

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

TESE

**SUPRESSÃO DE *Corymbia Citriodora* (HOOK.) K. D. HILL E L. A. S.
JOHNSON: UMA DISCUSSÃO SOBRE AS ALTERAÇÕES DO SOLO**

Wilbert Valkinir Cabreira

2023



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

**SUPRESSÃO DE *Corymbia citriodora* (HOOK.) K. D. HILL E L. A. S.
JOHNSON: UMA DISCUSSÃO SOBRE AS ALTERAÇÕES DO SOLO**

Wilbert Valkinir Cabreira

Sob Orientação do Professor
Dr. Fabiano de Carvalho Balieiro

e Coorientação do Professor
Dr. Marcos Gervasio Pereira

Tese submetida como requisito para obtenção do grau de **Doutor em Ciências Ambientais e Florestais**, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Silvicultura e Manejo Florestal.

Seropédica, RJ
Março de 2023

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

C117s Cabreira, Wilbert Valkinir, 1993-
SUPRESSÃO DE *Corymbia citriodora* (HOOK.) K. D.
HILL E L. A. S. JOHNSON: UMA DISCUSSÃO SOBRE AS
ALTERAÇÕES DO SOLO / Wilbert Valkinir Cabreira. -
Seropédica, 2023.
83 f.

Orientador: Fabiano de Carvalho Balieiro.
Coorientador: Marcos Gervasio Pereira.
Tese(Doutorado). -- Universidade Federal Rural do
Rio de Janeiro, Ciências Ambientais e Florestais,
2023.

1. Reserva Biológica. 2. Eucalipto. 3. Anelamento.
4. Manejo florestal. I. Balieiro, Fabiano de
Carvalho, 1974-, orient. II. Pereira, Marcos
Gervasio, 1965-, coorient. III Universidade Federal
Rural do Rio de Janeiro. Ciências Ambientais e
Florestais. IV. Título.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001.

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

WILBERT VALKINIR CABREIRA

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Ciências, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, área de Concentração em Silvicultura e Manejo Florestal.

TESE APROVADA EM 01/03/2023

Fabiano de Carvalho Balieiro. Dr. Embrapa Solos
(Orientador)

Eduardo Vinícius da Silva. Prof. Dr. UFRRJ

Lucas José Mazzei De Freitas. Dr. Embrapa Amazônia Oriental

Alexander Silva de Resende. Dr. Embrapa Agrobiologia

Luiz Fernando Duarte de Moraes. Dr. Embrapa Agrobiologia



Emitido em 2023

TERMO Nº 464/2023 - PPGCAF (12.28.01.00.00.00.27)

(Nº do Protocolo: NÃO PROTOCOLADO)

(Assinado digitalmente em 03/05/2023 08:12)

EDUARDO VINICIUS DA SILVA
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptSil (12.28.01.00.00.00.31)
Matrícula: ###176#4

(Assinado digitalmente em 03/05/2023 08:02)

ALEXANDER SILVA DE RESENDE
ASSINANTE EXTERNO
CPF: ###.###.497-##

(Assinado digitalmente em 17/05/2023 09:32)

LUCAS JOSÉ MAZZEI DE FREITAS
ASSINANTE EXTERNO
CPF: ###.###.941-##

(Assinado digitalmente em 11/05/2023 08:14)

LUIZ FERNANDO DUARTE DE MORAES
ASSINANTE EXTERNO
CPF: ###.###.058-##

(Assinado digitalmente em 02/05/2023 16:52)

FABIANO DE CARVALHO BALIEIRO
ASSINANTE EXTERNO
CPF: ###.###.027-##

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrrj.br/documentos/> informando seu número: **464**, ano: **2023**, tipo: **TERMO**, data de emissão: **02/05/2023** e o código de verificação: **c21323d00f**

RESUMO GERAL

CABREIRA, Wilbert Valkinir. **Supressão de *Corymbia citriodora* (Hook.) K. D. Hill e L. A. S. Johnson: uma discussão sobre as alterações no solo.** 2023. 83 p. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Floresta, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2023.

Estudos evidenciam a importância da comunidade biológica do solo na determinação de sua qualidade e no processo de transformação e estabilização da matéria orgânica do solo (MOS). Esse estudo parte da hipótese de que a adequada supressão de plantios antigos (> 25 anos) de *Corymbia citriodora* (Hook.) K. D. Hill e L. A. S. Johnson, em regiões tropicais com elevados índices pluviométricos e solo argiloso, aumenta o estoque e qualidade de resíduos sob o solo e intensifica a atividade biológica, considerados precursores do aumento da MOS e da qualidade do solo, gerando melhor equilíbrio entre as frações estáveis e lábeis da MOS. Nesse estudo, foram avaliados indicadores de qualidade do solo e a dinâmica da MOS em áreas de plantios de *C. citriodora* submetidos a três manejos que visam a priorização da restauração da vegetação nativa na Reserva Biológica (REBIO) União – RJ, a saber: supressão de plantio de *C. citriodora* submetido a prática do anelamento (GR); supressão de plantio de *C. citriodora* submetido a prática do corte raso e posterior plantio de mudas nativas (PL) e plantio de *C. citriodora* abandonado sem prática de manejo (EU). Esses manejos foram comparados com área de floresta nativa (FF). Para isso, foram realizadas amostragens de solo, serapilheira e fauna para determinação do Índice Geral de Qualidade do Solo (GISQ) por meio da quantificação de atributos químicos e biológicos e correlação com os atributos da serapilheira. Foram determinados também, os teores totais de C, nitrogênio (N) e fósforo (P) na terra fina seca ao ar (TFSA); na matéria orgânica leve (LFOM) e nas frações granulométricas da MOS, além do C extraído por permanganato de potássio. No solo sob FF e GR, foram observados percentuais de tOC cerca de 50% superiores a área PL. As propriedades microbiológicas foram as mais eficientes em diferir as áreas de estudo. Na área EU, foram observados os maiores valores de C: N (33,93) e N: P (38,18), além dos menores teores de C, N e P na fração particulada da MOS. Já em GR, foram quantificados valores de POXC 187,37% superiores a EU, favorecendo a produção de material menos recalcitrante e mais lábil quando comparado a EU. O curto tempo (4 anos) de implementação do sistema em PL, afetou diretamente na baixa produção de LFOM, com percentuais de 64, 58 e 57% inferiores quando comparado as áreas GR, EU e FF respectivamente. O GISQ evidenciou alta qualidade para o solo sob FF, média para GR e PL e baixa para EU. Os resultados permitem inferir que a prática do anelamento (GR) é uma estratégia em potencial, visando à supressão de *C. citriodora*, favorecendo a qualidade do solo, impulsionando as interações solo/planta e favorecendo principalmente a disponibilidade de N e P lábeis no solo.

Palavras-chave: Reserva Biológica, Eucalipto, Anelamento, Manejo florestal

GENERAL ABSTRACT

CABREIRA, Wilbert Valkinir. **Suppression of *Corymbia citriodora* (Hook.) K. D. Hill and L. A. S. Johnson: a discussion of soil changes.** 2023. 83 p. Doctoral Thesis in Environmental and Forestry Sciences. Forest Institute, Federal Rural University of Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2023.

Recent studies have shown the importance of the biological community of the soil in determining its quality and in the process of transformation and stabilization of soil organic matter (SOM). This study is based on the hypothesis that the adequate suppression of old plantations (> 25 years old) of *Corymbia citriodora* (Hook.) K. D. Hill and L. A. S. Johnson, in tropical regions with high rainfall rates and clayey soil, increases the stock and quality of waste under the soil and intensifies biological activity, considered precursors to the increase in SOM and soil quality, generating a better balance between stable and labile SOM fractions. In this study, indicators of soil quality and SOM dynamics were evaluated in areas of *C. citriodora* plantations submitted to three managements that aim at prioritizing the restoration of native vegetation in the Biological Reserve (REBIO) União - RJ, namely: suppression of *C. citriodora* planting subjected to girdling (GR); suppression of *C. citriodora* planting submitted to the practice of shallow cutting and subsequent planting of native seedlings (PL) and planting of abandoned *C. citriodora* without management practice (EU). These managements were compared with native forest area (FF). Soil, litter and fauna were sampled to determine the General Indicator of Soil Quality (GISQ) through quantification of chemical and biological attributes and correlation with litter attributes. The total contents of C, nitrogen (N) and phosphorus (P) in air-dried fine earth (ADFE) were also determined; in light organic matter (LFOM) and in the granulometric fractions of SOM, in addition to the C extracted by potassium permanganate. In the soil under FF and GR, percentages of tOC around 50% higher than the PL area were observed. The microbiological properties were the most efficient in differentiating the study areas. In the EU area, the highest values of C: N (33.93) and N: P (38.18) were observed, in addition to the lowest levels of C, N and P in the particulate fraction of SOM. In GR, POXC values 187.37% higher than EU were quantified, favoring the production of less recalcitrant and more labile material when compared to EU. The short time (4 years) of implementation of the system in PL directly affected the low production of LFOM, with percentages of 64, 58 and 57% lower when compared to the GR, EU and FF areas respectively. GISQ showed high quality for the soil under FF, medium for GR and PL and low for EU. The results allow inferring that the practice of girdling (GR) is a potential strategy, aiming at the suppression of *C. citriodora*, favoring soil quality, boosting soil/plant interactions and mainly favoring the availability of labile N and P in the soil .

Keywords: Biological Reserve, Eucalyptus, Girdling, Forest management

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Temperatura média e precipitação mensal em 2019 (a) e temperatura média e precipitação diária em outubro de 2019 (b) na estação meteorológica localizada em Macaé, Estado do Rio de Janeiro, Brasil..... 22
- Figura 2. Mapa temático da vegetação presente na Reserva Biológica União apresentando a localização dos plantios de *Corymbia citriodora*. Fonte: MMA-ICMBio (2008). 23
- Figura 3. Esquematização do desenho experimental e pontos de amostragem dentro dos talhões de *C. citriodora* submetidos a diferentes manejos visando à restauração florestal. 24
- Figura 4. Localização dos talhões de *C. citriodora* na REBIO União. Fonte: MMA-ICMBio, 2007. FF = Área florestal amostrada 25
- Figura 5. Análise de componentes principais (PCA) para a relação dos subindicadores de qualidade do solo (A) e atributos da serapilheira (B) amostrados em povoamentos de *Corymbia citriodora* submetidos a diferentes manejos visando à restauração florestal na Reserva Biológica de União, Rio de Janeiro, Brasil. Abreviaturas: FF, fragmento florestal; GR, área submetida à prática do anelamento; PL, área submetida ao corte raso e posterior plantio de mudas nativas; EU, área de *Corymbia citriodora* abandonada com nenhum manejo..... 52
- Figura 6. Dendrograma de dissimilaridade em função dos atributos do solo e serapilheira em povoamentos de *Corymbia citriodora* submetidos a diferentes manejos visando à restauração florestal na Reserva Biológica de União, Rio de Janeiro, Brasil. Abreviaturas: FF, fragmento florestal; GR, área submetida à prática do anelamento; PL, área submetida ao corte raso e posterior plantio de mudas nativas; EU, área abandonada de *Corymbia citriodora* sem manejo. 53
- Figura 7. Teor percentual (%) de carbono orgânico (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) na fração particulada e associados a minerais em povoamentos de *Corymbia citriodora* submetidos a diferentes manejos visando à recomposição da vegetação nativa na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro, Brasil. Abreviaturas: FF, fragmento florestal; GR, área submetida à prática do anelamento; PL, área submetida ao corte raso e posterior plantio de mudas nativas; EU, área abandonada de *Corymbia citriodora* sem manejo. 72
- Figura 8. Estado das árvores aneladas no período da coleta, em novembro de 2019..... 82
- Figura 9. Estado dos sistemas avaliados em novembro de 2019. Área anelada (A), corte raso seguido de plantio de espécies nativas (B), eucaliptal abandonado (C). 82

Figura 10. Visualização da área anelada (GR), com a presença dos fustes das árvores de *Corymbia citriodora*, após anos da aplicação do anelamento. 83

LISTA DE TABELA

Tabela 1. Talhões de <i>Corymbia citriodora</i> selecionados, ano de plantio, manejo aplicado, ano de aplicação do manejo e diâmetro à altura do peito (DAP) médio no momento do corte raso na Reserva Biológica União.	24
Tabela 2. Lista de espécies nativas utilizadas na restauração florestal do talhão de número 18 (PL) na REBIO-União.	26
Tabela 3. Lista das 10 espécies nativas de maior Índice de Valor de Importância (IVI) em antigos talhões de <i>C. citriodora</i> abandonados (sem manejo) na REBIO-União.	28
Tabela 4. Valores médios (n=4) dos atributos químicos e granulometria do solo (erro padrão) amostrados em povoamentos de <i>Corymbia citriodora</i> submetidos a diferentes manejos visando à restauração florestal na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro, Brasil.	48
Tabela 5. Valores médios (n=4) dos atributos microbiológicos do solo (erro padrão) amostrados em povoamentos de <i>Corymbia citriodora</i> submetidos a diferentes manejos visando à restauração florestal na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro, Brasil.	49
Tabela 6. Valores médios (n=4) dos atributos da fauna de solo e serapilheira (erro padrão) amostrados em povoamentos de <i>Corymbia citriodora</i> submetidos a diferentes manejos visando à restauração florestal na Reserva Biológica de União, Rio de Janeiro, Brasil.	50
Tabela 7. Valores médios (n=4) das propriedades da serapilheira (erro padrão) amostrados em povoamentos de <i>Corymbia citriodora</i> submetidos a diferentes manejos visando à restauração florestal na Reserva Biológica de União, Rio de Janeiro, Brasil.	51
Tabela 8. Indicador geral de qualidade do solo (GISQ) baseado em atributos químicos, microbiológicos e faunísticos do solo em povoamentos de <i>Corymbia citriodora</i> submetidos a diferentes manejos visando à restauração florestal na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro, Brasil.	52
Tabela 9. Teores totais de carbono orgânico (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K); suas razões estequiométricas e carbono lábil (POXC) em povoamentos de <i>Corymbia citriodora</i> submetidos a diferentes manejos visando à recomposição da vegetação nativa na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro, Brasil.	70
Tabela 10. Atributos químicos, razão estequiométrica e massa da Matéria Orgânica de Fração Leve (LFOM) em povoamentos de <i>Corymbia citriodora</i> submetidos a diferentes manejos visando à recomposição da vegetação nativa na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro, Brasil.	71

SUMÁRIO

RESUMO GERAL	v
GENERAL ABSTRACT.....	vi
LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELA.....	ix
1. INTRODUÇÃO GERAL	13
2. HIPÓTESE GERAL.....	14
3. OBJETIVO	14
3.1 Geral	14
3.2 Específicos.....	14
4. REVISÃO DE LITERATURA	15
4.1 Reserva Biológica União e os plantios de eucalipto.....	15
4.2 Restauração florestal e os plantios de eucalipto	16
4.3 Matéria orgânica em solos florestais	17
4.4 Bioindicadores como importantes ferramentas na avaliação da qualidade de solos florestais	19
4.5 Índices de Qualidade do Solo	20
5. MATERIAL E MÉTODOS GERAL	21
5.1 Localização, histórico e caracterização da área de estudo.....	21
5.2 Talhões de <i>C. citriodora</i> avaliados.....	23
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	28
CAPÍTULO I: SUPRESSÃO DE ÁRVORES DE <i>Corymbia citriodora</i> (HOOK.) K. D. HILL E L. A. S. JOHNSON NA RESTAURAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO E PROPRIEDADES DA SERAPILHEIRA	41
RESUMO	42
ABSTRACT	43
7. INTRODUÇÃO.....	44

8. MATERIAL E MÉTODOS.....	45
8.1 Amostragem do solo, serapilheira e fauna.....	45
8.2 Análises do solo.....	45
8.2.1 Análises químicas do solo	45
8.2.2 Análises microbiológicas do solo	46
8.4 Análise da fauna do solo e serapilheira	46
8.4 Análise nutricional da serapilheira	47
8.5 Análise estatística e determinação do Indicador geral de qualidade do solo (GISQ).....	47
9. RESULTADOS	48
10. DISCUSSÃO	53
11. CONCLUSÕES	56
12. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56
CAPÍTULO II: SUPRESSÃO DE ÁRVORES DE <i>CORYMBIA CITRIODORA</i> (HOOK.) K. D. HILL E L. A. S. JOHNSON VISANDO À RESTAURAÇÃO FLORESTAL E A PRODUÇÃO DE C, N E P LÁBEIS NO SOLO	64
RESUMO	65
ABSTRACT	66
Keywords: light organic matter, POXC, C: P ratio, C: N ratio	66
13. INTRODUÇÃO.....	67
14. MATERIAL E MÉTODOS.....	68
14.1 Amostragem do solo.....	68
14.2 Fracionamento granulométrico da matéria orgânica do solo (MOS)	68
14.3 Matéria orgânica leve (LFOM).....	68
14.4 Carbono lábil (POXC).....	69
15. RESULTADOS	70
16. DISCUSSÃO	72
17. CONCLUSÕES	74
18. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74

ANEXOS 82

1. INTRODUÇÃO GERAL

Entre 1940 e 1941 foram estabelecidos os primeiros plantios de eucalipto na área que hoje pertence a Reserva Biológica (REBIO) União (MMA-ICMBio, 2008). Após 2008, quando foi aprovado o Plano de Manejo da Reserva, foi iniciado um programa de supressão das árvores de eucalipto, visando à restauração das florestas nativas. Foram utilizadas duas estratégias de manejo. A primeira foi o, anelamento e a segunda o corte raso dos eucaliptos, seguidas do plantio de espécies nativas (MMA-ICMBio, 2008).

Prever sucesso da restauração de uma floresta é um desafio, pois podem ser afetados fatores como uso da terra e contexto na paisagem (HOLL e AIDE, 2011; CROUZEILLES et al., 2016; MELI et al., 2017). Nesse sentido, a regeneração natural, processo pelo qual a floresta perturbada atinge características de floresta madura, por intermédio do banco de sementes e recrutamento de plântulas, sem a intervenção antrópica, é um processo natural que ocorre sob influência de diversos fatores como clima e relevo (KLEIN, 1980; ALVES e METZGER, 2006; SILVEIRA e SILVA, 2010; SANTOS et al., 2019). Em contraponto, quando a vegetação natural é substituída por monocultivos florestais, a exemplo do eucalipto, podem ocorrer alterações em processos e serviços ecossistêmicos, especialmente em região tropical (POGGIANI, 1996; JONSSON et al., 2019). Jonsson et al. (2019), por exemplo, registraram níveis 35% mais altos de serviços ecossistêmicos em florestas em comparação com as monoculturas.

Com o intuito de avaliar a qualidade do solo de ambientes sob restauração florestal, os organismos do solo, seus processos ou produtos podem ser encarados como bioindicadores por serem capazes de responder ao grau de degradação e/ou de restauração de um ecossistema, sucessão ecológica, contaminação de um habitat e mudanças climáticas por meio de alterações na abundância, riqueza ou mesmo atividade das espécies presentes (MCGEOCH, 1998; HUTCHINS, 2019). O fato de os microrganismos atuarem nos processos de decomposição dos resíduos orgânicos, na ciclagem de nutrientes e serem parceiros das comunidades de plantas via associações simbióticas que beneficiam todo ecossistema, justifica a importância e necessidade da inclusão dos indicadores microbiológicos nas avaliações de qualidade do solo (MENDES et al., 2015). A comunidade microbiana desempenha papel fundamental nos ciclos biogeoquímicos, sendo que tais mudanças podem afetar diretamente o funcionamento do ecossistema (GREEN et al., 2007; HUTCHINS, 2019). Além disso, o tamanho e a atividade da população microbiana são afetados diretamente pela quantidade e qualidade da matéria orgânica em especial na camada superficial do solo, onde a atividade biológica é altamente concentrada (LOPES et al., 2013; HENDRIX et al., 2020).

Dentre os indicadores de qualidade do solo, a matéria orgânica do solo (MOS) tem sido considerada indicador chave devido sua sensibilidade a modificações proporcionadas pelas ações antrópicas, associada a elevada interação que tem com as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (COSTA et al., 2008; CHERUBIN et al., 2015). Spain et al. (1983) afirmam que a quantidade presente nos solos é o resultado da entrada de materiais orgânicos e sua degradação no solo, onde a fonte básica dessa matéria orgânica e sua energia contida é a seção autotrófica da comunidade de plantas. Os autores afirmam ainda que no solo ou sobre ele, está sujeito a progressiva fragmentação, decomposição e redistribuição. Nesse sentido, a MOS representa um componente do solo complexo, dinâmico, heterogêneo e reativo, com associação direta às funções ecossistêmicas essenciais a vida, como: retenção e infiltração de água no perfil do solo, formação de agregados, aeração, estrutura, pH, poder tampão, capacidade de troca catiônica, mineralização, atividade microbiana, superfície específica e adsorção de pesticidas e outros agroquímicos (CUNHA et al., 2015).

Os atributos do solo são fatores determinantes na diversidade e estrutura das espécies em determinado ambiente (LIMA et al., 2003; NERI et al., 2012; ALI et al., 2019). Além disso, a classe do solo pode exercer um papel determinante na florística de um ambiente, como em solos hidromórficos no qual ocorre a predominância de espécies mais adaptadas as condições de anoxia eventuais (MUNHOZ et al., 2008 e ÁVILA et al., 2016). Por outro lado, as espécies presentes em um ambiente podem alterar as condições do solo pelo aporte de serapilheira, a qual quando decomposta adiciona matéria orgânica e nutrientes ao solo. Alterações na qualidade do solo decorrentes das relações de competição e facilitação entre espécies podem também determinar a entrada ou mesmo o estabelecimento de novas espécies no ambiente (MADEIRA et al., 2015; MORANDI et al., 2016) assim como da microbiota do solo (RACHID et al., 2013; PEREIRA et al., 2018). O corte raso de florestas naturais e plantadas leva a perdas de MOS, dado o aumento da temperatura, perturbação física e estímulo a microbiota decompositora (HOLDEN e TRESEDER, 2013; WANG et al., 2018), com consequências negativas sobre a sua qualidade (NAMBIAR e HARWOOD, 2014; ACHAT et al., 2015). O anelamento de árvores, por sua vez é uma prática de manejo florestal usada para suprir árvores, sem derrubá-las, permitindo o controle dos estoques de povoamentos florestais, enquanto se proporciona o aumento da diversidade biológica do solo (ZELLER et al., 2008).

O presente estudo foi organizado em dois capítulos, a saber: no capítulo I, realizou-se um estudo para avaliar as propriedades químicas e biológicas do solo, determinando um índice geral de qualidade do solo (GQIS) em áreas sob diferentes manejos de supressão de *Corymbia citriodora* (Hook.) K. D. Hill e L. A. S. Johnson (eucalipto) visando à restauração florestal, compreendendo melhor as relações entre a qualidade da serapilheira e os principais parâmetros de qualidade do solo. Ao que no capítulo II, foi avaliado como que a supressão de *C. citriodora* visando à restauração florestal afeta o equilíbrio nutricional do solo diante aos diferentes compartimentos da matéria orgânica.

2. HIPÓTESE GERAL

Esse estudo parte da hipótese de que a adequada supressão de plantios antigos de *C. citriodora*, em região tropical com elevados índices pluviométricos e solo argiloso, aumenta o estoque e qualidade de resíduos sob o solo e intensifica a atividade biológica, considerados precursores do aumento da MOS e da qualidade do solo, gerando melhor equilíbrio entre as frações estáveis e lábeis da MOS.

3. OBJETIVO

3.1 Geral

Avaliar as alterações nos indicadores de qualidade do solo e na dinâmica da MOS em áreas de plantios de *C. citriodora* submetidos a diferentes manejos que visam a restauração vegetal nativa.

3.2 Específicos

Quantificar as alterações nas comunidades microbiana e faunísticas do solo, por meio da determinação do carbono da biomassa microbiana (C_{mic}); nitrogênio da biomassa microbiana

(N_{mic}); fósforo da biomassa microbiana (P_{mic}); respiração basal do solo (C-CO₂); quociente metabólico (qCO₂); quociente microbiano (q_{mic}), além da determinação da densidade; riqueza, índice de diversidade de Shannon (H') e equitabilidade de Pielou (J) para a fauna do solo.

Estabelecer relações entre os atributos químicos e biológicos do solo por meio de análise multivariada, obtendo-se um Indicador geral de qualidade do solo (GISQ) para as áreas de estudo.

Estimar a labilidade/estabilidade da MOS de cada área por meio do fracionamento físico; determinação da fração leve e compartimento oxidável por permanganato para as áreas de estudo.

Determinar os efeitos dos manejos aplicados nas razões estequiométricas dos diferentes compartimentos da MOS.

4. REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Reserva Biológica União e os plantios de eucalipto

As terras hoje pertencentes a REBIO União, foi originalmente propriedade da Companhia Inglesa “The Leopoldina Railway Company Limited”, que a adquiriu em 1939 para fornecer lenha para as antigas locomotivas. A partir da década de 60 a fazenda passou a ser de propriedade da Rede Ferroviária Federal S/A (RFFSA), que deu início aos plantios de eucalipto, tendo como objetivo a produção de dormentes para a manutenção das ferrovias (MMA-ICMBio, 2008).

Com a privatização da RFFSA em 1996, a Fazenda União foi colocada à venda e a área foi abandonada. Isso gerou grande mobilização da comunidade científica, ONG's ambientalistas e instituições públicas do setor ambiental para que a área fosse transformada em Unidade de Conservação em função da área no passado ter sido o habitat natural do primata *Leontopithecus rosalia* L. (mico-leão-dourado), espécie ameaçada de extinção (MMA-ICMBio, 2008). Nesse sentido, a REBIO União foi criada pelo Decreto Federal em 22 de abril de 1998. A vegetação encontrada no local, de acordo com a classificação de Veloso et al. (1991), inclui a Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (até 50 m sobre o nível do mar) e Floresta Ombrófila Densa Submontana, ocupando as terras situadas entre 50 e 500 m sobre o nível do mar.

Eucalipto é o nome popular não somente de espécies do gênero *Eucalyptus*, mas também, de outros gêneros da família Myrtaceae, como *Corymbia* e *Angophora*. A influência do eucalipto na restauração florestal no território nacional é um ponto de divergência entre autores. Diversos estudos apontam a atuação de plantios de eucalipto, inclusive *C. citriodora*, como facilitadores na regeneração natural das espécies nativas no sub-bosque de áreas degradadas (DURIGAN et al., 1997; SARTORI et al., 2002; SAPORETTI et al., 2003; CARVALHO et al., 2019). Esses trabalhos sugerem que a regeneração natural em plantios monoespecíficos abandonados, que ocorre ao longo do tempo, pode tornar-se semelhante à vegetação nativa original da área. Contudo, os principais estudos realizados na REBIO União indicam que a regeneração natural em plantios abandonados de *C. citriodora* tem se apresentado muito lenta e de baixa diversidade de espécies nativas de Mata Atlântica e que a prática do corte raso gera alterações das condições ambientais (irradiância, disponibilidade de água e temperatura), variações nas taxas de mineralização, nitrificação e da decomposição e entrada de resíduo orgânico (EVARISTO et al., 2011; TEIXEIRA et al., 2020a).

4.2 Restauração florestal e os plantios de eucalipto

As iniciativas de restauração florestal estão se tornando cada vez mais difundidas no Brasil e no mundo. Houve alto investimento em métodos de restauração ecológica, tecnologia e capacidade de conhecimento, para alcançar resultados efetivos de restauração (BENAYAS et al., 2009; MENZ et al., 2013) uma vez que o sucesso de restauração florestal pode variar substancialmente dependendo do manejo adotado, sendo bem-sucedida quando houver tempo suficiente para sucessão ecológica, a perturbação local anterior for de baixa intensidade e menos fragmentada no contexto da paisagem (HOLL e AIDE, 2011; CROUZEILLES et al., 2016). Assim, são inúmeros os desafios a serem focados pela ciência, com o objetivo de mostrar a eficiência de técnicas na restauração dos serviços do ecossistema e da biodiversidade (CHAZDON, 2008; BULLOCK et al., 2011).

Não existe um procedimento padrão para restauração florestal; um passo-a-passo comum a todas as situações diversas de degradação e dos ecossistemas locais. Cada caso é único (BAKER e ECKERBERG, 2016). Para Reis et al. (2014) é essencial o uso de técnicas embasadas na conservação da biofuncionalidade e no resgate das interações entre os organismos do sistema. Segundo estes autores, a restauração busca possibilitar que nas áreas degradadas e perturbadas ocorram processos mais naturais de sucessão ecológica aumentando a resiliência destes ambientes. Além disso, os custos para restauração variam de acordo com os diferentes métodos aplicados, variando de abordagens de baixo custo como a regeneração natural a abordagens de custo mais alto como a restauração ativa (CHAZDON, 2008; HOLL e AIDE, 2011).

