus valores, até os 40 cm (Apêndice D). Em relação aos teores de N, houve diferenças significativas a partir dos 10 cm de profundidade do solo (Apêndice D).

Buscando melhor compreender a distribuição do $\delta^{15}\text{N}$ e do teor de N no perfil do solo, foi aplicada uma ANOVA, seguida do teste de Tukey ($\alpha=0.05$), para cada floresta separadamente. O teste revelou haver diferenças para ambos os parâmetros, nos perfis dos solos das três florestas (Tabela 4). O enriquecimento em $\delta^{15}\text{N}$, conforme o aumento da profundidade, ocorreu até os 40 cm. Esse comportamento, assim como as variações no teor de N, seguiu o mesmo padrão em todas as florestas avaliadas (Figura 4).

Tabela 4 - Variação de $\delta^{15}\text{N}$ e do teor de N através do perfil do solo de 0-60 cm em cada floresta na cronosequência, valor-p da ANOVA e agrupamento do Teste de Tukey

	6 anos	24 anos	Floresta Nativa
Perfil (cm)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)		
0-5	4,27 ^{Eb}	4,77 ^{Dab}	5,07 ^{Ea}
5-10	4,98 ^{Da}	5,28 ^{Ca}	5,63 ^{Da}
10-20	5,21 ^{Ca}	5,68 ^{Ba}	5,91 ^{Ca}
20-40	5,44 ^{Ab}	6,13 ^{Aab}	7,03 ^{Aa}
40-60	5,28 ^{Bb}	5,67 ^{Bb}	6,70 ^{Ba}
	N (g/kg)		
0-5	3,00 ^{Ac}	4,40 ^{Ab}	6,30 ^{Aa}
5-10	2,60 ^{Bb}	3,60 ^{Bab}	4,90 ^{Ba}
10-20	1,30 ^{Cb}	1,90 ^{Cb}	4,60 ^{Ca}
20-40	0,80 ^{Db}	1,00 ^{Db}	2,30 ^{Da}
40-60	0,50 ^{Eb}	0,60 ^{Eb}	1,80 ^{Ea}

Nota: Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, maiúsculas na coluna e minúscula na linha

O teste de Tukey ($\alpha=0.05$) não mostrou diferenças significativas nos teores totais de P encontrados nos solos da mata mais nova, da de 24 anos e da mata madura, utilizada como referência (Tabela 3).

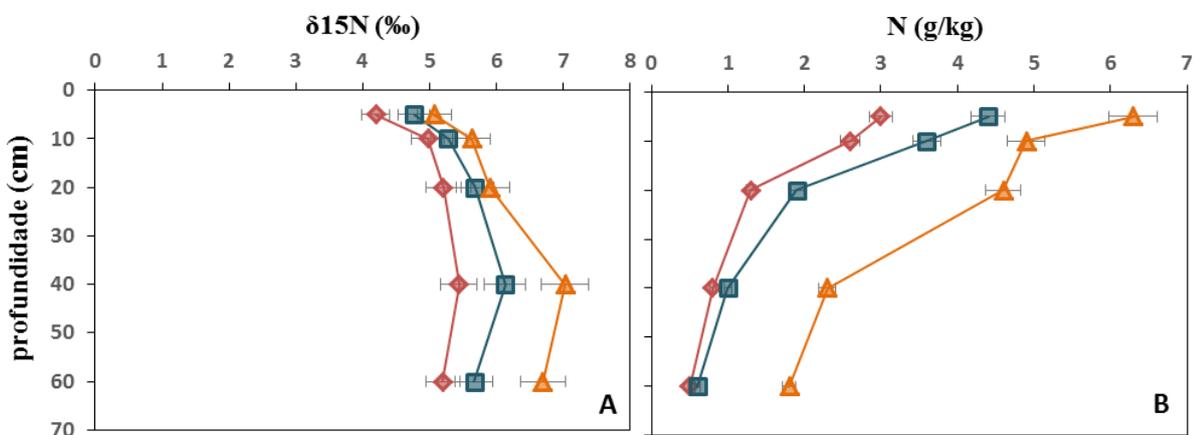


Figura 4 – A: Variação do $\delta^{15}\text{N}$ (‰) (média \pm desvio padrão), ao longo dos perfis dos solos da cronosequência estudada. B: Variação do teor de N (g/kg) (média \pm desvio padrão), ao longo dos perfis dos solos da cronosequência estudada. Área em restauração há aproximadamente 06 anos (♦); Área em restauração há 24 anos (■); floresta nativa (▲)

4.2 Abundância natural de ^{15}N , teores totais de N e P, e relação N:P nas folhas

Os resultados das análises foliares revelaram diferenças entre as florestas avaliadas. Tanto para $\delta^{15}\text{N}$, quanto para as concentrações de N, o teste de Tukey ($\alpha=0.05$) apontou diferenças entre a restauração mais jovem e a floresta nativa (Tabela 5).

Contrariando o esperado, o teor de P nas folhas foi similar para todas as florestas, não havendo diferença entre elas (Tabela 5). Contudo, quando as médias da relação N:P foram comparadas, a floresta com 06 anos foi separada das demais (Tabela 6). Essa razão é utilizada como medida de retranslocação, ou redistribuição, desses nutrientes dentro da planta, considerando-se maiores taxas de retranslocação de N em relação a P quando $\text{N:P}<16$, e maiores taxas de retranslocação de P quando $\text{N:P}>16$ (AERTS; CHAPIN, 1999).

Apesar de todos os valores de N:P calculados terem sido maiores que 16, houve diferença estatística entre as áreas, permitindo afirmar que as florestas mais antigas têm menores necessidades de retranslocar N do que a floresta mais jovem. Ou seja, a floresta mais jovem apresenta maior limitação por N do que as florestas mais antigas.

Tabela 5 – Valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ e de N e P foliar para a comunidade na cronosequência estudada, valor-p da ANOVA e agrupamento do Teste de Tukey

<i>Idade</i>	<i>$\delta^{15}\text{N}$ foliar (‰)</i>	<i>Teor de N foliar (g/kg)</i>	<i>Teor de P foliar (g/kg)</i>
6 anos	-0,84 ^B	20,5 ^B	1,14 ^A
24 anos	-0,52 ^{AB}	22,7 ^{AB}	1,05 ^A
Floresta Nativa	0,22 ^A	23,3 ^A	1,10 ^A
Valor de F	4,80	44,2	0,93
pr>F	0,010	0,015	0,40
Média	-0,34	22,2	1,09
C.V. (%)	19,49	22,60	24,36

Nota: Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si

4.3 Abundância natural de ^{15}N , teores totais de N e P, e relação N:P na serapilheira

Seguindo o mesmo padrão das folhas, quando as médias da relação N:P da serapilheira foram comparadas, a floresta mais jovem foi isolada das demais (Tabela 6). Apesar das três florestas apresentarem maior retranslocação de P do que de N, a diferença estatística entre a floresta mais jovem em relação às outras duas sugere que ela é a mais limitada por N.

