

INFLUÊNCIA DO TIPO FLORESTAL E DA FRAGMENTAÇÃO NA
COMPOSIÇÃO ELEMENTAR E ISOTÓPICA DO CARBONO E
NITROGÊNIO NO SOLO E NA NECROMASSA VEGETAL DA MATA
ATLÂNTICA

VITOR MELO ERSE CYRINO

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY
RIBEIRO

CAMPOS DOS GOYTACAZES - RJ
MARÇO - 2021

INFLUÊNCIA DO TIPO FLORESTAL E DA FRAGMENTAÇÃO NA
COMPOSIÇÃO ELEMENTAR E ISOTÓPICA DO CARBONO E
NITROGÊNIO NO SOLO E NA NECROMASSA VEGETAL DA MATA
ATLÂNTICA

VITOR MELO ERSE CYRINO

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Dra. Dora Maria Villela

Coorientador: Dr. Carlos Eduardo de Rezende

CAMPOS DOS GOYTACAZES - RJ
MARÇO – 2021

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pelo autor.

C997 Cyrino, Vitor Mélo Erse.

INFLUÊNCIA DO TIPO FLORESTAL E DA FRAGMENTAÇÃO NA COMPOSIÇÃO ELEMENTAR E ISOTÓPICA DO CARBONO E NITROGÊNIO NO SOLO E NA NECROMASSA VEGETAL DA MATA ATLÂNTICA / Vitor Mélo Erse Cyrino. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2021.

147 f.

Inclui bibliografia.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2021.

Orientadora: Dora Maria Villela Jose.

Coorientador: Carlos Eduardo de Rezende.

1. ciclagem de nutrientes. 2. isótopos estáveis. 3. Florestas estacionais. 4. florestas úmidas. 5. remanescentes florestais. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

INFLUÊNCIA DO TIPO FLORESTAL E DA FRAGMENTAÇÃO NA
COMPOSIÇÃO ELEMENTAR E ISOTÓPICA DO CARBONO E
NITROGÊNIO NO SOLO E NA NECROMASSA VEGETAL DA
MATA ATLÂNTICA

VITOR MELO ERSE CYRINO

Dissertação apresentada ao Centro de
Biotecnologia e Biociências da Universidade
Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro
como parte das exigências para a obtenção
do título de Mestre em Ecologia e Recursos
Naturais.

Aprovado em: 31 de Março de 2021.

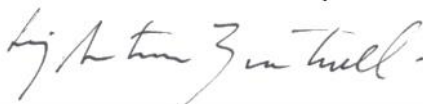
Comissão examinadora:



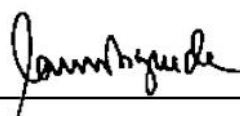
Dr. Cláudio Roberto Marciano – Laboratório de Solos/UENF



Dra. Gabriela Bielefeld Nardoto – Departamento de Ecologia/UnB



Dr. Luiz Antônio Martinelli – Laboratório de Ecologia/USP



Dr. Carlos Eduardo de Rezende – Laboratório de Ciências Ambientais/UENF
(coorientador)



Dra. Dora Maria Villela – Laboratório de Ciências Ambientais/UENF
(orientadora)



Governo do Estado do Rio de Janeiro
 Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro
 Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação

DECLARAÇÃO

Eu, Marina Satika Suzuki, coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF), seguindo a Resolução CPPG nº2 de 2021, declaro validadas as assinaturas constantes da Folha de Assinaturas da Dissertação intitulada “Influência do tipo florestal e da fragmentação na composição elementar e isotópica do carbono e nitrogênio no solo e na necromassa vegetal da Mata Atlântica” de autoria de Vitor Melo Erse Cyrino, defendida no dia 31 de maio de 2021.

Campos dos Goytacazes, 06 outubro de 2021

Marina Satika Suzuki
 Coordenadora PPG-ERN / UENF
 ID. Funcional 641333-1



Documento assinado eletronicamente por **Marina Satika Suzuki, Coordenadora**, em 06/10/2021, às 08:43, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento nos art. 21º e 22º do Decreto nº 46.730, de 9 de agosto de 2019.