A restauração ativa requer o plantio de mudas cultivadas em viveiro, semeadura direta e / ou indireta, a manutenção do plantio, muitas vezes a um custo alto para estabelecer características estruturais da vegetação, remontar a composição de espécies locais e / ou catalisar a sucessão ecológica (HOLL e AIDE, 2011; CHAZDON e GUARIGUATA, 2016). A técnica de plantio de mudas (restauração ativa) é predominantemente utilizada para restauração de ambientes tropicais, podendo acelerar a restauração de florestas, aumentando a biodiversidade, armazenamento de carbono e proporcionando benefícios econômicos para as sociedades (LAGANIERE et al., 2010; SUGANUMA et al., 2014; KNOKE et al., 2014). Em outros casos, a restauração ativa pode afetar negativamente a restauração natural, reduzindo a umidade do solo (LU et al., 2014), ou não sendo custo-efetiva (BIRCH et al., 2010). Já a técnica da condução da regeneração natural (restauração passiva) é menos custosa (CARNEIRO e RODRIGUES, 2007; MODNA, 2010). A restauração passiva é um termo frequentemente utilizado com o significado de retorno espontâneo de um ecossistema degradado rumo a um estado ou trajetória desejável pré-existente, por meio de resiliência, sucessão ou regeneração natural, sem intervenção humana deliberada (ARONSON et al., 2011). Contudo, a ausência de um banco de sementes viáveis ou deficiência na dispersão destas é uma limitação à restauração passiva em habitats degradados (SAUTU et al., 2006). Rodrigues et al. (2007), ressaltam a importância de observar o potencial de auto restauração do local, definido pela capacidade de suporte do substrato, pelas características do entorno e pelo histórico do local.

Em forma geral, os profissionais e formuladores de políticas preferem abordagens de restauração ativa mais caras ao invés de abordagens baseadas na regeneração natural (CHAZDON e GUARIGUATA, 2016; CHAZDON, 2014). Contudo, os estudos quanto ao tema, tem mostrado resultados favoráveis a restauração passiva. A regeneração natural tem se mostrado a abordagem mais econômica para recuperar a biodiversidade, processos ecológicos e / ou serviços ecossistêmicos em condições ecológicas favoráveis (CHAZDON, 2008; CHAZDON e GUARIGUATA, 2016; CHAZDON, 2014; POORTER et al., 2016).

Os eucaliptos foram introduzidos no Brasil a partir de 1900, principalmente ao longo de estradas de ferro para suprir a demanda por madeira combustível. Atualmente, são cultivados no Brasil principalmente para celulose, madeira serrada, lenha e carvão (IBÁ, 2022). Em plantios florestais de eucalipto, a sucessão secundária é facilitada pela proximidade de remanescente da floresta natural. A regeneração natural dessas áreas pode se dar a partir de diásporos advindos de vegetação vizinha aos plantios, do banco de sementes ou da brotação de estruturas seminíferas subterrâneas (AUBERT e OLIVEIRA FILHO, 1994). Vários estudos investigativos já foram realizados sobre o efeito catalisador de plantios de eucalipto sobre a regeneração florestal (BONE et al., 1997; SENBETA et al., 2002; LEMENIH e TEKETAY, 2005; ONOFRE et al., 2010). Esses estudos confirmam que os plantios de eucalipto podem apresentar condições favoráveis para a regeneração natural da vegetação nativa e que seus sub-bosques podem apresentar expressiva diversidade de espécies nativas. Contudo, apesar de mudanças sucessionais terem sido observadas no sub-bosque de plantações de eucalipto, componentes-chave de uma floresta nativa não foram observados em florestas maduras de eucalipto (CALVIÑO-CANCELA et al., 2012).

Alguns autores recomendam o manejo de árvores de eucalipto para estimular a regeneração natural. Saporetti et al. (2003) recomendaram o anelamento dos indivíduos de *Eucalyptus grandis* e a manutenção das árvores mortas em pé, visando promover a reposição de nutrientes no solo. Otsamo (2000), afirma que as árvores podem ser retiradas parcialmente por meio do corte seletivo de algumas árvores quando há elevada regeneração. Arévalo e Fernández-Palacios (2005) sugerem que não sejam removidas mais de 50% das árvores de uma única vez, para não favorecer demasiadamente a regeneração de espécies heliófitas herbáceas em detrimento de espécies arbóreas, que são beneficiadas por certo grau de sombreamento. Por outro lado, o corte raso do eucalipto pode contribuir na compensação de até 75% dos custos de implementação e manutenção da restauração (BRANCALION et al., 2020). A colheita do eucalipto visando a restauração, poderia superar parcialmente a barreira financeira para a adoção de abordagens de restauração ativa, que podem custar até dez vezes mais do que a regeneração natural (SHOO et al., 2017), mas são necessárias em muitos casos devido à baixa resiliência do local (SHOO et al., 2016).

4.3 Matéria orgânica em solos florestais

A MOS consiste na mistura de compostos em diferentes estágios de decomposição, que resultam da degradação biológica de resíduos de plantas e animais, e da atividade sintética de microrganismos, sendo o carbono o principal constituinte (52-58%) (STEVENSON, 1994; SILVA et al., 2004). Dick et al. (2009), afirmam que em média, 55% da estrutura da MOS é composta por carbono (C). Como o solo armazena de duas a três vezes mais C do que a atmosfera, um aumento relativamente pequeno dos estoques poderia exercer um papel significativo na mitigação das emissões de gases do efeito estufa (MINASNY et al., 2017). Assim, o C do solo é considerado indicador-chave da qualidade do solo, pois atua como fonte de nutrientes, aumenta a retenção de cátions, atua na complexação de metais, é fonte de C e energia aos microrganismos do solo, além de auxiliar na infiltração e retenção de água, funcionando como componente fundamental na manutenção da sustentabilidade dos solos (MIELNICZUK, 2008; VEZZANI e MIELNICZUK, 2009).

A MOS pode ser dividida em fração ativa e passiva. A fração ativa, representa de 1/3 a 1/4 da MOS total do solo em regiões temperadas (CAMBARDELLA e ELLIOT, 1992). Ela é composta por substâncias húmicas de baixo peso molecular, resíduos de plantas e animais

(fração leve e particulada) e seus produtos primários de decomposição (STEVENSON, 1994). Essa fração é de fácil mineralização, servindo de fonte de nutrientes às plantas e de energia de C aos microrganismos do solo (SILVA e MENDONÇA, 2007).

Grandes quantidades de C orgânico são transformadas, armazenadas e respiradas pelos microrganismos do solo. A partição microbiana entre a respiração e o crescimento da biomassa depende das condições ambientais, como temperatura e umidade, e da estequiometria do substrato (MANZONI et al., 2008; MANZONI et al., 2012). Durante a decomposição da matéria orgânica o C é mineralizado e os nutrientes são enriquecidos em relação à massa do solo até que no subsolo mineral a razão C: N: P orgânico se torne muito semelhante à relação microbiana C: N: P (KIRKBY et al., 2011). Recentemente, as propriedades microbiológicas e *pools* prontamente decomponíveis de MOS, como matéria orgânica particulada, C oxidável por permanganato, matéria orgânica extraível em água, biomassa e respiração microbiana, receberam mais atenção devido à sua sensibilidade às práticas de gestão do que a MOS (AWALE et al., 2013; CULMAN et al., 2013; MORROW et al., 2016). Frações relativamente pequenas da MOS, têm taxas de renovação rápidas de semanas a meses (HAYNES, 2005). Identificar indicadores precoces da dinâmica da MOS permitiria intervenções precoces antes da perda significativa da MOS (PURAKAYASTHA et al., 2008).

O conceito de fixação de C normalmente se relaciona com a ideia de armazenar C em solos florestais e outros tipos de vegetação (BALBINOT et al., 2003). A magnitude da variação destes estoques sob vegetação nativa é significativa: regiões de maior latitude, de climas úmidos e sob florestas apresentam maiores estoques de C, sendo os menores estoques encontrados em regiões de clima árido e semiárido (POST et al., 1982). A quantidade média de C orgânico estocado no solo varia muito em função do tipo de floresta ou povoamento que o ocupa (CALDEIRA et al., 2003). As florestas contêm de 20 a 100 vezes mais C por unidade de área que as plantações ou pastos (PACHECO e HELENE, 1990). A retirada e/ou a substituição da vegetação altera estes reservatórios e as alterações da vegetação podem tornar um ecossistema de dreno, em fonte de C para a atmosfera (BAYER et al., 2004; DIEKOW et al., 2005).

Os povoamentos florestais têm demonstrado grande potencial para o sequestro de C no solo, uma vez que trata de um manejo de longo prazo, em que os teores de matéria orgânica tendem a estabilizar-se em um novo equilíbrio (CAMPANHA et al., 2009; JÖRGENSE et al., 2021). A redução da MOS pode comprometer a sustentabilidade da produção florestal em razão de seu efeito em processos relacionados à disponibilidade de água e de nutrientes para as plantas (NAMBIAR, 1999; ODEBIRI et al., 2021). Solos sob florestas e cultivos agrícolas apresentam valores de relação C: N em torno de 12, enquanto em áreas sob pastagem esse valor pode ser um pouco mais elevado (BATJES, 1996). As florestas estocam C, que se acumula entre a fotossíntese e o equilíbrio respiratório neste ecossistema (PREGITZER e EUSKIRCHEN, 2004). No entanto, o ciclo e o suprimento de C em toda a floresta dependem de sua própria idade, do período de distúrbios naturais ou antrópicos e de práticas de uso da paisagem, como desmatamento e degradação (HOUGHTON, 2005).

A remoção e / ou substituição da vegetação provavelmente transformará um ecossistema de armazenamento de C em um ecossistema de fonte de C para a atmosfera (BAYER et al., 2004; DIEKOW et al., 2005). As árvores de eucalipto em florestas aportam grandes quantidades de C ao solo na forma de resíduos (folhas, galhos, raízes mortas) e de exsudatos (FONTAINE et al., 2004; JACKSON et al., 2008; YARWOOD et al., 2009). A presença desses compostos na rizosfera integra o complexo habitat composto por ampla diversidade de organismos que interagem em diversos níveis (BAIS et al., 2006; BARRET et al., 2011).

4.4 Bioindicadores como importantes ferramentas na avaliação da qualidade de solos florestais

Bioindicadores são propriedades ou processos biológicos dentro do solo que indicam o estado do ecossistema e medidas em resposta de organismos vivos a mudanças no habitat (WITTIG, 1993; DORAN e PARKIN, 1994). Os microrganismos, que representam cerca de 60 a 80% da fração viva e ativa da matéria orgânica (MENDES e REIS, 2004), juntamente com a fauna (meso e macro) e as raízes das plantas, constituem a fração viva da matéria orgânica e podem ser utilizados como bioindicadores, uma vez que estão com estreita relação com componentes físico-químicos do solo (MENDES et al., 2009). O conhecimento dos fatores que afetam esses organismos do solo é fundamental para a manutenção sustentável do ambiente (TÓTOLA e CHAER, 2002).

A biomassa microbiana do solo funciona como importante reservatório de vários nutrientes das plantas e atua diretamente na sustentabilidade dos ecossistemas florestais (SINGH et al., 2018; XU et al., 2022). É constituída de fungos, bactérias e actinomicetos que atuam em processos que vão desde a origem do solo, formação e manutenção da sua estrutura até decomposição de resíduos orgânicos, ciclagem de nutrientes e biorremediação de poluentes (MENDES e REIS, 2004). Os solos que mantêm um alto conteúdo de biomassa microbiana são capazes de estocar e ciclar mais nutrientes (GREGORICH et al., 1994). Aliada ao conteúdo de MOS, a biomassa microbiana pode ser utilizada como índice para comparar a qualidade do solo sob diferentes manejos e prever em longo tempo o conteúdo de MOS (JENKINSON e LADD, 1981; LARSON e PIERCE, 1994). Contudo, as mudanças na biomassa podem ser detectadas com maior antecedência quando comparado à matéria orgânica (POWLSON et al., 1987).

Determinações da biomassa microbiana não fornecem indicações sobre os níveis de atividade das populações microbianas, o que leva à importância das determinações de C mineralizável (respiração basal do solo) (MENDES et al., 2009). A quantidade de CO₂ emitido está relacionada à capacidade de degradação da matéria orgânica pela microbiota heterotrófica, que constitui fase fundamental no ciclo do C (EPRON et al., 2006). A respiração no solo é um indicador robusto da atividade de populações microbianas e de fácil reprodução. Ela permite comparações entre diversos habitats e reflete mudanças ocasionadas por distintos manejos e variações sazonais (MACHULLA, 2003). Autores admitem que 25% do CO₂ emitido para a atmosfera seja proveniente da respiração em solos sob florestas (RAICH e SCHLESINGER, 1992; RAICH e POTTER, 1995; VAN DER WERF et al., 2009). Atividade respiratória elevada pode ser resultado tanto de um grande *pool* de substratos de C lábeis, onde a decomposição da matéria orgânica é intensa, como da rápida oxidação de um pequeno *pool* decorrente, por exemplo, da quebra de agregados do solo promovida pela aração, a qual expõe material orgânico que se encontrava protegido da ação microbiana (TÓTOLA e CHAER, 2002).

A fauna do solo constitui outro importante parâmetro de avaliação da qualidade do solo (SPILLER et al., 2018) uma vez que estão interligados a diversos processos edáficos, que incluem a estruturação física do solo, decomposição de material vegetal e ciclos biológicos (ASHFORD et al., 2013). Dentre os organismos com potencial para uso em programas de monitoramento ambiental, as principais espécies pertencem às ordens Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera e Orthoptera (BROWN, 1997). Em destaque, a mirmecofauna tem sido utilizada como bioindicadora da qualidade de sistemas naturais, por apresentar grande complexidade estrutural e sensibilidade às mudanças do ambiente (ANDERSEN, 1997), apresentando ampla distribuição geográfica; abundância local elevada e

alta riqueza de espécies; resposta rápida ao stress do meio e facilidade de amostragem e de identificação, quando comparadas com as de outros organismos (MAJER, 1983).

Em solos florestais, os microrganismos enfrentam desequilíbrios extremos de substrato, uma vez que as razões estequiométricas das plantas lenhosas são altas em comparação com a razão estequiométrica da biomassa microbiana. Enquanto no fitoplâncton e nas macroalgas, as razões molares C: N chegam a aproximadamente 10, a madeira tem uma razão C: N de até 400 (CEBRIAN, 1999). Barreto et al. (2008) relataram que as idades das plantas de eucalipto não influenciam na taxa de evolução de CO₂. Segundo Behera e Sahani (2003), baixa taxa de respiração em solos sob plantios de eucalipto reflete pouca atividade microbiana. Já em áreas de sucessão florestal, Teixeira et al. (2020b), verificaram um aumento acentuado de respiração nos primeiros 15-20 anos. O anelamento de árvores ao interromper o fluxo de fotoassimilados da parte aérea para a zona radicular evita a perturbação física do solo (HÖGBERG e READ, 2006). Entretanto, não existem relatos da utilização do anelamento para estudo da estrutura da comunidade microbiana em solos de florestas plantadas com eucalipto no Brasil. A exsudação radicular é o principal motor da respiração do solo e o anelamento representa uma poderosa ferramenta para o entendimento da dinâmica das comunidades microbianas do solo em função da alocação de compostos de carbono para as raízes (CHEN et al., 2010).

4.5 Índices de Qualidade do Solo

A discussão sobre Qualidade do Solo (QS) intensificou-se no início dos anos 1990, quando a comunidade científica, consciente da importância do solo para a qualidade ambiental, começou a abordar, nas publicações, a preocupação com a degradação dos recursos naturais, a sustentabilidade agrícola e a função do solo nesse contexto (VEZZANI e MIELNICZUK, 2009). Em continuidade, a qualidade do solo foi definida como a capacidade do solo de funcionar dentro dos limites naturais ou gerenciados do ecossistema e de sustentar a produtividade da planta enquanto reduz a degradação do solo (DORAN et al., 1994; KARLEN e STOTT, 1994).

A maioria do pensamento em relação a QS está centrada na identificação de um índice capaz de servir como indicador, assim como existem indicadores para qualidade do ar e da água (VEZZANI e MIELNICZUK, 2009). Como a QS é um conceito funcional complexo e não pode ser medida diretamente no campo ou laboratório (STOCKING, 2003) uma gama de parâmetros ou indicadores de solo foi identificada para estimar a QS. Assim, uma estrutura estatística foi apresentada no início de 1990 para estimar o índice de qualidade do solo (IQS) (DORAN et al., 1994; KARLEN et al., 1997; KARLEN e STOTT, 1994). Um IQS deve identificar um conjunto de propriedades do solo, atendendo aos seguintes critérios: elucidar processos do ecossistema e relacionar aos processos-modelo; ser acessível a muitos usuários e aplicável a condições de campo; ser sensível a variações de manejo e de clima ao longo do tempo; e, quando possível, ser componente de banco de dados já existente (DORAN e PARKIN, 1994).

A estimativa do IQS é um processo complexo e uma tarefa difícil (BHARDWAJ et al., 2011). Assim, existe uma grande necessidade de desenvolver um IQS confiável por meio da comparação de vários métodos disponíveis (MUKHERJEE e LAL, 2014). Várias propostas de indicadores, formas e fórmulas para avaliar a QS surgiram e, geralmente, estando relacionadas com a área de concentração dos pesquisadores (DORAN e JONES, 1996). Doran e Parkin (1994), os pioneiros, propuseram um conjunto básico de indicadores de ordem biológica, física e química, associados com cinco funções do solo: habilidade de regular e compartimentalizar o fluxo de água; habilidade de regular e compartimentalizar o fluxo de elementos químicos;

promover e sustentar o desenvolvimento de raízes; manter um habitat biológico adequado; e responder ao manejo, resistindo a degradação. Posteriormente, diversos foram os estudos a desenvolverem um IQS.

Entre os métodos mais utilizados para determinação do IQS, está o de Karlen e Stott (1994). A metodologia estabelece que o IQS varie de 0 a 1, sendo este último o valor do IQS para um solo ideal para o objetivo do estudo ou da pesquisa. Devem ser atribuídos ponderadores numéricos tanto para os indicadores de qualidade quanto funções principais. Estando cada indicador expresso em uma unidade de medida específica e diferente da dos demais, é necessário normalizar seus valores em uma escala única, também entre 0 e 1. Para isso, utiliza-se as curvas de padronização de escores propostas por Wymore (1993). São elas: “mais é melhor”, “menos é melhor” e “valor ótimo”. Inicialmente, determina o IQS para cada horizonte dos perfis de solo estudados. Em seguida, com o objetivo de gerar um único valor de IQS para o perfil do solo, calcula-se a média ponderada dos IQS estimados para os horizontes do perfil.

Outros métodos de determinação foram estabelecidos (ISLAM E WEIL, 2000; AMACHER et al., 2007; VELAZQUEZ et al., 2007). Para o método proposto por Islam e Weil (2000), os ecossistemas naturais, caracterizados pelo mínimo de intervenção antrópica e de esperado equilíbrio, eram considerados como referência. Além disso, as categorias de atributos físicos e químicos de qualidade do solo deveriam contribuir equitativamente para a qualidade do solo, sendo atribuído a cada categoria o mesmo peso ponderado; e os indicadores dentro de cada categoria de atributos tendo a mesma importância relativa. Amacher et al. (2007) determinaram, que os parâmetros do solo receberiam valores limiares baseados principalmente na revisão da literatura e na opinião de especialistas dos autores. O IQS era calculado em duas fases: somatória dos valores individuais dos índices das propriedades do solo; divisão entre o índice total de qualidade do solo e o índice de qualidade do solo máximo das propriedades avaliadas.

Um modelo baseado em estatísticas foi usado para estimar o IQS usando a análise de componentes principais (PCA) (VELAZQUEZ et al., 2007). A principal diferença entre os demais métodos é que se baseiam principalmente na opinião de especialistas e na revisão da literatura, enquanto o método de determinação do IQS usa uma série de ferramentas estatísticas que poderia evitar qualquer tendência e redundância de dados, escolhendo um conjunto mínimo de dados, usando fórmulas matemáticas (ANDREWS et al., 2001). A função preliminar é reduzir a dimensionalidade de todo o conjunto de dados que consiste em muitas variáveis inter-relacionadas, enquanto retém o máximo possível das variações presentes no conjunto de dados. Isso é obtido pela transformação para um novo conjunto de variáveis, os componentes principais (PC's), que não são correlacionados, e ordenados de forma que os primeiros retenham a maior parte da variação presente em todas as variáveis originais (JOLLIFFE, 2005).

5. MATERIAL E MÉTODOS GERAL

5.1 Localização, histórico e caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado na REBIO União, Rio das Ostras, Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil (22°27'30'' S e 42°02'14'' O). Conforme Evaristo et al. (2011), o clima da região é classificado como tropical úmido com temperatura média anual de 25 °C e precipitação em torno de 2100 mm ano⁻¹, sendo que 80% das chuvas são concentradas entre os meses de outubro a março. Na Figura 1, são apresentadas a temperatura e precipitação média anual do ano de 2019, ano de realização deste estudo.

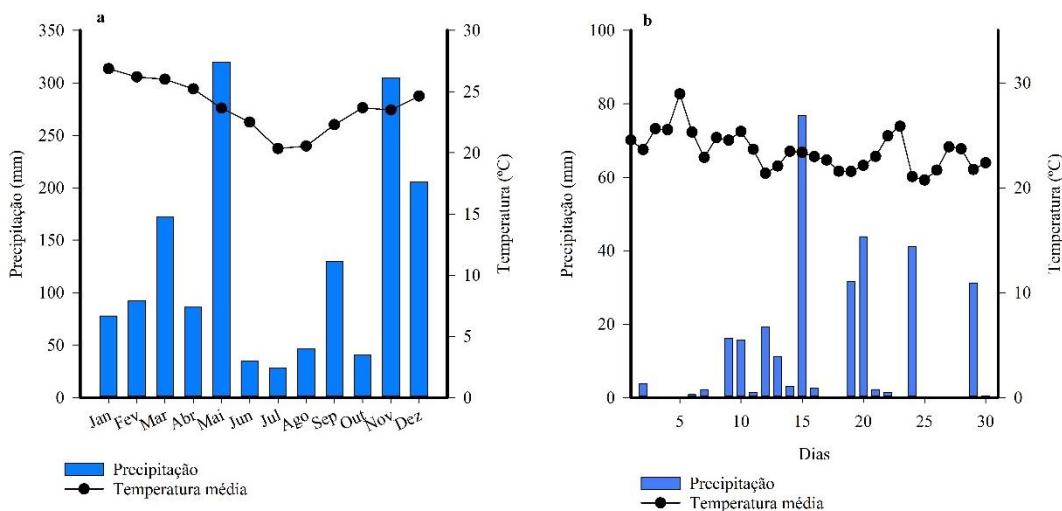


Figura 1. Temperatura média e precipitação mensal em 2019 (a) e temperatura média e precipitação diária em outubro de 2019 (b) na estação meteorológica localizada em Macaé, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Na década de 1930, a área da REBIO União foi uma propriedade particular denominada Fazenda União e pertencia a Rede Ferroviária Federal (RFFSA). Na época, parte da vegetação nativa de Mata Atlântica (com área total de 3126 ha) foi retirada para atender à demanda energética de locomotivas a vapor. Para cumprir seus objetivos, a RFFSA realizou plantios de eucalipto na área da então Fazenda União, em aproximadamente 220 ha. Nos primeiros plantios de eucaliptos foram utilizadas as espécies *Eucalyptus saligna* Sm. e *Eucalyptus alba* Reinw. ex Blume e na década de 80 estas espécies foram substituídas pela espécie *C. citriodora* (MMA-ICMBio, 2008).

Com o decreto de 22 de abril de 1998 foi criada a REBIO União, por forte pressão da sociedade civil e comunidade científica que queria que a fazenda se transformasse numa UC, em função da área no passado ter sido o habitat natural do primata *Leontopithecus rosalia* L. (mico-leão-dourado), espécie ameaçada de extinção. Desta maneira, a REBIO União até 2008 era constituída por um mosaico de diferentes usos das terras: vegetação nativa de Mata Atlântica (76,9%); campos e pastagens (9,6%); estradas, linhas de torres com energia elétrica de alta tensão, gasoduto e torre de comunicação (6,6%), além de 47 talhões de plantios de *C. citriodora* (6,9%), os quais possuíam área compreendida de 0,21 a 16,36 ha (Figura 2) com grande variedade de espaçamento entre indivíduos e diferentes idades, implantados entre os anos de 1960 e 1993 (MMA-ICMBio, 2008).

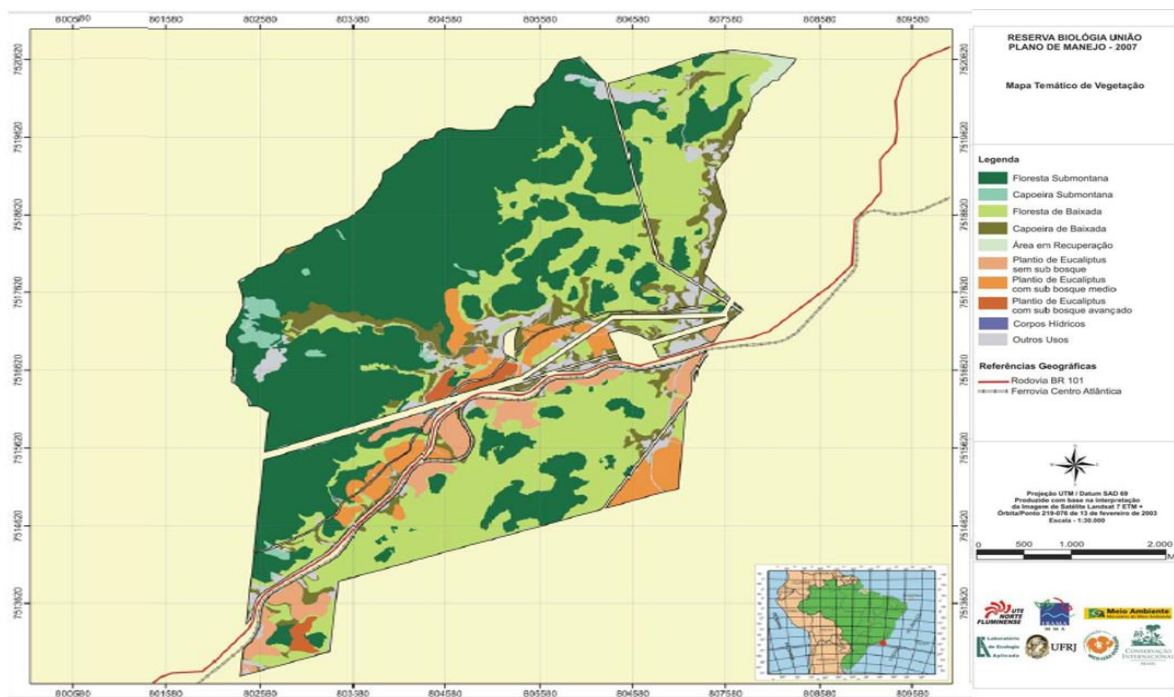


Figura 2. Mapa temático da vegetação presente na Reserva Biológica União apresentando a localização dos plantios de *Corymbia citriodora*. Fonte: MMA-ICMBio (2008).

O solo dos talhões de *C. citriodora* da REBIO União é predominantemente classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (MIRANDA et al., 2007). O relevo local é ondulado e faz parte da Unidade Geomorfológica Colinas e Maciços Costeiros. A vegetação na REBIO União cuja classificação é Floresta Ombrófila Densa é caracterizada pelas formações de terra baixa e submontana (VELOSO et al., 1991). A vegetação local predominante é de Mata Atlântica *strictu sensu* de baixada, que se apresenta em bom estado de preservação (CARVALHO et al., 2008).

5.2 Talhões de *C. citriodora* avaliados

O impacto de longo prazo (25-35 anos) do plantio de *C. citriodora* na qualidade do solo foram estudados a partir da seleção de três pontos amostrais dentro de quatro parcelas (repetições verdadeiras) em três diferentes talhões de *C. citriodora* nos quais foi realizado diferentes manejos para supressão da espécie (Tabela 1). Essas áreas foram comparadas com a floresta nativa (FF) sem intervenção antrópica significativa, respeitando a mesma posição geomorfológica e classe de solo. A elevação de altitude entre todos os pontos de amostragens variou de 46 a 78 m. Assumiu-se uma distância de no mínimo 20 m entre as bordas dos talhões e as parcelas e uma distância de 10 m entre os pontos amostrais dentro das parcelas (Figura 3).