Tabela 6 – Razões N:P foliar e da serapilheira e índice N:P foliar/N:P serapilheira (médias \pm desvio padrão) da comunidade vegetal na cronosequência estudada

<i>Idade</i>	<i>N:P foliar (%)</i>	<i>N:P serapilheira (%)</i>	<i>N:P foliar/N:P serapilheira</i>
6 anos	18,40 \pm 4,16 ^B	24,47 \pm 5,61 ^B	0,78 \pm 0,24 ^A
24 anos	21,64 \pm 3,45 ^A	28,19 \pm 4,13 ^A	0,77 \pm 0,16 ^A
Floresta Nativa	22,23 \pm 2,75 ^A	30,75 \pm 4,08 ^A	0,74 \pm 0,16 ^B

Nota: Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si

O índice obtido por meio da relação entre N:P foliar e N:P da serapilheira possibilita inferir a tendência de uma floresta reabsorver N ou P provenientes da decomposição da serapilheira. Quando se obtém índice >1 , há maior tendência de reabsorção de N em relação ao P, enquanto que um índice <1 indica maior tendência de reabsorção de P em relação ao N (REED et al., 2012). Em todas as florestas o índice obtido foi <1 o que demonstra que, tanto as florestas em restauração, como a floresta natural, necessitam “reproveitar” mais P do que N (Tabela 6).

Observou-se ainda que o índice diminui conforme o avanço da sucessão, de forma que o menor valor encontrado ocorreu na floresta nativa (Figura 5). Esse resultado demonstra que, dentre as três florestas que compõem a cronosequência, a floresta nativa é a que tem maior necessidade de reabsorver mais P do que N provenientes da serapilheira.

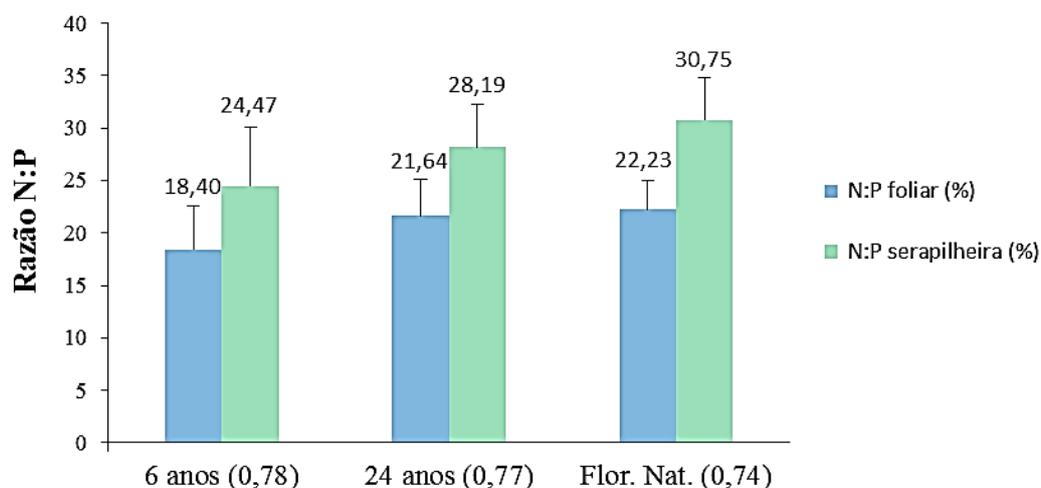


Figura 5 - Razões N:P foliar e da serapilheira (média \pm desvio padrão) de cada floresta da cronossequência estudada. Os valores entre parênteses correspondem aos índices N:P foliar/N:P serapilheira

Os resultados relativos a $\delta^{15}\text{N}$ e teores de N e P na serapilheira, mostraram não haver variação sistemática ao longo da cronossequência estudada. Para todos os parâmetros, a restauração com 24 anos mostrou-se superior à floresta mais jovem e nativa, que foram agrupadas (Tabela 7).

Tabela 7 - Valores médios $\delta^{15}\text{N}$ e de N e P da serapilheira na cronossequência estudada, valor-p da ANOVA e agrupamento do Teste de Tukey

<i>Idade</i>	$\delta^{15}\text{N}$ serap. (‰)	Teor de N serap. (g/kg)	Teor de P serap. (g/kg)
6 anos	-1,76 ^B	14,0 ^B	0,59 ^B
24 anos	-0,38 ^A	23,6 ^A	0,84 ^A
Flor. Nativa	-1,54 ^B	15,8 ^B	0,52 ^B
Valor de F	11,9	87,71	42,6
pr>F	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Média	-1,23	17,7	0,65
C.V. (%)	-83,59	14,84	17,42

Nota: Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si

5 DISCUSSÃO

5.1 Recuperação da disponibilidade de N nos solos ao longo da cronossequência

O padrão geral de evolução da ciclagem de N em florestas tropicais é caracterizado por baixa disponibilidade inicial desse nutriente, com aumento gradual dos seus teores, conforme o desenvolvimento da sucessão (VITOUSEK et al., 1989). O fato de os teores de N das áreas em restauração, não terem sido similares ao da floresta nativa, demonstra que o aumento da disponibilidade de N e de $\delta^{15}\text{N}$ ocorre conforme o avanço da sucessão. Deste modo, conclui-se que as áreas em processo de restauração seguem o padrão geral de evolução da ciclagem de N.

Neste estudo, nem mesmo aos 24 anos de restauração ocorreu a recuperação da capacidade do solo em prover N em quantidades semelhantes à de uma floresta natural. Uma revisão de diversos trabalhos realizados em áreas de minas na Austrália relata uma variação de 10 a 30 anos para a recuperação dos estoques de N no solo (GRANT; WARD; MORLEY, 2007). Essa ampla variação decorre do fato de que o tempo necessário para que o solo retome seu teor de N é função da natureza, duração e intensidade do distúrbio e das técnicas de recuperação ambiental empregadas.

O maior enriquecimento em ^{15}N no solo da floresta nativa em relação às demais florestas é resultado do aumento da disponibilidade de N no ecossistema ao longo do tempo. Esse aumento leva a maiores perdas por processos que discriminam contra o ^{15}N , dentre eles: desnitrificação, nitrificação e mineralização (HOULTON; BAI, 2009), levando a uma maior proporção do isótopo pesado (^{15}N) em relação ao mais leve (^{14}N).

Os resultados revelaram diminuição da concentração de N, com o aumento da profundidade do solo. Essa diminuição alinha-se aos resultados apresentados em outros trabalhos (OMETTO; EHLERINGER; DOMINGUES, 2006; MARDEGAN et al., 2009; VIANI et al., 2011) e é explicada pela redução do incremento de serapilheira, da atividade microbiana, da ciclagem de matéria orgânica e do menor teor de carbono orgânico em subsuperfície em relação às camadas mais superficiais (MUKHOPADHYAY et al., 2016).

