

UFRRJ
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS

TESE

**Restauração passiva de pastagens abandonadas a partir da espécie
facilitadora *Clidemia urceolata* DC.**

Felipe Araujo Mateus

2018



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

**RESTAURAÇÃO PASSIVA DE PASTAGENS ABANDONADAS A
PARTIR DA ESPÉCIE FACILITADORA *Clidemia urceolata* DC.**

FELIPE ARAUJO MATEUS

Sob a Orientação do Professor
Ricardo Valcarcel

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no Curso de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza.

Seropédica, RJ
Dezembro de 2018

M425r Mateus, Felipe Araujo, 1984-
Restauração passiva de pastagens abandonadas a
partir da espécie facilitadora *Clidemia urceolata* DC.
/ Felipe Araujo Mateus. - 2018.
77 f.: il.

Orientador: Ricardo Valcarcel. Tese (Doutorado).
- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro,
Ciências Ambientais e Florestais, 2018.

1. Facilitação. 2. Nucleação. 3. Processos ecológico.
4. Mata Atlântica. 5. Manejo de bacias hidrográficas.
I. Valcarcel, Ricardo, 1953-, orient. II Universidade
Federal Rural do Rio de Janeiro. Ciências Ambientais
e Florestais III. Título.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

FELIPE ARAUJO MATEUS

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, área de Concentração em Conservação da Natureza.

TESE APROVADA EM 18/12/2018



Ricardo Valcarcel. Dr.
(Orientador)



Alexander S. Resende. Dr. Embrapa



Jerônimo B. B. Sansevero. Dr. UFRRJ



Erika Cortines. Dra. UFRRJ/ITR



Luiz Fernando Duarte de Moraes. Dr. Embrapa

Dedicatória

A Deus, fortaleza de todos os instantes.

Aos meus familiares Adilson, Ilda e Juliana Araujo Mateus e aos meus Amigos.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por estar sempre guiando meus caminhos. À minha família, por todo o amor, dedicação e confiança. Sem vocês eu não estaria aqui! Aos amigos por estarem sempre comigo, não importa o que aconteça.

Ao meu orientador e amigo Ricardo Valcarcel por me levar para o caminho certo e por estar sempre me ajudando a crescer. Aos colegas do LMBH que me ajudaram no processo de aprendizagem e principalmente a todos que puderam dar suas contribuições nos trabalhos de campo, principalmente Kenedy Donizete e Mateus Bueno. Aos professores que se empenharam em repassar conhecimentos.

Aos doutores Ricardo Valcarcel, Jerônimo Boelsums Barreto Sansevero, Alexander Silva de Resende, Erika Cortines, Luiz Fernando Duarte de Moraes, Eduardo Vinicius da Silva e Welington Kiffer de Freitas pelas críticas e sugestões durante esta caminhada.

Agradeço ao PPGCAF/UFRRJ pela oportunidade de aprimoramento dos estudos, assim como a CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (Código de Financiamento 001) pela bolsa de doutorado. Ao Instituto Federal do Rio de Janeiro – IFRJ (Pinheiral) pelo apoio logístico no trabalho de campo e a ISOLUX CORSÁN / IBAMA pelo suporte para montar os experimentos no campo.

RESUMO

MATEUS, Felipe Araujo. **Restauração passiva de pastagens abandonadas a partir da espécie facilitadora *Clidemia urceolata* DC.** 2018. 64p. Doutorado (Doutor em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2018.

Os ecossistemas tropicais sofreram várias ações que causaram impactos acumulativos até se chegar ao atual cenário de degradação, no qual prevalece a baixa produtividade agropecuária e oferta de serviços ecossistêmicos de qualidade e quantidade insuficientes para se manter a sociedade contemporânea. Como forma de remediação dos problemas, a restauração ecológica passiva se apresenta como uma estratégia viável, pois apresenta baixo custo e depende essencialmente da resiliência do meio para desencadear os processos de sucessão ecológica. Na área de domínio ecológico da Mata Atlântica alguns locais com pastagens abandonadas apresentam núcleos de *Clidemia urceolata* DC., que podem estar catalisando os processos de sucessão ecológica. Assumindo como hipótese teórica que a *Clidemia urceolata* é uma espécie facilitadora e nucleadora capaz de ofertar serviços ecossistêmicos que sustentam os processos envolvidos na restauração florestal passiva de pastagens abandonadas, se determinou como objetivo geral descrever os processos ecológicos em 34 anos de restauração passiva de pastagem abandonada em três partes: Capítulo I - Dinâmica de raízes finas no processo de restauração passiva na Mata Atlântica; Capítulo II - Alterações edáficas promovidas pela restauração passiva em núcleos de *Clidemia urceolata* DC. na Mata Atlântica; e Capítulo III - Processos ecológicos na restauração florestal passiva promovidos por espécie facilitadora na Mata Atlântica. O modelo de restauração a partir da colonização de pastagens abandonadas pela espécie facilitadora *Clidemia urceolata* modifica a biomassa de raízes finas, razão entre vivas e mortas e taxa de regeneração anual, podendo gerar via importante de entrada de matéria orgânica e nutrientes no ecossistema empobrecido, possibilitando a reconstrução da estrutura física do solo. Além disso, o avanço do processo de restauração passiva a partir da espécie *Clidemia urceolata* modificou os processos pedogenéticos, alterando os atributos químicos e físicos do solo. Transcorridos 34 anos do processo de restauração passiva, observa-se que as espécies passam a desempenhar funções ecológicas de fragmento florestal, sendo responsáveis pelo aumento da infiltração da água no solo, a qual tende a recarregar as reservas. Entre 8 e 14 anos, as habilidades de facilitação da *Clidemia urceolata* apresentam o melhor desempenho numa cronosequência de 34 anos, tanto espacialmente (efeito da nucleação), quanto funcionalmente (modificando os processos ecológicos envolvidos na restauração), promovendo alterações na dinâmica da sucessão ecológica.

Palavras-chave: Facilitação, nucleação, processos ecológicos, Mata Atlântica, manejo de bacias hidrográficas

ABSTRACT

MATEUS, Felipe Araujo. **Passive restoration of abandoned pastures from the facilitating species *Clidemia urceolata* DC.** 2018. 64p. PhD (PhD in Environmental and Forest Science). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2018.

Tropical ecosystems have undergone several actions that have caused cumulative impacts until they reach the current degradation scenario, in which low farming productivity and the supply of poor quality ecosystem services prevail to maintain contemporary society. As a way of remediation of the problems the passive ecological restoration presents itself as a viable strategy, since it presents low cost and depends essentially on the management of the resilience of the means to trigger the processes of ecological succession. In the ecological domain of the Atlantic Forest, some sites with abandoned pastures present *Clidemia urceolata* DC. nuclei, which may be influencing ecological succession processes. Assuming as a theoretical hypothesis that *Clidemia urceolata* is a facilitating and nucleating species capable of offering ecosystem services that support the processes involved in the passive forest restoration of abandoned pastures, it was determined as a general objective to describe the ecological processes in 34 years of pasture restoration of pasture abandoned in three parts: Chapter I - Dynamics of fine roots in the process of passive restoration in the Atlantic Forest; Chapter II - Edaphic changes promoted by the passive restoration in nuclei of *Clidemia urceolata* DC. in the Atlantic Forest; and Chapter III - Ecological processes in the passive forest restoration promoted by facilitating species in the Atlantic Forest. The restoration model from the colonization of pastures abandoned by the facilitating species *Clidemia urceolata* modifies the biomass of thin roots, ratio between live and dead and annual regeneration rate, being able to generate an important path of entry of organic matter and nutrients in the depleted ecosystem, making possible the reconstruction of the physical structure of the soil. In addition, the progress of the passive restoration process from the species *Clidemia urceolata* modified the pedogenetic processes, altering the chemical and physical attributes of the soil. After 34 years of the process of passive restoration, it is observed that the species start to perform ecological functions of forest fragment, being responsible for the increase of water infiltration in the soil, which tends to recharge reserves. Between 8 and 14 years, the facilitation abilities of *Clidemia urceolata* present the best performance in a chronosequence of 34 years, both spatially (nucleation effect) and functionally (modifying the ecological processes involved in restoration), promoting changes in the dynamics of ecological succession.

Key-words: Facilitation, nucleation, ecological processes, Atlantic Forest, watershed management

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Pastagem abandonada com processos erosivos após cese da pecuária extensiva, onde se promoveu o estudo de levantamento das variáveis ambientais na fase inicial de abandono (3 anos).....	5
Figura 2: Ecossistemas representando a cronosequência de 34 anos do processo de restauração passiva com níveis diferenciados de colonização da <i>Clidemia urceolata</i> e espécies oriundas a partir do avanço da sucessão ecológica (A – 8 anos; B – 14 anos; C – 19 anos; e D – 34 anos) no Instituto Federal do Rio de Janeiro – Pinheiral, RJ.	6
Figura I 1: Perfil diagrama e desenvolvimentos dos núcleos (planta) das fases de evolução da restauração passiva a partir dos efeitos de nucleação da <i>Clidemia urceolata</i> em pastagens abandonadas (3 anos) até formação de fragmento florestal.	12
Figura I 2: Dinâmica das raízes finas vivas e mortas durante o processo de restauração passiva mostrando a variação da biomassa de raízes com desvio padrão referente a interação entre idade e profundidade (A); e a razão entre vivas e mortas (B) durante o processo de restauração passiva (letras maiúsculas indicam diferença na prof. de 0-20 cm e minúsculas a diferença na prof. 20-30 cm).....	15
Figura I 3: Dinâmica das raízes finas durante o processo de restauração passiva apresentando a variação da produção de raízes (A); e a taxa de regeneração das raízes (B), em ambos os gráficos o desvio padrão é referente a interação entre idade e profundidade.....	16
Figura II 1: Resistência do solo à penetração nas respectivas profundidades (Prof.) no centro dos núcleos de restauração passiva em cinco fases distintas de evolução a partir de pastagens abandonadas no médio vale do rio Paraíba do sul, Instituto Federal do Rio de Janeiro – Pinheiral, RJ.	26
Figura II 2: Densidade aparente, porosidade total, macroporosidade e microporosidade em cinco fases distintas do processo de restauração passiva a partir da colonização de pastagens abandonadas pela espécie <i>Clidemia urceolata</i> (as mesmas letras maiúsculas, na profundidade de 0-10 cm, e as mesmas letras minúsculas, na profundidade de 10-30 cm, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância)..	28
Figura II 3: Condutividade hidráulica do solo nas diferentes fases de evolução do processo de restauração passiva a partir da colonização de pastagens abandonadas pela espécie <i>Clidemia urceolata</i> (as mesmas letras maiúsculas, na profundidade de 0-10 cm, e as mesmas letras minúsculas, na profundidade de 10-30 cm, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância).	29
Figura III 1: Comportamento do balanço hídrico e químico durante o processo de restauração, englobando as fases de 3, 8, 14, 19 e 34 anos; além das variáveis da Interceptação vertical (A), Nutrientes na precipitação interna (B), Interceptação na serapilheira (C) e Nutrientes na água percolada (D). Letras diferentes indicam diferença estatística ($p < 0,05$).	44
Figura III 2: Comportamento das raízes finas durante a cronosequência de 34 anos do processo de restauração passiva, englobando as fases de 3, 8, 14, 19 e 34 anos; referente as variáveis da Biomassa (A), Razão viva/morta (B), Produção anual (C) e Taxa de regeneração (Tunorver) (D). Letras diferentes indicam diferença estatística pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).	45

Figura III 3: Atributos físicos e químicos do solo durante o processo de restauração, englobando as fases de 3, 8, 14, 19 e 34 anos; além das variáveis da Química do solo (A), Porosidade total (B), Resistência Mecânica do Solo à Penetração (C) e Densidade aparente (D). Letras diferentes indicam diferença estatística ($p < 0,05$).	47
Figura III 4: Dinâmica da serapilheira durante o processo de restauração, englobando as fases de 3, 8, 14, 19 e 34 anos; além das variáveis referentes a Deposição de serapilheira (A), Serapilheira acumulada (B), e Capacidade de retenção de umidade (C). Letras diferentes indicam diferença estatística ($p < 0,05$).	48
Figura III 5: <i>Response Ratio</i> entre período de abandono (referência negativa) e fases da restauração passiva promovida em ambientes similares numa cronosequência de 34 anos, sendo os dados referentes às fases de 8, 14, 19 e 34 anos no Balanço Hídrico e Químico, Dinâmica de Raízes Finas, Atributos Físicos e Químicos do Solo e Dinâmica da Serapilheira. Valores próximos a zero indicam alta similaridade entre a pastagem abandonada e os ambientes em restauração. As diferenças estatísticas foram avaliadas utilizando o teste de <i>Wilcoxon signed rank</i> (** $p < 0,01$).	49
Figura III 6: Dendrograma usando ligação de <i>Ward</i> pelo método da distância euclidiana quadrada que gerou agrupamento em relação aos processos ecológicos avaliados.	50

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela I 1: Dinâmica das raízes finas no centro dos núcleos de vegetação formado nas idades de 3, 8, 14, 19 e 34 anos e profundidades 0-20 e 20-30 centímetros de solo (Mata Atlântica).	14
Tabela II 1: Características florísticas dos estágios de restauração passiva a partir da colonização e facilitação da <i>Clidemia urceolata</i> : textura do solo e espécies arbóreas. .	23
Tabela II 2: Análise química do solo nos diferentes estágios de restauração passiva a partir da colonização de pastagens abandonadas pela espécie <i>Clidemia urceolata</i> na profundidade de 0-10 cm.	30

ÍNDICE DE EQUAÇÕES

(III 1)	41
---------------	----

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	1
ÁREA DE ESTUDO	3
CAPÍTULO I – DINÂMICA DE RAÍZES FINAS NO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO PASSIVA NA MATA ATLÂNTICA	7
RESUMO	8
ABSTRACT	9
1 INTRODUÇÃO.....	10
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	11
2.1 Amostragem	11
2.1.1 Sítios Amostrais.....	11
2.2 Dinâmica das raízes finas	12
2.3 Análise estatística	13
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	14
3.1 Dinâmica das raízes finas	14
4 CONCLUSÃO.....	17
CAPÍTULO II – ALTERAÇÕES EDÁFICAS PROMOVIDAS PELA RESTAURAÇÃO PASSIVA EM NÚCLEOS DE <i>Clidemia urceolata</i> DC. NA MATA ATLÂNTICA	18
RESUMO	19
ABSTRACT	20
1 INTRODUÇÃO.....	21
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	23
2.1 Amostragem	23
2.2 Atributos físicos do solo.....	23
2.2.1 Resistência mecânica do solo a penetração	23
2.2.2 Densidade aparente e porosidade do solo.....	24
2.2.3 Condutividade hidráulica do solo saturado	24
2.3 Atributos químicos do solo.....	24
2.4 Análises estatísticas	24
3 RESULTADOS	26
3.1 Resistência mecânica do solo a penetração (RMSP).....	26
3.2 Densidade aparente e porosidade do solo.....	27
3.3 Condutividade hidráulica do solo saturado	28
3.4 Atributos químicos do solo.....	29
4. DISCUSSÃO	31
5 CONCLUSÃO.....	33
CAPÍTULO III – PROCESSOS ECOLÓGICOS NA RESTAURAÇÃO FLORESTAL PASSIVA PROMOVIDOS POR ESPÉCIE FACILITADORA NA MATA ATLÂNTICA	34
RESUMO	35
ABSTRACT	36
1 INTRODUÇÃO.....	37
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	39
2.1 Amostragem	39
2.1.1 Sítios Amostrais.....	39

2.2 Coleta dos dados	39
2.3 Análise dos dados	41
3 RESULTADOS	43
3.1 Balanço Hídrico e Químico	43
3.2 Dinâmica de Raízes Finas	44
3.3 Atributos Físicos e Químicos do Solo	45
3.4 Dinâmica da Serapilheira.....	47
3.5 Dinâmica dos Processos Ecológicos.....	48
3.6 Agrupamento dos processos ecológicos	49
4. DISCUSSÃO	51
5 CONCLUSÃO.....	54
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES GERAIS	55
REFERÊNCIAS	56

INTRODUÇÃO GERAL

Partes das florestas biodiversas e produtivas dos ecossistemas tropicais foram transformadas em paisagens degradadas com baixa produtividade agrícola, oferta reduzida de serviços ecossistêmicos e habitats inadequados para a maioria das espécies nativas (CHAZDON & URIARTE, 2016). Estes fatos, em parte justificam a redução a menos da metade nos ecossistemas tropicais (ASNER et al., 2009; LEWIS et al., 2015).

O impacto da degradação ambiental advém de fenômenos naturais extremos ou ação antrópica, que normalmente se iniciam a partir do desmatamento, prejudicando a manutenção da biodiversidade, cobertura florestal e capacidade de suporte do ecossistema (CHAZDON & URIARTE, 2016), na medida em que os impactos são potencializados por meio da combinação entre intensidade da ação e a fragilidade do ecossistema (CALMON et al., 2011). No que se refere a intensidade da ação, as atividades agrícolas, a expansão das áreas urbanas e industriais são os principais causadores do desmatamento (TURCHIN & NEFEDOV, 2009), enquanto a resistência do equilíbrio do ecossistema depende da sua estabilidade, que tem relação com biodiversidade e resiliência (GIBBS et al., 2010).

Ecossistemas com maior diversidade de espécies de plantas e animais e complexidade de interação nos seus compartimentos tendem a apresentar maior resiliência, quando comparados com ecossistemas menos diversos (HOLL & AIDE, 2011). Florestas tropicais tendem a ter maior resiliência devido ao alto potencial de dispersão anemocórico de semente e ao potencial de regeneração por meio de rebrota (VESK & WESTOBY, 2004; VIEIRA & SCARIOT, 2006; HOLL & AIDE, 2011), evidenciando a complexidade ecossistêmica dos diferentes potenciais de restauração passiva.

A taxa de recuperação do ambiente é afetada pela resiliência do ecossistema, nível da degradação humana e características da paisagem ao redor da área afetada. As informações desses parâmetros ajudam a decidir o tipo e o grau de intervenção que será necessário (HOLL & AIDE, 2011).

No passado recente, ou seja, até a década de 90, o foco da conservação era na proteção dos ecossistemas remanescentes. Entretanto, a partir da década de 90, os esforços têm se ampliado na restauração de áreas degradadas e perturbadas com o intuito de recuperar a biodiversidade, a cobertura e a funcionalidade florestal (BULLOCK, et al., 2011; SUDING, 2011; CHAZDON & URIARTE, 2016). O processo de restauração ecológica acontece espontaneamente ou por meio da intervenção antrópica, podendo encontrar barreiras como a competição com as gramíneas, fogo, pisoteio e consumo de plântulas pelo gado, falta de fonte de propágulo, baixa diversidade, estresse hídrico e ambiental dos ecossistemas (LAMB et al., 2005; CHAZDON & URIARTE, 2016).

A restauração ecológica auxilia a recuperação da sucessão ecológica de ecossistemas danificados ou destruídos (SER, 2004). Ela pode ser dividida em ativa e passiva (HOLL & AIDE, 2011). A restauração ativa demanda intervenção antrópica para consolidar-se e dar início ao processo de sucessão ecológica (PARROTTA & KNOWLES, 2001; BRANCALION et al., 2012), sendo que na maioria dos casos demanda elevados recursos. Por outro lado, a restauração passiva apresenta baixo custo e depende da resiliência do meio, presença de espécies facilitadoras e de suas funções ecológicas (HOLL & AIDE, 2011; GÓMEZ-RUIZ et al., 2013), além das interações positivas entre espécies para desencadear os processos de restauração.

A restauração passiva pode ser potencializada pelas espécies facilitadoras, que ofertam meios capazes de facilitar o estabelecimento de espécies mais exigentes do ecossistema de referência. A regeneração de florestas tropicais em pastagens abandonadas tende a ser melhor a partir de núcleos, onde se inicia a sucessão, favorecida pelo recrutamento de outras espécies, notadamente se forem facilitadoras (PETERSON & CARSON, 2008; BAYLÃO, et al., 2013; CHAZDON, 2014; MIRANDA et al., 2015). No Brasil, a nucleação como técnica combina uso de abrigos para fauna, poleiros, banco e chuva de sementes, núcleos de arbustos/herbáceas e plantio de árvores em núcleos (REIS et al., 2010; BECHARA, et al., 2016; VOGEL et al., 2016).

Existe grande diversidade de espécies nas florestas tropicais, principalmente na Mata Atlântica (MITTERMEIER et al., 2004), porém sabe-se pouco sobre as características e o potencial facilitador destas espécies. Na Mata Atlântica, a restauração passiva tem ocorrido em ecossistemas impactados pela agricultura e pecuária (REZENDE et al., 2015; STRASSBURG et al., 2016).

Na região do Médio Paraíba do Sul onde prevalece o domínio ecológico da Mata Atlântica parte substancial das florestas foram transformadas em pastagens, que após vários ciclos econômicos (BAYLÃO et al., 2011) encontram-se abandonadas pela baixa produtividade, havendo em algumas áreas a entrada e colonização da *Clidemia urceolata* DC. formando núcleos de vegetação, que abrigam indivíduos de estágio sucessionais avançados (MIRANDA et al., 2015).

De acordo com Miranda et al. (2011), a espécie *Clidemia urceolata* permite o avanço da sucessão ecológica dentro dos seus núcleos de vegetação e ocorre predominantemente nas áreas com pedofoma côncava do terreno, terços médio e inferior da topossequência, face de exposição sudeste, sul e sudoeste e altitude entre 432 e 525 m. A espécie surge neste cenário com alto potencial para facilitação da restauração, sendo importante conhecer o papel que ela desempenha nos processos de restauração passiva.

Assumindo como hipótese que a *Clidemia urceolata* é uma espécie facilitadora e nucleadora capaz de ofertar serviços ecossistêmicos que sustentam os processos envolvidos na restauração florestal passiva de pastagens abandonadas, se determinou como objetivo geral descrever os processos ecológicos numa cronosequência de 34 anos de restauração passiva de pastagem abandonada em três partes: Capítulo I - Dinâmica de raízes finas no processo de restauração passiva na Mata Atlântica; Capítulo II - Alterações edáficas promovidas pela restauração passiva em núcleos de *Clidemia urceolata* DC. na Mata Atlântica; e Capítulo III - Processos ecológicos na restauração florestal passiva promovidos por espécie facilitadora na Mata Atlântica.

ÁREA DE ESTUDO

A bacia do rio Paraíba do Sul (55.400 km²) tem suas calhas e encostas com modelado e direcionamento condicionados pelos controles geológicos a direita (Serra do Mar) e a esquerda (Serra da Mantiqueira) da calha principal. Sua cabeceira é delimitada até a cidade de Guararema/SP, onde a declividade diminui passando de 4,9 m.km⁻¹ para 0,19 m.km⁻¹, condicionando o padrão de drenagem e a formação das planícies de inundação (MARENGO & ALVES, 2005).

O rio Paraíba do Sul nasce na Serra da Bocaina, no Estado de São Paulo, a 1.800 m de altitude e deságua no norte fluminense, no município de São João da Barra (LINO & DIAS, 2003). Ele possui quatro barragens de grande porte utilizadas para geração de energia elétrica e responsáveis pela regularização artificial da vazão. Conta com 77 planícies de inundação, que apresentam índice de urbanização médio de 18,9% (BAPTISTA et al., 2014).

Na margem direita o controle geológico (Serra do Mar) está próximo à calha apresentando relevo abrupto, com escarpas acentuadas em relação ao baixo relevo e planícies. Além disso, a proximidade com mar não garante a influência da umidade marítima por meio dos ventos úmidos que são menores (sotavento) que na margem esquerda (barlavento), originando na maioria dos setores uma situação de predomínio de déficit hídrico, o que se acentua nos setores intermediários e baixos. Neste trecho, a magnitude dos processos erosivos constitui evidências inequívocas de sua fragilidade, onde 50% da área da margem direita apresentam alta a muita alta vulnerabilidade à erosão (AGEVAP, 2006).