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.fazenda.rj.gov.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=6, informando o código verificador **23150473** e o código CRC **888FDA99**.

Referência: Processo nº SEI-260009/002124/2021

SEI nº 23150473

Avenida Alberto Lamego, 2000, - Bairro Pq. Califórnia, Campos dos Goytacazes/RJ, CEP 28013-602
 Telefone: - www.uenf.br

Viver é melhor que sonhar.
(Belchior)

Dedico a minha mãe Elizabeth Melo Cyrino a todo suporte necessário para realização deste sonho e ao meu irmão Vinicius Melo Erse Cyrino por todo apoio.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro e ao Laboratório de Ciências Ambientais (LCA), pelo apoio logístico, para a realização deste trabalho e pela oportunidade de crescer como ser humano e profissionalmente.

À CAPES, pela bolsa de mestrado, e ao CNPq e FAPERJ pelo financiamento através do Projeto da orientadora Dora Villela.

À Reserva Biologia União, à Reserva biologia Poço das Antas e a Estação Ecologia Estadual de Guaxindiba pelo apoio e logística.

Ao Prof. Dr. Cláudio Marciano, ao técnico Ederaldo e o laboratório de Ciências do Solo (LSOL/UENF) por todo apoio e auxílio durante o desenvolvimento do projeto e na realização das análises físicas do solo.

À Profa. Dra. Dora Villela por me aceitar a orientar na monografia e agora na dissertação. Sua confiança e sua vontade em dividir suas experiências e conhecimento científico, com certeza, me fizeram hoje um biólogo e pesquisador melhor. Serei sempre grato por todas as oportunidades, congressos, momentos incríveis que vivenciei no laboratório de ecologia vegetal.

Ao Prof. Dr. Carlos Eduardo de Rezende, que aceitou a me coorientar e me possibilitou a ampliar meus conhecimentos dentro da ecologia.

Aos membros da banca, Dr. Claudio Marciano, Dra. Gabriela Nardoto e Dr. Luiz Martinelli, por aceitarem o convite e pelas críticas construtivas ao trabalho.

Aos técnicos Gerson Rocha e o mateiro Adilson pelo auxílio no campo, me passando toda a sua experiência e proporcionando momentos de descontração.

À Dra. Aline Alves, ao Mrs. Diego Lacerda, ao Dr. Pedro Gatts, pelas dicas durante a preparação da dissertação e os auxílios na estatística.

À amiga Caroline Pessanha, que me ajudou a suportar as dificuldades que o mestrado proporciona, a enfrentar os medos e as inseguranças. Por todas as aventuras durante as coletas: jamais esquecerei.

Ao Eduardo Oza, Patrícia Marques e Izabela Ferreira, pela formação da melhor equipe de ecologia de campo. Cada um de vocês foram importantes para a escrita e finalização desse trabalho. Sou grato a todos os encontros, conversas e apoio.

À Sonia Guimarães, Anderson Ribeiro, Gabriel Quintanilha e Andressa Batista, pela melhor irmandade formada desde a graduação, pelo incentivo, e pelos momentos de curtidão, essa trajetória acadêmica foi alegre e divertida graça a vocês.

À Jessica Maciel, Lucas Otal, Rodrigo Stellet, Fabiola Damasceno, Sarah Elen, Lais Ramos, por todos os momentos felizes e também por fazerem o papel de família nas horas que mais precisei. Do IFF para vida.

Às minhas amigas, Marcelle Souza por nunca deixar eu desanimar durante o mestrado, a Ulli Barros pelo apoio incondicional na realização desse trabalho e a Talluna Anjos, por sempre manter as lembranças mais felizes comigo.

À minha família Cyrino e Melo, pelos incentivos e principalmente acreditar que eu seria capaz. Em especial a Julia Witt, Ana Paula Cyrino e Raquel Correa, primas que mesmo de longe foram fundamentais na minha jornada acadêmica.