Em contraste com a concentração de N, houve um aumento de $\delta^{15}\text{N}$ na subsuperfície do solo. Isso ocorreu porque a serapilheira possui sinal isotópico menor do que o do solo, levando a um menor enriquecimento das camadas superficiais. Além disso, há um fracionamento de N contra o ^{15}N durante a mineralização da matéria orgânica, processo que transforma o N orgânico em N mineral (HÖGBERG, 1997). O material resultante é, portanto, rico em ^{15}N e, conforme o seu acúmulo, ocorre o enriquecimento da subsuperfície do solo. Tal constatação é um padrão comumente encontrado em florestas tropicais (BRENNER; BOONE; RUESS, 2005; MARTINS, 2010; NARDOTO, 2005), e fornece indícios de que as florestas em estudo estão desenvolvendo uma ciclagem de N característica de florestas nativas.

Um estudo descrevendo a recuperação das frações de P, utilizando solos provenientes das mesmas florestas abordadas na presente discussão, ressaltou não haver diferenciação no teor de P total entre as matas da cronossequência (SOARES, 2013). O trabalho concluiu que devido à combinação de altos teores de Al e baixos teores de P disponível na solução do solo, o aporte de P necessário ao suporte e desenvolvimento dessas florestas é mantido basicamente pelo P orgânico. Por isso, a semelhança entre os teores de P total nos solos das florestas aqui estudadas já era esperada e configura limitação por P nestas áreas.

Em que pese as taxas líquidas de mineralização e nitrificação não terem sido abordadas, os resultados de $\delta^{15}\text{N}$ e do teor de N foram suficientes para sugerir que as transformações de N, no solo, ficam mais ativas conforme o desenvolvimento da floresta. Portanto, há claros sinais de que a disponibilidade desse nutriente nos solos amostrados segue o padrão geral descrito para florestas tropicais.

O tempo de restauração necessário para que os solos das florestas que compõem este estudo recuperem o seu conteúdo de N, ainda é incerto. Entretanto, os resultados apresentados indicam acúmulo e, portanto, maior disponibilidade de N no solo, conforme o desenvolvimento dos ecossistemas. Indo além, sugerem que as duas restaurações, encontram-se em uma trajetória rumo à recuperação da capacidade de disponibilizar N, de maneira semelhante à encontrada na floresta utilizada como referência.

5.2 Teores de N e $\delta^{15}\text{N}$ na vegetação ao longo da cronossequência

A recuperação dos teores foliares de N e de $\delta^{15}\text{N}$ mostrou-se relativamente rápida em ambas as restaurações estudadas. Tanto para N, como para $\delta^{15}\text{N}$, a floresta mais jovem assemelhou-se à intermediária que, por sua vez, foi igual à floresta natural. Essas alterações no $\delta^{15}\text{N}$ indicam um aumento da disponibilidade de N e, conseqüentemente, “abertura” da sua ciclagem. Há uma clara tendência de, com o tempo, as espécies que compõem as florestas restauradas tornarem-se mais ricas em N e atingirem valores semelhantes ao da floresta nativa.

Em um ecossistema tropical no Havaí, Harrington et al. (2001) demonstraram que, mesmo após 06 anos de fertilização mineral, ainda houve limitação na disponibilidade de N às plantas. É importante ressaltar que, nas áreas abrangidas pelo presente estudo, o uso de fertilizantes visou apenas a auxiliar o desenvolvimento inicial das mudas de espécies nativas. Ainda assim, a floresta de aproximadamente 06 anos apresentou teor de N foliar semelhante ao da floresta de 24 anos.

Nesse contexto insere-se a utilização do *topsoil*, material proveniente de áreas suprimidas para mineração e constituído por serapilheira e horizonte A do solo de florestas nativas. Seu uso na recuperação de áreas degradadas por mineração demonstrou excelentes resultados em diversos estudos (BARROS et al., 2013; ARAUJO; DZIEDZIC; MARANHO, 2014; RIVERA, 2014). Desta forma, pode-se sugerir que, a distribuição do *topsoil* nas áreas restauradas complementou a adubação mineral, cumprindo o papel de fertilizar o solo e de manter a fertilidade mesmo após a introdução de adubos ter sido encerrada. Esse material manteve os teores de N em níveis suficientes para o estabelecimento e manutenção da vegetação e acelerou a recuperação do ciclo do N.

Dependendo das características da mata de onde o *topsoil* seja extraído, ele pode adicionar em torno de 11% de M.O. e 44% de N ao substrato original (RIVERA et al., 2014). Como uma das principais fontes de N é a M.O. do solo, o N disponibilizado a partir da decomposição da M.O. do *topsoil* pode ter sido rapidamente incorporado à vegetação antes de sofrer imobilização pela biomassa microbiana ou fixação pelas argilas (BINGHAM; COTRUFO, 2015).

O fato de os resultados encontrados para solo e planta não terem seguido a mesma tendência, pode ser justificado devido à distribuição de *topsoil* auxiliar no

desenvolvimento de raízes finas. Estas raízes, presentes na manta orgânica, absorvem os nutrientes assim que eles são mineralizados, não chegando a ficarem disponíveis no solo, onde poderiam sofrer perdas (GODINHO, 2014). Esta hipótese sustenta-se pelo desdobramento da interação dos fatores idade da floresta e profundidade no perfil do solo (Tabela 4). O $\delta^{15}\text{N}$ presente nos primeiros 5 cm de solo da floresta mais jovem foi igual ao da floresta com 24 anos. Este resultado alinha-se com os valores obtidos para folhas e nos leva a crer que a maior parte do N absorvido pelas plantas foi proveniente da superfície do solo, onde há grande volume de raízes finas.

Visando a avaliar a dinâmica do N em florestas restauradas e pertencentes à mesma formação florestal abordada neste estudo, Amazonas et al. (2011) obtiveram resultados indicando que as folhas de uma floresta nativa foram 3,5 vezes mais enriquecidas em $\delta^{15}\text{N}$ do que a de uma floresta restaurada há 52 anos. Os resultados aqui ilustrados demonstram que a mata com 24 anos é tão enriquecida, quanto a mata nativa. Ou seja, quando comparada com o estudo citado, a restauração necessitou de menos da metade do tempo para atingir os teores foliares de N e $\delta^{15}\text{N}$ da floresta de referência.

Normalmente, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ foliar encontrados em florestas tropicais maduras são próximos de $3,7 \pm 3,5\text{‰}$ (MARTINELLI et al., 1999). Esse valor médio coloca a floresta nativa, utilizada neste estudo como referência, no limite mínimo de ocorrência de $\delta^{15}\text{N}$ ($0,22\text{‰}$) em florestas tropicais.

As áreas avaliadas estão inseridas em florestas de altitude. Este tipo florestal é o mais limitado em N dentre as florestas tropicais. Como o suprimento e a disponibilidade de nutrientes no solo podem variar amplamente em pequenas distâncias latitudinais ou longitudinais, imagina-se que essa limitação seja decorrente da maior ocorrência de perdas de solo por erosão ocasionada pela grande declividade (TANNER; VITOUSEK; CUEVAS, 1998). Consequentemente, os processos de ciclagem e disponibilidade de nutrientes são prejudicados. Passa então, a haver a necessidade de reduzir as perdas de N no sistema como um todo, o que levaria aos reduzidos valores de $\delta^{15}\text{N}$ foliares encontrados.