A margem esquerda tem encostas menos abruptas, que associado aos divisores topográficos mais afastados da calha, forma relevo de inclinações suaves, similar ao de “mares de morros”. Os rios extensos, encaixados entre vales separa morros e planalto sul mineiro, recebendo influência climática distante do mar, interposto à Serra do Mar.

A microbacia do rio Cachimbal localiza-se na região hidrográfica do Médio Paraíba do, a qual interliga os estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro e abrange 180 municípios (CEIVAP, 2002). A geomorfologia caracteriza-se pela topografia acidentada no terço médio (NIMER, 1979), apresentando alta vulnerabilidade a erosão, onde 88% da área tem graves problemas erosivos (CEIVAP, 2002). Este fato gera consequências econômicas e socioambientais para as propriedades agrícolas e municípios do terço médio da bacia do rio Paraíba do Sul, inclusive para o abastecimento da região Metropolitana do Rio de Janeiro, com seus 12 milhões e 700 mil habitantes em 2018, devido à transposição para o rio Guandu.

Antes da colonização, as florestas primárias do terço médio da bacia do rio Paraíba Sul foram pouco alteradas devido as ocupação nômade dos indígenas. Porém, elas foram suprimidas há aproximadamente 250 anos, sendo o período crítico durante os anos 1790 - 1860 (DRUMMOND, 1997).

A microbacia do rio Cachimbal está inserida na área de domínio ecológico do Bioma Mata Atlântica (IBGE, 2012). O clima é do tipo tropical chuvoso com inverno seco (INMET, 1992). A temperatura média anual é de 20,9°C, apresenta máxima de 33°C em janeiro, e mínima de 12°C em julho, e a umidade relativa do ar é superior a 80% na maior parte do ano (INMET, 1992). A precipitação média anual varia entre 1300 a 1500 mm.ano⁻¹, com excedente hídrico entre os meses de dezembro e março e escassez entre junho a setembro (INMET, 1992).

O relevo da microbacia do rio Cachimbal varia entre ondulado a forte ondulado, com altitudes entre 360 m e 720 m na serra do Arrozal (interflúvio ao sul da bacia). Predominam encostas declivosas (72 % da área), poucos topos de morros aplainados (5,7 %) e várzeas estreitas (22,3 %) (OLIVEIRA, 1998).

Os solos Argissolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Amarelo e Argissolo Vermelho-Amarelo Planossólico predominam nas áreas elevadas e o Gleí Húmico nas áreas de baixada (MENEZES, 2008).

O município de Pinheiral sintetiza a história de ocupação do terço médio da bacia do rio Paraíba do Sul. Como consequência, o município tem IDH (0,715) equivalente a "39^o" posição no Estado do Rio de Janeiro com 92 municípios e "58^o" na bacia do rio Paraíba do Sul com 184 municípios. Seu PIB (US\$ 90.347,00) remonta a "69^o" do estado do Rio de Janeiro e "68^o" da bacia do rio Paraíba do Sul (PNUD, 2013). Como o município se encontra as margens da Rodovia Presidente Dutra, entre importantes eixos econômicos (São Paulo – Rio de Janeiro - Minas Gerais), estes dados refletem o empobrecimento da região e a baixa capacidade de atrair indústrias, sendo provavelmente uma das causas a instabilidade ambiental, pois municípios vizinhos se encontram em situação diferente.

A área de estudo se encontra na microbacia hidrográfica do ribeirão Cachimbal, domínio ecológico do Bioma Mata Atlântica (IBGE, 2012) no Campus do Instituto Federal do Rio de Janeiro (IFRJ - Núcleo Pinheiral) (latitudes 22°29'03'' e 22°35'27'' S e longitudes 43°54'49'' e 44°04'05'' W). Seu histórico de uso e demais dados foram obtidos a partir dos seguintes estudos (FIGUEIREDO et al., 2011; MIRANDA et al., 2011; MATEUS et al., 2013; DINIZ et al., 2013; FIGUEIREDO et al., 2014; MIRANDA et al., 2015; COUTINHO et al., 2017; MATEUS et al., 2018).

A caracterização da dinâmica das variáveis estudadas nos núcleos de restauração passiva colonizados pela *Clidemia urceolata* foi realizada em cinco sítios com atributos ambientais similares nos seguintes parâmetros: a) Declividade média (55%); b) Face de exposição (sul-sudoeste); c) Pedofoma do terreno (côncava); d) Altitude média (418 m); e) Posição relativa na topossequência (terço médio); f) Área de captação à montante (< 100m²); g) Distância de fontes de propágulos (< 500m); e h) Solo (Latossolo Amarelo distrófico com textura franca). Estas características do meio físico permitem abstrair teoricamente que os meios oferecidos as parcelas permanentes garantem oferta de atributos ambientais similares para o desenvolvimento do meio biótico.

A espécie *Clidemia urceolata* (Melastomataceae) possui habilidade para colonizar pastos abandonados, pois reúne os seguintes características funcionais: a) Propagação vegetativa por rizoma; b) Rápido crescimento; c) Cobertura de copa; d) Deposição de material vegetativo durante todo o ciclo fenológico; e) Formação de serapilheira com capacidade diferenciada de reter umidade sobre o solo; f) Núcleos de vegetação com rápido avanço da sucessão ecológica; g) Adensamento dos núcleos; h) Resistência ao fogo; e i) Produção de sementes durante todo o ano (MIRANDA et al., 2011; MATEUS et al., 2013; MIRANDA et al., 2015; MATEUS, 2015; MATEUS et al., 2018). Além disso, ela se distribui amplamente no continente americano, colonizando desde a América Central até o Brasil, passando por seus vários domínios fitogeográficos (MICHELANGELI & REGINATO, 2015).

Os estágios sucessionais foram representados em função das características fisionômicas e florísticas dos indivíduos, que compõem os núcleos formados a partir das influências de facilitação e nucleação promovidos pela espécie facilitadora *Clidemia urceolata* no tempo, atuando como agente desencadeador dos processos de restauração florestal passivo dos ecossistemas, originalmente pastagens perturbadas (abandonadas por inexpressiva capacidade de carga para pecuária extensiva).

Os estágios de evolução cronológica dos ecossistemas em restauração foram definidos através de pesquisa de campo com os moradores e funcionários do Instituto Federal do Rio de Janeiro, ou seja: Sítio com **3 anos** de abandono apresenta pastagem abandonada com indivíduos gramínoídes espaçados entre si e solo exposto, além da presença de fogo ocasionalmente e indivíduos de *Clidemia urceolata* na fase de plântula (h < 40 cm) (Figura 1).



Figura 1: Pastagem abandonada com processos erosivos após cesso da pecuária extensiva, onde se promoveu o estudo de levantamento das variáveis ambientais na fase inicial de abandono (3 anos).

Sítio com **8 anos** de abandono apresenta colonização no estágio inicial e esparsa de *Clidemia urceolata* (5 ind.100 m⁻²) iniciando o processo de restauração passiva e abafando as gramíneas sob sua copa (Figura 2; A).

Sítio com **14 anos** de abandono no estágio intermediário de colonização, com *Clidemia urceolata* adensada (25 ind.100 m⁻²), cuja composição de espécies arbóreas e respectivo número de indivíduos contempla: *Cecropia pachystachya* Trécul (3); *Handroanthus ochraceus* (Cham.) Mattos (1); *Machaerium hirtum* (Vell.) Stellfeld (1); *Psidium guineense* Sw. (1) e *Rapanea ferruginea* (Ruiz & Pav.) Mez (1) (Figura 2; B).

Sítio com **19 anos** de abandono no estágio avançado de colonização com *Clidemia urceolata* adensada (20 ind.100 m⁻²), cuja composição de espécies arbóreas e respectivo número de indivíduos contempla: *Cecropia pachystachya* Trécul (17) e *Casearia sylvestris* Sw. (3) (Figura 2; C).

Sítio com **34 anos** (fragmento de floresta secundária), não apresenta indivíduos de *Clidemia urceolata* na sua biota, apenas em estágio de dormência no banco de sementes do solo (FIGUEIREDO et al., 2014), caso haja evento de perturbação natural ou antrópico poderá germinar. A área contém a seguinte composição de espécies arbóreas: *Siparuna guianensis* Aubl. (25); *Cecropia pachystachya* Trécul (16); *Sparattosperma leucanthum* (Vel.) K. Schum (6); *Schinus terebinthifolius* Raddi (5); *C. sylvestris* Sw. (3); *Eugenia florida* DC. (2); *Astrocaryum aculeatissimum* (Schott) Burret (2); *Casearia sp.* (1); *Guarea guidonia* (L.) Sleumer (1) e *Miconia prasina* (Sw.) DC. (1) (Figura 2; D).

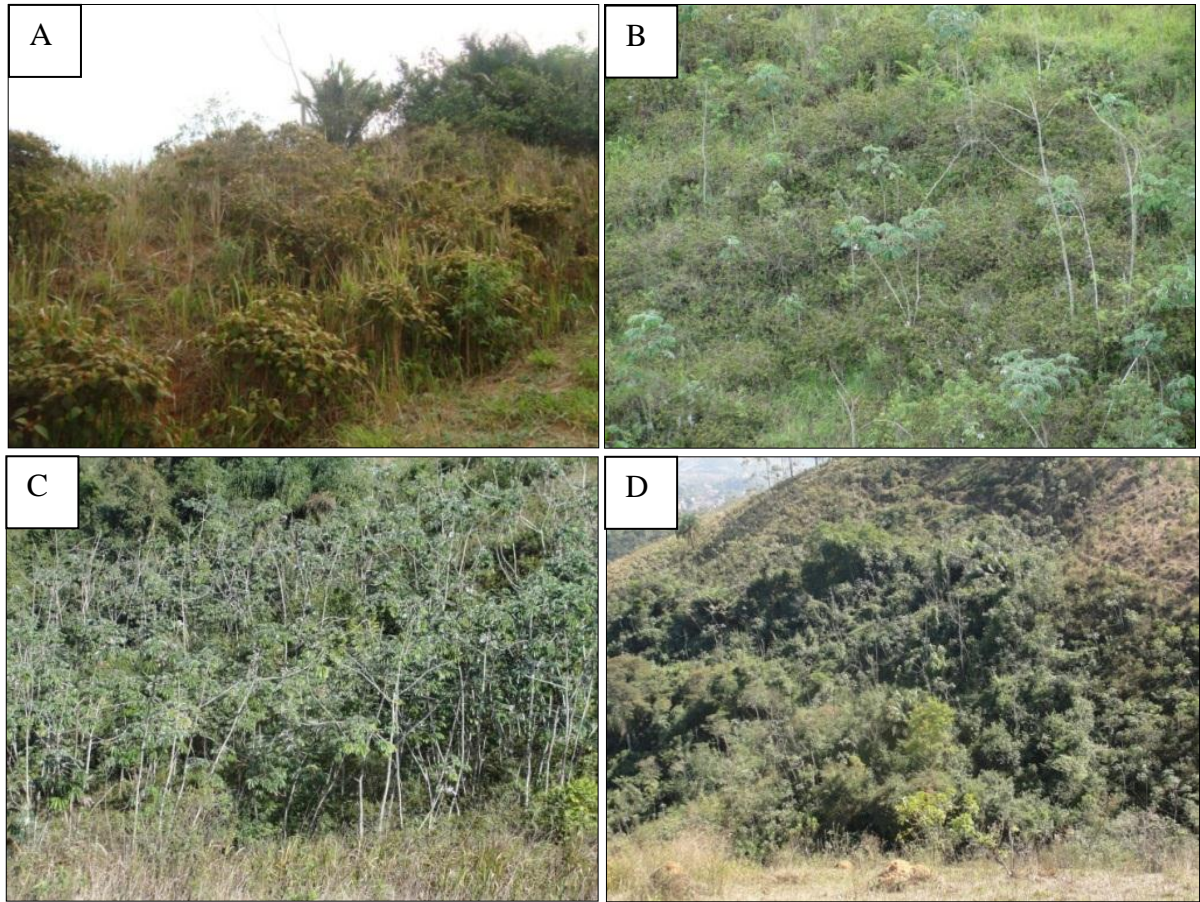


Figura 2: Ecossistemas representando a cronosequência de 34 anos do processo de restauração passiva com níveis diferenciados de colonização da *Clidemia urceolata* e espécies oriundas a partir do avanço da sucessão ecológica (A – 8 anos; B – 14 anos; C – 19 anos; e D – 34 anos) no Instituto Federal do Rio de Janeiro – Pinheiral, RJ.

CAPÍTULO I – DINÂMICA DE RAÍZES FINAS NO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO PASSIVA NA MATA ATLÂNTICA

RESUMO

Os processos de restauração passiva de pastagens abandonadas dependem das habilidades das espécies facilitadoras em se estabelecer e permitir o ingresso de novas espécies, que estabelecerão relações sinérgicas em benefício da restauração dos ecossistemas. Neste estudo se analisou a influência da restauração passiva iniciada pela espécie facilitadora *Clidemia urceolata* em estabelecer modificações no meio Edáfico a partir da emissão de raízes finas, por ter a mesma propagação vegetativa pelo rizoma e se expandir em núcleo semi-radial nas topossequências de ambientes de mar de morros na Mata Atlântica. A dinâmica das raízes finas ($\varnothing \leq 2$ mm) foi levantada no centro de 5 núcleos (Sítios amostrais) com propriedades físicas similares, derivados da restauração passiva de pastagens abandonadas, porém em estágios sucessionais distintos: Sítio 1 (3 anos de restauração passiva) (pastagem abandonada); Sítio 2 (8 anos, estágio inicial de colonização); Sítio 3 (14 anos, estágio intermediário de colonização), Sítio 4 (19 anos, estágio avançado de colonização) e Sítio 5 (34 anos, fragmento de floresta secundária). Foram levantadas as variáveis: a) Biomassa; b) Razão entre vivas/mortas; c) Produção; e d) Taxa de regeneração. Como resultado se encontrou que a biomassa de raízes finas das pastagens (3 anos) reduziu em aproximadamente 1 g.m^{-2} após a colonização da *Clidemia urceolata* e conformação de ambiente com predomínio de espécies arbustivas (8 e 14 anos), enquanto a razão entre raízes vivas e mortas aos 34 anos de restauração reduziu à metade das pastagens (3 anos) nos primeiros 20 cm do solo. A restauração suscitou no ecossistema aumento na taxa de regeneração das raízes finas (8-19 anos) maior que em ecossistemas de pastagem (3 anos) e florestal (34 anos), podendo gerar importante via de entrada de carbono no ecossistema e contribuição para reconstrução da estrutura física do solo. Esse papel de agente indutor da restauração pode ser considerado um importante serviço ecossistêmico prestado pela espécie, que potencializa a restauração e facilita o desencadeamento da sucessão ecológica.

Palavras-chave: solo degradado; componentes biológicas; manejo de solos

ABSTRACT

The processes of passive restoration of abandoned pastures depend on the abilities of the facilitating species to establish themselves and allow the entry of new species, which will establish synergistic relationships for the restoration of ecosystems. In this study the influence of the passive restoration initiated by the facilitating species *Clidemia urceolata* to establish modifications in the Edaphic medium from the emission of fine roots was analyzed, because it had the same vegetative propagation by the rhizome and it expanded in a semi-radial nucleus in the topsequences of environments of sea of hills in the Atlantic Forest. The dynamics of fine roots ($\varnothing \leq 2$ mm) were raised in the center of 5 nucleus (samples sites), resulting from the passive restoration of abandoned pastures, but in distinct successional stages: Site 1 (3 years of passive restoration) (abandoned pasture); Site 2 (8 years, initial stage of colonization); Site 3 (14 years, intermediate stage of colonization), Site 4 (19 years, advanced stage of colonization) and Site 5 (34 years, fragment of secondary forest). The following variables were analyzed: a) Biomass; b) Living / dead ratio; c) Production; and d) Rate of regeneration. As a result it was found that the biomass of fine roots of pastures (3 years) reduced by approximately 1 g.m^{-2} after colonization of *Clidemia urceolata* and environment conformation with predominance of shrub species (8 and 14 years), while root ratio living and dead at 34 years of restoration reduced to half of pastures (3 years) in the first 20 cm of the soil. The restoration has increased in the ecosystem an increase in the turnover of fine roots (8-19 years) greater than in pasture (3 years) and forest ecosystems (34 years), which can generate an important pathway of carbon entry into the ecosystem and contribute to the reconstruction of the physical structure of the soil. This role of restorative agent can be considered an important ecosystem service provided by the species, which enhances the restoration and facilitates the triggering of ecological succession.

Key-words: degraded soil; biological components; soil management.

1 INTRODUÇÃO

Ecosistemas apresentam subsistemas físicos interdependentes funcionalmente entre si, como são as relações parte aérea (copa)/estrato regenerante, serapilheira acumulada/solo (MELO; DURINGAN, 2007; BRUN, et al., 2010), no entanto, estas relações dependem das espécies, suas inter-relações e ofertas de atributos ecológicos (GIBSON et al., 2011). Este conjunto de vínculos operam simultaneamente entre parâmetros que refletem o dinamismo dos seus estágios sucessionais, como cobertura de copa, riqueza de espécies, oferta de material decíduo, retenção hídrica da serapilheira, desenvolvimento radicular, condução da precipitação, proteção do solo, banco de sementes, abrigo de fauna, poleiros, entre outros (BRUNO et al., 2003; HOLL; AIDE, 2011; GIBSON et al., 2011; DINIZ et al., 2013; FIGUEIREDO et al., 2014; COUTINHO et al., 2017; MATEUS et al., 2018).

No subsistema solo, um dos principais agentes que interferem nos processos de restauração dos ecossistemas em curto e médio prazo são a dinâmica das raízes finas ($\emptyset \leq 2$ mm), pois influenciam a dinâmica do carbono, água e nutrientes nos ecossistemas florestais (FREITAS et al., 2008), além de proporcionar agregação as partículas do solo, modificando sua estrutura e conferindo estabilidade estrutural, por meio do “entramamento” da raízes finas. Entretanto o conhecimento em relação aos mecanismos que regulam a dinâmica de raízes finas durante a cronosequência da dinâmica sucessional da vegetação são pouco conhecido na literatura (SUN et al., 2015). A atividade radicular no solo é dinâmica e tem dependência da vegetação, influenciando e sendo influenciada pela mesma (JOHN et al., 2002; HERTEL et al., 2003).

A expansão dos núcleos de vegetação promovida pelos efeitos da entrada da *Clidemia urceolata* modifica o meio físico (COUTINHO et al., 2017; MATEUS et al., 2018), regula volumes precipitados na serapilheira (MATEUS et al., 2013) e copa (DINIZ et al., 2013), podendo modificar a distribuição de água no solo, por meio do sistema radicular estabelecido, de forma a aperfeiçoar os processos pedogenéticos e com isto, potencializar a restauração dos ecossistemas.

Como estudar raízes envolve limitações impostas pelas dificuldades inerentes a vinculação com espécies dos ecossistemas as quais estão vinculadas, a determinação dos fatores que determinam o crescimento radicular são complexas. Elas englobam condições ambientais, parte aérea e subterrânea aonde os indivíduos se encontram e, sobretudo, influência genética (GONÇALVES; MIRANDA, 2000).

Neste estudo se trabalhou ambientes edáficos praticamente exauridos quimicamente pela cultura do café, encerrada em meados do século 19, seguido pela pecuária extensiva até os atuais dias, permitindo desta forma a redução a mínima presença de resíduos de raízes dos remanescentes florestais originais. A esta fato se agrega as especificidades dos sistemas radiculares das pastagens: ocupação espacial homogênea e com baixa variações de espécies.

Esta condição de uso pretérito dos solos permitiu a formação de condições ambientais menos complexas, que permite fazer inferências sobre o comportamento das raízes em cronosequência da restauração florestal para fins de contribuir ao conhecimento sobre dinâmica das raízes finas.

Este estudo avaliou a dinâmica das raízes finas no solo por meio das variáveis Biomassa, Razão entre vivas/mortas, Produção, Taxa de regeneração no desenvolvimento de 34 anos de restauração passiva, onde a espécie facilitadora *Clidemia urceolata* foi o agente desencadeador e teve considerável importância no estabelecimento da regeneração natural nesta área de domínio ecológico da Mata Atlântica.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Amostragem

2.1.1 Sítios Amostrais

A área de estudo se encontra na microbacia hidrográfica do ribeirão Cachimbal, domínio ecológico do Bioma Mata Atlântica (IBGE, 2012) no Campus do Instituto Federal do Rio de Janeiro (IFRJ - Núcleo Pinheiral) (latitudes 22°29'03'' e 22°35'27'' S e longitudes 43°54'49'' e 44°04'05'' W). Seu histórico de uso e demais dados foram obtidos a partir dos seguintes estudos (FIGUEIREDO et al., 2011; MIRANDA et al., 2011; MATEUS et al., 2013; DINIZ et al., 2013; FIGUEIREDO et al., 2014; MIRANDA et al., 2015; COUTINHO et al., 2017; MATEUS et al., 2018).

A temperatura média anual (20,9°C) oscila entre a máxima (33°C) em janeiro e mínima (12°C) em julho. A umidade relativa do ar é superior a 80% na maior parte do ano (INMET, 1992). A precipitação média anual varia entre 1300 a 1500 mm.ano⁻¹, com excedente hídrico entre dezembro - março, escassez entre junho - setembro (INMET, 1992). O relevo ondulado a fortemente ondulado, apresenta altimetria entre 360 e 720 m (serra do Arrozal), distribuída entre encostas declivosas (70 % da área), topos de morros aplainados (6 %) e várzeas estreitas (22 %). Os Argissolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Amarelo e Argissolo Vermelho-Amarelo Planossólico predominam nas partes altas e Gleissolo Húmico nas baixadas (MENEZES, 2008).

A caracterização da dinâmica de raízes finas nos núcleos de restauração passiva colonizados pela *Clidemia urceolata* foi realizada em cinco sítios com atributos ambientais similares nos seguintes parâmetros: a) Declividade média (55 %); b) Face de exposição (sulsudoeste); c) Pedoforma do terreno (côncava); d) Altitude média (418 m); e) Posição relativa na topossequência (terço médio); f) Área de captação a montante (< 100m²); g) Distância de fontes de propágulos (< 500m); e h) Solo (Latossolo Amarelo distrófico com textura franca).

Estas características do meio físico idênticas permitem abstrair teoricamente que os meios oferecidos as parcelas permanentes garantem oferta de atributos ambientais similares para o desenvolvimento do meio biótico.

Os estágios sucessionais foram representados em função das características fisionômicas e florísticas dos indivíduos, que compõem os núcleos formados a partir das influências de facilitação e nucleação promovidos pela espécie facilitadora no tempo, atuando como agente desencadeador dos processos de restauração florestal passivo dos ecossistemas, originalmente pastagens perturbadas (abandonadas por inexpressiva capacidade de carga para pecuária extensiva).

Os estágios de evolução cronológica dos ecossistemas em restauração foram definidos como: Sítio 1, com **3 anos** de abandono apresenta pastagem abandonada apenas com indivíduos graminoides espaçados entre si e solo exposto; Sítio 2, com **8 anos** apresenta colonização inicial esparsa de *Clidemia urceolata* (5 ind.100 m⁻²); Sítio 3, com **14 anos** no estágio intermediário de colonização, com *Clidemia urceolata* adensada (25 ind.100 m⁻²), cuja composição de espécies arbóreas e respectivo número de indivíduos contempla: *Cecropia pachystachya* Trécul (3); *Handroanthus ochraceus* (Cham.) Mattos (1); *Machaerium hirtum* (Vell.) Stellfeld (1); *Psidium guineense* Sw. (1) e *Rapanea ferruginea* (Ruiz & Pav.) Mez (1); Sítio 4, com **19 anos** no estágio avançado de colonização com *Clidemia urceolata* adensada (20 ind.100 m⁻²), cuja composição de espécies arbóreas e respectivo número de indivíduos contempla: *C. pachystachya* Trécul (17) e *Casearia sylvestris* Sw. (3); e Sítio 5, com **34 anos** (fragmento de floresta secundária), composta pela seguinte composição de espécies arbóreas:

Siparuna guianensis Aubl. (25); *C. pachystachya* Trécul (16); *Sparattosperma leucanthum* (Vel.) K. Schum (6); *Schinus terebinthifolius* Raddi (5); *C. sylvestris* Sw. (3); *Eugenia florida* DC. (2); *Astrocaryum aculeatissimum* (Schott) Burret (2); *Casearia* sp. (1); *Guarea guidonia* (L.) Sleumer (1) e *Miconia prasina* (Sw.) DC. (1) (Figura I 1).