À minha mãe, Elizabeth Melo e o meu irmão Vinicius Cyrino, pelo amor incondicional e por acreditar, que eu seria capaz de chegar até aqui. Vocês estiveram ao meu lado em todos os momentos da minha vida, me dando força e me ensinando. Sou grato pelo o que sou hoje graças ao amor de vocês.

E por último e mais importante, agradeço imensamente a Deus por sempre ter me guiado para o caminho certo.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	xi
LISTA DE TABELAS	xvi
RESUMO.....	xviii
ABSTRACT	xx
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Solo e necromassa como estocadores de carbono e nitrogênio em florestas tropicais	1
1.2 Isótopos Estáveis como ferramenta de compreensão da alteração nos ciclos de C e N em florestas	3
1.3 Influência dos tipos florestais no estoque e na composição isotópica do C e N no solo e necromassa.....	7
1.4 Fragmentação Florestal e seus efeitos sobre o funcionamento das florestas ...	9
1.5 Mata Atlântica: tipos florestais e a fragmentação	13
2. OBJETIVO GERAL	15
2.1 Objetivos específicos.....	15
3. HIPÓTESES.....	16
4. METODOLOGIA.....	16
4.1 Área de estudo	16
4.1.1 Floresta Estacional Semidecidual	16
4.1.2 Floresta Ombrófila Densa	21
4.2 Desenho amostral e coleta de solos.....	25
4.3 Desenho amostral para coleta de necromassa fina.....	26
4.4 Análises Físicas dos solos.....	27
4.5 Determinação de pH, Concentrações e estoques de C e N elementar e isotópico do solo e necromassa.....	30
5. ANÁLISES DE DADOS	31
6. RESULTADOS	33
6.1 Efeitos do tipo florestal no solo	33
6.2 Relações entre a composição elementar e isotópica do solo com seus atributos físicos.....	41
6.3 Relações entre os atributos do solo e os tipos florestais	44
6.4 Efeitos do tipo florestal na necromassa fina	45
6.5 Efeito do tamanho dos fragmentos sobre os atributos do solo	49
6.6 Efeito do tamanho do fragmento sobre o C e N elementar e isotópico da necromassa fina	52
7. DISCUSSÃO	58
7.1 Efeito do tipo florestal na composição elementar do solo.....	58
7.2 Efeito do tipo florestal na composição isotópica do solo.....	66
7.3 Relações entre os atributos do solo e os tipos florestais	70
7.4 Relações entre as composições elementares e isotópicas do solo com a granulometria.....	73

7.5 Efeito do tipo florestal na composição elementar e isotópica na necromassa fina	75
7.6 Efeito da fragmentação florestal na composição elementar e isotópicas	83
7.6.1 Solos	83
7.6.2 Necromassa fina	88
8. CONCLUSÃO.....	94
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS	96
10. APÊNDICES.....	119
11. ANEXOS	121

