**Universidade de São Paulo**
**Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"**

# A restauração florestal por meio da regeneração natural e a evolução do funcionamento físico-hídrico do solo

**Nayana Alves Pereira**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

**Piracicaba**
**2020**

**Nayana Alves Pereira**
**Engenheira Agrônoma**

# A restauração florestal por meio da regeneração natural e a evolução do funcionamento físico-hídrico do solo

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **MIGUEL COOPER**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

**Piracicaba**
**2020**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação**
**DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP**

Pereira, Nayana Alves
A restauração florestal por meio da regeneração natural e a evolução do funcionamento físico hídrico do solo / Nayana Alves Pereira. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2020.
127 p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Condutividade hidráulica do solo saturado 2. Estabilidade dos agregados 3. Porosidade do solo 4. Curva de retenção da água no solo 5. Análise micromorfométrica do solo I. Título

# DEDICATÓRIA

*Aos meus pais: Maria da Conceição e Raimundo Alves,*
*pelos amor incondicional e valores repassados ao longo da vida.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por todas as oportunidades que tem me concedido, pela saúde e proteção em meio a uma pandemia.

Agradeço ao meu orientador Miguel Cooper pela orientação, paciência, puxões de orelha e confiança ao longo desta jornada, principalmente pela oportunidade concedida através do intercâmbio, o qual me proporcionou novas experiências e superações.

À CAPES pela concessão da bolsa de estudos no período de 2016 a 2020.

A todos os docentes e funcionários da ESALQ-USP, pelos ensinamentos e ótima conviência, em especial aos prof. Miguel Cooper, Antônio Carlos de Azevedo e Carlos Eduado Pellegrino Cerri (Ado).

À minha família (pai, mãe, irmãs, madrinha, tias e tios, avós, primas e primos) pelo suporte, apoio, confiança, por compreenderem meus momentos de ausência e por se manterem firmes nos obtáculos enfrentados pela COVID; aos meus sobrinhos: Camila, Eduardo, Clarice e Raj, os quais eu gostaria de acompanhar o crescimento mais de perto; Aos meus tios vítimas da COVID: Francisco (*in memorian*), tio “Gó” (*in memorian*) e a todas as vítimas: descansem em paz!

Ao meu amor Gerson Araújo, que tem me acompanhado por todos estes anos e que muitas vezes adiou seus sonhos para que eu concretizasse os meus primeiro; e à minha sogrinha (Edileusa) pelo apoio incondicional.

Á Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC-Argentina), em especial ao grupo GIEET (Grupo de Investigaciones em Ecología de Ecosistemas Terrestres), coordenado pelos professores José Camilo Bedano e Anahí Domínguez que, juntamente com os integrantes do grupo: Pía, Javier (hincha sufriente de San Lorenzo) e Carol, me acolheram tão bem e fizeram sentir-me em casa. À vocês, meus eternos agradecimentos! Agradeço também à Valéria, professora de espanhol da UNRC, pelo apoio, carinho e amizade construída.

Aos amigos brasileiros que conheci na Argentina: Carol e Gislaine, que fizeram meus dias ainda mais alegres e aos amigos que Argentina me deu: Clara (obrigada pelos mates, pela ajuda, amizade e companheirismo) e Daniel (obrigada pela amizade e por toda a ajuda relacionada ao câmbio).

Ao Julian Júnio de Jesus Lacerda, “pai dos desesperados”, pela amizade e disponibilidade em ajudar quando tive alguma dúvida.

Aos amigos que a Esalq me deu, em especial: Renata, Thaís, Gustavo tricolor, Gabi e Hudson, pelas palavras encorajadoreas e pelo apoio em momentos que me senti perdida em algum ponto da tese; À Laura e Raquel pelas sugestões e conhecimentos repassados; À professora Selene, pelo treinamento de coleta da macrofauna; À Beatriz, primeira amizade construída em “Pira”. Aos demais amigos que já passaram pela Cooper Trupe e aos atuais membros: Aline, tio Gu, Isabela, Juliana, Felipe tricolor, Bianca, Lígia, Júlia, Lucas tricolor e André, que de alguma forma, ajudaram na concretização deste trabalho.

Aos amigos e técnicos de laboratório: Sônia, Chico, Leandro e Rossi. O apoio de vocês foi fundamental para a realização das análises!

À minha conterrânea Sandra Santana pelo incentivo e palavras encorajadoras.

À todos, meu muito obrigada!

# EPÍGRAFE

*Mãe, eu te avisei na hora de sair*
*eu não volto se eu não conseguir*
*faz muito tempo e eu aqui de volta*
*Oh pai, tem tanta gente boa por aí*
*com essa missão que é de fazer sorrir*
*felicidade essa é minha escola*
*'Bora' que o vento não me derrubou*
*e a turbulência por aqui passou*
*aproveita e decola ..*
*atrás do teu sonho meu amor*
*vou atrás, levo o amor a alegria e a paz ...*
*Decola eu quero é mais!*

*(Decola- Falamansa)*

*Todo aquele que se dedica ao estudo da ciência chega a convencer-se de que nas leis do Universo se manifesta um Espírito sumamente superior ao do homem, e perante o qual nós, com os nossos poderes limitados, devemos humilhar-nos.*

*(Albert Einstein)*

**SUMÁRIO**

RESUMO ..... 9
ABSTRACT ..... 10
1 INTRODUÇÃO GERAL ..... 11
REFERÊNCIAS ..... 12
2 ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA: COMO O SOLO ESTÁ SENDO AVALIADO NA RESTAURAÇÃO DE FLORESTAS TROPICAIS? ..... 15
RESUMO ..... 15
ABSTRACT ..... 15
2.1 INTRODUÇÃO ..... 16
2.2 MATERIAL E MÉTODOS ..... 17
2.2.1 Coleta de dados ..... 17
2.2.2 Análise bibliométrica ..... 18
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO ..... 19
2.3.1 Principais categorias da WoS e periódicos mais impactantes ..... 19
2.3.2 Análise das principais organizações, colaboração internacional e autores ..... 23
2.3.3 Identificação dos locais e biomas onde os estudos foram desenvolvidos 29
2.3.4 Análise dos atributos físicos do solo mais avaliados nos estudos de Restauração Ecológica ..... 30
2.3.5 Considerações gerais ..... 33
2.4 CONCLUSÕES ..... 33
REFERÊNCIAS ..... 34
3 DOES THE PROCESS OF PASSIVE FOREST RESTORATION AFFECT THE HYDROPHYSICAL ATTRIBUTES OF THE SOIL SUPERFICIAL HORIZON? ..... 41
ABSTRACT ..... 41
3.1 INTRODUCTION ..... 41
3.2 MATERIAL AND METHODS ..... 44
3.2.1. Study Area ..... 44
3.2.2 Soil Sampling and Analytical Procedures ..... 47
3.2.3 Data Analysis ..... 49
3.3 RESULTS ..... 50
3.3.1 Soil Hydrophysical Attributes of the Study Areas ..... 50

3.4 DISCUSSION.....55
3.5 CONCLUSIONS.....58
REFERENCES .....59
4 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA, QUÍMICA E MICROMORFOMÉTRIA DAS ÁREAS DE REGENERAÇÃO PASSIVA, UM FRAGMENTO FLORESTAL DEGRADADO E ÁREAS DE USO AGRÍCOLA.....67
RESUMO .....67
ABSTRACT.....67
4.1 INTRODUÇÃO.....68
4.2 MATERIAL E MÉTODOS .....70
4.2.1 Amostragem do solo e procedimento analítico .....73
4.2.1.1 Determinação da matéria seca da serrapilheira .....73
4.2.1.2 Análises químicas do solo .....74
4.2.1.2.1 pH em água.....74
4.2.1.2.2 pH em KCl.....74
4.2.1.2.3 H + Al .....75
4.2.1.2.4 Alumínio .....75
4.2.1.2.5 Potássio .....75
4.2.1.2.6 Fósforo.....75
4.2.1.2.7 Cálcio .....76
4.2.1.2.8 Magnésio.....76
4.2.1.2.9 Carbono orgânico.....76
4.2.1.3 Análises físicas do solo .....76
4.2.1.3.1 Análise granulométrica do solo .....76
4.2.1.3.2 Densidade de partículas .....77
4.2.1.3.3 Densidade do solo .....77
4.2.1.3.4 Diâmetro médio ponderado dos agregados .....77
4.2.1.3.5 Umidade do solo .....78
4.2.1.3.6 Porosidade do solo .....78
4.2.1.3.6.1 Porosidade total calculada.....78
4.2.1.3.6.2 Morfologia dos poros .....78
4.2.1.3.6.2.1 Coleta e preparo das amostras .....79
4.2.1.3.6.2.2 Quantificação do espaço poroso .....79

4.2.1.3.7 Curva de retenção da água no solo (CRA) ..... 81
4.3 Análise estatística ..... 83
4.4 Resultados ..... 84
4.4.1 Matéria seca da serrapilheira ..... 84
4.4.2 Análises químicas ..... 85
4.4.2.1 pH do solo ..... 86
4.4.2.2 Cálcio ..... 87
4.4.2.3 Magnésio ..... 88
4.4.2.4 Potássio ..... 89
4.4.2.5 Fósforo ..... 90
4.4.2.6 Alumínio ..... 91
4.4.2.7 Carbono orgânico do solo ..... 92
4.4.3 Análises físicas do solo ..... 93
4.4.3.1 Umidade gravimétrica do solo ..... 94
4.4.3.2 Densidade do solo, porosidade total, macro e microporosidade ..... 95
4.4.3.3 Diâmetro médio ponderado dos agregados (DMP) ..... 97
4.4.3.4 Curva de retenção da água no solo (CRA) ..... 97
4.4.3.5 Distribuição de poros ..... 101
4.4.3.6 Porosidade do solo ..... 104
4.4.3.7 Análise multivariada com os dados químicos do solo ..... 105
4.4.3.8 Análise multivariada com os dados físicos do solo ..... 108
4.5 DISCUSSÃO ..... 111
4.5.1 Relação entre atributos químicos e físicos do solo ..... 113
4.5.2 Curva de retenção da água no solo (CRA) e distribuição de poros ..... 116
4.5.3 Porosidade pela micromorfometria ..... 118
4.5.4 Análise multivariada (PCA) dos atributos físicos do solo ..... 118
4.6 CONCLUSÕES ..... 120
REFERÊNCIAS ..... 121

## RESUMO


### A restauração florestal por meio da regeneração natural e a evolução do funcionamento físico-hídrico do solo

Os ecossistemas florestais têm sido reconhecidos como uma importante forma de mitigação da degradação do solo e dos recursos hídricos. Existe grande expectativa de que as florestas secundárias provenientes das ações de restauração florestal possam prover serviços importantes, tais como: a manutenção da qualidade e quantidade de água, manutenção da biodiversidade, regulação do clima através do sequestro de carbono, provisão de produtos como fibras e madeira, serviços culturais, dentre outros. Neste contexto, a regeneração passiva ganha grande destaque devido ao baixo custo, já que aproveita a resiliência das áreas anteriormente degradadadas e pela viabilidade em grande áreas geográficas e/ou de difícil acesso. Apesar de sua grande importância, existem poucos estudos conclusivos sobre restabelecimento dos atributos físico-hídricos do solo nestas áreas ao longo dos anos. Portanto, as ações para restaurar os ecossistemas florestais, devem buscar compreender também se ocorrem melhorias na estrutura do solo ao longo da restauração, já que a recuperação de áreas degradadas por meio das florestas, depende também de solos fisicamente estruturados. Avaliar a qualidade física do solo é fundamental para compreender a variação espacial e temporal sofrida pela estrutura do solo nestas áreas. Tais informações possuem grande utilidade para o norteamento do manejo dos recursos naturais.


Palavras-chave: Ecossistemas florestais, Estrutura do solo, Qualidade do solo

## ABSTRACT

### Forest restoration through natural regeneration and the evaluation of soil hydrophysical functioning

Forest ecosystems have been recognized as an important way of mitigating the degradation of soil and water resources. There is a great expectation that secondary forests from forest restoration actions may provide important services, such as: maintaining the quality and quantity of water, maintaining biodiversity, regulating the climate through carbon sequestration, providing products such as fibers and cultural services, among others. In this context, natural regeneration gains great prominence due to its low cost, since it takes advantage of the resilience of previously degraded areas and the viability in large geographic and / or difficult to access areas. Despite its great importance, there are few conclusive studies on the restoration of soil physical-hydric attributes in these areas over the years. Therefore, actions to restore forest ecosystems should also seek to understand whether improvements in soil structure occur throughout the restoration, since the recovery of degraded areas through forests also depends on physically structured soils. Evaluating the physical quality of the soil is fundamental to understand the spatial and temporal variation suffered by the soil structure in these areas. Such information is very useful for guiding the management of natural resources.


Keywords: Forest ecosystems, Soil structure, Soil quality

# 1 INTRODUÇÃO GERAL

A utilização do solo pelo homem para diversas finalidades, geralmente inclui a remoção da vegetação nativa. No entanto, quando a utilização excede a capacidade de uso, a degradação dos recursos naturais pode acarretar desastres ambientais. Uma das alternativas de mitigação da degradação do solo e dos recursos hídricos são os ecossistemas florestais (MARTINS et al., 2014), o qual tem sido reconhecido através de diversas iniciativas em todo o mundo para a recuperação de grandes extensões de terras degradadas, como por exemplo: The Bonn Challenge, New York Declaration on Forests, dentre outros.

Existe grande expectativa de que as florestas secundárias provenientes das ações de restauração florestal possam prover serviços importantes, tais como: a manutenção da qualidade e quantidade de água, manutenção da biodiversidade, regulação do clima através do sequestro de carbono, provisão de produtos como fibras e madeira, serviços culturais, dentre outros (De GROOT et al., 2010).

Muitos críticos argumentam que a restauração florestal leva muito tempo e demanda altos investimentos públicos e privados (VERDONE e SEIDL., 2007). Nesta abordagem, a regeneração passiva ganha grande destaque, principalmente em grandes áreas geográficas e de difícil acesso, já que não são utilizadas técnicas de plantio ou outras intervenções silviculturais, o que praticamente isenta os custos com a produção e/ou compra de mudas, insumos, mão-de-obra e manutenção do plantio (MAGNAGO et al., 2012). Ainda que a regeneração passiva bem estudada em ecologia, há poucos estudos conclusivos sobre restabelecimento dos atributos físico-hídricos do solo nestas áreas ao longo dos anos (LOZANO-BAEZ et al., 2018; PEREIRA et al., 2020).

A mudança de uso do solo de floresta nativa para área agrícola geralmente provoca alterações nos atributos físico-hídricos do solo, reduzindo as taxas de infiltração e percolação de água no solo,além de afetar a abundância e diversidade da fauna do solo (CASTILHO et al., 2012). Tais efeitos podem perdurar por muitas décadas (LOZANO BAEZ et al., 2018). Portanto, as ações para restaurar os ecossistemas florestais, devem buscar compreender também se ocorrem melhorias na estrutura do solo ao longo da restauração, já que a recuperação de áreas degradadas por meio das florestas, depende também de solos fisicamente estruturados, que permitam a infiltração da água retendo e/ou disponibilizando-a aos

corpos d'água e às plantas, além de permitir as trocas térmicas e gasosas com a rizosfera e não oferecer impedimento mecânico ao crescimento das raízes (REICHERT et al., 2003).

Em áreas sob processo de regeneração passiva, avaliar a qualidade física do solo é fundamental para compreender a variação espacial e temporal sofrida pela estrutura nestas áreas anteriormente degradadas (PEREIRA et al., 2020). Sobre os atributos físico-hídricos que inferem na qualidade do solo, a literatura abrange, em médio prazo, a avaliação da densidade do solo, macro e microporosidade, matéria orgânica, capacidade de infiltração da água, resistência do solo à penetração (DORAN & PARKIN, 1994). Além destes atributos, a condutividade hidráulica, a distribuição do tamanho de poros do solo e a profundidade em que as raízes se desenvolvem também são citadas como importantes indicadores da qualidade física do solo (BUNEMANN et al., 2018).

As florestas tropicais e subtropicais são de extrema importância, pois apresentam grande aporte de matéria orgânica, que tem grande contribuição na fertilidade, aumento da capacidade de troca de cátions, melhorias nas características física, químicas e biológicas do solo, e também por manter a sustentabilidade da biodiversidade (BARRETO et al., 2006). Por isso é esperado que nas áreas em processo de regeneração passiva, ocorram melhorias na infiltração e percolação de água, assim como maiores recargas de lençóis freáticos, pois o funcionamento hidrológico dos ecossistemas é alterado com as melhorias dos atributos físico-hídricos proporcionados pela maior proteção do solo e adição contínua de matéria orgânica.

Portanto, são necessários mais estudos que abordem a caracterização físico-hídrica do solo, buscando um conhecimento integrado destes aspectos hidrológicos com as grandes iniciativas de recuperação de terras degradas por meio da sucessão secundária de florestas, com grande utilidade para o norteamento do manejo dos recursos naturais.

## REFERÊNCIAS

BÜNEMANN, E.K.; BONGIORNO, G.; BAI, Z.; CREAMER, R.E.; De DEYN, G.; de GOEDE, R.; PULLEMAN, M. Qualidade do solo - uma revisão crítica. **Soil Biology and Biochemistry** , v. 120, p. 105-125, 2018.

DE GROOT, R. S.; FISHER, B.; CHRISTIE, M.; ARONSON, J.; BRAAT, L.; HAINES-YOUNG, R.; ...; PORTELA, R. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. *In:* **The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)**: Ecological and Economic Foundations. p. 9-40. 2010.

DE PIERRI CASTILHO, S. C.; COOPER, M.; DOMINGUEZ, A.; BEDANO, J. C. Effect of land use changes in eastern Amazonia on soil chemical, physical, and biological attributes. **Soil Science**, v. 181, n.3/4, p.133-147. 2016.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 4, p. 743-755, 2009.

INGARAMO, O. **Indicadores físicos de la degradación del suelo**. (Doctoral dissertation, Tese (Doutorado)-Universidade da Coruña, La Coruña). 2003.

LOZANO-BAEZ, S. E.; COOPER, M.; FERRAZ, S. F.; RIBEIRO RODRIGUES, R.; PIRASTRU, M.; DI PRIMA, S. Previous land use affects the recovery of soil hydraulic properties after forest restoration. **Water**, v. 10, n4, p. 453. 2018.

MAGNAGO, L. F. S.; MARTINS, S. V.; VENZKE, T. S.; IVANAUSKAS, N. M. Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referência para a restauração florestal. **MARTINS**, SV, ed. 2. 2012.

MARTINS, S. V.; SARTORI, M.; RAPOSO FILHO, F. L.; SIMONELI, M.; DADALTO, G.; PEREIRA, M. L.; SILVA, A. E. S. Potencial de regeneração natural de florestas nativas nas diferentes regiões do Estado do Espírito Santo. Vitória: **Cedagro**. 2014.

PEREIRA, N. A.; DI PRIMA, S.; BOVI, R. C.; DA SILVA, L. F. S.; DE GODOY, G.; NAVES, R. P.; COOPER, M. Does the Process of Passive Forest Restoration Affect the Hydrophysical Attributes of the Soil Superficial Horizon? **Water**, v.12, n. 6, p. 1689. 2020.

REICHERT, J.M.; REINERT, D.J.; BRAIDA, J.A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência e Ambiente**, v.27, p.29-48, 2003.

VERDONE, M., & SEIDL, A. Time, space, place, and the Bonn Challenge global forest restoration target. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 6, p. 903-911. 2017.

## 2 ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA: COMO O SOLO ESTÁ SENDO AVALIADO NA RESTAURAÇÃO DE FLORESTAS TROPICAIS?


### RESUMO

Os programas de restauração ecológica em todo o mundo começaram a transformar extensivamente terras degradadas em jovens florestas secundárias. A bibliometria é, portanto, uma ferramenta útil e promissora para identificar lacunas e tendências emergentes nesta área de pesquisa. Neste capítulo foi realizada uma análise bibliométrica para o período entre 1999 e 2019 com o objetivo de apresentar uma perspectiva global sobre a produção científica que investiga o solo nos estudos de restauração ecológica. Outra pesquisa também foi realizada para identificar quais atributos físico-hídricos estão sendo utilizados na avaliação do funcionamento do solo e identificar lacunas e tendências emergentes neste campo de pesquisa. Os resultados permitiram concluir que nos últimos 20 anos houve aumento do número de publicações que abordam o solo no contexto da restauração ecológica, mas a parceria entre as instituições é mais eficiente externamente do que dentro das próprias fronteiras. Os atributos utilizados em sua maior parte, continuam sendo aqueles tradicionais (Umidade gravimétrica, densidade do solo, porosidade total, Macro e Microporosidade). Poucos atributos utilizados envolveram a dinâmica da água no solo.


Palavras-chave: restauração ecológica, ecossistemas tropicais, atributos físicos do solo, mapeamento bibliométrico

## 2 BIBLIOMETRIC ANALYSIS: HOW IS THE SOIL BEING EVALUATED IN THE RESTORATION OF TROPICAL FORESTS?


### ABSTRACT

Ecological restoration programs around the world have begun to extensively transform degraded land into young secondary forests. Bibliometrics is, therefore, a useful and promising tool for identifying gaps and emerging trends in this area of research. In this chapter, a bibliometric analysis was carried out for the period between 1999 and 2019 in order to present a global perspective on scientific production that investigates the soil in ecological restoration studies. Another survey was also carried out to identify which physical-water attributes are being used in the assessment of soil functioning and to identify gaps and emerging trends in this field of research. The results allowed to conclude that in the last 20 years there has been an increase in the number of publications that address the soil in the context of ecological restoration, but the partnership between the institutions is more efficient externally than within the borders themselves. The attributes used for the most part remain the traditional ones (Ug, Ds, PT, Mac, Mic). Therefore, few attributes used involved the dynamics of water in the soil.


Keywords: ecological restoration, tropical ecosystems, soil physical attributes, bibliometric map

## 2.1 INTRODUÇÃO

Os programas de restauração ecológica em larga escala em todo o mundo começaram a transformar extensivamente terras degradadas em jovens florestas secundárias (BRANCALION et al., 2013), pois múltiplos benefícios podem ser gerados com estas iniciativas, sejam sociais, econômicos e ambientais, que melhoram a vida da população local, atenuam os efeitos das mudanças climáticas, aumentam a segurança alimentar e ajudam na manutenção dos recursos hídricos e do solo (CHAZDON; URIARTE, 2016). Apesar desta expectativa, a compreensão do restabelecimento de um ecossistema possui elevada complexibilidade (CHAZDON 2008).

A literatura reporta uma gama de trabalhos em áreas de restauração florestal, focados em sua maioria em temas relacionados à parâmetros estruturais da vegetação (densidade, biomassa e altura das plantas) e à biodiversidade (recomposição de aves, insetos e plantas) (CROUZEILLES et al., 2017; MELI et al., 2017; ROZENDAAL et al., 2019), enquanto o solo parece ser pouco investigado. Isso é preocupante, uma vez que as funções do solo podem estar comprometidas, prejudicando a prestação de serviços ecossistêmicos, tais como produção de biomassa, controle de erosão, suprimento e qualidade da água, regulação climática e conservação da biodiversidade (ADHIKARI; HARTEMINK, 2016; BÜNEMANN et al., 2018).

O monitoramento dos atributos hidrofísicos do solo em ambientes florestais, como densidade do solo, porosidade total, macro e microporosidade e estabilidade de agregados, pode fornecer dados sobre funções relacionadas ao solo, como crescimento radicular, infiltração e drenagem de água, troca de gases, atividade biológica, retenção de água e estoque de carbono (BURGER; KELTING et al. 1999).

Dentro desta abordagem, a análise bibliométrica permite avaliar, quantitativa e qualitativamente, bases de dados científicas (MERIGÓ; YANG., 2017; ROMANELLI et al., 2018; MARTINS et al., 2020), sendo uma alternativa promissora para identificar lacunas e tendências em determinado tema de pesquisa (FAHIMNIA et al., 2015). Com a bibliometria é possível avaliar redes de interação entre pesquisadores, grupos de pesquisas, instituições, organizações, países, , além de permitir avaliar palavras chaves, que oferecem pistas sobre as tendências e principais assuntos abordados em

determinado tema (FAHIMNIA et al., 2015; ALEIXANDRE-BENAVENT et al., 2018; ROMANELLI et al., 2018).

São diversas as aplicações de análises bibliométricas nas ciências ambientais com foco em restauração ecológica (OLIVEIRA; ENGEL, 2011; ROMANELLI et al., 2018; MARTINS et al., 2020; LI; NAN, 2017), no entanto, ainda existe uma lacuna na compreensão de como o solo vem sendo abordado dentro deste tema.

Os resultados obtidos com os métodos bibliométricos tem sido utilizados em diferentes áreas da Ciência, em prol dos pesquisadores e tomadores de decisão, por gerar informações úteis para a elaboração de políticas públicas, com conteúdo científico embasado, confiável e robusto (ALEIXANDRE-BENAVENT et al., 2018; GARCIA et al., 2019, GUERRA et al., 2020; LIU et al. 2020). Por exemplo, estes estudos são importantes na restauração florestal, uma vez que ainda existe uma lacuna no conhecimento sobre as melhores técnicas, para determinados biomas (VELDMAN et al., 2017; BUISSON et al., 2019), além de exigir um planejamento cuidadoso e sistemático, por atuar em paisagens complexas e multifuncionais (CHAZDON, 2008; GUERRA et al., 2020).

Aqui, realizamos uma análise bibliométrica para o período entre 1999 e 2019 (20 anos), considerando os ecossistemas tropicais, que teve como principal objetivo: i) Apresentar, em uma perspectiva global, a produção científica que inclui o estudo do solo no contexto da restauração ecológica, de acordo com: o número de publicações, categorias da Web of Science, periódicos mais citados, redes de colaboração entre países, autores e organizações; ii) Identificar quais atributos físico-hídricos estão sendo utilizados na avaliação do funcionamento do solo e iii) identificar lacunas e tendências emergentes neste campo de pesquisa.

## 2.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.2.1 Coleta de dados

Na presente pesquisa foram utilizados dados de produção científica mundial baseados em artigos publicados em periódicos e revisões bibliográficas indexados no banco de dados online do Science Citation Indexed Expanded - *Web of Science* (*WoS),* mantida pela Clarivate Analytics. A *WoS* possui uma estrutura de dados consistentes e é considerada uma das principais fontes bibliográficas de informação por abrigar diversas bases de dados (ZHANG et al., 2015).

A pesquisa foi realizada no mês de abril (2020), considerando o período de 1999 a 2019, através do campo “tópico”, que considera o título, resumo, palavras-chave e palavra-chave plus de cada registro. Como critério de seleção dos dados foram realizadas 2 análises, da seguinte forma:

- Análise 1: foram utilizados os termos (“Ecologial restoration” AND “Atlantic forest” OR “Rainforest” OR “rain forest” OR “Tropical Ecosystem” OR “Tropical forest” AND “soil”); e foram obtidos 91 documentos;

-Análise 2: foram utilizados os termos: (“Ecological restoration” AND “Atlantic forest” OR “Rainforest” OR “Rain forest” OR “Tropical Ecosystem” OR “Tropical forest”) AND (“soil physical attributes” OR “soil physical properties” OR “soil physical characteristics”); e obtivemos 45 resultados. Neste caso, 11 artigos não atenderam ao objetivo da pesquisa, pois consideramos como critérios que: i) o estudo do solo deveria ser inserido em algum tipo abordagem ecológica, ii) as áreas estudadas deveriam ter um ecossistema de referência. Dessa forma foram considerados 34 artigos para o levantamento dos atributos físico-hídricos.

Os resultados obtidos foram avaliados na seguinte ordem: a) Número de publicações; b) categorias da WoS; c) periódicos mais utilizados; d) rede de colaboração entre países, autores e organizações e, e) Levantamento dos atributos físicos do solo mais utilizados no contexto da restauração ecológica e em quais biomas os estudos estão inseridos.

### 2.2.2 Análise bibliométrica

Os indicadores bibliométricos foram desenvolvidos considerando os dados bibliográficos das publicações indexadas no banco de dados da Clarivate Analytics, da Web of Science © (https://webofknowledge.com/). Os cálculos da quantidade de publicações e artigos mais citados foram analisados utilizando a ferramenta “Analyzing Results”, fornecida pelo banco de dados, com suporte do MS Excel (v. 2016). Os gráficos foram construídos com o auxílio do software Origin (versão 9.6, 2019).

Os mapas de colaboração, considerando as co-autorias, foram feitos com o software VOSviewer (versão 1.6.15; www.vosviewer.com). Esse software permite a criação de mapas baseados em dados de rede, possibilitando a visualização e exploração das interações, que objetivam compreender como os autores, países e instituições de pesquisa estão se organizando no estudo de determinado tema.

## 2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 2.3.1 Principais categorias da WoS e periódicos mais impactantes

A evolução das publicações entre 1999 a 2019 pode ser observada na Figura 2.1. A pesquisa abrangeu 25 países diferentes, e o maior número de trabalhos foi publicado pelo Brasil (40,65%), EUA (20%) e Austrália (13,18%), que juntos representaram mais de 70% das publicações.

Foram publicados 91 documentos, referentes ao estudo da restauração ecológica em florestas tropicais, considerando o solo como parte do estudo. Desse total, 92,3% foram publicados como artigos e 7,7% como revisões bibliográficas. Todos os artigos foram publicados em inglês, enquanto 4,4 % das revisões bibliográficas foram publicadas em espanhol e 3,3% em português.

Houve ausência de publicações entre os anos de 1999 a 2003 (**Figura 2.1**). Isso pode estar associado ao foco da restauração ecológica nessa época, que abordava muito mais a interação ecológica e biodiversidade (ROMANELLI et al., 2018).

O trabalho pioneiro foi detectado apenas em 2004 (PEÑUELA; DREW, 2004) e foi publicado pela revista Ecology. Nos anos de 2005 a 2007 não foram detectadas publicações, mas a partir de 2008, embora não apresente crescimento linear, as publicações tornaram-se mais frequentes. Os anos de 2017, 2018 e 2019, juntos, corresponderam à maior parte das publicações (87,92%).

Os programas de incentivo a restauração ecológica podem ter incentivado o desenvolvimento de estudos dentro deste tema. Por exemplo, o pacto da restauração da Mata Atlântica (lançado oficialmente no Brasil em 2009) e o Desafio de Boon (lançado em 2011 pela Alemanha) (**Figura 2.1**), levantaram questionamentos por parte dos cientistas, principalmente em relação aos custos da restauração florestal em larga escala (BIRCH et al., 2010; BRANCALION et al., 2016) e até mesmo pela falta de abordagens científicas (MELO et al., 2013). Os pesquisadores passaram então a cobrar iniciativas mais coerentes e articuladas por parte das autoridades (MENZ et al., 2013), devido à complexidade e incertezas do sucesso da restauração florestal (BRANCALION et al., 2016; NORDEN et al., 2015; MELO et al., 2013; LOZANO-BAEZ et al., 2018; LOZANO BAEZ et al., 2019).

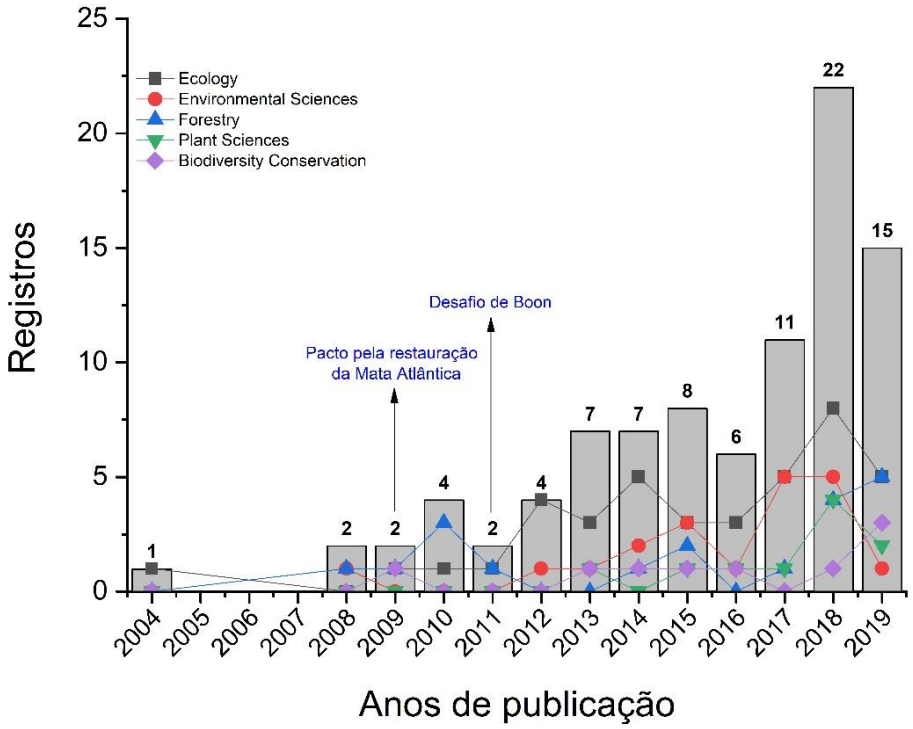



Figura 2.1: Publicações de 1999 a 2019 associadas aos principais periódicos da Web of Science.
Fonte: Autora.

A partir deste momento, foi possível notar um novo direcionamento dos estudos, talvez pelas tendências emergentes nas linhas de pesquisas envolvendo as consequências da restauração ecológica para os ecossistemas. O ano de 2016 apresentou um declínio na quantidade de publicações, mas as causas não são evidentes (**Figura 2.1**).

Em relação aos principais Journals, 43.95% das publicações foram na revista Ecology, seguida pelas revistas Environmental Science (21,97%), Forestry (20,87%), Plant Sciences (10,98%) e Biodiversity Conservation (9,89%). Um dos motivos que justificam a maior quantidade de publicações da Revista Ecology pode estar associado ao fato de que essa Revista é representada pela ESA (Ecological Society of America), fundada em 1915. Atualmente, a ESA é composta por mais de 9.000 mil membros de diversas áreas de conhecimento, dentre elas: gestão de recursos naturais, biotecnologia, restauração ecológica, mudanças climáticas, dentre outras (https://www.esa.org/about/). Além disso, a ESA está envolvida em questões de políticas públicas, ciência, educação e diversidade. A multidisciplinaridade da Revista Ecology faz com que o número de publicações seja quase duas vezes maior que a

segunda colocada no ranking (Environmental Sciences) e, consequentemente, ser um dos periódicos mais lidos e citados.

Dos 91 documentos obtidos, realizamos a análise detalhada dos 12 estudos mais citados (11 artigos e 1 revisão) (**Tabela 2.1**). De maneira geral, a conversão de uso da terra e as alterações de estoque de carbono nos solos de florestas tropicais constituíram a abordagem principal das pesquisas (EDWARDS et al., 2014; ROA-FUENTES et al., 2015; HOLL et al., 2014; GAO et al., 2014; MARTIN et al., 2013; PAUL et al., 2010; FILOSO et al., 2015). Outros temas também foram abordados, como por exemplo, recuperação da biodiversidade (MARTIN et al., 2013), teor de nitrogênio nas florestas em restauração (AMAZONAS et al., 2011; FILOSO et al., 2015), restauração da vegetação em área degradada por mineração (MARTIN et al., 2008), os obstáculos atuais em relação aos esforços de conservação e restauração (FILOSO et al., 2015), e quais características funcionais das plantas estão mais associadas a limitação crescente de nutrientes do solo (JAGER et al., 2015).

Uma observação interessante é que os artigos mais citados não foram publicados em nenhuma das 5 revistas com maior número de publicações (**Figura 2.1** e **Tabela 2.1**). Os trabalhos mais citados (EDWARDS et al. 2014; MARTIN et al., 2013), publicados na Forest Ecology and Management e Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences, respectivamente, serviram como base para muitos estudos. O periódico Forest Ecology and Management publicou 3 dos 12 artigos mais citados.

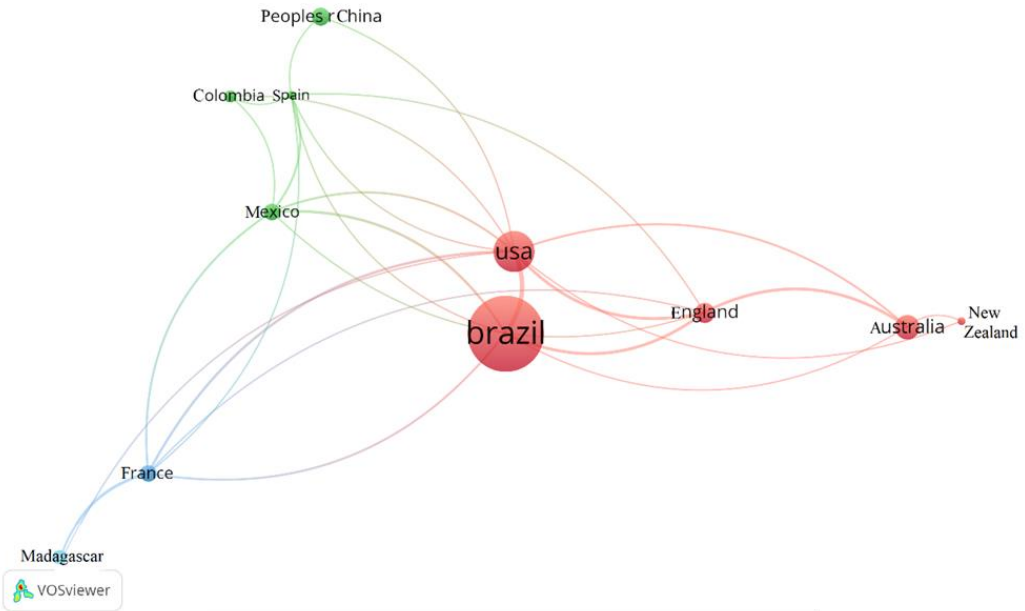
Tabela 2.1. 12 periódicos mais citados.

| R | NC | Título | Revistas | Autores |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 135 | Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests | Trends in Ecology & Evolution | Edwards et al. 2014 |
| 2 | 126 | Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests | Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences | Martin et al. 2013 |
| 3 | 67 | A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery | Plos one | Meli et al. 2017 |
| 4 | 49 | Soil fertility induces coordinated responses of multiple independent functional traits | Journal of Ecology | Jager et al. 2015 |
| 5 | 44 | Reassessing the environmental impacts of sugarcane ethanol production in Brazil to help meet sustainability goals | Renewable & Sustainable Energy Reviews | Filoso et al. 2015 |
| 6 | 43 | Long-term effects of different land use types on C, N, and P stoichiometry and storage in subtropical ecosystems: A case study in China | Ecological Engineering | Gao, Y et al. 2014 |
| 7 | 40 | Synthesized Attributes of Water Use by Regional Vegetation: A Key to Cognition of "Water Pump" Viewpoint | Scientific World Journal | Huang, XH et al. 2014 |
| 8 | 38 | Factors explaining variability in woody above-ground biomass accumulation in restored tropical forest | Forest Ecology and Management | Holl e Zahawi, 2014 |
| 9 | 36 | The Potential Role of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in the Restoration of Degraded Lands | Frontiers in Microbiology | Asmelash et al. 2016 |
| 10 | 36 | Recovery of soil properties and functions in different rainforest restoration pathways | Forest Ecology and Management | Paul et al. 2010 |
| 11 | 33 | Recovery of Soil C and N in a tropical pasture: Passive and active restoration | Land Degradation & Development | Roa-Fuenteset al. 2015 |
| 12 | 33 | Nitrogen dynamics during ecosystem development in tropical forest restoration | Forest Ecology and Management | Amazonas et al. 2011 |

Fonte: Autora.