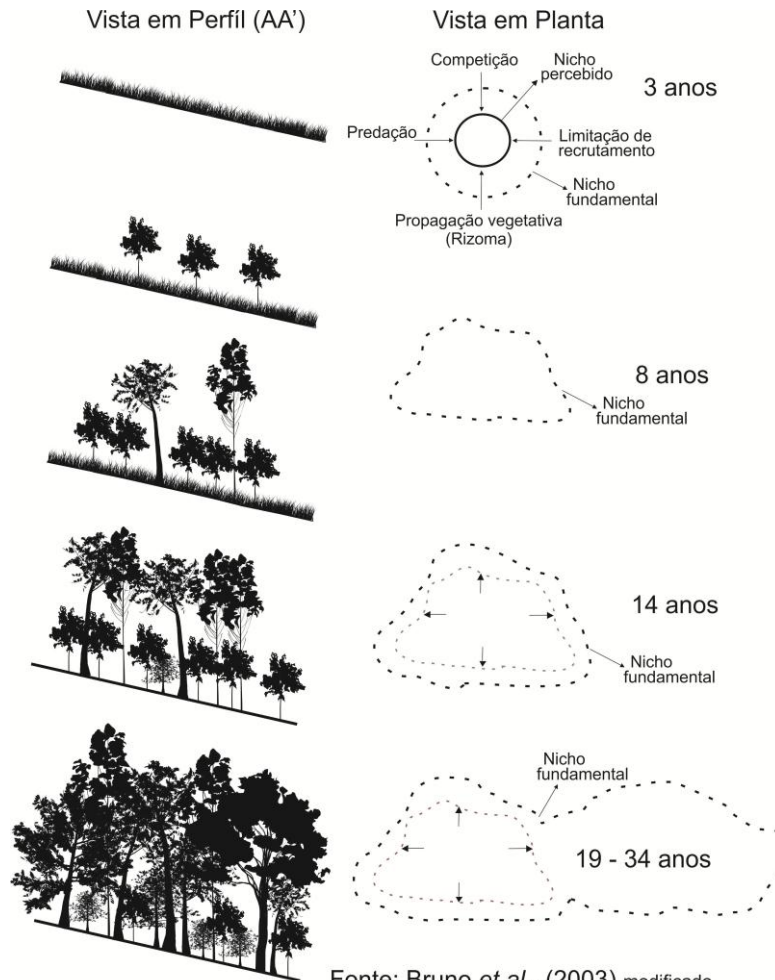


Figura I 1: Perfil diagrama e desenvolvimentos dos núcleos (planta) das fases de evolução da restauração passiva a partir dos efeitos de nucleação da *Clidemia urceolata* em pastagens abandonadas (3 anos) até formação de fragmento florestal.

2.2 Dinâmica das raízes finas

A dinâmica das raízes finas ($\varnothing \leq 2$ mm) foi estimada no centro dos núcleos de colonização da *Clidemia urceolata* a partir do levantamento das seguintes variáveis: a) Biomassa; b) Razão entre vivas/mortas; c) Produção; e d) Taxa de regeneração.

Foram estabelecidas 12 parcelas permanentes de 2 x 2 m por sítio, de modo a permitir sorteio de 8 parcelas/mês para as coletas em duas profundidades, totalizando 80 amostras mensais. Nestes casos se utilizou a perfuração sequencial do solo com sonda de aço de 4,5 cm de diâmetro, e 0,159 m² de superfície por amostra, sendo extrapolado para 1 m² conforme Sun et al. (2015). As parcelas permanentes foram distribuídas nos sítios amostrais em três linhas de 4 parcelas na horizontal, sendo o espaço mínimo entre as parcelas de 2 metros na vertical e na horizontal.

As amostras indeformadas de solo foram coletadas durante seis meses (fevereiro a julho de 2016) em duas profundidades: a) 0-20 cm (0,032 m³); e b) 20-30 cm (0,016 m³), somando 96 amostras por sítio e total de 480 no estudo.

As amostras de solo com raízes foram acondicionadas em sacos plásticos, identificadas, transportadas e armazenadas em freezer a - 4° C até posterior processamento. No laboratório, promoveu-se a segregação em peneiras sobrepostas ($\varnothing = 1$ e 2 mm) cuidadosamente lavadas para retirar solo remanescente. As raízes finas vivas/mortas, folhas e matéria orgânica em decomposição foram registradas com lupa e separadas com pinça (SCHROTH et al., 1999). As raízes finas foram classificadas em vivas ou mortas utilizando critérios visuais (cor, grau de coesão entre a periderme e o córtex e mecânicos (elasticidade, estabilidade) de acordo com John et al. (2002). Elas foram secas separadamente em estufa a 70° C até atingir peso constante em balança analítica de 0,001g de precisão. As massas secas de raízes finas vivas e mortas somadas constituíram a biomassa de raízes finas (g.m⁻²) e razão entre raízes finas vivas/mortas.

A produção anual de raízes finas foi estimada a partir do incremento positivo, ou seja, subtração dos volumes entre duas coletas consecutivas. A soma dos valores positivos nos seis meses do estudo constituíram a biomassa de raízes finas produzida pelas espécies no ecossistema por semestre, sendo este valor extrapolação para o ano. Em ambos os semestres se fez o levantamento em três meses no período chuvoso e três meses no período seco, cobrindo todo o espectro de variação sazonal. A taxa de regeneração de raízes finas (ano⁻¹) consiste na razão entre a produção anual de raízes finas (g.m⁻².ano⁻¹) sobre biomassa média anual de raízes finas (g.m⁻²) (SUN et al., 2015), dimensionando os ciclos produzidos e senescentes por ano de raízes finas (COLEMAN et al., 2000).

2.3 Análise estatística

Foi realizado teste de normalidade e homogeneidade como pressupostos para a análise de variância fatorial entre sítios (tratamentos), com dois fatores: Idade (período da restauração) e profundidade do solo. O procedimento foi adotado para avaliar o comportamento das raízes finas durante o avanço da sucessão ecológica representada pelos anos de restauração, utilizando-se as seguintes variáveis: Biomassa, Produtividade e Taxa de regeneração das raízes finas. As três variáveis foram analisadas pelos mesmos procedimento, o qual consiste na análise fatorial com dois fatores (idade e profundidade) em relação aos sítios, nos casos com diferença significativa as análises passaram por posterior teste de Tukey a 5% de significância (SUN et al., 2015). Para realização das análises, utilizou-se o programa R 3.3.1 (R Core Team, 2016).

Os dados referentes a comparação da razão entre raízes vivas e mortas foram analisados primeiramente em relação a normalidade e homogeneidade de variância como pressupostos para a realização da análise de variância (Anova). A Anova foi realizada em duas partes distintas, sendo: a primeira para analisar as possíveis igualdades entre os sítios na profundidade de 0 – 20 cm e a segunda para analisar a igualdade perante os sítios na profundidade de 20 – 30 cm. Ambas as Anovas passaram por posterior teste de Tukey a 5% de significância nos casos com diferença significativa. Para realização das análises, utilizou-se o programa R 3.3.1 (R Core Team, 2016).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Dinâmica das raízes finas

A biomassa total, produção e taxa de regeneração das raízes finas após 34 anos do processo de restauração passiva em núcleos de vegetação originados a partir das propriedades facilitadoras da *Clidemia urceolata* evidenciam a transformação de pastagens abandonadas (ecossistemas gramínoides de baixa produtividade agrícola) em fragmentos florestais. O exíguo tempo de restauração (34 anos) foi suficiente para se observar modificações nas variáveis biomassa total, produção e taxa de regeneração das raízes finas, enquanto que para a profundidade não houve diferença significativa em relação a taxa de regeneração das raízes finas. Entretanto a interação idade/profundidade significativamente diferente nas três variáveis avaliadas sinaliza a evolução da dinâmica da presença de raízes nestes ecossistemas em diferentes estágios de restauração (Tabela I 1).

Tabela I 1: Dinâmica das raízes finas no centro dos núcleos de vegetação formado nas idades de 3, 8, 14, 19 e 34 anos e profundidades 0-20 e 20-30 centímetros de solo (Mata Atlântica).

Característica	Variáveis					
	Idade		Profundidade		Idade x Profundidade	
	G.L.	F	G.L.	F	G.L.	F
Biomassa de raízes finas	4	<0,001*	1	<0,001*	4	<0,001*
Produção	4	0,033*	1	<0,001*	4	0,005*
Taxa de regeneração	4	<0,001*	1	0,169	4	0,001*

* Significativamente diferente

A biomassa de raízes finas após 3 anos de abandono ($4,34 \text{ g.m}^{-2}$), no qual o sistema radicular fasciculado predomina devido presença abundante gramíneas não foi diferente da área com 19 anos de colonização ($4,15 \text{ g.m}^{-2}$), que já apresenta padrão fitofisionômico similar a ambientes arbustivos/florestais. Nessa fase o sistema radicular predominantemente pivotante das raízes de indivíduos arbóreos jovens, evidencia modificação no ecossistema com 19 anos, quando parte das raízes finas, são substituídas por raízes grossas e com finalidades de sustentação física.

A entrada da *Clidemia urceolata* seguida de outras espécies de porte arbustivo no ecossistema, proporcionou diminuição da biomassa do sistema radicular aos 8 ($2,36 \text{ g.m}^{-2}$) e 14 anos ($2,31 \text{ g.m}^{-2}$). Este dado evidencia o dinamismo do sistema radicular da cronosequência da restauração e, associado a conformação florística e fitofisionomia dos ambientes estudados nestes 34 anos, deixa como evidencia os ajustes no solo, para comportar maior consumo de água e nutrientes dos indivíduos que compõem o ecossistema (Figura I 2, A).

A razão das raízes finas (vivas/mortas) caiu pela metade, na profundidade de 0 – 20 cm, decorridos 34 anos do processo de restauração passiva em pastagens abandonadas a partir da colonização da espécie *Clidemia urceolata* (12,60 – 5,42). Estes dados podem ser atribuídos a lignificação do material inerte dos indivíduos dos ecossistemas com regeneração mais evoluída, existência de agentes degradadores dos tecidos, dado a sua precariedade em termos de biodiversidade e demandas nutricionais das espécies, que em ambientes com menos nutrientes tendem a emitir longas raízes para garantir permanência no ecossistema (FREITAS et al., 2008).

Em ambos os casos, as raízes finas desempenham importantes funções ecossistêmicas que podem condicionar o seu autodesenvolvimento, favorecendo quando as sinergias são positivas e prejudicando que o reverso se verifica. A malha de raízes melhora a estruturação do solo, estabelece conectividade vertical e horizontal para que haja a passagem de fluxos hídricos e recarga de lençóis freáticos, deste modo interferindo nos processos edafogenéticos dos solos (Figura I 2, B).

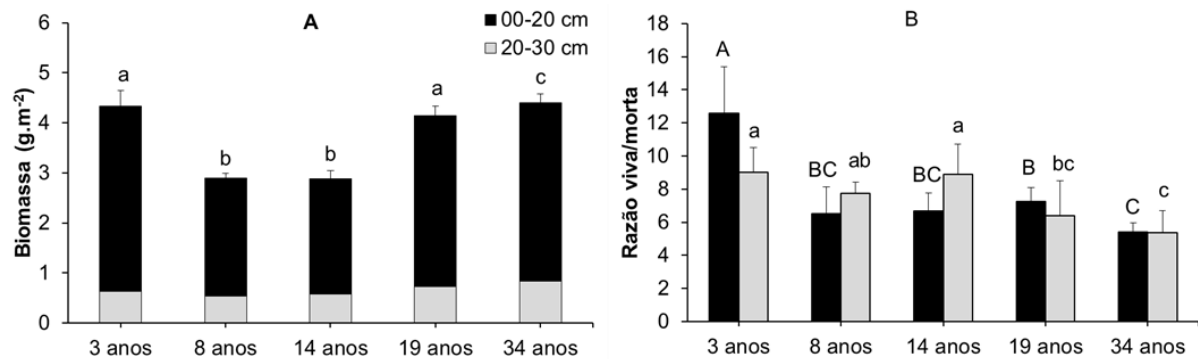


Figura I 2: Dinâmica das raízes finas vivas e mortas durante o processo de restauração passiva mostrando a variação da biomassa de raízes com desvio padrão referente a interação entre idade e profundidade (A); e a razão entre vivas e mortas (B) durante o processo de restauração passiva (letras maiúsculas indicam diferença na prof. de 0-20 cm e minúsculas a diferença na prof. 20-30 cm).

A produção de raízes finas no ecossistema florestal (34 anos) ($5,55 \text{ g.m}^{-2}\text{ano}^{-1}$) foi similar aos da pastagem (3 anos) ($6,60 \text{ g.m}^{-2}\text{ano}^{-1}$). O primeiro tem 62 indivíduos arbóreos, sistema radicular predominante pivotante e o segundo apenas espécies graminoides com sistema radicular fasciculado. Este dado evidencia o esforço dos indivíduos em buscar estruturas de sustentação e mais água, que se encontram nas partes inferiores do solo, sinalizando modificações estruturais na dinâmica da colonização das raízes dos ecossistemas, mesmo tem período de tempo exíguo.

A densidade de espécies encontrada nos sítios associada ao tempo de restauração dos núcleos estabelecidos pela espécie facilitadora e o novo conjunto de espécies, evidenciam o dinamismo do sistema radicular referente a raízes finas e a sua participação nos processos de desenvolvimento do solo (Figura I 3, A), assim como na própria restauração passiva, dado suas implicações na disponibilização de nutrientes para abrigar espécies mais exigentes.

A taxa de regeneração das raízes nos diferentes estágios de desenvolvimento do ecossistema evidenciam o papel da espécie facilitadora, pois os dados referentes ao período de 3 anos são estatisticamente similares aos de 34 anos, ou seja, os dados desde antes dela entrar são similares ao estágio quando ela não se encontra fisicamente presente na forma de planta, apenas no banco de sementes e coexistindo de forma latente, em dormência, que pode ser imediatamente instada a se desenvolver, quando ocorrer qualquer intercorrência fora do normal, como a presença de incêndios, conforme percebido no local.

Ecossistemas evoluídos se ajustam no tempo a oferta distinta de nutrientes no solo, definindo estruturas de raízes próprias para sustentação e nutrição mineral, que muitas vezes não tendo rebatimento espacial com o local abaixo da planta, sendo esta uma adaptação estratégica dos indivíduos para garantir sua sobrevivência (LOPES et al., 2010).

Nas fases de máxima expressão física da espécie facilitadora (8-19 anos), a taxas de regeneração radicular é significativamente diferente em relação aos demais ecossistemas, permitindo evidenciar que as modificações fitofisionômicas da vegetação tem significados na dinâmica do sistema radicular (Figura I 3, B).

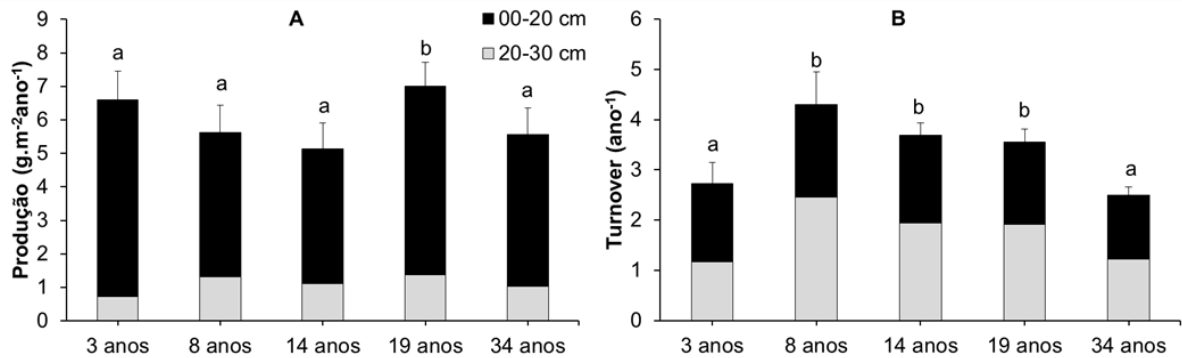


Figura I 3: Dinâmica das raízes finas durante o processo de restauração passiva apresentando a variação da produção de raízes (A); e a taxa de regeneração das raízes (B), em ambos os gráficos o desvio padrão é referente a interação entre idade e profundidade.

As alterações do volume de raízes dos diferentes estágios de desenvolvimento ao longo dos 34 anos dos processos de restauração, associado às diferentes espécies de sua composição florística e aspectos fitofisionômicas nos permitem inferir que os processos diferentes rearranjos das espécies, observados em campo, tem rebatimento pratico na dinâmica das raízes dentro do solo, podendo ser uma manifestação de resultado dos processos de restauração, mas principalmente, um agente de transformação que irá determinar o estágio final da restauração, podendo ou não ser restauração integral ou parcial do ecossistema, em relação aos seus aspectos de formas e, principalmente, aos processos ecológicos dos ecossistemas restaurados.

O estágio mais evoluído da restauração (34 anos) apresenta maior densidade de indivíduos arbustivos e arbóreos, tem maior demanda de recursos naturais para fazer face aos processos de sucessão ecológica, sendo necessário que desenvolvam equilíbrio dinâmicos capazes de otimizar todas as relações intrínsecas entre as espécies, tanto nas partes aéreas como no solo, pois o maior crescimento em biomassa e produção de raízes finas relacionadas as próprias características genéticas das plantas (GONÇALVES; MIRANDA, 2000).

A diferença na biomassa radicular nas profundidades do solo expõe o empobrecimento do solo durante o processo de degradação e a necessidade da atividade radicular na camada superficial (0-20 cm), a qual sofre os efeitos iniciais do processo de restauração ecológica. A camada superficial torna-se a principal fonte de recursos para as espécies do ecossistema, inclusive as que apresentam capacidade de explorar maior profundidade. A mudança na profundidade do solo geralmente afeta a quantidade de água e nutrientes, a densidade aparente, a temperatura, os microrganismos e o teor de argila, podendo impactar a dinâmica de raízes finas (YUAN; CHEN, 2010; OSTONEN et al., 2011).

4 CONCLUSÃO

A biomassa de raízes finas se comporta de forma diferenciada dentro dos núcleos de restauração passiva formados a partir da espécie facilitadora *Clidemia urceolata*.

A razão entre raízes vivas e mortas evidencia que os efeitos da espécie facilitadora são marcados no tempo, principalmente entre os anos 8 e 19, constituindo uma importante função ecossistêmica para a restauração.

A espécie facilitadora suscitou no ecossistema aumento na taxa de regeneração das raízes finas (8-19 anos) maior que em ecossistemas de pastagem (3 anos) e florestal (34 anos), podendo gerar importante via de entrada de carbono no ecossistema e contribuição para reconstrução da estrutura física do solo.

CAPÍTULO II – ALTERAÇÕES EDÁFICAS PROMOVIDAS PELA RESTAURAÇÃO PASSIVA EM NÚCLEOS DE *Clidemia urceolata* DC. NA MATA ATLÂNTICA

RESUMO

A restauração passiva promovida pelos núcleos de *Clidemia urceolata* influencia na dinâmica sucessional dos ecossistemas e estes nas características físicas e químicas dos solos empobrecidos pelas pastagens perturbadas, criando sinergia positiva entre solo e vegetação. Este estudo avaliou as propriedades físicas e químicas do solo nos primeiros 30 cm de profundidade. O trabalho foi realizado no Instituto Federal do Rio de Janeiro (Núcleo Pinheiral) em cinco sítios amostrais com solos e atributos do meio físico similares, sendo todos derivados de pastagens abandonadas em diferentes períodos: Sítio 1 (3 anos de restauração passiva) (pastagem abandonada); Sítio 2 (8 anos, estágio inicial de colonização); Sítio 3 14 anos (estágio intermediário de colonização), Sítio 4 (19 anos, estágio avançado de colonização); e Sítio 5 (34 anos, fragmento de floresta secundária). Os seguintes parâmetros foram mensurados no centro dos núcleos: a) resistência mecânica do solo à penetração; b) densidade aparente; c) porosidade total; d) macroporosidade; e) microporosidade; f) condutividade hidráulica; e g) nutrientes. Os maiores contrastes de dados do solo foram registrados entre 0-10 cm de profundidade, evidenciando os trabalhos edafogênicos da vegetação na restauração passiva ao longo de 34 anos. O desenvolvimento da *Clidemia urceolata* após quatorze anos, constituiu um fator diferencial na recuperação do solo, modificando suas propriedades físicas e químicas, criando condições para que o meio permitisse abrigar e desenvolver espécies arbóreas e formar fragmento florestal em menos de 34 anos de restauração passiva, sem necessidade de adição de energia para restaurar áreas perturbadas.

Palavras-chave: Sucessão ecológica; restauração do solo; fragmento florestal.

ABSTRACT

Passive restoration induced by nuclei of *Clidemia urceolata* influences the successional dynamics of ecosystems, and these in turn influence the physical and chemical characteristics of soils depleted by disturbed pastures, creating a positive synergy between the soil and the vegetation. This study evaluated the physical and chemical properties of the soil in the first 30 cm of depth. The study was done at the IFRJ-Pinheiral (the Federal Institute in the municipality of Pinheiral, Rio de Janeiro state, Brazil) at five sampling sites with similar soil and physical environments, all of which were derived from pastures abandoned in different periods: Site 1 (3 years of passive restoration of abandoned pastures); Site 2 (8 years, in an initial stage of plant colonization); Site 3 (14 years, in an intermediate stage of plant colonization); Site 4 (19 years, in an advanced stage of plant colonization); and Site 5 (34 years, covered by fragments of secondary forest). The following parameters were measured in the center of each nucleus: a) Mechanical Resistance of the Soil to Penetration; b) Apparent Density; c) Total Porosity; d) Macroporosity; e) Microporosity; f) Hydraulic Conductivity; and g) Nutrients. The greatest contrasts in soil data were registered between 0-10 cm of depth, showing the edaphic work of the vegetation in passive restoration during 34 years. The development of *Clidemia urceolata* after 14 years is a differential factor in soil recovery, modifying its physical and chemical properties, creating conditions for the environment to permit the growth and development of tree species and the formation of forest fragments in less than 34 years of passive restoration, without needing to add any additional efforts to the restoration of disturbed areas.

Key-words: Ecological succession; soil restoration; forest fragments.

1 INTRODUÇÃO

Áreas abandonadas na Mata Atlântica envolvendo o manejo inadequado, sem agregação de tecnologia sustentável e produtiva, e os efeitos de inviabilidade econômica de modo a não garantir o sustento das populações rurais ocupam parte substancial das bacias hidrográficas (TURCHIN & NEFEDOV, 2009). Estas áreas foram submetidas aos usos intensos no passado recente da lavoura cafeeira combinada com a pecuária, as quais eram consideradas atividades de alto potencial agrícola.

Nestas áreas a baixa produtividade restringe as opções de uso intensivo e torna usual a pecuária extensiva, o qual intensifica processos de degradação e empobrecimento do solo, prejudicando as atividades socioeconômicas das propriedades rurais dentro das bacias hidrográficas.