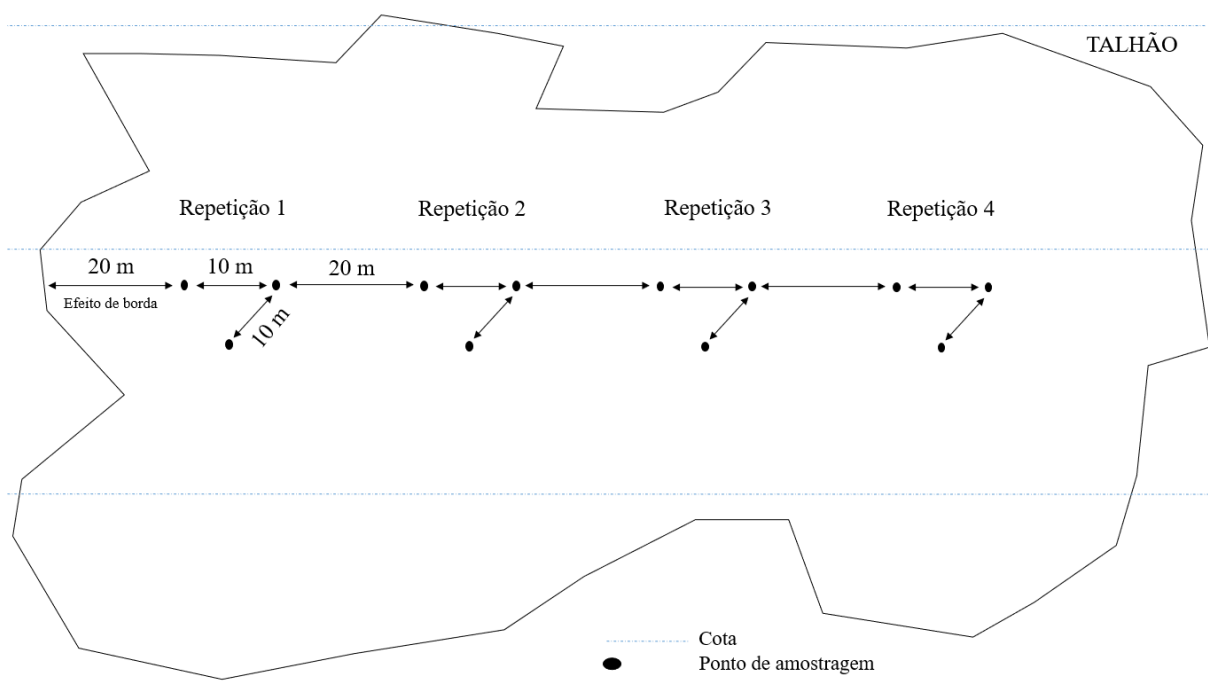


Figura 3. Esquematização do desenho experimental e pontos de amostragem dentro dos talhões de *C. citriodora* submetidos a diferentes manejos visando à restauração florestal.

Tabela 1. Talhões de *Corymbia citriodora* selecionados, ano de plantio, manejo aplicado, ano de aplicação do manejo e diâmetro à altura do peito (DAP) médio no momento do corte raso na Reserva Biológica União.

Talhão	Sigla	Ano de plantio	Área (ha)	Manejo aplicado	DAP médio	Ano aplicação corte raso	Ano plantio espécies nativas	Ano realização anelamento
18	PL	1989	9,70	Corte raso de <i>C. citriodora</i> e plantio de espécies nativas (espaçamento 2x2 m)	17,8	2014	2015	.
19	GR	1992	11,14	Anelamento das árvores Sem aplicação de manejo	16,5	.	.	2015
43	EU	1984	2,48	aplicação de manejo	17,2	-	-	-

A área de floresta nativa está localizada em região adjacente ao talhão 19 e é uma área de Mata Atlântica bem preservada. Todos os talhões de *C. citriodora* se encontram abandonados, isto é, sem práticas silviculturais, desde 1996 (VILLELA et al., 2001; EVARISTO et al., 2011). Nos anos de 2014/2015, foi iniciado os manejos nos talhões 18 e 19. O talhão 43 (EU), permaneceu sem manejo, até o ano deste estudo (2019). Na Figura 4, é possível observar a localização de cada talhão.

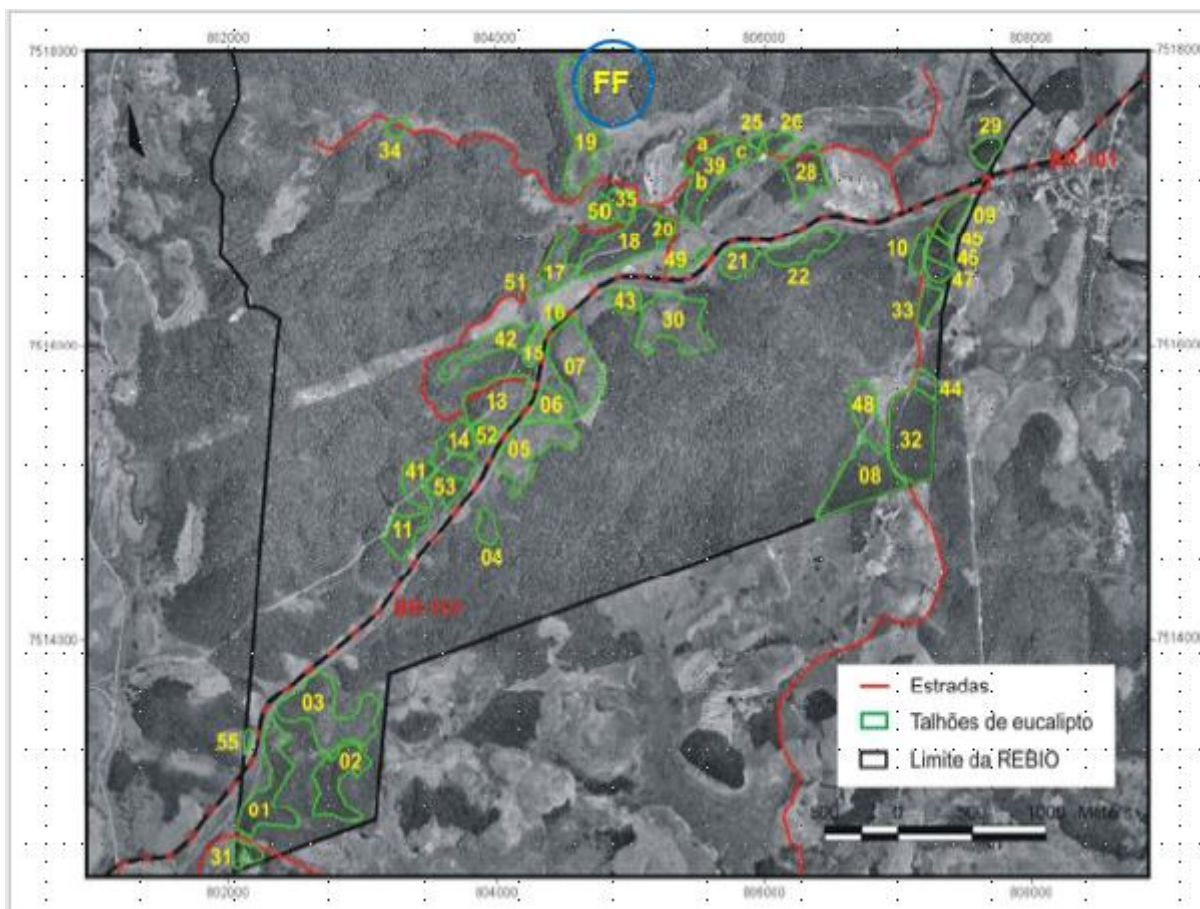


Figura 4. Localização dos talhões de *C. citriodora* na REBIO União. Fonte: MMA-ICMBio, 2007. FF = Área florestal amostrada

O corte raso dos *C. citriodora* no talhão 18 foi realizado entre os meses de março e outubro do ano de 2014 pela RRX Mineração e Serviços Ltda. A empresa obteve 65,53 m³/ha de madeira no talhão, utilizando a lenha como produto. Em 2015 foram iniciadas as atividades de plantio das espécies nativas. Para preparo da área foram realizadas roçadas semimecanizadas com auxílio de roçadeiras laterais e a marcação e coroamento manual das covas de plantio devido ao relevo acidentado e a presença de resquícios da cultura do *C. citriodora* que fora anteriormente extraído. As covas foram abertas com auxílio de cavadeira articulada e enxadão. Foram aplicados de 200 g de calcário dolomítico com o PRNT de 85% por cova (500 kg ha⁻¹). Após 30 dias da aplicação do calcário foi realizado adubação de plantio utilizando 150 g de fertilizante mineral N-P-K (06-30-06) por cova (375 kg ha⁻¹) e posterior plantio das mudas que ocorreu no mês de abril. No plantio, fez-se uso de 1,5 L de condicionador hídrico de solo (hidrogel) por cova. As mudas utilizadas no plantio (Tabela 2) foram adquiridas em viveiros da região e obedecendo as espécies de ocorrência na REBIO União, de diferentes grupos ecológicos. Além disso, foram selecionadas as mudas com padrão de qualidade morfofisiológico e fitossanitário.

Tabela 2. Lista de espécies nativas utilizadas na restauração florestal do talhão de número 18 (PL) na REBIO-União.

Espécie	Nome vulgar	Família	GE	Ameaça de extinção
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Tamanqueiro	Lamiaceae	P	NE
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng) Müll. Arg.	Boleira/Tapiá	Euphorbiaceae	Si	NE
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Angico-vermelho	Fabaceae	P	NE
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Angelim	Fabaceae	Si	NE
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Embaúba-prateada	Urticaceae	P	LC
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro-rosa	Meliaceae	Si/St	VU
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St. -Hil.) Ravenna	Paineira	Malvaceae	P/Si	NE
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Sobrasil	Rhamnaceae	Si	LC
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	Ipê-verde	Bignoniaceae	P	NE
<i>Citharexylon myrianthum</i> Cham.	Pau-viola	Verbenaceae	Si	NE
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Tamboril	Fabaceae	P/Si	NE
<i>Eriotheca pentaphylla</i> (Vell.) A. Robyns	Imbiruçu-branco	Malvaceae	P	LC
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	Mulungu	Fabaceae	P	LC
<i>Erythrina verna</i> Vell.	Samandu	Fabaceae	P	LC
<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	Rubiaceae	Si/St	LC
<i>Gallsia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Pau-d'alho	Phytolaccaceae	St	NE
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Carrapeta	Meliaceae	Si	NE
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê-amarelo	Bignoniaceae	St	NE
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Ipê-roxo	Bignoniaceae	St	LC
<i>Handroanthus umbellatus</i> (Sond.) Mattos	Ipê-do-brejo	Bignoniaceae	St	LC
<i>Inga edulis</i> Mart.	Ingá-de-metro	Fabaceae	Si	NE
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Ingá-branco	Fabaceae	Si	LC
<i>Inga semialata</i> (Vell.) Mart.	Ingá-feijão	Fabaceae	Si	NE
<i>Inga marginata</i> Willd.	Ingá-ferro	Fabaceae	Si	NE
<i>Inga Vera</i> Willd.	Ingá-banana	Fabaceae	P	NE
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	Caroba	Bignoniaceae	P	NE
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Carobinha	Bignoniaceae	Si	NE
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	Jaracatiá	Caricaceae	St	LC
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	Mirindiba-rosa	Lythraceae	Si	EM
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Dedaleiro	Lythraceae	Si	LC
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Sapucaia	Lecythidaceae	St	NE
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz	Pau-ferro	Fabaceae	P	NE

<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	Açoita-cavalo	Verbenaceae	Si	NE
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Jacarandá	Fabaceae	P	NE
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	Maricá	Fabaceae	P	NE
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Farinha-seca	Fabaceae	P	NE
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	Pau-jacaré	Fabaceae	Si	LC
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns	Embiruçu	Malvaceae	St	LC
<i>Psidium guajava</i> L.	Goiaba	Myrtaceae	St	NE
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Sabão-de-soldado	Sapindaceae	St	NE
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Leiteira	Euphorbiaceae	P	NE
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira	Anacardiaceae	P/Si	NE
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Monjoleiro	Fabaceae	P	NE
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	Canema	Solanaceae	Si	NE
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	Arecaceae	P	LC
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	Ipê-branco	Bignoniaceae	St	NE
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Crândiuva	Cannabaceae	P	NE
<i>Vitex polygama</i> Cham.	Tarumã	Lamiaceae	Si	NE

GE = grupo ecológico; P = pioneira; Si = secundária inicial; St = secundária tardia. NE = não avaliado; LC = menor preocupação; VU = vulnerável; EN: em perigo. Fonte: reflora@jbrj.gov.br

Após o plantio das mudas nativas, o talhão 18 foi periodicamente monitorado (até ano de realização do presente estudo, 2019) para controle de plantas daninhas pelo método mecânico, com a utilização de enxada e roçadeiras laterais acopladas com lâmina, coroamento das mudas além do controle de formigas cortadeiras. A estratégia adotada para controle dessas populações foi a utilização de iscas formicidas granuladas à base de sulfluramida, que foram devidamente depositadas em porta-iscas confeccionados com bambu e alocadas sempre nas margens dos carreiros principais, próximas aos olheiros dos formigueiros.

A atividade de replantio ocorreu de forma similar ao plantio, em que também foi utilizado o condicionador de umidade do solo (hidrogel). As áreas replantadas receberam adubação de plantio em todas as covas, sendo utilizados 150 g do fertilizante mineral N-P-K (06-30-06) por cova. No mês de setembro de 2015 (5 meses após plantio) foram replantadas 897 mudas. Em setembro de 2016 (17 meses após plantio) foi realizado outro replantio com 631 mudas, totalizando um aporte total de 230 kg ha⁻¹ de fertilizante mineral N-P-K (06-30-06).

Com a finalidade de suprir a necessidade nutricional das mudas, em agosto de 2017 foi realizada adubação de cobertura com a utilização de fertilizante mineral formulado NPK 20-05-19 em dosagens iguais de 100 g por muda (250 kg ha⁻¹).

O anelamento de todas as árvores de *C. citriodora* no talhão 19 foi realizado em 2015 com a utilização de machadinhas de ferro, que auxiliaram na retirada de uma faixa da casca com uma largura mínima de 20 cm.

As florestas nativas (FF) dentro da REBIO União são consideradas as mais preservadas da bacia do rio São João, com alta diversidade florística (diversidade de Shannon de 4,4) e com

presença até mesmo de ameaçadas de extinção, como é o caso da *Brosimum guianense* (Aubl.) Huber e *Mollinedia glabra* (CARVALHO et al., 2007). Em contraste, a florística e fitossociológica do sub-bosque dos talhões abandonados na REBIO União foi realizada por Evaristo et al. (2011), na qual os autores indicaram regeneração lenta e com baixa diversidade de Shannon (até 2,7 por talhão) e riqueza (até 22 espécies por talhão), de espécies nativas de Mata Atlântica (Tabela 3). Espécies como *Xylopia sericea* St. Hill e *Eugenia supraaxillari* Spring foram registradas com a mais elevada importância e as famílias com os maiores números de indivíduos foram Annonaceae, seguida por Myrtaceae e Sapindaceae.

Tabela 3. Lista das 10 espécies nativas de maior Índice de Valor de Importância (IVI) em antigos talhões de *C. citriodora* abandonados (sem manejo) na REBIO-União.

Espécie	GE	DR	DoR	AB	IVI	Família
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hill.	P	22,83	23,67	0,464	46,50	Annonaceae
<i>Eugenia supraaxillaris</i> Spring	St	6,85	9,55	0,187	16,40	Myrtaceae
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart	Si	8,22	6,93	0,136	15,15	Sapindaceae
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	Si	6,85	8,23	0,161	15,08	Annonaceae
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	P	6,85	5,90	0,116	12,75	Bignoniaceae
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	P	2,74	8,31	0,163	11,05	Fabaceae
<i>Myrcia anceps</i> (Spreng.) O.Berg	St	5,02	5,16	0,101	10,18	Myrtaceae
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	Si	5,02	4,30	0,084	9,32	Lacistemataceae
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	P	3,65	2,64	0,052	6,30	Melastomataceae
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	St	4,11	1,44	0,028	5,54	Myrtaceae

GE = grupo ecológico; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa, AB = área basal; P = pioneira; Si = secundária inicial; St = secundária tardia. Fonte: Evaristo et al. (2011).

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, L. F.; METZGER, J. P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, v. 6, p. 1-26, 2006.

ALI, A.; LIN, S. L.; HE, J. K.; KONG, F. M.; YU, J. H.; JIANG, H. S. Climate and soils determine aboveground biomass indirectly via species diversity and stand structural complexity in tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 432, p. 823-831, 2019.

AMACHER, M.C.; O'NEILL, K. P.; PERRY, C. H. **Soil vital signs: A new Soil Quality Index (SQI) for assessing forest soil health**. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 12 p, 2007.

ANDERSEN A. N. Using ants as bioindicators: multiscales issues in ant community ecology. **Conservation Ecology**, v.1, p. 8-21, 1997.

ANDREWS, S.S.; CARROLL, C. R. Designing a soil quality assessment tool for sustainable agroecosystem management. **Ecological Applications**, v. 11, p. 1573-1585, 2001.

ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **IF Sér. Reg**, n. 44, p. 1-38, 2011.

ASHFORD, O. S.; FOSTER, W. A.; TURNER, B. L, SAYER, E. J.; SUTCLIFFE, L.; TANNER, E. V. J. Litter manipulation and the soil arthropod community in a lowland tropical Rainforest. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 62, p. 5-12, 2013.

ARÉVALO, J. R.; FENÁNDEZ-PALACIOS, J. M. Gradient analysis of exotic *Pinus radiata* plantations and potential restoration of natural vegetation in Tenerife, Canary Islands (Spain). **Acta Oecologica**, Paris, v. 27, p. 1-8, 2005.

AUBERT, E.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Análise multivariada da estrutura fitossociológica do sub-bosque de plantios experimentais de *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp. em Lavras, MG. **Revista Árvore**, v. 18, n. 3, p.194-214, 1994.

ÁVILA, M. A.; SOUZA, S. R.; VELOSO, M. D. M.; SANTOS, R. M.; FERNANDES, L. A.; NUNES, Y. R. F. Structure of natural regeneration in relation to soil properties and disturbance in two swamp forests. **Cerne**, Lavras, v. 22, n. 1, p. 1-10, 2016.

AWALE, R.; CHATTERJEE, A.; AND FRANZEN, D. Tillage and N-fertilizer influences on selected organic carbon fractions in a North Dakota silty clay soil. **Soil Till. Res**, v. 134, p. 213–222, 2013.

BAIS, H. P.; WEIR, T. L.; PERRY, L. G.; GILROY, S.; VIVANCO, J. M.; The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and Other organisms. **Annual Review of Plant Biology**, v. 57, p. 233 – 266, 2006.

BAKER, S.; ECKERBERG, K. Ecological restoration success: a policy analysis understanding. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 3, p. 284–290, 2016.

BALBINOT, R.; SCHUMACKER, M. V.; WATZLAWICK, L. F.; SANQUETTA, C. R. Inventário do carbono orgânico em um plantio de *Pinus taeda* aos 5 anos de idade no Rio Grande do Sul. **Ciências Exatas e Naturais**, Curitiba, v. 5, n. 1, p. 59-68, 2003.

BARRET M.; MORRISSEY J. P.; O’GARA F. Functional genomics analysis of plant growth-promoting rhizobacterial traits involved in rhizosphere competence. **Biology and Fertility of Soils**, v, 47, p. 729–743, 2011.

BARRETO, P. A. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F.; FONSECA, S. Atividade microbiana, carbono e nitrogênio da biomassa microbiana em plantações de eucalipto, em seqüência de idades. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 611-619, 2008.

BATJES, N. H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal of Soil Science**, v. 47, p. 151–163, 1996.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto.

Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 39, n. 7, p. 677-683, 2004.

BEHERA N.; SAHANI U. Soil microbial biomass and activity in response to Eucalyptus plantation and natural regeneration on tropical soil. **Forest Ecology and Management**, v. 174, p. 1-11, 2003.

BENAYAS, J. M. R.; 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

BHARDWAJ, A. K.; JASROTIA, P.; HAMILTON, S. K.; ROBERTSON, G. P. Ecological management of intensively cropped agro-ecosystems improves soil quality with sustained productivity. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 140, p. 419-429, 2011.

BIRCH, J. C.; NEWTON, A. C.; AQUINO, C. A.; CANTARELLO, E.; ECHEVERRÍA, C.; KITZBERGER T.; SCHIAPPACASSE, I.; GARVITO, N. T. Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. **PNAS**, v. 107, p. 21925-21930, 2010.

BONE, R.; LAWRENCE, M.; MAGOMBO, Z. The effect of a *Eucalyptus camaldulensis* (Dehn) plantation on native woodland recovery on Ulumba Mountain, southern Malawi. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, p. 83-99, 1997.

BRANCALION, P. H., AMAZONAS, N. T., CHAZDON, R. L., VAN MELIS, J., RODRIGUES, R. R., SILVA, C. C., HOLL, K. D. Exotic eucalypts: From demonized trees to allies of tropical forest restoration? **Journal of Applied Ecology**, v. 57, p. 55-66, 2020.

BROWN, K. S. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation**, v. 1, p. 25-42, 1997.

BULLOCK, J. M.; ARONSON, J.; NEWTON, A. C. Restoration of ecosystem services and biodiversity. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 26, n. 10, p. 541-549, 2011.

CALDEIRA, M. V.; Schumacher, M. V.; Barichello, L. R.; Vogel, H. L. M. Determinação de carbono orgânico em povoamentos de *Acacia mearnsii* De Wild. plantados no Rio Grande do Sul. **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 1, n. 2, p. 47-54, 2003.

CALVIÑO-CANCELA, M., RUBIDO-BARÁ, M., VAN ETTEN, E. J. Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity? **Forest Ecology and Management**, v. 270, p. 153-162. 2012.

CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, n. 2, p. 777-783, 1992.

CAMPANHA, M. M.; NOGUEIRA, R. S.; OLIVEIRA, T. S.; TEIXEIRA, A. S.; ROMERO, R. E. **Teores e estoques de carbono no solo de sistemas agroflorestais e tradicionais no semiárido brasileiro**. Sobral, EMBRAPA; 2009.

CARNEIRO, P. H. M.; RODRIGUES, R. R. Management of monospecific commercial reforestations for the forest restoration of native species with high diversity. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. cap. 3.1, p. 129-144.

CARVALHO, A. M. X.; VALE, H. M. M.; FERREIRA, E. M.; CORDERO, A. F. P.; BARROS, N. F.; COSTA, M. D. Atividade microbiana de solo e serapilheira em áreas povoadas com *Pinus elliottii* e *Terminalia ivorensis*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, P. 2709–2716, 2008.

CARVALHO, D. C.; GAUDI, T. D.; PEREIRA, M. G.; SIMON, C. A.; TOLEDO, L. O.; NETTESHEIM, F. C.; SAITER, F. Z.; RODRIGUES, J. S. Phytosociology of Native Species in the Understory of a *Corymbia citriodora* Stand in Espírito Santo State, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v.26, 2019.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T.; BRAGA, J. M. A. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho). **Revista Árvore**, v. 31, p. 717-730, 2007.

CEBRIAN, J. Patterns in the fate of production in plant communities. **The American Naturalist**, v. 154, p. 449-468, 1999.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science** 320:1458–1460. 2008.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: Prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, p. 716–730, 2016.

CHAZDON, R. L. **Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation**, University of Chicago Press, 2014.

CHEN, D. M.; ZHANG, Y.; LIN, Y. B.; ZHU, W. X.; FU, S. L. Changes in belowground carbon in *Acacia crassicarpa* and *Eucalyptus urophylla* plantations after tree girdling. **Plant and Soil**, v. 326, p. 123–135, 2010.

CHERUBIN, M. R.; EITELWEIN, M. T.; FABBRIS, C.; WEIRICH, S. W.; SILVA, R. F.; SILVA, V.R.; BASSO, C.J. Qualidade física, química e biológica de um Latossolo com diferentes manejos e fertilizantes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 615-625, 2015.

COSTA, F. S.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; MIELNICZUK, J. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 323-332, 2008.

CROUZEILLES, R.; CURRAN, M.; FERREIRA, M. S.; LINDENMAYER, D. B.; GRELE, C. E. V.; REY BENAYAS, J. M. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest

restoration success. **Nature Communications**, v. 7, 2016.

CULMAN, S. W.; SNAPP, S. S.; GREEN, J. M.; GENTRY, L. E. Short- and long-term labile soil carbon and nitrogen dynamics reflect management and predict corn agronomic performance. **Agronomy Journal**, v. 105, p. 493–502, 2013.

CUNHA, T. J. F.; MENDES, A. M. S.; GIONGO, V. **Matéria orgânica do solo**. Embrapa Semiárido-Capítulo em livro científico (ALICE), 2015.

DICK, D. P.; NOVOTNY, E. H.; DIECKOW, J.; BAYER, C. **Química da matéria orgânica do solo**. SBCS, Viçosa. Química e Minerologia do Solo, Parte II. Eds. MELO, V. de F. e ALLEONI, R. F., 2009. Pp 1-67, 2009.

DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D. P.; KÖGEL KNABNER, I. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilization in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. **Soil e Tillage Research**, v. 81, n. 1, p. 87-95, 2005.

DORAN, J.; COLEMAN, D.; BEZDICEK, D.; STEWART, B. **A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality**, Madison, SSSA, 1994, 20p.

DORAN, J. W.; JONES, A. J. **Methods for assessing soil quality**. Madison, SSSA, 1996. 410p. (Special, 49).

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Org.) **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: SSSA, p. 3-21, 1994.

DURIGAN, G.; FRANCO, G.A.D.C.; PASTORE, J.A; AGUIAR, O.T. Regeneração natural da vegetação de cerrado sob floresta de *Eucalyptus citriodora*. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.9, n.1, p.71-85, 1997

EPRON, D.; NOUVELLON, Y.; DELEPORTE, P.; IFO, S.; KAZOTTI, G.; THONGO M'BOU, A.; MOUVONDY, W.; SAINT-ANDRÉ, L.; ROUPSARD, O.; JOURDAN, C.; HAMEL, O. Soil carbon balance in a clonal Eucalyptus plantation in Congo: effects of log gins on carbon inputs and soil CO₂ efflux. **Global Change Biology**, v. 12, p. 1021-1031, 2006.

EVARISTO, V. T.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Atlantic Forest regeneration in abandoned plantations of eucalypt (*Corymbia citriodora*) in Rio de Janeiro, Brazil, **Interciencia**, v. 36, p. 431-436, 2011.

FONTAINE, S.; BARDOUX, G.; BENEST, D.; VERDIER, B.; MARIOTTI, A.; ABBADIE, L. Mechanisms of the priming effect in a savannah soil amended with cellulose. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 125-131, 2004.

GREEN, V. S.; STOTT, D. E.; CRUZ, J. C.; CURI, N. Tillage impacts on soil biological activity and aggregation in a Brazilian Cerrado Oxisol. **Soil and Tillage Research**, v. 92, p. 114-121, 2007.

GREGORICH, E. G.; CARTER, M. R.; ANGERS, D. A.; MONREAL, C. M.; ELLERT, B. H. Towards a minimum data set to assess soil organic-matter quality in agricultural soils. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 74, p. 367-385, 1994.

HAYNES, R. J. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural components of the quality of agricultural soils: an overview. **Advances in Agronomy**, v. 85, p. 221–268, 2005.

HENDRIX, P. F., CROSSLEY, D. A., BLAIR, J. M., & COLEMAN, D. C. Soil biota as components of sustainable agroecosystems. In: **Sustainable agricultural systems** (pp. 637-654). CRC press, 2020.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology Management**, v. 261, p. 1558–63, 2011.

HOUGHTON, R. A. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. **Global Change Biology**, v. 11, n. 6, p. 945-958, 2005.

HÖGBERG, P.; READ, D. J. Towards a more plant physiological perspective on soil ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, p. 548–554, 2006.

HUTCHINS, D. A.; JANSSON, J. K.; REMAIS, J. V.; RICH, V. I.; SINGH, B. K.; TRIVEDI, P. Climate change microbiology-problems and perspectives. **Nature Reviews Microbiology**, v. 17, p. 391-396, 2019.

IBÁ (Indústria Brasileira de Árvores). Relatório Anual 2022. 96 pp.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Soil quality indicators properties in Mid- Atlantic soils as influenced by conservation management. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 55, n. 01, p. 69-78, 2000.