### 2.3.2 Análise das principais organizações, colaboração internacional e autores

Para compreender como os países, organizações e autores se organizaram em relação ao estudo da restauração de florestas tropicais que abordaram o solo, foi realizada uma avaliação da rede de colaboração internacional baseada nos principais países (com no mínimo, 3 publicações), nas organizações e nos autores que mais publicam, considerando as coautorias. As Figuras 2.2, 2.3 e 2.4 representam três redes em que o tamanho do nó é proporcional ao número de publicações acumuladas, e a espessura das bordas representa a intensidade da colaboração. As cores indicam a qual cluster o item pertence.




| Clusters | Rank | Países | NP |
|---|---|---|---|
| 1 | 1 | Brazil | 37 |
| | 2 | USA | 20 |
| | 3 | Australia | 12 |
| | 4 | England | 10 |
| | 10 | New Zealand | 4 |
| 2 | 7 | Mexico | 8 |
| | 8 | Colombia | 6 |
| | 5 | P. R. China | 9 |
| | 11 | Spain | 4 |
| 3 | 6 | France | 8 |
| | 9 | Madagascar | 4 |

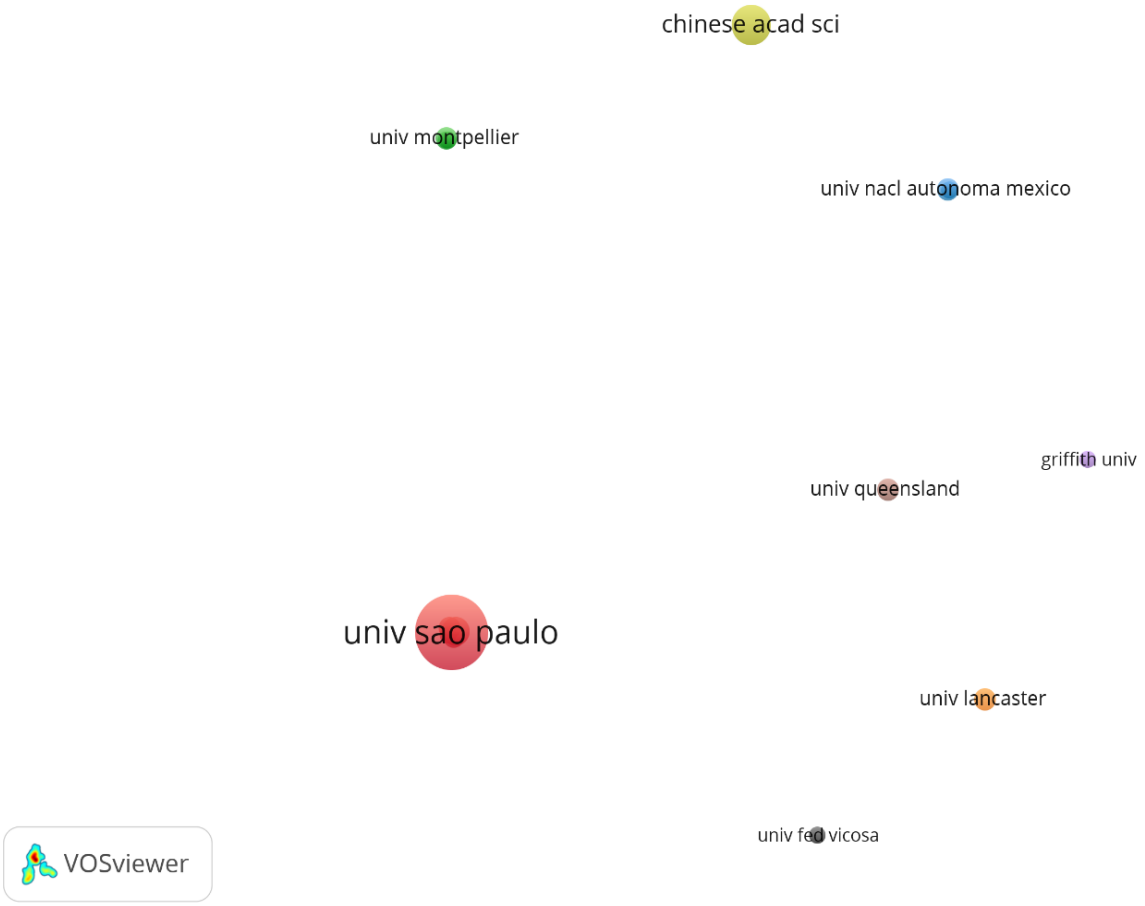
Figura 2.2. Mapa de visualização de colaboração dos países. NP= número de publicações.
Fonte: Autora.

O mapeamento bibliométrico revelou a existência de 3 grupos formados pelos 11 países mais produtivos (**Figura 2.2**). Com exceção do cluster 1, que teve 2 membros do mesmo continente (Australia e Nova Zelândia), todos os outros clusters foram constituídos por países de continentes diferentes. O cluster 1, representado pela cor vermelha, acumula 68% das publicações. O Brasil é líder deste grupo e foi responsável por 40.65% das publicações, enquanto a Austrália, Inglaterra e Nova Zelândia foram responsáveis por 13.18, 10.98 4.39%, respectivamente. Em relação ao cluster 2, a China e o México possuem o maior número de publicações, enquanto no Cluster 3, a França lidera. O maior número de publicações no Brasil pode ser explicado pelo fato de possuir grandes áreas de florestas tropicais, sobretudo a Mata Atlântica, devido ao estado de degradação, o que deu origem ao programa Pacto pela restauração da Mata Atlântica, que representa a maior iniciativa de restauração florestal implantada na América Latina.

Em relação aos principais colaboradores da rede (**Figura 2.2**), os USA é o principal país (maior espessura da linha). Mesmo que estejam em segundo lugar no número de publicações, desenvolveram pesquisas em colaboração com os países de todos os grupos, sendo a interação mais forte, com o Brasil, que pertence ao mesmo grupo. Em contrapartida, a China, Nova Zelândia e Madagascar são os países menos colaboradores, mas todos possuem um forte colaborador em comum, que são os EUA. Também é possível notar que a França é responsável por estender a colaboração para Madagascar, que é uma ilha isolada.

Na Figura 2.3, constam as organizações que mais publicam, assim como o número de citações. Foram considerados pelo menos 3 documentos publicados, com no mínimo 3 citações. Neste caso, é possível notar 8 clusters independentes. As organizações brasileiras e chinesas contribuem significativamente para o desenvolvimento das pesquisas sobre restauração ecológica em ecossistêmicas tropicais, envolvendo solo. Além de desenvolverem e publicarem maior número de trabalhos relacionados ao tema, também são as organizações mais citadas, porém, é notável a ausência de conexões, até mesmo entre os países do mesmo continente. Por exemplo, os clusters formados pelas organizações 1 e 8 (Universidade de São Paulo e Universidade Federal de Viçosa) pertencem Brasil. O mesmo pode ser observado para a Austrália, que não possui conexão entre as organizações dos clusters 6 e 7 (Universidade de Queensland e Universidade de Griffith, respectivamente). O desenvolvimento de pesquisas em parceria, poderia fortalecer

ainda mais essas organizações e promover maiores retornos, além de gerar inúmeros benefícios para a sociedade. Esse resultado reforça os dados obtidos na Figura 2.2, comprovando que os países possuem maior colaboração “fronteiras a fora” e estão menos conectados com os grupos locais de pesquisa.




| Cluster | Organizações | País | NP | NC |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Universidade de São Paulo | BRA | 13 | 159 |
| 2 | Chinese Academy of Sciences | CHI | 7 | 116 |
| 3 | Universidade de Montpellier | FRA | 4 | 18 |
| 4 | Universidad Nacional Autonoma de Mexico | MEX | 4 | 63 |
| 5 | Universidade de Lancaster | ING | 4 | 43 |
| 6 | Universidade de Queensland | AUS | 4 | 149 |
| 7 | Universidade de Griffith | AUS | 3 | 50 |
| 8 | Universidade Federal de Viçosa | BRA | 3 | 48 |

Figura 2.3. Mapa de visualização de organizações. NP=número de publicações; NC= número de citações.

Fonte: Autora.

Simultaneamente às elevadas metas que têm sido estabelecidas para a restauração de florestas tropicais, é interessante que as redes de colaboração sejam fortalecidas, para nortear os formuladores de políticas e os gestores de terras sobre como investir recursos na tentativa de alcançar este propósito (MELI et al., 2017).

Especificamente a China, possui hoje o maior programa de reflorestamento do mundo (HUA et al., 2016). Isso ocorreu em função da década de 90 ter sido marcada por grande preocupação ambiental, devido a problemas agravantes relacionados à degradação dos solos e recursos hídricos deste país (STONE, 2010; QIU, 2010). Diante desta problemática, foram criados importantes programas de restauração ecológica, os quais se destacam o Programa de Proteção da Floresta Natural e o Programa Grain-for-Green (GGP), lançado em 1999, principalmente para controlar a erosão do solo. Posteriormente, a comunidade científica chinesa passou a direcionar mais publicações na temática da restauração ecológica de florestas tropicais e a relação com os efeitos das mudanças de uso do solo, avaliando a qualidade física, química e biológica do solo (HU et al., 2008; ChEN et al., 2010; GAO et al., 2015; LIN et al., 2017; ZHANG et al., 2018), e a conservação do solo e água (GAO-LIN et al., 2016). O ano de 2010 também foi marcado por intensa seca, perdas ambientais e socioeconômicas no sudeste asiático e, mais uma vez, a destruição da cobertura florestal e o manejo inadequado da água foram as principais causas destes desastres (QIU, 2010; STONE, 2010).

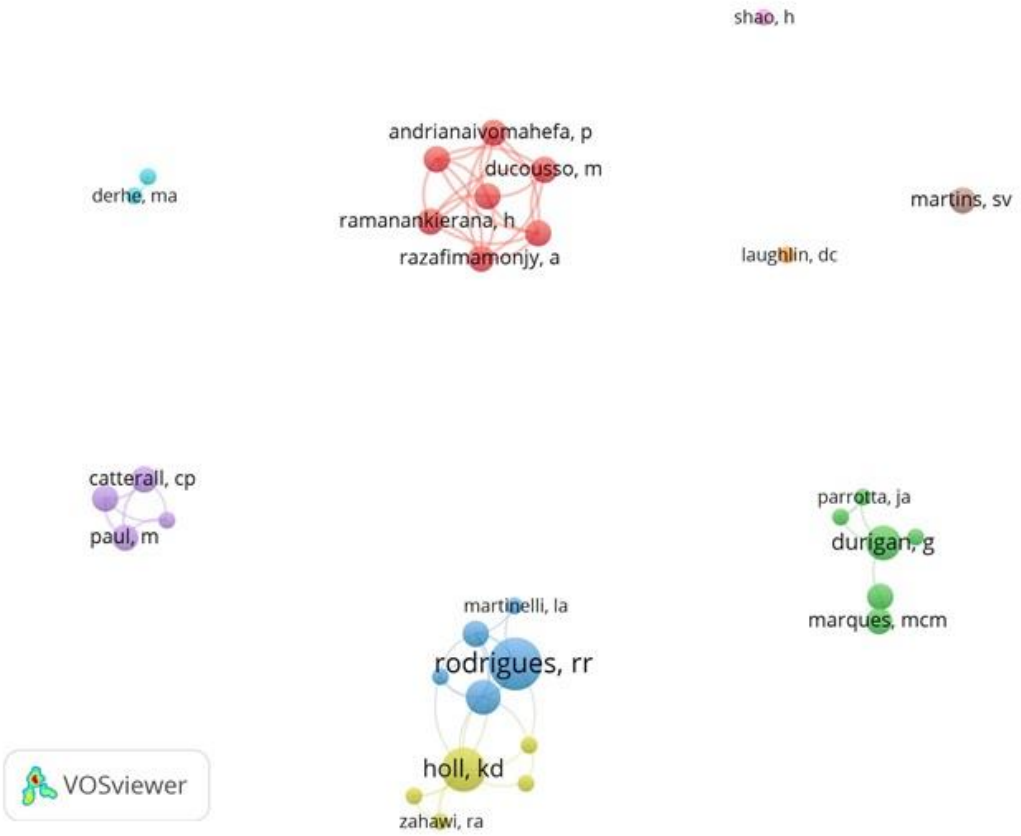
O mapeamento bibliométrico dos principais autores (**Figura 2.4**) revelou a existência 32 autores, divididos em 9 grupos de pesquisa. Consideramos que os autores deveriam ter pelo menos 2 documentos publicados e, no mínimo, 3 citações. O cluster 1 (em vermelho), possui o maior número de autores, que juntos, representaram 23,87% das publicações. Neste cluster, os autores franceses estão representando distintas organizações do país, enquanto os autores de Madagascar, em sua maior parte, representam a organização Ambatovy. Vale ressaltar que a parceria entre a França e Madagascar ficou claramente representada, conforme também foi demonstrado na Figura 1.

O cluster 2 (cor verde) representou 18,19% das publicações, enquanto os clusters 3 e 4 representaram 19,32 e 14,77%, respectivamente. Os clusters 5 e 6 representaram 12,5 e 4,54%, enquanto os clusters 7, 8 e 9, formados por 1 pesquisar, representaram 2,27%, cada.

É importante destacar a predominância de pesquisadores brasileiros nos clusters 2 e 3. Dos 6 autores que compõem o cluster 2, 5 são brasileiros e todos representam organizações diferentes. No cluster 3, composto por 5 autores, 4 são brasileiros. Ambos os clusters (3 e 4), possuem colaboração de pesquisadores americanos (PARROTA, JA e CHAZDON, RL), também de organizações diferentes (US Forest Service, Research & Development e Univ. Connecticut).

As maiores contribuições do cluster 3 foram detectadas pelos pesquisadores Rodrigues, RR e Brancalion, PHS (ambos como coautores). O pesquisador Rodrigues, RR está conectado com todos os membros do grupo e expande a colaboração para dois membros do cluster 4: Meli, P e Holl, KD, que compõem organizações dos EUA e México, respectivamente. Posteriormente, os dois autores expandem a colaboração dos principais representantes do grupo 3 para os outros membros do cluster 4. Os clusters 5 e 6 são formados por autores do mesmo país (Austrália). É importante ressaltar que a colaboração do coautor Rodrigues, RR é de grande relevância para as linhas de estudo da restauração ecológica da Mata Atlântica, pois as emergentes linhas de pesquisas fizeram com que este pesquisador passasse a colaborar em artigos que aprofundaram um pouco mais o estudo sobre o solo no contexto da restauração ecológica (LOZANO-BAEZ et al., 2018; LOZANO-BAEZ et al., 2019).

Os trabalhos publicados pelos autores Holl KD (cluster 4), Paul M (cluster 5), Amazonas NT (cluster 3) e Martins SV (cluster 8) estão na lista dos 12 mais citados (Tabela 2.1).




| Rank | Cluster 1 | NP | Organization | País |
|---|---|---|---|---|
| 12 | Adrianaivomahefa, P | 3 | Ambatovy | MAD |
| 13 | Ducousso, M | 3 | CIRAD | FRA |
| 14 | Henry, C | 3 | Univ. Montpellier | FRA |
| 15 | Raivoarisoa, JF | 3 | Ambatovy | MAD |
| 16 | Ramanankierana, H | 3 | Centre Nat. de Recherches sur l'Env. | MAD |
| 17 | Razafimamonjy, A | 3 | Ambatovy | MAD |
| 18 | Selosse, MA | 3 | Institut de Systématique, Évolution, Biodiversité | FRA |
| **Rank** | **Cluster 2** | **NP** | **Organization** | **País** |
| 3 | Durigan, G | 4 | Instituto Florestal de São Paulo | BRA |
| 10 | Marques, MCM | 3 | Univ. Estadual de São Paulo | BRA |
| 11 | Torezan, JMD | 3 | Univ. Federal do Paraná | BRA |
| 29 | Engel, VL | 2 | Univ. Federal do Rio grande do Sul | BRA |
| 30 | Parrotta, JA | 2 | US Forest Service, Research & Development | EUA |
| 31 | Overbeck, GE | 2 | Univ. Estadual de Londrina | BRA |
| **Rank** | **Cluster 3** | **NP** | **Organization** | **País** |
| 1 | Rodrigues, RR | 6 | Univ. São Paulo | BRA |
| 4 | Brancalion, PHS | 4 | Univ. São Paulo | BRA |
| 9 | Amazonas, NT | 3 | Univ. São Paulo | EUA |
| 20 | Martinelli, LA | 2 | Univ. São Paulo | BRA |
| 32 | Chazdon, RL | 2 | Univ. Connecticut | BRA |

| Rank | Cluster 4 | NP | Organization | País |
|---|---|---|---|---|
| 2 | Holl, KD | 5 | Univ. California | EUA |
| 19 | Rey Benayas, JM | 2 | Univ. California | EUA |
| 21 | Meli, P | 2 | Natura y Ecos. Mexicanos | MEX |
| 22 | Zahawi, RA | 2 | Org. for Tropical Studies | COS |
| 26 | Reid, JL | 2 | Univ. Califórnia | EUA |
| **Rank** | **Cluster 5** | **NP** | **Organization** | **País** |
| 5 | Caterral, CP | 3 | Griffith University | AUS |
| 6 | Paul, M | 3 | Griffith University | AUS |
| 7 | Pollard, PC | 3 | Griffith University | AUS |
| 24 | Kanowski, J | 2 | Aust. Wildlife Conservancy | AUS |
| **Rank** | **Cluster 6** | **NP** | **Organization** | **País** |
| 27 | Derhe, MA | 2 | CSIRO | AUS |
| 28 | Menendez, R | 2 | Res. Inst. for the Env. and Livelihoods | AUS |
| **Rank** | **Cluster 7** | **NP** | **Organization** | **País** |
| 23 | Laughlin,DC | 2 | University of Waikato | New Z |
| **Rank** | **Cluster 8** | **NP** | **Organization** | **País** |
| 8 | Martins, SV | 3 | Univ. Federal de Viçosa | BRA |
| **Rank** | **Cluster 9** | **NP** | **Organization** | **País** |
| 25 | Shao, H | 2 | Jiangsu Academy of Agric. Sciences | CHI |

Figura **2.**4. Mapa de visualização de autores. NP=número de publicações; NC= número de citações.

Fonte: Autora.

### 2.3.3 Identificação dos locais e biomas onde os estudos foram desenvolvidos

Foi possível notar que os resultados obtidos com a pesquisa abrangeram três continentes: América, África e Ásia: (Tabela 2).

Tabela 2.2. Número de publicações por bioma.

| Continentes | N° de Publicações |
|---|---|
| América do Sul | 15 |
| América Central | 2 |
| América do norte | 2 |
| África | 3 |
| Ásia | 12 |

Fonte: Autora.

A América do Sul e a Ásia representaram a maior parte das publicações (44.11 e 35.29%, respectivamente). Na América do Sul, o Brasil foi responsável por 29.41% das publicações, enquanto na Ásia, a China representou 14.71%. As duas publicações da América Central foram representadas pela Costa Rica, enquanto na América do Norte, os países responsáveis foram Porto Rico e Panamá; na África, os trabalhos foram desenvolvidos na Gana, Atacora e Nigéria.

Os estudos foram desenvolvidos em diferentes biomas (Tabela 2.3). O primeiro grupo abrange os estudos utilizaram apenas o termo “florestas tropicais”, na caracterização da área de trabalho, sendo composto por 20 artigos. Estes estudos abrangeram as florestas tropicais da China, América Central, América do Norte e África (Tabela 2.3). O grupo 2 representa os estudos desenvolvidos no Bioma Amazônico, que possui a maior floresta tropical e a maior bacia hidrográfica do mundo. Neste caso, foram encontrados 7 trabalhos no Brasil, 1 na Guiana Francesa, 1 na Bolívia e 1 Venezuela. Na Savanna e Mata Atlântica, foram desenvolvidos 2 trabalhos em cada bioma.

Tabela 2.3. Estudos desenvolvidos em cada bioma.

| Biomas | Total | Referências |
|---|---|---|
| florestas tropicais | 20 | Rhoades & Coleman. 1999; Noguchi et al. 2003; Ilstedt et al.2004; Agele et al.2005; Toriyama et al. 2008; Leiva et al. 2009; Jiménez et al.2011; Murata et al.2012; Peng et al.2012; Zimmermann et al.2013; Asase et al. 2014; Uriarte et al. 2015; Abdalmoula & Alias.2016; Zhu et al., 2018; Zhang et al. 2019; Lu et al. 2019; Novak et al. 2019; Zhu et al. 2019; Chen et al.2019; Marryanna et al.2019. |
| Amazônia | 10 | Emilio et al. 2014; Quesada et al. 2012; Noguchi et al. 2014; Carvalho et al. 2017; DeArmond et al. 2019; Martins et al. 2015; Pereira et al. 2006; Freycon et al. 2010; Kennard e Gholz. 2001; Bedoya et al. 2012. |
| Savana | 2 | Rennard et al. 2013; Azihou et al. 2013. |
| Mata Atlântica | 2 | Saporetti-Junior et al. 2012; Cardoso et al. 2012. |

Fonte: Autora.

### 2.3.4 Análise dos atributos físicos do solo mais avaliados nos estudos de Restauração Ecológica

De maneira geral, foram encontrados 12 atributos físicos do solo (Figura 5), sendo que a Ds foi avaliada em 79.41% dos artigos, seguida da PT, Ug e Mac (44.12, 41.18 e 38.24%, respectivamente), Uv e CO (32.35%, ambos) (Figura 5).

Considerando a avaliação dos atributos por profundidade, a Ds foi determinada em 20.59% dos artigos, seguida da Ug (17.65%), PT (14.71%) e RP (11.76%) até os 10 cm de profundidade, enquanto os atributos menos avaliados foram E.E, MO, CO, Infiltração (avaliados em apenas 2.94% dos trabalhos).

Os atributos mais avaliados entre 15 ou 40 cm de profundidade, foram a Ds (29.41% dos trabalhos), PT e CO (17.65%), Mac e Ug (14.71%, ambas) e Mic (11.76%). A Ks foi pouco avaliada superficialmente, sendo um pouco mais investigada

em profundidade, entre as camadas de 40-80 cm. Considerando a profundidade de mais de 80 cm, a Ds e Uv foram os atributos mais avaliados (23.53 e 14.71%).

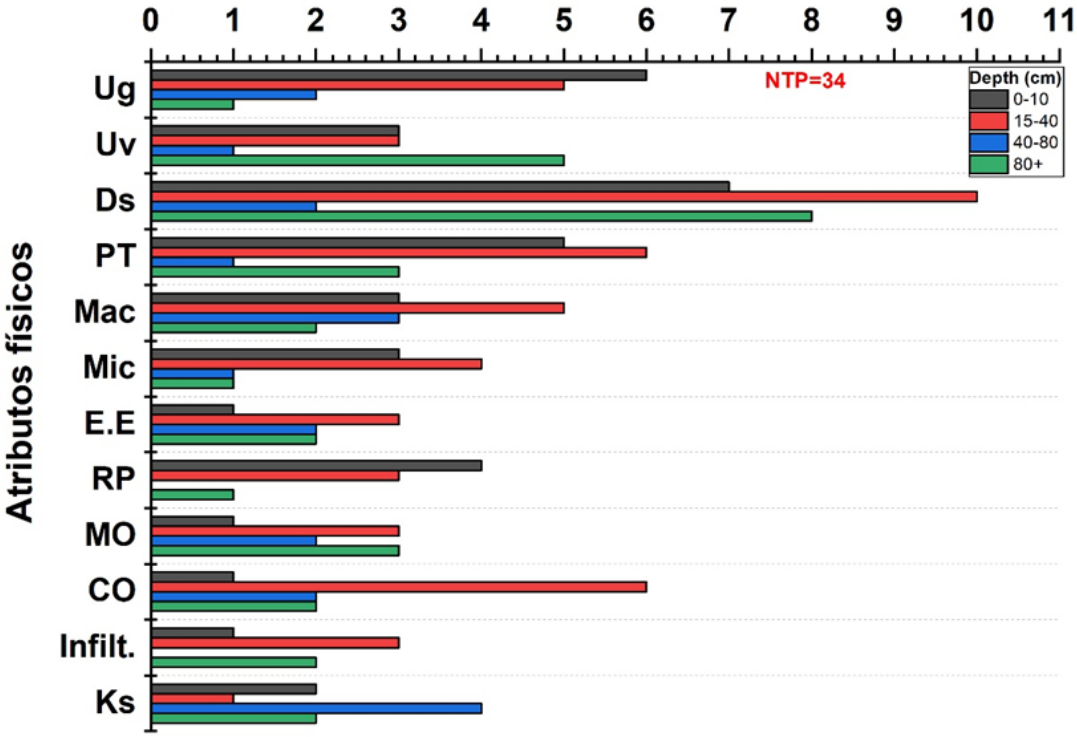



Figura 2.5. Análise dos atributos físicos mais avaliados. Legenda: NTP= Número total de publicações; Ug=Umidade gravimétrica; Uv=Umidade volumétrica; Ds=Densidade do solo; PT=Porosidade total; Mac=Macroporosidade; Mic= Microporosidade; E.E=Estabilidade estrutural do solo; RP=Resistência à penetração; MO= Matéria orgânica; CO=Carbono orgânico; Infilt= Infiltração da água no solo; Ks= Condutividade hidráulica do solo saturado.

Fonte: Autora.

No geral, alguns trabalhos investigaram as relações existentes entre o funcionamento hidrológico do solo em áreas de florestas (Zhang et a. 2019; Zhu et al. 2019; Chen et al. 2019; Zhu et al. 2018; Abdalmoula et al. 2016; Murata et al. 2012; Toriyama et al. 2008; Ilstedt et al. 2004; Marryana et al. 2019; Noguchi et al.2003). No entanto, alguns estudos utilizaram abordagens mais completas para investigar os atributos do solo (Quesada et al. 2012), enquanto outros, foram mais suscintos na caracterização dos atributos (Freycon et al. 2010; Bedoya et al. 2012; Azihou et al. 2013).

Alguns estudos avaliaram a infiltração da água no solo em três sistemas agroflorestais, tanto no horizonte superficial (Zhu et al. 2018; Chen et al. 2019), quanto em profundidade (Zhu et al. 2019); na Amazônia (Kennard e Gholz. 2001) e em um agroecossistema (Agele et al. 2005). Embora alguns trabalhos avaliados nesta

pesquisa também tenham investigado a Ks (Noguchi et al. 2003; Zimmermann et al. 2013; Leiva et al. 2009; Murata et al. 2012; Peng et al. 2012; Noguchi et al. 2014; Chen et al. 2019; Zhu et al. 2019; Zhang et al. 2019), estudos da relação solo-água-planta em paisagens de restauração ecológica ainda são muito escassos, principalmente na Mata Atlântica, Savanna e Amazônia.

A Ks é uma característica importante do solo, que afeta os processos de armazenamento de água no solo, geração de escoamento superficial e erosão (Zimmermann et al., 2013). Estas informações são relevantes não apenas para ajudar no gerenciamento dos recursos hídricos locais, mas também para compreender os problemas ambientais globais, já que os solos florestais desempenham um papel importante na conservação do solo e da água (Noguchi et al. 2003).

A estabilidade estrutural do solo foi avaliada em horizontes superficiais em alguns estudos, como por exemplo, numa Savanna, até 4 cm (Renard et al. 2013), numa floresta tropical da África até 15 cm (Agele et al. 2005), numa transição entre Savanna e Mata Atlântica até 20 cm (Novak et al. 2019), numa Agrofloresta na China até 30 cm (Chen et al. 2019), na Costa Rica, até 50 cm (Jimenez et al. 2011), em uma floresta tropical na Malásia até os 80 cm de profundidade (Noguchi et al. 2003) e na Amazônia, até pouco mais de 80 cm de profundidade (Emilio et al. 2014; Quesada et al. 2012).

A estabilidade dos agregados do solo, determina um papel crucial na estabilização e proteção do carbono e favorece  os processos físicos relacionados à dinâmica de ar e água, desenvolvimento radicular, suprimentos de nutrientes, resistência mecânica do solo à penetração, retenção e armazenamento de água (Novak et al., 2019), sendo uma valiosa ferramenta de estudo da qualidade dos solos sob florestas. Poucos trabalhos abordaram, por exemplo, a distribuição de poros no solo, assim como a capacidade de água disponível para as plantas (Noguchi et al. 2003; Toriyama et al. 2008; Murata et al. 2012; Marryana et al. 2019).

Em pesquisa prévia, relacionando o estudo dos solos no contexto da restauração de ecológica, Romanelli et al. 2018 relataram o escasso conhecimento sobre esta temática. Os resultados obtidos com esta pesquisa não só corroboram os autores, mas também levanta séria preocupações sobre os atributos do solo que estão sendo utilizados para avaliar estas áreas. Algumas publicações destacaram a importância de obter informações da relação solo-água-planta, principalmente onde a precipitação pluviométrica é reduzida, devido aos grandes níveis de estresse hídrico

para que o manejo florestal implantado obtenha sucesso e possa garantir a conservação dos ecossistemas, assim como as múltiplas funções a eles associados (Murata et al., 2012; Toriyama et al., 2008; Marryana et al. 2019). No entanto, a maioria dos estudos aqui avaliados se concentraram em compreender as mudanças ocorridas no solo, utilizando os atributos do solo como indicadores diretos ou indiretos.

### 2.3.5 Considerações gerais

Recomendamos que trabalhos futuros definam os atributos a serem avaliados, levando em consideração os problemas locais e que essa avaliação não seja realizada apenas para fins de caracterização básica do solo, mas sim para monitoramento da qualidade do solo a fim de definir de fato a recuperação do solo . Também é necessário levantar informações a respeito do uso anterior do solo (Lozano-Baez et al., 2018; Lozano Baez et al., 2019).

Quando os atributos avaliados forem considerados limitantes, planos de melhorias devem ser traçados. Os resultados obtidos na avaliação do solo podem ser utilizados de maneira complementar aos dados de parâmetros estruturais da vegetação (densidade, biomassa e altura das plantas), para melhorar o entendimento do funcionamento do ecossistema como um todo, para que os requisitos de conservação, manejo e restauração de florestas tropicais possam ser alcançados.

## 2.4 CONCLUSÕES

Nos últimos 20 anos ocorreu aumento do número de publicações dos trabalhos que abordam o solo no contexto da restauração ecológica, principalmente nos últimos 3 anos sendo que, o Brasil apresenta o maior número de publicações, e os EUA é o maior colaborador internacional. A Universidade de São Paulo é a organização mais consolidada neste tema de pesquisa, seguida da Chinese Academy of Sciences. A parceria entre as instituições é mais eficiente externamente do que dentro das próprias fronteiras.

Os atributos utilizados em sua maior parte, continuam sendo aqueles tradicionais (Ug, Ds, PT, Mac, Mic). Além disso, a maior parte dos atributos estão direcionados para uma única função. Poucos trabalhos abordaram a estabilidade estrutural, a infiltração e retenção da água no solo e a Ks que, estão relacionados à estrutura do solo. Portanto, poucos atributos utilizados envolveram a dinâmica da água no solo.

Recomendamos que estudos futuros considerem ainda mais a importância dos biomas Amazônico, Savanna e Mata Atlântica, e que as pesquisas obtenham atributos visando indicadores de qualidade mais robustos, compostos por atributos mais precisos na obtenção de dados estruturais. Os atributos utilizados futuramente devem ser mais práticos e interpretáveis, que indiquem limites restritivos e valores referenciais que possam nortear os pesquisadores a compreender se as áreas estão de fato melhorando, pois até o momento, valores de referências em áreas de mata são escassos.

## REFERÊNCIAS

ADHIKARI, K.; HARTEMINK, A. E. Linking soils to ecosystem services — A global review. **Geoderma**, v. 262, p. 101-111. 2016.

AGELE, S. O.; EWULO, B. S.; OYEWUSI, I. K. Effects of some soil management systems on soil physical properties, microbial biomass and nutrient distribution under rainfed maize production in a humid rainforest Alfisol**. Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 72, n. 2, p. 121-134. 2005.

ALEIXANDRE-BENAVENT, R.; ALEIXANDRE-TUDÓ, J. L.; CASTELLÓ-COGOLLOS, L.; ALEIXANDRE, J. L. Trends in global research in deforestation. A bibliometric analysis. **Land Use Policy**, v. 72, p. 293-302. 2018.

ASASE, A.; ASIATOKOR, B. K.; OFORI-FRIMPONG, K. Effects of selective logging on tree diversity and some soil characteristics in a tropical forest in southwest Ghana. **Journal of Forestry Research**, v. 25, n. 1, p. 171-176. 2014.

BIRCH, J. C.; NEWTON, A. C.; AQUINO, C. A.; CANTARELLO, E.; ECHEVERRÍA, C.; KITZBERGER, T.; ... ; GARAVITO, N. T. Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 50, p. 21925-21930. 2010.

BONILLA-BEDOYA, S.; LUGO-SALINAS, L.; MORA-GARCÉS, A. Distribución de los cultivos Piaroa y su relación con las propiedades y características edáficas, en los conucos de la orinoquia venezolana. **Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente**, v. 18, n.2, p. 241-249. 2012.

BRANCALION, P. H. S; SCHWEIZER, D.; GAUDARE, U.; MANGUEIRA, J. R.; LAMONATO, F.; FARAH, F. T.; ... ; RODRIGUES, R. R. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 856-867. 2016.

BRANCALION, P. H.; VIANI, R. A.; CALMON, M.; CARRASCOSA, H.; RODRIGUES, R. R. How to organize a large-scale ecological restoration program? The framework developed by the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 32, n. 7, p. 728-744. 2013.

BURGER, J. A.; KELTING, D. L. Using soil quality indicators to assess forest stand management. **Forest Ecology and Management**, v.122, n. 1-2, p.155-166. 1999.

OLIVEIRA CARDOSO, M.; PEDROSA, E. M.; ROLIM, M. M.; E SILVA, Ê. F.; DE BARROS, P. A. Effects of soil mechanical resistance on nematode community structure under conventional sugarcane and remaining of Atlantic Forest. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 6, p. 3529-3544. 2012.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands**. Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460. 2008.

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

CHEN, F. S.; ZENG, D. H.; FAHEY, T. J.; LIAO, P. F. Organic carbon in soil physical fractions under different-aged plantations of Mongolian pine in semi-arid region of Northeast China. **Applied Soil Ecology**, v. 44, n. 1, p. 42-48. 2010.

CRISTINA PENUELA, M.; DREW, A. P. A model to assess restoration of abandoned pasture in Costa Rica based on soil hydrologic features and forest structure. **Restoration Ecology**, v. 12, n. 4, p. 516-524. 2004.

CROUZEILLES, R.; FERREIRA, M. S.; CHAZDON, R. L.; LINDENMAYER, D. B.; SANSEVERO, J. B.; MONTEIRO, L.; ... ; STRASSBURG, B. B. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, v. 3, n. 11. 2017.

DEARMOND, D.; EMMERT, F.; LIMA, A. J. N.; HIGUCHI, N. Impacts of soil compaction persist 30 years after logging operations in the Amazon Basin. **Soil and Tillage Research**, v. 189, p. 207-216. 2019.

EDWARDS, D. P.; TOBIAS, J. A.; SHEIL, D.; MEIJAARD, E.; LAURANCE, W. F. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. **Trends in ecology & evolution**, v. 29, n. 9, p; 511-520. 2014.

FAHIMNIA, B.; SARKIS, J.; DAVARZANI, H. Green supply chain management: A review and bibliometric analysis. **International Journal of Production Economics**, v. 162, p. 101-114. 2015.

FILOSO, S.; DO CARMO, J. B.; MARDEGAN, S. F.; LINS, S. R. M.; GOMES, T. F.; MARTINELLI, L. A. Reassessing the environmental impacts of sugarcane ethanol production in Brazil to help meet sustainability goals. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 52, p. 1847-1856. 2015.

FREYCON, V.; KRENCKER, M.; SCHWARTZ, D.; NASI, R.; BONAL, D. The impact of climate changes during the Holocene on vegetation in northern French Guiana. **Quaternary Research**, v. 73, n. 2, p. 220-225. 2010.

GAO, Y.; HE, N.; YU, G.; CHEN, W.; WANG, Q. Long-term effects of different land use types on C, N, and P stoichiometry and storage in subtropical ecosystems: A case study in China. **Ecological engineering**, v. 67, p.171-181. 2014.

HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. Factors explaining variability in woody above-ground biomass accumulation in restored tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 319, p. 36-43. 2014.

HU, H.; LIU, W.; CAO, M. Impact of land use and land cover changes on ecosystem services in Menglun, Xishuangbanna, Southwest China. **Environmental monitoring and assessment**, v. 146, n. 1-3, p. 147-156. 2008.

HUA, F.; WANG, X.; ZHENG, X.; FISHER, B.; WANG, L.; ZHU, J.; ... ; WILCOVE, D. S. Opportunities for biodiversity gains under the world's largest reforestation programme. **Nature Communications**, v. 7, n. 1, p. 1-11. 2016.

ILSTEDT, U.; MALMER, A.; NORDGREN, A.; LIAU, P. Soil rehabilitation following tractor logging: early results on amendments and tilling in a second rotation Acacia mangium plantation in Sabah, Malaysia. **Forest ecology and management**, v. 194, n. 1-3, p. 215-222. 2004.

JAGER, M. M.; RICHARDSON, S. J.; BELLINGHAM, P. J.; CLEARWATER, M. J.; LAUGHLIN, D. C. Soil fertility induces coordinated responses of multiple independent functional traits. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 2, p. 374-385. 2015.

JIMÉNEZ, J. J.; LORENZ, K.; LAL, R. Organic carbon and nitrogen in soil particle-size aggregates under dry tropical forests from Guanacaste, Costa Rica—implications for within-site soil organic carbon stabilization. **Catena**, v. 86, n. 3, p.178-191. 2011

KENNARD, D. K.; GHOLZ, H. L. Effects of high-and low-intensity fires on soil properties and plant growth in a Bolivian dry forest. **Plant and Soil**, v. 234, n.1, p. 119-129. 2001.