Nos locais onde estes ciclos econômicos ocorrem há prejuízo da ciclagem de nutrientes, propriedades físico-químicas, captação e retenção de umidade do solo, condicionantes que reduzem paulatinamente a capacidade de suporte dos ecossistemas (DALY & FARLEY, 2003; SOUZA et al., 2005) e consequentemente das atividades agrícolas, funcionando como mecanismo de retroalimentação negativa para controlar a velocidade de esgotamento dos recursos. Ocorre redução das ofertas dos serviços ecossistêmicos em diferentes trechos, como em planícies de inundações (BAPTISTA et al., 2017).

Entretanto, nas áreas que ainda resguardam mínima oferta de atributos ambientais relacionada aos fatores ecológicos, como exposição, posição na topossequência e proximidade de fragmentos florestais, se observa processo de restauração passiva com espécies arbustivas e arbóreas (REZENDE et al., 2015) por meio da indução a sucessão ecológica (MARTINS et al., 2017). A restauração passiva se estabelece espontaneamente pela colonização de espécies facilitadoras, as quais promovem interações positivas e sinérgicas entre os indivíduos e aceleram a sucessão ecológica (AERTS et al., 2007; BECHARA et al., 2016).

Em pastagens abandonadas, a colonização por *Clidemia urceolata*, que ocorre desde a América Central até o sul do Brasil (MICHELANGELI & REGINATO, 2015), contribui para o restabelecimento do balanço hídrico e da ciclagem de nutrientes nos ecossistemas (DINIZ et al., 2013; MATEUS et al., 2013). *Clidemia urceolata* é uma espécie rústica que apresenta mecanismos de facilitação e forma núcleos de restauração a pleno sol. Ela tem preferências ecológicas específicas (MIRANDA et al., 2015), tendência gregária, frutos de interesse da fauna dispersora de sementes e se propaga vegetativamente por meio de suas raízes, além de produzir frutos comestíveis a avifauna dispersora de propágulos. Na medida em que ela se desenvolve, modifica o meio físico e administra as precipitações na serapilheira (MATEUS et al., 2013), modificando a distribuição de água no solo, por meio do seu sistema radicular. Ela constitui um exemplo de facilitação nos ecossistemas florestais da Mata Atlântica e de sinergia para enriquecer fragmento florestal no processo da sucessão ecológica (MIRANDA et al., 2015).

A restauração de ecossistema com solo química e fisicamente exaurido, por meio dos usos agrícolas indevidos no passado, pode ser parcial em função dos processos pedogenéticos alterados (CORREA, 2002; MORRIEN et al., 2017), pois a disponibilidade de oferta de ar e água nas raízes das plantas depende dos horizontes superficiais do solo, que são alterados durante estes processos (SILVA et al., 2006). A regeneração florestal por meio da interação planta/solo promove melhorias nos atributos do solo, contribuindo para o aumento do teor de carbono orgânico e da macroporosidade, reduzindo os valores de densidade do solo (COUTINHO et al., 2017).

Neste sentido, o objetivo deste estudo foi levantar e caracterizar as propriedades físicas e químicas nos primeiros 30 cm do solo, decorrentes do processo de restauração passiva a partir dos efeitos de nucleação da espécie facilitadora *Clidemia urceolata*. Espera-se oferecer informações sobre parâmetros físico-químicos do solo durante o processo de restauração de modo a contribuir para o aperfeiçoamento de técnicas de nucleação em restauração florestal de pastagens abandonadas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Amostragem

A caracterização dos atributos físicos e químicos do solo nos núcleos de restauração passiva a partir da colonização da *Clidemia urceolata*, foi realizada em cinco sítios amostrais com diferentes idades e distintas fases de evolução dos seus ecossistemas, porém oriundos da mesma matriz de uso: pastagens abandonadas, com histórico de uso conhecido no Campus do Instituto Federal do Rio de Janeiro (IFRJ - Pinheiral). As áreas possuem declividade, feição, altitude, face de exposição, posição relativa na topossequência, área de captação a montante, distância de fontes de propágulos e solo do tipo Latossolo Amarelo distrófico com textura franca segundo o manual de descrição e coleta do solo no campo (SANTOS et al., 2015), o que nos permite assumir que os atributos ambientais oriundos da conjugação destes efeitos do meio físico são similares.

Os locais foram definidos como: Sítio 1 (S1) 3 anos do processo de restauração passiva (pastagem abandonada); Sítio 2 (S2) 8 anos do processo de restauração passiva (núcleo de *Clidemia urceolata* no estágio inicial de colonização); Sítio 3 (S3) 14 anos do processo de restauração passiva (núcleo de *Clidemia urceolata* no estágio intermediário de colonização com 7 indivíduos arbóreos); Sítio 4 (S4) 19 anos do processo de restauração passiva (núcleo de *Clidemia urceolata* no estágio avançado de colonização com 20 indivíduos arbóreos); Sítio 5 (S5) 34 anos do processo de restauração passiva a partir da colonização da espécie *Clidemia urceolata*, que se encontra na forma de fragmento de floresta secundária com 62 indivíduos arbóreos, sem a presença da *Clidemia urceolata* na forma de arbusto, apenas em banco de sementes (Tabela II 1).

Tabela II 1: Características florísticas dos estágios de restauração passiva a partir da colonização e facilitação da *Clidemia urceolata*: textura do solo e espécies arbóreas.

Tratamento	Textura	Espécies arbóreas (n° indivíduos)
3 anos	franca	0
8 anos	franca	0
14 anos	franca	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (3); <i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos (1); <i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld (1); <i>Psidium guineense</i> Sw. (1); <i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez (1)
19 anos	franca	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (17); <i>Casearia sylvestris</i> Sw. (3)
34 anos	franca	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl. (25); <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (16); <i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vel.) K. Schum (6); <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi* (5); <i>Casearia sylvestris</i> Sw. (3); <i>Eugenia florida</i> DC. (2); <i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret (2); <i>Casearia sp.</i> (1); <i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer (1); <i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC. (1)

2.2 Atributos físicos do solo

2.2.1 Resistência mecânica do solo a penetração

Foi determinada com a utilização do penetrômetro de impacto, modelo IAA/Planalsucar-Stolf. As medições foram realizadas até 30 cm de profundidade, totalizando dez pontos de amostragem por sítio. A escolha dos pontos de amostragem foi aleatória no centro dos tratamentos, sobre uma grade de 50 pontos identificados. As coletas foram

realizadas em período de estiagem (julho de 2016), depois de haver transcorrido 20 dias sem precipitação.

Na literatura não existe um consenso em relação a valores ou faixas da resistência mecânica do solo a penetração (RMSP) limitantes ao desenvolvimento do sistema radicular de espécies florestais e culturas agrícolas. Neste trabalho adotamos os valores utilizados por Couto et al. (2016), em um estudo com pastagens, florestas e sistemas agroflorestais. O mesmo autor dividiu suas observações em três classes: Sem restrição para a penetração das raízes, com valores de RMSP (< 2 MPa); Restritiva à penetração de raízes, para RMSP ($2 < \text{MPa} < 3,5$); e Impeditiva ($\text{MPa} > 3,5$).

2.2.2 Densidade aparente e porosidade do solo

Foram selecionadas três parcelas para retirada das amostras indeformadas a 5 cm (representando 0-10 cm de profundidade) e 20 cm (representando 10-30 cm). Este procedimento foi realizado nas cinco fases de evolução da restauração, sendo as informações coletadas em agosto de 2016. Utilizou-se trado Uhland com anel de $104,08 \text{ cm}^3$. As amostras indeformadas foram encaminhadas ao laboratório (LMBH) a fim de determinar a densidade aparente, microporosidade, macroporosidade e porosidade total. Os testes foram realizados segundo metodologia proposta por Donagema et al. (2011).

2.2.3 Condutividade hidráulica do solo saturado

A condutividade hidráulica de solo saturado se compara à taxa de infiltração de água no solo, interferindo no escoamento de água no perfil do solo (MESQUITA et al., 2007). Foram selecionadas aleatoriamente três parcelas por sítio amostral para realizar coletas a 5 cm (representando a camada de 0-10) e 20 cm (representando a camada de 10-30 cm). A análise foi realizada nas cinco fases de desenvolvimento da restauração, totalizando 30 coletas, realizadas em agosto de 2016. As amostras indeformadas foram coletadas utilizando trado do tipo *Uhland* com anel de $104,08 \text{ cm}^3$, seladas com gaze nas duas extremidades e levadas para o laboratório.

No laboratório foi realizado o teste do fluxo de água que atravessa a amostra por hora (mm/hora) e transformados em condutividade hidráulica segundo a metodologia proposta por Donagema et al. (2011).

2.3 Atributos químicos do solo

As amostras de solos foram coletadas na profundidade de 0-10 cm no centro dos sítios amostrais, devido ao fato desta camada ser considerada orgânica e conter a maior quantidade de nutrientes. Em cada sítio amostral foram coletadas cinco amostras compostas no mês de julho de 2016, sendo uma amostra composta integralizadora das cinco amostras simples, coletadas aleatoriamente nas áreas amostrais e homogeneizadas em bandeja plástica limpa. Os atributos químicos do solo levantados foram: pH, Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Alumínio (Al) e Carbono orgânico (C org.). As análises do solo foram realizadas segundo metodologia proposta por Donagema et al. (2011).

2.4 Análises estatísticas

A Resistência mecânica do solo a penetração (RMSP) foi descrita conforme o manual de uso *IAA/Planalsucar-Stolf* e separada em três classes de acordo com os valores utilizados por Couto et al. (2016).

A densidade aparente, porosidade total, microporosidade, macroporosidade, condutividade hidráulica e atributos químicos foram avaliadas por meio da ANOVA. Ela foi realizada após os testes de normalidade e de homogeneidade e posterior teste de Tukey a 5% de significância nos casos com diferença significativa, software R 3.3.1 (R Core Team, 2016).

No caso da densidade aparente, porosidade total, microporosidade, macroporosidade e condutividade hidráulica foram avaliadas a diferença entre os sítios em duas profundidades distintas, enquanto que os atributos químicos foram avaliados em uma única profundidade, os parâmetros atenderam aos pressupostos da ANOVA, não sendo necessária nenhuma transformação dos dados.

3 RESULTADOS

3.1 Resistência mecânica do solo a penetração (RMSP)

A cronologia do censo de espécies arbóreas (Tabela II 1) no processo de restauração passiva evidencia ausência de indivíduos arbóreos até os 8 anos de entrada da *Clidemia urceolata*, representando manutenção do pasto sujo, com todos os seus riscos e consequências decorrentes de áreas onde a pecuária extensiva prevalece e o manejo do fogo é cultural. Em contra partida a entrada de novas espécies e indivíduos consolida a sucessão ecológica nos ecossistemas, chegando a 5 espécies (7 indivíduos) aos 14 anos. Nessa perspectiva houve mudança do ambiente, com redução de espécies colonizadoras iniciais e aumento de indivíduos (20), chegando a 10 espécies e 62 indivíduos aos 34 anos, evidenciando um processo dinâmico de colonização nestes ecossistemas em processo de restauração. Este fator sinaliza sustentabilidade na tendência de restauração, dado a aquisição de resiliência e formação de floresta com seus serviços ecossistêmicos.

A RMSP interfere desde o estabelecimento de propágulos até colonização de novas espécies no ecossistema, principalmente nos primeiros centímetros do solo, já que dificulta o desenvolvimento do sistema radicular. O valor de RMSP aos 3 anos evidencia a dificuldade de estabelecimento de novas espécies nas pastagens abandonadas, por isso a *Clidemia urceolata* tem um papel importante no processo de restauração, no qual forma núcleos agregados capazes de reduzir nos primeiros 5 cm a RMSP em 2,5 Mpa durante onze anos de desenvolvimento (Figura II 1). Os 34 anos de intervenção dos processos de restauração passiva foram suficientes para reduzir em 1,75 MPa a RMSP nos primeiros 5 centímetros do solo em comparação aos 3 anos de abandono, fator este essencial para colonização de novas espécies (Figura II 1).

Na camada de 5-15 cm os valores de RMSP foram se afastando da melhora atingida na camada de 0-5 cm e aproximando-se das profundidades posteriores, onde não são percebidos os efeitos do processo de restauração (Figura II 1). A partir dos 15 cm todos os tratamentos permaneceram na classe impeditiva a penetração radicular alternando entre 4 e 5,5 Mpa. Por outro lado, vale ressaltar condição similar a partir dos 20 cm de profundidade na área com 3 anos (pastagens perturbada) com as demais áreas (Figura II 1).

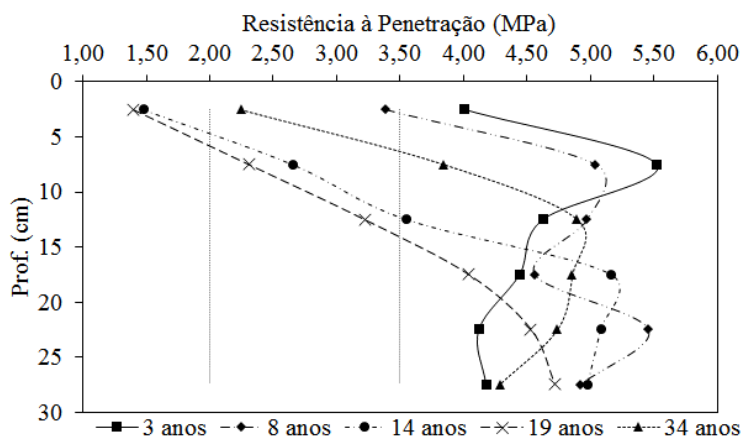


Figura II 1: Resistência do solo à penetração nas respectivas profundidades (Prof.) no centro dos núcleos de restauração passiva em cinco fases distintas de evolução a partir de pastagens abandonadas no médio vale do rio Paraíba do sul, Instituto Federal do Rio de Janeiro – Pinheiral, RJ.

3.2 Densidade aparente e porosidade do solo

A densidade aparente atingiu $1,27 \text{ g.cm}^{-3}$ aos 14 anos do processo de restauração passiva na camada de 0-10 cm do solo, evidenciando os efeitos edafogênicos decorrentes da restauração passiva da vegetação promovido pela *Clidemia urceolata* no centro dos seus núcleos. Na camada de 10-30 cm do solo também houve diferenciação, entretanto os efeitos foram percebidos aos 19 anos ($1,39 \text{ g.cm}^{-3}$) (Figura II 2).

A porosidade total na profundidade de 0-10 cm aos 14 anos (17 %) do processo de restauração passiva praticamente dobrou quando comparada aos 3 anos (9 %) de abandono, chegando a valores de 28 % aos 34 anos de restauração. Na profundidade de 10-30 cm a porosidade total alcançou 22 % aos 34 anos do processo de restauração, a qual foi estatisticamente diferente das demais áreas exceto da área com 14 anos de restauração (20 %) (Figura II 2).

A macroporosidade apresentou recuperação gradual até os 14 anos (5 %) de restauração na camada de 0-10 cm, todavia regrediu aos 19 anos (3 %) e posteriormente aumentou seis vezes até os 34 anos (18 %). A restauração da rede de macroporos na profundidade de 10-30 cm aconteceu de forma gradual, a qual apresentou diferença estatística aos 14 anos (7 %) e alcançou o maior valor aos 34 anos (12 %) do processo de restauração passiva (Figura II 2).

A microporosidade, na camada de 0-10 cm, se manteve estável transcorridos 8 anos (7 – 8 %) do processo de restauração, sendo modificada aos 14 e 19 anos (12 %) do processo de restauração passiva. Na camada de 10-30 cm a microporosidade se manteve praticamente estável durante o intervalo de tempo avaliado do processo de restauração, exceto aos 14 anos (13 %) quando apresentou crescimento durante o estágio intermediário de desenvolvimento da *Clidemia urceolata* (Figura II 2).

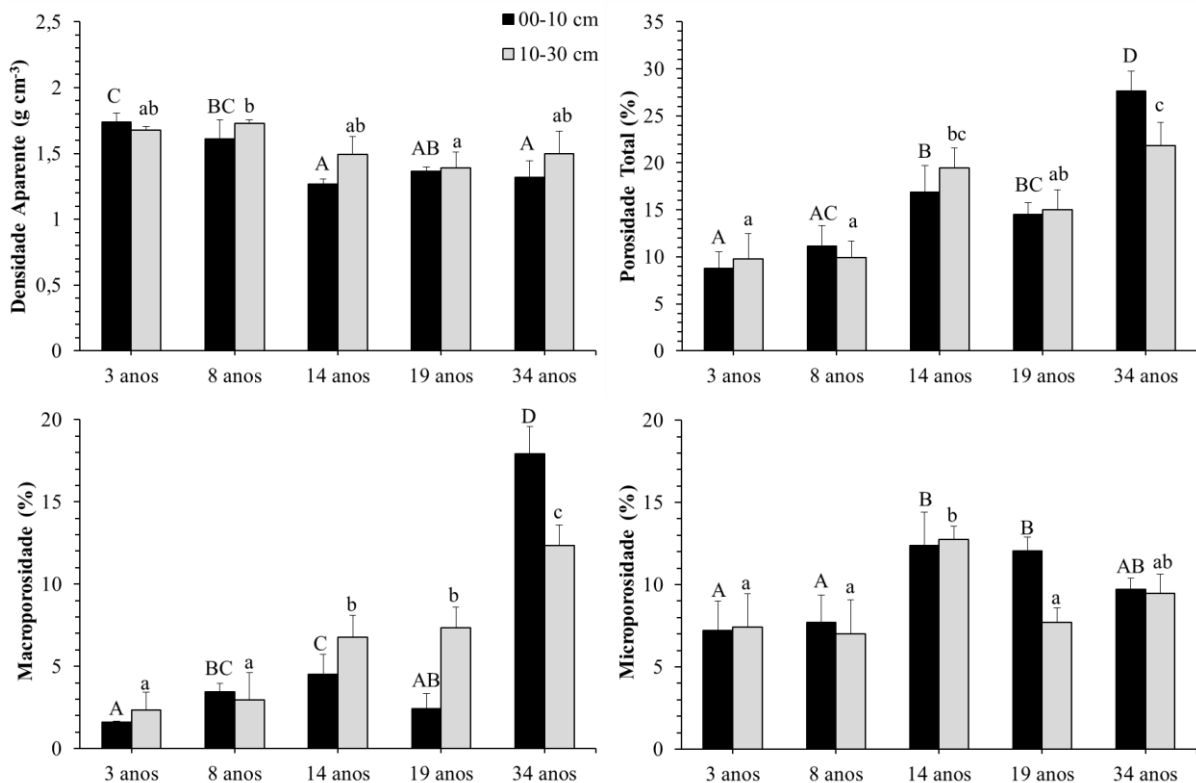


Figura II 2: Densidade aparente, porosidade total, macroporosidade e microporosidade em cinco fases distintas do processo de restauração passiva a partir da colonização de pastagens abandonadas pela espécie *Clidemia urceolata* (as mesmas letras maiúsculas, na profundidade de 0-10 cm, e as mesmas letras minúsculas, na profundidade de 10-30 cm, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância).

3.3 Condutividade hidráulica do solo saturado

A condutividade hidráulica aos 3 anos (18 mm.h^{-1}) aumentou significativamente transcorridos cinco anos de restauração passiva (8 anos – 44 mm.h^{-1}) na camada de 0-10 cm (Figura II 3), favorecendo substancialmente a infiltração da água no solo e seus processos formadores, enquanto tende a reduzir o escoamento superficial, principal agente degradante e formador de processos erosivos em pastagens abandonadas da bacia hidrográfica.

A condutividade hidráulica do solo alcançou o maior valor aos 14 anos (49 mm.h^{-1}) do processo de restauração, porém aos 19 anos a condutividade hidráulica do solo voltou ao patamar de 3 anos (18 mm.h^{-1}), evidenciando o papel do predomínio da *Clidemia urceolata* aos 8 e 14 anos.

Na camada de 10-30 cm observou-se a alternância dos valores de condutividade hidráulica com o avanço do processo de restauração, os quais não foram diferentes estatisticamente aos 3 anos (26 mm.h^{-1}), 14 anos (29 mm.h^{-1}) e 34 anos (31 mm.h^{-1}) do processo de restauração (Figura II 3).

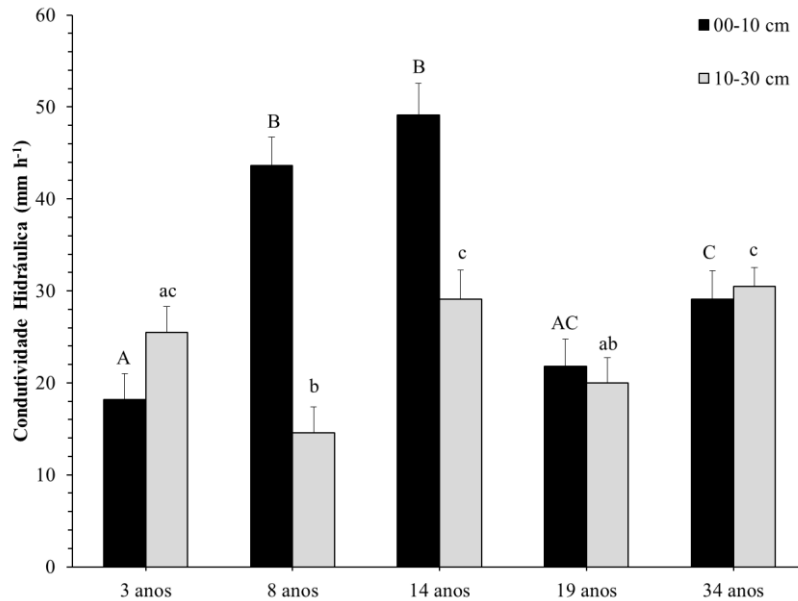


Figura II 3: Condutividade hidráulica do solo nas diferentes fases de evolução do processo de restauração passiva a partir da colonização de pastagens abandonadas pela espécie *Clidemia urceolata* (as mesmas letras maiúsculas, na profundidade de 0-10 cm, e as mesmas letras minúsculas, na profundidade de 10-30 cm, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância).

3.4 Atributos químicos do solo

O estabelecimento da restauração ecológica e o da ciclagem de nutrientes favorecem à retomada dos atributos químicos do solo. A concentração do cálcio (Ca) aos 3 anos ($1,6 \text{ Cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) caiu pela metade quando comparada aos 8 anos ($0,7 \text{ Cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), todavia ela triplicou até chegar aos 14 anos ($2,5 \text{ Cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) e alcançou sua maior concentração aos 34 anos ($4,3 \text{ Cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) de restauração passiva (Tabela II 2).

O magnésio (Mg) apesar de sofrer redução até 8 anos aumentou de acordo com a evolução dos núcleos da *Clidemia urceolata* alcançando aos 19 anos ($2,3 \text{ Cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) diferença estatística em relação aos 3 e 8 anos ($0,9 \text{ Cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ e $0,5 \text{ Cmol}_c.\text{dm}^{-3}$, respectivamente). O potássio (K) teve sua concentração triplicada até 14 anos ($0,4 \text{ Cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) do processo de restauração passiva em relação aos valores de 3 ($0,1 \text{ Cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) e 8 ($0,1 \text{ Cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) anos (Tabela II 2).

O alumínio (Al) chegou a valores de $1,6 \text{ Cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ aos 8 anos, em contrapartida sua concentração reduziu em cinco vezes até os 14 anos ($0,3 \text{ Cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) e alcançou os menores valores aos 19 anos ($0,1 \text{ Cmol}_c.\text{dm}^{-3}$). O pH mostrou alteração de concentração com o avanço da sucessão ecológica, contudo o carbono orgânico (C org.) e o fósforo (P) não sofreram alteração nas suas concentrações até os 34 anos do processo de restauração passiva (Tabela II 2).

Tabela II 2: Análise química do solo nos diferentes estágios de restauração passiva a partir da colonização de pastagens abandonadas pela espécie *Clidemia urceolata* na profundidade de 0-10 cm.