5.3 Relação N:P na planta e na serapilheira

A equivalência dos teores de P na cronossequência estudada indica que todas as florestas são igualmente limitadas por P. As razões N:P foliares confirmam essa hipótese, uma vez que todas as florestas possuem razões superiores a 16, configurando maior retranslocação de P do que de N dentro da planta. Outros estudos, em diferentes tipos florestais, corroboram esses resultados, ao afirmarem que o P foi o nutriente que mais limitou o desenvolvimento das florestas, havendo a necessidade de retranslocação como meio de aumentar a eficiência de utilização destes nutrientes pelas plantas (GRAGNANI, 2014; HOU et al., 2015).

Apesar da maior limitação por P, representada pela retranslocação desse nutriente nas plantas, ser comum às três florestas, a restauração mais jovem apresentou a menor relação N:P, sugerindo que a ciclagem nesta floresta é mais fechada do que nas demais. Portanto, confirma-se a idéia de que há uma transição gradual na limitação por N, para limitação por P, ao longo da sucessão (RICHARDSON, 2004). Essa mudança é reflexo do aumento dos teores de N e da recuperação da ciclagem de N das áreas aqui avaliadas.

Há dois fatores que influenciaram na maior retranslocação de P encontrada. O primeiro refere-se aos teores de N foliares, das três florestas, terem sido próximos aos reportados para florestas tropicais ($19 \pm 0,8$) (MARTINELLI et al., 1999), sugerindo que há quantidades de N suficientes para suprir as necessidades da vegetação. O segundo baseia-se nos elevados teores de argila e de óxidos de Fe e Al presentes nos solos sobre o qual as matas aqui estudadas se desenvolvem. Tais óxidos, predominantes na fração argila, ao se ligarem ao P, formam compostos de solubilidade muito baixa e, conseqüentemente, o P passa a ficar indisponível para a absorção radicular (CAMPOS; ANTONANGELO; ALLEONI, 2016). Juntos, esses dois fatores resultaram nas relações maiores do que 16.

O valor obtido para a razão N:P da serapilheira na floresta nativa ($30,75 \pm 4,08$) foi bastante inferior à média observada em florestas tropicais ($62,7 \pm 4,9$) (McGRODDY; DAUFRESNE; HEDIN, 2004). Entretanto, ficou bem próximo ao relatado para a Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica ($30 \pm 2,10$) (AMAZONAS, 2011).

Apesar de todas as florestas terem apresentado maior retranslocação de P em relação à de N, em valores absolutos, houve variação ao longo da cronossequência, o que reafirma a idéia de que a limitação por P é função do tempo.

5.4 Acúmulo de N nas florestas restauradas

Em geral, os resultados obtidos levam a crer que há acúmulo de N e recuperação da ciclagem desse elemento, conforme o envelhecimento das restaurações. Pode-se ressaltar também que esse acúmulo é função tanto do desenvolvimento da vegetação como da recuperação do solo.

O índice obtido por meio da relação entre N:P foliar e N:P da serapilheira foi utilizado como um indicador de economia de nutrientes. Todas as florestas apresentaram maior reabsorção de P do que de N, concordando com a maior retranslocação de P dentro da planta. Entretanto, essa maior economia de P em relação a N ocorreu em maior proporção na floresta nativa, o que sustenta a hipótese de que a disponibilidade de N aumenta de acordo com o envelhecimento das florestas. Deste modo, a economia de N passa a não ser mais necessária, resultando em uma ciclagem mais aberta nas florestas mais antigas em comparação com a mais jovem.

A maior limitação por P reflete, e confirma o acúmulo de N nas florestas em processo de restauração ecológica. Entretanto, é digno de se registrar que as relações utilizadas para folha e serapilheira, não visam a apontar limitação por apenas um elemento, mas sim, a maior proporção de limitação por um do que por outro. Assim, os resultados obtidos não sugerem que inexista limitação por N, e sim, que, haja menor limitação por N do que por P.

As perdas de N por lixiviação, volatilização e desnitrificação, são suficientes para causar limitação nutricional em ecossistemas degradados. Além disso, muitas vezes o N restante encontra-se em formas orgânicas resistentes à decomposição, imobilizadas ou fixadas e, portanto, indisponíveis (VITOUSEK; HOWARTH; 1991). Esta é a razão pela qual a matéria orgânica é tão importante na disponibilidade de N nos solos de regiões tropicais. Sua função passa a ser de regular a disponibilidade de nutrientes, especialmente a de N e possibilitar a recuperação da ciclagem desse elemento (TEMPLER et al., 2012).

O uso do *topsoil* contribuiu com a retomada da ciclagem do N. A principal vantagem do seu uso é o rápido acúmulo de matéria orgânica e nutrientes que proporciona às áreas de restauração de minas (KOCH; HOBBS, 2007). De fato, em florestas tropicais, a deposição de serapilheira satisfaz grande parte da necessidade nutricional das plantas que têm parte de seus sistemas radiculares desenvolvidos neste compartimento (GARCÍA-OLIVA; SVESHTAROVA; OLIVA, 2003).

As técnicas de engenharia ecológica e a calagem empregada nas restaurações, também auxiliaram na obtenção dos resultados apresentados. A calagem promove o desenvolvimento de raízes no subsolo, de modo a facilitar a absorção de nitrogênio na forma nítrica (FURLANI; QUAGGIO; GALLO, 1991). As técnicas de engenharia ecológica, por sua vez, reduzem a compactação, a erosão, e melhoram a aeração e a infiltração de água no solo (TODD; GRIERSON; ADAMS, 2000).

A melhor distribuição e disponibilidade de N no solo, provenientes do conjunto de técnicas de restauração empregadas, possibilitaram o desenvolvimento e a manutenção das espécies nativas, que foram plantadas adensadas. O desenvolvimento da vegetação, por sua vez, permitiu a retomada da produção de serapilheira e do aporte de nutrientes por esta via.

Um estudo realizado nas mesmas áreas abrangidas pelo presente trabalho, utilizando a área basal como um indicador de recuperação estrutural das matas, concluiu que a floresta de 24 anos foi similar à nativa (MORENO, 2015). Essa conclusão, aliada à recuperação dos teores foliares de N, suporta a idéia de que as intervenções na restauração florestal permitiram que aos 24 anos a restauração da vegetação tenha sido bem sucedida.

Outros fatores não tratados neste estudo poderiam reforçar o embasamento sobre a dinâmica do N nos ecossistemas. A medição dos teores de NH_4^+ e NO_3^- e das taxas de imobilização e mineralização, por exemplo, auxiliariam no entendimento dos mecanismos envolvidos nas entradas e saídas de N nos referidos ecossistemas.