LEIVA, J. A.; MATA, R.; ROCHA, O. J.; GUTIÉRREZ SOTO, M. V. Cronología de la regeneración del bosque tropical seco en Santa Rosa, Guanacaste, Costa Rica: I. Características edáficas. **Revista de biología tropical**, v. 57, n. 3, p. 801-815. 2009.

LI, X.; NAN, R. A bibliometric analysis of eutrophication literatures: an expanding and shifting focus. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 20, p. 17103-17115. 2017.

LIU, Y.; WU, K.; ZHAO, R. Bibliometric analysis of research on soil health from 1999 to 2018. **Journal of Soils and Sediments**, v. 20, n. 3, p. 1513-1525. 2020.

LONG, M. S.; LITTON, C. M.; GIARDINA, C. P.; DEENIK, J.; COLE, R. J.; SPARKS, J. P. Impact of nonnative feral pig removal on soil structure and nutrient availability in Hawaiian tropical montane wet forests. **Biological Invasions**, v. 19, n. 3, p. 749-763. 2017.

LOZANO-BAEZ, S. E.; COOPER, M.; FERRAZ, S. F.; RIBEIRO RODRIGUES, R.; PIRASTRU, M.; DI PRIMA, S. Previous land use affects the recovery of soil hydraulic properties after forest restoration. **Water**, v. 10, n. 4, p. 453. 2018.

LOZANO-BAEZ, S. E.; COOPER, M.; MELI, P.; FERRAZ, S. F.; RODRIGUES, R. R.; SAUER, T. J. Land restoration by tree planting in the tropics and subtropics improves soil infiltration, but some critical gaps still hinder conclusive results. **Forest Ecology and Management**, v. 444, p. 89-95. 2019.

MARTIN, P. A.; NEWTON, A. C.; BULLOCK, J. M. Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 280, n. 1773, 2013.

MARTINS, W. B. R.; LIMA, M. D. R.; JUNIOR, U. D. O. B.; AMORIM, L. S. V. B.; DE ASSIS OLIVEIRA, F.; SCHWARTZ, G. Ecological methods and indicators for recovering and monitoring ecosystems after mining: A global literature review. **Ecological Engineering**, v. 145. 2020.

MARRYANNA, L.; NOGUCHI, S.; KOSUGI, Y.; NIIYAMA, K.; ITOH, M.; SATO, T.; ...; ABD-RAHMAN, K. Spatial distribution of soil moisture and its influence on stand structure in a lowland dipterocarp forest in peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 31, n. 2, p. 135-150. 2019.

MELI, P.; HOLL, K. D.; REY BENAYAS, J. M.; JONES, H. P.; JONES, P. C.; MONTOYA, D.; MORENO MATEOS, D. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. **PloS one**, v; 12, n. 2. 2017.

MELO, F. P.; PINTO, S. R.; BRANCALION, P. H.; CASTRO, P. S.; RODRIGUES, R. R.; ARONSON, J.; TABARELLI, M. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. **Environmental Science & Policy**, v. 33, p. 395-404. 2013.

MENZ, M. H.; DIXON, K. W.; HOBBS, R. J. Hurdles and opportunities for landscape-scale restoration. **Science**, v. 339, n. 6119, p. 526-527. 2013.
MERIGÓ LINDAHL, J.; YANG, J. B**. A bibliometric analysis of operations research and management science**. 2017.

MURATA, N.; OHTA, S.; ISHIDA, A.; KANZAKI, M.; WACHIRINRAT, C.; ARTCHAWAKOM, T.; SASE, H. Soil depth and soil water regime in a catchment where tropical dry evergreen and deciduous forests coexist. **Journal of forest research**, v. 17, n. 1, p. 37-44. 2012.

NOGUCHI, S.; KASRAN, B.; YUSOP, Z.; TSUBOYAMA, Y.; TANI, M. Depth and physical properties of soil in a forest and a rubber plantation in peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Forest Science**, p. 513-530. 2003.

NOGUCHI, H.; SUWA, R.; DE SOUZA, C. A. S.; DA SILVA, R. P.; DOS SANTOS, J.; HIGUCHI, N.; ...; ISHIZUKA, M. Examination of vertical distribution of fine root biomass in a tropical moist forest of the Central Amazon, Brazil. **Japan Agricultural Research Quarterly: JARQ**, v. 48, n. 2, p. 231-235. 2014.

NORDEN, N.; ANGARITA, H. A.; BONGERS, F.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; GRANZOW-DE LA CERDA, I.; VAN BREUGEL, M.; ...; FINEGAN, B. Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n.26, p. 8013-8018. 2015.

NOVAK, E.; CARVALHO, L. A. D.; SANTIAGO, E. F.; TOMAZI, M. Changes in the soil structure and organic matter dynamics under different plant covers. **Cerne**, v. 25, n. 2, p. 230-239. 2019.

DE OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L. A restauração ecológica em destaque: um retrato dos últimos vinte e oito anos de publicações na área. **Oecologia Australis**, p. 303-315. 2011.

PAUL, M.; CATTERALL, C. P.; POLLARD, P. C.; KANOWSKI, J. Recovery of soil properties and functions in different rainforest restoration pathways. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 10, p. 2083-2092. 2010.

PENG, S. L.; WU, J.; YOU, W. H. Recovery of saturated hydraulic conductivity along a forest successional series from abandoned land to mature, evergreen broad-leaved forest in eastern China. **Soil Research**, v. 50, n. 4, p. 257-266. 2012.

PICHÉ, N.; KELTING, D. L. Recovery of soil productivity with forest succession on abandoned agricultural land. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 5, p. 645-654. 2015.

QIU, J. China drought highlights future climate threats: Yunnan's worst drought for many years has been exacerbated by destruction of forest cover and a history of poor water management. **Nature**, v. 465, n. 7295, p. 142-144. 2010.

QUESADA, C. A.; PHILLIPS, O. L.; SCHWARZ, M.; CZIMCZIK, C. I.; BAKER, T. R.; PATIÑO, S.; ...; DÁVILA, E. A. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. **Biogeosciences**, v. 9, n. 6, p. 2203-2246. 2012.

RENARD, D.; BIRK, J. J.; ZANGERLÉ, A.; LAVELLE, P.; GLASER, B.; BLATRIX, R.; MCKEY, D. Ancient human agricultural practices can promote activities of contemporary non-human soil ecosystem engineers: A case study in coastal savannas of French Guiana. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 62, p. 46-56. 2013.

RHOADES, C. C.; COLEMAN, D. C. Nitrogen mineralization and nitrification following land conversion in montane Ecuador. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, n.10, p. 1347-1354. 1999.

ROA-FUENTES, L. L.; MARTÍNEZ-GARZA, C.; ETCHEVERS, J.; CAMPO, J. Recovery of soil C and N in a tropical pasture: passive and active restoration. **Land Degradation & Development**, v. 26, n. 3, p. 201-210. 2015.

RODRIGUES, A. P.; MOLTCHANOVA, E.; NORTON, D. A.; TURNBULL, M. Ecological Factors Preventing Restoration of Degraded Short Tussock Landscapes in New Zealand’s Dryland Zone. **Open Agriculture**, v. 2, n. 1, p. 442-452. 2017.

ROMANELLI, J. P.; FUJIMOTO, J. T.; FERREIRA, M. D.; MILANEZ, D. H. Assessing ecological restoration as a research topic using bibliometric indicators. **Ecological engineering**, v. 120, p. 311-320. 2018.

ROZENDAAL, D. M.; BONGERS, F.; AIDE, T. M.; ALVAREZ-DÁVILA, E.; ASCARRUNZ, N.; BALVANERA, P.; ...; CALVO-RODRIGUEZ, S. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. **Science advances**, v. 5, n. 3. 2019.

STONE, R. Severe drought puts spotlight on Chinese dams. **Science**, v. 327, n. 5971. 2010.

TORIYAMA, J.; OHTA, S.; ARAKI, M.; KANZAKI, M.; KHORN, S.; PITH, P.; ...; POL, S. Comparison of soil physical properties in evergreen and deciduous forests in central Cambodia. **Journal of forest research**, v. 13, n. 1, p. 15-24. 2008.

URIARTE, M.; TURNER, B. L.; THOMPSON, J.; ZIMMERMAN, J. K. Linking spatial patterns of leaf litterfall and soil nutrients in a tropical forest: a neighborhood approach. **Ecological Applications**, v. 25, n. 7, p. 2022-2034. 2015.

WANG, K., LI, T.; WEI, J. Exploring drought conditions in the Three River Headwaters Region from 2002 to 2011 using multiple drought indices. **Water**, v. 11, n. 2, p. 190. 2019.

ZHANG, Q.; SHAO, M.; JIA, X.; WEI, X. Changes in soil physical and chemical properties after short drought stress in semi-humid forests. **Geoderma**, v. 338, p. 170-177. 2019.

ZHU, K.; MCCORMACK, M. L.; LANKAU, R. A.; EGAN, J. F.; WURZBURGER, N. Association of ectomycorrhizal trees with high carbon-to-nitrogen ratio soils across temperate forests is driven by smaller nitrogen not larger carbon stocks. **Journal of Ecology**, v. 106 n. 2, p. 524-535. 2018.

ZHU, X.; CHEN, C.; WU, J.; YANG, J.; ZHANG, W.; ZOU, X.; ...; JIANG, X. Can intercrops improve soil water infiltrability and preferential flow in rubber-based agroforestry system? **Soil and Tillage Research**, v. 191, p. 327-339. 2019.

ZIMMERMANN, A.; SCHINN, D. S.; FRANCKE, T.; ELSENBEER, H.; ZIMMERMANN, B. Uncovering patterns of near-surface saturated hydraulic conductivity in an overland flow-controlled landscape. **Geoderma**, v. 195, p. 1-11. 2013.

# 3 DOES THE PROCESS OF PASSIVE FOREST RESTORATION AFFECT THE HYDROPHYSICAL ATTRIBUTES OF THE SOIL SUPERFICIAL HORIZON?

Expanded version of the manuscript accepted for publication in the journal Water at 12 june 2020. Copyright agreements require that this manuscript must be cited as:

PEREIRA, N. A., DI PRIMA, S., BOVI, R. C., DA SILVA, L. F. S., DE GODOY, G., NAVES, R. P., & COOPER, M. Does the Process of Passive Forest Restoration Affect the Hydrophysical Attributes of the Soil Superficial Horizon? *Water*, v. *12, n.* 6, p. 1689. 2020

## ABSTRACT

There has been an increase in the area of secondary tropical forests in recent years due to forest restoration in degraded areas. Recent analyses suggest that the success of passive forest restoration is highly uncertain and needs to be better understood. This study aimed to investigate the behavior of saturated hydraulic conductivity (Ks) and some hydrophysical soil attributes between agricultural land uses, restored forests, and a degraded forest fragment. The areas evaluated are located in the municipality of Rio Claro, São Paulo, Brazil, under different types of land use: (i) two areas in the process of passive forest restoration: one of 18 and another of 42 years (NR18 and NR42); (ii) a degraded forest fragment (DFF); (iii) pasture (P), and (iv) sugarcane (SC). The hydraulic soil conductivity characterization was performed using the Beerkan method. Dry soil bulk density (BD), total porosity (Pt), macroporosity (Mac), microporosity (Mic), penetration resistance (PR), mean aggregate diameter (MWD), and soil organic carbon (OC) were also determined. The comparative analysis of the hydrophysical attributes of the soil superficial horizon in agricultural land uses (P and SC), restored forests (NR18 and NR42), and a degraded forest (DFF) confirms that the recovery of soil hydrological functioning in ongoing forest restoration processes can be a relatively slow process. In addition, the intensity of previous land use leaves footprints that can affect passive restoration areas for decades after agriculture abandonment, increasing the time for the recovery of Ks and soil hydrophysical attributes.

Keywords: soil hydraulic conductivity, aggregate stability, soil porosity, soil penetration resistance

## 3.1 INTRODUCTION

A substantial increase in the area of secondary tropical forests has been occurring in the last 20 years (CHAZDON, 2008; FILOSO et al., 2017). There is promising evidence that these areas have been increasing as a result of the ambitious goals implemented worldwide for the recovery of degraded and deforested land, such as the Bonn Challenge (2011) and the New York Declaration on Forest (2014). Many degraded areas, especially those that have not been subjected to many years of monoculture, are recovered using passive restoration techniques. One of these

techniques is natural forest regeneration, which takes advantage of the resilience of degraded areas by stimulating the germination of local seed banks, seed dispersal processes, regrowth of trunks, or seedlings that resisted the disturbances. This restoration approach is economically advantageous because it reduces implementation costs, such as purchase of seedlings, inputs, application of silvicultural techniques, maintenance of plantations, and labor (CHAZDON, 2012).

The potential of passive restoration to recover some groups of biodiversity in tropical regions (such as plants, birds, and invertebrates) and structural parameters of vegetation (density, biomass, and height) is well reported in the literature (CROUZEILLES et al., 2017; MELI et al., 2017; ROZENDAAL et al., 2019). Furthermore, large-scale forest cover, either natural or restored, has impacts on climate, soil, and hydrology (GODSEY; ELSENBEER, 2002). Soil is the substrate for forest restoration, and the knowledge of its functioning is essential for understanding and managing restoration processes. Thus, the success of forest restoration processes depends on the presence of a healthy soil environment in which seedlings and trees can develop successfully. The recovery of soil hydrophysical attributes is fundamental to maximize the success of restoration efforts (GIANNINI et al., 2018); however, it is still not fully understood in forest restoration because soil is still under-investigated in these environments (GIANNINI et al., 2018). Monitoring soil hydrophysical attributes in forest restoration environments, such as soil bulk density, total porosity, macro and microporosity, and aggregate stability, can supply data on soil-related functions, such as root growth, water infiltration and drainage, gas exchange, biological activity, water retention, and carbon stock supply (BURGER; KELTING, 1999).

The hydraulic conductivity of saturated soil (Ks) is also a key parameter that describes the movement of water in the soil and exerts a dominating influence on the partitioning of rainfall into vertical and lateral flow paths. Therefore, estimates of Ks are essential for describing and modeling hydrological processes (ZIMMERMANN et al, 2013). Moreover, Ks is dependent on the soil structure, an attribute deeply affected by soil management (MESQUITA; MORAES, 2004; AHUJA et al., 1984). In forest ecosystems, it is expected that there will be greater input and decomposition of the litter, which is the main supply of organic matter to the soil and regulates the cycling of nutrients. Higher concentrations of organic matter in the soil also favor microbial and soil fauna activities and provide more suitable conditions for soil protection (DE

ANDRADE; TAVAREZ; COUTINHO, 2003). The formation and evolution of soil aggregates are driven by biological and microbial activities, and the supply of organic matter under forests helps to maintain the stability of soil aggregates (PICHÉ; KELTING, 2015). The literature reports some studies that evaluated areas in different stages of passive restoration in tropical forests (CROUZEILLES et al., 2017; GODSEY; ELSENBEER, 2002; ZIEGLER et al., 2004; PAUL et al., 2010; NYBERG et al., 2012; GAGELER et al., 2014; LOZANO et al., 2019). In some areas, improvements were observed in the contribution of soil biomass and biodiversity (CROUZEILLES et al., 2017; NYBERG et al., 2012), lower soil bulk density, and greater total soil porosity (NYBERG et al., 2012; LOZANO et al., 2019), which probably influenced the formation of more stable aggregates in the soil and higher Ks. In general, the results reinforce the importance of expanding knowledge about the hydrophysical attributes in forest restoration areas, since the forest's age alone is not sufficient to restore soil functioning. Besides, different stages of forest restoration may show distinct signs of soil recovery.

Among Brazilian biomes, the Atlantic Forest suffered the most significant degradation, due to the conversion of primary forests to sugarcane and coffee plantations (SPAROVEK et al., 2008). Currently, it has a high number of degraded fragments and only 12% of the original coverage (RIBEIRO et al., 2009). In this biome, the current forest cover is a heterogeneous forest mosaic of different ages, located in different landscape conditions and, therefore, with varying levels of disturbance (FERRAZ et al., 2014). Understanding the degree of tropical forest disturbances and their recovery by restoration processes is challenging. In addition, the time that natural regeneration takes to recover the hydrophysical soil attributes disturbed by intense previous land use after deforestation is very variable (LOZANO et al., 2019). These processes need to be better understood (GAGELER et al., 2014; PEÑUELA; DREW, 2004; BRUIJNZEEL, 2004; ZWARTENDIJK et al., 2017; MENDES et al., 2018).

Considering that the soil structure and functioning are essential for the improvement of Ks (GIANNINI et al., 2018; NYBERG et al., 2012; GAGELER et al., 2014) and that the impact of passive restoration on the soil hydrophysical functioning is still little known, this study aimed to answer the following question: Is passive restoration capable of improving soil Ks, as well as the physical attributes of the soil superficial horizon? To answer this question, we investigated the behavior of Ks and

some soil physical attributes of the soil superficial horizon in forests of different ages undergoing passive restoration by natural regeneration, a degraded forest fragment, a pasture, and a sugarcane field.

## 3.2 MATERIAL AND METHODS

### 3.2.1. Study Area

The study was carried out in the county of Rio Claro (22°20′ S, 47°34′ W), São Paulo State, Southeast Brazil (Figure 2.1). The area is inserted in the Corumbataí River hydrographic basin, and has more than 1700 km2 and more than 200 years of land-use change (FERRAZ et al., 2014), with an altitude between 562 and 643 m a.s.l. The climate is classified as Cwa, according to Köppen classification, characterized by dry winters and rainy and hot summers (ALVEZ et al., 2013). The wettest period is from December to February, while the driest, from June to August. The average annual precipitation is 1344 mm, with an average annual temperature of 20.5 °C (ALVEZ et al., 2013). According to the geomorphological map of São Paulo state, the area is located in the Peripheral Depression of the São Paulo state (DE OLIVEIRA et al., 1982). The native forest cover is classified as semi-deciduous rainforest (KOFFLER, 1993), belonging to the Atlantic Forest biome (RODRIGUES, 1999).

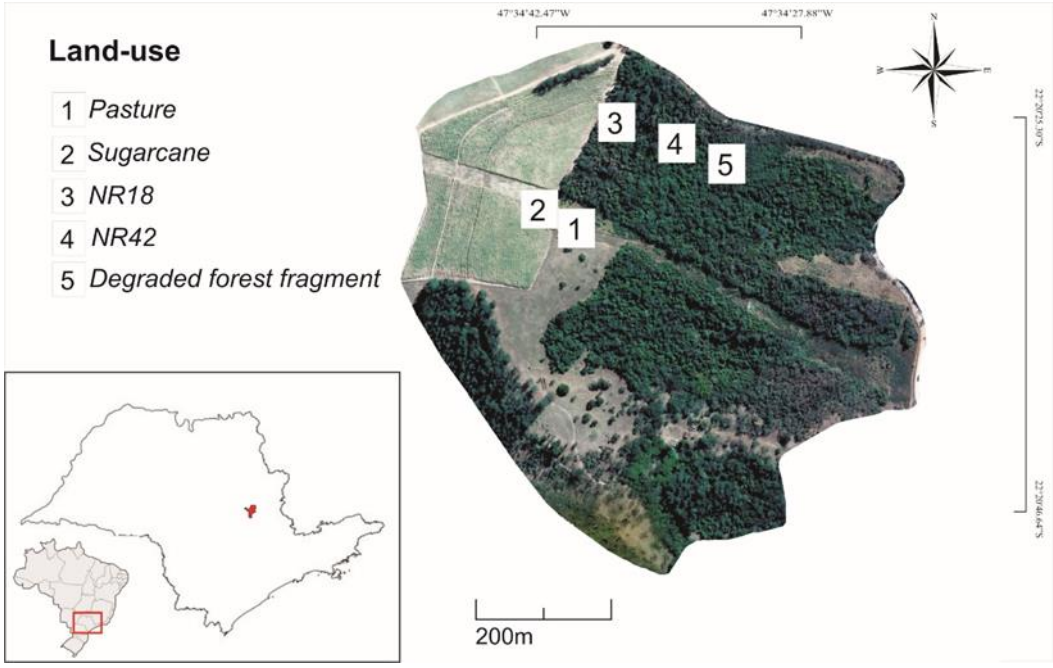



Figure 3.1. Location of the study areas in the state of São Paulo, Southeast Brazil. P: Pasture; SC: sugarcane; NR18: Natural regeneration 18 years; NR42: Natural regeneration 42 years.; DFF: Degraded forest fragment.
Source: Author

The exploitation of the Brazilian Atlantic Forest was accentuated in the 20th century, resulting in severe changes to the ecosystems, primarily by reducing and increasing the pressure on biodiversity (PINTO et al., 2006). After almost 500 years of land-use changes, the Atlantic Forest, which covered about 150 million hectares in Brazil, currently has less than 12% of its original forest cover (1.2 million km2) (RIBEIRO et al, 2009). Nowadays, more than 80% of forest fragments are smaller than 50 ha (RIBEIRO et al, 2009), isolated, unprotected, and severely altered (DA FONSECA, 1985). The few fragments larger than 100 ha are located on steep terrain, where human occupation is difficult (SILVA et al., 2007).

The intense deforestation in the study area resulted from the exploitation and expansion of coffee, cotton, and pastures (DA FONSECA, 1985) during the first half of the twentieth century (PINTO et al., 2006). According to 1962 satellite images (FERRAZ et al., 2014), the actual restored forest cover in the study area was previously occupied by pastures. Restoration by natural regeneration processes occurred due to two main reasons: (1) the abandonment of areas, which had low agricultural suitability, due to the predominance of steep slopes, and the presence of sandy and rocky soils (FERRAZ et al., 2014); and (2) environmental planning efforts to comply with the

Brazilian Forest Code (FERRAZ et al., 2014; RODRIGUES, 1999). Currently, land use in this area is dominated by Urochloa decumbens Stapf pastures (43.68%), sugar cane (25.57%), fragments of native forest (12.36%), and other types of land uses (14.5%) (VALENTE; VETTORAZZI, 2005).

For the development of this study, we selected five different land uses: (a) pasture (P); (b) sugarcane (SC); (c) 18-year-old passive forest restoration by natural regeneration (NR18); (d) 42-year-old passive forest restoration by natural regeneration (NR42), and (e) degraded forest fragment (DFF) (Figures 3.1 and 3.2). The DFF area is currently isolated, but before this measure, there were intense cattle invasions associated with frequent burning in the contiguous sugar cane fields during the dry season that invaded the remnant fragment. Oxisols and Ultisols represent the soils of the study area, according to Soil Taxonomy, 2014 (SOIL SURVEY STAFF, 1999) with sandy loam and loamy, sandy textures (Table 3.1). The soil texture of the superficial horizon did not show important variations among the study sites being considered homogeneous.

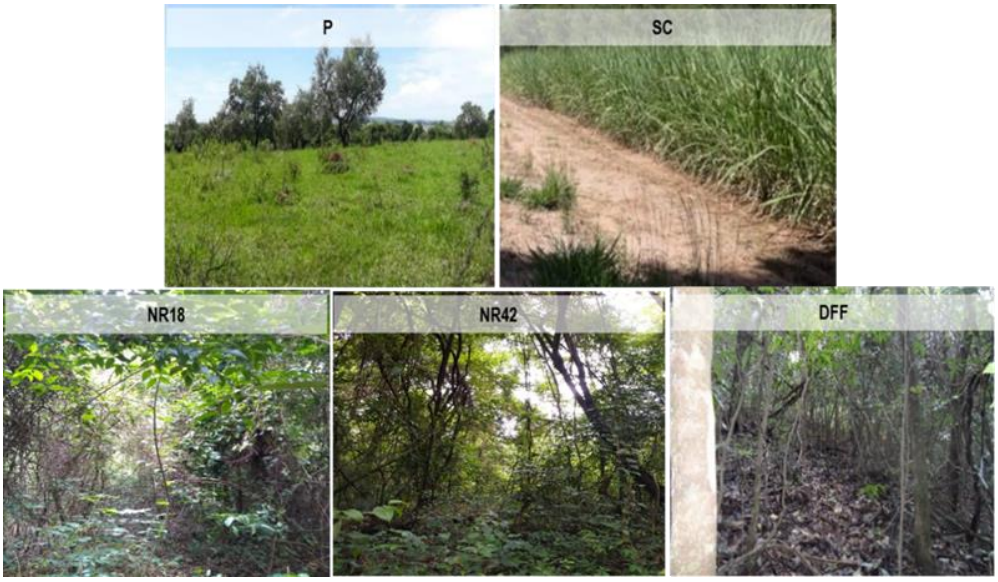



Figure 3.2. Image of the study areas. P: Pasture; SC: Sugarcane; NR18: Passive restoration by natural regeneration 18 years; NR42: Passive restoration by natural regeneration 42 years; DFF: Degraded forest fragment.
Source: Author.

Table 3.1. Soil classification, soil particle density (ρs), particle size distribution, and textural classes for the soil superficial horizon (0.10 m) of the study areas.

| Study Area | Clay (%) | Silt (%) | Sand (%) | *ρs* g cm$^{-3}$ | Textural Classes | Soil Classification |
|---|---|---|---|---|---|---|
| P | 18 | 4 | 78 | 2.63 | Sandy loam | Oxisols |
| SC | 19 | 5 | 76 | 2.66 | Sandy loam | Oxisols |
| NR18 | 11 | 6 | 83 | 2.67 | Loamy sand | Oxisols |
| NR42 | 14 | 15 | 71 | 2.64 | Sandy loam | Ultisols |
| DFF | 11 | 13 | 76 | 2.65 | Sandy loam | Oxisols |

P: Pasture; SC: Sugarcane; NR18: Natural regeneration 18 years; NR42: Natural regeneration 42 years; DFF: Degraded forest fragment.
Source: Author.

### 3.2.2 Soil Sampling and Analytical Procedures

The field campaign and soil sampling were performed during July 2018. Within each study area, five sampling points were selected, distant 5.5 m from each other. The soil water infiltration was measured using the Beerkan method (LASSABATERE et al., 2006). In each study area, ten water infiltration measurements were performed (two infiltration measurements at each sampling point), using a steel cylinder with an internal diameter of 0.16 m. The sampled infiltration surfaces were assumed to be large enough to allow the determination of representative Ks values that accounted for soil heterogeneity and the contribution of biopores (ANGULO-JARAMILLO et al., 2016). The location of the insertion of the steel cylinder was previously prepared by removing the litter and other materials to expose the soil surface. Subsequently, the steel ring was inserted 0.01 m into the soil. For each measurement, a volume of 150 mL of water was added repeatedly into the steel cylinder. The time for complete infiltration of each poured volume was logged. This procedure was repeated until the difference between the infiltration times of two or three consecutive tests underwent minimal variation. In

total, 50 infiltration runs (10 runs × 5 areas) of cumulative infiltration (I) as a function of time (t) were performed.

The values of Ks were estimated by the simplified Beerkan infiltration method (SSBI—Steady version of the Simplified method based on a Beerkan Infiltration run) (BAGARELLO et al., 2017). The SSBI method estimates Ks as follows:

$$K_s = \frac{i_s}{\frac{\gamma\gamma w}{r\alpha*}+1} \quad (1)$$

where is (L $T^{-1}$) is the slope of the linear regression fitted to the final portion of the cumulative infiltration time series, r (L) is the ring radius, γw is a dimensionless constant related to the shape of the wetting front often fixed at 1.818 (White e Sully, 1987), γ is an infiltration constant, often fixed at 0.75 (REYNOLDS et al., 2002; HAVERKAMP et al., 1994), and α* ($L^{-1}$) is the sorptive number, that expresses the relative importance of the capillary over gravity forces during water movement in unsaturated soil (RAATS, 1976; DI PRIMA et al., 2020). According to a previous investigation carried out on similar soils in the Atlantic forest (LOZANO et al., 2020), we assumed a value of α* = 0.0012 $mm^{-1}$, also taking into account that it represents the suggested first approximation value for most field soils (ELRICK; REYNOLDS, 1992).

At each sampling point, disturbed and undisturbed soil samples were collected at 0–0.10 m depth. The disturbed samples were collected to determine the gravimetric moisture content of the saturated soil (Ug, %), the organic carbon (OC, g $kg^{-1}$), and the soil particle density (ρs, g $cm^{-3}$). Undisturbed samples were collected using Kopeck metal rings with cutting edges measuring 0.05 × 0.05 m (diameter × height). These samples were used to determine: (a) the initial volumetric moisture content (θi, $cm^3$ $cm^{-3}$), (b) total porosity (Tp, $cm^3$ $cm^{-3}$), (c) macroporosity (Mac, $cm^3$ $cm^{-3}$), (d) microporosity (Mic, $cm^3$ $cm^{-3}$), (e) dry soil bulk density (Pt, g $cm^{-3}$) and (f) penetration resistance (PR, MPa). Bulk density (BD) was determined by the ratio of the dry soil mass and the cylinder volume (Grossman e Reinsch, 2002). The volumetric moisture content of the saturated soil (θs, $cm^3$ $cm^{-3}$) was obtained using the measure of BD (θs = Ug × BD). We also computed the depths of wetting fronts for all infiltration experiments at the end of the experiment, Zwf (L). For this purpose, we considered a piston flow width displacement of the volume of water in the soil porosity (LASSABATERE et al, 2019).

In the laboratory, each undisturbed soil sample was gradually saturated with water by capillary action and then weighed. The total porosity (Tp) was calculated by the ratio between BD and ρs (VOMOCIL, 1965). The soil particle density (ρs) was determined by a helium gas pycnometer (ACCUPYC 1330, Micromeritics Instrument Corporation®, Norcross, Georgia, USA). Mic was estimated using the tension table with the soil matric potential of −6 kPa (Ψ = −0.006), and Mac was determined by the difference between Tp and Mic.

PR was determined using an electronic benchtop penetrometer (CT3 Texture Analyzer, Brookfield, Middlebore, MA, USA), equipped with a 25 kg load cell and a metal rod with a 30° semi-angle cone tip, a basal diameter of 3.81 mm, and penetration velocity of 10 mm $min^{-1}$. PR measurements were obtained through an automated data acquisition system. Such measures were collected at the center of each undisturbed soil sample with soil moisture equivalent to a water pressure of 10 kPa. For all samples, the measurements obtained from the upper (1 cm) and lower (1 cm) were discarded, following the procedures of Imhoff (2001).

The determination of the aggregate means weight diameter (MWD) was performed using the dry methodology (SALTON et al., 2012). For this, 50 g of soil were collected from the 0–0.10 m depth. These samples were separated into size classes by sieving in a dry medium through a Solotest vibratory mechanical stirrer containing a set of mesh sieves: 4.0, 2.0, 1.0, 0.50, and 0.25 mm. The calculations of (MWD) were obtained using the equation of Kemper (1986):

$$MWD = \sum X_{is}.W_{is} \quad (2)$$

where MWD = mean weight diameter of the soil aggregates (mm); Xis = mean diameter of each class (mm); Wis = proportion of aggregates in each sieve class (i) (%).

### 3.2.3 Data Analysis

For each studied variable (Ks, BD, Tp, Mac, Mic, PR, MWD, and OC) analysis of variance (ANOVA) was performed, considering the type of land use as an explanatory variable (P, SC, NR18, NR42, and DFF), after having checked that the assumptions of normality of residues and homogeneity of variances were met, through the Shapiro–Wilk test and the Barllet test, respectively. In the case of significance at

10%, the Tukey test was applied, which compares the means two by two. For the variables Ks and PR, normality was determined using the natural logarithm of the value obtained initially, due to the high variability of the data (REYNOLDS et al., 2008). For the Mic, the assumptions of ANOVA were not met, even after data transformation. A Kruskal–Wallis non-parametric test was then performed, also at a 10% significance level. To simultaneously compare the hydrophysical attributes of the soil between the different uses, a principal component analysis (PCA) was performed for standardized data. All analyses were performed in the R software (R Core Team, Vienna, Austria, 2018).

## 3.3 RESULTS

### 3.3.1 Soil Hydrophysical Attributes of the Study Areas

The soils in the study area did not present soil particle distribution differences down to the depth of 0.10 m (Table 3.1). Among the different types of land use studied in this investigation, there were statistically significant differences for the variables Ks, Mic, PR, MWD, and OC (Table 3.2 and Figure 3.3). The BD, Tp, and Mac variables did not show statistically significant differences among the studied land uses (Table 3.2).

Table 3.2. Average values of the hydrophysical attributes of the soils in the study areas. BD: bulk density (g $cm^{-3}$); Tp: total porosity ($cm^3$ $cm^{-3}$); Mac: macroporosity ($cm^3$ $cm^{-3}$); Mic: microporosity ($cm^3$ $cm^{-3}$); PR: penetration resistance (Mpa); MWD: mean weight diameter of the soil aggregates (mm); OC: soil organic carbon content (g $kg^{-1}$), and Ks: saturated soil hydraulic conductivity (mm $h^{-1}$).

| | | **Land Uses** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Attributes** | **Statistic** | **P** | **SC** | **NR18** | **NR42** | **DFF** |
| *BD* | Mean | 1.51 a | 1.53 a | 1.47 a | 1.48 a | 1.39 a |
| | CV | 2.98 | 4.46 | 4.40 | 9.54 | 5.97 |
| *Tp* | Mean | 0.42 a | 0.42 a | 0.44 a | 0.45 a | 0.47 a |
| | CV | 3.51 | 6.20 | 5.07 | 10.35 | 6.61 |
| *Mac* | Mean | 0.13 a | 0.16 a | 0.13 a | 0.16 a | 0.18 a |
| | CV | 19.16 | 14.39 | 12.98 | 17.00 | 23.28 |
| *Mic* | Mean | 0.29 ab | 0.25 b | 0.30 a | 0.28 ab | 0.29 ab |
| | CV | 6.30 | 6.21 | 5.26 | 17.55 | 5.37 |
| *PR* | Mean | 2.64 a | 1.60 a | 0.83 b | 0.66 b | 0.68 b |
| | CV | 23.92 | 32.37 | 38.30 | 33.53 | 16.95 |
| *MWD* | Mean | 0.99 bc | 0.76 c | 0.75 c | 1.34 ab | 1.68 a |
| | CV | 2.98 | 16.17 | 12.86 | 6.84 | 11.06 |
| *OC* | Mean | 14.00 a | 7.33 c | 8.66 bc | 11.33 ab | 9.33 bc |
| | CV | 14.28 | 15.74 | 13.32 | 10.18 | 16.36 |
| *Ks* | Mean | 28.46 b | 39.93 ab | 70.30 a | 124.22 a | 36.28 ab |
| | CV | 104.89 | 59.60 | 80.50 | 115.08 | 73.28 |

The letters refer to the comparison test of means two by two in the Tukey test at the 90% confidence level. Averages followed by the same letter do not differ statistically. CV: coefficient of variance (%). Reference values of CV: Low: <10%; medium: between 10 and 20%; high: between 20 and 30%, and very high: >30% (GOMES, 1990). Note: For BD, Tp, Mac, Mic, and PR, the number of soil samples = 5; for Ks = 10; for MWD and OC = 3.

Source: Author.

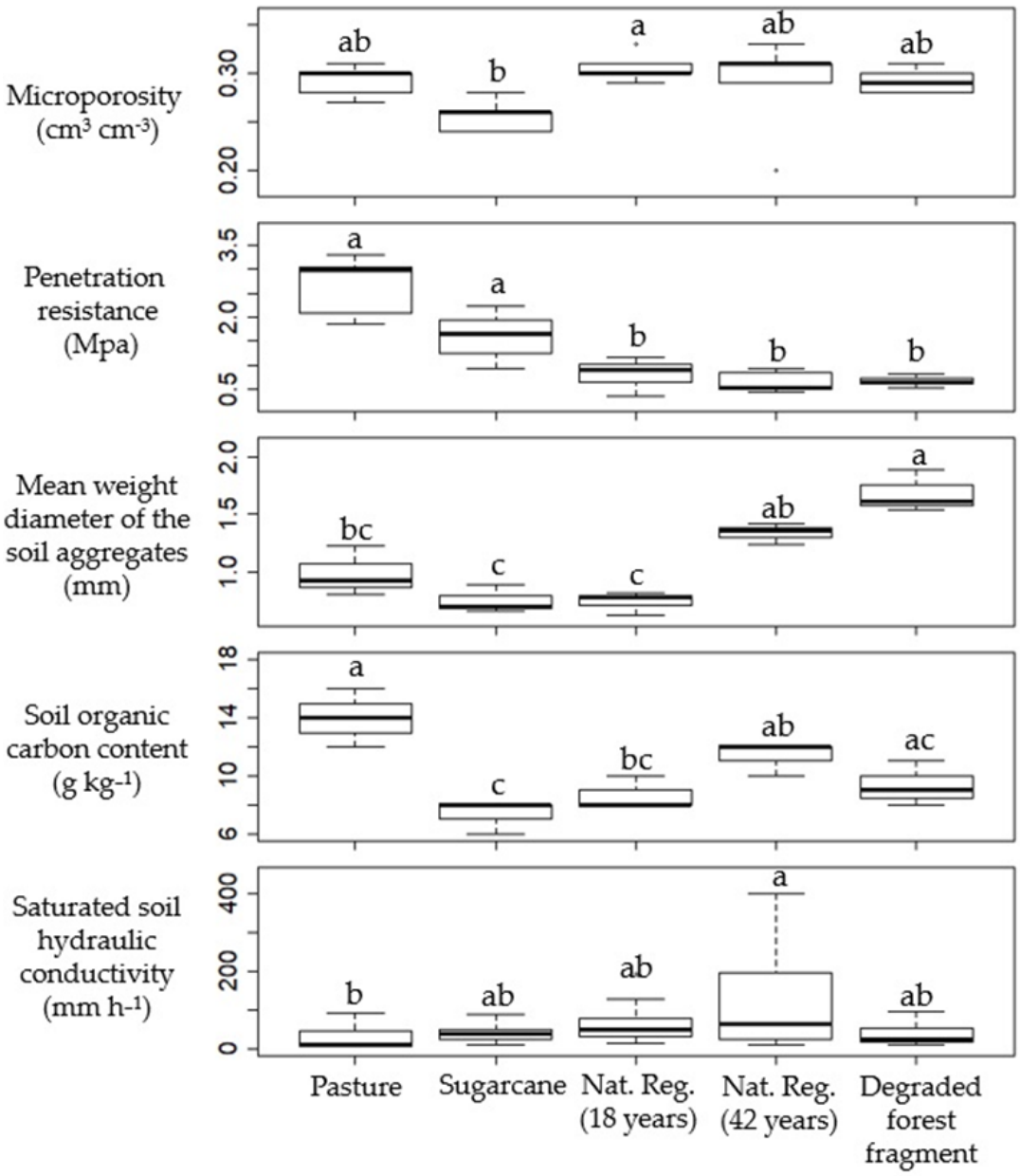



Figure 3.3. Boxplot of hydrophysical attributes for the different land uses. Line within the box is the median. The bars represent standard error. Note: For this figure, we only considered the soil physical attributes that presented significant differences, according to Table 2. Nat.Reg = natural regeneration.
Source: Author.