Tratamento	pH	P	C org.	Ca	Mg	K	Al
	H ₂ O	mg/L	%	----- Cmol _c .dm ⁻³ -----			
	----- 0-10 cm -----						
3 anos	4,7 b	17,4 a	1,6 a	1,6 ab	0,9 a	0,1 a	0,6 b
8 anos	4,2 a	18,0 a	2,0 a	0,7 a	0,5 a	0,1 a	1,6 c
14 anos	4,9 c	18,2 a	1,6 a	2,5 b	1,4 ab	0,4 b	0,3 ab
19 anos	5,1 cd	17,2 a	1,8 a	3,7 c	2,3 b	0,2 ab	0,1 a
34 anos	5,2 d	18,2 a	1,5 a	4,3 c	2,0 b	0,4 b	0,2 a

As mesmas letras na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

4. DISCUSSÃO

Áreas de pastagens abandonadas, com baixa densidade de indivíduos de ciclo curto, com cobertura do solo escassa e baixa densidade de raízes no meio poroso, passíveis de sofrerem incêndios e serem atacados por herbivoria, apresentam solos expostos às adversidades climáticas e com alto risco de sofrerem processos erosivos, expondo os horizontes sub-superficiais às chuvas torrenciais, com alto grau de risco de sofrerem processos continuados de degradação.

Os solos do Sudeste do Brasil apresentam baixo potencial para uso intensivo de terras cultiváveis ou pastagens, ensejando o abandono dos campos após 20-30 anos de uso (MARTINS et al., 2015). Estas características impedem o desenvolvimento radicular, afetando os processos de edafização, que implicam tanto nos fatores químicos quanto físicos: densidade aparente, porosidade total, microporosidade e macroporosidade, dificultando a infiltração e aumentando os fluxos superficiais que causam escoamento superficial e perda de solo, prejudicando tanto as encostas como as várzeas, assim como a qualidade das águas.

Os processos pedogenéticos sofreram alterações qualitativas e quantitativas na camada 0-10 cm após 8 anos do estabelecimento da *Clidemia urceolata* (sítio 2). Os núcleos formados por meio de suas influências tanto na copa quanto na serapilheira acumulada proporcionam proteção ao solo e facilitam a infiltração, além de constituírem fonte de nutrientes e substâncias húmicas (MATEUS et al., 2013). A ação destes agentes melhorou a condição da estrutura e reduziu a resistência do solo, facilitando a germinação e o estabelecimento de novos indivíduos na formação dos ecossistemas, ao mesmo tempo em que aumentou a macroporosidade, a qual interferiu diretamente na melhora da condutividade hidráulica. A maior infiltração homogeneizou a distribuição da água no perfil do solo. Nesta área foi encontrada a mais alta concentração de alumínio, proveniente da decomposição da serapilheira e lavado dos nutrientes atmosféricos e da copa infiltrados, em contrapartida estes valores se encontram abaixo de ecossistema de Mata Atlântica em processo de restauração passiva entre 9-11 anos a partir de pastagens abandonadas (MARTINS et al., 2015).

A dinâmica de número de espécies e indivíduos (14 anos – sítio 3) sinaliza efeitos sinérgicos processados no ecossistema, que tem rebatimentos em outras variáveis, como nos avanços dos processos pedogenéticos. A RMSP se modificou no intervalo de 6 anos e passou da classe "restritiva", para "sem restrição" na camada de 0-5 cm. Segundo Couto et al. (2016) a mudança na RMSP está relacionada a modificação da vegetação, a qual proporciona proteção ao solo por meio da cobertura de copa. Tais fatores viabilizam a germinação e o desenvolvimento de novas espécies de níveis sucessionais avançados. Neste momento do processo de restauração passiva na profundidade de 0-10 cm, afetou positivamente a densidade aparente, porosidade total, macroporosidade e microporosidade em relação ao estágio com 8 anos, sendo estatisticamente diferente. A evolução destes atributos físicos do solo se configura como um serviço ecossistêmico proporcionado pelo desenvolvimento dos núcleos da *Clidemia urceolata*, o que dotará os solos de meios para sustentar os avanços da sucessão ecológica.

O estabelecimento de novas espécies arbustivas e arbóreas aos 19 anos (sítio 4) do processo de restauração manteve o patamar alcançado da RMSP, densidade aparente, microporosidade e porosidade total em relação ao tratamento com 14 anos. O desenvolvimento avançado da *Clidemia urceolata* e a nova configuração de espécies no ecossistema apresenta maior demanda por recursos, gerando aumento da absorção de nutrientes do solo. Isso é sustentado pela nova condição física e química do solo, o qual disponibiliza maiores quantidades de cálcio e magnésio. Segundo Cardoso et al. (2012) a

quantidade disponível no solo de nitrogênio, fósforo, potássio e cálcio está positivamente relacionada ao crescimento radicular das espécies vegetais e a sua boa atividade fenológica.

No fragmento florestal com 34 anos (sítio 5) a quantidade de macroporos de 18 % representa o dobro encontrado por Ortiz et al. (2017), que obteve valor de 9% de macroporos sob Argissolo num fragmento florestal de Mata Atlântica em Pernambuco, enquanto Coutinho et al. (2017) quantificou 17 % de macroporos em Cambissolo em fragmento florestal na mesma bacia de estudo. O aumento de macroporos causa um incremento na infiltração e os microporos retém a água para utilização das plantas (ORTIZ et al., 2017). A presença de indivíduos arbóreos de maior porte (6 metros) provocou mudança de classe no RMSP na camada de 0-5 cm, consequência do entrelaçamento de suas raízes.

A diferença nos atributos físicos nas profundidades do solo expõe o resultado do processo de restauração por meio da interação planta/solo na camada superficial (0-10 cm), a qual sofre os efeitos iniciais do processo de restauração ecológica. A camada superficial é fonte de recursos para as espécies do ecossistema durante todo o seu ciclo de vida, o que torna sua recuperação indispensável para o sucesso do processo de restauração.

5 CONCLUSÃO

O avanço do processo de restauração passiva a partir da espécie *Clidemia urceolata* modificou os processos pedogenéticos, alterando os atributos químicos e físicos do solo. A espécie atuou diretamente até 14 anos, criando meios para que as demais espécies interagissem e continuassem o processo de desenvolvimento das condições físicas e químicas do solo. Isso ocorreu durante os 34 anos de restauração florestal, onde as espécies arbóreas desempenham funções ecológicas de fragmento florestal.

Transcorridos 34 anos do processo de restauração passiva, observa-se que os valores de macroporos aumentaram nove vezes em relação aos da pastagem abandonada, enquanto a condutividade hidráulica manteve a tendência de aumento. Juntas estas variáveis foram responsáveis pelo aumento da infiltração da água no solo, a qual tende a recarregar as reservas do solo.

**CAPÍTULO III – PROCESSOS ECOLÓGICOS NA RESTAURAÇÃO FLORESTAL
PASSIVA PROMOVIDOS POR ESPÉCIE FACILITADORA NA MATA ATLÂNTICA**

RESUMO

Pastagens perturbadas podem se transformar em áreas degradadas caso os processos de degradação sejam inerciais e os ecossistemas mantenham níveis mínimos de resiliência. Entretanto, este quadro pode ser revertido se houver colonização de espécie facilitadora *Clidemia urceolata*, que também apresenta efeitos de nucleação, facilitando a restauração em curto espaço de tempo. Neste estudo se utilizou 5 áreas com idênticos atributos ambientais e estágios distintos de restauração florestal passiva originada espontaneamente a partir dos efeitos da *Clidemia urceolata*. Foram levantados os processos ecológicos em 15 parâmetros, agrupados em 4 conjuntos: Balanço hídrico e químico; Dinâmica das raízes finas; Atributos físicos e químicos do solo; e Dinâmica da serapilheira. Os resultados permitiram agrupar por critério de similitude de processos ecológicos a restauração em: G1 – fase inicial (3 anos); G2 – fase intermediária/inicial (8 anos); G3 – fase intermediária/média (14 anos); G4 – fase intermediária/avançada (19 anos); e G5 – fase evolução sustentável (34 anos). Nestas fases a *Clidemia urceolata* até os 3 anos de abandono, não oferece mínima garantia da restauração florestal passiva, mesmo com ausência do pastoreio. A partir do oitavo ano, quando se encontra estabelecida, ela interfere na restauração, por meio de mecanismos de facilitação e nucleação, estabelecendo inflexão do quadro de degradação inercial do pasto perturbado, para evolução da restauração florestal passiva, cujos efeitos são potencializados entre 8 e 14 anos, promovendo profundas alterações nos processos ecológicos da restauração. Aos 34 anos, o ecossistema está dotado de resiliência suficiente para se autodeterminar nos processos de restauração florestal de forma passiva. *Clidemia urceolata* funcionalmente sai dos estratos da vegetação e atua de forma latente, apenas no banco de sementes dos solos, sendo demandada assim que houver alguma perturbação indesejada no processo de restauração, como presença de fogo, deslizamentos e supressão vegetal.

Palavras-chave: Hidrologia, raízes finas, serapilheira, restauração do solo

ABSTRACT

Disturbed pastures can become degraded areas if degradation processes are inertial and ecosystems maintain minimum levels of resilience. However, this framework can be reversed if there is colonization of species facilitating *Clidemia urceolata*, which also has nucleation effects, facilitating the restoration in a short period of time. In this study, 5 areas with identical environmental attributes and distinct stages of passive forest restoration originated spontaneously from the effects of *Clidemia urceolata* were used. The ecological processes were surveyed in 15 parameters, grouped in 4 sets: Water and chemical balance; Root dynamics; Physical and chemical attributes of soil; and Dynamics of the litter. The results allowed grouping by similarity criterion of ecological processes the restoration in: G1 - initial phase (3 years); G2 - intermediate / initial phase (8 years); G3 - intermediate / average phase (14 years); G4 - intermediate / advanced phase (19 years); and G5 - sustainable evolution phase (34 years). In these phases, the *Clidemia urceolata* until the 3 years of abandonment, does not offer minimum guarantee of the passive forest restoration, even with absence of grazing. From the eighth year, when it is established, it interferes in the restoration, through mechanisms of facilitation and nucleation, establishing inflection of the inertial degradation framework of disturbed pasture, for the evolution of the passive forest restoration, whose effects are potentiated between 8 and 14 years, promoting profound changes in the ecological processes of restoration. At age 34, the ecosystem is endowed with sufficient resilience to passively self-determine in forest restoration processes from its own resilience. *Clidemia urceolata* functionally leaves the vegetation strata and acts latently, only in the soil seed bank, being demanded as soon as there is some undesirable disturbance in the restoration process, such as fire, landslides and vegetation suppression.

Key-words: Hydrology, fine roots, litter, soil restoration, *Clidemia urceolata*

1 INTRODUÇÃO

Os processos de restauração dos ecossistemas podem ser ativos ou passivos, sendo determinantes para a escolha os níveis de uso e desgastes do solo, resiliência, fontes de propágulos e agentes dispersores (CHAZDON, 2008; HOLL & AIDE, 2011). A restauração passiva depende da superação dos filtros ambientais impostos pela degradação e dos atributos funcionais das espécies que colonizam e se estabelecem, desempenhando funções ecológicas que facilitam o ingresso de novos indivíduos nos ecossistemas. Estas espécies apresentam características fisiológicas, fitossociológicas, morfológicas, anatômicas e químicas diferenciadas (BECHARA et al., 2016). Elas dependem da harmonia entre ofertas e demandas dos atributos ambientais do meio físico (BRUNO et al., 2003).

A taxa máxima de crescimento de espécies varia de acordo com seus atributos, tendo exemplos de espécies herbáceas ($100-400 \text{ mg.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) e lenhosas ($10-150 \text{ mg.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) (PUGNAIRE & VALLADARES, 1999), sem que necessariamente garanta sustentabilidade da restauração.

A água e sua administração dentro dos ecossistemas é um agente vital para a restauração, pois quando mal administrada degrada o ambiente, em contrapartida se bem manejada reconstrói o ecossistema. O balanço hídrico permeia todas as fases da restauração e afeta todos os subsistemas, modificando a disponibilidade, administração e usos dos elementos químicos (ARCOVA et al., 2003; ZIMMERMANN et al., 2007; MATEUS et al., 2013). O manejo adequado dos ecossistemas permite aproveitamento da água precipitada e dos seus elementos químicos, distribuindo equitativamente nos distintos subsistemas, notadamente o solo, facilitando desenvolvimento das raízes, biomassa, aporte de matéria orgânica e processos de bioturbação. Estas melhorias do meio físico apresentam efeitos sinérgicos para as próprias espécies existentes e as que ingressarem, permitindo entrada de carbono orgânico e nutrientes no solo, contribuindo para aperfeiçoamento dos processos de restauração (SUN et al., 2013; MATEUS et al., 2018).

O conhecimento dos processos ecológicos se torna indispensável para aperfeiçoar o manejo da restauração passiva dos ecossistemas (BRUNO et al., 2003; WORTLEY et al., 2013; BECHARA et al., 2016). A simples manutenção do tempo de abandono para que o desenvolvimento da restauração se estabeleça, ou a redefinição da melhor estratégia para os processos de sucessão ecológica são escolhas que determinam o sucesso e eficácia da restauração (CHAZDON, 2008). Os processos ecológicos envolvidos na restauração passiva por meio dos efeitos de nucleação de espécie facilitadora em todas as suas fases, ou seja, desde a colonização até a formação de fragmentos florestais na Mata Atlântica são pouco estudados.

Atualmente existem 28% de cobertura vegetal nativa da Mata Atlântica (REZENDE et al., 2018), formando mosaicos de florestas entre pastagem com diferentes níveis de usos e degradação, constituindo barreiras ecológicas limitadoras do estabelecimento de estratégias conservacionistas sustentáveis.

Clidemia urceolata apresenta habilidades típicas de espécies facilitadoras dos processos de restauração passiva de pastagem (FIGUEIREDO et al., 2011; MIRANDA et al., 2011; MATEUS et al., 2013; FIGUEIREDO et al., 2014; MIRANDA et al., 2015; MATEUS et al., 2018), efeitos estes que associados aos diferentes mecanismos de propagação vegetativa (propagação por rizoma, autocoria e zoocoria, dada a sua semente ser apreciada pela avifauna) reúne efeitos de nucleação e não apresenta efeito alelopático. Ela forma copa em poucos anos, apresenta folhas glutinosas, que retêm água na serapilheira, forma núcleos adensados, que inibem o desenvolvimento das gramíneas. Todas estas características integradas contribuem

para a determinação dos processos ecológicos envolvidos na restauração e podem ser objeto de manejo em futuros projetos.

Desse modo, o presente estudo assume que a presença dos núcleos formados pela *Clidemia urceolata* proporciona melhorias na dinâmica dos processos ecológicos, facilitando o desenvolvimento da sucessão ecológica e propiciando a restauração passiva da Mata Atlântica. Nesse contexto, objetiva-se avaliar a dinâmica dos processos ecológicos ecossistêmicos de pastagens abandonada e seus diferentes períodos de evolução durante 34 anos, até se constituir em um fragmento de floresta secundária inicial na Mata Atlântica.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Amostragem

2.1.1 Sítios Amostrais

A dinâmica dos processos ecológicos no ecossistema em restauração passiva a partir da colonização da *Clidemia urceolata* foi realizada em cinco sítios amostrais na área do Campus do Instituto Federal do Rio de Janeiro (IFRJ - Núcleo Pinheiral). As áreas possuem declividade; exposição, feição do terreno; altitude; posição relativa na topossequência; área de captação a montante; distância de fontes de propágulos e Latossolo Amarelo distrófico, com textura franca. Todas estas características são similares nos cinco sítios, evidência esta que permite inferir a mesma oferta de atributos ambientais oriundos da conjugação destes parâmetros do meio físico.

Os estágios sucessionais recolhem os efeitos da evolução dos processos de restauração passiva dos ecossistemas nos diferentes tempos, sendo que a maioria das áreas tiveram em sua origem a colonização de pastagens abandonadas pela espécie facilitadora *Clidemia urceolata* e seus efeitos de nucleação. A área definida como Sítio com **3 anos** de abandono apresenta pastagem abandonada com espaçamento entre os indivíduos, sem presença do gado e com a *Clidemia urceolata* no formato de plântula ($h < 40$ cm) (referência negativa); O Sítio com **8 anos** de abandono apresenta colonização esparsa de *Clidemia urceolata* no seu estágio inicial de colonização (5 ind.100 m⁻²); O Sítio com **14 anos** de abandono, estágio intermediário de colonização, com *Clidemia urceolata* adensada (25 ind.100 m⁻² e composição de espécies arbóreas (indivíduos): *Cecropia pachystachya* Trécul (3); *Handroanthus ochraceus* (Cham.) Mattos (1); *Machaerium hirtum* (Vell.) Stellfeld (1); *Psidium guineense* Sw. (1); *Rapanea ferruginea* (Ruiz & Pav.) Mez (1); O Sítio com **19 anos** de abandono no estágio avançado de colonização da *Clidemia urceolata* (20 ind.100 m⁻² e composição de espécies arbóreas (indivíduos) contempla: *Cecropia pachystachya* Trécul (17); *Casearia sylvestris* Sw. (3); e Sítio com **34 anos** (fragmento de floresta secundária), não apresenta indivíduos de *Clidemia urceolata* na sua biota, apenas em estágio de dormência no banco de sementes do solo (FIGUEIREDO et al., 2014), caso haja evento de perturbação natural ou antrópico poderá germinar. Sua composição está constituída pelas seguintes espécies (indivíduos): *Siparuna guianensis* Aubl. (25); *Cecropia pachystachya* Trécul (16); *Sparattosperma leucanthum* (Vel.) K. Schum (6); *Schinus terebinthifolius* Raddi (5); *Casearia sylvestris* Sw. (3); *Eugenia florida* DC. (2); *Astrocaryum aculeatissimum* (Schott) Burret (2); *Casearia* sp. (1); *Guarea guidonia* (L.) Sleumer (1); *Miconia prasina* (Sw.) DC. (1).

2.2 Coleta dos dados

Os cinco ambientes que apresentavam características físicas, histórico de uso e de degradação, assim como as condições do entorno similares, variam única e exclusivamente em suas fases de evolução da restauração passiva a partir do tempo de abandono e a consequente colonização, estabelecimento e desenvolvimento da *Clidemia urceolata* e seus efeitos na facilitação dos processos de restauração passiva destes ecossistemas.

Foram levantados 4 conjuntos de dados que permitissem avaliar a dinâmica dos processos ecológicos na restauração a partir do efeito de nucleação da espécie facilitadora *Clidemia urceolata*.

O **balanço hídrico e químico** contempla a interceptação Vertical da Copa, interceptação da serapilheira acumulada e balanço químico da precipitação interna e da água percolada durante uma cronosequência de 34 anos de restauração passiva.

A Interceptação Vertical da Copa foi obtida a partir das diferenças entre precipitação total da Estação Meteorológica do Instituto Federal do Rio de Janeiro e a precipitação interna medida nos cinco pluviômetros (20 cm de diâmetro) de cada ambiente entre 2013 e 2014, conforme metodologia descrita por Arcova et al. (2003).

A Interceptação da serapilheira foi determinada por meio de lisímetros de 0,21 m² onde se extraiu os dados a partir da diferença entre precipitação interna e água percolada conforme metodologia descrita por Renó (2008). As coletas foram realizadas entre 2013 e 2014 com cinco repetições em cada ambiente.

Os teores de nutrientes da precipitação interna (lavado do dossel) e da água percolada (lisímetro) englobaram a avaliação das concentrações de carbono orgânico, magnésio, potássio e cálcio durante o período de coletas entre 2013 e 2014. As amostras foram armazenadas em vasilhames esterilizados e previamente preparados para coleta de material, e os procedimentos de análise químicos foram realizados na EMBRAPA AGROBIOLOGIA, segundo Tedesco et al. (1995).

A **dinâmica de raízes finas** engloba a biomassa das raízes finas, razão entre vivas/mortas, produção das raízes finas e taxa de regeneração das raízes finas nos ecossistemas de 3, 8, 14, 19 e 34 anos de restauração passiva. A biomassa de raízes finas quantifica volume de raízes finas vivas e mortas presente até 30 cm de profundidade. A razão raízes finas vivas/mortas sinaliza intensidade e dinamismo de cada uma das fases de evolução do ecossistema no solo. A produção de raízes sinaliza o volume de raízes produzido pelas espécies no ecossistema por ano. A taxa de regeneração dimensiona os ciclos produzidos e senescentes por ano de raízes finas (COLEMAN et al., 2000).

A dinâmica das raízes finas ($\emptyset \leq 2$ mm) foi quantificada por amostras obtidas a partir de perfuração sequencial do solo com sonda de aço de 4,5 cm de diâmetro (SUN et al., 2015), constituindo amostra indeformada de solo, em 8 pontos em cada ambiente, durante seis meses, sendo iniciado em fevereiro e concluído em julho de 2016 na profundidade de 0-30 cm. Segundo os mesmos autores, esta profundidade contempla 82% do total de raízes finas no solo, sendo coletadas 80 amostras por mês e 480 no total.

As amostras de solo com raízes foram acondicionadas em sacos plásticos, identificadas, transportadas e armazenadas em freezer a - 4° C até posterior processamento. No laboratório, promoveu-se a segregação em peneiras sobrepostas de 2 mm e 1 mm, onde foram lavadas suavemente para retirar a terra. O material remanescente foi separado com o auxílio de pinça e lupa em raízes finas vivas/mortas e outros resíduos orgânicos, conforme Schroth et al. (1999).

As raízes finas foram classificadas em vivas ou mortas utilizando critérios visuais (cor, grau de coesão entre a periderme e o córtex) e mecânicos (elasticidade, estabilidade) de acordo com John et al. (2002). Posteriormente foram secas em estufa a 70° C até atingir peso constante, e a massa seca das raízes finas vivas e mortas (g.m⁻²) foi obtida por pesagem em balança analítica com precisão de 0,001 g.

A produção anual de raízes finas foi calculada a partir do incremento positivo, ou seja, subtração dos volumes entre duas coletas consecutivas, e soma dos valores positivos nos seis meses do estudo. Posteriormente este valor foi anualizado multiplicando pelos 2 semestres do ano. A taxa de regeneração de raízes finas (ano⁻¹) consiste na razão entre a produção anual de raízes finas (g.m⁻².ano⁻¹) sobre biomassa média anual de raízes finas (g.m⁻²).

Os **atributos físicos e químicos do solo** das diferentes fases e evolução dos processos de restauração do ecossistema contemplam a Resistência Mecânica do Solo a Penetração (RMSP), densidade aparente, porosidade total e química do solo.

A RMSP foi determinada com a utilização do penetrômetro de impacto, modelo *IAA/Planalsucar-Stolf*, sendo as medições realizadas nos primeiros 10 cm de profundidade, totalizando dez pontos aleatórios de amostragem por ambiente. As coletas foram realizadas em período de estiagem (julho de 2016) depois de transcorridos 20 dias sem precipitação.

A densidade aparente e a porosidade total do solo foram obtidas a partir de amostras indeformadas realizadas em três pontos por ambiente, na profundidade de 5 cm (representando 0-10 cm) em agosto de 2016. Utilizou-se trado *Uhland* com anel de 104,08 cm³. A determinação da densidade aparente e porosidade total foi feita em laboratório, usando metodologia proposta por Donagema et al. (2011).

Os atributos químicos do solo na profundidade de 0-10 cm foram determinados por meio de cinco amostra compostas em julho de 2016 em cada um dos ambientes estudados. A parte química do solo envolveu a soma das bases trocáveis (S) composta pelos seguintes elementos químicos: potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Sódio (Na). As análises foram realizadas segundo metodologia proposta por Donagema et al. (2011).

A **dinâmica da serapilheira** engloba as variáveis de produção de serapilheira, estoque de serapilheira acumulada e sua capacidade de retenção hídrica.

A produção de serapilheira foi quantificada mensalmente no período de agosto de 2013 até julho de 2014 por meio de cinco coletores de 0,5 m² por ecossistema, com fundo de *nylon* de malha de 2 mm², colocados a 50 cm acima da superfície do solo e distribuídos aleatoriamente ao longo dos sítios amostrais (MARTINS & RODRIGUES, 1999). Enquanto a quantificação do estoque de serapilheira acumulada e sua Capacidade de Retenção Hídrica (CRH) foram analisadas por meio de 12 amostras coletadas com o auxílio de um coletor de 0,25 x 0,25 m no período seco e úmido em parcelas de 1 m² por sítio (MATEUS et al., 2013), entre agosto de 2013 e janeiro de 2014.