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Mapa com a localização dos fragmentos de floresta estacional semidecidual de tabuleiro (FES) no município de São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil, selecionados para este estudo. Fragmentos: 1 – Fazenda Santo Antônio, 2 – Palmeira, 3 – Fazenda Imburi, 4 – Santana, 5 – EEE Guaxindiba. Coleta de dados georreferenciados nas bases cartográficas disponibilizadas pelo Google Earth, IBGE e ICMBio. 17
- Figura 2. Variação da precipitação e temperatura anual dos fragmentos de floresta estacional semidecidual de tabuleiro (FES) no município de São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, em uma serie temporal de 10 anos (2010-2019). Fonte de dados: INMET, 2019-Estação 83698 – Campos. 18
- Figura 3. Mapa com a localização dos fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) estudados na região de Imbaú, Silva Jardim e Rio das Ostras - RJ. Fragmentos: 1-Vendaval, 2-Afetiva, 3-Estreito, 4-Sítio do Professor, 5-Reserva Biológica União. Coleta de dados georreferenciados nas bases cartográficas disponibilizadas pelo Google Earth, IBGE e ICMBio. 21
- Figura 4. Variação da precipitação e temperatura anual em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) na região de Imbaú, Silva Jardim e Rio das Ostras – RJ, em uma serie temporal de 10 anos (2010-2019). Fonte de dados: INMET, 2019-Estação 83698 – Macaé..... 22
- Figura 5. Representação esquemática do desenho amostral para coleta de solos para cada fragmento de floresta de mata atlântica estudada. (A representação esquemática não representa aleatoriedade das parcelas e coletas)..... 26
- Figura 6. (A) Quadrat (50 cmx50 cm) para a amostragem de necromassa fina; (B) e triagem da necromassa fina em folhas galhos finos e resto, no laboratório. 27
- Figura 7. Ferramentas utilizadas na coleta de amostras do solo de fragmentos de FES no município de São Francisco de Itabapoana, RJ. (A) Trado de amostra indeformada sendo utilizado para coleta até 100 cm. (B) Anel volumétrico (100 cm³) desacoplado e preenchido pela amostra (C) Pesagem do solo seco para obtenção da densidade aparente do solo. 28
- Figura 8. Demonstração de algumas etapas da análise granulométrica do solo de FES. (A) Pote de vidro contendo água, amostra e NaOH após agitação. (B) Proveta

contendo amostra após extração de areia. (C) Fração de areia seca sendo pesada.
29

Figura 9. Valores médios de (A) C (g/kg), (B) N (g/kg), (C) C/N e (D) pH do solo em amostragem de até 100 cm de profundidade em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e Floresta Estacional Semidecidual (FES) da Mata Atlântica, no Rio de Janeiro. Para cada tipo florestal e profundidade foram utilizadas 5 amostras para obtenção da média. Os valores do eixo Y representam os intervalos médios das camadas do solo onde houve as coletas das amostras.35

Figura 10. Densidade média aparente do solo (g/cm^3) em amostragem de até 100 cm de profundidade em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e Floresta Estacional Semidecidual (FES) da Mata Atlântica, no Rio de Janeiro. Para cada tipo florestal e profundidade foram utilizadas 5 amostras para obtenção da média. Os valores do eixo Y representam os intervalos médios das camadas do solo onde houve as coletas das amostras.36

Figura 11. Total do (A) Estoque de carbono (Mg/ha) e (B) Estoque de nitrogênio do solo em 100 cm de profundidade em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e Floresta Estacional Semidecidual (FES) da Mata Atlântica, no Rio de Janeiro. (*) Representa diferenças significativas ($p \leq 0,05$).37

Figura 12. (A) Estoque de carbono (Mg/ha) e (B) estoque de nitrogênio do solo em amostragem de até 100 cm de profundidade em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e Floresta Estacional Semidecidual (FES) da Mata Atlântica, no Rio de Janeiro. Para cada tipo florestal e profundidade foram utilizadas 5 amostras para obtenção da média. Os valores do eixo Y representam os intervalos médios das camadas do solo onde houve as coletas das amostras.37

Figura 13. Composição isotópica do (A) $\delta^{13}\text{C}$ e (B) $\delta^{15}\text{N}$ do solo em amostragem de até 100 cm de profundidade em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e Floresta Estacional Semidecidual (FES) da Mata Atlântica, no Rio de Janeiro. Para cada tipo florestal e profundidade foram utilizadas 5 amostras para obtenção da média.39

Figura 14. Relação das variáveis do solo (A) Estoque de carbono (Mg/ha), (B) Estoque de Nitrogênio (Mg/ha), as concentrações de (C) C (g/kg) e (D) N (g/kg) com o teor de silte (%) dos diferentes tipos florestais; (Preto) fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES) e (Roxo) fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 40 (0 a 10 cm) para cada tipo florestal avaliado. (B)

Os Valores do eixo Y sofreram transformações para logaritmo para atenderem as premissas da regressão linear.42