Considering soil Mic, SC only differed from NR18. For this attribute, NR42 presented a medium value of the coefficient of variance (CV) and the rest a low CV. Significant differences were observed for PR between the agricultural (P and SC) and the passive restoration areas (NR18 and NR42). PR values for P and SC were higher than NR18, NR42, and DFF (Figure 2.3). NR18 and DFF had PR values three times lower than P, and NR42 had PR values four times lower than P. When compared to

SC, the passive restoration areas and DFF also presented lower PR values. High CV values for PR were found for SC, NR18, and NR42.

The land use with the highest passive restoration age—NR42—presented similar MWD values to DFF and P and differed from all the other land uses. We noted that the youngest passive restoration area—NR18–presented MWD values similar to both agricultural land uses (P and SC). For this attribute, CV values were low for P and NR42 and medium for SC, NR18, and DFF (Table 3.2; Figure 3.3).

Considering the soil OC content, P had the highest values and was similar to NR42, while SC, NR18, and DFF presented lower values. All land uses had medium CV's (Table 2.2).

The mean values of the wetting front depths ranged from 219 to 319 mm, depending on the site. Therefore, Ks data may be considered representative of the studied upper layers (Table 2.1). In addition, we did not detect any restrictive layer that may have affected Ks predictions (DI PRIMA et al., 2020).

Ks was moderately high for P and presented significant differences with both passive restoration areas. NR18 and NR42 had high Ks values, approximately double and four times the Ks value of P, respectively. SC and DFF had similar values of Ks. All land uses presented high CV values for Ks, especially NR42, followed by P (Table 2.2).

Although no significant differences among land uses were observed for BD, a tendency of decrease in this attribute could be observed in the forest land uses when compared to the agricultural land uses (Table 3.2). The same was valid for Tp, where the restoration age showed a tendency to improve, presenting similar values to DFF. The behavior of Ks also showed a tendency to increase according to restoration age, considering the mean and absolute values of this attribute (Figure 3.3).

A PCA was performed to investigate and relate the soil hydrophysical attributes between the different land uses (Table 3.3 and Figure 3.4).

Table 3.3. Principal component analysis (PCA) loadings for the first and second components of the principal component analysis.

| Variables | Component 1 | Component 2 |
|---|---|---|
| *Ks* | | 0.49 |
| *BD* | 0.556 | 0.109 |
| *Tp* | −0.578 | |
| *Mac* | −0.353 | 0.512 |
| *Mic* | −0.262 | −0.618 |
| *PR* | 0.391 | −0.316 |

Source: Author.

Component 1 represents 48.39% of the data variation, and the variables most related to this Axis were BD (positively) and Tp (negatively) (Table 3.3 and Figure 3.4). In addition, BD was positively correlated to PR, while Tp was mainly correlated to Mac and, to a lesser extent, to Mic. Ks remained almost perpendicular to component 1; this demonstrated that there was no correlation between this attribute with BD, considering all land uses.

The higher values of component 1 indicate higher levels of soil degradation, while the lower values indicate the opposite. On this Axis, the forest areas are positioned to the left, while the non-forest areas are on the right. In this case, the highest values of BD and lower values of Tp were associated with agricultural land uses (P and SC), while the lower BD values were associated with DFF. Therefore, the sequence of the most degraded to the least degraded areas was P, SC, NR18, NR42, and DFF, with a remarkable tendency for less degradation of the two areas in the process of restoration and DFF.

Component 2 explained 26.8% of the data variation. The variables most correlated to this Axis were Mac (positively) and Mic (negatively), and Ks had a low relationship with Mac, Tp, and BD. Considering the land use, it is possible to notice that the forest areas were distributed along the entire Axis, while P was below, and SC was above. Besides that, the highest values of Mac were more associated with SC, while Mic and PR were related to P. As for the restoration areas (NR18 and NR42), we noticed a tendency to decrease Mic and increase Ks, according to the ages of passive restoration.

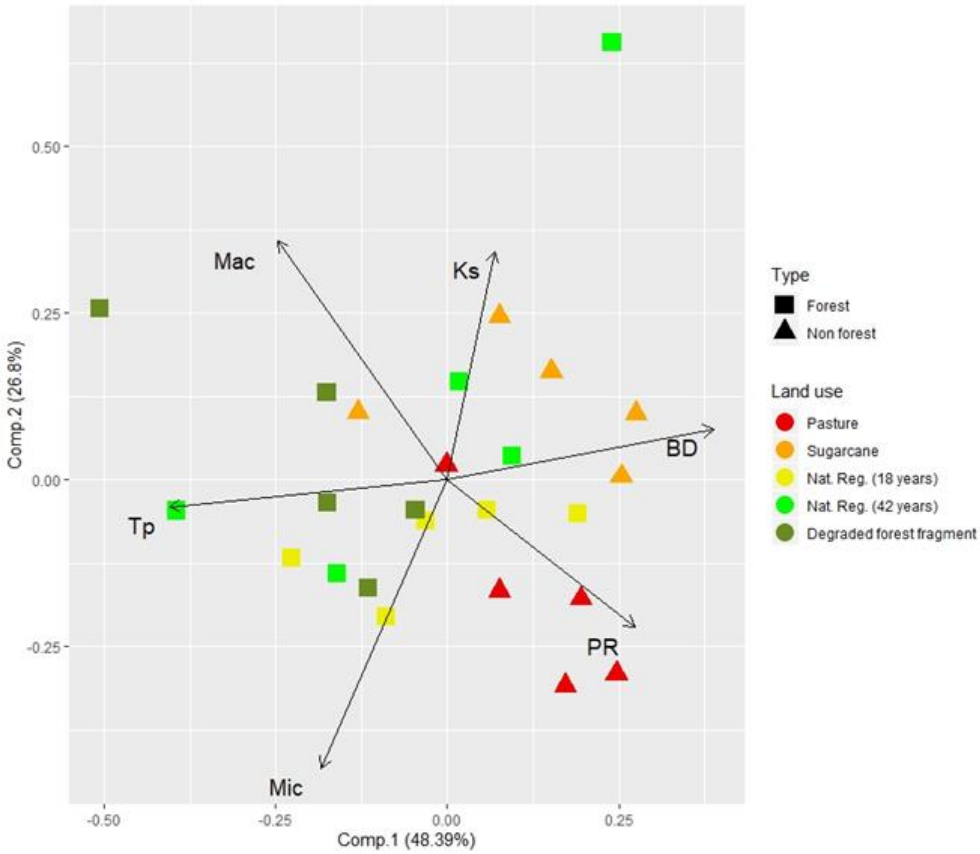



Figure 3.4. Principal Component Analysis (PCA) biplot based on soil attributes: Log Ks (mm $h^{-1}$), BD (g $cm^{-3}$), Tp (cm3 $cm^{-3}$), Mic (cm3 $cm^{-3}$), Mac (cm3 $cm^{-3}$), PR (Mpa). Symbols represent plot sites for each land-cover type: Nat.Reg = natural regeneration.P: Pasture; SC: Sugarcane; NR18: Natural regeneration 18 years; NR42: Natural regeneration 42 years; DFF: Degraded forest fragment.

Source: Author.

## 3.4 DISCUSSION

According to the Ks classification of the Soil Survey Staff (SOIL SCIENCE DIVISION STAFF, 2017), the Ks values obtained in the studied areas varied between high (36 < 360 mm $h^{-1}$) and moderately high (3.6 < 36 mm $h^{-1}$). At the P site, Ks was moderately high due to soil compaction, evidenced by the high PR value, high Mic (Figures 3.3 and 2.4), and low MWD (Table 3.2). PR integrates the effects of soil bulk density and moisture, affecting the soil physical conditions for root growth (TORMENA et al., 2002). The PR value for P was above 2 Mpa, which is considered a critical limit for root growth in the literature (TAYLOR et al., 1966; TAYLOR, 1971). This result reports the degradation of the area, as demonstrated in the PCA (Figure 3.4). The high content of OC is explained by the accumulation of biomass in pastures, promoted by

the root system of grasses that are abundant during the year and by the organic matter added by the animals (TAYLOR et al., 1966; JUNIOR; MELO, 1999), but its effect on soil aggregation was not observed due to the high level of compaction in this area. The decrease in Ks has been similarly reported in several studies after the establishment of pastures in tropical soils and occurred due to changes in the soil pore distribution caused by animal trampling. A study at the watershed scale in the Atlantic Forest biome showed moderately high values of Ks (22 mm $h^{-1}$) in the surface 0.15 m soil layer in pasture when compared to eucalyptus (40 mm $h^{-1}$) and a 44-year-old secondary forest (61 $mmh^{-1}$) (SALEMI et al., 2013). Another study, carried out in the Amazon, also reported a decrease in soil water infiltration after conversion from forest to pasture, from 1258 to 100 mm (SCHEFFLER et al., 2011). The reduction in soil water infiltration and, consequently, lower Ks, promote lateral water fluxes (ZIMMERMANN et al., 2013; BIGGS et al., 2006; CHAVES et al., 2008; ZIMMERMANN et al., 2006), higher runoff and, consequently, higher soil erosion (GERMER et al., 2010).

The absence of soil cover combined with agricultural machinery used in the SC area promoted the lowest values of MWD and OC, which probably influenced the lower value of Ks when compared to NR18 and NR42. Even though Ks in SC did not differ statistically from NR18 and NR42, the latter have higher absolute values. This land use was highly associated with soil Mac (Figure 3.4), which was probably associated with soil tillage operations carried out during sugarcane replanting and in the period between ratoon-crop harvests. These soil management practices can have positive effects, in the short term, on the physical quality of the soil, due to the modifications provided to the soil porosity, mainly in the superficial soil horizons (SATIRO et al., 2017; TOPP et al., 1997).

The values obtained for Ks in the NR18 and NR42 areas were classified as high, according to Soil Survey Staff (SOIL SCIENCE DIVISION STAFF, 2017). Indeed, these Ks values indicated a good ability of the soil to infiltrate and percolate plant-available water to the root zone and to drain excess water out of the root zone ZIMMERMANN et al., 2006). These areas showed a tendency to improve the MWD and OC variables, where the latter is one of the primary agents of formation and stabilization of soil aggregates in the soil superficial horizons, with a direct influence on porosity (SIX et al., 2002; FILHO et al., 1998). The MWD indicates the largest stable aggregates in the soil in terms of structural organization. Aggregates with MWD greater than 0.25 mm are considered stable (SIX et al., 2002). The addition of OC (root activity,

growth, and functioning; death of plant tissues; among others) provides substrate for microbial growth and the production of secondary organic compounds that act as cementing agents. These agents help aggregate formation (BRONICK; LAL, 2005) and stabilization that increase their resistance when submitted to external forces (SALTON et al., 2008). A tendency for higher soil aggregation was evident in the NR18 and NR42 areas, improving soil structure and, consequently, Ks (Figure 3.3). Indeed, soils with a high degree of aggregate stability usually also have good soil physical quality, with good soil porosity, aeration, water retention and infiltration (AN et al., 2010). In this sense, soils with greater aggregate stability are considered structurally superior to similar soils with weaker aggregation (VEZZANI, 2001).

The high variability of Ks obtained in NR42 (Figures 3.3 and 3.4) suggested the occurrence of preferential flows in this area, which can occur due to several factors, among them, the presence of continuous biopores created by large roots of decomposed trees or channels created by macrofauna (ZWARTENDIJK et al., 2017; DI PRIMA et al., 2020; ALLAIRE et al., 2009). This hypothesis corroborates studies developed in forests under tropical climates (GAGELER et al., 2014; ZIMMERMANN et al., 2006; DEUCHARS et al., 2006, HASSLER et al., 2011). However, although preferential flows are considered a common phenomenon in forested soils, future studies are needed to understand better how they work in areas of passive restoration and their effects in space and time, considering that they are the main cause of groundwater pollution and contamination (DOERR et al., 2007).

The set of soil attributes of the soil superficial horizon analyzed in this study demonstrated that the DFF land use was the least degraded (Figure 3.4). The lower value of BD and higher values of Tp, Mac, and MWD (Table 3.2) show that, although the forest fragment has suffered some degradation in the past, it still maintains its functionality, even though Ks presented lower values when compared to NR18 and NR42. The fact that DFF presented lower Ks values when compared to the restored areas can be possibly due to other factors that affect this attribute in natural environments, such as plant density and diversity, canopy cover (CHAZDON, 2012; LOZANO et al., 2019), geological and topographic variations (COOPER et al., 2013), soil water repellency (LOZANO et al., 2020; DOERR et al., 2007), among others.

The joint analysis of the hydrophysical attributes evaluated here, through the PCA, showed that areas in the process of passive restoration had a lower degree of

degradation when compared to areas of agricultural use (Figure 3.4). This lower degree of degradation in restored areas can be interpreted as a general tendency of improvement in the hydrophysical attributes after restoration initiation. High values of Ks, aggregate stability, and the improvement tendencies in the other evaluated attributes evidence the soil hydrophysical recovery in the restored forests (Table 3.2; Figures 3.3 and 3.4) (HILLEL, 1980).

The time scale for the recovery of the hydrophysical attributes in restoration areas in our study was longer than other studies that observed positive changes in these attributes in shorter periods after restoration implementation. In a study in Mexico, areas with passive restoration times of 0, 4, 10, and 20 years after pasture abandonment showed a significant BD improvement associated with an increase in water infiltration rates with restoration age (PEÑUELA; DREW, 2004). On the other hand, OC contents were lower in the 10- and 20-year-old restored forests (3.94 and 3.71%, respectively) when compared to the actual pasturelands (4.79%). Higher water infiltration rates and OC contents were observed with increasing age of forest restoration (15 and 20 years) with values varying between 493 and 2.462 mm $h^{-1}$ when compared to pastures in Costa Rica (DEUCHARS et al, 2006). Other studies also showed improvements in hydrophysical attributes in shorter periods (8 to 12 years) after restoration initiation (HASSLER et al., 2011; MUÑOZ et al., 2015). The longer time needed to recover the hydrophysical attributes in our study could be explained by the longer period this area was previously occupied by pastures and also by the legacy effect of intense degradation processes that occurred before restoration. This legacy effect phenomenon was observed by Piché and Kelting (2015) in soils under 55- to 60-year-old secondary forests. These previous land-use effects could explain the slow recovery of Mac, TP, and BD (Table 3.2) in NR18 and NR42.

## 3.5 CONCLUSIONS

The comparative analysis of the soil superficial horizon's hydrophysical attributes in agricultural land uses (P and SC), forests of different ages undergoing passive restoration by natural regeneration (NR18 and NR42), and a degraded forest fragment (DFF) confirms that the evolution of different soil hydrological functions in the ongoing restoration of natural ecosystems can be a relatively slow process.

The observed trend of increasing Ks and recovery of soil physical attributes in passive forest restoration of different ages leads us to conclude that the time that the

secondary succession takes to recover the soil hydrological properties, disturbed by the previous deforestation and the use of pastures, are not governed just by the restoration time.

The intensity of previous land use leaves footprints that can affect areas submitted to natural regeneration processes for decades after agriculture abandonment and is one of the main critical factors that affect soil physical attributes and Ks over time. This is alarming because it is well known that the soil hydrophysical attributes affect fluid flow and transport, and can, consequently, influence runoff generation and water table recharge.

Important ecosystem services, such as water regulation and provision, depend on the recovery of soil hydrological functions in degraded environments. Knowledge of how forest restoration processes, either active or passive, affect soil function, is essential. The data presented and discussed in this study adds to this knowledge and shows that the recovery of soil hydrophysical functioning is a slow process and varies according to the type of soil attribute and the previous land use and its degradation legacy.

## REFERENCES

AHUJA, L.R.; NANEY, J.W.; GREEN, R.E.; NIELSEN, D.R. Macroporosity to Characterize Spatial Variability of Hydraulic Conductivity and Effects of Land Management. **Soil Sci. Soc. Am. J.,** v. 48, p. 699–702, 1984, DOI:10.2136/sssaj1984.03615995004800040001x.

ALLAIRE, S.E.; ROULIER, S.; CESSNA, A.J. Quantifying preferential flow in soils: A review of different techniques. **J. Hydrol**., v. 378, p. 179–204, 2009. DOI:10.1016/j.jhydrol.2009.08.013.

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711–728, 2013. DOI:10.1127/0941-2948/2013/0507.

AN, S.; MENTLER, A.; MAYER, H.; BLUM, W.E. Soil aggregation, aggregate stability, organic carbon and nitrogen in different soil aggregate fractions under forest and shrub vegetation on the Loess Plateau. China: **Catena**. V. 81, p. 226–233, 2010. DOI:10.1016/j.catena.2010.04.002.

ANGULO-JARAMILLO, R.; BAGARELLO, V.; LOVINO, M.; LASSABATÈRE, L. Infiltration Measurements for Soil Hydraulic Characterization. **Springer International Publishing**, Berlim, Germany, 2016. DOI:10.1007/978-3-319-31788-5.

BAGARELLO, V.; DI PRIMA, S.; IOVINO, M. Estimating saturated soil hydraulic conductivity by the near steady-state phase of a Beerkan infiltration test. **Geoderma** v. 303, p. 70–77, 2017. DOI:10.1016/j.geoderma.2017.04.030.

BIGGS, T.; DUNNE, T.; MURAOKA, T. Transport of water, solutes and nutrients from a pasture hillslope, southwestern Brazilian Amazon. **Hydrol. Process**. v. 20, p. 2527–2547, 2006. DOI:10.1002/hyp.6214.

BRONICK, C.; LAL, R. Soil structure and management: A review. **Geoderma.** v. 124, p. 3–22, 2005. DOI:10.1016/j.geoderma.2004.03.005.

BRUIJNZEEL, L.A. Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? **Agric. Ecosyst. Environ**. v. 104, p. 185–228, 2004. DOI:10.1016/j.agee.2004.01.015.

BURGER, J.A.; KELTING, D.L. Using soil quality indicators to assess forest stand management. **For. Ecol. Manag**. v. 122, p.155–166, 1999. DOI:10.1016/s0378-1127(99)00039-0.

CHAVES, J.; NEILL, C.; GERMER, S.; NETO, S.G.; KRUSCHE, A.; ELSENBEER, H. Land management impacts on runoff sources in small Amazon watersheds. **Hydrol. Process**. v. 22, p. 1766–1775, 2008. DOI:10.1002/hyp.6803.

CHAZDON, R. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. **Science**. v. 320, p. 1458–1460, 2008. DOI:10.1126/science.1155365.

CHAZDON, R.L. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi de Ciencias Naturais.** v. 7, p. 195–218. 2012.

COOPER, M.; MEDEIROS, J.C.; ROSA, J.D.; SORIA, J.E.; TOMA, R.S. Soil functioning in a toposequence under rainforest in São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo.** V. 37, p. 392–399, 2013. DOI:10.1590/s0100-06832013000200010.

CROUZEILLES, R.; FERREIRA, M.S.; CHAZDON, R.; LINDENMAYER, D.B.; SANSEVERO, J.B.B.; MONTEIRO, L.; IRIBARREM, A.; LATAWIEC, A.E.; STRASSBURG, B.B.N. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Sci. Adv**., v. 3, 2017. DOI:10.1126/sciadv.1701345.

DA FONSECA, G.A. The vanishing Brazilian Atlantic forest. **Biol. Conserv**., v. 34, p. 17–34, 1985. DOI:10.1016/0006-3207(85)90055-2.

DE ANDRADE, A.G.; TAVARES, S.D.L.; COUTINHO, H.D.C. Contribuição da serrapilheira para recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. **Embrapa Solos**. v. 24, p. 55–63. 2003.

DE OLIVEIRA, J.B.; MENK, J.R.F.; BARBIERI, J.L.; ROTTA, C.L.; TREMOCOLDI, W. **Levantamento Pedologico Semidetalhado de Estado de São Paulo**: Quadricula de Araras; Instituto Agronômico de Campinas: Campinas, São Paulo, Brasil, 1982.

DEUCHARS, S.; TOWNEND, J.; AITKENHEAD, M.J.; FITZPATRICK, E. Changes in soil structure and hydraulic properties in regenerating rain forest. **Soil Use Manag**. v. 15, p. 183–187, 2006. DOI:10.1111/j.1475-2743.1999.tb00086.x.

DI PRIMA, S.; STEWART, R.D.; CASTELLINI, M.; BAGARELLO, V.; ABOU NAJM, M.R.; PIRASTRU, M.; GIADROSSICH, F.; IOVINO, M.; ANGULO-JARAMILLO, R.; LASSABATERE, L. Estimating the macroscopic capillary length from Beerkan infiltration experiments and its impact on saturated soil hydraulic conductivity predictions. **J. Hydrol**. 2020, DOI:10.1016/j.jhydrol.2020.125159.

DI PRIMA, S.; WINIARSKI, T.; ANGULO-JARAMILLO, R.; STEWART, R.D.; CASTELLINI, M.; NAJM, M.R.A.; VENTRELLA, D.; PIRASTRU, M.; GIADROSSICH, F.; CAPELLO, G.; ET AL. Detecting infiltrated water and preferential flow pathways through time-lapse ground-penetrating radar surveys. **Sci. Total Environ**., v. 726, 2020. DOI:10.1016/j.scitotenv.2020.138511.

DOERR, S.H.; RITSEMA, C.J.; DEKKER, L.W.; SCOTT, D.F.; CARTER, D. Water repellence of soils: New insights and emerging research needs. **Hydrol. Process**. v. 21, p. 2223–2228, 2007. DOI:10.1002/hyp.6762.

ELRICK, D.E.; REYNOLDS, W.D. Methods for Analyzing Constant-Head Well Permeameter Data. **Soil Sci. Soc. Am. J**. v. 56, p. 320–323, 1992. DOI:10.2136/sssaj1992.03615995005600010052x.

FERRAZ, S.F.; FERRAZ, K.M.; CASSIANO, C.C.; BRANCALION, P.H.S.; DA LUZ, D.T.; AZEVEDO, T.N.; METZGER, J.P. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landsc. Ecol.**, v. 29, p.187–200, 2014. DOI:10.1007/s10980-014-9988-z.

FILHO, C.C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A.L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 22, p. 527–538, 1998. DOI:10.1590/s0100-06831998000300019.

FILOSO, S.; BEZERRA, M.O.; WEISS, K.C.B.; PALMER, M.A. Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. **PLoS ONE**. 12, 2017. DOI:10.1371/journal.pone.0183210.

GAGELER, R.; BONNER, M.; KIRCHHOF, G.; AMOS, M.; ROBINSON, N.; SCHMIDT, S.; SHOO, L.P. Early Response of Soil Properties and Function to Riparian Rainforest Restoration. **PLoS ONE**. v. 9, 2014. DOI:10.1371/journal.pone.0104198.

GERMER, S.; NEILL, C.; KRUSCHE, A.; ELSENBEER, H. Influence of land-use change on near-surface hydrological processes: Undisturbed forest to pasture. **J. Hydrol**. v. 380, p. 473–480, 2009. DOI:10.1016/j.jhydrol.2009.11.022.

GIANNINI, V.; BERTACCHI, A.; BONARI, E.; SILVESTRI, N. Rewetting in Mediterranean reclaimed peaty soils and its potential for phyto-treatment use. **Journal of Environmental Management**. v. 208, p. 92–101, 2018. DOI:10.1016/j.jenvman.2017.12.016.

MENDES, M.S.; LATAWIEC, A.E.; SANSEVERO, J.B.B.; CROUZEILLES, R.; MORAES, L.F.D.; CASTRO, A.; ALVES-PINTO, H.N.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; CHAZDON, R.L.; ET AL. Look down-there is a gap-the need to include soil data in Atlantic Forest restoration. **Restor. Ecol**. v. 27, p. 361–370, 2018. DOI:10.1111/REC.12875.

GODSEY, S.; ELSENBEER, H. The soil hydrologic response to forest regrowth: A case study from southwestern Amazonia. **Hydrol. Process**. v. 16, p. 1519–1522, 2002. DOI:10.1002/hyp.605.

GOMES, F.P. Curso de Estatística Experimental. **Nobel**: São Paulo, Brazil, ed. 12. 467p. 1990.

GROSSMAN, R.B.; REINSCH, T. 2.1 Bulk Density and Linear Extensibility. *In:* DANE, J.H.; TOPP, G.C. Eds. Methods of Soil Analysis; Part 4 Physical Methods.; DANE, J.H.; TOPP, G.C. **Soil Science Society of America**: Madison, Wisconsin, EUA, v. 5, p. 201–228, 2002. DOI:10.2136/sssabookser5.4.c9.

HASSLER, S.K.; ZIMMERMANN, B.; VAN BREUGEL, M.; HALL, J.S.; ELSENBEER, H. Recovery of saturated hydraulic conductivity under secondary succession on former pasture in the humid tropics. **For. Ecol. Manag**. v. 261, p. 1634–1642, 2011. DOI:10.1016/j.foreco.2010.06.031.

HAVERKAMP, R.; ROSS, P.J.; SMETTEM, K.; PARLANGE, J.Y. Three-Dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer: 2. Physically based infiltration equation. **Water Resour. Res**. v. 30, p. 2931–2935, 1994. DOI:10.1029/94wr01788.

HILLEL, D. Soil structure and aggregation. In Introduction to Soil Physics. **Academic Press**: London, UK, p. 40–52, p. 200–204. 1980.

IMHOFF, S.; DA SILVA, A.P.; JUNIOR, M.D.S.D.; TORMENA, C.A. Quantificação de pressões críticas para o crescimento das plantas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 25, p. 11–18, 2001. DOI:10.1590/s0100-06832001000100002.

JÚNIOR, M.M.; MELO, W.J. Carbono, carbono da biomassa microbiana e atividade enzimática em um solo sob mata natural, pastagem e cultura do algodoeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 23, p. 257–263, 1999. DOI:10.1590/s0100-06831999000200009.

KEMPER, W.D.; ROSENAU, R.C. Aggregate Stability and Size Distribution; In: Klute, A. Ed. Methods of soil analysis. **Soil Science Society of America**: Madison, Wisconsin, EUA, p. 425-442. 1986.

KOFFLER, N.F. Uso das terras da bacia do rio Corumbataí em 1990. **Geografia.** v. 18, p. 135–150. 1993.

LASSABATERE, L.; ANGULO-JARAMILLO, R.; UGALDE, J.M.S.; CUENCA, R.; BRAUD, I.; HAVERKAMP, R. Beerkan Estimation of Soil Transfer Parameters through Infiltration Experiments-BEST. **Soil Sci. Soc. Am. J.** v. 70, p. 521–532, 2006. DOI:10.2136/sssaj2005.0026.

LASSABATERE, L.; DI PRIMA, S.; ANGULO-JARAMILLO, R.; KEESSTRA, S.; SALESA, D. Beerkan multi-runs for characterizing water infiltration and spatial variability of soil hydraulic properties across scales. **Hydrol. Sci. J**. v. 64, p. 165–178, 2019. DOI:10.1080/02626667.2018.1560448.

LOZANO, S.; COOPER, M.; MELI, P.; FERRAZ, S.F.; RODRIGUES, R.R.; SAUER, T.J. Land restoration by tree planting in the tropics and subtropics improves soil infiltration, but some critical gaps still hinder conclusive results. **For. Ecol. Manag**. v. 444, p. 89–95, 2019. DOI:10.1016/j.foreco.2019.04.046.

LOZANO, S.; COOPER, M.; FERRAZ, S.F.; RODRIGUES, R.R.; LASSABATERE, L.; CASTELLINI, M.; DI PRIMA, S. Assessing Water Infiltration and Soil Water Repellency in Brazilian Atlantic Forest Soils. **Appl. Sci**. v. 10, p. 1950, 2020. DOI:10.3390/app10061950.

MELI, P.; HOLL, K.D.; BENAYAS, J.M.R.; 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. DOI:10.1371/journal.pone.0171368.

MENDES, M.S.; LATAWIEC, A.E.; SANSEVERO, J.B.B.; CROUZEILLES, R.; MORAES, L.F.D.; CASTRO, A.; ALVES-PINTO, H.N.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; CHAZDON, R.L.; ET AL. Look down-there is a gap-the need to include soil data in Atlantic Forest restoration. **Restor. Ecol**. v. 27, p. 361–370, 2018. DOI:10.1111/rec.12875.

MESQUITA, M.G.B.; MORAES, S.O. The dependence of the saturated hydraulic conductivity on physical soil properties. **Ciência Rural.** v. 34, p. 963–969, 2004. DOI:10.1590/s0103-84782004000300052.

MUÑOZ-VILLERS, L.E.; HOLWERDA, F.; ALVARADO-BARRIENTOS, M.S.; GEISSERT, D.; MARÍN-CASTRO, B.; GÓMEZ-TAGLE, A.; MCDONNELL, J.J.; ASBJORNSEN, H.; DAWSON, T.; BRUIJNZEEL, L.A. Efectos hidrológicos de la conversión del bosque de niebla en el centro de Veracruz, México. **Bosque**. v. 36, p. 395–407, 2015. DOI:10.4067/s0717-92002015000300007.

NYBERG, G.; BARGUÉS-TOBELLA, A.; KINYANGI, J.; ILSTEDT, U. Soil property changes over a 120-yr chronosequence from forest to agriculture in western Kenya. **Hydrol. Earth Syst. Sci**. v. 16, p. 2085–2094, 2012. DOI:10.5194/hess-16-2085-2012.

PAUL, M.; CATTERALL, C.P.; POLLARD, P.; KANOWSKI, J. Recovery of soil properties and functions in different rainforest restoration pathways. **For. Ecol. Manag**. v. 259, p. 2083–2092, 2010. DOI:10.1016/j.foreco.2010.02.019.

PEÑUELA, M.C.; DREW, A.P. A Model to Assess Restoration of Abandoned Pasture in Costa Rica Based on Soil Hydrologic Features and Forest Structure. **Restor. Ecol**. v. 12, p. 516–524, 2004. DOI:10.1111/j.1061-2971.2004.00395.x.

PICHÉ, N.; KELTING, D.L. Recovery of soil productivity with forest succession on abandoned agricultural land. **Restor. Ecol**. v. 23, p. 645–654, 2015. DOI:10.1111/rec.12241.

PINTO, L.P.; BEDÊ, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.; LAMAS, I. Mata Atlântica Brasileira: Os desafios para conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In Biologia da Conservação: Essências; ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S., Eds.; **RiMa Editora**: Rio de Janeiro, Brazil, p. 91–118. 2006.

RAATS, P.A.C. Analytical Solutions of a Simplified Flow Equation. Trans. **ASAE.** v. 19, p. 683–689, 1976. DOI:10.13031/2013.36096.

REYNOLDS, W.D.; ELRICK, D.E. Pressure infiltrometer. In Methods of Soil Analysis; DANE, J.H.; TOPP, G.C., Eds.; Part 4, Physical Methods, SSSA Book Series, No. 5; **Soil Science Society of America**: Madison, WI, USA, v. 4, p. 826–836. 2002;

REYNOLDS, W.; DRURY, C.F.; YANG, X.; TAN, C. Optimal soil physical quality inferred through structural regression and parameter interactions. **Geoderma.** v. 146, p. 466–474, 2008. DOI:10.1016/j.geoderma.2008.06.017.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation**. Biol. Conserv**. v. 142, p. 1141–1153, 2009. DOI:10.1016/j.biocon.2009.02.021.

RODRIGUES, R.R. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Circular Técnica IPEF**. v. 189, p. 1–17. 1999.

ROZENDAAL, D.M.A.; BONGERS, F.; AIDE, T.M.; DÁVILA, E.Á.; ASCARRUNZ, N.; BALVANERA, P.; BECKNELL, J.M.; BENTOS, T.V.; BRANCALION, P.H.S.; CABRAL, G.A.L.; ET AL. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. **Sci. Adv**. v. 5, 2019. DOI:10.1126/sciadv.aau3114.

SALEMI, L.F.; GROPPO, J.D.; TREVISAN, R.; DE MORAES, J.M.; FERRAZ, S.F.; VILLANI, J.P.; DUARTE-NETO, P.J.; MARTINELLI, L. Land-use change in the Atlantic rainforest region: Consequences for the hydrology of small catchments. **J. Hydrol**. v. 499, p. 100–109, 2013. DOI:10.1016/j.jhydrol.2013.06.049.

SALTON, J.C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P.C.; FABRÍCIO, A.C.; MACEDO, M.C.M.; BROCH, D.L. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 32, p. 11–21, 2008. DOI:10.1590/s0100-06832008000100002.

SALTON, J.C.; SILVA, W.M.; TOMAZI, M.; HERNANI, L.C. Determinação da Agregação do Solo—Metodologia em Uso na Embrapa Agropecuária Oeste; Embrapa Agropecuária Oeste. Comunicado Técnico, 184; **Embrapa Agropecuária Oeste: Dourados**, Brazil, 2012.

SATIRO, L.S.; CHERUBIN, M.R.; SAFANELLI, J.L.; LISBOA, I.P.; DA ROCHA JUNIOR, P.R.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Sugarcane straw removal effects on Ultisols and Oxisols in south-central Brazil. **Geoderma Reg**. v. 11, p. 86–95, 2017. DOI:10.1016/j.geodrs.2017.10.005.

SCHEFFLER, R.; NEILL, C.; KRUSCHE, A.; ELSENBEER, H. Soil hydraulic response to land-use change associated with the recent soybean expansion at the Amazon agricultural frontier. **Agric. Ecosyst. Environ**. v. 144, p. 281–289, 2011. DOI:10.1016/j.agee.2011.08.016.

SILVA, W.G.S.; METZGER, J.P.; SIMÕES, S.; SIMONETTI, C. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover on the Ibiúna Plateau, SP. Braz. **J. Biol.** v. 67, p. 403–411, 2007. DOI:10.1590/s1519-69842007000300004.

SIX, J.; CONANT, R.T.; PAUL, E.A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. Plant. Soil. v. 241, p. 155–176, 2002. DOI:10.1023/a:1016125726789

SOIL SCIENCE DIVISION STAFF. Soil Survey Manual. In USDA Handbook 18; DITZLER, C., SCHEFFE, K., MONGER, H.C., Eds.; **Government Printing Office**: Washington, DC, USA, 2017.

SOIL SURVEY STAFF. SOIL TAXONOMY: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys; **Natural Resources Conservation Service**: Washington, DC, USA, 1999.

SPAROVEK, G.; BARRETTO, A.; BERNDES, G.; MARTINS, S.; MAULE, R. Environmental, land-use and economic implications of Brazilian sugarcane expansion 1996–2006. **Mitig. Adapt. Strat. Glob. Chang**. v. 14, p. 285–298, 2008. DOI:10.1007/s11027-008-9164-3.

TAYLOR, H.M.; ROBERSON, G.M.; PARKER, J.J. Soil strength-root penetration relations for medium-to coarse-textured soil materials. **Soil Sci.** v. 102, p. 18–22, 1966. DOI:10.1097/00010694-196607000-00002.

TAYLOR, H.M. Effects of soil strength on seedling emergence, root growth and crop yields. *In*: **Compaction of Agricultural Soils**, Ed., BARNES, K.K, ASAE: St. Joseph, MI, USA,; p. 292–304. 1971.

TOPP, G.C.; REYNOLDS, W.D.; COOK, F.J.; KIRBY, J.M.; CARTER, M.R. Physical attributes of soil quality. Soil quality for crop production and ecosystem health. *In* **Development in Soil Science**; GREGORICH, E.G., CARTER, M.R., Eds.; Elsevier: New York, NY, USA, v. 25, p. 21–58, 1997. DOI:10.1016/S0166-2481(97)80029-3.

TORMENA, C.A.; BARBOSA, M.C.; DA COSTA, A.C.S.; GONÇALVES, A.C.A. Densidade, porosidade e resistência à penetração em Latossolo cultivado sob diferentes sistemas de preparo do solo. **Sci. Agricola.** v. 59, p. 795–801, 2002. DOI:10.1590/s0103-90162002000400026.

VALENTE, R.; VETTORAZZI, C. Forest structure assessment in the Corumbataí river basin, SP. **Sci. For.** v. 68, p. 45–57. 2005.

VEZZANI, F.M. **Qualidade do Sistema Solo na Produção Agrícola**. 184 f. 2001. Tese de Doutorado. Tese (Doutorado em Ciência do Solo); Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Porto Alegre, Brazil, 2001.

VOMOCIL, J.A. Porosity. In BLACK, C.A. Ed. Methods of Soil Analysis; Part 1 Physical and Mineralogical Properties, Including Statistics of Measurement and Sampling; Black, C.A. **Soil Science Society of America**: Madison, Wisconsin, EUA. v. 9, p. 299–314. 1965.

WHITE, I.; SULLY, M.J. Macroscopic and microscopic capillary length and time scales from field infiltration. **Water Resour. Res**. v. 23, p. 1514–1522, 1987. DOI:10.1029/wr023i008p01514.

ZIEGLER, A.D.; GIAMBELLUCA, T.; TRAN, L.T.; VANA, T.T.; NULLET, M.A.; FOX, J.; VIEN, T.D.; PINTHONG, J.; MAXWELL, J.; EVETT, S. Hydrological consequences of landscape fragmentation in mountainous northern Vietnam: Evidence of accelerated overland flow generation. **J. Hydrol.** v. 287, p. 124–146, 2004. DOI:10.1016/j.jhydrol.2003.09.027.

ZIMMERMANN, A.; SCHINN, D.S.; FRANCKE, T.; ELSENBEER, H.; ZIMMERMANN, B. Uncovering patterns of near-surface saturated hydraulic conductivity in an overland flow-controlled landscape. **Geoderma.** v. 195, p. 1–11, 2013. DOI:10.1016/j.geoderma.2012.11.002.

ZIMMERMANN, B.; ELSENBEER, H.; DE MORAES, J.M. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: Implications for runoff generation. **For. Ecol. Manag**. v. 222, p. 29–38, 2006. DOI:10.1016/j.foreco.2005.10.070.

ZWARTENDIJK, B.; MEERVELD, H.J.; GHIMIRE, C.; BRUIJNZEEL, L.; RAVELONA, M.; JONES, J. Rebuilding soil hydrological functioning after swidden agriculture in eastern Madagascar. **Agric. Ecosyst. Environ**. v. 239, p. 101–111, 2017. DOI:10.1016/j.agee.2017.01.002.