JACKSON, L. E.; BURGER, M.; CAVAGNARO, T. R. Roots, nitrogen transformations, and ecosystem services. **Annual Review of Plant Biology**, v. 59, p. 341-363, 2008.

JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: PAUL, E.A.; LADD, J.N. (Eds.). **Soil biochemistry**. New York: Marcel Dekker, v.5, p.415-471, 1981.

JOLLIFFE, I. **Principal component analysis**. Wiley Online Library, 2005.

JONSSON, M.; BENGTSSON, J.; GAMFELDT, L.; MOEN, J.; SNÄLL, T. Levels of forest ecosystem services depend on specific mixtures of commercial tree species. **Nature plants**, v. 5, p. 141-147, 2019.

JÖRGENSEN, K.; GRANATH, G.; LINDAHL, B. D.; STRENGBOM, J. Forest management to increase carbon sequestration in boreal *Pinus sylvestris* forests. **Plant and Soil**, 466(1), 165-178, 2021.

KARLEN, D. L.; MAUSBACH, M. J.; DORAN, J. W.; CLINE, R. G.; HARRIS, R. F.; SCHUMAN, G. E. Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, p. 4–10, 1997.

KARLEN, D.L.; STOTT, D. E. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F. & STEWART, B.A., eds. **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, SSSA, 1994. p.53-72. (Special, 35).

KIRKBY, C. A.; KIRKEGAARD, J. A.; RICHARDSON, A. E.; WADE, L. J.; BLANCHARD, C.; BATTEN, G. Stable soil organic matter: a comparison of C: N: P: S ratios in Australian and other world soils. **Geoderma**, v. 163, p. 197-208, 2011.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itjaí. **Sellowia**, v. 32, p. 165-389, 1980.

KNOKE, T.; BENDIX, J.; POHLE, P.; HAMER, U.; HILDEBRANDT, P.; ROOS, K.; GERIQUE, A.; SANDOVAL, M. L.; BREUER, L.; TISCHER, A.; SILVA, B.; CALVAS, B.; AGUIRRE, N.; CASTRO, L. M.; WINDHORST, D.; WEBER, M.; STIMM, B.; GUNTER, S.; PALOMEQUE, X.; MORA, J.; MOSANDL, R.; BECK, E. Afforestation or intense pasturing improve the ecological and economic value of abandoned tropical farmlands. **Nature Communications**, v. 5, 2014.

LAGANIERE, J.; ANGERS, D. A.; PARE, D. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a metaanalysis. **Global Change Biology**, v. 16, 2010.

LARSON, W. E.; PIERCE, F. J. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Orgs.) **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: SSSA, p. 37-51, 1994.

LEMENIH, M.; TEKETAY, D. Effect of prior land use on the recolonization of native woody species under plantation forests in the highlands of Ethiopia. **Forest Ecology and Management**, v. 218, p. 60-73, 2005.

LIMA, J. A. S.; MENEGUELLI, N. A; GAZEL, A. B; PÉREZ, D. V. Agrupamento de espécies arbóreas de uma floresta tropical por características de solo. **Pesquisa Agropecuária brasileira**. v. 38, p. 109-116, 2003.

LOPES, A. A. C.; SOUSA, D. M. G.; CHAER, G. M.; REIS JUNIOR, F. B.; GOEDERT, W. J.; MENDES, I. C. Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon. **Soil Science Society of America**, v. 77, p. 461-472, 2013.

LU, N.; FU, B. J.; JIN, T. T.; CHANG, R. Y. Trade-off analyses of multiple ecosystem services by plantations along a precipitation gradient across Loess Plateau landscapes. **Landscape Ecology**, v. 29, p. 1697-1708, 2014.

MACHULLA, G. Soil microbial indicators and their environmental significance. **Journal of Soils and Sediments**, v. 3, p. 229, 2003.

MADEIRA, M.; RICARDO, R. P.; NETO, A. G. As coberturas florestais e a recuperação da fertilidade de Solos Ferralíticos de Angola. **Revista de Ciências Agrárias**, Belém, v. 38, n. 4, p. 598-611, 2015.

MAJER, J. D. Ants: bio-indicators of minesite rehabilitation, landuse, and land conservation. **Environmental Management**, v. 7, p. 375-85, 1983.

MANZONI, S.; JACKSON, R. B.; TROFYMOW, J. A.; PORPORATO, A. The global stoichiometry of litter nitrogen mineralization. **Science**, v. 321, 2008.

MANZONI, S., TAYLOR, P.; RICHTER, A.; PORPORATO, A.; ÅGREN, G. I. Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils. **New Phytologist**, v. 196, 2012.

MCGEOCH, M. A. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews**, 73, 181-201, 1998.

MELI, P.; HOLL, K. D.; REY BENAYAS, J. M.; JONES, H. P.; JONES, P. C.; MONTOYA, D.; MATEOS, D. M. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. **PLoS ONE**, v. 12, 2017.

MENDES, I. C.; HUNGRIA, M.; REIS, F. B.; FERNANDES, M. F.; CHAER, G. M.; MERCANTE, F. M.; ZILLI, J. E. **Bioindicadores para avaliação da qualidade dos solos tropicais: utopia ou realidade?** Documentos 246. Embrapa Cerrados. 2009.

MENDES, I. C.; REIS, F. B. **Uso de parâmetros microbiológicos como indicadores para avaliar a qualidade do solo e a sustentabilidade dos agroecossistemas.** Documentos 112, Embrapa Cerrados, 2004.

MENDES, I. C.; SOUSA, D. M. G.; REIS, F. B. Bioindicadores de qualidade de solo: dos laboratórios de pesquisa para o campo. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, v.32, p. 185-203, 2015.

MENZ, M. H. M., DIXON, K. W.; HOBBS, R. J. Hurdles and opportunities for landscape-scale restoration. **Science**, v. 339, p. 526–527, 2013.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade dos sistemas agrícolas. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo – ecossistemas tropicais e subtropicais.** Porto Alegre, Metrópole, 2008, p. 1-5.

MINASNY, B.; MALONE, B. P.; MCBRATNEY, A. B.; ANGERS, D. A.; ARROUAYS, D.; CHAMBERS, A.; CHAPLOT, V.; CHEN, Z.; CHENG, K.; DAS, B. S.; CAMPO, D. J.; GIMONA, A.; HEDLEY, C. B.; HONG, S. Y.; MANDAL, B.; MARCHANT, B. P.; MARTIN, M.; MCCONKEY, B. G.; WINOWIECKI, L. Soil carbon 4 per mille. **Geoderma**, v.292, p.59-86, 2017.

MIRANDA, C. C.; CANELLAS, I. P.; NASCIMENTO, M. T. Caracterização da matéria orgânica do solo em fragmentos da Mata Atlântica e plantios abandonados de eucalipto, Reserva Biológica União, RJ. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 905-916, 2007.

MMA-ICMBIO (Ministério do Meio Ambiente e Instituto Chico Mendes de conservação da biodiversidade). **Plano de manejo da Reserva Biológica União**. MMA-ICMBio, Brasília, DF, 04 encartes + resumo executivo, 2008.

MMA-ICMBIO (Ministério do Meio Ambiente e Instituto Chico Mendes de conservação da biodiversidade). **Plano de recuperação ambiental das áreas ocupadas por eucaliptais na reserva biológica União/RJ**. MMA-ICMBio, Brasília, 2007.

MODNA, D.; DURIGAN, G.; VITAL, M.V.C. *Pinus elliottii* Engelm como facilitadora da regeneração natural em mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 85, p. 73-83, 2010.

MORANDI, P. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; DE OLIVEIRA, E. A.; REIS, S. M.; VALADÃO, M. X.; FORSTHOFER, M.; MARIMON, B. S. Vegetation succession in the Cerrado–Amazonian forest transition zone of Mato Grosso. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 73, p. 83-93, 2016.

MORROW, J. G.; HUGGINS, D. R.; CARPENTER-BOGGS, L. A.; AND REGANOLD, J. P. Evaluating measures to assess soil health in long-term agroecosystem trials. **Soil Science Society of America Journal**, v. 80, p. 450–462, 2016.

MUKHERJEE A.; LAL R. Tillage effects on quality of organic and mineral soils under on-farm conditions in Ohio. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, p. 1815-1822, 2014.

MUNHOZ, C. B. R.; FELFILI, J. M.; RODRIGUES, C. Species-environment relationship in the herb-subshrub layer of a moist Savanna site, Federal District, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 68, n. 1, p. 25-35, 2008.

NAMBIAR, E. K. S.; HARWOOD, C. E. Productivity of Acacia and Eucalypt plantations in Southeast Asia. 1. Bio-physical determinants of production: opportunities and challenges **International Forestry Review**, v. 16, p. 225-248, 2014.

NAMBIAR, E. K. S. Pursuit of sustainable plantation forestry. **South African Forestry Journal**, v. 184, p. 45-61, 1999.

NERI, A. V.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SILVA, A. F.; SOUZA, A. L.; FERREIRA-JUNIOR, W. G.; MEIRA-NETO, J. A. A. The influence of soils on the floristic composition and community structure of an area of Brazilian Cerrado vegetation. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 69, n. 01, p. 1-27, 2012.

ODEBIRI, O.; MUTANGA, O.; ODINDI, J.; PEERBHAY, K.; DOVEY, S. Predicting soil organic carbon stocks under commercial forest plantations in KwaZulu-Natal province, South Africa using remotely sensed data. **GIScience & remote sensing**, v. 57, p. 450-463, 2020

ONOFRE, F. F.; ENGEL, V. L.; CASSOLA, H. Regeneração natural de espécies da Mata Atlântica em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. em uma antiga unidade de produção florestal no Parque das Neblinas, Bertioga, SP. **Scientia Florestalis**, v. 38, p. 39-52, 2010.

OTSAMO, R. Secondary forest regeneration under fastgrowing forest plantations on degraded *Imperata cylindrica* grasslands. **New Forests**, Dordrecht, v. 19, p. 69-93, 2000.

PACHECO, M. R. P. S.; HELENE, M. E. M. Atmosfera, fluxos de carbono e fertilização por CO₂. **Estudos avançados**, v. 4, p. 1-17, 1990.

PEREIRA, A. P. A.; BIGATON, A.D.; GUMIERE, T.; GONÇALVES, J. L. M.; ROBIN, A.; BOIULLET, J. D.; WANG, J.; VERMA, J. P.; SINGH, B.K.; CARDOSO, E. J. B. N. Mixed *Eucalyptus* plantations induce changes in microbial communities and increase biological functions in the soil and litter layers. **Forest ecology and management**, v. 433, p. 332-342, 2018.

POGGIANI, F. **Monitoramento ambiental de plantações florestais e áreas naturais adjacentes**. Série Técnica IPEF, Piracicaba, v.10, n.29, p.22 – 35, 1996.

POORTER, L.; BONGERS, F.; AIDE, T. M.; ALMEYDA ZAMBRANO, A.M .; BALVANERA, P.; BECKNELL, J. M.; BOUKILI, V.; BRANCALION, P. H. S.; BROADBENT, E. N.; CHAZDON, R. L.; CRAVEN, D.; DE ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; CABRAL, G. A. L.; DE JONG, B. H. J.; DENSLOW, J. S.; DENT, D. H.; DEWALT, S. J.; DUPUY, J. M.; DURÁN, S M.; ESPÍRITO-SANTO, M. M.; FANDINO, M. C.; CÉSAR, R. G.; HALL, J. S.; HERNANDEZ-STEFANONI, J. L.; JAKOVAC, C. C.; JUNQUEIRA, A. B.; KENNARD, D.; LETCHER, S. G.; LICONA, J. C.; LOHBECK, M.; MARÍN-SPIOTTA, E.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MASSOCA, P.; MEAVE, J. A.; MESQUITA, R.; MORA, F.; MUÑOZ, R.; MUSCARELLA, R.; NUNES, Y. R. F.; OCHOA-GAONA, S.; DE OLIVEIRA, A. A.; ORIHUELA-BELMONTE, E.; PEÑA-CLAROS, M.; PÉREZ-GARCÍA, E. A.; PIOTTO, D.; POWERS, J. S.; RODRÍGUEZ-VELÁZQUEZ, J.; ROMERO-PÉREZ, I. E.; RUÍZ, J.; SALDARRIAGA, J. G.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; SCHWARTZ, N. B.; STEININGER, M. K.; SWENSON, N. G.; TOLEDO, M.; URIARTE, M.; VAN BREUGEL, M.; VAN DER WAL, H.; VELOSO, M. D. M.; VESTER, H. F. M.; VICENTINI, A.; VIEIRA, I. C. G.; BENTOS, T. V.; WILLIAMSON, G. B.; ROZENDAAL, D. M. A. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, p. 211–214, 2016.

POWLSON, D. S.; BROOKES, P. C.; CHRISTENSEN, B. T. Measurement of soil microbial biomass provides an early of changes in total organic matter due to straw incorporation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, p.159-164, 1987.

POST, W. M.; EMANUEL, W. R.; ZINKE, P. J.; STANGENBERGER, A. G. Soil carbon pools and world life zones. **Nature**, v. 298, p.156- 158, 1982.

PREGITZER, K. S.; EUSKIRCHEN, E. S. Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. **Global Change Biology**, v. 10, p. 2052-2077, 2004.

- PURAKAYASTHA, T. J.; HUGGINS, D. R.; SMITH, J. L. Carbon sequestration in native prairie, perennial grass, no-till and cultivated Palouse silt loam. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, p. 534–540, 2008.
- RACHID, C. T. C. C.; BALIEIRO, F. C.; PEIXOTO, R. S.; PINHEIRO, Y. A. S.; PICCOLO M. C.; CHAER, G. M.; ROSADO, A. S. Mixed plantations can promote microbial integratin and soil nitrate increases with changes in the N cycling genes. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 66, p. 146-153, 2013.
- RAICH J. W.; POTTER C. S. Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 9, p. 23–36, 1995.
- RAICH J. W.; SCHLESINGER W. H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. **Tellus**, v. 44, p. 81–99, 1992.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R.; TRENTIN, B. E. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 2, p. 509-519, 2014.
- RODRIGUES, L. A.; CARVALHO, D.A.; FILHO, A. T. O.; CURI, N. Efeitos de solos e topografia sobre a distribuição de espécies Arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Luminárias, MG. **R. Árvore**, v. 31, n. 1, p. 25-35, 2007.
- SANTOS, G. L.; PEREIRA, M. G.; CARVALHO, D. C. SANTOS, R. N.; DELGADO, R. C.; TORRES, J. L. R.; CRAVO, M. D. S. Relationship between the environmental conditions and floristic patterns in two phytophysionomies of the Brazilian Cerrado, **Environment Development and Sustainability**, v. 21, p. 95-113, 2019.
- SAPORETTI, A. W.; NETO, J. A. A. M.; ALMADO, R. Fitossociologia de sub-bosque de cerrado em talhão de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden no município de Bom Despacho-MG. **Revista Árvore**, v. 27, n. 6, p. 905-910, 2003.
- SARTORI, M. S.; POGGIANI, F.; ENGEL, V. L. Regeneração da vegetação arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith. localizado no Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, n. 62, p. 86-103, 2002.
- SAUTU, A.; BASKIN, J. M.; BASKIN, C. C.; CONDIT, R. Studies on the seed biology of 100 native species of trees in a seasonal moist tropical forest, Panama, Central America. **Forest Ecology and Management**, v. 234, p. 245-263, 2006.
- SENBETA, F.; TEKETAY, D.; NÄSLUND, B. A. Native woody species regeneration in exotic tree plantations at Munessa-Shashemene forest, southern Ethiopia. **New Forests**, Dordrecht, v. 24, p. 131-145, 2002.
- SHOO, L. P.; CATTERALL, C. P.; NICOL, S.; CHRISTIAN, R.; RHODES, J.; ATKINSON, P.; WILSON, K. A. Navigating complex decisions in restoration investment. **Conservation Letters**, v. 10, p. 748–756, 2017.

SHOO, L. P.; FREEBODY, K.; KANOWSKI, J.; CATTERALL, C. P. Slow recovery of tropical old-field rainforest regrowth and the value and limitations of active restoration. **Conservation Biology**, v. 30, p. 121–132, 2016.

SILVA, I. V.; MENDONÇA, E. SÁ. Matéria orgânica o solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. 1 ed, Viçosa: SBCS, 2007, p. 275-374.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; CORAZZA, E. J.; VIVALDI, L. Carbon storage in clayey Oxisol cultivated pastures in the “Cerrado” region, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 103, p. 357-363, 2004.

SILVEIRA, C. S.; SILVA, V. V. Dinâmicas de regeneração, degeneração e desmatamento da vegetação provocadas por fatores climáticos e geomorfológicos: uma análise geoecológica através de SIG. **Revista Árvore**, v. 34, p. 1025-1034, 2010.

SINGH, J. S.; GUPTA, V. K. Soil microbial biomass: A key soil driver in management of ecosystem functioning. **Science of the Total Environment**, v. 634, p. 497-500, 2018.

SPAIN, A. V.; ISBELL, R. F.; PROBERT, M. E. **Organic matter contents of Australian soils, in Soils: an Australian Viewpoint**, (CSIRO, Melbourne/Academic Press, London), pp. 551-563. 1983.

SPILLER, M. S; SPILLER, C.; GARLET, J. Arthropod bioindicators of environmental quality. **Agro Ambiente On-line**, v. 12, p. 41-57, 2018.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. New York: John Wiley and Sons, 1994, 496 p.

STOCKING, M. A. Tropical Soils and Food Security: The Next 50 Years. **Science**, v. 302, p. 1356–1359, 2003.

SUGANUMA, M. S.; ASSIS, G. B.; DURIGAN, G. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. **Community Ecology**, v. 15, p. 27-36, 2014.

TEIXEIRA, H. M.; CARDOSO, I. M.; BIANCHI, F. J.; DA CRUZ SILVA, A.; JAMME, D.; PEÑA-CLAROS, M. Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 457, 117696, 2020b.

TEIXEIRA, M. C.; VITÓRIA, A. P.; DE REZENDE, C. E.; DE ALMEIDA, M. G.; NARDOTO, G. B. Consequences of removal of exotic species (eucalyptus) on carbon and nitrogen cycles in the soil-plant system in a secondary tropical Atlantic forest in Brazil with a dual-isotope approach. **PeerJ**, 8, e9222. 2020a.

TÓTOLA, M. R.; CHAER, G. M. **Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores de qualidade dos solos**. In: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Tópicos em ciência do solo. Viçosa: UFV; 2002.

VAN DER WERF, G. R.; MORTON, D. C.; DEFRIES, R. S.; OLIVIER, J. G. J.; KASIBHATLA, P. S.; JACKSON, R. B.; COLLATZ, G. J.; RANDERSON, J. T. CO₂ emissions from forest loss. **Nature Geoscience**, v. 2, p.737–738, 2009.

VELOSO, H.; FILHO, A. R.; LIMA, J. C. A. J. **Classificação da Vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal**. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro. 1991, pp. 124.

VELASQUEZ, E., LAVELLE, P., ANDRADE, M. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. **Soil Biology e Biochemistry**, v. 39, p. 3066–3080, 2007.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma revisão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 33, p. 743-755, 2009.

VILLELA, D.M.; NASCIMENTO, M.T.; MAZUREC, A.P.; GONÇALVES, G. M.; REZENDE, C. E. **Soil chemical properties under *Eucalyptus citriodora* plantations of different ages after a 9-year period of abandonment in União Biological Reserve, Rio de Janeiro State, Brazil**. In: International Conference on Land Degradation and Meeting of the IUSS Subcommittee C - Soil and Water Conservation. 2001, 3-5p.

WANG, Y.; ZHU, X.; BAI, S.; ZHU, T.; QIU, W.; YOU, Y.; ZHANG, X. Effects of forest regeneration practices on the flux of soil CO₂ after clear-cutting in subtropical China. **Journal of environmental management**, 212, 332-339, 2018.

WITTIG, R. General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. In: MARKERT, B. (Org.) **Plants biomonitors: indicators for heavy metals in the terrestrial environment**. Weinheim: VCH, p. 3-27.1993.

WYMORE, A. W. **Model-based systems engineering**: an introduction to the mathematical theory of discrete systems and to the tricotomy theory of system design. Boca Raton: CRC Press, 1993.

XU, Z.; WANG, Y.; SUN, D.; LI, H.; DONG, Y.; WANG, Z.; WANG, S. Soil nutrients and nutrient ratios influence the ratios of soil microbial biomass and metabolic nutrient limitations in mountain peatlands. **Catena**, 218, 106528, 2022.

YARWOOD, S. A.; MYROLD, D. D.; HÖGBERG, M. N. Termination of belowground C allocation by trees alters soil fungal and bacterial communities in a boreal forest. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 70: p. 151-162, 2009.

CAPÍTULO I

SUPRESSÃO DE ÁRVORES DE *Corymbia citriodora* (HOOK.) K. D. HILL E L. A. S. JOHNSON NA RESTAURAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO E PROPRIEDADES DA SERAPILHEIRA

RESUMO

A supressão dos indivíduos arbóreos de antigos plantios de *Corymbia citriodora* (> 25 anos) visando à restauração florestal pode ocasionar distúrbios no solo, promovendo mudanças positivas e/ou negativas em sua qualidade. No entanto, a prática de exclusão de espécies exóticas tem sido exigida em Planos de Manejo de Reservas Biológicas (REBIO) no Brasil. Os objetivos deste estudo foram compreender como diferentes manejos de supressão de *C. citriodora* em Unidade de Conservação (UC) visando à restauração florestal afetam a qualidade do solo e compreender as interações com as propriedades da serapilheira. Foram selecionados três diferentes manejos na REBIO União, Rio de Janeiro, Brasil, a saber: plantio de *C. citriodora* submetido a prática do anelamento (GR); plantio de *C. citriodora* submetido a prática do corte raso e posterior plantio de mudas nativas (PL) e plantio de *C. citriodora* abandonado sem prática de manejo (EU). Esses manejos foram comparados com área de floresta nativa (FF). Nessas áreas, foram realizadas amostragens de solo, fauna invertebrada e serapilheira para determinação do Índice Geral de Qualidade do Solo (GISQ) e correlação com os atributos da serapilheira. No solo sob FF e GR, foram observados percentuais de tOC cerca de 50% superiores a área PL. As áreas FF e GR também favoreceram as propriedades microbiológicas e faunísticas do solo. Contudo, as propriedades microbiológicas foram as mais eficientes em diferir as áreas de estudo. Já na área EU, foram observados os maiores valores de C: N (33,93) e N: P (38,18). Foi verificada maior correlação entre os atributos químicos e microbiológicos do solo e alta correlação entre a densidade da fauna com a biomassa e profundidade da serapilheira. O GISQ evidenciou alta qualidade para o solo sob FF, média para GR e PL e baixa para EU. Maior similaridade entre as áreas GR e FF foi observada levando em consideração os atributos do solo e a serapilheira. Os resultados permitem inferir que a prática do anelamento (GR) é uma estratégia em potencial, visando à supressão de *C. citriodora*, favorecendo a qualidade do solo e impulsionando as interações solo/planta, contribuindo para a restauração florestal.

Palavras-chave: Fauna do solo, GISQ, Microrganismos, Reflorestamento

ABSTRACT

The suppression of tree individuals from old *Corymbia citriodora* plantations (> 25 years old) aiming at forest restoration can cause disturbances in the soil, promoting positive and/or negative changes in its quality. However, the practice of excluding exotic species has been required in Management Plans for Biological Reserves (REBIO) in Brazil. The objectives of this study were to understand how different suppression managements of *C. citriodora* in a Conservation Unit (CU) aiming at forest restoration affect soil quality and to understand the interactions with litter properties. Three different management practices were selected at REBIO União, Rio de Janeiro, Brazil, namely: planting of *C. citriodora* submitted to girdling (GR); planting of *C. citriodora* submitted to the practice of shallow cutting and subsequent planting of native seedlings (PL) and planting of *C. citriodora* abandoned without management practice (EU). These managements were compared with native forest area (FF). In these areas, soil, invertebrate fauna and litter were sampled to determine the General Indicator of Soil Quality (GISQ) and correlation with litter attributes. In the soil under FF and GR, percentages of tOC around 50% higher than the PL area were observed. The FF and GR areas also favored the microbiological and faunal properties of the soil. However, the microbiological properties were the most efficient in differentiating the study areas. In the EU area, the highest values of C: N (33.93) and N: P (38.18) were observed. A greater correlation was verified between the chemical and microbiological attributes of the soil and a high correlation between the density of the fauna with the biomass and depth of the litter. GISQ showed high quality for the soil under FF, medium for GR and PL and low for EU. Greater similarity between the GR and FF areas was observed taking into account soil attributes and litter. The results allow inferring that the practice of girdling (GR) is a potential strategy, aiming at the suppression of *C. citriodora*, favoring soil quality and boosting soil/plant interactions, contributing to forest restoration.

Keywords: Soil fauna, GISQ, Microorganisms, Reforestation

7. INTRODUÇÃO

No início dos anos 1940 foram estabelecidos os primeiros plantios de eucalipto na área que hoje pertence a REBIO União (MMA-ICMBio, 2008). Criada através do Decreto de 22 de abril de 1998, aproximadamente 220 ha da REBIO União já cobriam a UC com plantios de *C citriodora* (MMA-ICMBio, 2008). Após 2008, quando foi aprovado o Plano de Manejo da reserva, foi iniciado um programa de supressão das árvores de *C citriodora* (eucalipto) visando à restauração vegetal nativa. Dentre as estratégias de manejo selecionadas o anelamento e o corte raso das árvores de *C citriodora* seguido do plantio de espécies nativas nessas áreas foram realizados (MMA-ICMBio, 2008).

Práticas de manejo florestal (corte raso, seletivo ou anelamento, queima de restos culturais, controle de plantas daninhas, pragas, doenças, adubação, dentre outras) podem ocasionar distúrbios no solo, causando mudanças em sua qualidade (CHAER e TOTOLA, 2007; GONÇALVES et al., 2013; MAYER et al., 2020). Sendo comumente definida como a capacidade do solo de funcionar dentro dos limites do ecossistema, sustentando a produtividade biológica e promovendo a saúde vegetal e animal (DORAN e PARKIN, 1994), a qualidade do solo pode ser interpretada a partir de indicadores, que podem ser químicos, físicos ou biológicos (CARDOSO et al., 2013; PEREIRA et al., 2018). No entanto, os indicadores biológicos são os mais sensíveis e respondem rapidamente às modificações (CARDOSO et al., 2013; LOPES et al., 2013; CHERUBIN et al., 2016; MENDES et al., 2019).

Um componente importante da avaliação da qualidade do solo é a seleção de um conjunto de atributos sensíveis que refletem a capacidade de um solo funcionar. Como o manejo geralmente tem efeitos limitados de curto prazo nas propriedades inerentes, como textura e mineralogia, outros indicadores, incluindo os biológicos, são necessários para que possa reconhecer o impacto de tais práticas, e revertê-las em tempo, caso estejam indo no sentido da perda da qualidade ou degradação (LOPES et al., 2013; BÜNEMANN et al., 2018). Os atributos biológicos são os mais sensíveis e respondem rapidamente às modificações (CARDOSO et al., 2013; CHERUBIN et al., 2016). À exemplo, a biomassa microbiana do solo funciona como importante reservatório de nutrientes (N, P, S, entre outros) para as plantas e atua diretamente na sustentabilidade dos ecossistemas florestais (SINGH et al., 2018; XU et al., 2018). Solos que mantêm elevado conteúdo de biomassa microbiana são capazes de estocar e ciclar mais nutrientes (GREGORICH et al., 1994). Além disso, autores admitem ainda que 25% do CO₂ emitido para a atmosfera seja proveniente da respiração basal em solos sob florestas (RAICH e SCHLESINGER, 1992; RAICH e POTTER, 1995; VAN DER WERF et al., 2009). A fauna do solo também deve ser considerada como outro importante componente da qualidade do solo, uma vez que participa ativamente da fragmentação inicial da matéria orgânica e, conseqüentemente, favorece a decomposição microbiana, a ciclagem de nutrientes e a agregação do solo (LAVELLE et al., 2006; ERTIBAN, 2019). Contudo, as propriedades do solo quando avaliadas individualmente, não são capazes de avaliar a real qualidade do solo (GRIFFITHS et al., 2010). Assim, os indicadores multifuncionais, como o índice geral de qualidade do solo (GISQ) são mais eficientes, pois combinam vários atributos do solo permitindo inferir, quantitativamente, a qualidade do solo de diferentes ecossistemas (VELASQUEZ et al., 2007; CHERUBIN et al., 2016).