2.3 Análise dos dados

As quinze variáveis ecossistêmicas foram avaliadas separadamente por meio da ANOVA, na qual foi espacializado em gráficos o comportamento da variável entre os ambientes com 3 anos (Sítio 1), 8 anos (Sítio 2), 14 anos (Sítio 3), 19 anos (Sítio 4) e 34 anos (fragmento florestal) e teste de Tukey a 5% nos casos com diferença estatística.

Os grupos com as variáveis ecossistêmicas foram avaliados com base nos índices de resposta (*Response Ratio*) (REY BENAYAS et al., 2009; SANSEVERO et al., 2017) dos ambientes aos 8 anos (Sítio 2), 14 anos (Sítio 3), 19 anos (Sítio 4) e aos 34 anos (fragmento florestal) em comparação a referência negativa (Sítio 1, pastagem abandonada sem presença de *Clidemia urceolata*), ou seja, antes do início do processo de restauração passiva. A equação III 1 reflete a análise pareada entre cada fase de evolução e a referência, utilizando a avaliação comparativa entre amplitudes das variáveis de cada um dos estágios de evolução com o ecossistema de referência como proposta por Rey Benayas et al. (2009).

$$\text{Response Ratio} = \ln \left(\frac{\text{valor da variável do tratamento}}{\text{valor da mesma variável no ecossistema de referência}} \right) \quad (\text{III } 1)$$

Após obter o índice de *Response Ratio* para cada variável, foi realizada a média aritmética das variáveis dentro dos grupos e assim gerado o valor final de *Response Ratio* para cada grupo. As variáveis ecossistêmicas foram agrupadas para indicar as diferenças nos possíveis processos ecossistêmicos gerados pelos ambientes em restauração perante a pastagem abandonada, testando o papel da *Clidemia urceolata* no processo de restauração passiva. Valores próximos de zero indicam alta semelhança entre o ambiente e o ecossistema de referência negativa (pastagem abandonada). Para testar se os índices de *Response Ratio*

foram estatisticamente diferentes de zero, utilizamos o teste de Wilcoxon signed rank com a função `wilcox.test-R 3.2.1` (R Core Team, 2016).

As quinze variáveis foram agrupadas usando análise multivariada de agrupamento em duas fases, a primeira agrupou os sítios em função das variáveis independentes (15 parâmetros) nos 5 estágios evolutivos da restauração. Usou-se análise de agrupamento hierárquico com processo de *Ward* e método da distância euclidiana quadrada, gerando três métodos de verificação da individualização dos grupos: o dendrograma, o diagrama de icicle e o gráfico dos coeficientes de fusão no *Excel*. A segunda fase utilizou a análise de agrupamento não-hierárquico distribuindo os sítios nos grupos gerados.

3 RESULTADOS

3.1 Balanço Hídrico e Químico

O pasto com 3 anos de abandono apresenta interceptação vertical de 0 mm.ano⁻¹ pois o pluviômetro instalado com 80 cm de altura não captou a interceptação vertical das gramíneas, porém por meio da vivencia de campo observa-se pouca interferência na mitigação do impacto das gotas de chuvas sobre o solo, que pode influenciar na captação, infiltração e percolação da água no solo, que se encontra desprotegido de serapilheira. Estas características associadas ao aporte de nutrientes via precipitação interna (8 mg.L⁻¹) e lixiviado de nutrientes da serapilheira para o solo (9 mg.L⁻¹), sendo as quatro variáveis estatisticamente diferentes das outras áreas da cronosequência (Figura III 1).

Aos 8 anos, o estabelecimento da vegetação arbustiva por meio de indivíduos de *Clidemia urceolata* (<1,5 m) distribuídos de forma esparsa (5 ind.100 m⁻²) retém parte da água precipitada na copa (220 mm.ano⁻¹), reduzindo a incidência sobre o solo ainda pouco protegido. Essa redução adicionada à retenção pela serapilheira (300 mm.ano⁻¹) evita o avanço dos processos erosivos e selamento do solo, o que adicionado a maior contribuição de nutrientes originada a partir do lixiviado da copa (46 mg.L⁻¹) e do lixiviado da serapilheira acumulada (56 mg.L⁻¹) podem melhorar os atributos ambientais e potencializar os processos de restauração (Figura III 1).

Com o adensamento dos núcleos após 14 anos de restauração (25 ind.100 m⁻²), observou-se que não existiu diferença significativa em relação aos 8 anos, porém a camada de serapilheira foi influenciada pelo novo aporte de resíduos orgânicos e o lixiviado de nutrientes para o solo (65 mg.L⁻¹), apontando um diferencial qualitativo na consolidação dos processos de restauração (Figura III 1).

Aos 19 anos de restauração, as espécies de porte arbóreo (*Cecropia* e *Casearia*) conferem padrão fitofisionômico distinto da fase anterior, embora a presença da *Clidemia urceolata* tenha tamanho variável (1,0 < h < 2,0 m) e menor distribuição em relação aos 14 anos (20 ind.100 m⁻²). Este efeito justificou a sua expressão dentro do ecossistema, proporcionando incremento no teor de nutrientes na precipitação interna (55 mg.L⁻¹) e na água percolada (71 mg.L⁻¹) (Figura III 1).

No fragmento florestal com 34 anos a diversificação da camada de serapilheira potencializa a entrada de água no solo pois sua capacidade de retenção reduziu (215 mm.ano⁻¹) sem perder a oferta de nutrientes (71 mg.L⁻¹) desta forma o ecossistema continua a receber acréscimo de nutrientes via água precipitada contribuindo na continuidade da restauração (Figura III 1).

Balanço Hídrico e Químico

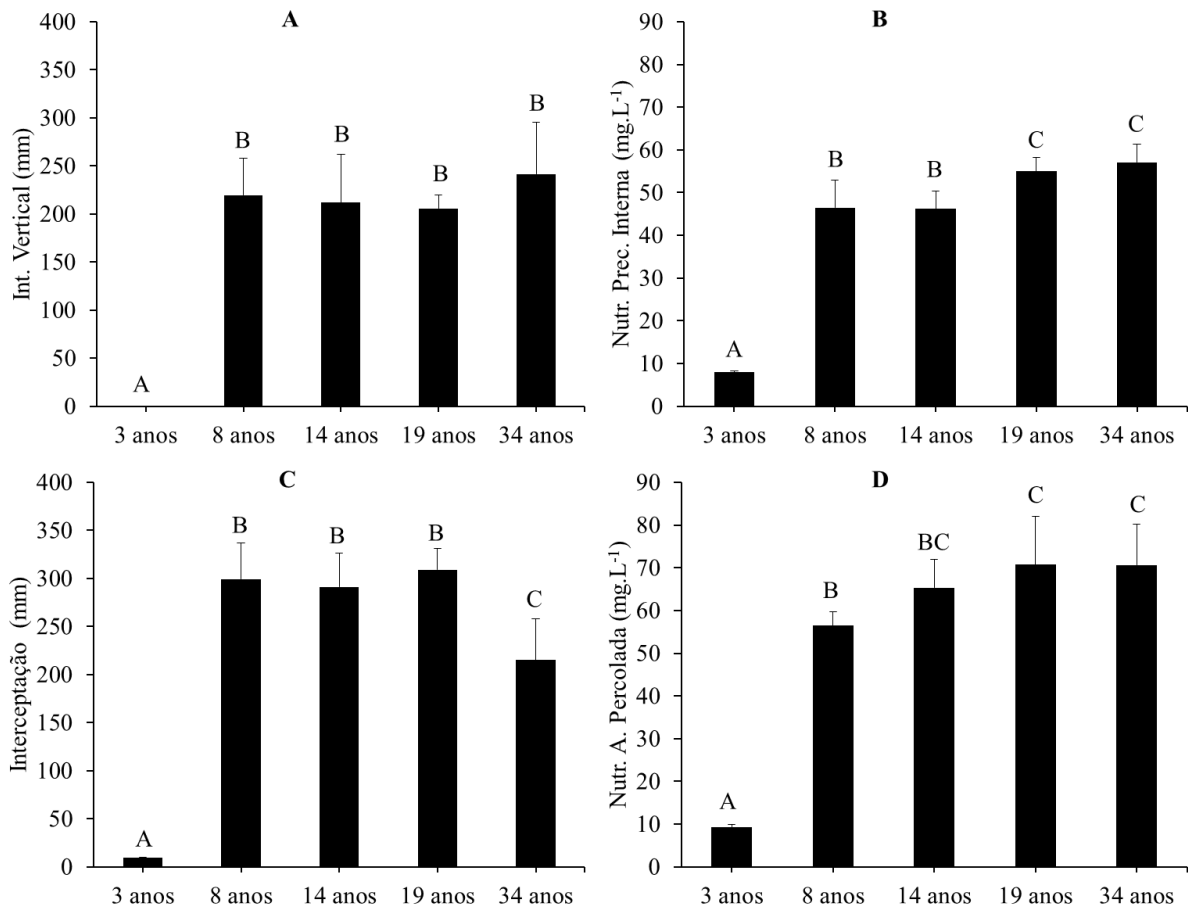


Figura III 1: Comportamento do balanço hídrico e químico durante o processo de restauração, englobando as fases de 3, 8, 14, 19 e 34 anos; além das variáveis da Interceptação vertical (A), Nutrientes na precipitação interna (B), Interceptação na serapilheira (C) e Nutrientes na água percolada (D). Letras diferentes indicam diferença estatística ($p < 0,05$).

3.2 Dinâmica de Raízes Finas

A escassa cobertura vegetal associada ao solo parcialmente desprotegido no pasto abandonado aos 3 anos justificam o desarranjo do balanço hídrico e químico, o que pode interferir diretamente na dinâmica das raízes finas do solo. As gramíneas exploram superficialmente o solo, apresentando alta quantidade de biomassa de raízes finas ($4,3 \text{ g.m}^{-2}$), porém com baixa taxa de regeneração ($2,7 \text{ ano}^{-1}$) e rápida decomposição da fração morta, mantendo a razão de raízes vivas e mortas em 10,8 (Figura III 2).

Aos 8 anos de restauração passiva por meio da colonização e desenvolvimento de indivíduos de *Clidemia urceolata*, gera-se mudança de tendência no comportamento da biomassa ($2,9 \text{ g.m}^{-2}$) e razão entre raízes finas vivas e mortas (7,1), além da espécie investir mais energia na sua taxa de regeneração ($4,3 \text{ ano}^{-1}$), o que pode proporcionar maior entrada de carbono orgânico no solo (SUN et al., 2015), e não foi encontrada diferença estatisticamente significativa em relação aos 14 anos mantendo-se estável a dinâmica das raízes finas no ecossistema com predomínio da *Clidemia urceolata* e ausência de gramíneas (Figura III 2).

Aos 19 anos a presença de espécies arbóreas e o desenvolvimento avançado da *Clidemia urceolata* acarretaram diferença estatística em relação aos 14 anos na produção ($7,0 \text{ g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) e biomassa de raízes finas no solo ($4,2 \text{ g.m}^{-2}$), porém os valores dessas variáveis

não foram diferentes da área com 3 anos. Aos 19 anos encontrou-se diferença estatística em relação aos 3 anos na taxa de regeneração ($3,5 \text{ ano}^{-1}$) e razão entre raízes finas vivas e mortas (6,8) (Figura III 2).

O fragmento florestal com 34 anos de restauração passiva e ausência da *Clidemia urceolata* no estrato arbustivo mantém semelhança estatística com a fase de 19 anos devido ao desenvolvimento das espécies arbóreas, porém a característica de explorar maior profundidade do solo e a disponibilidade de nutrientes no solo podem ter causado a diferença observada na taxa de regeneração ($2,5 \text{ ano}^{-1}$) (Figura III 2).

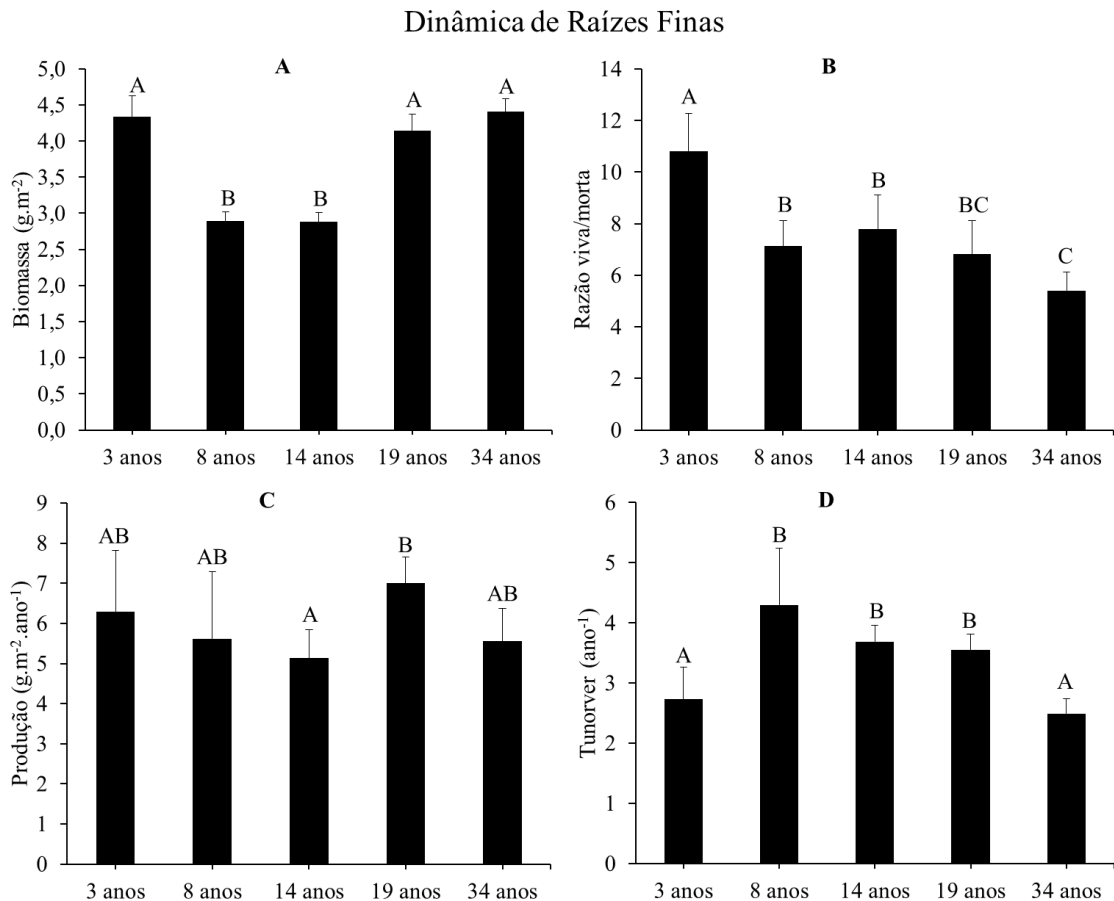


Figura III 2: Comportamento das raízes finas durante a cronosequência de 34 anos do processo de restauração passiva, englobando as fases de 3, 8, 14, 19 e 34 anos; referente as variáveis da Biomassa (A), Razão viva/morta (B), Produção anual (C) e Taxa de regeneração (Tunorver) (D). Letras diferentes indicam diferença estatística pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

3.3 Atributos Físicos e Químicos do Solo

A soma de bases do solo aos 3 anos ($2,7 \text{ Cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) em relação aos 8 anos de abandono ($1,4 \text{ Cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) sofreu redução significativa, com modificações da cobertura vegetal, raízes finas e seus efeitos colaterais causados pela colonização e estabelecimento da espécie *Clidemia urceolata*, que forma núcleos por meio da sua expansão. Os núcleos de vegetação proporcionam o estabelecimento de novas espécies, que podem ser responsáveis pela retomada das bases ao solo aos 14 anos ($4,5 \text{ Cmol}_c.\text{dm}^{-3}$). Contudo não foi encontrada diferença estatística entre os 19 anos ($6,3 \text{ Cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) e os 34 anos de restauração ($6,9 \text{ Cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), quando o ecossistema apresenta maior diversidade de espécies arbóreas e formação de estratos na vegetação (Figura III 3 A).

A porosidade total do solo refletindo as mudanças advindas do aporte de matéria orgânica e da intervenção das plantas como agentes biológicos de construção de solos em um processo de restauração passiva, inicializado a partir da colonização da *Clidemia urceolata* em pastagens abandonadas (3 anos; 8,8 %), sofreu modificação aos 14 anos de restauração (16,9%), mantendo-se estável aos 19 anos. Nestes dois últimos estágios de desenvolvimento do ecossistema, a evolução do sistema radicular proporcionou a restauração da estrutura do solo, cenário que se potencializou com o desenvolvimento de espécies arbóreas aos 34 anos de restauração (27,6%) (Figura III 3 B).

A RMSP no ecossistema de pastagens abandonadas aos 3 anos (4,8 Mpa) reflete a exposição do solo aos agentes climatológicos como intensidade de chuvas, calor e ventos, que constituem elementos de desestruturação do solo em caso de baixa cobertura vegetal. Com a colonização e estabelecimento da *Clidemia urceolata* aos 8 anos, este valor reduziu (4,0 Mpa) nos primeiros 10 cm do solo, evidenciando os efeitos conservacionistas advindos da formação da copa e camada de serapilheira sobre o solo. A tendência de melhora da RMSP se concretizou nos ecossistemas com 14 (2,0 Mpa) e 19 (1,8 Mpa) anos de restauração passiva devido a atuação da vegetação, fauna do solo e restauração das propriedades físicas do solo, que ao estarem estabilizadas por mais tempo, tendem a ter o adensamento consolidado de forma similar aos ecossistemas evoluídos, como foi observado aos 34 anos de restauração (3,0 Mpa) nos primeiros 10 cm de profundidade (Figura III 3 C).

A densidade aparente no ambiente de pastagens abandonadas por 3 anos ($1,74 \text{ g.cm}^{-3}$) dificulta a infiltração da água, o que potencializa o escoamento superficial e os processos erosivos. Em contrapartida, a colonização da *Clidemia urceolata* protege o solo e modifica a densidade aparente aos 8 anos ($1,61 \text{ g.cm}^{-3}$). Nos ecossistemas mais evoluídos esta tendência foi mantida, como se observa aos 14 ($1,27 \text{ g.cm}^{-3}$), 19 ($1,37 \text{ g.cm}^{-3}$) e 34 anos ($1,32 \text{ g.cm}^{-3}$) de restauração, não havendo diferença estatística, representando a manutenção de uma tendência de adaptação do solo a uma nova conformação vegetal (Figura III 3 D).

Atributos Físicos e Químicos do Solo

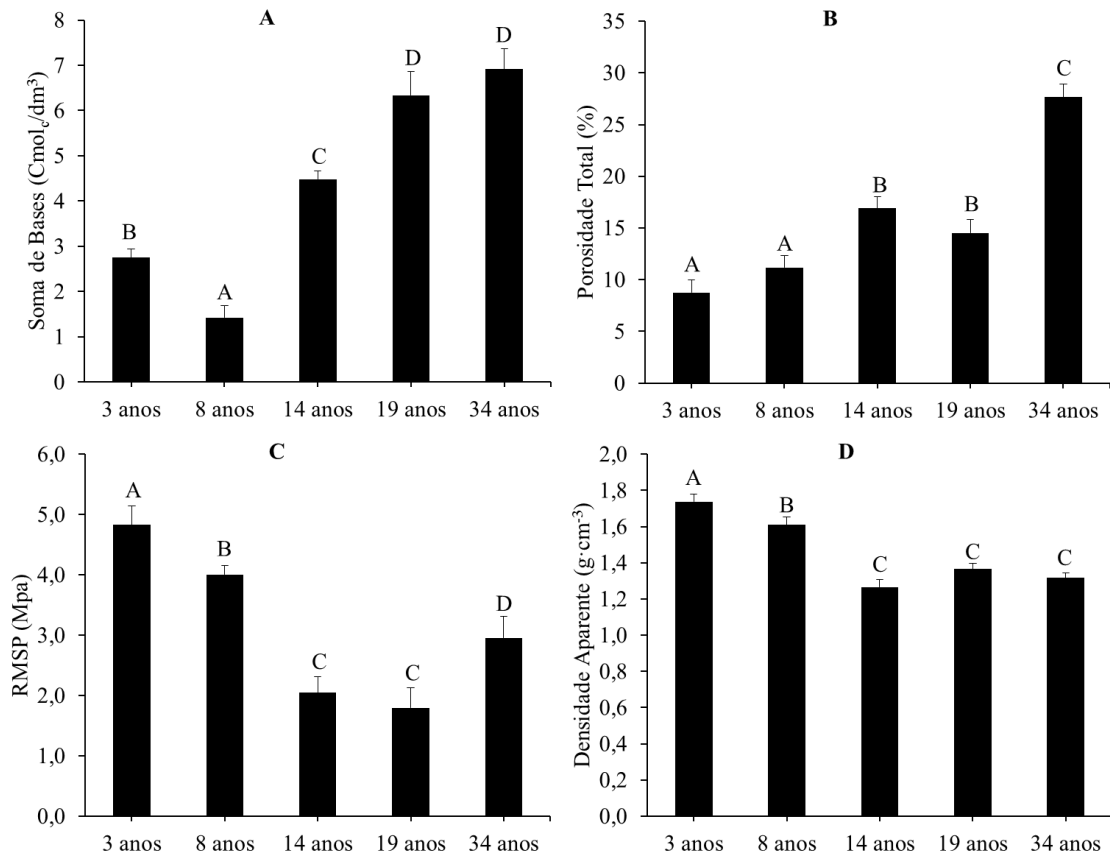


Figura III 3: Atributos físicos e químicos do solo durante o processo de restauração, englobando as fases de 3, 8, 14, 19 e 34 anos; além das variáveis da Química do solo (A), Porosidade total (B), Resistência Mecânica do Solo à Penetração (C) e Densidade aparente (D). Letras diferentes indicam diferença estatística ($p < 0,05$).

3.4 Dinâmica da Serapilheira

A dinâmica da serapilheira depositada sobre o solo constitui um elemento do ecossistema retro alimentador e consolidador das mudanças nas propriedades físico-químicas do solo, pois a relação diferente entre quantidade e qualidade do material decíduo nas fases do ecossistema pode gerar respostas na dinâmica de raízes finas, balanço hídrico, atributos físico-químicos do solo, relacionados entre si no ecossistema.

Neste sentido, a menor deposição de serapilheira aos 3 anos ($0,03 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) mostra o nível avançado de degradação e a falta de cobertura de copa das pastagens abandonadas, no entanto aos 8 anos da colonização pela *Clidemia urceolata* observou-se mudança de tendência com o aumento da quantidade de material decíduo ($1,37 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Aos 14 anos ($1,99 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e aos 19 anos ($2,19 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) o nível de deposição de serapilheira segue evoluindo, além de aumentar com a biodiversidade e dominância de espécies arbóreas decíduas aos 34 anos ($3,00 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) (Figura III 4 A).

A serapilheira acumulada e sua capacidade de reter umidade em ecossistemas com ofertas de atributos macroclimáticos similares, pode ter efeitos advindos das influências microclimáticas, que reduzem a luminosidade, oscilações térmicas diárias e amenizam os fatores climáticos dentro do ecossistema durante os 34 anos da restauração, representando aumento permanente e progressivo da serapilheira acumulada ($0,2; 2,2; 2,9; 3,5; 6,0 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) (Figura III 4 B).