# 4 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA, QUÍMICA E MICROMORFOMÉTRIA DAS ÁREAS DE REGENERAÇÃO PASSIVA, UM FRAGMENTO FLORESTAL DEGRADADO E ÁREAS DE USO AGRÍCOLA


## RESUMO

Os ecossistemas florestais proveem serviços importantes para a população, como a manutenção da qualidade e quantidade de água ao longo do ano. No entanto, a mudança de uso do solo de floresta nativa para área agrícola, geralmente provoca alterações nos atributos físico-hídricos do solo. A regeneração passiva é um importante método de restaurar a vegetação nativa e, consequentemente, promover a melhoria da qualidade do solo. O objetivo deste trabalho foi avaliar as possíveis mudanças na dinâmica físico-hídrica do solo em áreas com diferentes idades de regeneração passiva (18 e 42 anos), um fragmento florestal degradado (FFD) e duas áreas de uso agrícola (pasto e cana). Foram realizadas análises químicas e físicas do solo, nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm. Foram detectadas diferenças entre as áreas avaliadas. As áreas de regeneração passiva apresentaram maiores quantidade de bases trocáveis quando comparadas às áreas de uso agrícola, área de cana apresentou maior quantidade de fósforo e o pasto maior quantidade de potássio. Em relação aos atributos físico-hídricos e a análise micromorfométrica, de maneira geral, as áreas de regeneração passiva e o FFD apresentaram maior Macroporosidade (Ma), porosidade total (PT), DMP (diâmetro médio ponderado dos agregados), carbono orgânico (CO) e poros complexos, enquanto as áreas de uso agrícola apresentaram características mais associadas à elevada densidade do solo (Ds), maior microporosidade (Mic), poros arredondados e alongados. Foi possível concluir que o tempo está promovendo melhorias na estrutura do solo das áreas de regeneração passiva e no FFD.


Palavras-chave**:** curva de retenção da água no solo, micromorfometria do solo, matéria seca

# 4 PHYSICAL, CHEMICAL AND MICROMORPHOMETRIC CHARACTERIZATION IN TWO AREAS OF PASSIVE REGENERATION, A DEGRADED FOREST FRAGMENT AND AREAS OF AGRICULTURAL USE


## ABSTRACT

Forest ecosystems prove important services for the population, such as maintaining the quality and quantity of water throughout the year. However, a change in use of the native forest to the agricultural area, usually causes changes in the hydrophysical attributes of the soil. Stimulating or conducting passive regeneration is an important method of restoring native vegetation and, consequently, promoting the improvement of soil quality. The objective of this work was to evaluate the possible hydrophysical changes of the soil in areas with different ages of passive regeneration (18 and 42 years), a degraded forest fragment (FFD) and two areas of agricultural use (pasture and cane). Chemical and physical analysis of the soil were carried out at depths of 0-10, 10-20 and 20-30 cm. Differences were detected between the areas

assessed. As the areas of passive regeneration presented a greater content of exchangeable bases when compared to areas of agricultural use, the area of sugarcane showed the highest amount of phosphorus and the pasture the highest amount of potassium. In relation to the hydrophysical attributes and the micromorphometrical analysis, in general, the areas of natural regeneration and the FFD presented a higher macroporosity (MAC), total porosity (PT), mean weight diameter (DMP), organic carbon (CO) and irregular pores, while areas of agricultural use presented correlations with high bulk density (Ds), microporosity (Mic), rounded and elongated pores. It was possible to conclude that the natural regeneration time is promoting improvements in the soil structure of the natural regeneration areas and in the FFD.

Keywords: soil water retention curve, soil micromorphometry, litter

## 4.1 INTRODUÇÃO

O governo brasileiro anunciou em Paris o comprometimento do país para contribuir globalmente com a mitigação das mudanças climáticas e reduzir em 37% as emissões de gases de efeito estufa até 2025. Essa ação também está relacionada à ambiciosa meta de recuperar 12 milhões de hectares de vegetação nativa até 2030 e faz parte dos acordos internacionais que visam a restauração de 350 milhões de hectares de áreas degradadas e desmatadas no mundo (http://www.bonnchallenge.org/content/brazil).

Junto com as iniciativas de restauração florestal em larga escala, surgiram muitos questionamentos por parte dos estudiosos, principalmente pelas consequências da restauração ecológica para os ecossistemas, seja pelos elevados custos (BIRCH et al., 2010; BRANCALION et al., 2016), pela falta de abordagens específicas em escala local (MELO et al., 2013) e até mesmo pela complexidade e incertezas do sucesso da restauração (BRANCALION E MELI, 2017; NORDEN et al., 2015; MELO et al., 2013; LOZANO-BAEZ et al., 2018; LOZANO BAEZ et al., 2019; PEREIRA et al., 2020).

A ecologia do solo combina o conhecimento integrado de processos e propriedades físicas, químicas e biológicas para melhor compreender e gerenciar ecossistemas, comunidades, funções e interações das espécies (CALLAHAM et al., 2008). Mesmo assim, de acordo com os autores, ainda que o ambiente do solo seja o local por excelência de ocorrência dos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes, tem sido pouco considerado em estudos de restauração florestal, sendo que este conhecimento é essencial para para a gestão e ciência da restauração (CALLAHAM et al., 2008). Por isso, fica em aberto a lacuna referente às complexas

interações entre o funcionamento do solo nestas áreas, visto que o ambiente físico dá o primeiro suporte ao desenvolvimento da comunidade restaurada rumo à trajetória ambiental desejada.

É sabido que a restauração florestal leva muito tempo e demanda altos investimentos públicos e privados (VERDONE e SEIDL, 2007). Neste contexto, a regeneração passiva é vantajosa, pois são isentos os custos com a compra de mudas, insumos e operações silviculturais, dependendo apenas da resiliência da área para que ocorra o processo de regeneração (MAGNAGO et al., 2012; CHAZDON e URIARTE, 2016).

É sabido que os ecossistemas com aporte frequente de serapilheira tendem a melhorar as propriedades físicas (LOZANO-BAEZ et al., 2018; PEREIRA et al., 2020; BERTOLINI et al., 2019) e químicas do solo (BAYER & MIELNICZUK, 1997). Ainda neste contexto, uma revisão realizada CHAZDON e URIARTE (2016) permitiu identificar diversos estudos que comprovaram a eficácia de áreas em processo de regeneração passiva em contribuir para a obtenção de múltiplos benefícios ecossistêmicos, sejam eles sociais ou ecológicos. De maneira geral, são esperadas melhorias na matéria orgânica do solo, assim como na infiltração e percolação de água, que promove maiores recargas do lençol freático, pois o funcionamento hidrológico dos ecossistemas é alterado com as melhorias dos atributos físico-hídricos proporcionados pela maior proteção do solo e adição contínua de matéria orgânica (PEÑUELA e DREW, 1994; PEREIRA et al., 2020). Contudo, ainda não está claro em quanto tempo e como ocorrem estas alterações. Também é esperado menor resistência mecânica à penetração das raízes, além de menor densidade do solo, que está relacionada com a proporção entre macro e microporos e a condutividade hidráulica (LOZANO-BAEZ et al., 2018; PEREIRA et al., 2020).

Os macroporos do solo são responsáveis pela aeração e drenagem da água, enquanto os microporos armazenam a água ao longo do perfil do solo. A presença da matéria orgânica também pode afetar os atributos físico-hídricos do solo, pois estimula a atividade biológica, a qual aumenta a porosidade e torna os agregados mais estáveis (SALTON et al., 2008). Além disso, promove o aumento na produção de substâncias que atuam como agentes cimentantes. Tais fatores influenciam na melhoria da estrutura e agregação do solo e, consequentemente, podem promover acréscimo nas taxas de infiltração e retenção de água no solo, assim como na aeração do solo.

O desenvolvimento de estudos envolvendo solos em áreas de regeneração passiva é importante para tornar conhecidas as características químicas, físicas, biológicas e a dinâmica da água no solo, assim como os impactos ou benefícios que a sucessão secundária está promovendo.Tais respostas podem embasar, por exemplo, decisões referentes ao planejamento hídrico de bacias hidrográficas, assim como um conhecimento integrado destes aspectos hidrológicos com os parâmetros estruturais da vegetação e, assim, nortear o manejo dos recursos naturais.

A hipótese deste estudo é que as áreas de regeneração passiva melhoram os atributos físico-hídricos do solo quando comparadas aos solos sob pastagem e plantio convencional de cana de açúcar. O trabalho foi realizado com o objetivo de compreender as mudanças no funcionamento físico-hídrico do solo em áreas com diferentes idades de regeneração passiva, um fragmento florestal degradado e duas áreas de uso agrícola do solo. Os objetivos específicos foram:

1) Avaliar como a mudança de uso do solo influencia os parâmetros químicos e físicos do solo;
2) Comparar o tamanho e a forma dos poros do solo sob as áreas de regeneração passiva, FFD e áreas de uso agrícola do solo.
3) Comparar as curvas de retenção obtidas de solos das áreas de regeneração passiva, FFD e áreas de uso agrícola.

## 4.2 MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo está localizada no município de Rio Claro (22°20′ S, 47°34′ W), estado de São Paulo, região Sudeste do Brasil (Figura 1). A área está inserida na bacia do rio Corumbataí, com altitude entre 562 e 643m. O clima da região é classificado como Cwa (classificação de Köppen), caracterizado com inverno seco e verão chuvoso (ALVARES et al., 2013). A média anual de precipitação é de 1700mm e a temperatura média anual é de 20.5ºC.

De acordo com o mapa geomorfológico do estado de São Paulo, esta área compreende a província geomorfológica chamada de Depressão Periférica do estado de São Paulo (PENTEADO, 1976). A formação florestal das áreas de estudo é classificada como floresta tropical Semidecidual, inseridas no bioma Mata Atlântica (RODRIGUES, 1999).

Para o desenvolvimento deste estudo, cinco áreas de diferentes usos foram selecionadas: a) Floresta de 18 anos de regeneração natural passiva (NR18); b) Floresta de 42 anos de regeneração natural passiva (NR42); c) Fragmento florestal degradado (FFD); d) Pasto (P) e e) Cana-de-açúcar (SC) (Figuras 4.1 e 4.2).

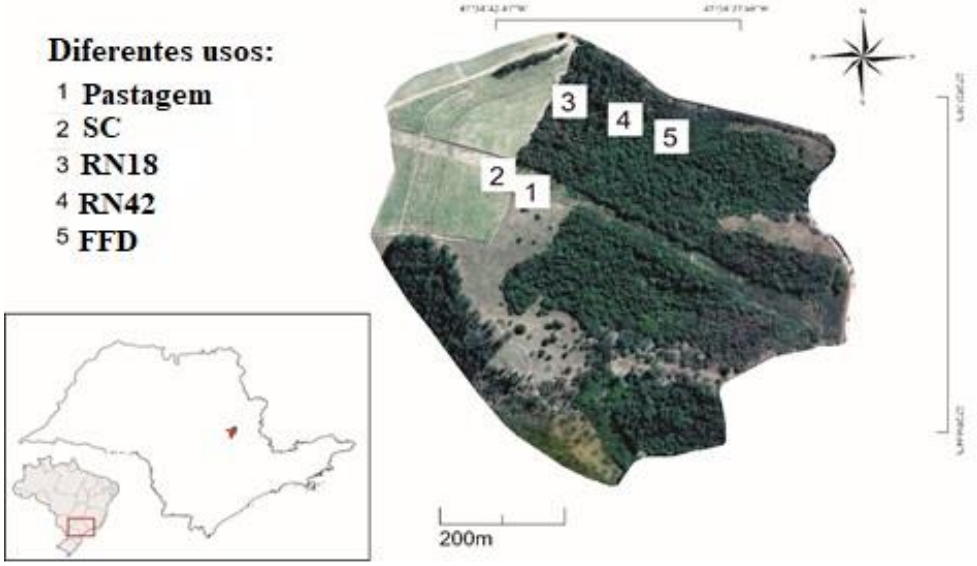



Figura 4.1. Localização das áreas de estudo. Rio Claro, São Paulo, Brasil.
Fonte: Autora

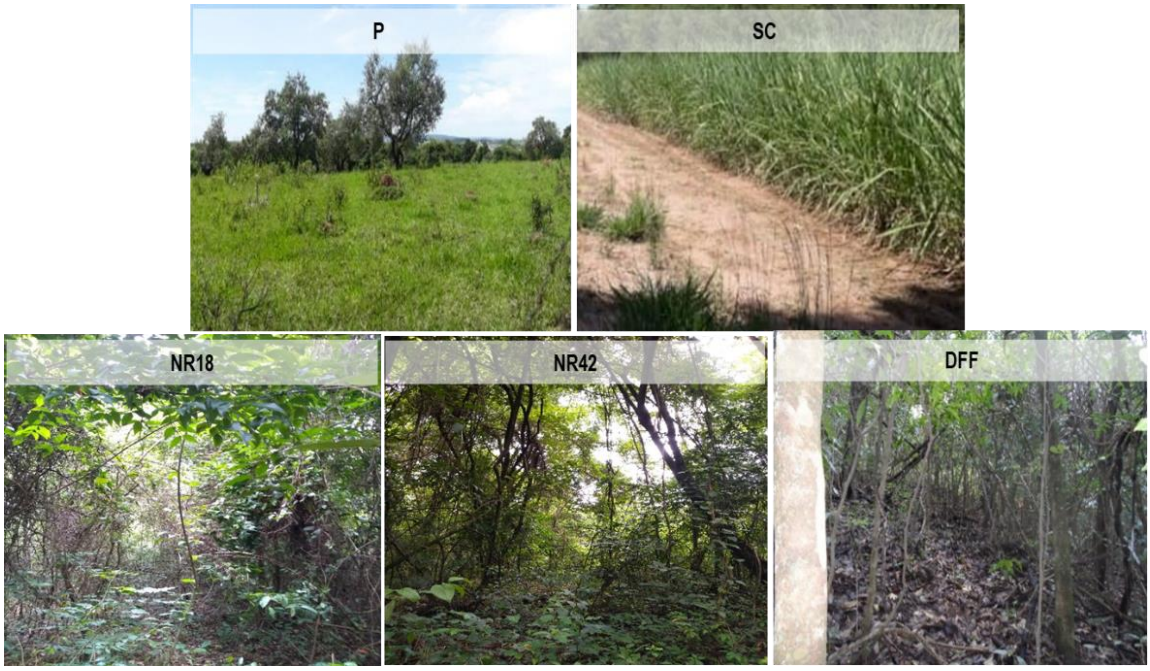



Figura 4.2. Áreas de desenvolvimento do estudo.
Legenda: P: Pasto; SC: Cana-de-açúcar; NR18: Floresta de 18 anos de regeneração natural passiva NR42; Floresta de 42 anos de regeneração natural passiva; FFD: Fragmento florestal degradado.
Fonte: Autora

A bacia hidrográfica do rio Corumbataí representa mais de 200 anos de mudanças de uso do solo, governadas pelo desmatamento para as atividades de exploração madeireira e expansão da agricultura e pastagem (VALENTE; VETTORAZZI, 2003).

A bacia é caracterizada por um mosaico de remanescentes florestais alterados, de diversos tamanhos e níveis de perturbações de origem antrópica. O processo de degradação florestal dessa bacia iniciou-se no século XX, devido a implantação da cultura de café e culturas de subsistência (GARCIA, 2000). Posteriormente, o café foi substituído por pastagens que, em 1998, ocupavam 40% da bacia, enquanto a cana-de-açúcar e a mata nativa constituíam 26% e 10%, respectivamente (VETTORAZZI et al., 2000). Devido ao pastoreio de gado e incêndios florestais decorridos de canaviais manejados com queima, intensificou-se o processo de degradação florestal. Entretanto, a queima da cana-de-açúcar foi legalmente proibida, sendo substituída pela colheita mecanizada, que favorece a regeneração florestal em encostas que não podem mais ser utilizadas para a produção mecanizada (MOLIN et al., 2017).

Os principais usos do solo na bacia do Corumbataí, atualmente, são as pastagens e os canaviais, que ocupam 43,7% e 29,4% da área da bacia, respectivamente (VALENTE; VETTORAZZI, 2003). Os remanescentes florestais nativos, as plantações ativas de eucalipto para lenha e madeira e outros usos da terra (edifícios, estradas, corpos d'água, outras plantações agrícolas etc.) ocupam 12,4%, 7,3% e 7,2% do total de área da bacia, respectivamente (MOLIN et al., 2017).

Os Latossolos e Argissolos representam os solos da área de estudo, com texturas que variam de franco-arenosa, areia franca e franco-argilo-arenosa. Abaixo, costa a tabela de caracterização física e química das áreas (Tabela 4.1).

Tabela 4.1. Caracterização física e química do solo.

| Áreas | Arg | Silte | areia | pH | P | $K^+$ | $Ca^{2+}$ | $Mg^{2+}$ | $Al^{3+}$ | H+Al | SB | V |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | --------%------- | | | | mg kg-1 | ----------mmol$_c$ kg $^{-1}$---------- | | | | | | % |
| | | | | | | 0-10 cm | | | | | | |
| RN18 | 11 | 6 | 83 | 4,90 | 0,12 | 1,25 | 23,71 | 7,84 | 1,70 | 7,23 | 32,80 | 81,94 |
| RN42 | 14 | 15 | 71 | 4,72 | 0,13 | 2,05 | 23,02 | 10,07 | 1,98 | 6,48 | 35,14 | 84,43 |
| FFD | 11 | 13 | 76 | 4,48 | 0,10 | 0,88 | 9,69 | 5,09 | 3,66 | 7,59 | 15,66 | 67,35 |
| Pasto | 18 | 4 | 78 | 4,68 | 0,11 | 3,30 | 13,64 | 8,16 | 2,48 | 7,14 | 25,10 | 77,85 |
| Cana | 19 | 5 | 76 | 4,64 | 0,19 | 1,01 | 8,43 | 3,82 | 3,92 | 6,01 | 13,26 | 68,81 |
| | | | | | | 10-20 cm | | | | | | |
| RN18 | 14 | 17 | 69 | 4,60 | 0,07 | 0,60 | 10,54 | 3,75 | 4,46 | 6,76 | 14,89 | 68,78 |
| RN42 | 9 | 15 | 76 | 4,64 | 0,06 | 1,05 | 13,23 | 7,06 | 4,92 | 6,40 | 21,34 | 76,93 |
| FFD | 13 | 11 | 76 | 4,26 | 0,07 | 0,36 | 4,08 | 2,48 | 6,08 | 5,93 | 6,92 | 53,85 |
| Pasto | 24 | 3 | 73 | 4,82 | 0,03 | 0,90 | 9,78 | 3,98 | 4,10 | 6,44 | 14,66 | 69,48 |
| Cana | 22 | 8 | 70 | 4,34 | 0,11 | 0,81 | 5,40 | 2,08 | 7,54 | 6,67 | 8,29 | 55,41 |
| | | | | | | 20-30 cm | | | | | | |
| RN18 | 14 | 15 | 71 | 4,48 | 0,07 | 0,42 | 7,55 | 2,61 | 5,04 | 6,29 | 10,58 | 62,71 |
| RN42 | 35 | 14 | 51 | 4,62 | 0,03 | 0,97 | 9,41 | 5,76 | 6,88 | 6,22 | 16,14 | 72,18 |
| FFD | 15 | 12 | 73 | 4,36 | 0,04 | 0,42 | 3,64 | 2,24 | 6,32 | 6,05 | 6,30 | 51,01 |
| Pasto | 25 | 2 | 73 | 5,00 | 0,03 | 0,68 | 8,38 | 3,31 | 4,54 | 6,45 | 12,37 | 65,73 |
| Cana | 24 | 5 | 71 | 4,42 | 0,04 | 0,81 | 4,37 | 1,61 | 7,86 | 6,92 | 6,79 | 49,53 |

Legenda:RN18: Regeneração natural passiva de 18 anos; NR42: regeneração natural passiva de 42 anos; FFD: fragmento florestal degradado; Arg: argila; P: fósforo; K; potássio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; Al: alumínio; H+Al: hidrogênio + alumínio; SB: soma de bases; V% saturação por bases.
Fonte: Autora.

### 4.2.1 Amostragem do solo e procedimento analítico

4.2.1.1 Determinação da matéria seca da serrapilheira

As coletas da serrapilheira para determinação da massa seca vegetal (MS) foram realizadas nas dimensões de 0,25 x 0,25 x 0,30 m, nas áreas NR18, NR42, FFD, pasto e cana. Dentro de cada área havia 5 repetições, distantes 1,5 m entre si. Toda a matéria vegetal foi retirada com auxílio de uma tesoura de poda. Posteriormente, o material foi acomodado em sacos plásticos, seguindo a metodologia do Tropical Soil Biology and Fertility (TSFB), descrita por Anderson e Ingram (1993).

As amostras foram levadas à estufa com ventilação forçada à 60ºC até atingir peso constante. Os cálculos foram realizados considerando o valor obtido de MS (g m$^{2)}$, divido pela área total da coleta e, posteriormente, o valor obtido foi estimado para tonelada por hectare.

4.2.1.2 Análises químicas do solo

Para a determinação das análises químicas do solo, foram coletadas amostras deformadas nas profundidades de 0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30m dentro de cada área descrita anteriormente. As amostras foram secas ao ar e peneiradas em peneira com malha de 2 mm para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). As determinações químicas foram realizadas no Laboratório de Análises Químicas do Departamento de Ciência do Solo da ESALQ/USP, de acordo com a metodologia proposta por Embrapa (1997). Foram determinados pH em água e KCl, H+Al, $Al^{+3}$, $K^{+}$, $P^{+3}$, $Ca^{+2}$, $Mg^{+2}$ e carbono orgânico. No total, foram analisadas 75 amostras de solo (5 áreas, 5 repetições e 3 profundidades).

4.2.1.2.1 pH em água

Foram transferidos 10 g de TFSA para os frascos plásticos, mais 25 mL de água deionizada. Posteriormente, a solução foi agitada por 5 minutos. Após passarem 30 minutos de repouso, procede-se o início das medições de pH do solo, utilizando o equipamento pHmetro digimed.

Figura 4.3. Determinação do pH em água. A) agitação das amostras; B e C) leitura do pH através do pHmetro.
Fonte: Autora.

4.2.1.2.2 pH em KCl

Realizou-se o mesmo procedimento para a determinação do pH em água, porém, com substituição da água por solução de KCl.

4.2.1.2.3 *H + Al*

Consistiu na transferência de 2,5 de TFSA para cada frasco plástico e adição de 50 ml de solução de acetato de cálcio. Posteriormente, a solução foi agitada por 10 minutos. Após a agitação, a solução foi filtrada em papel filtro de faixa azul. Da solução filtração, foram pipetados 25 ml, transferido para erlenmeyer com capacidade de 125 ml e adicionados 3 gotas de fenolftaleína. Posteriormente foi realizada a titulação com solução de NaOH 0,025 mol $L^{-1}$.

Figura 4.4: A) amostras na mesa agitadora; B) filtragem das amostras após a agitação; C) pipetagem; D) Titulação das amostras.
Fonte: Autora.

4.2.1.2.4 *Alumínio*

Para a determinação do alumínio trocável, foram utilizadas 5 g de TFSA e 50 ml de solução de KCl 1 mol $L^{-1}$ em frasco plástico. A solução foi agitada por 10 minutos e filtrada em papel filtro de faixa azul. Foram pipetados 5 ml da solução filtrada, transferido para erlenmeyer com capacidade de 125 ml e, posteriormente, foi adicionado 3 gotas de indicador azul de brotimol. A titulação da solução também foi realizada com solução de NaOH 0,025 mol $L^{-1}$.

4.2.1.2.5 *Potássio*

Para a determinação do potássio, foram utilizados 2,5 g de TFSA em frascos plásticos, onde foram adicionados 25 ml de solução Mehlich$^{-1}$ (HCl 0,05 mol $L^{-1}$ e $H_2SO_4$ 0,0125 mol $L^{-1}$). A solução foi agitada por 5 minutos e permaneceu em repouso por 24 horas. Após a decantação, foram retiradas alíquotas de 5ml de cada amostra, e transferidas para tubos de ensaio de vidro. A leitura do extrato foi realizada utilizando fotômetro de chama digimed®DM-62.

*4.2.1.2.6 Fósforo*

Para a determinação do fósforo, foram adicionados onde foram adicionados 2,5 g de TFSA para frascos plásticos e 25 ml de solução Mehlich (HCl 0,05 mol $L^{-1}$ e $H_2SO_4$

0,0125 mol $L^{-1}$). A solução foi agitada por 5 minutos e permaneceu em repouso por 24 horas. Após a decantação, foram retiradas alíquotas de 5ml de cada amostra, transferidas para tubos de ensaio de vidros e adicionados 10 ml de molibdato. A amostra foi agitada, e em seguida, permaneceu em repouso por 30 minutos. A leitura foi realizada em colorímetro a 660 nm da FEMTO.

4.2.1.2.7 Cálcio

Para a determinação do cálcio, foram adicionados em frascos plásticos 5 g de TFSA e 50 ml de solução KCl 1 mol $L^{-1}$. A solução foi agitada por 10 minutos e filtrada em papel de filtro faixa azul. Uma alíquota de 1 ml da solução foi transferida para tudo de ensaio de vidro com adição de 10 ml de lantânio 1%. A solução foi agitada e a leitura foi realizada em fotômetro de absorção atômica Perkin-Elmer 1100B.

4.2.1.2.8 Magnésio

Para a determinação do cálcio, foram adicionados em frascos plásticos 5 g de TFSA e 50 ml de solução KCl 1 mol $L^{-1}$. A solução foi agitada por 10 minutos e filtrada em papel de filtro faixa azul. Uma alíquota de 1 ml da solução foi transferida para tudo de ensaio de vidro com adição de 10 ml de lantânio 1%. Os tubos de ensaio com solução foram agitados e, posteriormente, procedeu-se a leitura em fotômetro de absorção atômica Perkin-Elmer 1100B.

4.2.1.2.9 Carbono orgânico

O carbono orgânico foi determinado via oxidação por dicromato de potássio, pelo método Walkley-Black. Foi utilizada uma alíquota de 1 g de solo e 10 ml de solução de dicromato de potássio (0,167 mol $L^{-1}$), onde foram adicionados 20 ml de $H_2SO_4$. A solução foi agitada manualmente e permaneceu em repouso por 30 minutos. Após o repouso, foram adicionados 200 ml de água deionizada e 10 ml de ácido fosfórico. Para a titulação, foi utilizado a solução de sulfato ferroso amoniacal 0,4 mol $L^{-1}$ e, como indicador, utilizou-se difenilamina.

4.2.1.3 Análises físicas do solo

4.2.1.3.1 Análise granulométrica do solo

Foi determinada segundo o método do densímetro, adaptado por Gee e Or (2002). O procedimento analítico consiste na adição de 40g de TFSA em um frasco

contendo 250 ml de solução de hidróxido de sódio e hexametafosfato de sódio e levado à mesa agitadora por 16 horas.

A areia presente foi separada com auxílio de uma peneira de abertura 0,053mm e a solução contendo silte e argila foi transferida para provetas com capacidade de 1000 ml, onde o volume restante foi completado com água. A areia retida na peneira foi lavada, levada à estufa com ventilação forçada à 105°C por 48 horas e, posteriormente, foi pesada para obtenção da quantidade de areia total.

A solução contida nas provetas foi agitada manualmente e a quantidade de argila presente foi medida após 24 horas com auxílio de um densímetro de mercúrio. O silte, por fim, foi obtido por diferença. Para esta determinação, também foram utilizadas 75. No total, foram analisadas 75 amostras de solo (5 áreas, 5 repetições e 3 profundidades).

4.2.1.3.2 Densidade de partículas

A densidade de partícula foi determinada utilizando o método do picnômetro de gás Hélio (Accupyc 1330, Micromeritics Instrument Corporation), conforme descrito por Flint e Flint (2002). O equipamento contém duas câmaras de volume conhecido. Dentro de uma das câmaras foi adicionado 6g de TFSA, onde esta foi pressurizada até uma pressão definida.

O equipamento possui uma válvula que permite que o ar se desloque da câmara pressurizada para a câmara não pressurizada, no qual resulta na queda de pressão injetada na câmara contendo a amostra. A pressão final do equilíbrio foi usada para calcular o volume total, que é a combinação do volume inicial pré-determinado por calibração do equipamento, do volume da cápsula de expansão e o volume da amostra. A densidade de partícula então foi calculada através da relação entre a massa do solo e o volume das partículas da amostra inserida.

4.2.1.3.3 Densidade do solo

Foram coletadas amostras indeformadas de solo com auxílio de cilindros metálicos de 100 $cm^3$ e um amostrador de solo. As amostras foram coletadas em 5 repetições por ponto nas profundidades de 0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30m, totalizando 90 amostras. Posteriormente, as amostras foram secas em estufa à 105ºC por 24 horas para determinação da massa do solo seco. A densidade do solo foi calculada

por meio da relação entre massa do solo seco e o volume da amostra coletada no cilindro.

4.2.1.3.4 Diâmetro médio ponderado dos agregados (DMP)

As amostras de solo foram coletadas no campo nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, com três repetições. Em seguida, foram mantidas à sombra até atingir o ponto de friabilidade. Posteriormente, as amostras foram destorroadas manualmente, sempre observando-se os pontos de fraqueza dos agregados, conforme Salton et al. (2012). 50g de solo correspondente foram colocadas individualmente em um conjunto de peneiras com aberturas de 4,76 mm, 2,00 mm, 1,00 mm; 0,50 mm, 0,25 mm, 0,105 mm e 0,053 mm e agitada em agitador mecânico vibratório, marca Solotest, durante 1 minuto, com potência de 30%. Após a separaração, foram pesados a massa de agregados retidos em cada peneira.

4.2.1.3.5 Umidade do solo

As amostras deformadas coletadas foram acomodadas em recipientes metálicos e pesadas ainda úmidas. Em seguida, os recipientes foram levados à estufa à 105ºC por 48 horas e pesadas seca. A umidade foi calculada conforme a equação 1:

$$Ug\ (\%) = \left(\frac{Msu - Mss}{Mss}\right) x\ 100 \qquad (1)$$

onde: Ug = umidade gravimétrica, Msu = massa do solo úmido e Mss = massa do solo seco.

4.2.1.3.6 Porosidade do solo

4.2.1.3.6.1 Porosidade total calculada

Para o cálculo da porosidade total foram utilizados os dados de densidade do solo e densidade de partículas. O cálculo foi realizado segundo a equação 2:

$$Pt = 1 - (\frac{D_s}{D_p}) \qquad (2)$$

onde: Pt = porosidade total. $D_s$ = densidade do solo e $D_p$ = densidade de partículas.

*4.2.1.3.6.2 Morfologia dos poros*

4.2.1.3.6.2.1 Coleta e preparo das amostras

A análise micromorfométrica foi realizada no Laboratório de Microscopia do Departamento de Ciência do Solo, da ESALQ/USP, utilizando amostras indeformadas com blocos de solo de 0,07 x 0,05 x 0,12m. Os blocos foram coletados nas profundidades de 0-0,12 e 0,10-0,22 m dentro de cada área estudada (Figura 4.5A e 4.5B).

No laboratório, primeiramente, as amostras secaram em torno de 20 dias à temperatura ambiente. Em seguida, foram colocadas na estufa com ventilação forçada, com temperatura de 40°C. Após estarem totalmente secas, as amostras foram acomodadas em frascos plásticos com capacidade para 2000 ml. A solução para impregnação das amostras foi preparada e os blocos foram impregnados com resina de poliéster diluída em monômero de estireno, conforme a metodologia descrita por Murphy (1986). A solução foi despejada lentamente e em pequenas quantidades, para evitar a formação de bolhas. Posteriormente, a bomba de vácuo foi ligada por 30 minutos para promover a ascensão capilar da resina nas amostras. Esse processo foi repetido até que as amostras estivessem totalmente cobertas. Após a imersão total, as amostras permaneceram 24h à vácuo (CASTRO et al., 2003).

Após a secagem e endurecimento (Figura 4.5C), os blocos foram cortados com serra diamantada, em fatias de aproximadamente 1,5 cm de largura, no mesmo sentido em que foram coletadas no campo. Foram selecionadas as fatias internas dos blocos, onde permaneceram com a estrutura mais preservada. As fatias foram debastadas e a porção central do bloco foi lixada com auxílio de um disco rotativo e carbureto de silício de granulação grossa (Figura 4.5D). Posteriormente, os blocos foram polidos em placa de vidro com carbureto de silício de granulação mais fina (600 mesh e grãos de 18-22 µm).

4.2.1.3.6.2.2 Quantificação do espaço poroso

Depois de lixados e polidos, os blocos foram iluminados com luz ultravioleta (Figuras 4.5F, 4.5G e 4.5H), onde foram escolhidas áreas representativas de aproximadamente 180 mm², das quais foram adquiridas imagens. Esta aquisição foi realizada utilizando uma lupa binocular com polarizador e uma câmera fotográfica digital (Sonyò, modelo DFW-X700), em sistema "charged couple device" (CCD) acoplada a lupa binocular.

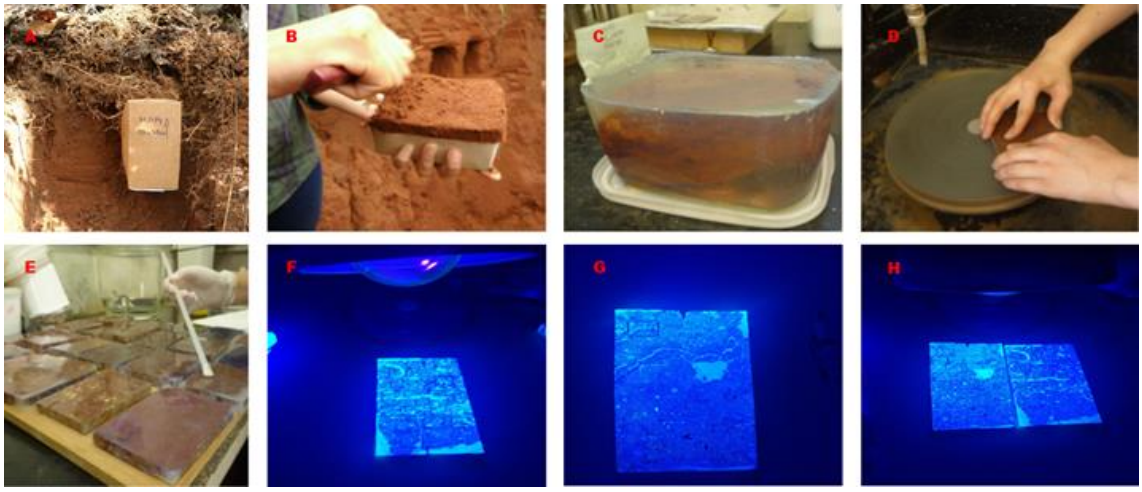



Figura 4.5: Coleta das amostras em campo (A); desbaste da amostra (B); Amostra impregnada (C); lixamento da amostra após o corte (D) ; reimpregnação das amostras (E); Observação das amostras em luz negra para determinação das áreas a serem fotografadas e, posteriormente, analisadas (F, G e H).

Fonte: Autora.

A área total de poros do solo (ATP) foi calculada pela relação percentual entre a soma das áreas dos poros e a área total do campo imageado. Os poros foram divididos de acordo com sua forma em três grupos: arredondados, alongados e complexos; e quanto ao tamanho em: pequeno (0,00156-0,0156 mm2), médio (0,0156-0,156 mm2) e grande (>0,156 mm2), conforme Cooper et al. (2010). Esse procedimento foi otimizado aplicando-se funções-macro desenvolvidas por Juhász et al. (2007) em linguagem visual Basic no Microsoft® Excel (COOPER et al., 2016).

Dois índices (I1 e I2) foram utilizados para determinar a forma dos poros, conforme as equações 3 e 4:

$$I_1 = \frac{p^2}{(4\,\pi\,A)} \tag{3}$$

$$I_2 = \frac{\frac{1}{m}\sum_i (\mathrm{N_I})i}{\frac{1}{n}\sum_j (\mathrm{N_{I^2}})i} \tag{4}$$

Onde: P é o perímetro do poro, A é a área do poro, $N_I$ é o número de interceptos de um objeto na direção i (i = 0°, 45º, 90° e 135º). $I_1$ é igual a 1 para uma forma perfeitamente circular e é maior à medida que a forma se desvia do círculo. $I^2$ complementa $I_1$ para obter uma precisão na separação entre alongados e complexos.

4.2.1.3.7 Curva de retenção da água no solo (CRA)

Foram coletadas amostras indeformadas de solo com auxílio de cilindros metálicos de 100 cm³ e um amostrador. Nas amostras, foram realizadas o nivelamento do solo com a altura do anel nos quais foram coletadas. Posteriormente, foram colocados telas e elástico na borda inferior para evitar perdas de solo (Figura 4.6A). Posteriormente, as amostras foram saturadas em água por 48 horas, e posteriormente, submetidas, em mesa de tensão, aos potenciais de -1, -2, -4, -6, -10, -33 e -70 kPa (Figura 4.6B). Após o equilíbrio, foram submetidas aos potenciais -100, -300, - 500 e -1500 kPa em câmaras de Richards (Figura 4.6D). Para o último potencial aplicado (-1500 kPa), foram utilizadas amostras deformadas, a partir da terra fina seca ao ar.

Figura 4.6: Procedimento para a determinação da CRA. A) Amostras em processo de saturação pela capilaridade; B) Amostras na mesa de tensão C e D) Amostras na câmara de Richards.
Fonte: Autora.

Os pontos experimentais da curva foram ajustados através da equação de Van Genuchten (1980) (equação 5), utilizando o software SWRC (DOURADO NETO et al., 1990), obtendo, assim, os parâmetros empíricos de ajuste, α, m e n.

$$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{1+(\alpha\Psi_m)^n]^m} \quad (5)$$

Em que θ = conteúdo de água no solo ($m^3$ $m^{-3}$), $\theta_S$ = conteúdo de água na condição de solo saturado ($m^3$ $m^{-3}$), $\theta_r$ = conteúdo de água do solo ($m^3$ $m^{-3}$) na tensão de 1.500 kPa, $\psi_m$ = potencial mátrico da água no solo (kPa) e α, m, n = parâmetros empíricos da equação.

A porosidade foi classificada de acordo com o diâmetro dos poros, obtidos a partir da CRA. Nessa classificação, foram considerados: macroporos: aqueles com diâmetro maior que 0,05 mm (que perdem a água em tensões menores que 6 kPa); microporos: aqueles com diâmetro entre 0,05 e 0,0002 mm (que são esvaziados a tensões entre 6 e 1.500 kPa) (KLEIN; LIBARDI., 2002). A partir dos dados do conteúdo volumétrico de água na capacidade de campo (CC) e a umidade residual ($\theta_r$), foi possível calcular a água disponível no solo.