Figura 15. Relação das variáveis do solo, C/N com o teor de silte (%) dos diferentes tipos florestais; (Preto) fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES e (Roxo) fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 40 (0 a 10 cm) para cada tipo florestal avaliado.....43

Figura 16. Relação das variáveis do (A) $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e (B) $\delta^{15}\text{N}$ (‰) com o teor de areia (%) dos diferentes tipos florestais; (Preto) fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES e (Roxo) fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 40 (0 a 10 cm) para cada tipo florestal avaliado.43

Figura 17. Biplot da análise de componentes principais (ACP) dos fragmentos localizados na mata atlântica, onde foi amostrado nas fisionomias Floresta Ombrófila Densa (FOD) (Azul) e Floresta Estacional Semidecidual (FES) (Vermelho). Projeção das variáveis: C= carbono; N= nitrogênio; C/N= Razão de carbono por nitrogênio, pH= concentração de íons de hidrogênio (H^+); Densidade aparente do solo; $\delta^{13}\text{C}$ = Isótopo de carbono treze; $\delta^{15}\text{N}$ = Isótopo de nitrogênio quinze; Teor de areia; e Teor de Argila+silte.....45

Figura 18. Comparações das médias dos valores de estoque de carbono (kg/ha) das amostrados de necromassa fina e suas frações (folhas, galhos finos e restos), em Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 40 para cada fisionomia e fração da necromassa fina. Letras minúsculas diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as fisionomias. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as frações da necromassa fina.47

Figura 19. Comparações das médias dos valores de estoque de nitrogênio (kg/ha) das amostrados de necromassa fina e suas frações, em Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 40 para cada fisionomia e fração da necromassa fina. Letras minúsculas diferentes representam diferença estatística menor que $p < 0,05$ entre as fisionomias. Letras maiúsculas diferentes representam diferença estatística menor que $p < 0,05$ entre as frações da necromassa fina.48

Figura 20. Comparações das médias dos valores de (A) $\delta^{13}\text{C}$ e (B) $\delta^{15}\text{N}$ das amostrados de necromassa fina e suas frações, em Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 40 para cada

fisionomia e fração da necromassa fina. Letras minúsculas diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as fisionomias. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as frações da necromassa fina.

.....49

Figura 21. Relação das variáveis do solo (A) pH, (B) C (g/kg), N (g/kg) e C/N com o tamanho (ha) dos fragmentos em diferentes tipos florestais; (Cinza) cinco fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e (Preto) cinco fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES). O número amostral é de 16 (0 a 30 cm) para cada fragmento florestal avaliado. Valores do eixo X foram transformados para raiz quadrada. Os Valores do eixo Y das variáveis (B) e (C) sofreram transformações logarítmicas para atender as premissas da regressão linear.50

Figura 22. Relação das variáveis do solo (A) Estoque de carbono (Mg/ha) e (B) Estoque de Nitrogênio (Mg/ha) com o tamanho (ha) dos fragmentos em diferentes tipos florestais; (Cinza) cinco fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e (Preto) cinco fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES). O número amostral é de 16 (0 a 30 cm) para cada fragmento florestal avaliado. Valores do eixo X foram transformados para raiz quadrada. Os Valores do eixo Y das variáveis (B) sofreram transformações para raiz quadrada para atender as premissas da regressão linear.51

Figura 23. Relação das variáveis do solo (A) $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e (B) $\delta^{15}\text{N}$ (‰) com o tamanho (ha) dos fragmentos em diferentes tipos florestais; (Cinza) cinco fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e (Preto) cinco fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES). O número amostral é de 16 (0 a 30 cm) para cada fragmento florestal avaliado. Valores do eixo X foram transformados para raiz quadrada.....51

Figura 24. Relação da concentração C (%) (A), nitrogênio (%) (B) e C/N na necromassa fina com o tamanho dos fragmentos (ha) em diferentes tipos florestais; (Cinza) cinco fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e (Preto) cinco fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES). O número amostral é de 4 para cada tipo florestal fina avaliada. Valores do eixo X foram transformados para raiz quadrada. Os Valores do eixo Y das variáveis (C) sofreram transformações logarítmicas para atender as premissas da regressão linear.53