A serapilheira funcionalmente retém umidade, o que pode ser potencializado devido a presença das folhas da *Clidemia urceolata* (MATEUS et al., 2013), como observado no início da restauração aos 8 anos (242 %), aumentando aos 14 anos (266 %) e 19 anos (281 %), porém reduzindo o papel de agente retentor de umidade aos 34 anos (236%), passando a ser um elemento dispersor de umidade, justamente quando o solo se encontra melhor estruturado, com amplo espectro de ocupação de raízes em diferentes profundidades que propiciam melhor rendimento da restauração (Figura III 4 C).

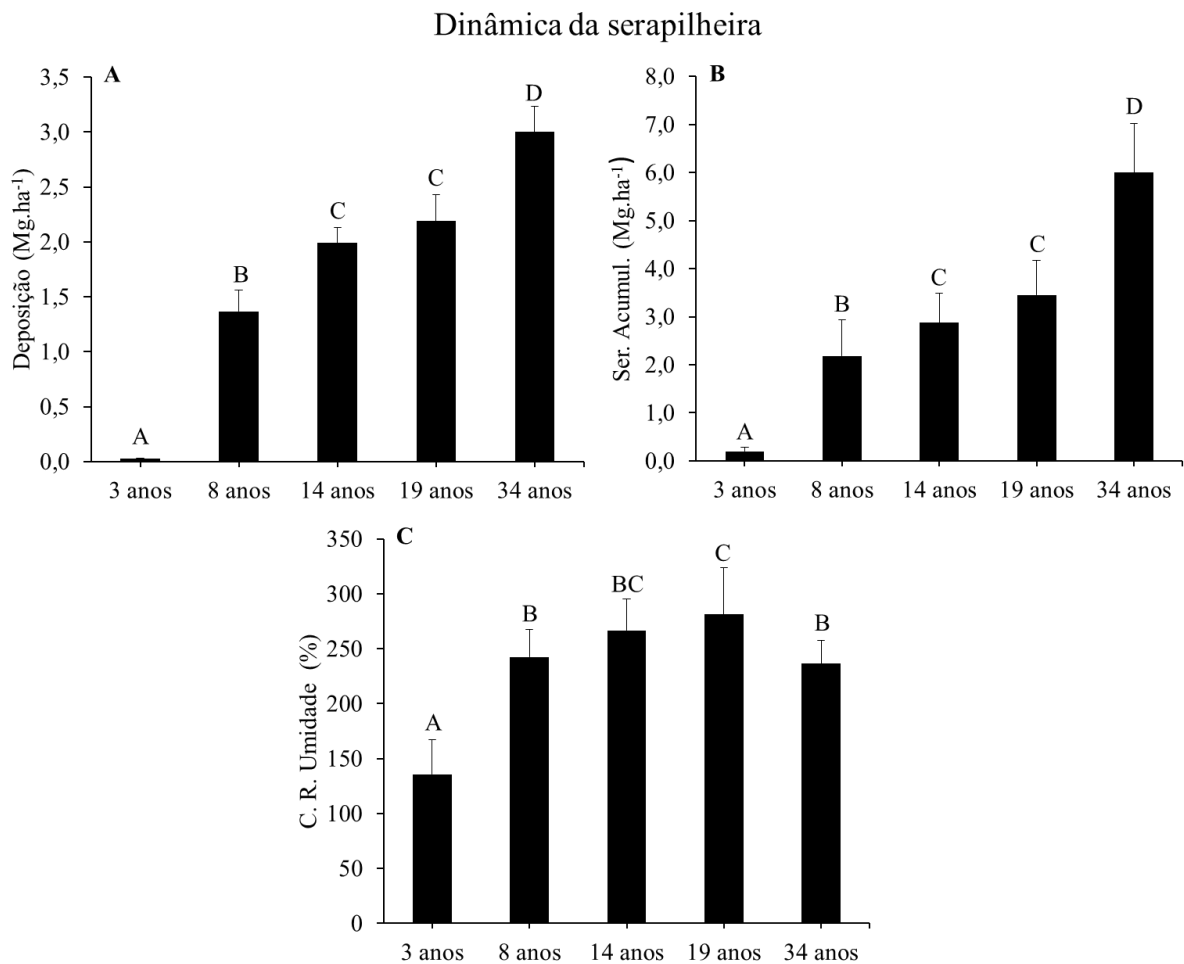


Figura III 4: Dinâmica da serapilheira durante o processo de restauração, englobando as fases de 3, 8, 14, 19 e 34 anos; além das variáveis referentes a Deposição de serapilheira (A), Serapilheira acumulada (B), e Capacidade de retenção de umidade (C). Letras diferentes indicam diferença estatística ($p < 0,05$).

3.5 Dinâmica dos Processos Ecológicos

A análise integral dos processos envolvidos na restauração em seus diferentes estágios de desenvolvimento, foi feita usando a referência negativa (pasto abandonado a 3 anos) em relação aos ambientes da cronosequência de 34 anos de restauração passiva. Identificou-se diferença estatisticamente significativa ($p < 0,01$) na comparação com as quatro áreas de desenvolvimento da restauração passiva (8, 14, 19 e 34 anos) nos quatro grupos funcionais (balanço hídrico e químico; dinâmica das raízes finas; atributos físicos e químicos do solo; e dinâmica da serapilheira) (Figura III 5), evidenciando o dinamismo dos processos de restauração dependente da vegetação como agente biológico de restauração passiva iniciada

pela colonização do pasto abandonado pela espécie facilitadora *Clidemia urceolata* formando núcleos de vegetação.

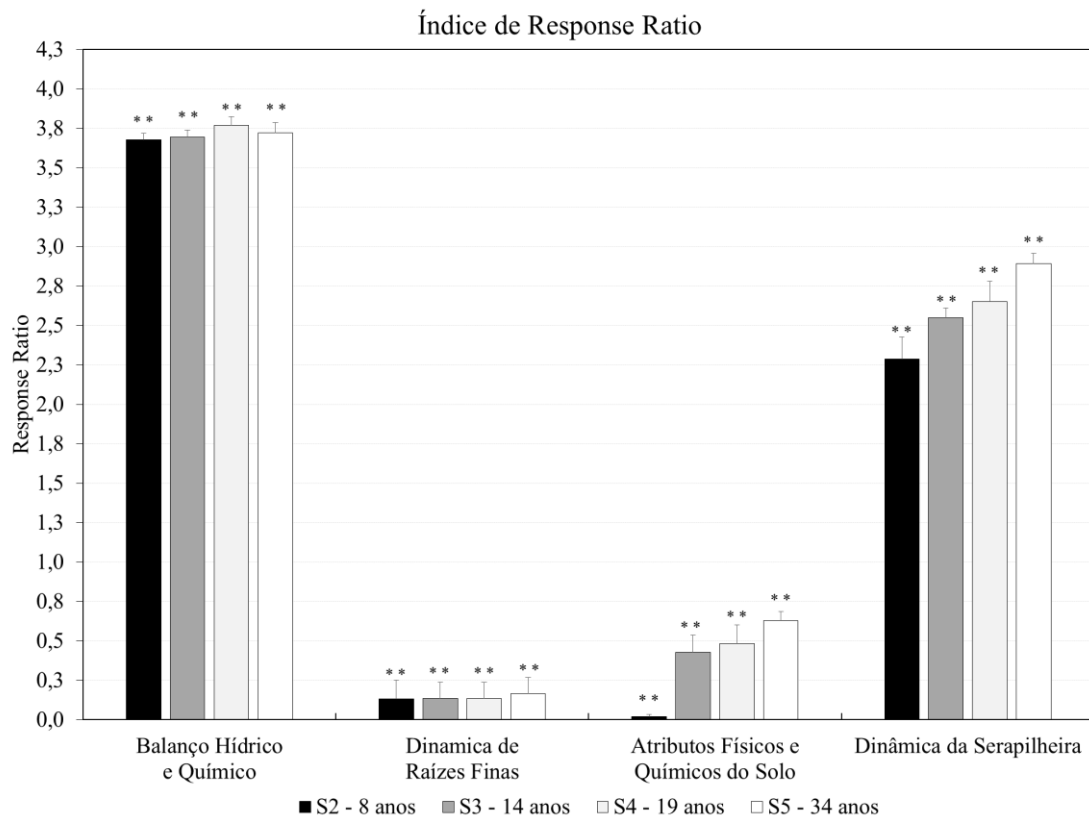


Figura III 5: *Response Ratio* entre período de abandono (referência negativa) e fases da restauração passiva promovida em ambientes similares numa cronosequência de 34 anos, sendo os dados referentes às fases de 8, 14, 19 e 34 anos no Balanço Hídrico e Químico, Dinâmica de Raízes Finas, Atributos Físicos e Químicos do Solo e Dinâmica da Serapilheira. Valores próximos a zero indicam alta similaridade entre a pastagem abandonada e os ambientes em restauração. As diferenças estatísticas foram avaliadas utilizando o teste de *Wilcoxon signed rank* (** $p < 0,01$).

3.6 Agrupamento dos processos ecológicos

A evolução dos resultados nos 15 parâmetros ecológicos entre os 34 anos da restauração passiva, que transformou pastagem perturbada em fragmento florestal foram reunidos em 5 grupos que representam diferentes estágios de evolução da restauração, a saber: Grupo 1 – fase inicial (3 anos); G2 – fase intermediária/inicial (8 anos); G3 – fase intermediária/média (14 anos); G4 – fase intermediária/avançada (19 anos); e G5 – fase evolução sustentável (34 anos) (Figura III 6).

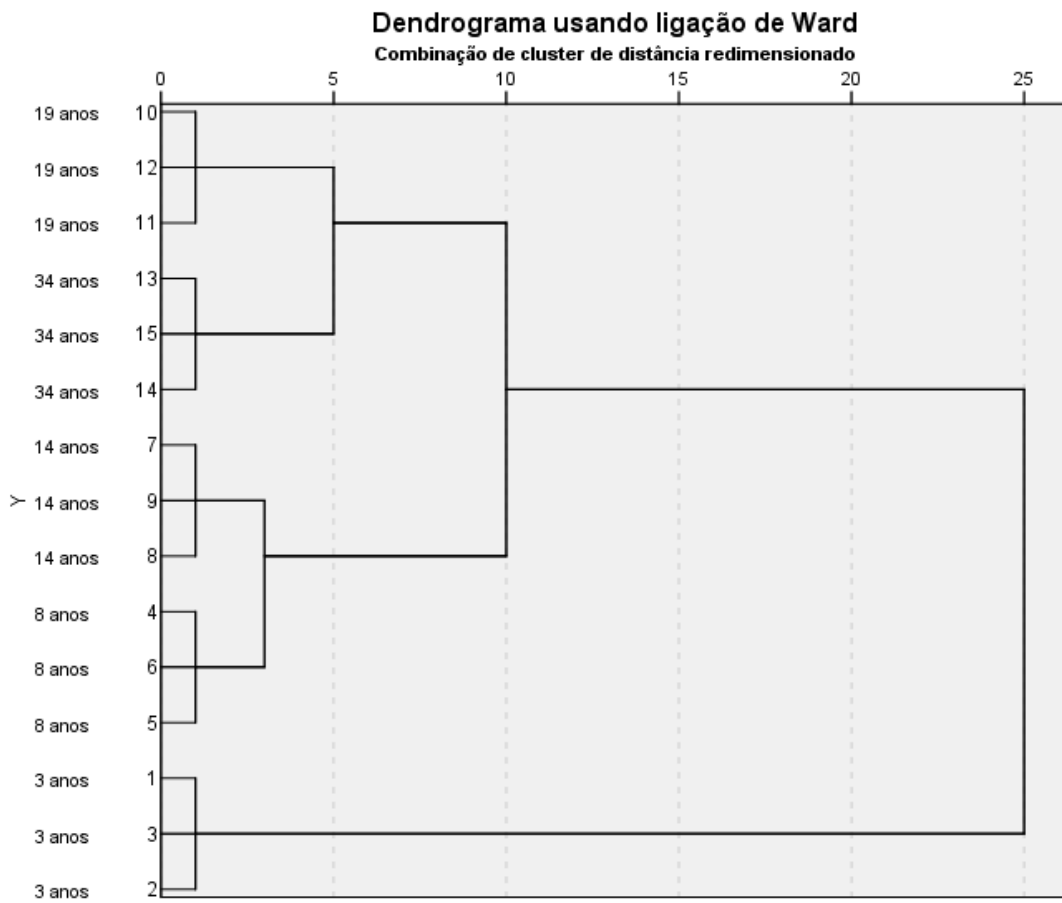


Figura III 6: Dendrograma usando ligação de *Ward* pelo método da distância euclidiana quadrada que gerou agrupamento em relação aos processos ecológicos avaliados.

4. DISCUSSÃO

Áreas contíguas ao experimento, onde não houve colonização da espécie facilitadora, permanecem como pasto perturbado e abandonado, com capacidade de carga inferior a 0,01 unidade animal.ha⁻¹ (MIRANDA et al., 2015). Áreas que reúnem os atributos ambientais similares aos necessários a colonização da espécie facilitadora (MIRANDA et al., 2015) permanecem como pasto abandonado por até 3 anos, mantida a condição de ausência de pastoreio. A representação destas áreas (3 anos) constituíram referência negativa (testemunha) para fins de comparação dos processos ecológicos envolvidos na restauração passiva das demais áreas.

A restauração passiva se apresenta sustentável quando novas espécies arbustivas ingressam espontaneamente ao ecossistema, conferem resistência a herbivoria e reduzem riscos de incêndios, apesar da maior biomassa carburante (BAYLÃO et al., 2011). Elas ainda reduzem a competição intraespecífica (COUTINHO et al., no prelo), gerando diferencial de resiliência aos processos de restauração, conforme observado na literatura (BUISSON et al., 2018), o que explica desempenho diferente para áreas similares. Por este motivo, selecionamos locais com atributos físicos similares e cronosequência de 34 anos com níveis diferenciados de restauração, durante os períodos de 3, 8, 14, 19 e 34 anos, para descrever os seus processos ecológicos.

Na fase inicial de restauração (G1) a pastagem abandonada apresenta os primeiros indivíduos de *Clidemia urceolata* na forma de plântula ($h < 40$ cm), sem capacidade de administrar as precipitações para o ecossistema (cobertura escassa e solo exposto pela ausência de serapilheira), propiciando oportunidades para o desenvolvimento dos processos erosivos. As gramíneas reduzem de forma incipiente o impacto da gota de chuva sobre o solo (efeito *Splash*) (JULIÃO et al., 2011). Este fato altera as propriedades físicas do solo (JULIÃO et al., 2011), reduzindo infiltração, aumentando os fluxos superficiais e subsuperficiais do solo, agentes causadores dos processos erosivos. O atual cenário dos atributos físicos e químicos do solo do G1 limita a presença de espécies o que pode tornar o solo susceptível aos processos erosivos.

A fase intermediária/inicial da restauração (G2) conta com a *Clidemia urceolata* ($h_{\text{médio}} = 1,5$ m; espaçamento de 2 metros) e seu manto de serapilheira (MATEUS et al., 2013), além de vestígios das raízes das gramíneas combinados com as raízes da *Clidemia urceolata* (mais abundantes), as quais apresentam arquitetura radicular e profundidade distintas. Este conjunto de fatores são responsáveis pelas alterações do solo e do balanço hídrico e químico.

A mudança na riqueza de espécies e formação da copa da vegetação altera os estratos aéreos e subterrâneos do ecossistema, além de provocar mudanças na qualidade da serapilheira, atributos químicos e físicos do solo, que facilitam o início da sucessão ecológica, sendo considerada como uma medida biológica de restauração (MATEUS et al., 2018). No presente estudo a *Clidemia urceolata* apresentou o papel de agente biológico da restauração, modificando a administração da água, facilitando o início dos processos de restauração dos ecossistemas. Evidências como estas influenciam positivamente a resiliência dos ecossistemas, inibindo a ocorrência de incêndios e contribuindo para a restauração (BAYLÃO et al., 2011).

A cobertura de copa aos 8 anos reduziu 23% da precipitação interna direta sobre o solo, modificando sua distribuição e repartição hídrica entre plantas, mantendo média de 80% (Figura III 1 A). Diniz et al. (2013) encontrou valor médio de 81% em três estágios de restauração no domínio ecológico da Mata Atlântica: Floresta Secundária em Estádio Inicial (20 anos), Floresta Secundária em Estádio Médio (30 anos) e Floresta Secundária em Estádio Avançado (60 anos). *Clidemia urceolata* investe mais energia na taxa de regeneração das

raízes finas na sua fase de colonização (8 anos) ($4,3 \text{ ano}^{-1}$) (Figura III 2 D). Este valor é sete vezes maior que o encontrado por Sun et al. (2013) em ecossistema temperado de 20 anos, evidenciando o dinamismo de espécies que podem contribuir para a restauração nos trópicos, pois maior atividade dos organismos promovem entrada de água, nutrientes e matéria orgânica no solo, fatores considerados como serviços ecossistêmicos prestados por estas espécies em benefício da restauração.

Na fase intermediária/média da restauração (G3) a *Clidemia urceolata* se expande formando denso núcleo de vegetação ($h_{\text{médio}} = 2,0 \text{ m}$) com camada de serapilheira acumulada ($2,9 \text{ Mg.ha}^{-1}$). Este fato facilita a entrada e manutenção de novas espécies florestais no ecossistema e mitiga os riscos de processos erosivos (MATEUS et al., 2013). A combinação destes efeitos, associados a diversificação da qualidade e quantidade do material residual, aumenta a infiltração, recarga do lençol freático e restabelece capacidade do ecossistema em abrigar espécies com maior demanda de uso de água, dentro do espectro sucessional da restauração. A espécie facilitadora *Clidemia urceolata* antecipa, em relação aos processos edafogenéticos típicos da região aos 3 anos (Figura III 5), as alterações do balanço hídrico dentro dos setores dos ecossistemas, como na serapilheira (MATEUS et al., 2013), melhorando sua distribuição hídrica e contribuindo para catalisar a restauração passiva.

A densidade aparente dos solos aos 14 anos ($1,27 \text{ g.cm}^{-3}$) (Figura III 3 D) não diferiu significativamente dos estágios de evolução da restauração aos 19 e 34 anos, sendo similar aos de fragmentos florestais de 30 anos no mesmo domínio ecológico cujo valor foi de $1,19 \text{ g.cm}^{-3}$ (COUTINHO et al., 2017). Esta evidência foi constatada nos primeiros centímetros do solo, onde a vegetação influencia primeiro, dada ser a zona mais exposta aos efeitos da entrada de água e nutrientes.

A fase intermediária/avançada da restauração (G4) representa o desenvolvimento avançado da *Clidemia urceolata* em consonância com o de novas espécies florestais em estabelecimento. Esta nova condição de biodiversidade incrementa a quantidade de nutrientes lavados na precipitação interna e na serapilheira acumulada, o que afeta a capacidade de retenção de umidade e balanço de nutrientes, além das bases trocáveis do solo. Apesar da similaridade da biomassa de raízes com a fase inicial de restauração, observam-se espécies com raízes capazes de explorar profundidades e volumes distintos do solo, contribuindo para o desenvolvimento do ecossistema. Segundo Zimmermann et al. (2007), o lavado de nutrientes da vegetação é consequência da interação entre biomassa viva e morta, dependendo da diversidade e composição química das espécies. As diferenças de crescimento das concentrações de nutrientes na precipitação interna (Figura III 1; B) e água percolada no solo foram evidenciados com os avanços da sucessão ecológica (Figura III 1 D).

Nesta fase observou-se o início do declínio da presença da *Clidemia urceolata* no estrato arbustivo, quando dominada pelo dossel formado pelas demais espécies, começa a definhar e tende a desaparecer. Este processo de regressão da presença da espécie facilitadora ocorre entre os 19 e 34 anos do período de restauração florestal passiva.

Nas fases classificadas como intermediárias (8, 14 e 19 anos) a *Clidemia urceolata* passa a ter um comportamento hidrológico diferenciado, onde na fase inicial, quando o solo não reunia condições para ter infiltração e distribuição de água no solo, as chuvas se tornavam um agente catalisador dos processos erosivos e fonte de degradação. A serapilheira da *Clidemia urceolata* promove o armazenamento e distribuição parcial da água que consegue armazenar e propiciar meios para o estabelecimento de novas espécies sucessionalmente evoluídas (MATEUS et al., 2013).

Após o período intermediário, esta função de armazenamento da serapilheira, foi substituída pelos processos que catalisam a infiltração, em função da diversidade de material decíduo. Isto coincidiu com o solo melhor adaptado a receber e distribuir água, o que criou

meios ao ambiente capaz de receber e sustentar novas espécies, sendo estes processos determinantes no sucesso da restauração.

A fase de evolução sustentável da restauração (G5) apresenta vegetação predominantemente arbórea, cujos estratos aéreos e subterrâneos diversificados são responsáveis pela melhor oferta e distribuição dos atributos ambientais nos ecossistemas, consolidando os serviços ecossistêmicos prestados pela *Clidemia urceolata* a restauração. Neste contexto, a administração da água priorizou a recarga do lençol freático e abastecimento do solo, reduzindo o papel hidrológico da serapilheira. Com isto, o solo passa a operar como meio armazenador e regulador da restauração. A vegetação nesta fase de restauração investe menos energia na expansão das raízes finas devido à maior oferta de recursos no solo, permitindo aos indivíduos potencializar a reprodução e o crescimento da parte aérea (FINÉR et al., 2011; OSTONEN et al., 2011; SUN et al., 2015), mantendo pequena semelhança com as fases de desenvolvimento da *Clidemia urceolata*.

5 CONCLUSÃO

A partir do oitavo ano, quando a *Clidemia urceolata* estabeleceu-se e desempenhou suas habilidades de facilitação e nucleação no ecossistema, criou-se inflexão do quadro inercial de degradação de pasto, estabelecendo os processos de restauração florestal passiva no ecossistema.

Entre 8 e 14 anos, o desempenho das habilidades da restauração são máximas, tanto espacialmente (efeito da nucleação), quanto funcionalmente (modificando os processos ecológicos envolvidos na restauração), promovendo profundas alterações na dinâmica sucessional da restauração.

Os processos ecológicos se comportam de forma harmônica entre si ao longo do tempo de restauração, onde a composição florística e os aspectos fisionômicos são manifestações inequívocas da dinâmica evolutiva da restauração passiva. Cada processo gera propriedades emergentes para fases mais evoluídas da restauração.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES GERAIS

Conclusões

O modelo de restauração a partir da colonização de pastagens abandonadas pela espécie facilitadora *Clidemia urceolata* modifica a composição florística do ecossistema, sua biomassa de raízes finas, razão entre vivas e mortas e taxa de regeneração anual, podendo gerar via importante de entrada de matéria orgânica e nutrientes no ecossistema empobrecido, possibilitando a reconstrução da estrutura física do solo.

O avanço da restauração passiva altera os atributos químicos e físicos do solo, onde em 34 anos as espécies desempenham funções ecológicas de fragmento florestal, aumentando a infiltração no solo e recarregando o freático, medida que estimula a colonização e estabelecimento de espécies de raízes profundas e conferindo estabilidade a restauração.

Oito e quatorze anos são determinantes para o sucesso da restauração, pois a *Clidemia urceolata* cria diferenças ambientais nos ecossistemas, que conferem maior habilidade em facilitar outras espécies nos núcleos, em uma cronosequência de 34 anos, tanto espacialmente (efeito da nucleação), quanto funcionalmente (modificando os processos ecológicos envolvidos na restauração), promovendo alterações na dinâmica da sucessão ecológica.

Recomendações

O aceleração da colonização da *Clidemia urceolata* via medidas físico-biológicas denominadas "almofadas", pode economizar 8 anos deste processos nas áreas com potencial para colonização, representando baixo custo e elevado nível de exequibilidade. Desta forma se poderia ter celeridade nos processos de restauração.

A *Clidemia urceolata* atua de forma latente nos bancos de sementes dos ecossistemas evoluídos (34 anos), reingressando fisicamente caso haja intercorrências indesejadas, como fogo e movimentos de massa, evidenciando assim o seu papel estratégico na estabilidade da restauração dos ecossistemas.