Para avaliar a eficiência do ajuste dos parâmetros da equação de Van Genuchten na predição da CRA, utilizou-se o coeficiente determinação do $R^2$ e raiz quadrada do erro quadrático médio (RSME), conforme as equações abaixo:

$$R^2 = \frac{[n \sum\theta_o\, \theta_e - (\sum\theta_o)\,(\sum\theta_e)]^2}{[n \sum\theta_o^2 - (\sum\theta_o)^2\,]\,[n\sum\theta_e^2 - (\sum\theta_e)^2]} \quad (6)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} (\theta_e - \theta_o)^2} \quad (7)$$

O cálculo do diâmetro dos poros do solo foi realizado através da equação 8:

$$\mathrm{dV} = (4.\sigma.Cos\varphi)/(\rho \mathrm{w.g.h}) \quad (8)$$

Em que: $dV$ = diâmetro dos poros [L]; $\sigma$ = tensão superficial da água [$M.T^{-2}$]; j = ângulo de contato entre a água e a parede do poro; $r_w$ = massa específica da água [$M.L^{-3}$]; g = aceleração da gravidade [$LT^{-2}$]; e h = altura da coluna de água (tensão aplicada) [L]. A porcentagem de poros com diâmetro superior ao calculado para cada tensão foi obtida pela expressão 9:

$$\%\mathrm{V} = 100 * [1 - (PT - \theta')/PT \quad (9)$$

Em que: %V = porcentagem de poros do solo com diâmetro superior ao calculado para cada tensão; PT = porosidade total do solo (%); θ'= umidade volumétrica correspondente à tensão utilizada para o cálculo do diâmetro dos poros, (%).

Com os dados obtidos, foram construídos os gráficos de porcentagem de poros por tamanho para cada área avaliada.

Posteriormente, foi calculada a água disponível no solo (AD), definida como a diferença entre o conteúdo volumétrico de água na capacidade de campo (-10 kPa) e no ponto de murcha permanente (-1500 kPa).

**4.3 Análise estatística**

Os dados químicos e físicos do modelo, foram analisados individualmente com a aplicação do Modelo Linear Generalizados e Misto (MLM), utilizado para descrever dados que variam de acordo com efeitos fixos e aleatórios.

A adequação do modelo foi avaliada pelo critério Akaike (AIC), utilizado para comparação de modelos com mesmos efeitos fixos e diferentes estruturas de covariância (Akaike, 1974). O modelo escolhido é aquele que apresenta melhores valores de AIC, que sugere melhor estrutura (Wolfinger, 1993). O AIC é calculado de acordo com a equação abaixo:

$$AIC = -2\log(L\mathrm{p}) + 2p \qquad (10)$$

Onde: Lp é a função de máxima verossimilhança do modelo e p é o número de variáveis explicativas, consideradas no modelo.

A normalidade foi checada graficamente mediante o gráfico Q-Q plot (quantil-quantil). Para a redução da heterocedasticidade dos dados foi utilizada a função *VarIdent* (Pinheiro e Bates, 2000).

Os parâmetros utilizados como efeitos fixos foram: uso do solo, profundidades e interação entre uso do solo e profundidade. Os efeitos aleatórios foram as repetições consideradas dentro de cada profundidade e uso do solo.

O MLM foi feito para todas as variáveis químicas (pH, hidrogênio + alumínio, cálcio, magnésio, potássio, fósforo, alumínio e carbono orgânico) e análises físicas

(umidade, densidade do solo, macro e microporosidade, porosidade total, diâmetro médio ponderado dos agregados).

Posteriormente, segundo os parâmetros fixos que foram significativos, foi realizado o teste DGC a 5% de probabilidade (Di Rienzo et al., 2002) para avaliar o efeito de cada um dos usos de solo.

Todas as análises foram realizadas utilizando o software estatístico Infostat (Di Rienzo et al., 2013).

Para avaliar as relações existentes entre as áreas avaliadas os dados químicos e físicos do solo, foi realizada uma análise multivariada, sendo aqui representada pela PCA. Todas as figuras foram geradas utilizando o software Origin (Pro), versão 2019, MA, USA.

## 4.4 Resultados

### 4.4.1 Matéria seca da serrapilheira

Segue abaixo os valores de matéria seca da serrapilheira (MS) das áreas estudadas (Figura 4.7), com exceção da cana-de-açúcar, a qual não continha serapilheira, por ser uma área de plantio convencional.

*Tabela* 4.2. Valor *p* resultante da análise estatística para matéria seca

| | Parâmetros fixos (valor *p*) | |
|---|---|---|
| | Intercept | Uso do solo |
| Matéria seca | <0,0001 | **0,0102** |

Fonte: Autora.

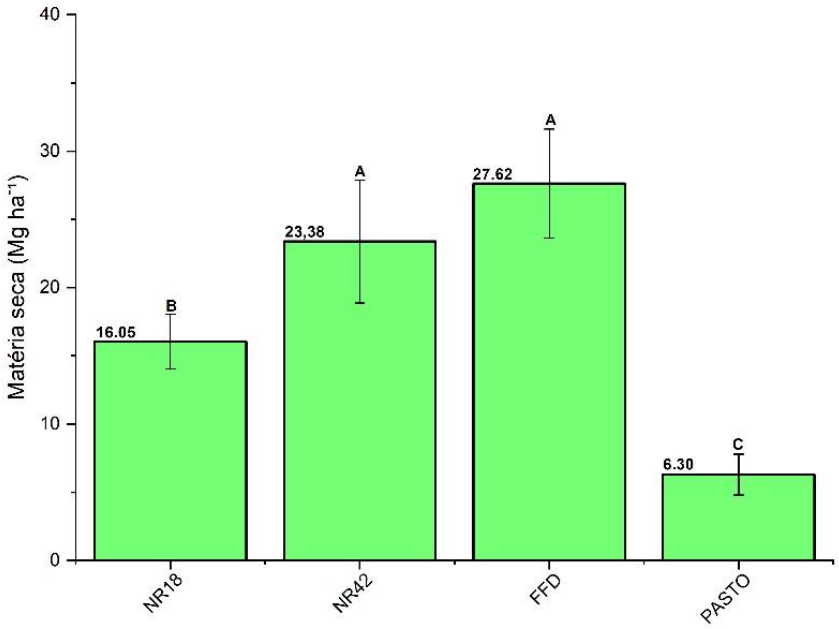



Figura 4.7. Análise da matéria seca das áreas estudadas. Média de 5 repetições em cada tratamento. Letras Maiúsculas diferentes indicam diferenças entre usos do solo pelo teste DGC 5%. As barras indicam o desvio padrão das médias. N=20 (4 tratamentos x 5 repetições).
Fonte: Autora.

A avaliação da serrapilheira, obtida através da matéria seca, demonstrou que houve tendência de aumento nas áreas avaliadas de acordo com a idade de regeneração natural passiva e no FFD. O valor médio de MS foi menor na área de pasto. As duas áreas em processo de regeneração passiva, também apresentaram o maior desvio padrão. A área NR18 apresentou valor médio de MS duas vezes mais que o pasto, e área NR42 apresentou MS quase quatro vezes mais que o pasto.

### 4.4.2 Análises químicas

Considerando os diferentes tipos de usos do solo, é possível notar que ocorreram diferenças significativas entre os tipos de uso do solo e entre as profundidades avaliadas.

Na Tabela 4.3 consta o efeito dos parâmetros aleatórios dentro do modelo, ou seja, indica o nível de variação de cada elemento químico analisado e o quanto aportam na variabilidade dos dados. Segundo a tabela, é possível perceber que houve interação significativa para as variáveis Ca, Mg, K e P ($p < 0,05$). Neste sentido, foram gerados gráficos para analisar as diferenças obtidas.

Tabela 4.3. Valores *p* resultantes da análise estatística para as variáveis analisadas.

| | Parâmetros fixos (valor *p*) | | |
|---|---|---|---|
| | Uso do solo | Profundidades | Uso*Prof |
| pH $H_20$ | <0,0001 | **0,0174** | 0,2251 |
| Ca | <0,0001 | **<0,0001** | **0,0045** |
| Mg | <0,0001 | **0,0119** | **0,0046** |
| K | <0,0001 | **<0,0001** | **0,0001** |
| P | <0,0001 | **<0,0001** | **<0,0001** |
| Al | <0,0001 | **<0,0001** | 0,2903 |
| CO | <0,0001 | **-** | - |

Legenda: Prof= profundidade; pH $H_20$= potencial hidrogeniônico em água; Ca=Cálcio; Mg=Magnésio; K= potássio; P= Fósforo e Al= Alumínio.
Fonte: Autora.

4.4.2.1 pH do solo

Para todas as áreas avaliadas os valores de pH obtidos apresentaram-se ácidos (Figura 4.9). As áreas NR42 e P não apresentaram diferenças significativas entre si.

Ao comparar as áreas em relação às profundidades, o FFD apresentou o menor valor de pH na primeira profundidade (pH= 4,48) e diferiu das outras áreas avaliadas, que apresentam valores de pH entre 4,64 a 4,90. Na camada de 10-20 cm, a área NR18, NR42 e P foram similares (valores de pH entre 4,60 a 4,82) e diferiram das áreas FFD e cana, que foram estatisticamente iguais (4,26 e 4,34, respectivamente).

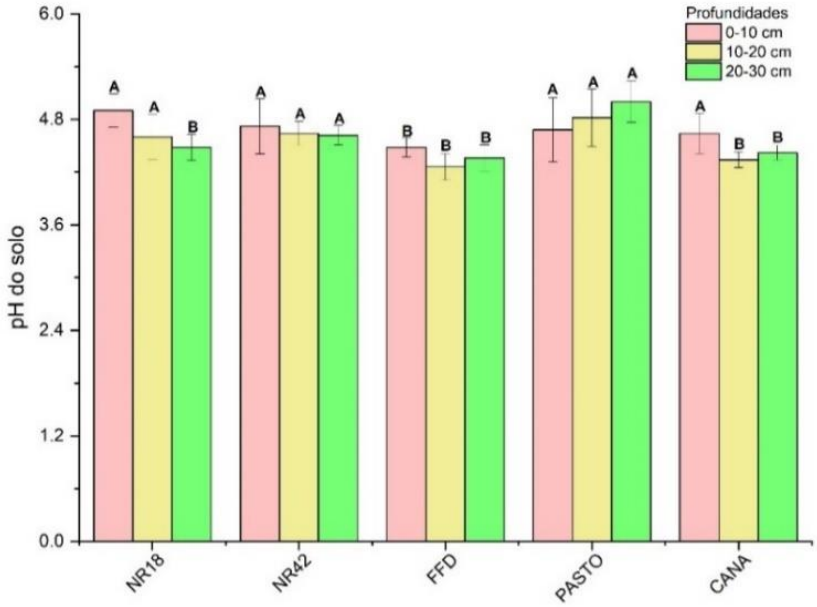



Figura 4.9. Determinação do pH nas áreas avaliadas. Letras Maiúsculas diferentes indicam diferenças entre usos do solo e profundidades pelo teste DGC 5%. As barras indicam o desvio padrão das médias. N= 75 (5 tratamentos x 5 repetições x 3 profundidades).
Fonte: Autora.

Na última profundidade analisada, as áreas NR42 e P apresentaram maiores valores de pH (4,62 e 5,0, respectivamente) e são consideradas iguais, enquanto as áreas NR18, FFD e cana não apresentaram diferenças significativas (valores de pH entre 4,36 e 4,48).

4.4.2.2 Cálcio

Foi possível notar grande variação de cálcio (Ca) no solo (Figura 4.9). As duas áreas em processo de regeneração passiva (NR18 e NR42) foram similares estatisticamente nas três profundidades analisadas e apresentaram os maiores valores de cálcio na camada de 0-10 cm (24,01 e 23,72 $mmol_c\ kg^{-1}$, respectivamente).

As áreas FFD e cana também foram similares entre si em todas as profundidades. A área P foi similar a NR18 e NR42 na camada de 10-20 cm e 20-30 cm, mas estas três áreas foram diferentes do FFD e da cana na última profundidade.

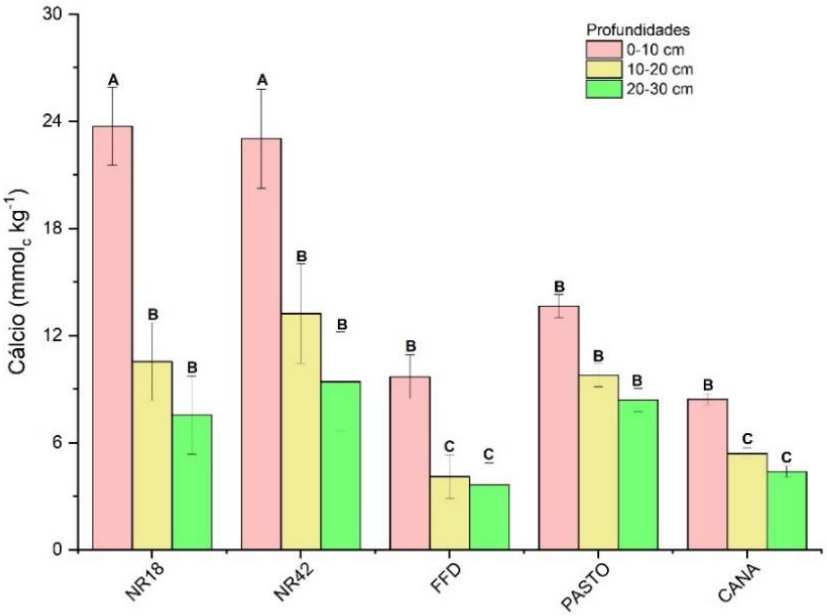



Figura 4.9. Teor de Cálcio no solo nas áreas avaliadas. Letras Maiúsculas diferentes indicam diferenças entre usos do solo e profundidades pelo teste DGC 5%. As barras indicam o desvio padrão das médias. N= 75 (5 tratamentos x 5 repetições x 3 profundidades).
Fonte: Autora.

As áreas de uso agrícola apresentaram menor desvio padrão em todas as profundidades estudadas.

4.4.2.3 Magnésio

Foi possível notar que as duas áreas de regeneração passiva e o pasto apresentaram valores similares de magnésio (Mg) no solo na primeira profundidade avaliada. O FFD e a cana foram similares em todas as profundidades avaliadas (Figura 4.10).

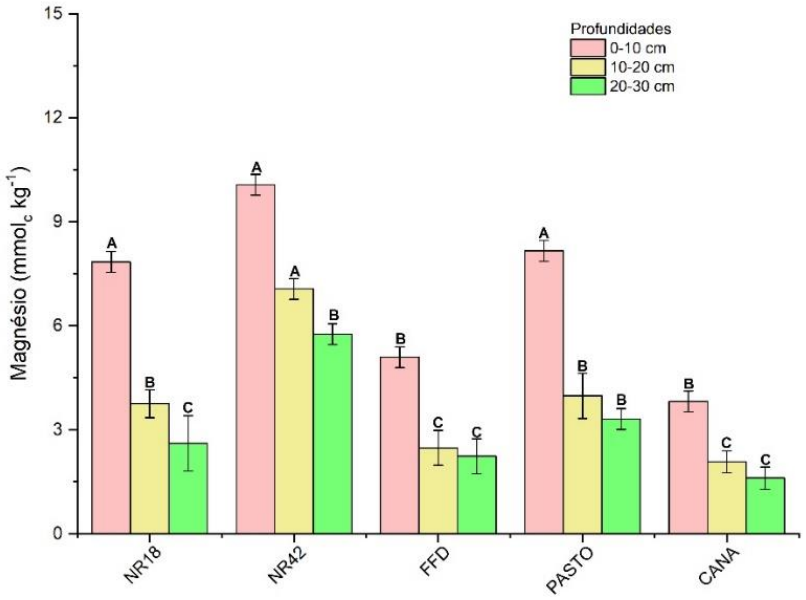



Figura 4.10. Teor de magnésio no solo nas áreas avaliadas. Letras Maiúsculas diferentes indicam diferenças entre usos do solo e profundidades pelo teste DGC 5%. As barras indicam o desvio padrão das médias. N= 55 (5 tratamentos x 5 repetições x 3 profundidades).
Fonte: Autora.

Na camada de 10-20 cm, a área NR42 obteve os maiores valores de Mg, seguida da área NR18 e pasto, enquanto na última profundidade, a área NR18 foi similar ao FFD e cana.

4.4.2.4 Potássio

A área sob pasto apresentou o maior valor de potássio (K) na primeira camada, seguido da NR42. Não houve variação entre as áreas NR18, FFD e cana. A partir da profundidade de 10-20 cm, as áreas NR42 e pasto foram similares entre si e às outras áreas avaliadas (Figura 4.11).

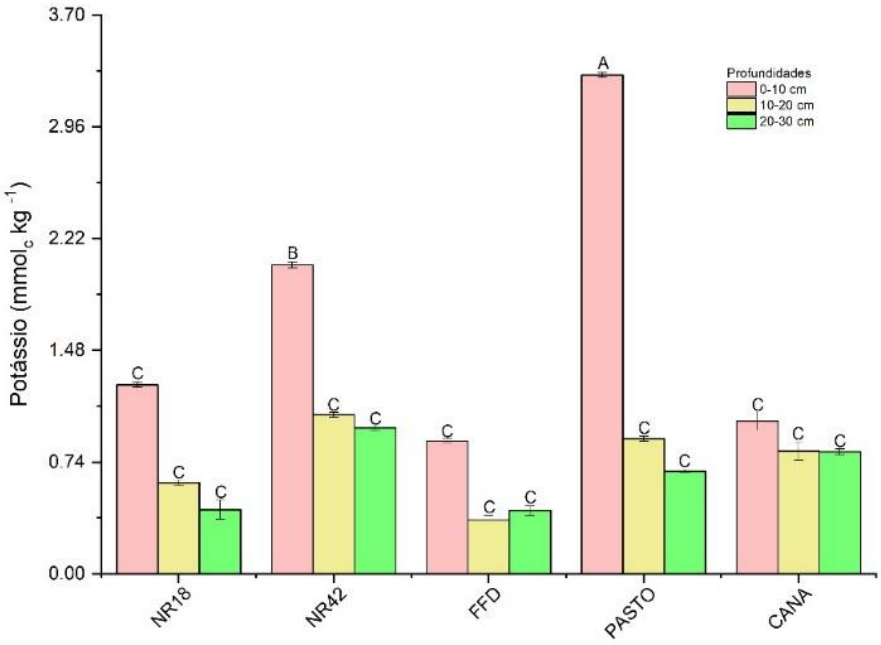



Figura 4.11. Teor de potássio no solo nas áreas avaliadas. Letras Maiúsculas diferentes indicam diferenças entre usos do solo e profundidades pelo teste DGC 5%. As barras indicam o desvio padrão das médias. N= 75 (5 tratamentos x 5 repetições x 3 profundidades).
Fonte: Autora.

### 4.4.2.5 Fósforo

Os valores obtidos de fósforo (P) no solo foram maiores na área de cana nas duas primeiras profundidades avaliadas, e não houve diferenças nas outras áreas avaliadas em todas as profundidades avaliadas (Figura 4.12).

Somente na camada de 20-30 cm, o teor de P da cana foi similar às áreas de regeneração passiva, ao FFD e ao pasto.

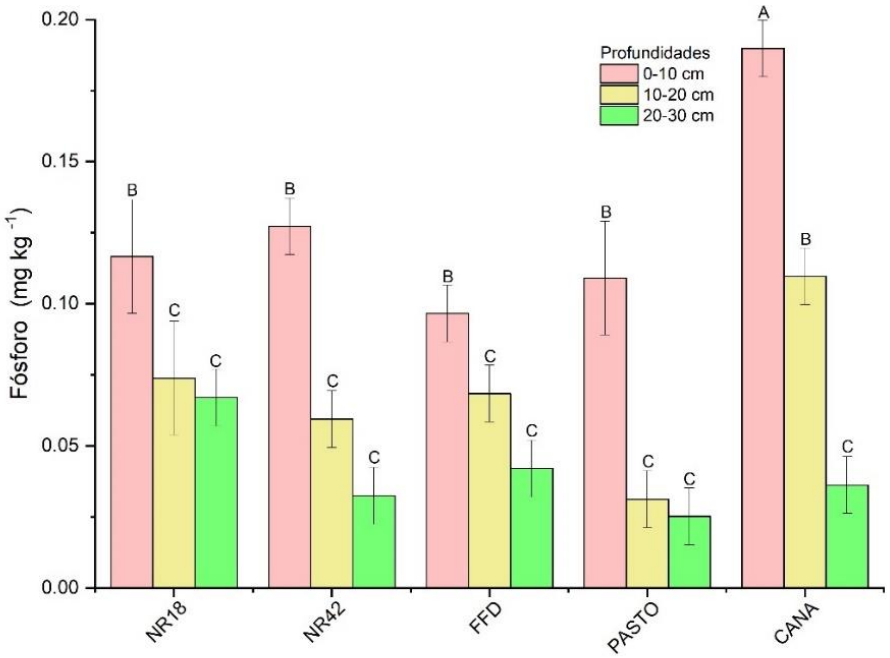



Figura 4.12. Teor de fósforo no solo nas áreas avaliadas. Letras Maiúsculas diferentes indicam diferenças entre usos do solo e profundidades pelo teste DGC 5%. As barras indicam o desvio padrão das médias. N= 75 (5 tratamentos x 5 repetições x 3 profundidades).
Fonte: Autora.

### 4.4.2.6 Alumínio

Os resultados obtidos com a análise de alumínio (Al) demonstram que as áreas FFD e cana foram similares entre si, em todas as profundidades avaliadas, e a área NR18 foi similar ao pasto (Figura 4.13). Na camada de 0-10 e 10-20 cm, a área NR42 foi similar às áreas NR18 e pasto, e na última camada, foi similar ao FFD e a cana.

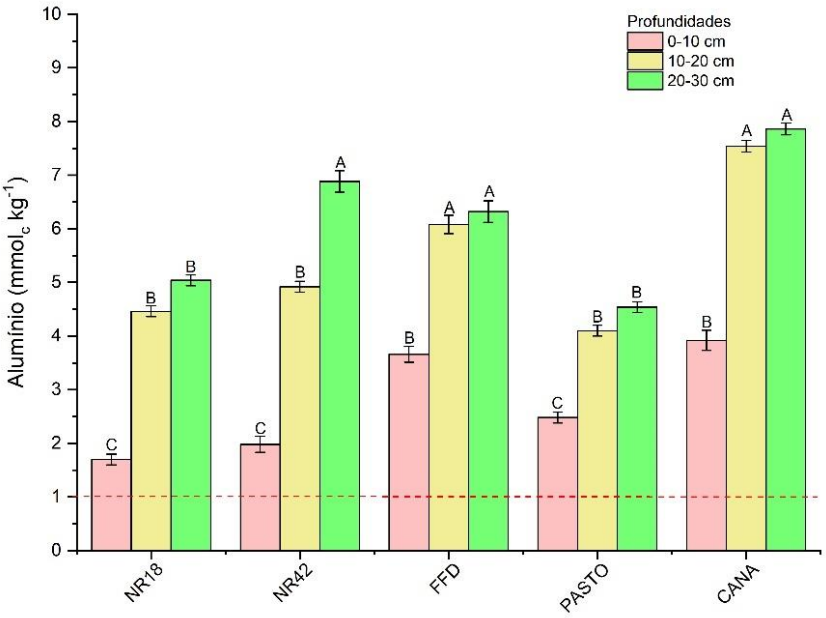



Figura 4.13. Teor de alumínio no solo nas áreas avaliadas. Letras Maiúsculas diferentes indicam diferenças entre usos do solo e profundidades pelo teste DGC 5%. As barras indicam o desvio padrão das médias. N= 75 (5 tratamentos x 5 repetições x 3 profundidades).
Fonte: Autora.

4.4.2.7 Carbono orgânico do solo

Considerando os resultados obtidos de carbono orgânico do solo (CO) na profundidade de 0-10 cm (Figura 4.14), as áreas NR42 e P apresentaram os maiores valores e foram, portanto, consideradas similares (11,33 e 14,0 g kg $^{-1}$, respectivamente). Os menores valores foram obtidos nas áreas NR18 (8,66 g kg $^{-1}$), FFD (9,33 g kg $^{-1}$) e Cana (7,33 g kg $^{-1}$), que não apresentaram diferenças significativas.

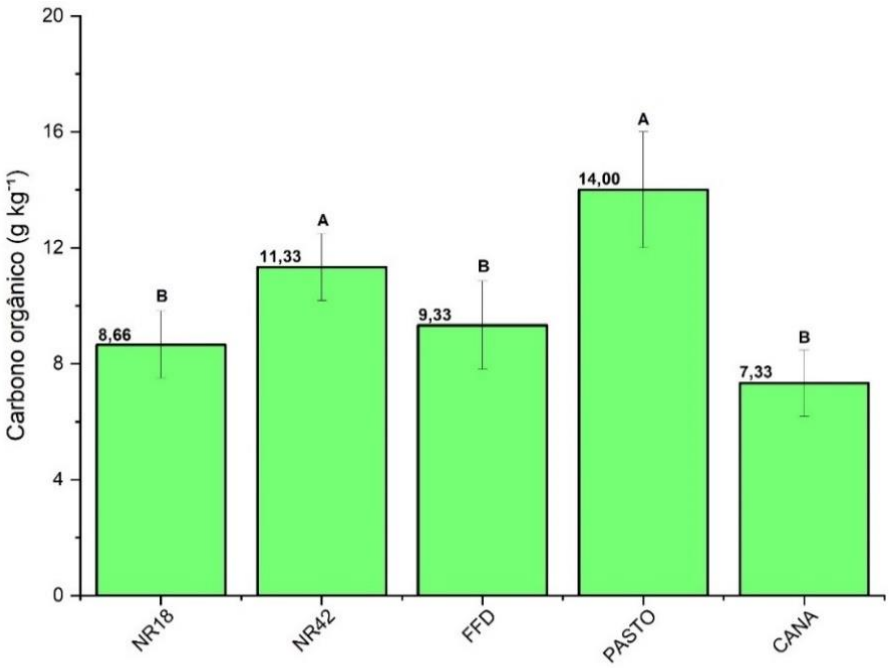



Figura 4.14. Carbono orgânico do solo das áreas avaliadas. Letras Maiúsculas diferentes indicam diferenças entre usos do solo pelo teste DGC 5%. As barras indicam o desvio padrão das médias. N=15 (5 tratamentos x 3 repetições).
Fonte: Autora.

### 4.4.3 Análises físicas do solo

Considerando os diferentes tipos de usos do solo, é possível notar que de maneira geral, ocorreram diferenças significativas entre as áreas (Tabela 4.4).

A umidade gravimétrica (Ug), densidade do solo (Ds) e porosidade total (Pt) apresentaram diferenças quanto ao uso do solo, profundidades e interação entre uso do solo e profundidade.

Para a macroporosidade (Mac), houve diferenças entre os usos do solo, mas não houve interação entre o uso e as profundidades.

No caso da Mic, foi possível detectar diferenças somente na área de Pasto, a qual apresentou interação entre uso e profundidades avaliadas. Já o DMP, apresentou diferenças significativas somente na área FFD.

Tabela 4.4. Valores p resultantes da análise estatística.

| | Parâmetros fixos (valor *p*) | | |
|---|---|---|---|
| | Uso | Prof | Uso*Prof |
| Ug | <0,0001 | **<0,0001** | **0,0008** |
| Ds | <0,0001 | **<0,0001** | **0,0008** |
| Pt | <0,0001 | **<0,0001** | **0,0003** |
| Mac | <0,0001 | **0,0188** | 0,2620 |
| Mic | <0,0001 | 0,3273 | **0,0006** |
| DMP | <0,0001 | 0,5604 | **0,0228** |

Legenda: Ug=umidade gravimétrica; Ds=densidade do solo; Pt=porosidade total; Mac= macroporosidade; Mic= microporosidade; DMP=diâmetro médio ponderado dos agregados.
Fonte: Autora.

4.4.3.1 Umidade gravimétrica do solo

A área NR18 apresentou menor teor de umidade no solo, que variou entre 7,14 e 8,48% nas três profundidades, e diferiu das outras áreas avaliadas. Considerando a camada de 0-10 cm, a área P apresentou maior umidade (17.58%). E as áreas NR42 e FFD apresentaram umidade similares.

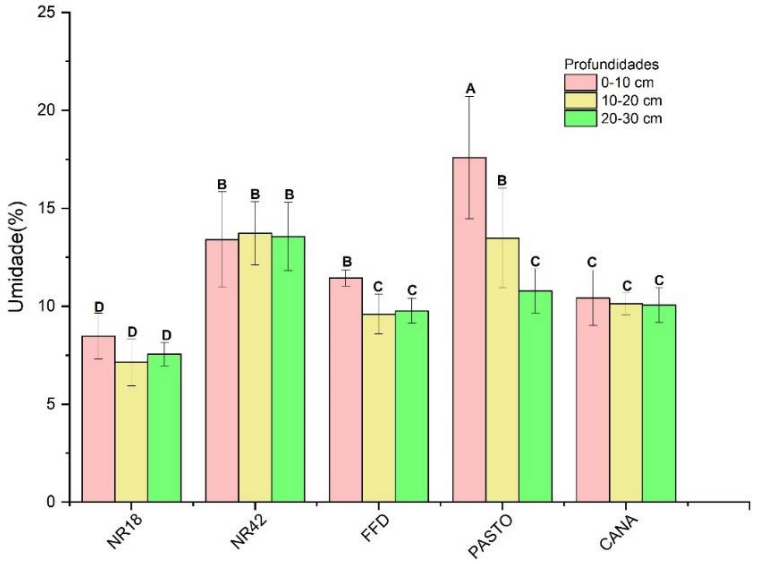



Figura 4.15. Umidade gravimétrica do solo das áreas avaliadas. Média de 5 repetições em cada tratamento e em três profundidades. Letras Maiúsculas diferentes indicam diferenças entre usos do solo e profundidades pelo teste DGC 5%. As barras indicam o erro padrão das médias.
Fonte: Autora.

Na camada de 10-20 cm, as áreas NR42 e P foram iguais, com teores de umidade de 13,72 e 13,48%, respectivamente. A área de cana não apresentou diferenças significativas de umidade nas três profundidades avaliadas (valores entre 10,06 e 10,42%) e foi similar a área FFD na camada de 10-20 e 20-30 cm e a área P, na camada de 20-30 cm.

4.4.3.2 Densidade do solo, porosidade total, macro e microporosidade

A tabela 4.4 mostra que existe diferenças entre as áreas avaliadas. Portanto, os valores médios de Ds, Pt, Mac e Mic e as diferenças obtidas entre as áreas estão representadas na Figura 4.16.

Considerando a Ds, as duas áreas de regeneração natural passiva (NR18 e NR42) foram similares nas três profundidades avaliadas (Figura 4.16). O mesmo pode ser observado para as duas áreas de uso agrícola (P e cana), que não diferiram entre si. O mesmo comportamento foi observado para as variáveis Pt, Mac e Mic.

Na camada de 0-10 cm, os menores valores de Ds foram obtidos nas áreas NR18 e NR42 (1,33 e 1,35 g $cm^{-3}$, respectivamente), aumentando nas áreas FFD, P e cana, cujos valores foram similares (valores entre 1,45 e 1,56 g $cm^{-3}$). As áreas NR18 e NR42 e o FFD apresentaram maior Mac (valores entre 0,21 e 0,24 $cm^3$ $cm^{-3}$). A Mac obtida na área P foi duas vezes menor que a obtida na NR18 e quase três vezes menor que a Mac obtida na NR42.

Em relação às Mic (Figura 4.16), o maior valor na camada superficial foi obtido na área P (0,35 $cm^3$ $cm^{-3}$), enquanto as outras áreas avaliadas não apresentaram diferenças. A Pt foi maior nas áreas NR18 e NR42 (0,50 e 0,49 $cm^3$ $cm^{-3}$, respectivamente) e menor nas áreas FFD, P e cana (valores entre 0,41 e 0,45 $cm^3$ $cm^{-3}$).

Na profundidade 10-20 cm, as áreas NR18, NR42 e FFD foram similares, com valores de densidade entre 1,50 e 1,56 g $cm^{-3}$, portanto, menores que os valores obtidos nas áreas P e cana (1,63 e 1,62 g $cm^{-3}$, respectivamente). O valor obtido de Mac foi duas vezes menor na área P, quando comparado com a NR42. A cana apresentou valor de Mac similar a área P, mas as duas áreas de uso agrícola apresentaram Pt similares às áreas florestais nesta profundidade (variando entre 0,39 0,43 $cm^3$ $cm^{-3}$) (Figura 4.16).

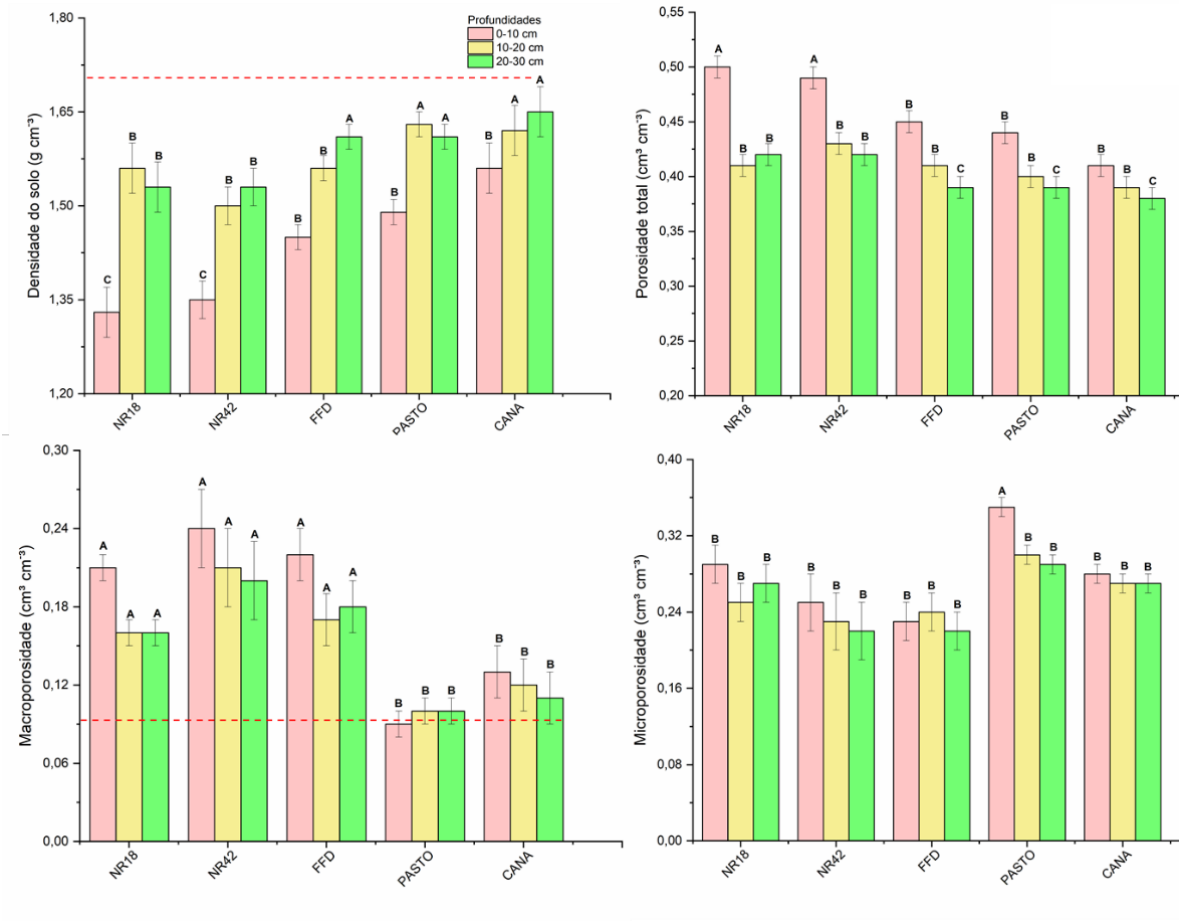



Figura 4.16. Ds, Pt, Mac e Mic do solo nas áreas avaliadas. Letras Maiúsculas diferentes indicam diferenças entre usos do solo e profundidades pelo teste DGC 5%. As barras indicam o desvio padrão das médias. N=75 (5 tratamentos, 5 repetições x 3 profundidades).As linhas pontilhadas em vermelho indicam limite restritivo do atributo, de acordo com a literatura.
Fonte: Autora.

Na última profundidade, as áreas NR18 e NR42 apresentaram menores valores de Ds (1,53 g $cm^{-3}$, ambas), e o FFD foi similar às áreas P e cana (valores entre 1,61 e 1,65 g $cm^{-3}$). As duas áreas de uso agrícola também apresentaram menores valores de Mac (0,10 e 0,11 $cm^3$ $cm^{-3}$ nas áreas P e cana, respectivamente) e menor Pt (0,39 e 0,38 $cm^3$ $cm^{-3}$). As áreas de regeneração natural passiva e FFD, apresentaram maior Mac quando comparadas às áreas de uso agrícola (entre 0,16 e 0,20 $cm^3$ $cm^{-3}$). As áreas NR18 e NR42 apresentaram maiores valores de Pt (0,42 $cm^3$ $cm^{-3}$ ambas), diferindo também do FFD, que foi similar às áreas P e cana (valores entre 0,38 e 0,39 $cm^3$ $cm^{-3}$).

4.4.3.3 Diâmetro médio ponderado dos agregados (DMP)

A análise do DMP permitiu identificar diferenças somente para a área FFD, que apresentou os maiores valores de DMP nas camadas de 0-10 e 10-20 cm (Figura 4.17). Na profundidade de 20-30 cm, a área de FFD foi similar às duas áreas de regeneração natural passiva e às duas áreas de uso agrícola.

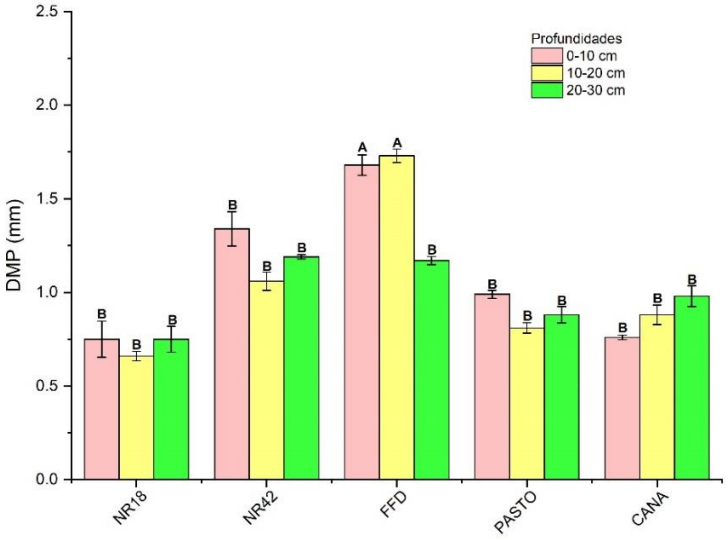



Figura 4.17. DMP das áreas avaliadas. Letras Maiúsculas diferentes indicam diferenças entre os usos do solo e profundidades pelo teste DGC 5%. As barras indicam o desvio padrão. N=45 (5 tratamentos x 3 repetições x 3 profundidades).
Fonte: Autora.