O corte raso de florestas naturais e plantadas leva a perdas significativas de matéria orgânica do solo (MOS), dado o aumento da temperatura, perturbação física e estímulo a microbiota decompositora (HOLDEN e TRESEDER, 2013; WANG et al., 2018), com conseqüências negativas sobre a sua qualidade (ACHAT et al., 2015; NAMBIAR e HARWOOD, 2014). O anelamento de árvores, por sua vez é uma prática de manejo florestal

usada para matar árvores, sem derrubá-las, permitindo o controle dos estoques de povoamentos florestais jovens, enquanto se proporciona o aumento da diversidade do habitat da vida selvagem (ZELLER et al., 2008). Essa prática, interrompe o fluxo de fotoassimilados da parte aérea para a zona radicular, ao mesmo tempo que evita a perturbação física do solo proporcionada por equipamentos de corte e o arraste de toras (HÖGBERG e READ, 2006).

A perda do sombreamento e o favorecimento da regeneração natural, decorrente do anelamento, deve aumentar a atividade e biomassa microbiana do solo, que é a precursora do aumento dos estoques de carbono e da qualidade do solo (SOKOL e BRADFORD, 2019; BUCKERIDGE et al., 2020). Neste contexto, o objetivo desse trabalho foi avaliar como diferentes manejos de supressão de *C. citriodora*, visando à restauração florestal, afetam a qualidade do solo e compreender as interações com as propriedades da serapilheira.

8. MATERIAL E MÉTODOS

8.1 Amostragem do solo, serapilheira e fauna

A amostragem foi realizada em 26 e 27 de novembro de 2019 para avaliar um conjunto de propriedades biológicas e químicas do solo dentro de cada área.

Para cada ponto de amostragem (n=12), 5 subamostras de solo (0–10 cm de profundidade) foram coletadas usando um trado holandês para formar 1 amostra composta. Parte de cada amostra composta foi mantida em resfriamento para transporte até o laboratório, onde foi armazenada a 4 °C até a análise dos parâmetros microbiológicos (semana seguinte). O restante de cada amostra composta foi seca ao ar, peneirada a 2 mm e analisada quanto às propriedades químicas.

Para coleta da fauna invertebrada do solo e serapilheira foi utilizado o método TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility) (ANDERSON e INGRAM, 1993). Foi demarcado um ponto de amostragem à 1 m de distância da coleta de solo e utilizando um bloco metálico 25cm x 25 cm; mensurou-se a profundidade da serapilheira; retirou-se a serapilheira de forma indistinta, não havendo separação entre camadas, acondicionando-a em saco plástico. Em seguida, foi aberto uma mini-trincheira na região adjacente ao bloco metálico e delimitado a profundidade de 10 cm para a retirada do bloco de terra com auxílio de uma pá reta. Esse bloco foi acondicionado em saco plástico para posterior triagem dos organismos da fauna.

8.2 Análises do solo

8.2.1 Análises químicas do solo

As análises de fertilidade foram realizadas em amostras de terra fina seca ao ar (TFSA) segundo Teixeira et al. (2017). Foram determinados o pH (em H₂O), cálcio (Ca⁺²), magnésio (Mg⁺²), acidez potencial (H+Al), fósforo (P-*available*), potássio (K⁺), alumínio (Al⁺³) e sódio (Na⁺). Para extração de Ca⁺², Mg⁺² e Al⁺³ foi utilizado o extrator KCl 1 mol L⁻¹; para extração de H+Al o extrator C₄H₆O₄Ca a pH 7 e para extração de K⁺, Na⁺ e P-*avail.*, o extrator Merlich 1. Também foi feita a análise do teor de carbono orgânico total (tOC), de acordo com Yeomans e Bremner (1988). Determinou-se o pH em água; os teores de fósforo P-*avail.* por espectrofotômetro; K⁺ e Na⁺ por fotometria de chama; Ca⁺², Mg⁺², Al⁺³, H+Al e tOC por titulação.

8.2.2 Análises microbiológicas do solo

Para obtenção de extratos para avaliação da biomassa microbiana as amostras foram divididas em quatro sub-amostras de 20 g e realizados os processos de fumigação-extração (DEPOLLI e GUERRA, 1997) e quantificação do carbono microbiano (C_{mic}) via oxidação úmida na presença de dicromato de potássio. (VANACE et al., 1987), nitrogênio microbiano (N_{mic}) pelo método Kjeldahl (BROOKES et al., 1985) e fósforo microbiano (P_{mic}) por espectrofotômetro em comprimento de onda de 882 nm (BROOKES et al., 1982).

Duas sub-amostras (não-fumigadas) foram submetidas à extração com 50 mL de K_2SO_4 0,5 M (C_{mic} e N_{mic}) e $NaHCO_3$ 0,5 M, pH 8,5 (P_{mic}) por 30 minutos em agitador orbital a 220 rpm. Os extratos foram filtrados em papel filtro e armazenados em geladeira a 4 °C até o momento da análise. As duas sub-amostras restantes (fumigadas) foram submetidas a adição direta de clorofórmio livre de etanol (1 mL). As amostras foram armazenadas em local isento de luminosidade por 24 horas, com temperatura média de 25 °C +/- 2 °C. Em seguida, as amostras foram transferidas para capela de exaustão para eliminação completa do clorofórmio. Posteriormente, foi feita a extração, como descrito anteriormente para as amostras não-fumigadas, e os extratos também foram preservados até o momento da análise.

A respiração basal do solo (CO_2-C) foi mensurada pelo método de incubação do solo utilizando NaOH como armadilha, de acordo com Jenkinson e Powlson (1976). Inicialmente, 50 g de solo foram pesados (em duplicatas) dentro de frascos de vidro hermeticamente fechados (2L), e mantidas em local isento de luminosidade a 25 °C durante sete dias (pré-incubação). Em seguida, adicionou-se 20 mL de NaOH 0,5 mol L⁻¹ em recipiente plástico, que foi acondicionado dentro dos frascos. A partir desse ponto, iniciou-se o procedimento de incubação e todo o CO_2 produzido durante 7 dias foi capturado pelo NaOH. Por fim, adicionou-se 1 mL de $BaCl_2$ 50% (para precipitar o CO_2) aos frascos-armadilha seguidos de titulação com HCl padronizado a 0,498 mol L⁻¹.

Após a quantificação do volume gasto para a titulação, procedeu-se os cálculos da quantidade de CO_2 liberado por grama de solo seco, durante 7 dias por meio da equação 1.

$$CO_2 - C \text{ (mg de C - } CO_2 \text{ kg}^{-1} \text{ solo hora}^{-1}) = \left(\frac{(V_b - V_a) \cdot M \cdot 6.1000}{P_s} \right) / T \quad (1)$$

em que: CO_2-C = respiração basal do solo; V_b (mL) = volume de ácido clorídrico gasto na titulação da solução controle (branco); V_a (mL) = volume gasto na titulação da amostra; M = molaridade exata do HCl; P_s (g) = massa de solo seco e T = tempo de incubação da amostra em horas.

O quociente metabólico (qCO_2) foi obtido pela relação entre CO_2-C e C_{mic} , e o quociente microbiano (q_{mic}), obtido pela relação entre C_{mic} e tOC (ANDERSON e DOMSCH, 1993).

8.4 Análise da fauna do solo e serapilheira

A triagem da fauna foi realizada no mesmo dia de coleta e de forma manual com auxílio de bandejas, luvas e pinças. Posteriormente, os organismos foram transferidos para solução de álcool 70%. Em seguida, transportados ao laboratório para identificação e quantificação conforme descrito por Brown et al. (2015). Para os indivíduos coletados, foram calculadas a

densidade de indivíduos por metro quadrado, o índice de diversidade de Shannon (H'), equitabilidade de Pielou (J) e riqueza média.

8.4 Análise nutricional da serapilheira

Após a quantificação da fauna presente na serapilheira, o material foi seco a 60 °C até peso constante, pesado e triturado em moinho e posteriormente submetido à digestão sulfúrica, para a quantificação dos teores de N, P e K, conforme Tedesco et al. (1995).

8.5 Análise estatística e determinação do Indicador geral de qualidade do solo (GISQ)

Após verificar a normalidade e homocedasticidade dos dados, foi realizada à análise de variância (ANOVA), complementada pelo teste Bonferroni ($p < 0,05$), comparando as médias dos atributos químicos, microbiológicos e faunísticos do solo.

Adicionalmente, foi realizado um dendrograma de dissimilaridade por meio da distância de Manhattan, utilizando todas as variáveis do solo e serapilheira. Todos os dados foram submetidos a transformação homotética para incluir as variáveis em uma mesma escala. Todas as análises foram realizadas por meio do software R.

Para determinar o índice de qualidade do solo, foi utilizado o método proposto inicialmente por Velasquez et al. (2007) e adaptado por Zagatto et al. (2019). Velasquez et al. (2007) propuseram o GISQ, baseado em atributos químicos, físicos e macrofaunais do solo. No entanto, Zagatto et al. (2019), optaram por trabalhar com organismos pertencentes a mesofauna e substituiu o conjunto de dados físicos pelo conjunto de dados microbiológicos, uma vez que alguns grupos da mesofauna do solo, especialmente os colêmbolos, estão mais correlacionados com microrganismos (TEUBEN e VERHOEF, 1992), sendo componentes chave na ciclagem de nutrientes (CARDOSO et al., 2013; WANG et al., 2017). Para este estudo, avaliamos três conjuntos de dados: atributos químicos (1), microbiológicos (2) e faunísticos (3) do solo. Para esse último incluímos todos os organismos da fauna do solo coletado pelo TSBF.

Seguindo o raciocínio usado para calcular o GISQ por Velasquez et al. (2007), o indicador de qualidade do solo deste estudo, foi inicialmente baseado em uma Análise de Componentes Principais (PCA), aplicada individualmente a todos os conjuntos de dados de variáveis do solo (atributos faunísticos, químicos e microbiológicos do solo) para gerar os subindicadores de qualidade do solo. Foi usada transformação homotética para incluir as variáveis em uma escala de 0 a 1. Quando as variáveis possuíam interação positiva com a qualidade do solo, foi utilizada a equação 1, já para as variáveis conhecidos por serem negativamente correlacionados com a qualidade do solo, utilizada a equação 2, sempre conforme Velasquez et al. (2007).

$$y = 0,1 + (\text{valor} - \text{mínimo})/(\text{máximo} - \text{mínimo}) * 0,9 \quad (1)$$

$$y = 1,1 - (0,1 + (\text{valor} - \text{mínimo})/(\text{máximo} - \text{mínimo})) * 0,9 \quad (2)$$

em que: y = valor transformado; valor = valor da variável; mínimo = valor mínimo entre os tratamentos; máximo = valor máximo entre os tratamentos.

Assim, as variáveis J, CO₂-C, qCO₂, H+Al, Na⁺ e Al⁺³ foram selecionadas como negativamente associadas à qualidade do solo, enquanto as demais variáveis, como, por

exemplo, tOC, riqueza e H', foram categorizados como positivamente ou diretamente associados à qualidade do solo.

Após a transformação homotética, os valores foram multiplicados pelo número encontrado para as variáveis explicativas nos dois primeiros eixos da PCA e, em seguida, foram todos somados. Uma nova transformação homotética foi feita para cada tipo de variável (química, microbiológica e fauna) para obter os subindicadores. Esses grupos de subindicadores foram examinados por uma nova PCA, obtendo-se valores, que novamente foram dimensionados por uma transformação homotética para gerar o GISQ, baseado na combinação de atributos químicos, microbiológicos e faunísticos do solo.

Ao fim da análise, foi obtido valores que variaram de 0,1 a 0,4 (considerado como representativo para baixa qualidade), 0,4 a 0,7 (qualidade média) e 0,7 a 1,0 (solo alta qualidade), de acordo com Velasquez et al. (2007).

Todas as análises multivariadas foram realizadas por meio do Software Minitab com os dados transformados pelas equações 1 e 2.

9. RESULTADOS

Os povoamentos de *C. citriodora* submetidos a diferentes manejos visando à restauração florestal promoveram alterações significativas nas propriedades químicas do solo em profundidade 0-10 cm. No solo sob floresta nativa (FF), foram observados os maiores teores de tOC e P-avail. (Tabela 4). Contudo, os valores de tOC foram similares ao da área na qual as árvores de *C. citriodora* foram submetidas ao anelamento (GR). Nestas áreas, foram quantificados percentuais cerca de 50% superiores à área na qual foi realizado o plantio de mudas nativas (PL). Já os valores de P-avail., diferiram somente na área sem manejo (EU) na qual foram quantificados os menores valores, com teor médio de 6,84 mg dm⁻³ (Tabela 4).

Os valores de Ca⁺² e pH foram superiores na área PL, com valores de 1,68 cmol_c dm⁻³ e 4,95 respectivamente. Apesar disso, o valor de Ca⁺² foi similar ao observado na área FF (Tabela 4). Na área PL, também foram registrados menores valores de Al⁺³ e H+Al, com teores respectivamente de 1,15 e 5,86 cmol_c dm⁻³, enquanto os maiores valores de acidez potencial (H+Al), foram registrados na área GR (7,81), com similaridade a área FF e EU, com teores de 7,20 e 7,13 cmol_c dm⁻³ respectivamente (Tabela 4).

Os teores de Mg⁺², Na⁺ e K⁺, na profundidade 0-10 cm não diferiram entre si para as áreas avaliadas (Tabela 4).

Tabela 4. Valores médios (n=4) dos atributos químicos e granulometria do solo (erro padrão) amostrados em povoamentos de *Corymbia citriodora* submetidos a diferentes manejos visando à restauração florestal na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro, Brasil.

Área de estudo	pH	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Al ⁺³	H+Al	Na ⁺	K ⁺	P-avail.	tOC
	H ₂ O	-----cmol _c dm ⁻³ -----					mg dm ⁻³		g kg ⁻¹
FF	4,17 ^b (0,1)	1,38 ^{ab} (0,2)	0,33 ^a (0,1)	1,48 ^a (0,2)	7,20 ^{ab} (0,2)	0,05 ^a (0,01)	0,10 ^a (0,1)	9,15 ^a (1,3)	22,16 ^a (1,5)
GR	4,10 ^b (0,1)	1,28 ^b (0,1)	0,45 ^a (0,1)	1,48 ^a (0,2)	7,81 ^a (0,4)	0,05 ^a (0,01)	0,15 ^a (0,2)	7,10 ^{ab} (1,2)	22,20 ^a (1,1)
PL	4,95 ^a (0,2)	1,68 ^a (0,2)	0,45 ^a (0,1)	1,15 ^b (0,1)	5,86 ^c (0,3)	0,05 ^a (0,01)	0,15 ^a (0,2)	7,29 ^{ab} (1,2)	14,83 ^c (1,4)

EU	4,24 ^b (0,1)	1,22 ^b (0,1)	0,31 ^a (0,1)	1,50 ^a (0,2)	7,13 ^{ab} (0,2)	0,04 ^a (0,01)	0,13 ^a (0,1)	6,84 ^b (1,0)	19,02 ^b (1,2)
----	----------------------------	----------------------------	----------------------------	----------------------------	-----------------------------	-----------------------------	----------------------------	----------------------------	-----------------------------

Médias com letras diferentes na mesma coluna têm valores significativamente diferentes de acordo com o teste de Bonferroni a 5% de probabilidade. Ca⁺², Mg⁺², Al⁺³: extrator KCl 1 mol L⁻¹; H+Al: extrator C₄H₆O₄Ca em pH 7; K⁺, Na⁺ e P-*avail.*: extrator Mehlich 1. Abreviações: tOC, carbono orgânico total; P-*avail.*: fósforo disponível; FF, fragmento florestal; GR, área submetida à prática do anelamento; PL, área submetida ao corte raso e posterior plantio de mudas nativas; EU, área de *Corymbia citriodora* abandonada com nenhum manejo.

As áreas diferiram para todas as propriedades microbiológicas do solo (Tabela 5). Para os valores de carbono microbiano (C_{mic}), em GR foram observados valores superiores (454,54 mg kg⁻¹), com similaridade a área FF e EU, enquanto em PL observou-se menores valores (310,48 mg kg⁻¹). Já para as variáveis nitrogênio e fósforo microbiano (N_{mic} e P_{mic} respectivamente), em FF registrou-se maiores valores, com teores de 45,44 e 8,67 mg kg⁻¹ respectivamente, diferindo somente de EU para ambas as variáveis (Tabela 5).

Para a respiração basal do solo (CO₂-C) e coeficiente metabólico (qCO₂), foram quantificados valores maiores no solo da área PL, nos valores respectivos de 19,08 mg kg⁻¹ e 0,064, e menos expressivos em EU. Já o coeficiente microbiano (q_{mic}) foi superior na área GR, no valor de 2,07, diferindo somente da área EU (Tabela 5).

Tabela 5. Valores médios (n=4) dos atributos microbiológicos do solo (erro padrão) amostrados em povoamentos de *Corymbia citriodora* submetidos a diferentes manejos visando à restauração florestal na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro, Brasil.

Área de estudo	C _{mic}	N _{mic}	P _{mic}	CO ₂ -C	qCO ₂	q _{mic}
	----- mg kg ⁻¹ -----					
FF	413,10 ^{ab} (22,2)	45,44 ^a (5,1)	8,67 ^a (1,7)	17,55 ^{ab} (1,0)	0,042 ^{ab} (0,01)	1,86 ^{ab} (0,2)
GR	454,54 ^a (23,3)	37,87 ^{ab} (4,2)	6,36 ^{ab} (1,4)	16,33 ^b (1,2)	0,036 ^b (0,01)	2,07 ^a (0,2)
PL	310,48 ^c (20,1)	41,31 ^{ab} (4,8)	7,61 ^a (1,2)	19,08 ^a (1,2)	0,064 ^a (0,01)	1,83 ^{ab} (0,1)
EU	392,54 ^{ab} (25,3)	34,95 ^b (4,3)	5,26 ^b (1,1)	10,07 ^c (0,9)	0,027 ^b (0,01)	1,78 ^b (0,1)

Médias com letras diferentes têm valores significativamente diferentes de acordo com o teste de Bonferroni a 5% de probabilidade. Abreviações: C_{mic}, carbono da biomassa microbiana; N_{mic}, nitrogênio da biomassa microbiana; P_{mic}: fósforo da biomassa microbiana; CO₂-C, respiração basal do solo; qCO₂, coeficiente metabólico; q_{mic}, coeficiente microbiano; FF, fragmento florestal; GR, área submetida à prática do anelamento; PL, área submetida ao corte raso e posterior plantio de mudas nativas; EU, área de *Corymbia citriodora* abandonada com nenhum manejo.

Para os atributos da fauna do solo, somente para equitabilidade de Pielou (J) não foi observado diferença entre as áreas de estudo (Tabela 6). Para a variável densidade, foram registrados em EU os maiores valores, com 725,25 ind m⁻² enquanto em PL os menores (421,25 ind m⁻²). Contudo, as áreas FF e GR favoreceram maiores resultados de riqueza e diversidade de Shannon (H') (Tabela 6), sendo registrado em FF, riqueza média de 9,00 organismos e H' de 2,51, enquanto em GR, foram registrados riqueza média de 8,00 organismos e H' de 2,29.

Assim como a fauna do solo, na serapilheira, não foi observada diferença para a equitabilidade de Pielou (Tabela 6). Para as demais variáveis, a área FF favoreceu melhores resultados, sendo quantificado densidade de 512,25 ind m⁻², riqueza de 9,25 e H' de 2,80, enquanto PL os menores, com valores de 248,25 ind m⁻², riqueza de 7,25 e H' de 2,34. Contudo, para a variável riqueza, os resultados em FF foram similares aos observados nas áreas GR e EU (9,25 e 8,75 respectivamente), enquanto H' os resultados foram similares aos GR, obtendo-se o valor de 2,90 (Tabela 6).

Tabela 6. Valores médios (n=4) dos atributos da fauna de solo e serapilheira (erro padrão) amostrados em povoamentos de *Corymbia citriodora* submetidos a diferentes manejos visando à restauração florestal na Reserva Biológica de União, Rio de Janeiro, Brasil.

Área de estudo	Densidade (ind m ⁻²)	Riqueza	H'	J
	Solo			
FF	565,25 ^b (62,31)	9,00 ^a (0,9)	2,51 ^a (0,3)	0,65 ^a (0,2)
GR	506,75 ^b (40,22)	8,00 ^{ab} (0,3)	2,29 ^a (0,2)	0,69 ^a (0,2)
PL	421,25 ^c (35,57)	7,50 ^b (0,4)	2,09 ^b (0,1)	0,68 ^a (0,2)
EU	725,25 ^a (90,11)	6,75 ^b (0,5)	1,94 ^b (0,1)	0,67 ^a (0,2)
Serapilheira				
FF	512,25 ^a (41,1)	9,25 ^a (0,4)	2,80 ^{ab} (0,2)	0,62 ^a (0,1)
GR	304,50 ^b (32,3)	9,25 ^a (0,4)	2,90 ^a (0,1)	0,59 ^a (0,1)
PL	248,25 ^c (18,6)	7,25 ^b (0,3)	2,34 ^c (0,1)	0,66 ^a (0,1)
EU	288,00 ^{bc} (19,9)	8,75 ^a (0,3)	2,67 ^b (0,1)	0,63 ^a (0,1)

Médias com letras diferentes têm valores significativamente diferentes de acordo com o teste de Bonferroni a 5% de probabilidade. Abreviaturas: H', índice de diversidade de Shannon; J, índice de equitabilidade de Pielou; FF, fragmento florestal; GR, área submetida à prática do anelamento; PL, área submetida ao corte raso e posterior plantio de mudas nativas; EU, área de *Corymbia citriodora* abandonada com nenhum manejo.

Para as propriedades da serapilheira, somente para o K não foi observada diferença entre as áreas (Tabela 7). Na área FF foram observados, os melhores resultados para os atributos químicos e físicos da serapilheira, registrando maior profundidade (5 cm), biomassa (30,05 Mg ha⁻¹) e teores de C, N e P (501,03, 18,28 e 1,30 g kg⁻¹ respectivamente). Contudo, os teores de N e P, foram similares a área PL (Tabela 7). No solo desta mesma área também foram observados os menores teores de C (408,43 g kg⁻¹), biomassa de serapilheira (15,44 Mg ha⁻¹) e profundidade (2,97 cm) da serapilheira, bem como a relação C: N (21,44). Já na área EU foram quantificados os maiores valores de C: N (33,93) e N: P (38,18) (Tabela 7).

Tabela 7. Valores médios (n=4) das propriedades da serapilheira (erro padrão) amostrados em povoamentos de *Corymbia citriodora* submetidos a diferentes manejos visando à restauração florestal na Reserva Biológica de União, Rio de Janeiro, Brasil.

Área de estudo	C	N	P	K	C: N	N: P	Biomassa	Profundidade
	g kg ⁻¹						Mg ha ⁻¹	cm
FF	501,03 ^a (20,57)	18,28 ^a (1,2)	1,30 ^a (0,2)	0,41 ^a (0,1)	27,41 ^b (1,7)	14,01 ^b (1,5)	30,05 ^a (1,2)	5,00 ^a (0,2)
GR	534,17 ^a (22,34)	15,30 ^b (1,5)	0,95 ^a (0,1)	0,42 ^a (0,1)	30,36 ^{ab} (2,2)	16,10 ^b (1,9)	22,59 ^b (2,3)	4,10 ^b (0,5)
PL	408,43 ^b (20,11)	19,05 ^a (1,1)	1,25 ^a (0,2)	0,48 ^a (0,1)	21,44 ^c (2,3)	15,24 ^b (1,2)	15,44 ^d (0,9)	2,97 ^d (0,1)
EU	492,42 ^a (18,44)	14,51 ^b (0,9)	0,38 ^b (0,2)	0,47 ^a (0,1)	33,93 ^a (3,2)	38,18 ^a (1,0)	17,46 ^c (0,2)	3,17 ^c (0,2)

Médias com letras diferentes têm valores significativamente diferentes de acordo com o teste de Bonferroni a 5% de probabilidade. Abreviaturas: FF, fragmento florestal; GR, área submetida à prática do anelamento; PL, área submetida ao corte raso e posterior plantio de mudas nativas; EU, área de *Corymbia citriodora* abandonada com nenhum manejo.

Semelhante aos testes de Bonferroni, diferenças multivariadas, usando análise de componentes principais (PCA) separaram claramente os solos das áreas de estudo (Figura 5). A análise de PCA para a correlação entre os subindicadores de qualidade do solo (Figura 5A) explicou mais de 89% da variabilidade dos dados nos dois primeiros eixos, sendo verificado principalmente correlação entre o subindicador “Químico” e “Microbiológico” (Figura 5A). Esses subindicadores, em especial o “Microbiológico” foi eficiente em separar a área EU em relação as demais. Já o subindicador “Fauna” separou eficientemente FF e GR das áreas EU e PL. Contudo, observou-se menor correlação entre as áreas FF e PL (Figura 5A).

A análise de PCA para a correlação entre os atributos da serapilheira (Figura 5B) explicou mais de 95% da variabilidade dos dados nos dois primeiros eixos. Houve alta correlação entre a densidade da fauna com a biomassa e profundidade da serapilheira, enquanto os teores de C correlacionaram positivamente com a riqueza e H' (Figura 5B). Esses atributos, foram eficientes em separar as áreas FF e GR em relação as demais. Com exceção de C os demais nutrientes foram eficientes em separar PL das demais áreas, enquanto as relações C: N e N: P foram eficientes em separar EU e GR de FF e PL (Figura 5B).

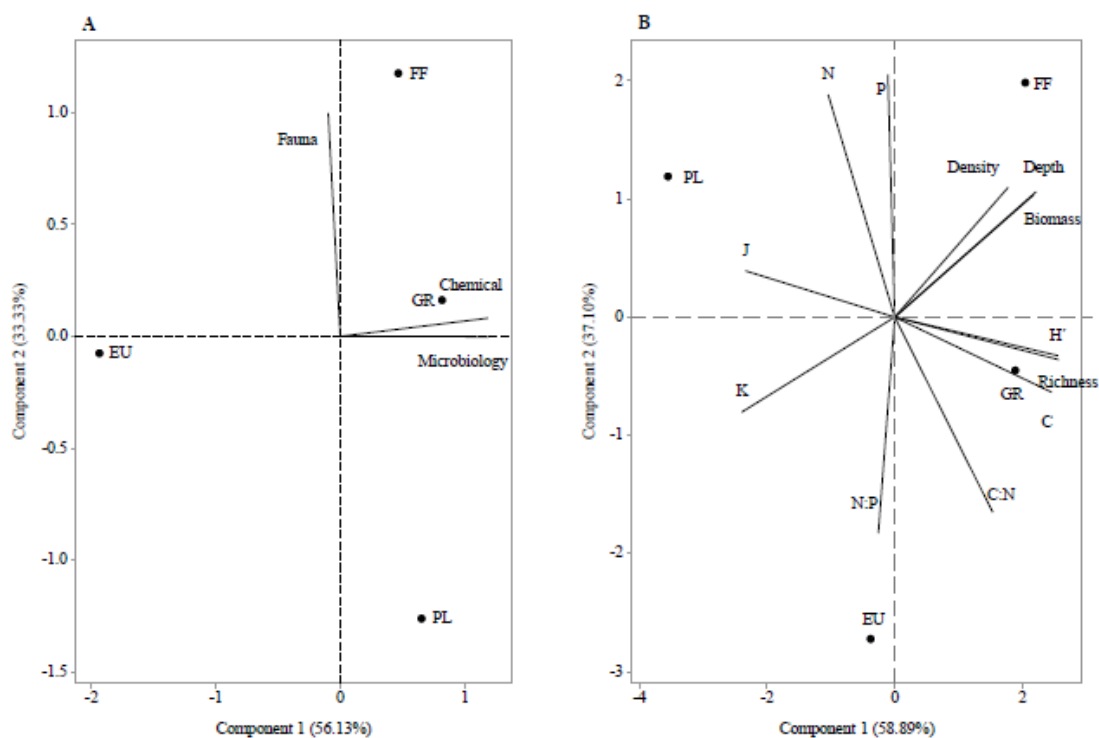


Figura 5. Análise de componentes principais (PCA) para a relação dos subindicadores de qualidade do solo (A) e atributos da serapilheira (B) amostrados em povoamentos de *Corymbia citriodora* submetidos a diferentes manejos visando à restauração florestal na Reserva Biológica de União, Rio de Janeiro, Brasil. Abreviaturas: FF, fragmento florestal; GR, área submetida à prática do anelamento; PL, área submetida ao corte raso e posterior plantio de mudas nativas; EU, área de *Corymbia citriodora* abandonada com nenhum manejo.