O grande desafio prático é a "domesticação" da espécie em viveiros de mudas e sua viabilidade econômica em plantios, a qual pode ser manejada em conjunto com as espécies encontradas durante o seu desenvolvimento, reduzindo assim o tempo de restauração.

Por todas estas características, se assume o seu papel estratégico na restauração podendo ser realizada na forma conjunta entre passiva e ativa dependendo das condições ambientais e dos resultados da domesticação da espécie, sendo assim recomendada em projetos de restauração.

REFERÊNCIAS

- AERTS, R.; NEGUSSIE, A.; MAES, W.; NOVEMBER, E.; HERMY, M.; MUYS, B. Restoration of dry Afromontane forest using pioneer shrubs as nurse-plants for *Olea europea* ssp. *cuspidata*. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 1, p. 129 – 138, 2007.
- ANG, L. H. Problems and prospects of afforestation on sandy tin tailings in peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Forest Science**, v.7, p.87–105, 1994.
- ARCOVA, F.C.S.; CICCO, V.; ROCHA, P.A.B. Precipitação efetiva e interceptação das chuvas por floresta de Mata Atlântica em uma microbacia experimental em Cunha – São Paulo. **Revista Árvore**, v.27, n. 2, p.257-262, 2003.
- ASNER, G. P.; RUDEL, T. K.; AIDE, T. M.; DEFRIES, R.; EMERSON, R. A contemporary assessment of change in humid tropical forests. **Conservation Biology**, v.23, p.1386-1395, 2009.
- ASSOCIAÇÃO PRÓ-GESTÃO DAS ÁGUAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL (AGEVAP). **Plano de recursos hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul: Diagnóstico dos recursos hídricos - relatório Final**. Fundação COPPETEC, Laboratório de Hidrologia e Estudos de Meio Ambiente, 2006. 200p.
- BAPTISTA, M. N.; VALCARCEL, R.; MAYA, V.; CANTO, F. Selection of Preferred Floodplains for the Renaturalization of Hydrologic Functions: A Case Study of the Paraíba do Sul River Basin, Brazil. **Water Resources Management**, v.28, p.4781-4793. 2014.
- BAPTISTA, M. N.; VALCARCEL, R.; MATEUS, F. A.; MEDEIROS, W. S.; ANDRADE, F. C. Impact of Urbanization on the Hydrodynamics Water Table in a Floodplain with High Potential for Renaturation. **Water Resources Management**, V. 31, n. 13, p. 4091 - 4102, 2017.
- BAYLÃO, H. F.; VALCARCEL, R.; ROPPA, C.; NETTESCHEIN, F. C. Levantamento de Espécies Rústicas em Área de Pastagem e em Remanescente Florestal na Mata Atlântica, Piraí-RJ. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v.318, n.1, p.50-59, 2011.
- BAYLÃO, H. F.; VALCARCEL, R.; NETTESCHEIN, F. C. Fatores do meio físico associados ao estabelecimento de espécies rústicas em ecossistemas perturbados na Mata Atlântica, Piraí, RJ - Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.23, n.3, p.305-315, 2013.
- BECHARA, F. C.; DICKENS, S. J.; FARRER, E. C.; LARIOS, L.; SPOTSWOOD, E. N.; MARIOTTE, P.; SUDING, K. N. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021 – 2034, 2016.
- BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Restauração Florestal**. 2 ed. São Paulo: Oficina de textos, 2015.
- BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; STRASSBURG, B. B. N.; RODRIGUES, R. R. Finding the money for tropical forest restoration. **Unasylva**, v.63, p.239, 2012.
- BROOKER, R. W.; MAESTRE, F. T.; CALLAWAY, R. M.; LORTIE, C. L.; CAVIERES, L. A.; KUNSTLER, G.; LIANCOURT, P.; TIELBÖRGER, K.; TRAVIS, J. M. J.; et al.

Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. **Journal of Ecology**, London, v. 96, p. 18-34, jan. 2008.

BRUN, E. J.; BRUN, F. G. K.; CORRÊA, R. S.; VACCARO, S.; SCHUMACHER, M. V. Dinâmica de micronutrientes na biomassa florestal em estágios sucessionais de Floresta Estacional Decidual, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 86, p. 307-318, jun. 2010.

BRUNO, J. F.; STACHOWICZ, J. J.; BERTNESS, M. D. Inclusion of facilitation into ecological theory. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 18, n. 3, p. 119-125, mar. 2003.

BUISSON, E.; STRADIC, S. L.; SILVEIRA, F. A. O.; DURIGAN, G. et al. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. **Biological Reviews**, (2018), pp. 000–000. doi: 10.1111/brv.12470.

BULLOCK, J. M.; ARONSON, J.; NEWTON, A. C.; PYWELL, R. F.; REY-BENAYAS, J. M. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. **Trends in Ecology and Evolution**, v.26 p.541–549, 2011.

CALMON, M.; BRANCALION, P. H. S.; PAESE, A.; ARONSON, J.; CASTRO, P.; SILVA, S. C.; RODRIGUES, R. R. Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, Washington, v. 19, n. 2, p. 154–158, mar. 2011.

CAMPOS, A. C.; CRUZ, L. H.; ROCHA, S. O. Mass, nutrient pool, and mineralization of litter and fine roots in a tropical mountain cloud forest. **Science of the Total Environment**, v.575, p.876-886, 2017.

CARDOSO, F. C. G.; MARQUES, R.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M. C. M. Stem growth and phenology of two tropical trees in contrasting soil conditions. **Plant and Soil**, v. 354, p. 269 – 281, 2012.

CHAZDON, R. L. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. **Science**, v. 320, p. 1458 – 1460, 2008.

CHAZDON, R. L. **Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation**. University of Chicago Press, Chicago. 2014.

CHAZDON, R. L.; URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. **Biotropica**, v.48, n.6, p.709-715, 2016.

COMITÊ PARA INTEGRAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL (CEIVAP). Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos. In: **Plano da bacia do Rio Paraíba do Sul**, V.1-8. Fundação Coppetec. UFRJ. Agência Nacional das Águas (ANA). 2002, 1200p.

COLEMAN, M. D.; DICKSON, R. E.; ISEBRANDS, J. G. Contrasting fine-root production, survival and soil CO₂ efflux in pine and poplar plantations. **Plant and Soil**, v. 225, n. 1-2, p. 129-139, out. 2000.

CORRÊA, J. C. Efeito de sistemas de cultivo na estabilidade de agregados de um Latossolo Vermelho-Amarelo em Querência, MT. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, p. 203 - 209, 2002.

COUTINHO, F. S.; PEREIRA, M. G.; MENEZES, C. E. G.; GUARESCHI, R. F.; ASSUNÇÃO, S. A. Atributos Edáficos em Áreas de Agricultura, Pastagem e Três Estágios Sucessionais de Floresta. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1 - 11, 2017.

COUTINHO, P. R. O. S.; VALCARCEL, R.; RODRIGUES, P. J. F. P.; BRAGA, J. M. A. Restauração passiva em pastagens abandonadas a partir de núcleos de vegetação na Mata Atlântica, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, No prelo.

COUTO, W. H.; ANJOS, L. H. C.; WADT, P. G. S.; PEREIRA, M. G. Atributos edáficos e resistência a penetração em áreas de sistemas agroflorestais no sudoeste amazônico. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 3, p. 811 - 823, 2016.

DALY, H. E.; FARLEY, J. **Economia Ecológica: Princípios e Aplicações**. Island Press. 2003.

DINIZ, A. R.; PEREIRA, M. G.; BALIEIRO, F. C.; MACHADO, D. L.; MENEZES, C. E. G. Precipitação e aporte de nutrientes em diferentes estágios sucessionais de floresta Atlântica, Pinheiral – RJ. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 3, p. 389 - 399, 2013.

DONAGEMA, G. K.; CAMPOS, D. D.; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. **Manual de métodos de análise de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 2011. 230p.

DRUMMOND, J.A. **Devastação e preservação ambiental no Rio de Janeiro**. Niterói: EDUFF, 306p. 1997.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Global forest resources assessment**. Rome: FAO, 2010. 340 p.

FIGUEIREDO, P. H. A.; MIRANDA, C. C.; MATEUS, F. A.; VALCARCEL, R. Avaliação do potencial seminal da *Cecropia Pachystachya* Trécul no banco de sementes do solo de um fragmento florestal em restauração espontânea na Mata Atlântica, Pinheiral – RJ. **Revista Biociências**, Taubaté, v. 17, n. 2, p. 43-51, 2011.

FIGUEIREDO, P. H. A.; MIRANDA, C. C.; MATEUS, F. A.; VALCARCEL, R. Germinação *ex situ* do banco de sementes do solo de capoeira em restauração florestal espontânea a partir do manejo do sombreamento. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 42, n. 101, p. 69-80, mar. 2014.

FINÉR, L.; OHASHI, M.; NOGUCHI, K.; HIRANO, Y. Factors causing variation in fine root biomass in forest ecosystems. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.261, p.265-277, 2011.

FREITAS, T. A. S.; BARROSO, D. G.; CARNEIRO, J. G. A. Dinâmica de raízes de espécies arbóreas: visão da literatura. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 1, p. 133-142, jan./mar. 2008.

GIBBS, H. K.; RUESCH, A. S.; ACHARD, F.; CLAYTON, M. K.; HOLMGREN, P.; RAMANKUTTY, N.; FOLEY, J. A. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v.107, n.38, p.16732–16737, 2010.

GIBSON, L.; LEE, T. M.; KOH, L. P.; BROOK, B. W.; GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; PERES, C. A.; BRADSHAW, C. J. A.; LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; SODHI, N. S.

Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 378–381, out. 2011.

GOMES, E. P. C.; SUGIYAMA, M.; ADAMS, C.; PRADO, H. M.; JUNIOR, C. J. F. O. A sucessão florestal em roças em pousio: a natureza está fora da lei? **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 41, n. 99, p. 343-352, set. 2013.

GÓMEZ-RUIZ, P. A.; LINDIG-CISNEROS, R.; VARGAS-RÍOS, O. Facilitation among plants: A strategy for the ecological restoration of the high-andean forest (Bogotá, D.C.—Colombia). **Ecological Engineering**, v.57, p.267–275, 2013.

GONÇALVES, J. L. M.; MIRANDA, S. L. M. O sistema radicular das árvores. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. **Nutrição e fertilização de florestas**, Piracicaba: IPEF/ESALQ/USP, 2000. 427 p.

HÄTTENSCHWILER, S.; TIUNOV, A. V.; SCHEU, S. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.36, p.191–218, 2005.

HERTEL, D.; LEUSCHNER, C.; HÖLSCHER, D. Size and structure of fine root systems in old-growth and secondary tropical montane forests (Costa Rica). **Biotropica**, v. 35, n. 2, p. 143-153, jun. 2003.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, n. 10, p. 1558–1563, maio 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Manual Técnico da Vegetação Brasileira. In: **Manuais Técnicos em Geociências**. Rio de Janeiro: IBGE, Diretoria de Geociências, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais; 2012.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. **Normais Climatológicas (1961-1990)**. Brasília: SPI/EMBRAPA, 1992. 84p.

JOHN, B.; PANDEY, H. N.; TRIPATHI, R. S. Decomposition of fine roots of *Pinus Kesiya* and turnover of organic matter, N and P of coarse and fine pine roots and herbaceous roots and rhizomes in subtropical pine forest stands of different ages. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, n. 4, p. 238-246, jun. 2002.

JULIÃO, L. G. F.; LIMA, J. M.; JÚNIOR, M. S. D.; OLIVEIRA, G. G.; RIBEIRO, B. T.; MAGALHÃES, C. A. S. Atributos mecânicos e erosão por salpicamento em amostras de latossolo vermelho-amarelo sob efeito de vinhaça. **Ciência e agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n. 1, p. 19-27, jan./fev. 2011.

KEIM, R. F.; LINK, T. E. Linked spatial variability of throughfall amount and intensity during rainfall in a coniferous forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.248, p.15-21, 2018.

KLOS, P. Z.; CHAIN-GUADARRAMA, A.; LINK, T. E.; FINEGAN, B.; VIERLING, L. A.; CHAZDON, R. Throughfall heterogeneity in tropical forested landscapes as a focal mechanism for deep percolation. **Journal of Hydrology**, v.519, p.2180-2188, 2014.

- LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v.310, p.1628–1632, 2005.
- LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A. C.; FEARNSIDE, P. M.; RIBEIRO, J. E.; CAPRETZ, R. L. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, Washington, v. 87, n. 2, p. 469–482, fev. 2006.
- LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v.349, p.827-832, 2015.
- LINO, C. F.; DIAS, H. **Águas e Florestas da Mata Atlântica: Por uma gestão integrada**. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica – caderno da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica: série políticas públicas n 27, 2003. 132p.
- LOPES, V. C.; SCHUMACHER, M. V.; CALIL, F. N.; VIERA, M.; WITSCHORECK, R. Quantificação de raízes finas em um povoamento de *Pinus taeda* L. e uma área de campo em Cambará do sul, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 4, p. 569-578, out./dez. 2010.
- MARENGO, JA; ALVES, LM Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.20, n.2, p.215-226, 2005.
- MARTINS, D. A. P.; LANZARINI, A. C.; HEINZ, C. F.; VIEIRA, F. S.; BONATTO, R. A.; KANIESKI, M. R. Avaliação da transposição de serapilheira e do banco de sementes do solo em uma área degradada no planalto catarinense. **Floresta**, v.47, n.3, p.237-246, 2017.
- MARTINS, K. G.; MARQUES, M. C. M.; SANTOS, E.; MARQUES, R. Effects of soil conditions on the diversity of tropical forests across a successional gradient. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.349, p.4-11, 2015.
- MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.22, n.3, p.405-412, 1999.
- MATEUS, F. A. **Serviços ecossistêmicos observados na restauração florestal de pastagens abandonadas a partir da espécie facilitadora *Clidemia urceolata* DC**. 2015. 62p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.
- MATEUS, F. A.; MIRANDA, C. C.; VALCARCEL, R.; FIGUEIREDO, P. H. A. Estoque e capacidade de retenção hídrica da serrapilheira acumulada na restauração florestal de áreas perturbadas na Mata Atlântica. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 20, p. 336 - 343, 2013.
- MATEUS, F. A.; VALCARCEL, R.; BUENO, M. M.; DA MOTA, K. D. R. Alterations in soil properties induced by passive restoration by *Clidemia urceolata* DC in the Atlantic rainforest of Brazil. **Floresta**, Curitiba, v. 48, n.4, p. 583-592, out/dez. 2018.
- MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 73, p. 101-111, mar. 2007.
- MENEZES, C. E. G. **Integridade de paisagem, manejo e atributos do solo no Médio Vale do Paraíba do Sul, Pinheiral-RJ**. 2008. 175p. Tese de Doutorado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2008.

MESQUITA, M. G. B. F.; MORAES, S. O.; PERUCHI, F.; TEREZA, M. C. Alternativa para caracterização da condutividade hidráulica saturada do solo utilizando probabilidade de ocorrência. **Ciência e agrotecnologia**, v. 31, n. 6, p. 1605 - 1609, 2007.

MICHELANGELI, F. A.; REGINATO, M. 2015. **Clidemia in Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB9452/>> Acesso em: 26/05/2015.

MIRANDA, C. C.; COUTO, W. H., VALCARCEL, R.; NUNES-FREITAS, A. F. N.; FRANCELINO, M. R. Avaliação das preferências ecológicas *Clidemia urceolata* DC. em ecossistemas perturbados. **Revista Arvore**, Viçosa, v. 35, n. 5, p. 1135-1144, set./out. 2011.

MIRANDA, C. C.; VALCARCEL, R.; FIGUEIREDO, P. H.; MATEUS, F. A.; ROPPA, C.; NUNES-FREITAS, A. F. Caracterização de núcleos espontâneos de *Clidemia urceolata* DC. em áreas perturbadas da Mata Atlântica. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 1, p. 199 - 209, 2015.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, J.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOURUX, J.; FONSECA, G. A. B. **Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Washington, DC, USA: Cermex. 2004.

MORAN, E. F. **Nós e a natureza: uma introdução às relações homem-ambiente**. São Paulo: Editora Senac, 2008. 302 p.

MORRIËN, E.; HANNULA, S. E.; SNOEK, L. B.; HELMSING, N. R.; ZWEERS, H.; HOLLANDER, M.; SOTO, R. L.; BOUFFAUD, M. L.; BUÉE, M.; et al. Soil networks become more connected and take up more carbon as nature restoration progresses. **Nature Communications**, v. 8, n. 14349, p. 1 – 10, 2017.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403, p.853-858, 2000.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. Rio de Janeiro: SUPREN: IBGE, 1979, 421p.

OLIVEIRA, J. A. **Caracterização Física da Bacia do Ribeirão Cachimbal-Pinheiral, RJ e de suas principais paisagens degradadas**. 1998. 142f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 1998.

ORTIZ, P. F. S.; ROLIM, M. M.; LIMA, J. L. P.; PEDROSA, E. M. R.; DANTAS, M. S. M.; TAVARES, U. E. Physical qualities of an Ultisol under sugarcane and Atlantic forest in Brazil. **Geoderma Regional**, v. 11, p. 62 – 70, 2017.

OSTONEN, I.; HELMISAARI, H.; BORKEN, W.; TEDERSOO, L.; KUKUMÄGI, M.; BAHRAM, M.; LINDROOS, A.; NÖJD, P.; URI, V.; MERILÄ, P.; ASI, E.; LÖHMUS, K. Fine root foraging strategies in Norway spruce forests across a European climate gradient. **Global Change Biology**, v. 17, n. 12, p. 3620-3632, dez. 2011.

PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H. Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: examples from the Brazilian Amazon. **Ecological Engineering**, v.17, n.2-3, p.219–239, 2001.

PETERSON, C. J.; CARSON, W. P. Processes constraining woody species succession on abandoned pastures in the tropics: on the relevance of temperate models of succession. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. **Tropical forest community ecology**. Wiley-Blackwell, Oxford, p.366–383, 2008.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO (PNUD). **Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil**. Brasília: PNUD. 2013. 96p.

PUGNAIRE, F. I.; VALLADARES, F. **Functional plant ecology**. 2 ed. Now York, NY, USA: CRC PRESS, Taylor & Francis Group. 1999. 724p.

R CORE TEAM (2016) **R: a language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>> Acesso em: 15/10/2017.

REIS, A.; BECHARA, F.C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.67, p.244-250, 2010.

RENÓ, P. **A influência da Intercepção pela Serrapilheira no Processo de Reabilitação de Áreas de Empréstimo na Mata Atlântica**. 2008. 29 f. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

REZENDE, C. L.; UEZU, A.; SCARANO, F. R.; ARAUJO, D. S. D. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2255-2272, 2015.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 208-214, 2018.

REY BENAYAS, J. M.; NEWTON, A. C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J. M. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. **Science**, v. 325, p. 1121-1124, 2009.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, Tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da USP/ FAPESP. p. 241- 243, 2002.

ROSIER, C. L.; VAN STAN II, J. T.; MOORE, L. D.; SCHROM, J. O. S.; WU, T.; REICHARD, J. S.; KAN, J. Forest canopy structural controls over throughfall affect soil microbial community structure in an epiphyte-laden maritime oak stand. **Ecohydrology**, v.8, p.1459-1470, 2015.

SANSEVERO, J. B. B.; PRIETO, P. V.; SÁNCHEZ-TAPIA, A.; BRAGA, J. M. A.; RODRIGUES, P. J. F. P. Past land-use and ecological resilience in a lowland Brazilian Atlantic Forest: implications for passive restoration. **New Forests**, v. 48, n. 5, p. 573-586, 2017.

SANTOS, R. D.; SANTOS, H. G.; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C.; SHIMIZU, S. H. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 7ed. 2015, 102 p.

SAYER, E. J.; TANNER, E. V. J.; CHEESMAN, A. W. Increased litterfall changes fine root distribution in a moist tropical forest. **Plant and Soil**, Crawley, v. 281, n. 1-2, p. 5-13, mar. 2006.

SCHROTH, G.; D'ANGELO, S. A.; SCHALLER, M.; HAAG, D.; RODRIGUES, M. R. L. Root research methods for humid tropical agro-forestry systems – A management perspective. In: WORKSHOP SOBRE SISTEMA RADICULAR: METODOLOGIAS E ESTUDOS DE CASOS, 1999, Aracajú. **Anais...** Aracajú: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 1999. p. 255-268.

SILVA, A. J. N.; RIBEIRO, M. R.; CARVALHO, F. G.; SILVA, V. N.; SILVA, L. E. S. F. Impact of sugarcane cultivation on soil carbon fractions, consistence limits and aggregate stability of a Yellow Latosol in Northeast Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 19, p. 420 - 424, 2006.

SOCIETY OF ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE AND POLICY WORKING GROUP. 2004. **The SER international primer on ecological restoration**. Society for Ecological Restoration International, Tucson, AZ.

SOUZA, E. D.; CARNEIRO, M. A. C.; PAULINO, H. B. Atributos físicos de um Neossolo Quartzarênico e um Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, p. 1135 - 1139, 2005.

STRASSBURG, B. B. N.; BARROS, F. S. M.; CROUZEILLES, R.; IRIBARREM, A.; SANTOS, J. S.; SILVA, D.; SANSEVERO, J. B. B.; ALVES-PINTO, H. N.; FELTRAN-BARBIERI, R.; LATAWIEC, A. E. The role of natural regeneration to ecosystem services provision and habitat availability: a case study in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v.48, n.6, p.890–899, 2016.

SUDING, K. N. Toward an era of restoration in Ecology: successes, failures, and opportunities ahead. **Annual Review Ecology, Evolution and Systematics**, v.42, p.465–487, 2011.

SUDING, K. N.; GROSS, K. L.; HOUSEMAN, G. R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, v.19, p.46–53, 2004.

SUN, T.; MAO, Z. J.; HAN, Y. Y. Slow decomposition of very fine roots and some factors controlling the process: a 4-year experiment in four temperate tree species. **Plant and Soil**, v.372, p.445-458, 2013.

SUN, T.; DONG, L.; MAO, Z.; YUANYUAN, L. Fine root dynamics of trees and understorey vegetation in a chronosequence of *Betula platyphylla* stands. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 346, p. 1-9. Jun. 2015.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2 ed. Porto Alegre: Departamento de solos, UFRGS, 1995, 174p.

TURCHIN, P.; NEFEDOV, S. A. **Ciclos Seculares**. Princeton University Press. 2009.

VALCARCEL, R.; VALENTE, F. D. W.; MOROKAWA, M. J.; CUNHA NETO, F. V.; PEREIRA, C. R. Avaliação da biomassa de raízes finas em área de empréstimo submetida a diferentes composições de espécies. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 5, p. 923-930, set./out. 2007.

VESK, P. A.; WESTOBY, M. Sprouting ability across diverse disturbances and vegetation types worldwide. **Journal of Ecology**, v.92, p.310-320, 2004.

VIEIRA, D. L. M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**, v.14, p.11-20, 2006.

VOGEL, H. F.; SPOTSWOOD, E.; CAMPOS, J. B.; BECHARA, F. C. Annual changes in a bird assembly on artificial perches: implications for ecological restoration in a subtropical agroecosystem. **Biota Neotropica**, v.16, p.1-9, 2016.

VON WILPERT, K.; SCHÄFFER, J. Ecological effects of soil compaction and initial recovery dynamics: a preliminary study. **European Journal of Forest Research**, v.125, p.129-138, 2006.

WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. **Restoration Ecology**, v.21, p.537–543, 2013.

YUAN, Z. Y.; CHEN, Y. H. Fine root biomass, production, turnover rates, and nutrient contents in boreal forest ecosystems in relation to species, climate, fertility, and stand age: literature review and meta-analyses. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 29, n. 4, p. 204-221, jul. 2010.

ZIMMERMANN, A.; WILCKE, W.; ELSENBEER, H. Spatial and temporal patterns of throughfall quantity and quality in a tropical montane forest in Ecuador. **Journal of Hydrology**, v.343, p.80-96, 2007.