4.4.3.4 Curva de retenção da água no solo (CRA)

Na Tabela 3.5 estão apresentados os valores medidos da Pt calculada (Figura 4.16) e a porosidade medida em laboratório (θs).

É possível notar que houve variação entre os valores de Pt e θs onde, os valores obtidos de Pt calculada foram ligeiramente maiores que θs. Nas áreas de regeneração natural passiva e no FFD as diferenças foram mais acentuadas.

Tabela 4.5. Valores de porosidade total calculada (Pt) e porosidade total medida (θs).

| Tratamentos | Pt | θs |
|---|---|---|
| | ----------$m^3$ $m^{-3}$---------- | |
| | 0-10 cm | |
| NR18 | 0,50 | 0,39 |
| NR42 | 0,49 | 0,37 |
| FFD | 0,45 | 0,36 |
| Pasto | 0,44 | 0,41 |
| Cana | 0,41 | 0,36 |
| | 10-20 cm | |
| NR18 | 0,41 | 0,33 |
| NR42 | 0,43 | 0,32 |
| FFD | 0,41 | 0,36 |
| Pasto | 0,40 | 0,35 |
| Cana | 0,39 | 0,34 |
| | 20-30 cm | |
| NR18 | 0,42 | 0,34 |
| NR42 | 0,42 | 0,32 |
| FFD | 0,39 | 0,30 |
| Pasto | 0,39 | 0,35 |
| Cana | 0,38 | 0,32 |

Fonte: Autora.

Na tabela 4.6, estão apresentados os valores obtidos do conteúdo volumétrico de água no ponto de saturação (θs), conteúdo volumétrico de água residual (θr), e os valores dos parâmetros de ajuste da curva de retenção (α, m e n). Os valores de θs variaram entre 0,38 e 0,44 $m^3$ $m^{-3}$ na camada de 0-10 cm e todas as áreas mantiveram maior θs, com exceção do FFD. A área NR42 apresentou maior θr nesta profundidade, enquanto as áreas FFD e pasto apresentaram os menores valores. Houve pouca variação de θr nas duas últimas profundidades avaliadas e os maiores valores foram obtidos pelas pelas áreas de uso agrícola.

Tabela 4.6. Parâmetros da CRA.

| | θs | θr | CC | CAD | α | n | m | $R^2$ | RSME |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | --------$m^3m^{-3}$------- | | | mm | ------adimensional----- | | | | |
| ----------0-10 cm---------- | | | | | | | | | |
| NR18 | 0,41 | 0,10 | 0,18 | 8 | 3,973 | 2,039 | 0,509 | 0,94 | 0,0005 |
| NR42 | 0,39 | 0,12 | 0,22 | 10 | 3,448 | 1,794 | 0,443 | 0,89 | 0,0009 |
| FFD | 0,38 | 0,08 | 0,19 | 11 | 2,715 | 1,960 | 0,490 | 0,92 | 0,0009 |
| Pasto | 0,44 | 0,09 | 0,30 | 21 | 2,220 | 1,476 | 0,323 | 0,95 | 0,0006 |
| Cana | 0,38 | 0,10 | 0,24 | 14 | 1,976 | 1,801 | 0,445 | 0,96 | 0,0004 |
| ----------10-20 cm---------- | | | | | | | | | |
| NR18 | 0,35 | 0,07 | 0,21 | 14 | 3,493 | 1,514 | 0,340 | 0,96 | 0,0003 |
| NR42 | 0,35 | 0,08 | 0,22 | 14 | 5,120 | 1,309 | 0,237 | 0,93 | 0,0004 |
| FFD | 0,44 | 0,07 | 0,20 | 13 | 12,05 | 1,374 | 0,272 | 0,86 | 0,0014 |
| Pasto | 0,36 | 0,11 | 0,26 | 15 | 1,745 | 1,722 | 0,419 | 0,89 | 0,0009 |
| Cana | 0,36 | 0,10 | 0,23 | 13 | 2,598 | 1,622 | 0,384 | 0,96 | 0,0002 |
| ----------20-30 cm---------- | | | | | | | | | |
| NR18 | 0,38 | 0,07 | 0,21 | 14 | 13,626 | 1,213 | 0,176 | 0,96 | 0,0004 |
| NR42 | 0,37 | 0,07 | 0,23 | 16 | 8,873 | 1,214 | 0,177 | 0,79 | 0,0021 |
| FFD | 0,34 | 0,07 | 0,18 | 11 | 7,173 | 1,412 | 0,292 | 0,91 | 0,1662 |
| Pasto | 0,37 | 0,11 | 0,25 | 14 | 2,141 | 1,651 | 0,394 | 0,95 | 0,0004 |
| Cana | 0,34 | 0,10 | 0,23 | 13 | 2,375 | 1,524 | 0,344 | 0,96 | 0,0002 |

Fonte: Autora.

Considerando a CRA (Figura 4.18), foi possível observar que a retenção de água foi diferente nos sistemas de uso do solo. De maneira geral, houve uma declividade acentuada nos potenciais matriciais mais altos (menos negativos) para todas áreas e profundidades avaliadas, apesar deste efeito ter sido menos pronunciado no pasto. Na região dos mesoporos, com exceção do pasto, as outras áreas mantiveram comportamento semelhante ao longo da curva, e quando submetidas às tensões mais negativas, apresentaram pouca variação de umidade e com elevada retenção de água na região dos microporos.

Na profundidade de 0-10 cm, o ajuste dos dados medidos e estimados foram melhores nas áreas P e cana quando comparadas aos ajustes obtidos nas áreas florestais (Tabela 4.6).

Na profundidade de 10-20 cm, o FFD possui a maior conteúdo volumétrico de água no ponto de saturação, tanto nos valores medidos em laboratório, quanto nos valores estimado pelo modelo. Esta área também perdeu maior conteúdo volumétrico de água, quando submetida aos potenciais mais altos no início da curva.

Em relação à camada de 20-30 cm, a área NR18 apresentou maior declividade na curva, de acordo com as tensões aplicadas e perdeu bastante água.

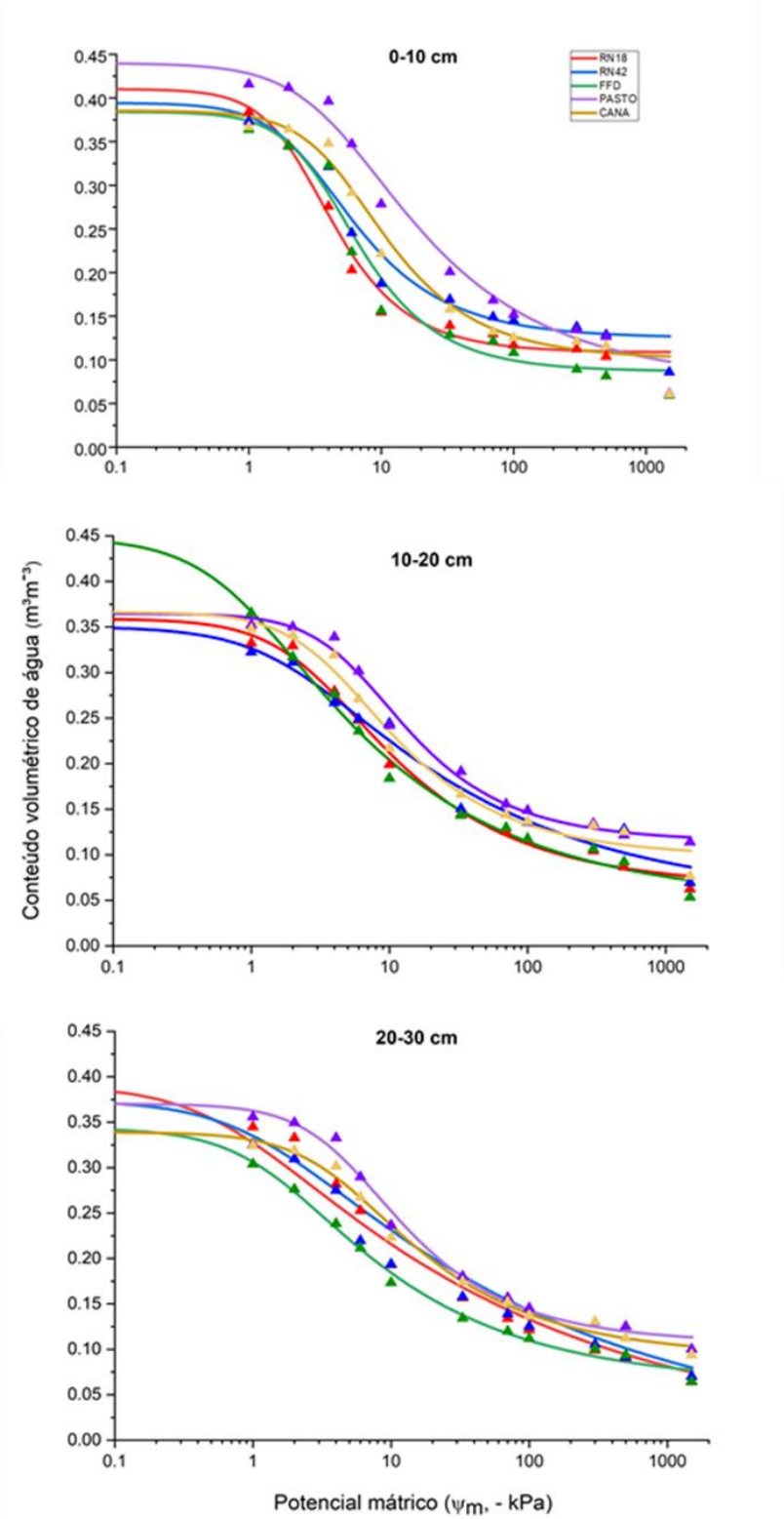



Figura 4.18. Curva de retenção da água no solo nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm.
Fonte: Autora.

Considerando a CAD total de cada área, foi possível notar a seguinte ordem decrescente: P=50 mm; NR42 e cana = 40 mm; FFD= 35 mm e NR18= 36 mm. Mas,

considerando a avaliação da CAD em profundidade, é possível notar que a área mais nova de regeneração natural passiva e o FFD apresentaram tendência em manter a CAD; no caso da NR42, a CAD aumentou, enquanto nas áreas de uso agrícola, a CAD apresentou decréscimo em profundidade.

4.4.3.5 Distribuição de poros

Considerando as porcentagens da distribuição de poros por tamanho, todas as áreas possuem maiores proporções de microporos quando comparados aos macro e mesoporos (Figura 4.19).

Nas três profundidades avaliadas, a proporção de macroporos das áreas de regeneração natural passiva e FFD foram maiores que nas áreas de uso agrícola. A NR18, por exemplo, apresentou porcentagem de macroporos duas vezes maior que as áreas P e cana na primeira camada avaliada. Na profundidade de 10-20 cm, o FFD apresentou proporção de macroporos quase quatro vezes mais que a área P e duas vezes mais que a cana. A mesma tendência foi observada na última camada avaliada.

Em relação às proporções de mesoporos, a área P apresentou os menores valores, e as áreas NR18 e FFD apresentaram maior proporção destes poros. Em profundidade, houve decréscimo de mesoporos nas áreas NR18, NR42 e cana, e foi observado aumento para a área P.

Considerado a proporção de microporos, nas três profundidades avaliadas, as áreas P e cana apresentaram as maiores proporções, seguidos da NR42.

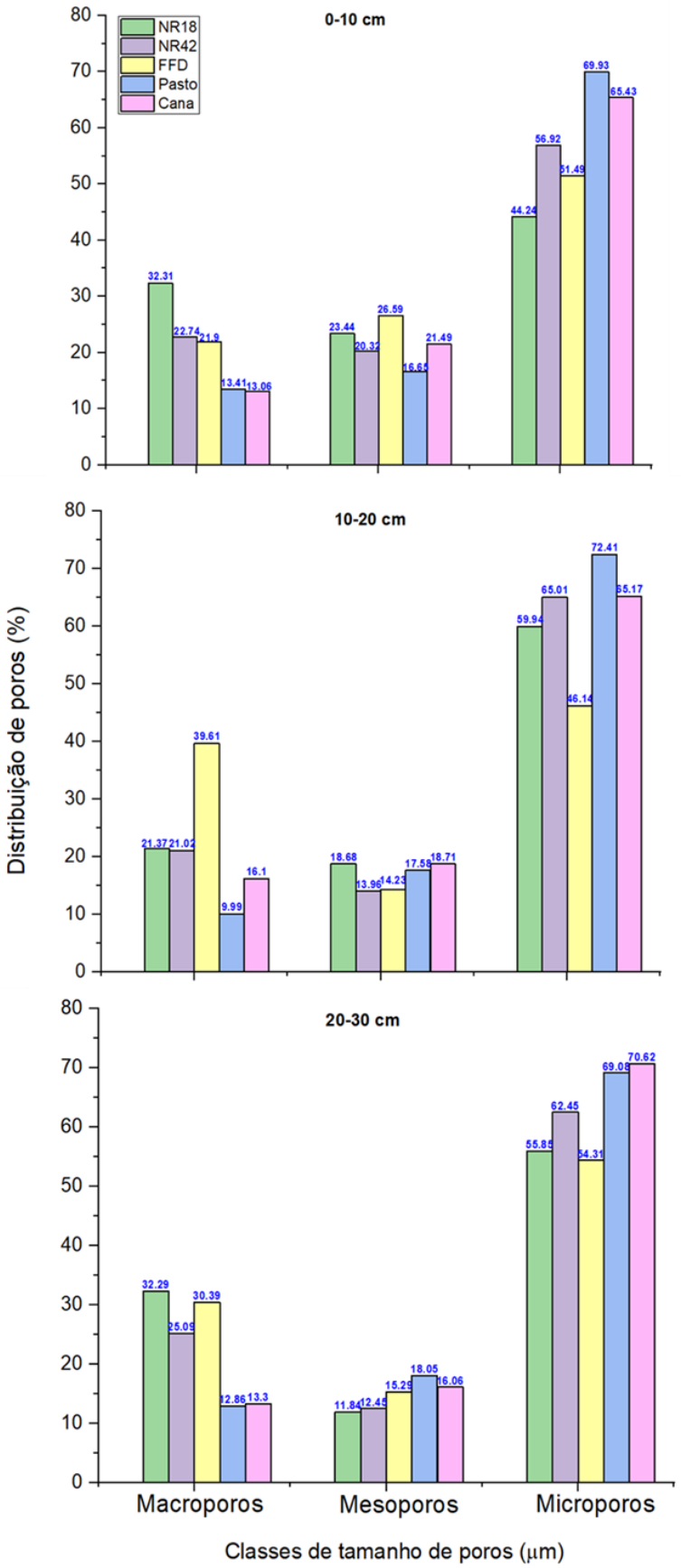



Figura 4.19. Médias de macroporos (raio acima de 40 µm), mesoporos (15-40 µm) e microporos (<15 µm) nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm.
Fonte: Autora.

Buscando avaliar de maneira mais precisa as mudanças ocorridas na porosidade das áreas de diferentes usos do solo, consta na figura 4.20 os resultados obtidos por meio da análise micromorfométrica do solo. Na figura está representada a área total ocupada por poros (macro e mesoporosidade), obtidos através das fitomicrografias extraídas das amostras indeformadas impregnadas com resina.

De maneira geral, não foi possível detectar grandes diferenças entre a área total de poros (ATP) das áreas avaliadas. NA profundidade de 0-12 cm, as áreas de regeneração passiva apresentaram tendência de aumentar a ATP de acordo com a idade de restauração (38,62 e 38,89% nas áreas de 18 e 42 anos, respectivamente) (Figura 3.20A a 3.20E). A ATP obtida por estas áreas foi maior que nas áreas de uso agrícola (34,09 e 35,61 % no pasto e cana, respectivamente). O FFD apresentou ATP menor que às áreas de regeneração passiva e maior que as áreas de uso agrícola.

Na profundidade de 10-22 cm (Figuras 4.20F a 4.20J), todas as áreas apresentaram um leve decréscimo na ATP, sendo um pouco mais pronunciado na NR18 (2,78%) e cana (3,43%), e menos pronunciado na NR42 (1,58%). Ainda assim, as áreas de regeneração passiva e FFD apresentaram maior ATP quando comparadas às áreas de pasto e cana.

Considerando a análise dos poros quanto à forma e tamanhos, todas as áreas apresentaram maior porcentagem da área ocupada por poros complexos grandes quando comparados aos poros arredondados e alongados (Figura 4.20). Na primeira profundidade, as áreas NR18 e NR42 apresentaram maior porcentagem de área ocupada por poros complexos grandes (29,13 e 29,25%, respectivamente), enquanto na cana (26,89%), a proporção é maior que na área de pasto e no FFD (23,76 e 26,53%) (Figuras 4.20 a 4.20E). Em menores proporções, foram detectados poros arredondados de tamanhos pequenos, médios e grandes; poros alongados médios e grandes; e poros complexos médios. Não foram detectados poros alongados e complexos pequenos nas três profundidades avaliadas.

O mesmo comportamento foi observado para a porcentagem de área ocupada por poros complexos grandes (diminuição mais expressiva para as áreas de cana e pasto). Também foi possível notar pequenos acréscimos nos poros arredondados pequenos e arredondados médios nas áreas NR18, NR42, pasto e cana; poros arredondados grandes em todas as áreas; e poros alongados grandes nas áreas NR18, FFD, pasto e cana.

4.4.3.6 Porosidade pela micromorfometria

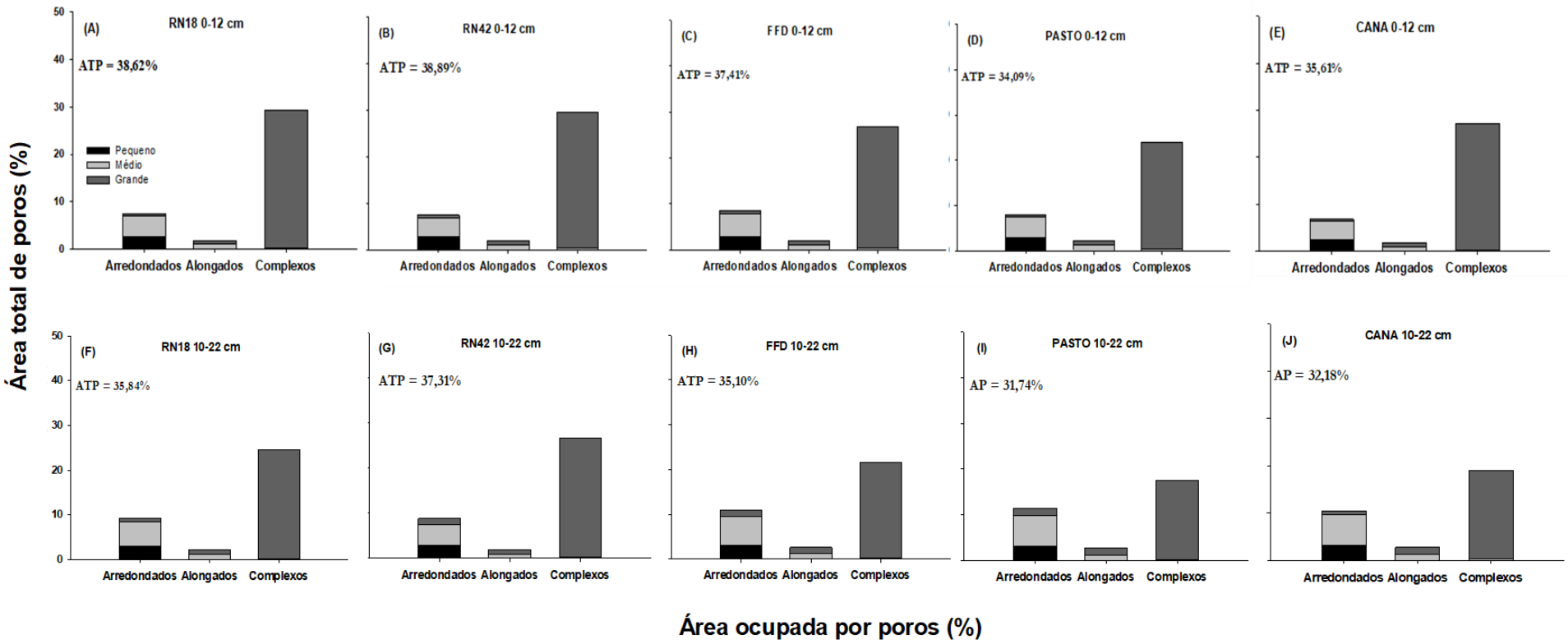



Figura 4.20. Área de poros arredondados, alongados e complexos nas profundidades de 0-12 e 10-22 cm. ATP= área total de poros. Arredondados, alongados e complexos. Classificação quanto aos tamanhos: pequenos (0,000156-0,0156 mm² ), médios (0,0156-0,156 mm²) e grandes ( >0,156 mm²).
Fonte: Autora.

4.4.3.7 Análise multivariada com os dados químicos do solo

Foi realizada uma PCA com os dados químicos e físicos das áreas avaliadas para analisar a possível correlação entre as variáveis nas áreas estudadas, nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm.

Todas as análises de componentes principais (PCA) mostraram que as duas primeiras componentes (PC1 e PC2) explicaram 80% ou mais da variância dos dados. Como a contribuição dessas componentes foi maior que 80%, valor indicado pela bibliografia, não foram consideradas as demais componentes na análise, reduzindo o número de variáveis para duas componentes principais.

Observando a matriz de correlações das análises químicas do solo na profundidade de 0-10 cm (Figura 4.21), as variáveis que apresentaram correlações fortes e positivas entre si foram, pH e Ca (0,82), e Mg e Ca (0,84), e as variáveis que apresentaram correlações fortes e negativas entre si foram Al e pH (-0,86), Al e Ca (-0,94) e Al e Mg (-0,90). A PC1 é composta principalmente pela relação antagônica entre as variáveis pH (0,42), Ca (0,47) e Mg (0,48), e a variável Al (-0,51). Já em CP2 as variáveis com maior peso são: pH (0,42), P (0,67) e K (-0,51).

Os resultados obtidos com os escores da PCA para os usos do solo (Figura 3.21A) demonstram que as áreas NR18 e NR42 apresentam maiores valores para a PC1, indicando-se que nestas áreas existem correlações maiores desta componente com as concentrações de pH, Ca e Mg, e menores concentrações de Al. A segunda componente principal, indica ainda que a área NR18 apresenta valores positivos de pH e P e negativos de K. A NR42 apresentou valor mediano para a PC2. A área de pasto apresenta valores de K mais elevados e menores valores de P, diferente da área de cana que apresenta maiores valores para P e menores para K. A área FFD apresenta escores altos e negativos para as duas componentes principais, apontando que esta área pode ser caracterizada por maiores valores de Al e K.

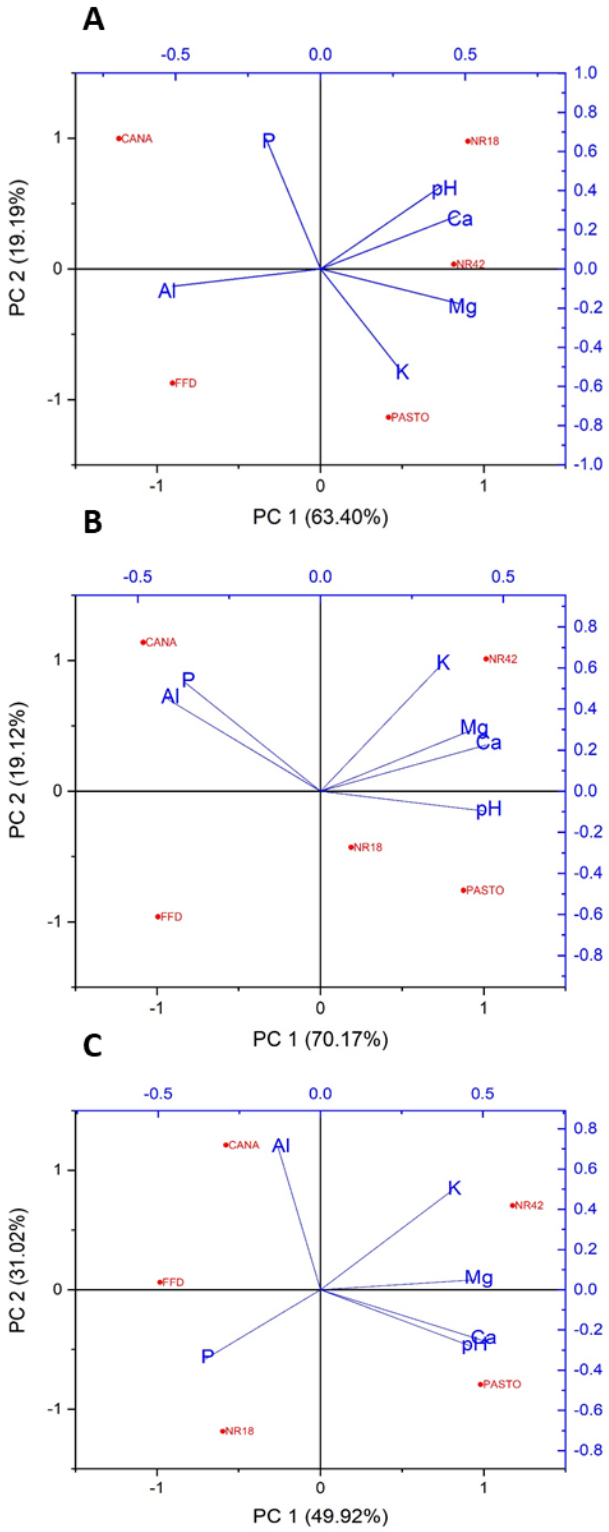



Figura 4.21: Biplot da análise de componentes principais (PCA) com base na análise química do solo nas áreas de regeneração passiva (18 e 42 anos), fragmento florestal degradado (FFD) e de uso agrícola (pasto e cana). A, B e C representam os biplots obtidos nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, respectivamente.
Fonte: Autora.

De acordo com os resultados apresentados por meio da tabela e o gráfico biplot, na camada de 10-20 cm (Figura 4.21B) é possível verificar que as duas componentes principais juntas explicaram cerca de 89,3% da variabilidade total dos dados.

Nesta profundidade, os atributos pH, Ca, Mg e Al apresentaram pesos (autovetores) com valores em modulo, semelhantes na PC1, enquanto as variáveis P e K apresentaram os menores pesos, -0,37 e 0,33, respectivamente. Para a CP2, o K (0,61), P (0,53) e Mg (0,45) apresentaram maior peso. De acordo com as interrelações entre as variáveis, que podem ser identificadas a partir dos ângulos entre as setas, P e Al, Mg e Ca, tem forte relação, além de K ter fraca correlação com P e Al, como foi evidenciado pela matriz de correlações. O ângulo formado entre a seta da variável com os eixos das componentes indica seu grau de relação.

De acordo com o Biplot (Figura 4.21B), a área de cana pode ser caracterizada por maior presença de P e Al, por possuir correlação forte e positiva com estas variáveis. Diferente da área NR18, que mesmo possuindo valores medianos para as variáveis em estudo (seus escores estão próximos a origem no plano cartesiano) e estabelece uma relação negativa com as variáveis P e Al. Já os escores da área NR42 e pasto indicam que estas áreas possuem maiores valores para K, Mg, Ca e pH. No entanto o pasto, assim como a NR18, indica uma relação negativa com as variáveis P e Al. FFD possui relações com as variáveis opostas a NR42, indicando haver relação positiva com P e Al, e negativa para K, Mg, Ca e pH.

Na profundidade de 20-30 cm (Figura 4.21C), apenas o Ca e Mg apresentam correlação maior que 0,8. As demais variáveis apresentaram correlações moderadas ou fracas. As duas primeiras componentes principais explicaram cerca de 81% da variabilidade explicada dos dados, e a PC1 foi mais relacionada as variáveis Mg, Ca e pH e PC2 mais associada principalmente com as variáveis Al e K.

Considerando os diferentes usos do solo, a área de cana possui maiores valores de Al. Já a área FFD possui valores medianos para as variáveis associadas a CP2 e menores valores para Mg, Ca e pH. De acordo com sua relação negativa com estas variáveis, indica-se também maior associação com a variável P. A área NR42 foi caracterizada com maiores valores para Mg, Ca, pH e K, e menores valores para P, diferente de NR18 que indicam comportamento contrário, com maiores valores para

P, e menores valores para K. A área de pasto pode ser caracterizada por maiores concentrações de Mg, Ca, pH e menores concentrações de Al e K.

4.4.3.8 Análise multivariada com os dados físicos do solo

Foi realizada uma PCA com os dados físicos das áreas avaliadas para analisar a possível correlação entre as variáveis nas áreas estudadas, nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm (Figura 4.22).

A partir da matriz de correlações foi possível observar altas correlações positivas entre o CO e os poros alongados (0,94), poros arredondados e alongados (0,84), poros complexos e alongados (0,87), e alta correlação negativa para a PT e Ds (-0,99). As duas primeiras componentes principais acumulam aproximadamente 82% da variabilidade explicada dos dados.

Na profundidade de 0-10 cm (Figura 4.22A), a PC1 está associada principalmente a relação direta entre às variáveis poros arredondados, alongados, DMP, poros complexos e CO. Já a CP2 caracteriza uma relação antagônica entre as variáveis Mic e Ds, e Macro e PT.

Considerando os diferentes tipos de usos do solo é possível notar que o pasto tem valores elevados e positivos para as duas componentes principais, indicando que esta área possui maiores concentrações principalmente de CO, poros complexos e alongados devido a primeira componente principal, e de micro e Ds, de acordo com a segunda componente principal. O FFD apresenta maior valor positivo para PC1 e valor mediano para PC2, indicando que nesta área existe maiores concentrações de poros arredondados, alongados e complexos, DMP e CO. Já a área NR42 tem valor negativo mais expressivo para a segunda componente, indicando que esta área apresenta maior PT e Macro, e menor Micro e Ds.  A área NR18 apresenta valores moderados negativos, tanto para CP1 quanto para CP2, indicando que pode ser caracterizada por possuir valores mais elevados para PT e Macro (PC2) e menores concentrações de CO, poros complexos e alongados (PC1).

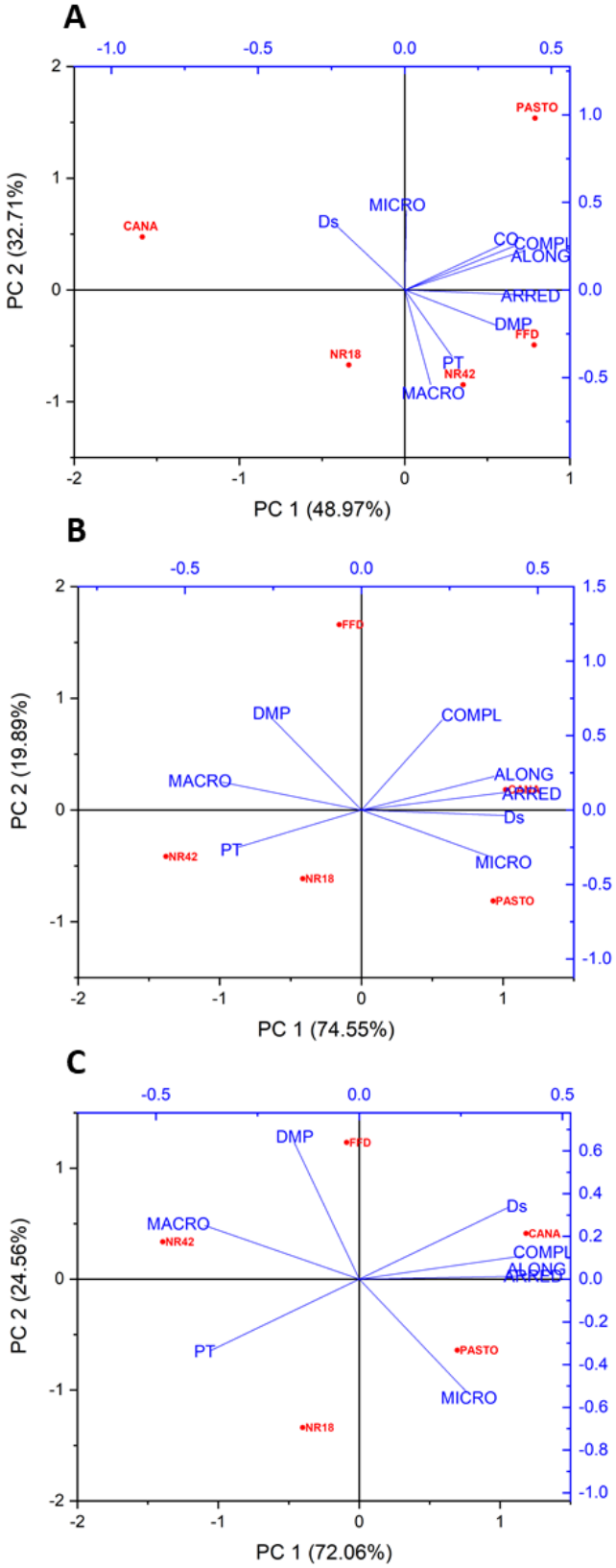



Figura 4.22. Biplot da análise de componentes principais (PCA) com base na análise química do solo nas áreas de regeneração passiva (18 e 42 anos), fragmento florestal degradado (FFD) e de uso agrícola (pasto e cana). A, B e C representam os biplots obtidos nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, respectivamente.
Fonte: Autora.

Os escores da área de cana possuem valor negativo para CP1 e positivo para CP2, isso indica que esta área pode ser caracterizada pela maior presença de Ds e Micro, e menores concentrações de poros arredondados, alongados e complexos, além de menor DMP e CO.

Na profundidade de 10-20 cm (Figura 4.22B), foram observadas, no geral, altas correlações entre as variáveis. As maiores e positivas correlações foram obtidas entre Micro e Ds (0,91), poros arredondados e Ds (0,98), poros alongados e Ds (0,90),poros arredondados e Micro (0,82),poros alongados e arredondados (0,95) e correlações negativas para PT e Ds (-0,82), Macro e Ds (-0,98), poros arredondados e PT (-0,86), poros alongados e PT (-0,88), Micro e Macro (-0,98), poros arredondados e Macro (-0,92), poros alongados e Macro (-0,80), DMP e Micro (-0,83).

As duas primeiras componentes principais acumularam cerca de 95% da variabilidade explicada dos dados. Sendo a primeira componente principal, caracterizada principalmente pelo antagonismo entre as variáveis Macro e PT com as variáveis Ds, poros arredondados, alongados e Micro. As variáveis DMP e poros complexos apresentaram os menores pesos para a componente. A PC2 foi caracterizada pelas variáveis que apresentaram maiores pesos, tais como DMP e poros complexos, as demais variáveis também têm influência sobre essa componente, mas com pesos menores que 0,35.

Em relação aos diferentes tipos de uso do solo, a área de cana pode ser caracterizada por maiores concentrações de poros alongados e arredondados, alta Ds e micro e menores valores de Macro e PT. O pasto, também apresentou maiores concentrações de poros alongados, arredondados, Ds e Micro, além de menor DMP e Macro. A NR42 pode ser caracterizado por maiores valores para PT, Macro e DMP, e o FFD possui valores médios para as variáveis que compõem a primeira componente, com valores mais elevados para o DMP e poros complexos.

Na profundidade de 20-30 cm (Figura 4.22C), a matriz de correlações mostra que as variáveis mais correlacionadas positivamente são os poros arredondados e Ds (0,88), poros alongados e Ds (0,90), poros complexos e Ds (0,90), poros alongados e arredondados (0,95), poros complexos e arredondados (0,95) e poros complexos e alongados (1). As variáveis com maiores correlações negativas são PT e Ds (-1), poros arredondados e PT (-0,86), poros alongados e PT (-0,90), poros complexos e PT (-0,90), Micro e Macro (-0,89), poros arredondados e Macro (-0,88), DMP e Micro (-0,86).

As duas primeiras componentes principais acumulam cerca de 96% da variabilidade total explicada. Por meio da matriz de correlações foi possível notar que os poros complexos e alongados, e a PT e Ds apresentaram uma relação perfeita, com coeficiente de correlação de Pearson igual a um. Isso é observado no biplot, onde as setas das variáveis poros complexos e alongados estão sobrepostas, e que as setas da PT e Ds formam juntas um ângulo de 180°.

Na PC1 as variáveis têm peso muito semelhantes, e apenas o DMP (-0,15) e a Micro (0,26) possuem pesos menores em forma absoluta. Dessa forma, representam um antagonismo entre as variáveis PT e Macro com a Ds, poros arredondados, alongados e complexos. Já a CP2 representa o comportamento antagônico entre as variáveis PT e Micro, com as variáveis Ds, Macro e DMP.

Para os usos do solo, tem-se que a Cana pode ser caracterizada por maiores valores para as variáveis Ds, poros arredondados, alongados e complexos, e baixa PT. A área de pasto é caracterizada por apresentar maiores valores de micro e PT (PC1), e menores valores de DMP e Macro (PC2). A área de NR18 pode ser caracterizada por apresentar maiores valores de Micro e PT. A NR42 apresenta maiores valores de Macro e PT, e tem uma relação oposta aos atributos de Ds, poros arredondados, alongados e complexos. Por fim, FFD é caracterizada por possuir valor mediano para CP1 e valor alto para a variável CP2, destacando-se assim para esta área maiores concentrações de DMP, Macro e Ds.

## 4.5 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos com as análises químicas e de alguns atributos físicos do solo, permitiram identificar diferenças entre as áreas em processo de regeneração passiva, o FFD e as áreas de uso agrícola do solo.

De acordo com os resultados de matéria seca obtidos na camada de 0-10 cm, os maiores valores foram obtidos pelo FFD e NR42 e estão de acordo com o resultado esperado, justificado pela variabilidade de materiais provenientes das folhas, pequenos troncos e talos em decomposição, o que provavelmente favorece o maior volume de matéria seca (MS) nestas áreas (Figura 4.7). Esta composição também foi observada para a área NR18, porém, em proporções bem menores.

A diversificação da cobertura vegetal em áreas florestais contribui com a maior deposição de material vegetal (CASTILHO et al., 2016), que ao serem

mineralizados, influenciam as reações químicas no solo e ajudam a melhorar a sua fertilidade, proporcionado melhorias na qualidade do solo (SOUZA et al., 2012). No caso da área de pasto, a matéria seca é proveniente das gramíneas, sem variabilidade de materiais e com decomposição mais rápida (MOREIRA; MALAVOLTA, 2004; CASTILHO et al., 2016).