O indicador de qualidade do solo baseado nos atributos químicos, microbiológicos e faunísticos do solo, evidenciou alta qualidade para o solo sob FF, enquanto em GR e PL, foi observada qualidade média e em EU baixa qualidade (Tabela 8). O dendrograma de dissimilaridade (Figura 6) realizado com as variáveis do solo e serapilheira, corrobora com esses resultados, na qual foi observado maior similaridade entre as áreas GR e FF.

Tabela 8. Indicador geral de qualidade do solo (GISQ) baseado em atributos químicos, microbiológicos e faunísticos do solo em povoamentos de *Corymbia citriodora* submetidos a diferentes manejos visando à restauração florestal na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro, Brasil.

Área de estudo	Indicador	Classificação
FF	0,71	Alta qualidade
GR	0,59	Média qualidade
PL	0,40	Média qualidade
EU	0,33	Baixa qualidade

Abreviaturas: FF, fragmento florestal; GR, área submetida à prática do anelamento; PL, área submetida ao corte raso e posterior plantio de mudas nativas; EU, área de *Corymbia citriodora* abandonada com nenhum manejo.

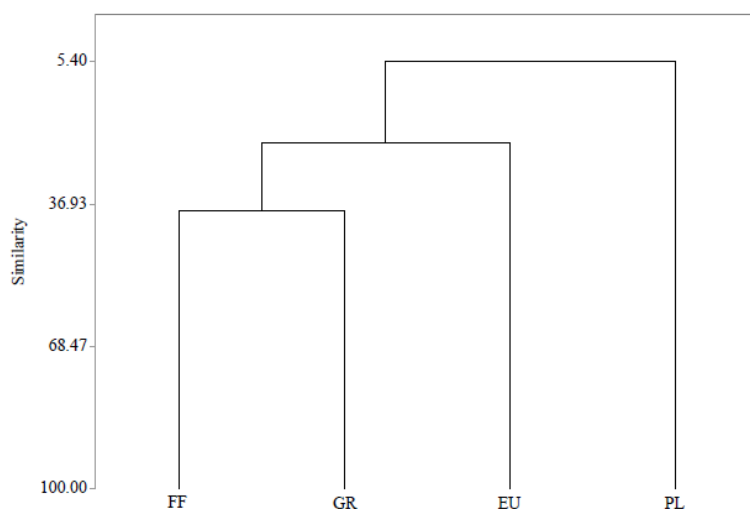


Figura 6. Dendrograma de dissimilaridade em função dos atributos do solo e serapilheira em povoamentos de *Corymbia citriodora* submetidos a diferentes manejos visando à restauração florestal na Reserva Biológica de União, Rio de Janeiro, Brasil. Abreviaturas: FF, fragmento florestal; GR, área submetida à prática do anelamento; PL, área submetida ao corte raso e posterior plantio de mudas nativas; EU, área abandonada de *Corymbia citriodora* sem manejo.

10. DISCUSSÃO

As diferentes práticas de manejo impactaram os indicadores químicos e biológicos do solo de formas distintas. Para os indicadores químicos, as maiores alterações se deram na área que foi conduzido o plantio de mudas nativas (PL) e adição de adubos nas covas de plantio (200 g de calcário dolomítico com o PRNT de 85%, 150 g de fertilizante mineral N-P-K (06-30-06), além de fertilização de cobertura mineral formulado NPK (20-05-19) em dosagens iguais de 100 g por muda). Após quase 5 anos, os valores superiores de Ca^{+2} , P-avail e pH e inferiores de Al^{+3} trocável demonstram influência da adubação das mudas e alteração do processo de ciclagem de nutrientes da floresta. Apesar das alterações, podemos considerar que independentemente da prática de manejo de supressão do *C. citriodora* adotada, as parcelas amostradas possuem baixa concentração de nutrientes disponíveis no solo e elevada acidez, demonstrando que o ciclo biológico e bioquímico de nutrientes são a chave da manutenção desses ecossistemas nos trópicos e que os mesmos, permanecem na biomassa florestal (GOLLEY et al., 1978; BARROS e NOVAIS, 1990).

Os teores de tOC dos solos da FF e da GR apresentaram-se superiores ao demais, com o solo em PL possuindo os menores valores. Esses resultados podem ser justificados pela idade (4 anos) de implantação do sistema (PL), bem como a alta diversidade de espécies (introduzidas ou em estado de regeneração), implicando em alterações na qualidade química do material depositado sob cada área. Das 48 espécies utilizadas para restauração florestal da área, 42% são consideradas pioneiras (Tabela 2). No geral, a serapilheira de espécies pioneiras se decompõe mais rapidamente (HOPKINS et al., 2017), uma vez que geralmente tem baixa massa por área foliar, altas concentrações de nutrientes e baixo teor de fibra e lignina (ARNONE et al., 1995, HIRSCHER et al., 1997; GIEßELMANN et al., 2011). Por outro lado, a maior complexidade estrutural das florestas mais maduras se reflete na maior produção (BARBOSA e FARIA, 2006;

PINTO et al., 2008) e acúmulo de serapilheira sobre a superfície do solo (LUGO e HELMER, 2004; DESCHEEMAEKER et al., 2006).

A idade da floresta também desempenha papel importante no controle da decomposição da serapilheira (SKORUPA et al., 2015; CHEN et al., 2019). Diversos estudos relatam que o armazenamento de C do solo e demais nutrientes no solo estão relacionados à idade da floresta, seja nativa ou plantada (GATTO et al., 2010; FORRESTER et al., 2013; CHEN et al., 2016). Forrester et al. (2013), por exemplo, observaram que os efeitos dos povoamentos florestais sobre os atributos químicos, de maneira geral, ocorrem somente após oito anos após o plantio. Já Chen et al. (2016), observaram que o reflorestamento teve pouco efeito sobre o armazenamento de C no solo nos estágios iniciais dos plantios.

O elevado teor de acidez potencial em GR e FF foi ocasionado pela dissociação de H^+ dos grupos fenólicos e carboxílicos da matéria orgânica, os principais fornecedores de prótons para o solo e acidez elevada, que elevam a solubilidade do Al^{+3} (EVANS et al., 2012; LI e JOHNSON, 2016). Ademais, é sabido que florestas tropicais estocam a maior parte dos nutrientes na biomassa, serapilheira e na MOS, deixando seus solos mais ácidos e pobres nesses nutrientes (VITOUSEK et al., 1986; FELDPAUSCH et al., 2004).

Além das diferenças nas propriedades químicas, os solos sob os manejos avaliados indicaram claras diferenças nas propriedades microbiológicas. Por exemplo, em GR foram observados níveis superiores de C_{mic} e q_{mic} , enquanto em PL, foi verificado níveis superiores de CO_2-C e qCO_2 .

A prática do anelamento promove a cessação da exsudação de carboidratos, amino e ácidos orgânicos para as raízes, removendo uma importante fonte de C para microrganismos (ZELLER et al., 2008), porém, elevados valores de C_{mic} em GR, indicam alterações sinérgicas. É possível que a decomposição das raízes do *C. citriodora* associado a produção de novas raízes oriunda da ativação da sucessão florestal, tenham promovido o fornecimento contínuo de carboidratos ao solo a partir da reserva de amido das raízes (WU et al., 2011), estimulando fixação biológica de N_2 das espécies leguminosas regenerantes e o crescimento das populações microbianas e, em seguida, o tamanho do reservatório microbiano de C (VITOUSEK et al., 2002; BINKLEY et al., 2006). Outros trabalhos demonstram um rápido retorno de processos microbianos do solo relacionados a ciclagem de nutrientes e do C em áreas sob regeneração (HU et al., 2020; TEIXEIRA et al., 2020b).

Níveis superiores de CO_2-C e qCO_2 em PL podem ser justificados pela idade de implantação do sistema bem como as espécies introduzidas sistema, nas quais 1/3 são leguminosas. Cabreira et al. (2022) observaram que a deposição de N intensifica o efluxo de C- CO_2 podendo alterar a atividade microbiana e reduzir os estoques de C do solo, caso as entradas de C não sejam compensatórias. Já Sainz et al. (2006), observaram que o CO_2-C no solo que diminui à medida que os povoamentos amadurecem, principalmente em decorrência da redução da contribuição relativa da respiração radicular (respiração autotrófica). Enquanto Teixeira et al. (2020b), verificaram um aumento acentuado de CO_2-C nos primeiros 15-20 anos de sucessão florestal. Além disso, nos anos iniciais de implantação de um reflorestamento, as práticas de manutenção são mais constantes. Assim, podemos inferir que os elevados valores de CO_2-C e qCO_2 em PL podem estar associados a um desequilíbrio da comunidade microbiana propiciadas a condições de estresse ou desordem (ANDERSON e DOMSCH, 1993; SANTOS et al., 2015) oriundas das manutenções constantes na área, considerando que em condições desfavoráveis, os organismos requerem mais energia (SCHIMEL et al., 2007), resultando em maiores perdas de C (ANDERSON e DOMSCH, 1993).

A respiração do solo também foi descrita como sendo influenciada pela fertilidade do local (HAYNES e GOWER, 1995; MAIER e KRESS, 2000; BUTNOR et al., 2003). Os

maiores valores de pH e Ca^{+2} em PL podem justificar maiores valores de C-CO₂, uma vez que a elevação do pH do solo conduz a maior atividade microbiana, proporcionando maior mineralização da MOS, reduzindo o C do solo (CHAN e HEENAN, 1999). Högberg et al. (2001) relataram que o anelamento de coníferas reduziu a respiração do solo em 37%, fato associado, a deposição de agulhas, aumentando a concentração de polifenóis na MOS, inibindo a ação dos microrganismos. Alguns estudos, observaram a presença de compostos inibidores na serapilheira foliar dos eucaliptos (ZHANG e FU, 2009). Assim, o menor nível de C-CO₂ registrado em EU pode estar relacionado à presença dessas substâncias no solo bem como fatores nutricionais (SINGH et al., 2011).

Nota-se ainda elevados índices de q_{mic} em GR. Cunha et al. (2012) afirmam que q_{mic} está diretamente relacionada ao padrão do aporte de MOS, a eficiência da conversão do C microbiano e as perdas de C do solo. Assim, valores elevados, indicam condições mais adequadas para o crescimento microbiano, facilitado pela adição de matéria orgânica de boa qualidade (SOUZA et al., 2015). Em ecossistemas estáveis, nos quais predominam condições favoráveis, há tendência de aumento da atividade microbiana e, em consequência, o q_{mic} tende a crescer, até atingir um nível de equilíbrio (INSAM e DOMSCH, 1988).

Tanto a fauna do solo quanto da serapilheira, demonstraram diferenças entre os sistemas avaliados. Maior H' e riqueza da fauna em FF e GR estão relacionados diretamente com a diversidade e qualidade dos resíduos oriunda da cobertura florestal (MATOS et al., 2020). Quando há uma redução na diversidade de recursos alimentares, alguns grupos da fauna residentes no solo podem se estabelecer rapidamente e dominar a comunidade (SANABRIA et al., 2016). Fato esse que justifica valores mais expressivos de densidade, porém inferiores de riqueza e H' da fauna do solo em EU. Em contrapartida, a complexidade estrutural da serapilheira é frequentemente um bom preditor da densidade e diversidade da fauna da serapilheira e do solo (MATOS et al., 2020). A prática do anelamento em GR propiciou uma mistura de materiais, parte oriunda da deposição da biomassa do *C citriodora*; parte oriunda da intensificação da regeneração natural propiciada pela abertura de clareiras. Essa associação de componentes orgânicos, intensificou a disponibilidade de recursos alimentares por meio da abertura de maiores nichos a serem colonizados.

Foram quantificados em PL os menores índices faunísticos na serapilheira. Esses resultados estão diretamente relacionados aos atributos físicos da serapilheira (biomassa e profundidade). Áreas com alta biomassa e diversidade de serapilheira tendem a ter maior diversidade da fauna do solo, uma vez que permitem um maior número de micro-habitats e, portanto, aumentam a diferenciação de nicho entre grupos (SANTONJA et al., 2017). Esses argumentos corroboram com nossas análises multivariadas, nas quais observamos forte correlação da riqueza e diversidade faunística da serapilheira com o teor de C, bem como com a biomassa e profundidade.

A qualidade da serapilheira, em particular, pode desempenhar um papel importante na facilitação da restauração do solo por meio de efeitos nas comunidades biológicas e nas funções que elas regulam (MATOS et al., 2020). A comunidade bacteriana está associada principalmente à degradação dos compostos mais lábeis (BOER et al., 2005), que tendem a se esgotar no início do processo de decomposição (BERG e MCCLAUGHERTY, 2008). Por outro lado, a comunidade fúngica está bastante associada à degradação de compostos mais recalcitrantes como a lignina (BOER et al., 2005). Nesse sentido, elevados valores da relação C: N e N: P em EU, podem ter estimulado o aumento do crescimento de hifas fúngicas nos solos, nas quais, tem-se importância para a formação de macroagregados (LEHMANN et al., 2017; HAYS e WATSON, 2019) e consequentemente preservação da MOS, justificando elevados valores de tOC e C_{mic} .

A importância da fauna do solo para a decomposição da serapilheira é reconhecida há muito tempo (SWIFT et al., 1979; SEASTEDT, 1984), na qual tem por principal função a trituração da matéria orgânica, permitindo maior facilidade na decomposição microbiana (ANDERSON, 2009; LAVELLE, 1997). Apesar dessas interações, o sub-indicador “microbiológico” teve maior correlação com o sub-indicador “químico” quando comparado ao sub-indicador “fauna” (Figura 5A). Esses resultados podem estar associados a inclusão da macrofauna no estudo e não somente a mesofauna como realizado por Zagatto et al. (2019) que observaram forte correlação com os atributos microbiológicos e estão mais correlacionados com microrganismos (TEUBEN e VERHOEF, 1992) quando comparado a macrofauna.

A alta qualidade para o solo sob FF quantificada pelo GISQ é justificada pelo melhor equilíbrio entre as interações dos atributos químicos, microbiológicos e faunísticos do solo, enquanto em PL por exemplo, foram registrados índices superiores para os atributos químicos, mas inferiores para os atributos faunísticos, reduzindo o GISQ. Zagatto et al. (2019) também observaram baixo GISQ para o solo sob eucalipto, muito associado, assim como neste estudo, aos menores valores para os atributos microbiológicos. Ressalta-se ainda o índice de 0,59 registrado em GR, resultado proveniente da intensificação nas interações solo-serapilheira observado pelo dendrograma (Figura 6), indicando uma restauração florestal mais acelerada pela prática do anelamento, evidenciando o potencial da prática diante ao manejo conservação de solos florestais.

11. CONCLUSÕES

Os resultados dão suporte à ideia de que a prática do anelamento é uma estratégia em potencial, visando à supressão de eucaliptos em Unidades de Conservação diante da melhora na qualidade do solo e propriedades da serapilheira.

Elevados parâmetros do solo e serapilheira observados em áreas de *C. citriodora* anelados sugerem que a entrada de resíduos orgânicos de diferentes propriedades, são importantes para estimular a atividade biológica.

A alta qualidade do solo observada no fragmento florestal, deve-se à correlação positiva e significativa entre a fauna do solo e os atributos químicos e microbiológicos, o que é confirmado pelo indicador geral de qualidade do solo.

12. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHAT, D. L.; DELEUZE, C.; LANDMANN, G.; POUSSE, N.; RANGER, J.; AUGUSTO, L. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth - A meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 348, p. 124-141, 2015.

ANDERSON, J. M.; INGRAM, J. S. I. **Tropical Soil Biology and Fertility**, 2 ed. C.A.B. International, Wallingford, 1993.

ANDERSON, J.M. Why should we care about soil fauna? **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, p. 835–842, 2009.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v.25, n.3, p. 393-395, 1993.

ARNONE, J. A.; ZALLER, J. G.; ZIEGLER, C.; ZANDT, H.; KORNER, C. Leaf quality and insect herbivory in model tropical plant communities after long-term exposure to elevated atmospheric CO₂. **Oecologia**, v. 104, p. 72–78, 1995.

BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F. Relação solo-eucalipto. Viçosa: Editora folha de Viçosa, 1990. 330 p.

BARBOSA, J. H. C.; FARIA, S. M. Aporte de serrapilheira ao solo em estágios sucessionais florestais na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v. 57, n. 3, p. 461-476, 2006.

BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. **Plant litter**. Springer Berlin Heidelberg. 2008.

BINKLEY, D.; STAPE, J. L.; TAKAHASHI, E. N.; RYAN, M. G. Tree-girdling to separate root and heterotrophic respiration in two *Eucalyptus* stands in Brazil. **Oecologia**, v. 148, p. 447–454, 2006.

BOER, W. D.; FOLMAN, L. B.; SUMMERBELL, R. C.; BODDY, L. Living in a fungal world: impact of fungi on soil bacterial niche development. **FEMS microbiology reviews**, 29, 795-811, 2005.

BROOKES P. C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D. S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 17, p. 837–842, 1985.

BROOKES, P. C.; POWLSON, D. S.; JENKINSON, D. S. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 14, p. 319-329, 1982.

BROWN, G. G.; NIVA, C. C.; ZAGATTO, M. R. G.; FERREIRA, S. de A.; NADOLNY, H. S.; CARDOSO, G. B. X.; SANTOS, A.; MARTINEZ, G. de A.; PASINI, A.; BARTZ, M. L. C.; SAUTTER, K. D.; THOMAZINI, M. J.; BARETTA, D.; SILVA, E. da; ANTONIOLLI, Z. I.; DECAËNS, T.; LAVELLE, P. M.; SOUSA, J. P.; CARVALHO, F. **Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais**. In: PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B. de; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. (Ed.). Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica. Brasília, DF: Embrapa, p. 121-154, 2015.

BUCKERIDGE, K. M.; MASON, K. E.; MCNAMARA, N. P.; OSTLE, N.; PUISSANT, J.; GOODALL, T.; WHITAKER, J. Environmental and microbial controls on microbial necromass recycling, an important precursor for soil carbon stabilization. **Communications Earth & Environment**, 1-9, 2020.

BÜNEMANN, E. K.; BONGIORNO, G.; BAI, Z.; CREAMER, R. E.; DEYN, G.; GOEDE, R.; FLESKENS, L.; GEISSEN, V.; KUYPER, T. W.; MÄDER, P.; PULLEMAN, M.; SUKKEL, W.; GROENIGEN, J. W. V.; BRUSSAARD, L. Soil quality – A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105-125, 2018.

BUTNOR, J. R.; JOHNSEN, K. H.; OREN, R.; KATUL, G. G. Reduction of forest floor respiration by fertilization on both carbon dioxide-enriched and reference 17-year-old loblolly pine stands. **Global Change Biology**, v. 9, p. 849–861, 2003.

CARDOSO, E. J. B. N.; VASCONCELLOS, R. L. F.; BINI, D.; MIYAUCHI, M. Y. H.; DOS SANTOS, C. A.; ALVES, P. R. L.; DE PAULA, A. M.; NAKATANI, A. S.; PEREIRA, J. DE M.; NOGUEIRA, M. A. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? **Scientia Agricola**, v. 70, p. 274–289, 2013.

CHAN, K. Y.; HEENAN, D. P. Lime-induced loss of soil organic carbon and effect on aggregate stability. **Soil Science Society of America Journal**, v. 63, p. 1841–1844, 1999.

CHEN, Y.; YU, S.; LIU, S.; WANG, X.; ZHANG, Y.; LIU, T.; ZHOU, L.; ZHANG, W.; FU, S. Reforestation makes a minor contribution to soil carbon accumulation in the short term: Evidence from four subtropical plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 384, p. 400–405, 2016.

CHEN, Y.; ZHANG, Y.; CAO, J.; FU, S.; HU, S.; WU, J.; LIU, Z. Stand age and species traits alter the effects of understory removal on litter decomposition and nutrient dynamics in subtropical *Eucalyptus* plantations. **Global Ecology and Conservation**, e00693. 2019

CHERUBIN, M. R.; KARLEN, D. L.; CERRI, C. E. P.; FRANCO, A. L. C.; TORMENA, C. A.; DAVIES, C. A.; CERRI, C. C. Soil quality indexing strategies for evaluating sugarcane expansion in Brazil. **PLoS One**, v. 11, p. 1–26, 2016.

CUNHA, E.; STONE, L. F.; FERREIRA, E. P. B.; DIDONET, A. D.; MOREIRA, J. A. A. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo sob produção orgânica impactada por sistemas de cultivo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 1, p. 56–63, 2012.

DE-POLLI, H.; GUERRA, J. G. M. **Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo: Método da fumigação-extração**. Seropédica: Embrapa-CNPAB, p. 10, 1997.

DESCHEEMAEKER, K.; MUYS, B.; NYSSSEN, J.; POESEN, J.; RAES, D.; HAILE, M.; DECKERS, J. Litter production and organic matter accumulation in exclosures of the Tigray highlands, Ethiopia. **Forest ecology and management**, 233, 21–35, 2006.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. **Defining and assessing soil quality**. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Org.) *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison: SSSA, 1994. p. 3–21.

ERTIBAN, S. M. Soil fauna as webmasters, engineers and bioindicators in ecosystems: Implications for conservation ecology and sustainable agriculture. **American Journal of Life Sciences**, v. 7, n. 1, p. 17–26, 2019.

EVANS, C. D.; JONES, T. G.; BURDEN, A.; OSTLE, N.; ZIELINSKI, P.; COOPER, M. D. A.; PEACOCK, M.; CLARK, J. M.; OULEHLE, F.; COOPER, D.; FREEMAN, C. Acidity

controls on dissolved organic carbon mobility in organic soils. **Global Change Biology**, v.18, n. 11, p. 3317-3331, 2012.

FELDPAUSCH, T. R.; RONDON, M. A.; FERNANDES, E. C.; RIHA, S. J.; WANDELLI, E. Carbon and nutrient accumulation in secondary forests regenerating on pastures in central Amazonia. **Ecological applications**, v. 14, 164-176, 2004

FORRESTER, D. I.; PARES, A.; O'HARA, C.; KHANNA, P. K.; BAUHUS, J. Soil organic carbon is increased in mixed-species plantations of eucalyptus and nitrogen-fixing acacia. **Ecosystems**, v. 16, p. 123-132, 2013.

GATTO, A.; BARROS, N. F. D.; NOVAIS, R. F.; SILVA, I. R. D.; LEITE, H. G.; LEITE, F. P.; VILLANI, E. M. D. A. Estoques de carbono no solo e na biomassa em plantações de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 34, 1069-1079, 2010

GIEBELMANN, C. U.; MARTINS, G.K.; BRÄNDLE, M.; SCHÄDLER, M.; MARQUES, R.; BRANDL, R. Lack of home-field advantage in the decomposition of leaf litter in the Atlantic Rainforest of Brazil, **Applied Soil Ecology**, v. 49, 2011.

GOLLEY, F. B.; Mc GINNIS, J. T.; CLEMENTS, R. G.; CHILD, G. L.; DUEVE, M. S. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. São Paulo, Pedagógica e Universitária. 256p. 1978.

GONÇALVES, J.L.M.; ALVARES, C.A.; HIGA, A. R. Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management** 301:6–27. 2013.

GREGORICH, E. G.; CARTER, M. R.; ANGERS, D. A.; MONREAL, C. M.; ELLERT, B. H. Towards a minimum data set to assess soil organic-matter quality in agricultural soils. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 74, p. 367-385, 1994.

GRIFFITHS, B. S.; BALL, B. C.; DANIELL, T. J.; HALLETT, P. D.; NEILSON, R.; WHEATLEY, R. E.; OSLER, G.; BOHANEK, M. Integrating soil quality changes to arable agricultural systems following organic matter addition, or adoption of a ley-arable rotation, **Applied Soil Ecology**, v. 46, p. 43-53, 2010.

HAYNES, B. E.; GOWER, S. T. Belowground carbon allocation in unfertilized and fertilized red pine plantations in northern Wisconsin. **Tree Physiology**, v. 15, p. 317–325, 1995.

HAYS, Z.; WATSON, D. **Fungal Ecology, Diversity and Metabolites**, 1st ed.; Ed-Tech Press: Waltham Abbey, UK, 2019.

HIRSCHEL, G., C. KORNER, AND J. A. ARNONE. Will rising atmospheric CO₂ affect leaf litter quality and in situ decomposition rates in native plant communities? **Oecologia**, v. 110, p. 387–392, 1997.

HÖGBERG, P.; NORDGREN, A.; BUCHMANN, N.; TAYLOR, A. F. S.; EKBLAD, A.; HÖGBERG, M. N.; NYBERG, G.; OTTOSSON-LÖFVENIUS, M.; READ, D. J. Large-scale

forest girdling shows that current photosynthesis drives soil respiration. **Nature**, v. 411, p. 789–792, 2001.

HÖGBERG P.; READ D. J. Towards a more plant physiological perspective on soil ecology. **Trends in Ecology e Evolution**, v. 21, p. 548–554, 2006.

HOLDEN, S. R.; TRESEDER, K. K. A meta-analysis of soil microbial biomass responses to forest disturbances. **Frontiers in microbiology**, v. 4, 163, 2013.

HOPKINS, B. C. L.; BRECHET, L. M.; TRUJILLO, B. C.; SAYER, E. J. Tree functional diversity affects litter decomposition and arthropod Community composition in a tropical forest. **Biotropica**, v. 49, p. 903-911, 2017.

HU, P.; XIAO, J.; ZHANG, W.; XIAO, L.; YANG, R.; XIAO, D.; WANG, K. Response of soil microbial communities to natural and managed vegetation restoration in a subtropical karst region. **Catena**, v. 195, 104849, 2020.

JENKINSON, D. S.; POWLSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. Method for measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 8, p. 209-213, 1976.

INSAM, H.; DOMSCH, K. H. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. **Microbial Ecology**, v.15, p.177-188, 1988.

LAVELLE, P. Faunal activities and soil processes: adaptative strategies that determine ecosystem function. **Advances in Ecological Research**, 1997.

LAVELLE, P.; DECAËNS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P.; ROSSI, J. P. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, p. 3-15, 2006.

LEHMANN, A.; ZHENG, W.; RILLIG, M. C. Soil biota contributions to soil aggregation. **Nature Ecology Evolution**, v.1, p. 1828–1835, 2017.

LOPES, A. A.C.; SOUSA, D. M., G.; CHAER, G. M., REIS JUNIOR, F., GOEDERT, W. J.; CARVALHO MENDES, I. Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon. **Soil Science Society of America Journal**, v. 77, p. 461-472, 2013.

LI, W.; JOHNSON, C. E. Relationships among pH, aluminum solubility and aluminum complexation with organic matter in acid forest soils of the Northeastern United States. **Geoderma**, 271, 234-242, 2016

LUGO, A. E.; HELMER, E. Emerging forests on abandoned land: Puerto Rico's new forests. **Forest Ecology and Management**, v. 190, p. 145-161, 2004.

MAIER, C. A.; KRESS, L. W. Soil CO₂ evolution and root respiration in 11 year old loblolly pine (*Pinus taeda*) plantations as affected by moisture and nutrient availability. **Canadian Journal of Forest Research**, 30, 347–359, 2000.

MATOS, P. S.; FONTE, S. J.; LIMA, S. S.; PEREIRA, M. G.; KELLY, C.; DAMIAN, J. M.; FONTES, M. A.; CHAER, G. M.; BRASIL, F. C.; ZONTA, E. Linkages among Soil Properties and Litter Quality in Agroforestry Systems of Southeastern Brazil. **Sustainability**, v. 12, 9752, 2020.

MENDES, I. C.; SOUZA, L. M.; SOUSA, D. M. G.; LOPES, A. A. C.; REIS-JUNIOR, F. B.; LACERDA, M. P. C.; MALAQUIAS, J. V. Critical limits for microbial indicators in tropical oxisols at post-harvest: the fertbio soil sample concept. **Applied Soil Ecology**, v. 139, p. 85-93, 2019

MMA-ICMBio (Ministério do Meio Ambiente e Instituto Chico Mendes de conservação da biodiversidade). **Plano de manejo da Reserva Biológica União**. MMA-ICMBIO, Brasília, DF, 04 encartes + resumo executivo, 2008.

NAMBIAR, E. K. S.; HARWOOD, C. E. Productivity of Acacia and Eucalypt plantations in Southeast Asia. 1. Bio-physical determinants of production: opportunities and challenges **International Forestry Review**, v. 16, p. 225-248, 2014.

PEREIRA, A. P. A.; ZAGATTO, M. R. G.; BRANDANI, C. B.; MESCOLOTTI, D. L.; COTTA, S. R.; GONÇALVES, J. L. M.; CARDOSO, E. J. B. N. *Acacia* changes microbial indicators and increases C and N in soil organic fractions in intercropped *Eucalyptus* plantations. **Frontiers Microbiology**, v. 9, p. 1–13, 2018.