O ciclo do N em florestas tropicais tem sido bastante estudado. Entretanto, pouco se sabe sobre a trajetória de recuperação da ciclagem desse nutriente em florestas restauradas após a mineração de bauxita. Apesar de as técnicas de engenharia ecológica, condicionamento do relevo e utilização do *topsoil*

apresentarem bons resultados, ainda é incerto prever se as florestas se autossustentarão no longo prazo.

As matas em restauração estão se desenvolvendo sobre solos reconstruídos, de modo que a estrutura e a funcionalidade dos mesmos podem apresentar-se bastante diversas das pré-existentes. Por isso, apesar de os resultados aqui elucidados demonstrarem que a ciclagem do N está sendo recuperada ao longo da cronossequência, é indispensável a avaliação de diversos outros indicativos ecológicos de sucesso da restauração. Somente com a contínua avaliação e monitoramento destas áreas, será possível, de fato, concluir se os métodos de restauração empregados são eficientes para a restauração de áreas mineradas no longo prazo.

6 CONCLUSÕES

Os resultados encontrados demonstram que o ciclo do N ainda não foi totalmente recuperado nas florestas em restauração, após a mineração de bauxita. Entretanto, verifica-se uma tendência de que a ciclagem de N assemelhe-se a da floresta nativa de acordo com o avanço da sucessão ecológica. Este processo é evidenciado pelo acúmulo de N e pela transição na limitação por N, para limitação por P, nas áreas em restauração. Além disso, a floresta restaurada com aproximadamente 06 anos apresenta uma ciclagem de N mais fechada do que a restauração mais antiga e do que a mata nativa. Deste modo, ambas as hipóteses propostas foram confirmadas, sendo a utilização de técnicas de engenharia ecológica, o plantio adensado de espécies nativas e, principalmente, a adição de *topsoil*, os principais responsáveis pelos resultados.

REFERÊNCIAS

- AERTS, R.; CHAPIN, F.S. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. In: FITTER, A.; RAFAELLI, D. (Ed.). **Advances in ecological research**. San Diego: Academic Press, 1999. v. 30, p. 1-67.
- ALVAREZ-CLARE, S.; MACK, M.C.; BROOKS, M. A direct test of nitrogen and phosphorus limitation to net primary productivity in a lowland tropical wet forest. **Ecology**, Washington, DC, v. 94, n. 7, p. 1540-1551, 2013.
- AMAZONAS, N.T.; MARTINELLI, L.A.; PICCOLO, M.; RODRIGUES, R.R. Nitrogen dynamics during ecosystem development in tropical forest restoration. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 262, n. 8, p. 1551-1557, 2011.
- ARAUJO, I.C.L.; DZIEDZIC, M.; MARANHO, L.T. Management of the environmental restoration of degraded areas. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 57, n. 2, p. 284–294, 2014.
- BARROS, D.A.; PEREIRA, J.A.A.; FERREIRA, M.M.; SILVA, B.M.; FERREIRA, D.F.; NASCIMENTO, G.O. Propriedades físicas do solo de campos altimontanos sob interferência da mineração de bauxita. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 37, n. 5, p. 419–426, 2013.
- BRADY, C.N.; WEIL, R.R. **Natureza e propriedades dos solos**. Tradução de I.F. Lepsch. Porto Alegre: Bookman, 2013. 685 p.
- BRENNER, R.E.; BOONE, R.D.; RUESS, R.W. Nitrogen additions to pristine, high-latitude, forest ecosystems: consequences for soil nitrogen transformations and retention in mid and late succession. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 72, p. 257–282, 2005.
- BINGHAM, A.; COTRUFO, M. Organic nitrogen storage in mineral soil: implications for policy and management. **SoilDiscussions**, Göttingen, v. 2, p. 587-618, 2015.
- BOARETTO, A.E.; TRIVELIN, P.C.O.; MURAOKA, T. **Uso de isótopos como traçadores em fertilidade do solo e nutrição de plantas**. Piracicaba: CENA/USP, 2004. 75 p.
- CAMPOS, M.; ANTONANGELO, J.A.; ALLEONI, L.R.F. Phosphorus sorption index in humid tropical soils. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 156, p. 110–118, 2016.
- CASAGRANDE, J.C.; SOARES, MR. Recuperação de solos degradados: Interação solo-planta. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 58., 2007, São Paulo. **Resumos...** São Paulo: Sociedade Botânica do Brasil, 2007. p. 53-57.
- CHAPIN III, F.S.; MATSON, P.A.; MOONEY, H.A. **Principles of terrestrial ecosystem ecology**. New York: Springer-Verlag, 2002. 436 p.

CORRÊA, R.S. Recuperação de áreas degradadas pela mineração no Cerrado: Manual para revegetação. Brasília: **Universa**, ed.1, p. 187, 2006.

CRAINE, J.M.; BROOKSHIRE, E.N.J.; CRAMER, M.D.; HASSELQUIST, N.J.; KOBAYASHI, K.; MARIN-SPIOTTA, E.; WANG, L. Ecological interpretations of nitrogen isotope ratios of terrestrial plants and soils. **Plant and Soil**, The Hague, v. 396, n.1-2, p. 1-26, 2015.

CRAINE, J.M.; ELMORE, A.J.; AIDAR, M.P.; BUSTAMANTE, M.; DAWSON, T.E.; HOBBS, E.A.; KAHMEN, A.; MACK, M.C.; McLAUCHLAN, K.K.; MICHELSEN, A.; NARDOTO, G. B. Global patterns of foliar nitrogen isotopes and their relationships with climate, mycorrhizal fungi, foliar nutrient concentrations, and nitrogen availability. **New Phytologist**, Lancaster, v. 183, p. 980-992, 2009.

DAVIDSON, E.A.; CARVALHO, C.J.R.; VIEIRA, I.C.G.; FIGUEIREDO, R.D.; MOUTINHO, P.; ISHIDA, F.Y.; DOS SANTOS, M.T.P.; GUERRERO, J.B.; KALIF, K.; SABA, R.T. Nitrogen and phosphorus limitation of biomass growth in a tropical secondary forest. **Ecological Applications**, Washington, v. 14, n. 4, p. 150–163, 2004.

DAVIDSON, E.A.; FIGUEIRA, A.M.; ISHIDA, F.Y.; OMETTO, J.P.H.; NARDOTO, G.B.; MARTINELLI, L.A. Recuperação de nitrogênio em ciclos em florestas amazônicas após abandono agrícola. **Nature**, London, v. 447, n. 7147, p. 995-998, 2007.

DAWSON, T.E.; MAMBELLI, S.; PLAMBOECK, A.H.; TEMPLER, P.H.; TU, K.P. Stable isotopes in plant ecology. **Annual review of ecology and systematics**, Palo Alto, v. 33, p 507-559, 2002.

_____. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

FURLANI, P.R.; QUAGGIO, J.A.; GALLO, P.B. Differential responses of sorghum to aluminium in nutrient solution and acid soil. In: WRIGHT, R.J.; BALIGAR, V.C.; MURRMANN, R.P. (Ed.). **Plant-soil interactions at low pH**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1991. p. 953-958.