Figura 25. Relação do estoque de C na necromassa fina (A), folhas (B), galhos finos (C) e Restos (D) e o estoque de nitrogênio na necromassa fina (E), folhas (F), galhos finos (G) e Restos (H) com o tamanho (ha) dos fragmentos em diferentes tipos

florestais; (Cinza) cinco fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e (Preto) cinco fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES). O número amostral é de 40 para cada fração da necromassa fina avaliada. Valores do eixo X foram transformados para raiz quadrada. Os Valores do eixo Y das variáveis (A e D) sofreram transformações logarítmicas e (F, G e H) em raízes quadráticas para atenderem as premissas da regressão linear.....55

Figura 26. Relação dos valores de Delta (A) $\delta^{13}\text{C}$ e (B) $\delta^{15}\text{N}$ na necromassa fina com o tamanho dos fragmentos (ha) em diferentes tipos florestais; (Cinza) cinco fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e (Preto) cinco fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES). O número amostral é de 4 para cada tipo florestal fina avaliada. Valores do eixo X foram transformados para raiz quadrada. Os valores do eixo Y de ambos os tipos florestais da variável (B) sofreu transformação de raiz quadrática para atender as premissas da regressão linear.....56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características gerais dos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiros em São Francisco. Fonte: Abreu (2013); Broggio (2018).	20
Tabela 2. Características gerais dos fragmentos de floresta ombrófila densa da APA do Rio São João, Silva Jardim, RJ (Fonte: CARVALHO, 2006ab; LIMA, 2009 adaptado).	24
Tabela 3. Comparações dos valores das médias gerais dos atributos das camadas de 0 a 30 cm do solo amostrados em Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 20 para cada fisionomia utilizando-se amostragem das camadas de 0 a 30 cm e camada do solo. Letras diferentes representam diferença significativa ($p < 0,05$) entre as fisionomias. (*) Representa a soma dos estoques entre as camadas do solo. (**) Representa uma Anova fatorial em que há interação entre o atributo do solo e as variáveis fisionomia e camada do solo. Atributos do solo: Densidade aparente do solo (g/cm^3), pH, concentração de carbono e nitrogênio (g/Kg), razão C/N, estoque de carbono e nitrogênio (Mg/ha), composição isotópica do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$). Valores em negrito significam as médias entre as camadas 0 a 30 cm.	40
Tabela 4. Comparações dos valores das médias gerais das frações granulométricas (areia; argila e silte (%)) entre camadas de 0 a 10 cm do solo amostrados em Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 20 para cada fisionomia e camada do solo. Letras diferentes representam diferenças significativas entre as fisionomias ($p < 0,05$). Valores em negrito significam as médias das camadas 0 a 10 cm.	41
Tabela 5. Comparações das médias gerais das concentrações de C e N (g/kg) e da relação C/N das amostrados de necromassa fina e suas frações, em Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 40 para cada fisionomia e fração da necromassa fina. Letras minúsculas diferentes representam diferença estatística menor que $p < 0,05$ entre as fisionomias. Letras maiúsculas diferentes representam diferença estatística menor que $p < 0,05$ entre as frações da necromassa fina.	46
Tabela 6. Relações entre a composição elementar e isotópica das frações da necromassa fina (folha, galhos finos e resto) com o tamanho dos fragmentos	

amostrados em Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 40 para cada fração. A tabela apresenta a (equação da reta), o (R^2) e o valor de (p) das regressões lineares. Atributos das frações da necromassa fina: Concentrações de carbono e nitrogênio (%), razão C/N, composição isotópica do carbono ($\delta^{13}C$) e do nitrogênio ($\delta^{15}N$). Valores do eixo X foram transformados para raiz quadrada. Os Valores do eixo Y referente razão C/N das frações folha e galhos finos e $\delta^{15}N$ da fração galhos finos sofreram transformações de raízes quadráticas para atender as premissas da regressão linear.57