PINTO, S. I. C.; MARTINS, S. V.; BARROS, N. F.; DIAS, H. C. T. Produção de serapilheira em dois estádios sucessionais de Floresta Estacional Semidecidual na Reserva Mata do Paraíso, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, p. 545-556, 2008.

RAICH J. W.; POTTER C. S. Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 9, p. 23–36, 1995.

RAICH J. W.; SCHLESINGER W. H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. **Tellus**, v. 44, p. 81–99, 1992.

SAINZ, G.; BYRNE, K. A.; BUTTERBACH-BAHL, K.; KIESE, R.; BLUJDEAS, V.; FARRELL, E. P. Stand age-related effects on soil respiration in a first rotation *Sitka spruce* chronosequence in central Ireland. **Global Change Biology**, v. 12, p. 1007–1020, 2006.

SANABRIA, C.; DUBS, F.; LAVELLE, P.; FONTE, S.J.; BAROT, S. Influence of regions, land uses and soil properties on termite and ant communities in agricultural landscapes of the Colombian Llanos. **European Journal Soil Biology**, v. 74, p. 81–92, 2016.

SANTONJA, M.; FERNANDEZ, C.; PROFFT, M.; GERS, C.; GAUQUELIN, T.; REITER, I.M.; CRAMER, W.; BALDY, V. Plant litter mixture partly mitigates the negative effects of extended drought on soil biota and litter decomposition in a Mediterranean oak forest. **Journal Ecology**, v. 105, p. 801–815, 2017.

SANTOS, C.A.; KRAWULSKI, C.C.; BINI, D.; FILHO, T.G.; KNOB, A.; MEDINA, C.C.; FILHO, G.A.; NOGUEIRA, M.A. Reclamation status of a degraded pasture based on soil health indicators. **Scientia Agricola**, v.72, p.195-202, 2015.

SCHIMEL, J.; BALSER, T. C.; WALLENSTEIN, M. Microbial stress-response physiology and its implications for ecosystem function. **Ecology**, v. 88, p.1386-1394, 2007.

SEASTEDT, T. R. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. **Annual Review of Entomology**, v. 29: 2S-46. 1984.

SINGH, J. S.; GUPTA, V. K. Soil microbial biomass: A key soil driver in management of ecosystem functioning. **Science of the Total Environment**, v. 634, p. 497-500, 2018.

SINGH, B. K.; TATE, K.; THOMAS, N.; ROSS, D.; SINGH, J. Differential effect of afforestation on nitrogen-fixing and denitrifying communities and potential implications for nitrogen cycling. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, p. 1426- 1433, 2011.

SKORUPA, A. L. A.; BARROS, N. F. D.; NEVES, J. C. L. Forest litter decomposition as affected by Eucalyptus stand age and topography in South-Eastern Brazil. **Revista Árvore**, v. 39, p. 1055-1064, 2015.

SOUZA, R. F.; BRASIL, E. P. F.; FIGUEIREDO, C. C.; LEANDRO, W. M. Soil microbial biomass and activity in wetlands located in preserved and disturbed environments in the Cerrado biome. **Bioscience Journal**, v.31, p.1049-1061, 2015.

SWIFT MJ, OW HEAL, JM ANDERSON. Decomposition in terrestrial ecosystems. Oxford Black well Scientific. London. 1979.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2 ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995.

TEIXEIRA, H. M.; CARDOSO, I. M.; BIANCHI, F. J.; DA CRUZ SILVA, A.; JAMME, D.; PEÑA-CLAROS, M. Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 457, 117696, 2020b.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3ª ed. – Brasília, DF: Embrapa, 573 p, 2017.

TEUBEN, A.; VERHOEF, H. A. Direct contribution by soil arthropods to nutrient availability through body and faecal nutrient content. **Biology and Fertility Soils**, v. 14, p. 71–75, 1992.

VANCE, E. D.; BROOKES, P.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, p. 703–707, 1987.

VAN DER WERF G. R.; MORTON D. C.; DEFRIES R. S.; OLIVIER J. G. J.; KASIBHATLA P. S.; JACKSON R. B.; COLLATZ G. J.; RANDERSON J. T. CO₂ emissions from forest loss. **Nature Geoscience**, v. 2, p. 737–738, 2009.

VELASQUEZ, E., LAVELLE, P., ANDRADE, M. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. **Soil Biology e Biochemistry**, v. 39, p. 3066–3080, 2007.

VITOUSEK, P. M.; CASSMAN, K. E. N.; CLEVELAND, C.; CREWS, T.; FIELD, C. B.; GRIMM, N. B.; SPRENT, J. I. Towards an ecological understanding of biological nitrogen fixation. **Biogeochemistry**, v. 57, p. 1-45, 2002.

VITOUSEK, P. M.; R. L. SANFORD. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecological Systems**, v. 17, p. 137–167, 1986.

WANG, M.; ZHANG, W.; XIA, H.; HUANG, J.; WU, Z.; XU, G. Effect of Collembola on mineralization of litter and soil organic matter. **Biology Fertility of Soils**, v. 53, p. 563–571, 2017.

WANG, Y.; ZHU, X.; BAI, S.; ZHU, T.; QIU, W.; YOU, Y.; ZHANG, X. Effects of forest regeneration practices on the flux of soil CO₂ after clear-cutting in subtropical China. **Journal of environmental management**, 212, 332-339, 2018.

WU, J.; LIU, Z.; WANG, X.; SUN, Y.; ZHOU, L.; LIN, Y.; FU, S. Effects of understory removal and tree girdling on soil microbial community composition and litter decomposition in two Eucalyptus plantations in South China. **Functional Ecology**, v. 25, p. 921-931, 2011.

YEOMANS, J. C; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, p. 1467-1476, 1988.

ZAGATTO, M. R. G.; PEREIRA, A. P. A.; SOUZA, A. J. S.; PEREIRA, R. F.; BALDESIN, L. F.; PEREIRA, C. M.; LOPES, R. V.; CARDOSO, E. J. B. N. Interactions between mesofauna, microbiological and chemical soil attributes in pure and intercropped *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 433, p. 240-247, 2019.

ZELLER, B.; LIU, J.; BUCHMANN, N.; RICHTER, A. Tree girdling increases soil N mineralisation in two spruce stands. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, p. 1155-1166, 2008.

ZHANG, A.; FU, S. Allelopathic effects of eucalyptus and the establishment of mixed stands of eucalyptus and native species. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 1391-1396, 2009.

CAPÍTULO II

SUPRESSÃO DE ÁRVORES DE *Corymbia citriodora* (HOOK.) K. D. HILL E L. A. S. JOHNSON VISANDO À RESTAURAÇÃO FLORESTAL E A PRODUÇÃO DE C, N E P LÁBEIS NO SOLO

RESUMO

A supressão dos indivíduos arbóreos de antigos plantios de *Corymbia citriodora* (> 25 anos) visando à restauração florestal, pode ocasionar mudanças na dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS) e conseqüentemente no equilíbrio nutricional do solo. Os objetivos desta pesquisa foram compreender o efeito dos diferentes manejos de supressão de *C. citriodora* de Unidade de Conservação visando à restauração florestal sobre a dinâmica das frações lábeis e estáveis do solo e quantificar as relações estequiométricas dessas frações. Amostras de solo foram coletadas em novembro de 2019 sob quatro áreas na Reserva Biológica (REBIO) União, Rio de Janeiro, Brasil, incluindo: floresta (FF); plantio de *C. citriodora* submetido a prática do anelamento (GR); plantio de *C. citriodora* submetido a prática do corte raso e posterior plantio de mudas nativas (PL) e plantio de *C. citriodora* abandonado sem prática de manejo (EU). Destas amostras foram determinados os teores totais de carbono (C), nitrogênio (N) e fósforo (P) na terra fina seca ao ar (TFSA); na matéria orgânica leve (LFOM) e nas frações granulométricas da MOS, além da determinação do carbono lábil (POXC). Foram observados que em EU, as razões C: N e C: P possuem valores 63,02% e 62,84% superiores a PL para as amostras de TFSA e 84,02% e 220,32% superiores para as amostras de LFOM. Contudo, em EU, foram observados menores teores de C, N e P na fração particulada da MOS. Já em GR, foram quantificados valores de POXC 187,37% superiores a EU, favorecendo a produção de material menos recalcitrante e mais lábil quando comparado a EU. Além disso, o curto tempo (4 anos) de implementação do sistema em PL, afetou diretamente na baixa produção de LFOM, com percentuais de 64, 58 e 57% inferiores quando comparado as áreas GR, EU e FF respectivamente. Contudo, esse material possui elevados teores de N e P, favorecendo a baixa relação C: N e C: P. Já o solo em EU parece intensificar a concentração dos nutrientes em frações estáveis no solo, o que pode favorecer a preservação da estrutura do solo, mitigando suas perdas.

Palavras-chave: Matéria orgânica leve, POXC, Relação C: P, Relação C: N

ABSTRACT

The suppression of tree individuals from old plantations of *Corymbia citriodora* (> 25 years) aiming at forest restoration, can cause changes in the dynamics of soil organic matter (SOM) and consequently in the nutritional balance of the soil. The objectives of this research were to understand the effect of different suppression managements for *C. citriodora* in a Conservation Unit aimed at forest restoration on the dynamics of labile and stable soil fractions and to quantify the stoichiometric relationships of these fractions. Soil samples were collected in November 2019 under four areas in the Reserva Biológica (REBIO) União, Rio de Janeiro, Brazil, including: forest (FF); planting of *C. citriodora* subjected to girdling (GR); planting of *C. citriodora* submitted to the practice of shallow cutting and subsequent planting of native seedlings (PL) and planting of *C. citriodora* abandoned without management practice (EU). From these samples, the total contents of carbon (C), nitrogen (N) and phosphorus (P) in air-dried fine earth (ADFE) were determined; in the light organic matter (LFOM) and in the granulometric fractions of the SOM, besides the determination of the labile carbon (POXC). It was observed that in EU, the C:N and C:P ratios have values 63.02% and 62.84% higher than PL for the ADFE samples and 84.02% and 220.32% higher for the LFOM samples. However, in EU, lower levels of C, N and P were observed in the particulate fraction of SOM. In GR, POXC values 187.37% higher than EU were quantified, favoring the production of less recalcitrant and more labile material when compared to EU. In addition, the short time (4 years) of implementation of the system in PL, directly affected the low production of LFOM, with percentages of 64, 58 and 57% lower when compared to the GR, EU and FF areas respectively. However, this material has high levels of N and P, favoring the low C: N and C: P ratio. The EU soil, on the other hand, seems to intensify the concentration of nutrients in stable fractions in the soil, which may favor the preservation of the soil structure. soil, mitigating their losses.

Keywords: light organic matter, POXC, C: P ratio, C: N ratio

13. INTRODUÇÃO

Em 1998, quando criada a Reserva Biológica (REBIO) União, aproximadamente 220 ha da reserva eram cobertos por plantios de *Corymbia citriodora*. Em 2008, quando aprovado o Plano de Manejo na reserva, foi iniciado visando à restauração da vegetação nativa, um programa de supressão das árvores de *C. citriodora*. Dentre as estratégias de manejo selecionadas o anelamento e o corte raso dos *C. citriodora* seguido do plantio de espécies nativas nessas áreas vem sendo realizado (MMA-ICMBio, 2008).

Práticas de manejo florestal podem ocasionar distúrbios no solo, causando mudanças na qualidade e na quantidade de matéria orgânica do solo (MOS) (CHAER e TOTOLA, 2007; MAYER et al., 2020). Através de um estudo de meta-análise de estudos em florestas temperadas, verificou-se que o emprego do corte raso, foi capaz de reduzir em 8% o carbono (C) total do solo (NAVE et al., 2010). Já o anelamento, prática que interrompe o fluxo de fotoassimilados da parte aérea para a zona radicular (HÖGGER e READ, 2006), pode cessar a produção de exsudação radicular, importante fonte de C para biomassa microbiana do solo e fator preponderante na estabilização em complexos organominerais (ZELLER et al., 2008; SOKOL e BRADFORD, 2019). A depender do número de árvores aneladas em determinado espaço, a decomposição das raízes finas pode induzir mudanças nas relações ecológicas microbianas, sendo as consequências pouco estudadas. Assim, o adequado manejo de supressão de árvores indesejadas (exóticas nesse caso) pode afetar o desenvolvimento das árvores em regeneração, com feedback destas espécies também sobre o fornecimento de nutrientes.

O C é considerado principal constituinte na MOS (52-58%) (STEVENSON, 1994; SILVA et al., 2004). Como o solo armazena de duas a três vezes mais C do que a atmosfera, um aumento relativamente pequeno dos estoques poderia exercer um papel significativo na mitigação às mudanças climáticas (JANSSENS, 2005; MINASNY et al., 2017). O ciclo e o suprimento de C em toda a floresta dependem de fatores como sua própria idade (diretamente relacionada com sua biomassa), da abundância de espécies, do período de distúrbios naturais ou antrópicos e de outras práticas (FAUSET et al., 2015; HOUGHTON, 2005; WALKER, 2011). Portanto, a remoção e, ou substituição de árvores de uma comunidade pode transformar um ecossistema florestal de “dreno” de C em um ecossistema de “fonte” de C para a atmosfera (DIEKOW et al., 2005; HARRIS et al., 2021). Florestas naturais ou plantadas de eucalipto aportam grandes quantidades de C ao solo na forma de resíduos (folhas, galhos, raízes mortas) e de exsudatos (FONTAINE et al., 2004; JACKSON et al., 2008; YARWOOD et al., 2009; COOK et al., 2016). A presença desses compostos na rizosfera integra o complexo habitat composto por ampla diversidade de organismos que interagem em diversos níveis (BAIS et al., 2006; BARRET et al., 2011).

Durante a decomposição da matéria orgânica o C é mineralizado (efluxo de CO₂) e os nutrientes são enriquecidos em relação à massa do solo até que no subsolo mineral a razão C: N: P orgânico se torne muito semelhante à relação microbiana C: N: P, numa fração denominada de humus (KIRKBY et al., 2011). Recentemente, os *pools* prontamente decomponíveis de MOS, como a matéria orgânica particulada, C oxidável por permanganato (POXC) e matéria orgânica extraível em água (LFOM), receberam mais atenção devido à sua sensibilidade às práticas de manejo (HAYNES, 2000; AWALE et al., 2013; CULMAN et al., 2013; MORROW et al., 2016). As frações lábeis da MOS, possuem taxas de renovação rápidas que variam de semanas a meses (HAYNES, 2000; HAYNES, 2005) e podem se tornar indicadores de intervenções precoces para o manejo florestal, mitigando perdas do C do solo (PURAKAYASTHA et al., 2008; RAMESH et al., 2019).

A estequiometria C: N: P pode ser usada como uma ferramenta interessante no entendimento do ciclo de nutrientes e nos processos que ocorrem no solo (CLEVELAND e LIPTZIN, 2007). Tian et al. (2010) relataram que a estequiometria C: N: P do solo pode ser um indicador potencial para avaliar o estado de nutrientes do solo durante a pedogênese. Durante a decomposição da matéria orgânica, o comportamento e as taxas de mineralização de C, N e P podem variar. Sabe-se que a taxa de mineralização de P orgânico é muito mais rápida quando comparada a taxa de mineralização de C e N orgânicos, resultando em alterações na razão C: N: P (ISLAM et al., 2013; JEANNEAU et al., 2018).

Além de pequenas mudanças no C do solo influenciarem no ciclo global do C, em solos tropicais, o seu acúmulo no solo é essencial para a manutenção e/ou aumento da fertilidade do solo, retenção de água e manutenção da produtividade da cultura (MACHADO et al., 2008; MACHADO, 2011; LAL, 2018). Por outro lado, a magnitude do armazenamento do MOS depende do uso da terra e das práticas de manejo (WEST e POST, 2002).

O objetivo deste trabalho foi compreender o efeito dos diferentes manejos de supressão de *C. citriodora* para a restauração florestal de uma importante Unidade de Conservação do bioma Mata Atlântica sobre a dinâmica da MOS e de nutrientes a partir de seus diferentes compartimentos, contribuindo para práticas de manejo que mitiguem perdas de C pelo solo.

14. MATERIAL E MÉTODOS

14.1 Amostragem do solo

A amostragem foi realizada em novembro de 2019 para avaliar a qualidade da matéria orgânica e suas respectivas razões estequiométricas

Para cada ponto de amostragem (n=4), 3 subamostras de solo (0–10 cm de profundidade) foram coletadas usando um trado holandês para formar uma amostra composta. As amostras foram transportadas até o laboratório, secas ao ar e peneiradas a 2 mm, obtendo a TFSA.

14.2 Fracionamento granulométrico da matéria orgânica do solo (MOS)

O fracionamento granulométrico da MOS foi realizado segundo Cambardella e Elliott (1992). 10 g de TFSA foram submetidos à agitação horizontal por 15 horas na presença de 30 mL de solução de hexametáfosfato na concentração de 5 g L⁻¹. Em seguida, a suspensão foi passada em peneira de 53 µm com o auxílio de jato de água. O material retido na peneira, que consiste na fração orgânica particulada (OFp) associado à fração areia, foi seco em estufa a 50°C, quantificado em relação a sua massa e moído em gral de porcelana. O material que passou pela peneira de 53 µm, que consiste na fração orgânica associada aos minerais (OFam) das frações silte e argila, foi obtido por diferença entre a fração total e OFp.

A determinação de C nas frações OFp e total (tF), foi realizada por digestão úmida com a mistura de dicromato de potássio e ácido sulfúrico, sob aquecimento externo conforme descrito por Teixeira et al. (2017), enquanto N, P e K submetido à digestão sulfúrica conforme Tedesco et al. (1995).

14.3 Matéria orgânica leve (LFOM)

A determinação da matéria orgânica leve (LFOM), foi feita segundo Anderson e Ingram (1989), modificado por Mendonça e Matos (2005). Foram pesados 50 g de TFSA e acondicionadas em becker de 250 mL, adicionando-se 100 mL de solução de NaOH 0,1 mol L⁻¹, deixando-se em repouso por uma noite. Decorrido o tempo, a suspensão foi agitada com bastão de vidro e todo o material passado por peneira de 0,25 mm, eliminando-se toda a fração argila e silte. Posteriormente, o material retido na peneira (LFOM e areia) foi transferido, quantitativamente, novamente para o becker, completando-se o volume com água. Todo o material flotado foi passado por peneira de 0,25 mm, tomando-se cuidado para separar a LFOM da fração areia. Em seguida, foi adicionada água ao becker, agitando-se manualmente para ressuspender a LFOM restante e verter o material vagarosamente em peneira de 0,25 mm. Essa operação foi repetida até que todo o material que flutuou com a agitação em água foi removido. O material que ficou retido na peneira (LFOM) foi transferido para recipientes de alumínio (previamente pesados), levado a estufa a 50 °C até peso constante, sendo pesado para obtenção da massa. Posteriormente, foram quantificados os teores de C e N, conforme descrito por Mendonça e Matos (2005), e os de P e K conforme Tedesco et al. (1995).

14.4 Carbono lábil (POXC)

Para quantificação do carbono lábil (POXC), foi utilizado o método preconizado por Weil et al. (2003), no qual o mesmo é determinado via oxidação com permanganato de potássio (KMnO₄) 0,2 mol L⁻¹. Para isso, 2,5 g de TFSA foram inseridos em tubo falcon de 50 mL e adicionados no mesmo 18 mL de água destilada e 2 mL da solução KMnO₄ 0,2 mol L⁻¹ (pH 7,2). Posteriormente, os tubos foram agitados exatamente por dois minutos em aparelho agitador horizontal à 120 rpm. Em seguida, os tubos foram deixados inertes em posição vertical por 10 minutos para a sedimentação do material.

Após a sedimentação do material, foi retirado uma alíquota de 0,5 mL do sobremontante e transferido a outro tubo falcon contendo 49,5 mL de água destilada. A solução foi levemente homogeneizada até a apresentação de uma coloração púrpura. A leitura será obtida com auxílio do espectrofotômetro de absorvância a 550 nm e a quantificação do teor de carbono lábil (mg kg⁻¹) será obtida por meio da Equação 3 e com auxílio da confecção da curva padrão com quatro diferentes concentrações de KMnO₄ previamente conhecidas (0,005; 0,01; 0,015 e 0,2 mol L⁻¹).

$$\text{POXC (mg kg}^{-1}\text{)} = \{(0,02 \text{ mol L}^{-1} - ((a + b \times \text{abs}))\} \times (9000 \text{ mg C/mol}) \times (0,02 \text{ L solução/Wt})$$

(3)

em que 0,02 mol L⁻¹ = concentração inicial da solução; a = interceptação da curva padrão; b = inclinação da curva padrão; abs = absorvância; 9000 = miligrama de carbono oxidado por 1 mol de MnO₄ mudado para Mn⁷⁺ → Mn⁴⁺; 0,02 L = volume da solução estoque reagida Wt = peso da amostra seco ao ar em kg.

14.5 Análise estatística

Após verificar a normalidade e homocedasticidade, as variáveis estudadas foram submetidas à análise de variância (ANOVA). As médias das variáveis foram avaliadas quanto ao teste F (p<0,05) e comparadas pelo teste Bonferroni (p<0,05) utilizando o software R.

15. RESULTADOS

Os diferentes manejos aplicados aos povoamentos antigos de *C. citriodora* visando à restauração da vegetação nativa promoveram diferenças nos teores totais de C, N e P na profundidade 0-10 cm do solo (Tabela 9). Contudo, para os teores de K, este padrão não foi observado. No solo da floresta nativa (FF) foram verificados teores superiores de C e N, na qual, os teores de C foram similares no solo da área submetidas ao anelamento (GR) e os teores de N, similares ao solo da área na qual foi realizado o plantio de mudas nativas (PL). Já em EU, foi verificado os menores teores de N e P.

Observa-se ainda que os valores de C na camada amostrada e registrados em FF e GR foram aproximadamente 33 e 14% superiores aos quantificados em PL e EU respectivamente. Já para os teores de N, no solo da área EU foram quantificados os valores menos expressivos, registrando percentuais de aproximadamente 35, 22 e 19% menores quando comparado a respectivamente FF, PL e GR (Tabela 9).

No solo da área EU foram quantificados os menores valores de POXC (Tabela 9), diferindo das demais áreas, na qual foram quantificados valores similares, variando de 588 a 529 mg kg⁻¹.

Quando observada as razões estequiométricas (Tabela 9), nota-se que nos solos das áreas EU e GR foram quantificados as maiores relações C: N, diferindo das áreas FF e PL, nas quais foram quantificados os menores valores, enquanto para relação C: P, nos solos das áreas FF, GR e EU foram superiores quando comparadas a área PL.

Tabela 9. Teores totais de carbono orgânico (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K); suas razões estequiométricas e carbono lábil (POXC) em povoamentos de *Corymbia citriodora* submetidos a diferentes manejos visando à recomposição da vegetação nativa na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro, Brasil

Área de estudo	C	N	P	K	POXC	C: N	C: P
	g kg ⁻¹				mg kg ⁻¹		
FF	22,16 ^a (1,5)	4,00 ^a (0,4)	0,90 ^a (0,2)	0,58 ^a (0,1)	551,70 ^a (220,4)	5,54 ^b (0,6)	24,62 ^a (1,4)
GR	22,20 ^a (1,1)	3,21 ^b (0,3)	0,83 ^{ab} (0,2)	0,55 ^a (0,1)	529,02 ^a (201,5)	6,92 ^a (0,7)	26,75 ^a (1,6)
PL	14,83 ^c (1,4)	3,33 ^{ab} (0,4)	1,02 ^a (0,3)	0,52 ^a (0,1)	588,01 ^a (193,3)	4,49 ^b (0,6)	14,56 ^b (0,9)
EU	19,02 ^b (1,2)	2,59 ^c (0,3)	0,80 ^b (0,2)	0,53 ^a (0,1)	184,09 ^b (79,7)	7,32 ^a (0,9)	23,71 ^a (1,5)

Médias com letras diferentes na coluna, possuem valores significativamente diferentes de acordo com o teste de Bonferroni a 5% de significância. Abreviaturas: FF, fragmento florestal; GR, área submetida à prática do anelamento; PL, área submetida ao corte raso e posterior plantio de mudas nativas; EU, área abandonada de *Corymbia citriodora* sem manejo.

Assim como os teores totais, as propriedades da LFOM a 0-10 cm do solo foram afetadas pelos manejos aplicados nos povoamentos de *C. citriodora* (Tabela 10). Além disso, somente os teores de K não diferiram entre os manejos. Na área PL foram quantificadas as menores

quantidades de massa de LFOM, com percentuais de 64, 60 e 57% sendo inferiores quando comparado as áreas GR, EU e FF respectivamente, as quais não diferiram entre si. Seguindo o padrão da massa, em PL, foram registrados menores teores de C, enquanto em GR, EU e FF foram quantificados os maiores valores, não diferindo entre si, variando de 276,6 a 285,86 g kg⁻¹ (Tabela 10).

Para os teores de N e P, os maiores valores foram observados em FF e PL. Nessas áreas foram registrados percentuais de até 23 e 227% superiores pra N e P respectivamente em comparação a área EU, na qual foram quantificados os menores valores para ambos os nutrientes (Tabela 10).

Quando analisada as razões estequiométricas (Tabela 10), nota-se que, assim como nos teores totais, em EU e GR foram quantificadas as maiores relações C: N, diferindo das áreas FF e PL, nas quais foram determinados os menores valores. Já para relação C: P, nos solos da área EU, foram quantificados os maiores valores, com percentuais de 235 e 220% superiores a FF e PL respectivamente.

Tabela 10. Atributos químicos, razão estequiométrica e massa da Matéria Orgânica de Fração Leve (LFOM) em povoamentos de *Corymbia citriodora* submetidos a diferentes manejos visando à recomposição da vegetação nativa na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro, Brasil.

Área de estudo	C	N	P	K	Massa	C: N	C: P
	g kg ⁻¹				g kg ⁻¹		
FF	276,60 ^a (8,2)	18,11 ^a (1,2)	1,18 ^a (0,2)	0,38 ^a (0,2)	7,15 ^a (1,3)	15,27 ^b (1,2)	234,41 ^c (12,2)
GR	282,69 ^a (9,4)	15,46 ^{ab} (1,2)	0,63 ^b (0,1)	0,26 ^a (0,1)	8,50 ^a (0,9)	18,29 ^a (1,5)	448,369 ^b (32,6)
PL	259,90 ^b (4,1)	17,32 ^a (1,1)	1,06 ^a (0,2)	0,40 ^a (0,2)	3,08 ^b (0,6)	15,01 ^b (1,1)	245,19 ^c (15,7)
EU	285,86 ^a (9,7)	14,67 ^b (0,9)	0,36 ^c (0,1)	0,22 ^a (0,1)	7,74 ^a (1,2)	19,49 ^a (0,9)	785,40 ^a (43,1)

Médias com letras diferentes na coluna, possuem valores significativamente diferentes de acordo com o teste de Bonferroni a 5% de significância. Abreviaturas: FF, fragmento florestal; GR, área submetida à prática do anelamento; PL, área submetida ao corte raso e posterior plantio de mudas nativas; EU, área abandonada de *Corymbia citriodora* sem manejo.

A distribuição de todos os nutrientes em suas respectivas frações granulométricas também foi afetada pelos manejos aplicados. No solo sob área EU, foram registrados os menores valores para fração particulada para todos os nutrientes (Figura 7). Padrão oposto foi observado em FF, com os maiores valores. Em GR, foi verificado teores de N e P na fração particulada similares a PL. Nessa mesma área foram observados teores de C particulado superior à EU.