GARCÍA-OLIVA, F.; SVESHTAROVA, B.; OLIVA, M. Seasonal effects on soil organic carbon dynamics in a tropical deciduous forest ecosystem in western Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, New York, v. 19, n. 2, p. 179–188, 2003.

GERALDES, A.P.A.; CERRI, C.C.; FEIGL, B.J. Biomassa microbiana de solo sob pastagens na Amazônia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.19, p.55-60, 1995.

GODINHO, O.T.; CALDEIRA, M.V.W.; ROCHA, J.H.T.; CALIMAN, J.P.; VIERA, M. Fertilidade do solo e nutrientes na serapilheira em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual. **Ecologia e Nutrição Florestal**, Santa Maria, v. 1, n.13, p. 97-109, 2014.

GRAGNANI, J.G. **Dinâmica do nitrogênio em duas áreas de pastagem em regeneração natural no Parque Estadual da Serra do Mar – núcleo Santa Virgínia**. 2014. 82p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

GRANT, C.D.; WARD, S.C.; MORLEY, S.C. Return of ecosystem function to restored bauxite mines in Western Australia. **Restoration Ecology**, Hoboken, v. 15, n. s4, p. S94-S103, 2007.

GÜSEWELL, S. N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. **New Phytologist**, Lancaster, v.164, n.2, p.243-266, 2004.

HARRINGTON, R.A.; FOWNES, J.H.; VITOUSEK, P.M. Production and resource use efficiencies in N-and P-limited tropical forests: a comparison of responses to long-term fertilization. **Ecosystems**, New York, v. 4, n. 7, p. 646-657, 2001.

HOBBIE, S.E. Effects of plant species on nutrient cycling. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 7, p. 336–339, 1992.

HÖGBERG, P. Tansley review. N-15 natural abundance in soil-plant systems. **New Phytologist**, Lancaster, v.137, p. 179-203, 1997.

HOU, E.; CHEN, C.; WEN, D.; KUANG, Y.; SUN, F. Plant and soil $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ are linked to community biomass, litter production, and litter turnover rate in mature subtropical forests. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 216, p. 859-872, 2015.

HOULTON, B.Z.; BAI, E. Imprint of denitrifying bacteria on the global terrestrial biosphere. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, DC, v. 106, p. 21713–21716, 2009.

ISERMANN, M. Soil pH and species diversity in coastal dunes. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 178, n. 1, p. 111-120, 2005.

IUSS Working Group WRB. **World reference base for soil resources**. Rome: FAO, 2006. 128 p. (World Soil Resources Reports, 103).

KELLER, M.; KAPLAN, W.; WOFYSY, S. Emissions of N₂O, CH₄, and CO₂ from tropical soils. **Journal of Geophysical Research**, Washington, DC, v. 91, p.11791-11801, 1986.

KESKIN, T.; MAKINECI, E. Some soil properties on coal mine spoils reclaimed with black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) and umbrella pine (*Pinus pinea* L.) in Agaçli-Istanbul. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 159, n. 1-4, p. 407-414, 2009.

KOCH, J.M.; HOBBS, R.J. Synthesis: is Aloca successfully restoring a jarrah forest ecosystem after bauxite mining in Western Australia? **Restoration Ecology**, Hoboken, v. 15, p. 137–144, 2007.

KOERSELMAN, W.; MEULEMAN, A.F.M. The vegetation N: P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 33, p. 1441-1450, 1996.

KUMAR, S.; MAITI, S.K.; CHAUDHURI, S. Soil development in 2–21 years old coalmine reclaimed spoil with trees: A case study from Sonapur-Bazari opencast project, Raniganj Coalfield, India. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 84, p. 311-324, 2015.

LAMBERS, H.; RAVEN, J.A.; SHAVER, G.R.; SMITH, S.E. Plant nutrient-acquisition strategies change with soil age. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 23, p. 95–103, 2008.

LEBAUER, D.S.; TRESEDER, K.K. Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. **Ecology**, Washington, DC, v. 89, n. 2, p. 371-379, 2008.

LEITE, L.F.C.; OLIVEIRA, F.C.; ARAÚJO, A.S.F.; GALVÃO, S.R.S.; LEMOS, J.O.; ELZANE, F.L.; SILVA, E.F.L. Soil organic carbon and biological indicators in an Acrisol under tillage systems and organic management in north-eastern Brazil. **Australian Journal of Soil Research**, Canberra, v.48, n.3, p.258-265, 2010.

LEÓN, J.D.; OSORIO, N.W. Role of litter turnover in soil quality in tropical degraded lands of Colombia. **The Scientific World Journal**, London, v. 2014, p. 1-11, 2014.

LEÓN, J.E.; CASTELLANOS, J.; CAUSA, M.C.; OSORIO, N.W.; LOAIZA, J.C. Alluvial-gold-mining degraded soils reclamation using acacia mangium plantations: an evaluation from biogeochemistry. In: HAI, R. (Ed.). **Plantations biodiversity, carbon sequestration and restoration**. New York: Nova Science Publishers, 2013. chap. 9, p. 155–176.

LUNA, L.; PASTORELLI, R.; BASTIDAC, F.; HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C. The combination of quarry restoration strategies in semiarid climate induces different responses in biochemical and microbiological soil properties. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.107, p.33-47, 2016.

MacDONALD, S.E.; SNIVELY, A.E.; FAIR, J.M.; LANDHÄUSSER, S.M. Early trajectories of forest understory development on reclamation sites: influence of forest floor placement and a cover crop. **Restoration Ecology**, Hoboken, v. 23, n. 5, p. 698-706, 2015.

MACKENZIE, D.D.; NAETH, M.A. The role of the forest soil propagule bank in assisted natural recovery after oil sands mining. **Restoration Ecology**, Hoboken, v. 18, n. 4, p. 418-427, 2010.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: POTAFOS, 1989. 201 p.

MARDEGAN, S.R.; NARDOTO, G.B.; HIGUCHI, N.; MOREIRA, M.Z.; MARTINELLI, L.A. Nitrogen availability patterns in white-sand vegetations of Central Brazilian Amazon. **Trees**, Heidelberg, v. 23, p.479–88, 2009.

MARTINELLI, L.A.; OMETTO, J.P.H.B.; FERRAZ, E.S.; VICTORIA, R.L.; CAMARGO, P.B.; MOREIRA, M.Z. **Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 144 p.

MARTINELLI, L.A.; PICCOLO, M.C.; TOWNSEND, A.R.; VITOUSEK, P.M.; CUEVAS, E.; McDOWELL, W.; ROBERTSON, G.P.; SANTOS, O.C.; TRESEDER, K. Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: tropical versus temperate forests. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 46, p. 45-64, 1999.