Tabela 7. Valores médios das variáveis: Estoque da necromassa fina e grossa (Mg/ha); Respiração heterotrófica da necromassa fina e grossa (ugCR/gCN/min); Umidade da necromassa fina e grossa (%), Diversidade de espécies (H') e Área Basal (m^2 .ha) entre fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e Floresta Estacional Semidecidual (FES) na Mata Atlântica, RJ.61

Tabela 8. Comparações dos valores médios de carbono e nitrogênio (g/kg) no solo em diferentes tipos florestais tropicais.62

Tabela 9. Comparação dos valores de carbono e nitrogênio (Mg/ha) estocado nos solos em diferentes tipos florestais tropicais. (*) Representa que a amostragem de (0 -30 cm) é diferente da amostragem (100 cm).65

Tabela 10. Comparações dos valores médios de carbono e nitrogênio (g/kg) e C/N na necromassa fina em diferentes floretas tropicais.78

RESUMO

Os solos e a necromassa das florestas tropicais são importantes estocadores de C e N. Entretanto, as ações antrópicas vêm causando a fragmentação florestal e com isso diminuindo as áreas de florestas tropicais. A Mata Atlântica, formada por diferentes fisionomias, vem sendo fragmentada intensamente ao longo dos anos. As diferentes fisionomias florestais diferem naturalmente quanto à ciclagem de nutrientes e a composição isotópica, enquanto que o processo de fragmentação florestal, podem ocasionar alterações tanto na ciclagem de nutrientes quanto nos isótopos de C e do N nos referidos compartimentos das formações florestais. Desta forma, o principal objetivo desse estudo foi determinar o estoque e a composição isotópica do C e N do solo e da necromassa vegetal em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e de Floresta Estacional Semidecidual (FES) no Estado do Rio de Janeiro. Para os componentes solo e necromassa, as seguintes hipóteses foram testadas: (i) os estoques de C e N elementares são maiores nas FOD e nos maiores fragmentos que nas FES e nos menores fragmentos; (ii) A composição isotópica do C é menor em FOD e nos maiores fragmentos; (iii) A composição isotópica do N é maior em FOD e nos maiores fragmentos do que em FES e nos menores fragmentos de Mata Atlântica. Foram selecionados cinco fragmentos de FES com tamanhos entre 15 a 1182 ha e cinco de FOD entre 23 a 2300 ha, localizados na região Centro-Norte Fluminense. As coletas de solos foram realizadas em quatro parcelas (20x20m) (2018-2020), enquanto que a necromassa foi em quatro transectos (100m) (2013-2017), ambos foram coletados por fragmentos e no período chuvoso. Os solos foram amostrados em quatro camadas (0-30cm) em três pontos por parcela. Um perfil de 1 m foi amostrado por fragmento em 8 camadas entre 0 a 100 cm de profundidade. Para a obtenção da granulometria, utilizou-se o método de pipeta, usando amostras compostas entre (0-10cm), o pH em água foi obtido com a mostras compostas de (0-30cm – 100cm) e a densidade aparente utilizou-se trado para amostras indeformadas (0-30cm – 100cm). A necromassa fina foi coletada através do método do quadract (50x50cm), nos seis pontos de cada transsecto. No laboratório a necromassa foi triada nas frações folhas, galhos finos e resto. Cada transsecto gerou duas amostras compostas para cada fração da necromassa. As composições elementares e isotópicas para solo e necromassa foram determinadas através do analisador Elementar Flash 200 acoplado a um Espectrômetro de Massa Delta V. Nas camadas superficiais (0-30cm) a FOD apresentou maiores concentrações de C e N do que FES. As concentrações de C e N tenderam a diminuir com aumento da profundidade para ambos os tipos florestais. Em 100 cm de solo, a FOD estocou (Mg/ha) mais (C=102; N=10) do que FES (C=100; N=8) e em 0 a 30 cm de solo, esse padrão de estocagem permaneceu maior em FOD do que em FES. Em FES foi observado o maior teor (%) de areia e o menor de argila (73 ± 1 ; 23 ± 1), quando comparado com FOD (51 ± 2 ; 34 ± 1). A FES apresentou solos mais densos, e menos ácidos (maior pH) do que os da FOD. As camadas superficiais das FES se mostraram mais enriquecidas em ^{13}C e ^{15}N (‰) ($-26,7\pm 0,1$; $8,5\pm 0,8$) do que das FOD ($-27,2\pm 0,9$; $6,5\pm 0,9$). Na necromassa fina, as frações folhas e os galhos finos apresentaram maiores estoque de C e N em FES do que em FOD. Em relação a composição isotópica do C e N, estes foram diferenciados entre os tipos florestais, mostrando que a necromassa fina em FES foi mais enriquecida em ^{13}C e ^{15}N do que em FOD. Esses resultados indicam que as composições elementares e isotópicas são influenciadas pelas condições do tipo florestal, e que as características físicas do solo, as condições microclimáticas e os processos ecossistêmicos são importantes na diferenciação da dinâmica de nutrientes entre solo e necromassa fina dessas florestas. Já em relação ao efeito da