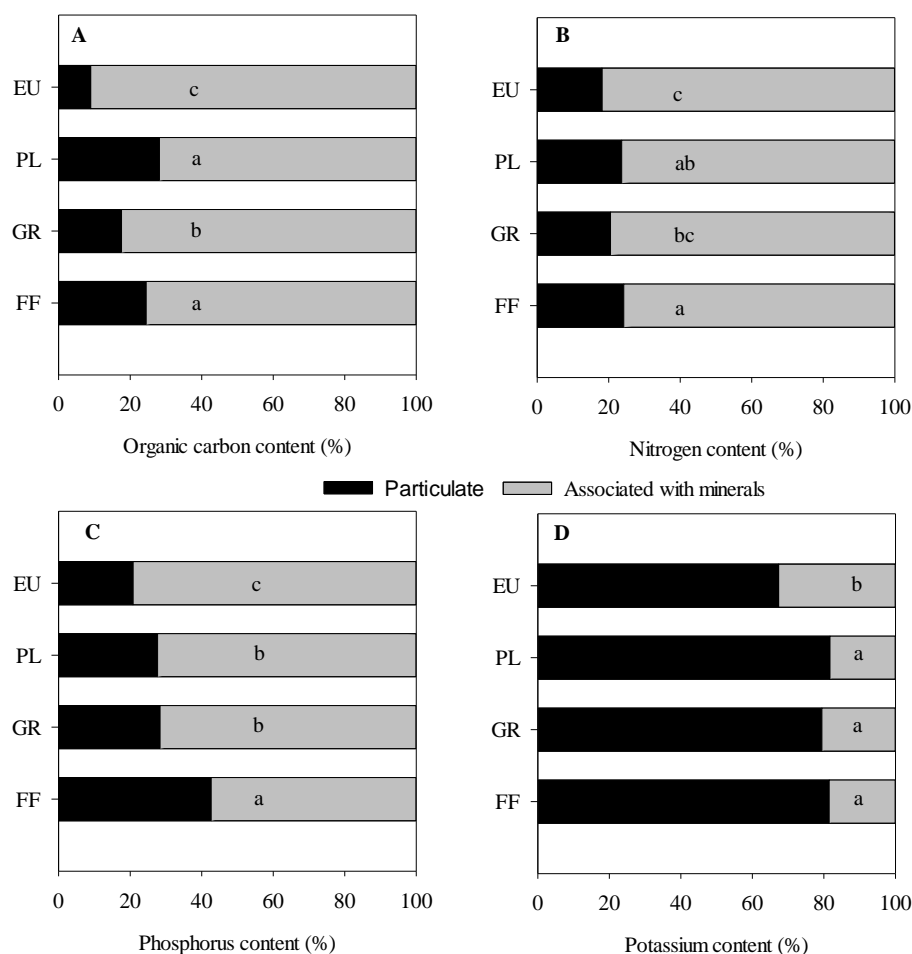


Figura 7. Teor percentual (%) de carbono orgânico (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) na fração particulada e associados a minerais em povoamentos de *Corymbia citriodora* submetidos a diferentes manejos visando à recomposição da vegetação nativa na Reserva Biológica União, Rio de Janeiro, Brasil. Abreviaturas: FF, fragmento florestal; GR, área submetida à prática do anelamento; PL, área submetida ao corte raso e posterior plantio de mudas nativas; EU, área abandonada de *Corymbia citriodora* sem manejo.

16. DISCUSSÃO

As diferentes práticas de manejo aplicadas para remoção do *C. citriodora* visando à restauração da comunidade vegetal nativa na REBIO alteraram a qualidade da MOS e suas relações estequiométricas.

Elevados teores de C no solo em GR, estão diretamente associados a deposição de serapilheira e produção de novas raízes e exsudatos oriundas da vegetação em sucessão, em franco crescimento. A prática do anelamento, induz a senescência da biomassa aérea e subterrânea (BINKLEY et al., 2006; TANG et al., 2016), intensificando o aporte de material orgânico ao solo. Embora alguns estudos indiquem que a prática do anelamento possa diminuir a disponibilidade de C abaixo do solo (SUBKE et al., 2004; HÖGBERG et al., 2007), a decomposição do sistema radicular do eucalipto, rica em carboidratos (BINKLEY et al., 2006),

associado a produção de novas raízes e exsudatos oriundos da indução da vegetação nativa, permitiu o fornecimento contínuo de C ao solo.

Apesar de resultados favoráveis para os teores de C no solo, a prática do anelamento parece não intensificar o aumento dos teores totais dos demais nutrientes no solo. Enquanto os teores totais de K não diferiram entre os tratamentos, os teores de N e P foram registrados em maiores quantidades em PL. Esses resultados podem estar associados a dinâmica de cada elemento em solos oxídicos tropicais. Em Argissolos, solos que quando intemperizados podem apresentar óxidos de ferro e alumínio como hematita e gibbsita, quando estes colóides apresentam cargas positivas, os íons fosfato são fortemente adsorvidos, por isso os ambientes deste estudo, possuem teores naturalmente baixos (UEHARA e GILLMAN, 1981; HSU, 1899; NOVAIS e SMYTH, 1999). Por outro lado, por ser um nutriente mais dinâmico dentro e fora da planta, o K recicla mais facilmente biogeoquimicamente (GOLLEY et al., 1978; SPARKS, 1987; MARSCHER, 1995) e interage menos fortemente com as micelas do solo (SPARKS, 1987). Adicionalmente, dada a geologia da área, é possível que haja alguma contribuição da mineralogia na oferta do elemento às plantas, uma vez que os minerais mais comuns relacionados como fontes de K são as micas e os feldspatos (SONG e HUANG, 1988), pouco presentes em solos altamente intemperizados (MELO et al., 2009) como Argissolos. Como o ciclo do N é basicamente orgânico na natureza e dependente da fixação biológica de N₂ e entradas atmosféricas (VIEIRA, 2017), é possível atribuir os maiores teores de N em PL, também à entrada de fertilizantes nitrogenados no plantio e replantio das mudas.

O POXC veem sendo sugerido como potencial variável de indicador da qualidade da MOS (HAYNES, 2000; ROCHA JUNIOR et al., 2014; CABREIRA et al., 2020) uma vez que é constituinte de compostos orgânicos mais facilmente mineralizados pelos microrganismos (GHANI et al., 2003; RANGEL et al., 2008), além de ser um método simples, barato e de baixa periculosidade (CULMAN et al., 2012; LUCAS e WEIL, 2012). Nesse contexto, é possível afirmar que a matéria orgânica em EU constitui de fontes de difícil mineralização. É possível que na área, ocorra com maior intensidade, o fenômeno denominado *decomposer starvation*, na qual o processo de decomposição ocorre de forma mais lenta a partir de baixas concentrações de C lábil na serapilheira (HÄTTENSCHWILER et al., 2011). Este fato é corroborado através da observação dos elevados teores de C: N e C: P do solo da área. Contudo, o fato dos teores de POXC em GR terem sido similares aos quantificados nas áreas FF e PL, evidenciam de que o processo de decomposição e estabilização do C no solo ocorrem de forma mais eficiente quando comparados a áreas com predominância de *C. citriodora*.

Florestas com maiores quantidades de espécies fixadoras de N geram menores relações C: N e C: P (HOOGMOED et al., 2014; MANZONI et al., 2010), como observado em PL e FF. Das 48 espécies utilizadas para restauração florestal em PL, 42% são consideradas pioneiras e 33% leguminosas (Tabela 2). No geral, a serapilheira de espécies pioneiras se decompõe mais rapidamente (HOPKINS et al., 2017), uma vez que geralmente tem baixa massa por área foliar, altas concentrações de nutrientes e baixo teor de fibra e lignina (ARNONE et al., 1995, HIRSCHER et al., 1997). Além disso, leguminosas fixadoras de N₂ tendem a fixar mais N em fases jovens que adultas, quando o sistema se encontra mais enriquecido com o elemento (PARROTTA et al., 1996; VITOUSEK et al., 2002; PAULA et al., 2018). O curto tempo de implantação do sistema em PL, também justifica os resultados de LFOM obtidos, uma vez que a idade da floresta desempenha um importante papel no controle da decomposição da serapilheira (SKORUPA et al., 2015). Forrester et al. (2013), por exemplo, observaram que os efeitos dos povoamentos florestais sobre os atributos químicos, de maneira geral, ocorrem somente alguns anos após o plantio. É importante ressaltar que a LFOM é uma fração ativa do solo que possui um tempo de residência no solo que varia de 1 a 5 anos (JANZEN et al., 1992).

Em ecossistemas florestais, a qualidade e a quantidade de serapilheira regulam o processo de decomposição e o tamanho do reservatório de nutrientes disponível no solo (INAGAKI et al., 2011). Nesse sentido, nota-se um padrão similar nos resultados obtidos dos teores totais dos nutrientes do solo, com os teores obtidos na LFOM, na qual em EU e GR, também foram quantificadas maiores as relações C: N e C: P, enquanto em PL foram observados menores teores de C e maiores de N. Esses resultados, justificam a menor massa de LFOM observada em PL, uma vez que o alto conteúdo de LFOM reflete diretamente na decomposição mais lenta da serapilheira (RUI et al., 2016; SONG et al., 2012). Vale reforçar que velocidade de decomposição de resíduos florestais foi fortemente influenciada pela qualidade do C lábil (facilmente acessível a microbiota) que a própria quantidade de nutrientes presente na serapilheira em estudo em escala global (HÄTTENSCHWILER e JØRGENSEN, 2010).

Além de afetar as razões estequiométricas e conteúdo de LFOM, os diferentes manejos também contribuíram para resultados distintos quanto aos teores de nutrientes na matéria orgânica determinada através do fracionamento granulométrico. O fato de EU intensificar a concentração dos nutrientes na fração associada aos minerais, indica baixo *turnover* do material no solo, preservando a estrutura do solo e mitigando assim, as perdas nesta fração (BAYER et al., 2004; DENEFF et al., 2007). Além disso, os nutrientes associados aos complexos organominerais primários de menor tamanho são menos lábeis (CHRISTENSEN, 1992; BARRETO et al., 2009), favorecendo a retenção dos nutrientes nas frações mais recalcitrantes.

É importante ressaltar, que os resultados estão diretamente associados a textura do solo que é argilosa, o que favorece um maior potencial de conservação e estabilização da MOS via proteção física e mecanismos de complexação (CHRISTENSEN, 1992; FELLER e BEARE, 1997). Em contraste aos resultados obtidos em EU, o solo em FF, favorece um maior acúmulo dos nutrientes na fração particulada. Essa ocorrência, é justificada não somente pela natureza do material, mas evidencia a capacidade do sistema em produzir grande quantidade de serapilheira e de alto *turnover*. Além disso, maiores concentrações na fração particulada, favorecem um equilíbrio entre as frações. Esse balanço pode ser positivo a médio e longo prazo do ponto de vista de estabilização do C (CABREIRA et al., 2020).

17. CONCLUSÕES

A prática do anelamento potencializa a rotatividade de resíduos orgânicos, favorecendo principalmente a disponibilidade de N e P lábeis no solo.

O curto tempo (4 anos) de implantação do sistema em PL, afeta diretamente a baixa produção de LFOM, porém, este material possui altos teores de N e P, favorecendo as baixas relações C: N e C: P, beneficiando o rápido desenvolvimento do sistema.

O solo na EU parece intensificar a concentração de nutrientes em frações estáveis no solo, o que pode favorecer a preservação da estrutura do solo, mitigando suas perdas.

18. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, J.M.; INGRAN, J.S.I. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. CAB International. 171p. 1989.

ARNONE, J. A.; ZALLER, J. G.; ZIEGLER, C.; ZANDT, H.; KORNER, C. Leaf quality and insect herbivory in model tropical plant communities after long-term exposure to elevated atmospheric CO₂. **Oecologia**, v. 104, p. 72–78, 1995.

AWALE, R.; CHATTERJEE, A.; AND FRANZEN, D. Tillage and N-fertilizer influences on selected organic carbon fractions in a North Dakota silty clay soil. **Soil Till. Res**, v. 134, p. 213–222, 2013.

BAIS, H. P.; WEIR, T. L.; PERRY, L. G.; GILROY, S.; VIVANCO, J. M.; The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and Other organisms. **Annual Review of Plant Biology**, v. 57, p. 233 – 266, 2006.

BARRET M.; MORRISSEY J. P.; O’GARA F. Functional genomics analysis of plant growth-promoting rhizobacterial traits involved in rhizosphere competence. **Biology and Fertility of Soils**, v, 47, p. 729–743, 2011.

BARRETO, R.C.; MADARI, B.E.; MADDOCK, J. E. L.; MACHADO, P. L. O. A.; TORRES E. The impact of soil management on aggregation, carbon stabilisation and carbon loss as CO₂ in the surface layer of a rhodic ferralsol in Southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 132: 243–251, 2009.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, p. 677–683, 2004

BINKLEY, D.; STAPE, J. L.; TAKAHASHI, E.N.; RYAN, M. G. Tree-girdling to separate root and heterotrophic respiration in two Eucalyptus stands in Brazil. **Oecologia**, v. 148, p. 447–454, 2006.

CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, p. 777-783, 1992.

CABREIRA, W.V.; PEREIRA, M. G.; BALIEIRO, F. C.; MATOS, E. S.; RODRIGUES, R. A. R.; SANTOS, R. N. Mixed-species plantations of *Eucalyptus* and *Acaciámangium* increase labile carbon and phosphorus levels in Ferralsol soils in the Cerrado biome, Brazil, **Southern Forests: a Journal of Forest Science**, v. 82, p. 342-351, 2020.

CABREIRA, W. V.; SANTANA, J. E. S.; MOREIRA, R.P.; MENDONÇA, V. M. M.; BALIEIRO, F. C.; PEREIRA, M. G. Deposição de nitrogênio e influência das copas das árvores no efluxo de C-CO₂ no solo. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.42. 2022.

CHAER, G.M.; TÓTOLA, M.R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos nos indicadores de qualidade do solo durante o replantio de povoamentos de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1381-1396, 2007.

CHRISTENSEN, B.T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. **Advances in Soil Science**, v. 20, p. 2-76, 1992.

CLEVELAND, C.C.; LIPTZIN, D. C: N: P stoichiometry in soil: is there a “Redfield ratio” for the microbial biomass? **Biogeochemistry**, v. 85: 235–252. 2007.

CULMAN, S. W.; SNAPP, S. S.; FREEMAN, M. A. Permanganate oxidizable carbono reflects a processed soil fraction that is sensitive to management. **Soil Science Society of America Journal**, v. 76, p. 494-504, 2012.

CULMAN, S. W.; SNAPP, S. S.; GREEN, J. M.; GENTRY, L. E. Short- and long-term labile soil carbon and nitrogen dynamics reflect management and predict corn agronomic performance. **Agronomy Journal**, v. 105, p. 493–502, 2013.

DENEF, K.; BUBENHEIM, H.; LENHART, K.; VERMEULEN J.; VAN CLEEMPUT, O. Community shifts and carbon translocation within metabolically-active rhizosphere microorganisms in grasslands under elevated CO₂. **Biogeosciences**, v. 4, p. 1–11, 2007.

DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D. P.; KÖGEL KNABNER, I. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilization in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. **Soil e Tillage Research**, v. 81, p. 87-95, 2005.

FAUSET, S.; JOHNSON, M.; GLOOR, M. Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. **Nat Commun**, v. 6, p. 6857, 2015.

FELLER, C.; BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, v. 79, p. 69–116, 1997.

FONTAINE, S.; BARDOUX, G.; BENEST, D.; VERDIER, B.; MARIOTTI, A.; ABBADIE, L. Mechanisms of the priming effect in a savannah soil amended with cellulose. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 125-131, 2004.

FORRESTER, D. I.; PARES, A.; O'HARA, C.; KHANNA, P. K.; BAUHUS, J. Soil organic carbon is increased in mixed-species plantations of eucalyptus and nitrogen-fixing acacia. **Ecosystems**, v. 16, p. 123-132, 2013.

GHANI, A.; DEXTER, M.; PERROTT, K.W. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. **Soil Biology and Biochemistry**, v.35, p.1231-1243, 2003.

GOLLEY, F. B.; Mc GINNIS, J. T.; CLEMENTS, R. G.; CHILD, G. L.; DUEVE, M. S. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. São Paulo, Pedagógica e Universitária. 256p. 1978.

HARRIS, N. L.; GIBBS, D. A.; BACCINI, A.; BIRDSEY, R. A.; DE BRUIN, S.; FARINA, M.; TYUKAVINA, A. Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes. **Nature Climate Change**, v. 11, p. 234-240, 2021.

HÄTTENSCHWILER, S.; COQ S.; BARANTAL, S.; HANDA, I. T. Leaf traits and decomposition in tropical rainforests: revisiting some commonly held views and towards a new hypothesis. **New Phytol**, v. 189, p. 950–965, 2011.

HÄTTENSCHWILER, S.; JØRGENSEN, H.B. Carbon quality rather than stoichiometry controls litter decomposition in a tropical rain forest. **J Ecol**, v. 98, p. 754–763, 2010.

HAYNES, R. J. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. **Soil Biology and Biochemistry**, v.2, p. 211–219, 2020.

HAYNES, R. J. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural components of the quality of agricultural soils: an overview. **Advances in Agronomy**, v. 85, p. 221–268, 2005.

HIRSCHEL, G., C. KORNER, AND J. A. ARNONE. Will rising atmospheric CO₂ affect leaf litter quality and in situ decomposition rates in native plant communities? **Oecologia**, v. 110, p. 387–392, 1997.

HOOGMOED, M.; CUNNINGHAM, S. C.; BAKER, P.; BERINGER, J.; CAVAGNARO, T. R. N-fixing trees in restoration plantings: effects on nitrogen supply and soil microbial communities. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 77, 2014, 203-212.

HÖGBERG, M.N.; HÖGBERG, P.; MYROLD, D. D. Is microbial community composition in boreal forest soils determined by pH, C-to-N ratio, the trees, or all three? **Oecologia**, v. 150, p. 590–601, 2007.

HÖGBERG, P.; READ, D. J. Towards a more plant physiological perspective on soil ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, p. 548–554, 2006.

HOPKINS, B. C. L.; BRECHET, L. M.; TRUJILLO, B. C.; SAYER, E. J. Tree functional diversity affects litter decomposition and arthropod Community composition in a tropical forest. **Biotropica**, v. 49, p. 903-911, 2017.

HOUGHTON, R. A. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. **Global Change Biology**, v. 11, n. 6, p. 945-958, 2005.

HSU, P. H. Aluminium oxides and oxyhydroxides. In: DIXON, J.B. & WEED, S.B. (Eds.) **Minerals in soil environments**. 2 ed. Madison: Soil Science Society of America Journal, p.331-378, 1989.

INAGAKI, M.; KAMO, K.; MIYAMOTO, K. Nitrogen and phosphorus retranslocation and N:P ratios of litterfall in three tropical plantations: luxurious N and efficient P use by *Acacia mangium*. **Plant and Soil**, v. 34, p. 295–307, 2011.

ISLAM, M. J.; JANG, C.; EOM, J.; JUNG, S.; SHIN, M. S.; LEE, Y. The decomposition rates of organic phosphorus and organic nitrogen in river waters. **J Freshw Ecol**, v. 28, p. 239–50, 2013.

JACKSON, L. E.; BURGER, M.; CAVAGNARO, T. R. Roots, nitrogen transformations, and ecosystem services. **Annual Review of Plant Biology**, v. 59, p. 341-363, 2008.

JANSSENS, I. A.; FREIBAUER, A.; SCHLAMADINGER, B.; CEULEMANS, R.; CIAIS, P.; DOLMAN, A. J.; SCHULZE, E. D. The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale—a European case study. **Biogeosciences**, v. 2, p. 15-26, 2005.

JANZEN, H. H.; CAMPBELL, C. A.; BRANDT, S. A.; LAFOND, G. P.; TOWNLEY-SMITH, L. Light-fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, p. 1799-1806, 1992.

JEANNEAU, L.; RICHARD, R.; SHREERAM, I. Molecular fingerprinting of particulate organic matter as a new tool for its apportionment: changes along a headwater drainage in coarse, medium and fine particles as a function of rainfalls. **Biogeosciences**, v. 15, p. 973–85, 2018.

KIRKBY, C. A.; KIRKEGAARD, J. A.; RICHARDSON, A. E.; WADE, L. J.; BLANCHARD, C.; BATTEN, G. Stable soil organic matter: a comparison of C: N: P: S ratios in Australian and other world soils. **Geoderma**, v. 163, p. 197-208, 2011.

LAL, R. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global change biology**, v, 24, p. 3285-3301, 2018.

LUCAS, S. T.; WEIL, R. R. Can a labile carbon test be used to predict crop responses to improve soil organic matter management? **Agronomy Journal Abstract - Soil Tillage, Conservation & Management**, v. 104, p. 1160-1170, 2012.

MACHADO, S. Soil organic carbon dynamics in the pendleton long-term experiments: implications for biofuel production in Pacific Northwest. **Agron. J.** v. 103, p. 253–260, 2011.

MACHADO, S.; PETRIE, S.; RHINHART, K.; RAMIG, R. E. Tillage effects on water use and grain yield of winter wheat and green pea in rotation. **Agron. J.** v. 100, p. 165–162, 2008.

MANZONI, S.; TROFYMOW, J.A.; JACKSON, R.B.; PORPORATO, A. Stoichiometric controls on carbon, nitrogen and phosphorus dynamics in decomposing litter. **Ecol Monogr.** v. 80, p. 89–106, 2010.

MARSCHNER, H. Functions of mineral nutrients: macronutrients. In: MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2nd ed. London: Academic Press, 1995. p.231-255

MAYER, M.; PRESCOTT, C. E.; ABAKER, W. E.; AUGUSTO, L.; CÉCILLON, L.; FERREIRA, G. W.; VESTERDAL, L. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. **Forest Ecology and Management**, v. 466, 118127, 2020.

MENDONÇA, E.S.; MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa: UFV; 2005. 107 p.

MELO, V. F.; CASLHOS, R. M. V.; PINTO, L. F. S. Reserva mineral do solo. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (eds.) **Química e mineralogia do solo - Parte 1**. SBCS, Viçosa, p. 251-332, 2009.

MINASNY, B.; MALONE, B. P.; MCBRATNEY, A. B.; ANGERS, D. A.; ARROUAYS, D.; CHAMBERS, A.; CHAPLOT, V.; CHEN, Z.; CHENG, K.; DAS, B. S.; CAMPO, D. J.; GIMONA, A.; HEDLEY, C. B.; HONG, S. Y.; MANDAL, B.; MARCHANT, B. P.; MARTIN, M.; MCCONKEY, B. G.; WINOWIECKI, L. Soil carbon 4 per mille. **Geoderma**, v.292, p.59-86, 2017.

MMA-ICMBio (Ministério do Meio Ambiente e Instituto Chico Mendes de conservação da biodiversidade). **Plano de manejo da Reserva Biológica União**. MMA-ICMBio, Brasília, DF, 04 encartes + resumo executivo, 2008.

MORROW, J. G.; HUGGINS, D. R.; CARPENTER-BOGGS, L. A.; AND REGANOLD, J. P. Evaluating measures to assess soil health in long-term agroecosystem trials. **Soil Science Society of America Journal**, v. 80, p. 450–462, 2016.

NAVE, L.E.; NAVE, E.D.; VANCE, C.W.; SWANSTON, P.S. Curtis Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. **For. Ecol. Manage.**, v. 259, p. 857-866, 2010.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Universidade Federa de Viçosa, Viçosa, MG. 1999. 399p.

PAULA, R. R.; BOUILLET, J.P.; DE M. GONÇALVES, J. L. Nitrogen fixation rate of *Acacia mangium* Wild at mid rotation in Brazil is higher in mixed plantations with *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden than in monocultures. **Annals of Forest Science**, v. 75, p. 14, 2018.

PARROTTA, J. A.; BAKER, D.D.; FRIED, M. Changes in dinitrogen fixation in maturing stands of *Casuarina equisetifolia* and *Leucaena leucocephala*. **Can J For Res**, v. 26, p. 1684–91, 1996.

PURAKAYASTHA, T. J.; HUGGINS, D. R.; SMITH, J. L. Carbon sequestration in native prairie, perennial grass, no-till and cultivated Palouse silt loam. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, p. 534–540, 2008.

RAMESH, T.; BOLAN, N. S.; KIRKHAM, M. B.; WIJESEKARA, H.; KANCHIKERIMATH, M.; RAO, C. S.; FREEMAN II, O. W. Soil organic carbon dynamics: Impact of land use changes and management practices: A review. **Advances in agronomy**, v. 156, p. 1-107, 2019.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A.; GUIMARÃES, P. T. G.; GUILHERMES, L. R. G. Frações oxidáveis do carbono orgânico de latossolo cultivado com cafeeiro em diferentes espaçamentos de plantio. **Revista Ciência e Agrotecnologia**, v. 32, p. 429-437, 2008.

ROCHA JUNIOR, P. R.; DONAGEMMA, G. K.; ANDRADE, F.V.; PASSOS, R.R.; BALIEIRO, F. C. Can soil organic carbon pools indicate the degradation levels of pastures in the Atlantic Forest biome. **Journal of Agricultural Science**, v. 6, p. 84 95, 2014.

RUI, Y.; MURPHY, D. V.; WANG, X.; HOYLE, F. C. Microbial respiration, but not biomass, responded linearly to increasing light fraction organic matter input: consequences for carbon sequestration. **Scientific reports**, v. 6, p. 1-9, 2016.

SKORUPA, A. L. A.; BARROS, N. F. D.; NEVES, J. C. L. Forest litter decomposition as affected by Eucalyptus stand age and topography in South-Eastern Brazil. **Revista Árvore**, v. 39, p. 1055-1064, 2015.

SUBKE, J. A.; HAHN, V.; BATTIPAGLIA, G.; LINDER, S.; BUCHMANN, N.; COTRUFO, M. F. Feedback interactions between needle litter decomposition and rhizosphere activity. **Oecologia**, v. 139, p. 551–559, 2004.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; CORAZZA, E. J.; VIVALDI, L. Carbon storage in clayey Oxisol cultivated pastures in the “Cerrado” region, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 103, p. 357-363, 2004.

SONG, S.K; HUANG, P.M. Dynamics of potassium release from potassium-bearing minerals as influenced by oxalic and citric acids. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 52, p. 383-390, 1988.

SONG, B.; NIU, S.; ZHANG, Z.; YANG, H.; LI, L.; WAN, S. Light and heavy fractions of soil organic matter in response to climate warming and increased precipitation in a temperate steppe. **PloS one**, v. 7, e33217, 2012.

SOKOL, N.W.; BRADFORD, M. A. Microbial formation of stable soil carbon is more efficient from belowground than aboveground input. **Nature Geosci**, v. 12, 46–53, 2019.

SPARKS, D. L. **Potassium dynamics in soils**. Advances in Soil Science, 6. Springer-Verlag, New York, 1987. 63 pp.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. New York: John Wiley and Sons, 1994, 496 p.

TANG, G. L.; LI, X. Y.; LIN, L. S.; ZENG, F. J. Different causes of photosynthetic decline and water status in different stages of girdling in *Alhagi sparsifolia* Shap. (Fabaceae). **Brazilian Journal of Botany**, v. 39, p. 519-529, 2016.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3ª ed. – Brasília, DF: Embrapa, 573 p, 2017.

TIAN, H.; CHEN, G.; ZHANG, C.; MELILLO, J. M.; HALL, C. A. S. Pattern and variation of C: N: P ratios in China’s soils: a synthesis of observational data. **Biogeochemistry**, v. 98, p. 139–151, 2010.

UEHARA, G.; GILLMAN, G. **The mineralogy, chemistry, and physics of tropical soils with variable charge clays**. Boulder, CO: Westview. 1981.

VIEIRA, R. F. **Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas**. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 163 p.

VITOUSEK, P. M.; CASSMAN, K. E. N.; CLEVELAND, C.; CREWS, T.; FIELD, C. B.; GRIMM, N. B.; SPRENT, J. I. Towards an ecological understanding of biological nitrogen fixation. **Biogeochemistry**, v. 57(1), p. 1-45, 2002.

VITOUSEK, P. M.; SANFORD, R. L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecological Systems**, v. 17, p. 137–167, 1986.

WALKER, L. R. Integration of the study of natural and anthropogenic disturbances using severity gradients. **Austral Ecology**, v. 36, p. 916-922, 2011.

WEIL, R. R.; ISLAN, K. R.; STINE, M. A.; GRUVER, J. B.; SAMSON-LIEBIG, S. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. **American Journal of Alternative Agriculture**, v. 18, p. 3–17, 2003.

WEST, T. O.; POST, W. M. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 66, p. 1963–1946, 2002.

YARWOOD, S. A.; MYROLD, D. D.; HÖGBERG, M. N. Termination of belowground C allocation by trees alters soil fungal and bacterial communities in a boreal forest. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 70: p. 151-162, 2009.

ZELLER, B.; LIU, J.; BUCHMANN, N.; RICHTER, A. Tree girdling increases soil N mineralisation in two spruce stands. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, p. 1155-1166, 2008.

ANEXOS



Figura 8. Estado das árvores aneladas no período da coleta, em novembro de 2019.



Figura 9. Estado dos sistemas avaliados em novembro de 2019. Área anelada (A), corte raso seguido de plantio de espécies nativas (B), eucaliptal abandonado (C).



Figura 10. Visualização da área anelada (GR), com a presença dos fustes das árvores de *Corymbia citriodora*, após anos da aplicação do anelamento.