MARTINS, S.C. **Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, Estado de São Paulo**. 2010. 156p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

McGRATH, S.P.; CUNLIFFE, C.H. A simplified method for the extraction of metals Fe, Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Cr, Co and Mn from soils and sewage sludges. **Journal of Science Food and Agriculture**, London, v. 36, n. 5, p. 794-798, 1985.

McGRODDY, M.E.; DAUFRESNE, T.; HEDIN, L.O. Scaling of C:N:P stoichiometry in forests worldwide: implications of terrestrial Redfield-type ratios. **Ecology**, Washington, DC, v. 85, p. 2390–2401, 2004.

McLAUHLAN, K.K.; WILLIAMS, J.J.; CRAINE, J.M.; JEFFERS, E.S. Global nitrogen cycling changed during the Holocene as terrestrial ecosystems accumulated carbon. **Nature**, London, v. 495, p. 352–355, 2013.

MORENO, V.S. **Restauração florestal de áreas mineradas de bauxita: é necessário o uso de gramíneas exóticas para o recobrimento inicial do solo?** 2015. 70 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) –Escola Superior de Agricultura “Luiz de Querioz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

MONTAGNINI, F. Soil sustainability in agroforestry systems: experiences on impacts of trees on soil fertility from a humid tropical site. In: BATISH, D.R.; KOHLI, R.V.; JOSE, S.; SINGH, H.P. (Ed.). **Ecological basis of agroforestry**. Boca Raton: CRC Press, 2008. p. 239–251.

MUKHOPADHYAY, S.; MASTO, R.E.; YADAV, A.; GEORGE, J.; RAM, L.C.; SHUKLA, S.P. Soil quality index for evaluation of reclaimed coal mine spoil. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 542, p. 540-550, 2016.

NADELHOFFER, K.; SHAVER, G.; FRY, B.; GIBLIN, A.; JOHNSON, L.; MCKANE, R. ¹⁵N natural abundances and N use by tundra plants. **Oecologia**, Berlin, v. 107, p. 386–394, 1996.

NAETH, M.A.; ARCHIBALD, H.A.; NEMIRSKY, C.L.; LESKIW, L.A.; BRIERLEY, J.A.; BOCK, M.D.; VANDENBYGAART, A.J.; CHANASYK, D.S. Proposed classification for

human modified soils in Canada: anthroposolic order. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 92, n. 1, p. 7-18, 2012.

NARDOTO, G.B. **Abundância natural de $\delta^{15}\text{N}$ na Amazônia e Cerrado – implicações para a ciclagem do nitrogênio**. 2005. 101p. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

NEILL, C.; PICCOLO, M.C.; STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C. Nitrogen dynamics in soil of forests and active pastures in the western Brazilian Amazon Basin. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 27, p.1167-1175, 1995.

NWAISHI, F.; PETRONE, R.M.; PRICE, J.S.; ANDERSEN, R. Towards developing a functional-based approach for constructed peatlands evaluation in the Alberta Oil Sands Region, Canada. **Wetlands**, Wilmington, NC, v. 35, n. 2, p. 211-225, 2015.

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

OLSEN, S.R.; SOMMERS, L.E. Phosphorus. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (Ed.). **Methods of soil analysis: Part 2 - Chemical and microbiological properties**. 2. ed. Madison: ASA, 1982. p. 416-418.

OMETTO, J.P.H.B.; EHLERINGER, J.R.; DOMINGUES, T.F. The stable carbon and nitrogen isotopic composition of vegetation in tropical forests of the Amazon Basin, Brazil. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 79, p. 251–74, 2006.

PLANO DE MANEJO. **Reserva particular do patrimônio Natural Retiro Branco**. Poços de Caldas: Biodiversitas, 2009. 164 p.

POGGIANI, F.; SCHUMACHER, M.V. Nutrient cycling in native forests. In: GONÇALVES, J.L.M.; BENEDETTI, V. (Ed.). **Forest nutrition and fertilization**. Piracicaba: IPEF, 2004. p. 285-306.

POWERS, J.S.; POWERS, J.S.; BECKLUND, K.K.; GEI, M.G.; IYENGAR, S.B.; MEYER, R.; O'CONNELL, C.S.; SCHILLING, E.M.; SMITH, C.M.; WARING, B.G.; WERDEN, L.K. Nutrient addition effects on tropical dry forests: a mini-review from microbial to ecosystem scales. **Frontiers in Earth Science**, Lausanne, v. 3, p. 1–8, 2015.

REED, S.C.; CLEVELAND, C.C.; TOWNSEND, A.R. Tree species control rates of free-living nitrogen fixation in a tropical rain forest. **Ecology**, Washington, DC, v. 89, p. 2924-2934, 2008.

REED, S.C.; TOWNSEND, A.R.; DAVIDSON, E.A.; CLEVELAND, C.C. Stoichiometric patterns in foliar nutrient resorption across multiple scales. **New Phytologist**, Lancaster, v. 196, n.1, p.173-180, 2012.

RICHARDSON, S.J.; PELTZER, D.A.; ALLEN, R.B.; MCGLONE, M.S.; PARFITT, R.L. Rapid development of phosphorus limitation in temperate rainforest along the Franz Josef soil chronosequence. **Oecologia**, Berlin, v.139, n. 2, p. 267-276, 2004.

RIVERA, D.; MEJÍAS, V.; JÁUREGUI, B.M.; COSTA-TENORIO, M.; LÓPEZ-ARCHILLA, A.I.; PECO, B. Spreading topsoil encourages ecological restoration on embankments: soil fertility, microbial activity and vegetation cover. **PloS One**, San Francisco, v. 9, n. 7, 2014. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0101413>.

ROBINSON, D. $\delta^{15}\text{N}$ as an integrator of the nitrogen cycle. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 16, p. 153-162, 2001.

SCHUMACHER, M. V.; BRUN, E. J.; HERNANDES, J. I.; KÖNIG, F. G. Produção de serapilheira em uma floresta de *Araucaria angustifolia* (bertol.) Kuntze no município de Pinhal Grande-RS. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n.1, p. 29-37, 2004.

SENCINDIVER, J.C.; AMMONS, J.T. Minessoil genesis and classification. In: BARNHISEL, R.I.; DARMODY, R.G.; DANIELS, W.L.; BARTELS, J. **Reclamation of drastically disturbed lands**. 2. ed. Madison: ASA; CSSA; SSSA, 2000. p. 595–613. (Agronomy Monography, 41).

SIQUEIRA, J.O.; SOARES, C.R.F.S.; SILVA, C.A. Matéria orgânica em áreas degradadas. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 2008. p. 495-524.

SKOUSEN, J.; ZIPPER, C.E.; BURGER, J.; BARTON, C.; ANGEL, P. Selecting materials for mine soil construction when establishing forests on Appalachian mine sites. **Forest Reclamation Advisory**, Pittsburgh, n. 8, p.1-6, 2011.