Os valores de matéria seca obtidas nesta pesquisa foram mais elevados quando comparados a alguns estudos desenvolvidos na Mata Atlântica, que obtiveram valores médios de 8,5 Mg $ha^{-1}$ (CUNHA et al., 1999), 10,17 Mg $ha^{-1}$ (MACHADO et al., 1998) e 12,2 Mg $ha^{-1}$ (ARAÚJO et al., 2012). É válido ressaltar que esta variabilidade é esperada dentro dos ecossistemas, pois muitos fatores influenciam no aporte de serrapilheira no solo, tais como: a sazonalidade, a idade das florestas, espécie e densidade das plantas (CARPANEZZI, 1997; BAUER et al., 2018) e organismos decompositores (ANDRADE et al., 1999; BAUER et al., 2018). Somente estudos a longo prazo podem consolidar os padrões observados na variabilidade e acúmulo de serrapilheira no solo (CALDEIRA et al., 2008; BAUER et al., 2018).

O teor de CO no solo é dependente das taxas de adição e decomposição da biomassa (MAFRA et al., 2008), assim como da qualidade do material depositado (PRIMIERI et al., 2017). Portanto, os maiores valores de CO obtidos na área de pasto (Figura 4.14) pode ser explicado pelo acúmulo de biomassa promovido pelo sistema radicular das gramíneas que são abundantes durante o ano e pela matéria orgânica adicionada pelos animais (conforme já explicado e citado no capítulo anterior). Essa relação também foi observada por meio na PCA (figura 3.22A).

Nas áreas NR18 e NR42, tanto a MS obtida da serrapilheira quanto o CO aumentaram de acordo com a idade de regeneração passiva (Figuras 4.7 e 4.14). Esta tendência não foi observada para o FFD. Umas das possíveis explicações é provavelmente, a baixa relação C/N, que gera lenta decomposição do material vegetal no solo (TAYLOR et al., 1989), e por isso esta área possui elevado valor de MS em relação ao teor de CO obtido. A entrada de CO no solo ocorre principalmente pela decomposição da serrapilheira e de raízes provenientes da cobertura vegetal e, quando o material fornecido pela serrapilheira é mais rico em substâncias menos solúveis, a taxa de decomposição de matéria orgânica é mais lenta (GAMA-RODRIGUEZ, 2004).

No caso da cana, por ser área de plantio convencional, tem maior quebra de macroagregados promovidos pelo revolvimento do solo e, consequentemente, expõe

as frações orgânicas aos microrganismos decompositores (conforme explicado e citado no capítulo anterior).

A fragmentação de florestas primárias e secundárias pode retardar a dinâmica de decomposição da serrapilheira e, dessa forma, influenciar na ciclagem dos nutrientes na camada superficial do solo (PEREIRA et al., 2013). Em relação aos teores de CO no solo, normalmente são observados valores entre 15 a 30 g $kg^{-1}$ nos solos de floresta intactas primárias (RODRIGUES et al., 2017).

Ao avaliar áreas de sucessão secundária anteriormente ocupadas por café e pastagens na Mata Atlântica brasileira, foram obtidos teores de CO de 10,3 g $kg^{-1}$ em uma área de11 anos de restauração ativa; 16,4 g $kg^{-1}$ em área de restauração passiva de 11 anos; 15 e 18 g $kg^{-1}$ em duas áreas de 40 anos de pastagens de menor e maior intensidade, respectivamente; e 16,2 g $kg^{-1}$ na floresta de referência (LOZANO BAEZ et al., 2019). Os valores obtidos no presente estudo reforçam que somente a idade de restauração natural não é suficiente para a obtenção de melhorias no aporte de CO no solo.

### 4.5.1 Relação entre atributos químicos e físicos do solo

Considerando os resultados obtidos com as análises químicas do solo, a pouca variação de pH entre as áreas avaliadas está de acordo com os resultados esperados, pois os solos tropicais são naturalmente ácidos (RONQUIM et al., 2010). Além disso, a própria decomposição da serrapilheira, a ação da fauna edáfica e secreção das raízes liberam ácidos orgânicos no solo (CASTILHO et al., 2019; FUJII, 2014; MAFRA et al., 2008). A maior acidez na camada superficial do FFD é consequência da menor soma de bases trocáveis, principalmente nas duas primeiras profundidades.

Ainda que a área de cana tenha apresentado maior teor de P no solo na camada de 0-10 cm, este valor é considerado baixo (valores < 0,3 mg $kg^{-1}$). Além disso, o valor de fósforo (P) nesta área (Figuras 4.21A), provavelmente está associado às adubações realizadas na área relacionadas ao manejo da cana-de-açúcar.

De acordo com Prezzoti & Guarçoni (2013), os valores médios de Ca e Mg obtidos neste estudo (maiores que 4 mmolc $kg^{-1}$ e que 1 mmolc $kg^{-1}$, respectivamente), são considerados altos. Na camada de 0-10 cm, os maiores valores obtidos nas áreas NR18 e NR42 em relação às demais áreas (Figura 3.21A) podem

ser justificados pela quantidade significativa de nutrientes que podem estar retornando ao solo através da decomposição da biomassa morta (SANCHEZ, 1976).

A mineralização da matéria orgânica resulta na liberação de nutrientes essenciais à planta, tais como N, P, S, K, Ca, Mg (MARIN, 2002). A diversificação da cobertura vegetal (raízes, galhos, folhas) (Figura 4.7), ao serem mineralizados, influenciam as reações químicas que ocorrem no solo e ajudam a melhorar a fertilidade, proporcionando melhorias na qualidade do solo (SOUZA et al., 2012)

De acordo com Cavalcanti (2008), os teores de K em florestas podem realmente ser muito baixos ou quase nulos (Tabela 4.1; Figura 4.11; Figura 3.21A). O motivo mais aceitável para o baixo teor de K obtido nas áreas pode ser explicado pelo fato de a maior proporção do K no solo (98%) se encontrar nas estruturas dos minerais, em forma não disponível para as plantas (K estrutural). Apenas uma pequena fração encontra-se em formas disponíveis (K trocável, ligado às cargas negativas das argilas; e K em solução, que permanece livre na fase líquida do solo). Com a intemperização dos minerais, parte do K estrutural passa para as formas trocáveis e em solução, entretanto, é um processo lento (PREZZOTI; GUARÇONI, 2013). O motivo do K está mais associado ao pasto e ao FFD na camada de 0-10 cm (Figura 3.22A) não ficou bem esclarecido, mas ainda assim, os valores obtidos nestas áreas são considerados baixos (PREZZOTI; GUARÇONI, 2013).

A correlação negativa do pH, Ca, Mg com Al (Figura 4.21A) está de acordo com o resultado esperado. O pH do solo exerce bastante influencia nas formas de alumínio no solo, seja na forma $Al^{3+}$ (tóxica) ou na forma $Al(OH)_3$ (não tóxica). Como os valores médios de pH nas áreas NR18 e NR42 são levemente mais altos na camada de 0-10 cm, conforme ocorra a dissociação dos carbonatos Ca e Mg no solo, as hidroxilas liberadas para a solução do solo reagem com $H^+$ formando água. Consequentemente, ocorre uma elevação no pH do solo e a forma $Al^{3+}$ tende a passar para a forma insolúvel não tóxica (PREZZOTI; GUARÇONI, 2013; TISDALE et al., 2005). O oposto foi observado no FFD, explicado pela maior acidez (mesmo que seja em pequenas unidades), proporcionada por menores teores de Ca e Mg e, consequentemente, mais Al.

Na camada de 10-20 cm (Figura 3.21B), ainda é observado o efeito do P na área de cana, pelos motivos explicados anteriormente, já que variou pouco em profundidade. Além disso, a menor soma de bases (Ca e Mg) no solo promoveu maiores teores de Al. Quanto às áreas em regeneração passiva, houve uma intensa

redução de Ca e Mg em profundidade, conforme observado na PCA (Figura 4.21B) e, no caso do FFD, o Ca ficou abaixo do valor recomendado. A alta correlação do pH com as áreas regeneração passiva ocorreu novamente pelo fato de ambas terem apresentado média de pH ligeiramente maior que as outras áreas avaliadas. Já na camada de 20-30 cm (Figura 4.21C), a maior acidez da área de cana se torna bastante evidente como consequência da menor soma de bases trocáveis, assim como o FFD.

A área NR18, apresentou o menor teor de umidade no solo (Figura 4.15), mesmo que tenha apresentado elevado porte de MS comparada ao pasto (Figura 4.7). Uma das possíveis explicações pode novamente ser atribuída à provável presença de hidrofobicidade. É sabido que a vegetação, principalmente as florestais, podem ser fontes diretas de compostos orgânicos hidrofóbicos na superfície foliar, o que resultam em decomposição lenta e consequente acúmulo deste material na camada superficial (SCOTT et al., 2000; DOERR et al., 2004; BUCZKO et al., 2005). No entanto é uma hipótese que precisa ser investigada futuramente nestas áreas.

Os menores valores de Ds, maior Mac e Pt obtidos nas duas áreas de regeneração passiva na camada de 0-10 cm, resultaram da deposição e decomposição da serrapilheira, aportando matéria orgânica e melhorando a atividade biológica em áreas florestais (COOPER et al., 2012) que atuam na recuperação da estrutura do solo e, consequentemente, numa distribuição de poros mais equilibrada. A cana e o pasto apresentaram os menores valors de Mac no solo, mas no caso do pasto, o valor médio foi menor que 0,10 $cm^3$ $cm^{-3}$ (conforme a linha tracejada em vermelho na figura 3.16), ou seja, o mínimo recomendado pela literatura para que ocorra o crescimento das raízes e as trocas gasosas no solo (BONINI et al., 2013). As duas últimas profundidades avaliadas na área de pasto também apresentaram os valores de Mac próximo ao limite restritivo.

De maneira geral, os resultados obtidos estão de acordo com a literatura, pois a compactação dos solos está relacionada ao aumento da Ds. Como a Ds expressa a relação entre a quantidade de massa de solo seco e o volume do mesmo (considerando o espaço poroso), e está relacionada à sua estruturação, o manejo incorreto pode propiciar à perda dessa estrutura, levando-o à compactação, alterando a distribuição desses poros na matriz do solo, pois a porosidade é inversamente proporcional à Ds (TORMENA et al., 2002).

O fato de o FFD possuir Ds similar às áreas de uso agrícola na camada superficial pode ser explicado pelo histórico de uso da área, pois era frequentemente invadido por animais no passado. Provavelmente, esse legado ainda se faz presente em alguma escala, porém, menos pronunciado, já que o maior aporte de Ms obtido (Figura 4.7), provavelmente contribui para o processo de formação de agregados, pela decomposição destes resíduos através da atividade biológica do solo. Isso pode ter favorecido os maiores valores de DMP obtido nas duas primeiras profundidades avaliadas (Figura 4.17).

### 4.5.2 Curva de retenção da água no solo (CRA) e distribuição de poros

Conforme esperado, houve diferenças entre os valores de Pt calculada e a umidade medida (θs) (Tabela 4.5). Essa diferença é bem reportada na literatura, mas, embora tenha havido esforços para diminuir tal efeito, diferenças ainda foram notadas. Umas das possíveis explicações para a diferenças mais pronunciadas nas áreas florestais pode estar associada à maior quantidade de macroporos, o que dificulta a saturação e especialmente, estes esvaziam-se rapidamente durante o transporte e pesagem das amostras. Isso pode justificar os ajustes ligeiramente melhores na CRA das áreas de uso agrícola.

Na profundidade de 0-10 cm, o maior θs obtido na área de pasto pode estar associado ao elevado teor de CO e, provavelmente, ao efeito do sistema radicular promovido pelas gramíneas. Na região dos mesoporos, a inclinação sensivelmente menor da curva do pasto em relação a área FFD indica que a redistribuição de água no pasto ocorre de forma mais lenta. É possível que nesta profundidade, a área de pasto esteja promovendo melhor equilíbrio entre a condução e retenção de água (Figura 4.18). Além disso, a maior Ds obtida nesta área parece favorecer este comportamento em toda a curva. Este comportamento também é evidenciado na distribuição de poros por tamanho onde, a maior proporção de Mic é obtida pelo pasto (Figura 4.19). Nas duas últimas profundidades, o pasto estabilizou com maiores valores de retenção em micro, também confirmando as proporções de micro obtidas. Além disso, nos 20-30 cm o pasto e cana tendem a estabilizar. Este resultado pode ser um indicativo de compactação na área de pasto onde, as alterações na porosidade provocadas pelo aumento da densidade aumentaram a retenção de água no solo.

Este resultado corrobora Capurro (2005), que verificou que o pisoteio bovino numa pastagem aumentou a densidade e reduziu a porosidade total, refletindo em

maiores conteúdos de água nas tensões de 33 e 100 kPa, evidenciando para este caso, efeito benéfico da compactação. No entanto, uma compactação excessiva compromete tanto a estrutura do solo quanto seu armazenamento de água (SUZUKI et al., 2014).

Na camada de 10-20 cm, o maior valor de θs e a maior perda de água junto com o aumento de tensão na região dos macroporos na área de FFD indica um rápido movimento vertical de água, promovido por poros de maiores diâmetros (bioporos) (Figura 4.18), e na profundidade de 20-30 cm, o movimento vertical rápido de água no solo na região das baixas tensões, observado na área RN18, pode ser justificado pelo mesmo motivo.

Na profundidade de 20-30 cm, as duas áreas de regeneração passiva continuam perdendo água com o aumento das tensões, mesmo em 1000 kPa. Isto pode significar que, sob condições extremas, as áreas florestais aqui avaliadas teriam mais condições de suprir a necessidade hídrica em profundidade, quando comparadas às áreas de uso agrícola.

A explicação da inflexão nas curvas de retenção obtidas, é que a parte inicial é formada por poros estruturais, enquanto os poros que perdem água abaixo do ponto de inflexão são, principalmente, poros texturais (DEXTER, 2004). No entanto, as diferenças obtidas na parte inicial da curva, podem interferir muito pouco na disponibilidade de água às plantas, pois maiores valores de umidade próximos à saturação significam água facilmente drenável (KLEIN; LIBARDI, 2002). Por isso, as diferenças mais importantes estão nos valores de umidade próximos ao PMP, pois maiores valores significam mais água indisponível (KLEIN; LIBARDI, 2002).

Em relação aos teores de CAD no solo (Tabela 4.6), é esperado que as florestas possuam maior capacidade de armazenar água, principalmente em profundidade. Um estudo desenvolvido em área de mata nativa com avançado estágio de regeneração em solo de textura arenosa, detectou conteúdo volumétrico de água disponível no solo de 16,3; 20,2; 36,8; 36,8 e 94,4 mm nas profundidades de 0-10; 10-20; 20-40; 40-60 e 60-100 cm, respectivamente (SOUZA et al., 2018). Os teores de CAD obtidos neste estudo estão menores que os obtidos neste estudo, mas é válido ressaltar que são áreas mais nova de regeneração passiva e com histórico de intensa degradação.

### 4.5.3 Porosidade pela micromorfometria

Era esperado que ocorressem maiores diferenças na área total de poros entre as áreas de regeneração

passiva, FFD e áreas de uso agrícola.

A constituição da porosidade total do solo se dá por poros de diferentes tamanhos (macro, meso e microporos) e formas (arredondados, alongados e complexos ou irregulares), e continuidade, que influenciam na infiltração, armazenamento e drenagem da água, movimento e distribuição de gases e no crescimento das raízes (KAY; VANDENBYGAART, 2018).

A predominância de poros complexos em relação aos arredondados e alongados está de acordo com o esperado para os diferentes usos do solo. Os poros complexos resultam do acondicionamento de grãos e / ou agregados únicos que favorecem mais a condução da água do que a retenção (RINGROSE-VOASE; BULLOCK, 1984). A alteração destes poros pela influência do manejo foi um pouco mais pronunciada nas áreas de uso agrícola, o qual evidenciou um aumento suscinto de poros arredondados e alongados. Tanto o pisoteio do gado quanto as operações mecanizadas sobre o solo proporcionam alterações na forma e redução do diâmetro dos poros e na continuidade dos canais, o que diminui a permeabilidade da água e a consequente degradação das funções físicas do solo e seus serviços ecossistêmicos.

Resultado semelhante ao trabalho aqui realizado foi obtido em um estudo na Amazônia onde, a determinação da porosidade através da micromorfometria detectou a predominância de poros complexos nos horizontes superficiais em áreas de floresta e pastagem (OLIVEIRA et al., 2014). O estudo também demonstrou diminuição amena dos poros complexos na área de pastagem e aumento nos poros arredondados, em relação à floresta.

Também foram detectados resultados contrários ao obtidos no presente estudo. Por exemplo, Gennaro et al. (2005) encontram em área de plantio convencional, predominância de poros complexos e grandes na superfície, e arredondados e médios na subsuperfície, além da redução da porosidade e alterações na distribuição, geometria, morfologia e conectividade dos poros.

### 4.5.4 Análise multivariada (PCA) dos atributos físicos do solo

A avaliação conjunta dos atributos físicos do solo demonstrou que as áreas de regeneração passiva e o FFD possuem melhor qualidade estrutural do solo quando

comparados às áreas de uso agrícola (corroborando o estudo realizado anteriormente nestas áreas por Pereira et al., 2020).

Considerando todas as profundidades avaliadas, as correlações fortes e positivas da área NR42 com atributos favoráveis à melhor qualidade do solo (Mac e Pt) e correlações negativas com a Ds e Mic (Figura 4.22 A, B e C) demonstraram que, considerando os atributos aqui avaliados, o tempo de regeneração passiva está sendo benéfico para o solo desta área. O mesmo comportamento foi observado para o FFD, que mesmo carregando um legado de degradação promovida por invasões constantes de gado e histórico de queimadas, segue rumo a uma trajetória positiva de melhorias pós-degradação, evidenciada pela correlação com a Mac, PT e DMP. A área NR18 também manteve as suas características gerais mais associadas às áreas NR42 e FFD do que às áreas de uso agrícola.

Os diferentes tipos de uso do solo apresentaram maior área total de poros ocupada poros complexos grandes (Figura 4.20), mas as relações obtidas por meio da PCA (Figura 4.22) evidenciaram que a análise conjunta destes poros com CO, DMP, Mac e menor Ds estavam mais associados às áreas de florestas, sendo mais um indicativo da melhor qualidade estrutural destas áreas quando comparadas às áreas de pasto e cana.

Esse efeito também foi observado em profundidade para a área NR42, mas não para a área NR18, que provavelmente, ainda não apresentou tempo suficiente para tais melhorias. Mas, por se tratar de uma área de regeneração passiva, onde os fatores de degradação foram isolados, certamente possui maior probabilidade de autossustentação, quando comparada às áreas de pasto e cana-de-açúcar. Isso porque a ausência de preparo do solo e a disponibilidade de resíduos provenientes da serrapilheira aumenta a atividade biológica e decomposição de detritos no solo, aumentando o conteúdo de carbono orgânico que pode favorecer na estabilidade estrutural do solo ao longo do tempo (CASTILHO et al., 2016), influenciando o processo de regeneração passiva.

As áreas de pasto e cana, que apresentaram maior relação com poros alongados e arredondados, podem promover menor condução de água ao longo do perfil do solo em razão de menor conectividade entre poros (SOUZA et al., 2006; CANISARES et al., 2020). Maior quantidade de poros arredondados em área cultivada em relação às áreas não cultivadas foram detectados em outros estudos (PAGLIAI et

al.,1983; PAGLIAI et al., 2003). A substituição das florestas por pastagem acarreta poros complexos de menor tamanho e em grandes quantidades, diminuindo a conectividade entre os poros e, consequentemente, dificultando a infiltração e percolação da água no solo (CASTILHO et al., 2016).

## 4.6 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste estudo confirmam a hipótese de que as áreas de regeneração, ainda que de forma lenta, proporcionam melhorias nos atributos físico-hídricos do solo quando comparadas ao solo sob pastagem e o plantio convencional de cana-de-açúcar aqui avaliados.

A mudança de uso do solo (anteriormente degradado pelo uso de pastagem) para regeneração passiva de florestas, demonstrou melhorias no estoque de carbono orgânico do solo, proveniente do acúmulo de serrapilheira, e tendência de aumento no teor de carbono de acordo com o aumento da idade de regeneração passiva.

A análise das curvas de retenção na água do solo demonstrou que as áreas de regeneração passiva apresentaram maior capacidade de disponibilizar água paras as plantas em profundidade e em possíveis condições de estresse hídrico. Isso foi observado também para a capacidade de água disponível no solo onde, área NR18 apresentou tendência de manter os valores obtidos em profundidade, e a área NR42 apresentou tendência em aumentar. A área de cana de cana-de-açúcar manteve a capacidade de água disponível, e o pasto e FFD diminuíram os valores obtidos.

A análise conjunta dos atributos químicos do solo identificou maior soma de bases trocáveis nas áreas de regeneração passiva.

A porosidade do solo avaliada por meio da micromorfometria detectou maior proporção de poros complexos de tamanho grande em todas as áreas avaliadas. Mas, a análise conjunta dos atributos físicos identificou que nas áreas de regeneração passiva de 18 e 42 anos e no FFD, houve maior correlação dos poros complexos com os atributos favoráveis à qualidade estrutural do solo, tais como: maior macroporosidade, maior carbono orgânico no solo, maior porosidade total e maior diâmetro médio ponderado dos agregados (no caso do FFD). Provavelmente esse conjunto de fatores proporcionou os maiores valores de condutividade hidráulica saturada nas áreas de regeneração passiva, assim como a tendência de aumento desses valores acordo com a idade (observados no capítulo 2 da tese). Os dados apresentados e discutidos neste capítulo foram particularmente importantes para

complementar os resultados obtidos no capítulo 2, além de constituir mais um avanço na compreensão do funcionamento físico-hídrico do solo em áreas de regeneração passiva até os 30 cm, e que ainda precisa ser mais compreendido.

## REFERÊNCIAS


ANDERSON J. M.; J. S. I. INGRAM. Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods. **CAB International**, Wallingford, UK. 1993.

ARAUJO, R. S.; RODRIGUES, F.; PIÑA, C. M.; MACHADO, M. R.; PEREIRA, M. G.; FRAZÃO, F. J. Aporte de serrapilheira e nutrientes ao solo em três modelos de revegetação na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 12, n. 2, p. 15-21. 2012.

BAUER, D; FÜHR, CS.; SCHMITT, J. L. Dinâmica do acúmulo e decomposição de serapilheira em Floresta Estacional semidecidual subtropical. **Pesquisas Botânica**, v. 70, p. 1-11, 2018.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, n. 1, p. 105-112. 1997.

BERTOLINI, I. C.; VANTROBA, A. P.; SENS, T. M. Z. G.; PAIER, C. D.; POTT, C. A.; WATZLAWICK, L. F. Soil physical properties in Mixed Ombrophilous Forest under passive restoration process. **Sci. For., Piracicaba**, v. 47, n. 124, p. 696-707, dez. 2019.

BIRCH, J. C.; NEWTON, A. C.; AQUINO, C. A.; CANTARELLO, E.; ECHEVERRÍA, C.; KITZBERGER, T.; ...; GARAVITO, N. T. Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 50, p. 21925-21930. 2010.

BONINI, C. D. S. B.; MARCHINI, D. C.; ALVES, M. C.; ARRUDA, O. G.; PAZ-FERREIRO, J. Pore size distribution of a deeply excavated Oxisol after 19 years reclamation. *In:* **EGU General Assembly Conference Abstracts**, Austria. 2013.

BONNCHALLENGE. 2020. Disponível em: <http://www.bonnchallenge.org/content/brazil>. Acesso em 01 jul 2020.

BRANCALION, P. H.; VAN MELIS, J. Sobre a necessidade de inovação na restauração ecológica1. **Anais do Jardim Botânico de Missouri**, v. 102, n. 2, p. 227-236. 2017.

BUCZKO, U.; BENS, O.; HÜTTL, R. F. Variability of soil water repellency in sandy forest soils with different stand structure under Scots pine (Pinus sylvestris) and beech (Fagus sylvatica). **Geoderma**. v. 126, n.3-4, p. 317-336. 2005.

CALDEIRA, M. V. W.; VITORINO, M. D.; SCHAADT S. S.; MORAES, E.; BALBINOT R. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. **Semina: Ciências Agrárias**, v.29, n.1, p.53-68, 2008. http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2008v29n1p53.

CALLAHAM JR, M. A., RHOADES, C. C., & HENEGHAN, L. A striking profile: soil ecological knowledge in restoration management and science. **Restoration Ecology,** v. 16, n. 4, p. 604-607, 2008.

CAMBI, M.; CERTINI, G.; NERI, F.; MARCHI, E. The impact of heavy traffic on forest soils: A review. **Forest ecology and management**, v. 338, p. 124-138. 2015.

CANISARES, L. P.; CHERUBIN, M. R.; DA SILVA, L. F. S.; FRANCO, A. L. C.; COOPER, M.; MOONEY, S. J.; CERRI, C. E. P. Soil microstructure alterations induced by land use change for sugarcane expansion in Brazil. **Soil Use and Management**, v. 36, n. 2, p. 189-199, 2020.

CAPURRO, E. P. G. **Qualidade física de um vertissolo e produção forrageira em campo nativo melhorado, com irrigação e pastoreio** (Doctoral dissertation, Universidade Federal de Santa Maria). 2005.

CARPANEZZI, A. A. **Banco de sementes e deposição de folhedo e seus nutrientes em povoamentos de Bracatinga (Mimosa scabrella Bentham) na região metropolitana de Curitiba-PR.** 1997. 177f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1997.

CASTRO, S. D.; COOPER, M.; SANTOS, M. C.; VIDAL-TORRADO, P. **Micromorfologia do solo**: bases e aplicações. CURI, N.; MARQUES, J. J.; GUILHERME, L. R. G.; LIMA, J. M., p. 107-164. 2003.

CAVALCANTI, F. J. A. (Coord.). **Recomendações de adubação para o Estado de Pernambuco**. 2ª aproximação. ed. 3. Recife, IPA, 2008.

COOPER, M.; DE CASTRO, S. S.; COELHO, M. R. Micromorfologia do solo. **Embrapa Solos** - Capítulo em livro técnico (INFOTECA-E). 2017.

COOPER, M., BOSCHI, R. S., SILVA, V. B. D., & SILVA, L. F. S. D. Software for micromorphometric characterization of soil pores obtained from 2-D image analysis. **Scientia Agricola**, v. 73, n. 4, p. 388-393, 2016.

COOPER, M.; ROSA, J. D.; MEDEIROS, J. C.; OLIVEIRA, T. C. D.; TOMA, R. S.; JUHÁSZ, C. E. P. Hydro-physical characterization of soils under tropical semi-deciduous forest. **Scientia Agricola**, v. 69, n. 2, p. 152-159. 2012.

COOPER, M.; VIDAL-TORRADO, P.; GRIMALDI, M. Transformações da estrutura entre horizontes blatossólico e B nítico em uma topossequência no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 5, p. 1685-1699. 2010.

CUNHA, G. D. M.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; VELLOSO, A. C. X. Biomassa e estoque de carbono e nutrientes em florestas montanas da Mata Atlântica na região norte do estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 5, p. 1175-1185. 2009.

DE ANDRADE, A. G.; CABALLERO, S. S. U.; DE FARIA, S. M. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. **Embrapa Solos** - Documentos (INFOTECA-E). 1999.

DE CASTRO, O. M.; VIEIRA, S. R.; SIQUEIRA, G. M.; DE ANDRADE, C. A. Atributos físicos e químicos de um Latossolo Vermelho eutroférrico sob diferentes sistemas de preparo. **Bragantia**, v. 68, n. 4, p. 1047-1057. 2009.
DE PIERRI CASTILHO, S. C.; COOPER, M.; DOMINGUEZ, A.; BEDANO, J. C. Effect of land use changes in eastern Amazonia on soil chemical, physical, and biological attributes. **Soil Science**, v. 181, n.3/4, p. 133-147. 2016.

DEXTER, A. R. Soil physical quality. Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, Amsterdam, v. 120, p. 201-214, jun. 2004.

DI RIENZO, J. A.; CASANOVES, F.; BALZARINI, M. G.; GONZALEZ, L.; TABLADA, **M. InfoStat versión**. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www. infostat. com. ar. 2013.

DI RIENZO, J. A.; GUZMÁN, A. W.; CASANOVES, F. A multiple-comparisons method based on the distribution of the root node distance of a binary tree. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, v. 7, n. 2, p. 129-142, 2002.

DOERR, S. H.; BLAKE, W. H.; SHAKESBY, R. A.; STAGNITTI, F.; VUURENS, S. H.; HUMPHREYS, G. S.; WALLBRINK, P. Heating effects on water repellency in Australian eucalypt forest soils and their value in estimating wildfire soil temperatures. **International Journal of Wildland Fire**, v. 13, n. 2, p. 157-163. 2004.

DOURADO-NETO, D.; NIELSEN, D. R.; HOPMANS, J. W.; REICHARDT, K.; BACCHI, O. O. S. Software to model soil water retention curves (SWRC, version 2.00). **Scientia agrícola**, v. 57, n. 1, p. 191-192. 2000.

FLINT, A. L.; FLINT, L. E. 2.2 Particle Density. **Methods of Soil Analysis: Part 4 Physical Methods**, n. methods of soil an4, p. 229-240, 2002.

FUJII K. Soil acidification and adaptations of plants and microorganisms in Bornean tropical forests. **Ecol. Res**. v. 29, p. 371–381. 2014.

GARCIA, L. **Ocupação e desenvolvimento econômico da Bacia do Corumbataí– séculos XVIII a XX**. Rio Claro. 2000.

GEE G. W.; AND D. OR. Particle-Size Analysis. Methods of Soil Analysis, **Soil Science Society of America Book Series**, Madison, WI. 2002.

GENNARO, L. A. D.; SOUZA, Z. M. D.; SILVA, L. F. S. D.; COOPER, M.; CAMPOS, M. C. C. Estrutura do solo sob feijão irrigado e diferentes manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 2, p. 608-614. 2015.

JORDÃO, C. P.; ALVES, N. M.; PEREIRA, J. L.; BELLATO, C. R.; ALVAREZ V., A. H. Adsorção de íons $Cu^{2+}$ em Latossolo Vermelho-Amarelo húmico. **Química Nova**, v. 23, n. 1, p. 5-11, jan./fev. 2001. DOI: 10.1590/S0100-40422000000100002.

JUHÁSZ, C. E. P.; COOPER, M.; CURSI, P. R.; KETZER, A. O.; TOMA, R. S. Micromorfologia de solo sob cerradão em relação à retenção de água. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 344-354. 2007.

KLEIN, V. A.; LIBARDI, P. L. Densidade e distribuição do diâmetro dos poros de um Latossolo Vermelho, sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 26, n. 4, p. 857-867. 2002.

LIMA, C. G.; CARVALHO, M. D.; MELLO, L. M.; LIMA, R.C. Correlação linear e espacial entre a produtividade de forragem, a porosidade total e a densidade do solo de Pereira Barreto (SP). **Revista Brasileira de Ciência do solo**. v. 31, n. 6, p. 1233-44. 2007.

LIMA, H. V. D.; LIMA, C. L. R. D.; LEÃO, T. P.; COOPER, M.; SILVA, A. P. D.; ROMERO, R. E. Tráfego de máquinas agrícolas e alterações de bioporos em área sob pomar de laranja. **Revista Brasileira de ciência do solo**, v. 29, n.5, p. 677-684. 2005.

LOZANO-BAEZ, S. E.; COOPER, M.; MELI, P.; FERRAZ, S. F.; RODRIGUES, R. R.; SAUER, T. J. Land restoration by tree planting in the tropics and subtropics improves soil infiltration, but some critical gaps still hinder conclusive results. **Forest Ecology and Management**, v. 444, p. 89-95. 2019.

MACHADO, M. R.; RODRIGUES, F. C. P.; PEREIRA, M. G. Produção de serapilheira como bioindicador de recuperação em plantio adensado de revegetação. **Revista Árvore**, v. 32, n. 1, p. 143-151. 2008.

MAFRA, Á. L.; GUEDES, S. D. F. F.; KLAUBERG FILHO, O.; SANTOS, J. C. P.; ALMEIDA, J. A. D.; ROSA, J. D. Carbono orgânico e atributos químicos do solo em áreas florestais. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p. 217-224. 2008.

MAGNAGO, L. F. S.; MARTINS, S. V.; VENZKE, T. S.; IVANAUSKAS, N. M. Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referência para a restauração florestal. **MARTINS**, SV, ed. 2. 2012.

MARIN, A. M. P. **Impactos de um sistema agroflorestal com café na qualidade do solo**. 2002. 83f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 2002.

MAZUREC, A.P. **Produção, aporte de nutrientes e decomposição da serrapilheira em Mata Atlântica de encosta em duas altitudes, na Serra do Imbé, Norte Fluminense**. Campos dos Goytacazes, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Tese de Doutorado.

MELO, F. P.; PINTO, S. R.; BRANCALION, P. H.; CASTRO, P. S.; RODRIGUES, R. R.; ARONSON, J.; TABARELLI, M. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. **Environmental Science & Policy**, v. 33, p. 395-404. 2013.

MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica da matéria orgânica e da biomassa microbiana em solo submetido a diferentes sistemas de manejo na Amazônia Ocidental. **Pesq. Agropecuária Bras**. v. 39, p. 1103–1110. 2004.

MURPHY, C.P. **Thin section preparation of soils and sediments**. Berkhamsted: **A.B. Academic Publishers**. 149p. 1986.

NORDEN, N.; ANGARITA, H. A.; BONGERS, F., MARTÍNEZ-RAMOS, M.; GRANZOW-DE LA CERDA, I.; VAN BREUGEL, M.; ...; FINEGAN, B. Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 26, p 8013-8018. 2015.

OLIVEIRA, M. N. D. **Funcionamento físico-hídrico do solo em duas topossequências sob floresta e pastagem em sistema agroextrativista na Amazônia Oriental** (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo). 2014.

PAGLIAI, M.; LAMARCA, M.; LUCAMANTE, G. Micromorphometric and micromorphological investigations of a clay loam soil in viticulture under zero and conventional tillage. **Journal of Soil Science**, v. 34, n. 2, p. 391-403. 1983.

PAGLIAI, M.; MARSILI, A.; SERVADIO, P.; VIGNOZZI, N.; PELLEGRINI, S. Changes in some physical properties of a clay soil in Central Italy following the passage of rubber tracked and wheeled tractors of medium power. **Soil and Tillage Research**, v. 73, n.1-2, p. 119-129. 2003.

PENTEADO, M, M. **Geomorfologia do setor centro-ocidental da Depressão Periférica Paulista**. Universidade de S. Paulo, Instituto de Geografia, 1976.

CRISTINA PENUELA, M.; DREW, A. P. (2004). A model to assess restoration of abandoned pasture in Costa Rica based on soil hydrologic features and forest structure. **Restoration Ecology**, v. 12, n. 4, p. 516-524, 2004.

PEREIRA, G. H. A.; PEREIRA, M. G.; DOS ANJOS, L. H. C.; DE AZEVEDO AMORIM, T.; MENEZES, C. E. G. Decomposição da serrapilheira, diversidade e funcionalidade de invertebrados do solo em um fragmento de floresta atlântica. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 5. 2013.

PEREIRA, N. A.; DI PRIMA, S.; BOVI, R. C.; DA SILVA, L. F. S.; DE GODOY, G.; NAVES, R. P.; COOPER, M. Does the Process of Passive Forest Restoration Affect the Hydrophysical Attributes of the Soil Superficial Horizon? **Water**, v. 12, n. 6, p. 1689. 2020.

PINHEIRO, J.; BATES, D. Mixed-effects models in S and S-PLUS. **Springer Science & Business Media**. 2006.

PREZOTTI, L. C.; GUARÇONI, A. **Guia de interpretações de análise de solo e foliar**. 2013.

PRIMIERI, S.; MUNIZ, A. W.; LISBOA, H. D. M. Soil Carbon Dynamics in Native Ecosystems and Reforestation in Santa Catarina. **Floresta e Ambiente**, v. 24. 2017.

RINGROSE-VOASE, A. J.; BULLOCK, P. The automatic recognition and measurement of soil pore types by image analysis and computer programs**. Journal of Soil Science**, v. 35, n. 4, p. 673-684. 1984.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. **On the restoration of high diversity forests**: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. Biological Conservation, v. 142, p. 1242–1251. 2009.

RONQUIM, C. C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. **Embrapa Territorial** - Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E). 2010.

SALTON, J. C.; SILVA, W. M.; TOMAZI, M.; HERNANI, L. C. Determinação da agregação do solo-metodologia em uso na Embrapa Agropecuária Oeste. **Embrapa Agropecuária Oeste** - Comunicado Técnico (INFOTECA-E). 2012.

SANCHEZ, P.A. **Properties and management of soils in the tropics**. John Wiley and Sons. New York. 1976.

SCOTT, D. F. Soil wettability in forested catchments in South Africa: as measured by different methods and as affected by vegetation cover and soil characteristics. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 231, n. 1, p. 87-104, 2000.

SILVA, M. B.; ANJOS, L. H. C. D.; PEREIRA, M. G.; SCHIAVO, J. A.; COOPER, M.; CAVASSANI, R. D. S. Genesis and classification of soils in a toposequence of karst in Serra da Bodoquena (MS). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 6, p. 1464-1480. 2013.

SOUZA, Z. M. D.; MARQUES JÚNIOR, J.; COOPER, M.; PEREIRA, G. T. Micromorfologia do solo e sua relação com atributos físicos e hídricos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 3, p. 487-492. 2006.

SUZUKI, L. E. A. S.; LIMA, C. L. R. D.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; PILLON, C. N. Estrutura e armazenamento de água em um Argissolo sob pastagem cultivada, floresta nativa e povoamento de eucalipto no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 1, p. 94-106. 2014.

TAYLOR, B. R.; PARKINSON, D.; PARSONS, W. F. J. Nitrogen and lignin concentration as predictors of litter decay rates: a microcosm test. **Ecology**, Durham, v. 70, p. 97-104, 1989.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, Embrapa. 573p. 2017.

TISDALE, S. L.; NELSON, W. L. Soil fertility and fertilizers. **Soil Science**, v. 101, n. 4, p. 346. 1966.

TORMENA, C. A.; BARBOSA, M. C.; DA COSTA, A. C. S.; GONÇALVES, A. C. A. Densidade, porosidade e resistência à penetração em Latossolo cultivado sob diferentes sistemas de preparo do solo. **Scientia Agricola**, v. 59, n. 4, p. 795-801. 2002.

VALENTE, R. D. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Mapeamento de uso e cobertura do solo da Bacia do Rio Corumbataí, SP. **Circular Técnica IPEF**, v. 196, p. 1-10, 2003.

VAN GENUCHTEN, M.T. A closed form equation for predicting hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of American Journal**, v. 44, p.892-898, 1980.