SMITH, P.; COTRUFO, M.F.; RUMPEL, C.; PAUSTIAN, K.; KUIKMAN, P.J.; ELLIOTT, J.A.; McDOWELL, R.; GRIFFITHS, R.I.; ASAKAWA, S.; BUSTAMANTE, M.; HOUSE, J.I.; SOBOCKÁ, J.; HARPER, R.; PAN, G.; WEST, P.C.; GERBER, J.S.; CLARK, J.M.; ADHYA, T.; SCHOLE, R.J.; SCHOLE, M.C. Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. **Soil Discussions**, Göttingen, v. 2, n. 1, p. 537-586, 2015.

SOARES, T.M. **Contribuição do topsoil na disponibilidade de frações orgânicas de fósforo no solo de áreas mineradas em processo de restauração ecológica, em poços de caldas/mg**. 2013. 52p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Agroecologia) – Universidade Federal de São Carlos, Araras, 2013.

TANNER E.V.J.; VITOUSEK, P.M.; CUEVAS E. Experimental investigation of nutrient limitation of forest growth on wet tropical mountains. **Ecology**, Washington, DC, v. 79, p. 10-22, 1998.

TEMPLER, P.H.; MACK, M.C.; CHAPIN III, F.S.; CHRISTENSON, L.M. Sinks for nitrogen inputs in terrestrial ecosystems: a meta-analysis of ^{15}N tracer field studies. **Ecology**, Washington, DC, v. 93, p. 1816–1829, 2012.

TER, S.H.; PITMAN, N.C.; PHILLIPS, O.L.; CHAVE, J.; SABATIER, D.; DUQUE, A.; SPICHIGER, R.; VA, R. Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. **Nature**, London, v. 443, p. 444-447, 2006.

THOMAS, R.Q.; ZAEHLE, S.; TEMPLER, P.H.; GOODALE, C.L. Global patterns of nitrogen limitation: confronting two global bio- geochemical models with observations. **Global Change Biology**, Malden, v.19, p. 2986–2998, 2013.

TODD, M.C.L.; ADAMS, M.A.; GRIERSON, P.F. Litter cover as an index of nitrogen availability in rehabilitated mine sites. **Australian Journal of Soil Research**, Canberra, v. 38, p. 423–433, 2000.

TOWNSEND, A.R.; CLEVELAND, C.C.; ASNER, G.P.; BUSTAMANTE, M.M.C. Controls over foliar N: P ratios in tropical rain forests. **Ecology**, Washington, DC, v. 88, p. 107–118, 2007.

TREHAN, S.P. Immobilisation of 15 NH_4^+ in three soils by chemical and biological processes. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 28, n. 8, p. 1021-1027, 1996.

VIANI, R.A.; RODRIGUES, R.R.; DAWSON, T.E.; OLIVEIRA, R.S. Functional differences between woodland savannas and seasonally dry forests from south-eastern Brazil: Evidence from 15N natural abundance studies. **Austral Ecology**, Windsor, v. 36, n.8, p. 974-982, 2011.

VITOUSEK, P.M.; HOWARTH, R.W. Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 13, p. 87–115, 1991.

VITOUSEK, P.M.; MATSON, P.A.; CLEVE, K.V. Nitrogen availability and nitrification during succession: primary, secondary, and old-field series. **Plant and Soil**, The Hague, v. 115, p. 229-239, 1989.

WEST, J.B.; BOWEN, G.J.; CERLING, T.E.; EHLERINGER, J.R. Stable isotopes as one of nature's ecological recorders. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v.21, p. 408-414, 2006.

WHISENANT, S. **Repairing damaged wildlands: a process-orientated, landscape-scale approach**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. 310 p.

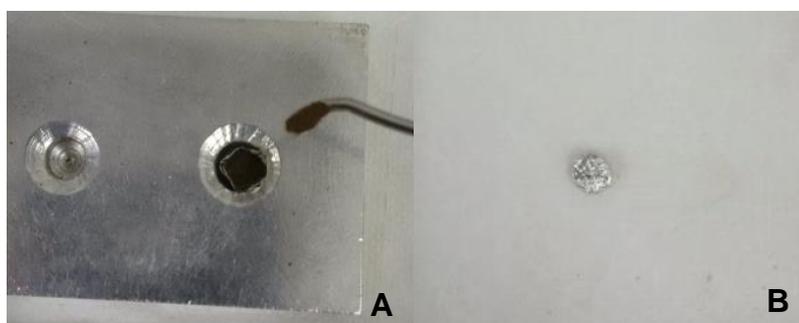
YUAN, Z.Y.; CHEN, H.Y. Global-scale patterns of nutrient resorption associated with latitude, temperature and precipitation. **Global Ecology Biogeography**, Malden, v. 18, p.11-18, 2009.

APÊNDICES

Apêndice A - Caracterização granulométrica do solo nas diferentes florestas da cronossequência estudada

Áreas de estudo	Profundidade cm	Argila %	Areia Grossa %	Areia Fina %	Areia Total %	Silte %
Restaurada 6 anos	0-5	49,8	17,5	2,8	20,3	29,5
Restaurada 24 anos		43,8	13,2	7,0	20,2	36,0
Floresta Nativa		57,7	14,0	1,5	14,8	26,7
Restaurada 6 anos	5-10	50,8	15,7	3,5	19,1	30,0
Restaurada 24 anos		42,8	13,0	6,7	19,7	37,3
Floresta Nativa		58,5	12,3	2,2	14,5	27,0
Restaurada 6 anos	10-20	43,5	19,8	5,0	24,8	31,7
Restaurada 24 anos		43,0	12,3	9,0	21,3	35,7
Floresta Nativa		56,8	12,8	2,5	15,3	27,8
Restaurada 6 anos	20-40	39,0	19,8	6,2	26,0	35,0
Restaurada 24 anos		37,7	12,0	9,3	21,3	40,8
Floresta Nativa		56,5	12,0	3,8	15,8	27,7
Restaurada 6 anos	40-60	45,8	18,2	4,4	22,6	31,5
Restaurada 24 anos		34,2	13,2	11,8	25,0	41,0
Floresta Nativa		57,4	12,8	2,5	15,2	27,3

Apêndice B - Preparo de amostras de solo para análise isotópica. A: pesagem em cápsula de alumínio; B: Amostra pronta para ser analisada



Apêndice C - Análise de P total seguindo metodologia proposta por Olsen e Sommers (1982) (modificada)



Apêndice D– Valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ e de N total através do perfil do solo de 0-60 cm na cronossequência estudada, (restaurações de 06 e 24 anos e floresta nativa), valor-p da ANOVA e agrupamento do Teste de Tukey

<i>Camada (cm)</i>	<i>$\delta^{15}\text{N}$ do solo (‰)</i>	<i>Teor de N no solo (g/kg)</i>
0-5	4,70 ^C	4,60 ^A
5-10	5,30 ^B	3,70 ^A
10-20	5,60 ^B	2,60 ^B
20-40	6,20 ^A	0,14 ^C
40-60	5,88 ^{AB}	0,098 ^C
Valor de F	14,73	77
pr>F	<0,0001	<0,0001
Média	5,54	3,63
C.V.	11,48	16,07

Nota: Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si