fragmentação, este não afetou os estoques e as concentrações de C e N no solo de ambas as florestas. O estoque de C e N da necromassa fina tendeu diminuir com aumento dos fragmentos em FES. A fração folha mostrou que o aumento do tamanho das florestas impactou negativamente na sua concentração de C e N. O valor do $\delta^{15}\text{N}$ aumentou nos maiores fragmentos em FOD em relação ao solo e na fração folha da necromassa fina. Os diferentes compartimentos dos ecossistemas florestais podem responder de forma distinta aos efeitos da fragmentação florestal, mostrando assim que mudanças da composição de espécies, nutrientes no solo e estrutura das florestas, podem alterar a dinâmica do C e N entre necromassa e solo.

Palavras chaves: ciclagem de nutrientes; isótopos estáveis; Florestas estacionais; florestas úmidas; remanescentes florestais.

ABSTRACT

Soils and necromass of tropical forests are important C and N stockers. However, anthropic actions have caused forest fragmentation and thereby decreasing tropical forest areas. The Atlantic Forest, formed by different physiognomies, has been intensely fragmented over the years. The different forest physiognomies differ naturally in terms of nutrient cycling and isotopic composition, while the process of forest fragmentation can cause changes in both nutrient cycling and C and N isotopes in these compartments of forest formations. Thus, the main objective of this study was to determine the stock and isotopic composition of soil C and N and plant necromass in fragments of Ombrophilous Dense Forest (ODF) and Semideciduous Seasonal Forest (SSF) in the State of Rio de Janeiro. For the soil and necromass components, the following hypotheses were tested: (i) the stocks of elementary C and N are higher in the ODF and in the larger fragments than in the SSF and in the less fragments; (ii) The isotopic composition of C is lower in ODF and in larger fragments; (iii) The isotopic composition of N is higher in ODF and in larger fragments than in SSF and in the smallest fragments of Atlantic Forest. Five SSF fragments with sizes between 15 to 1182 ha and five of ODF between 23 and 2300 ha were selected, located in the Central-North Fluminense region. Soil collections were performed in four plots (20x20m) (2018-2020), while necromass was in four plots (100m) (2013-2017), both were collected by fragments and in the rainy season. The soils were sampled in four layers (0-30cm) at three points per plot. A profile of 1 m was sampled by fragment in 8 layers between 0 and 100 cm deep. To obtain the granulometry, the pipette method was used, using samples composed between (0-10cm), the pH in water was obtained with composite samples of (0-30cm - 100cm) and the apparent density was used for unformed samples (0-30cm - 100cm). The fine necromass was collected using the quadrat method (50x50cm) at the six points of each plot. In the laboratory the necromass was screened in the fraction's leaves, thin branches and rest. Each plot generated two composite samples for each fraction of the necromass. The elemental and isotopic compositions for soil and necromass were determined using the Elemental Flash 200 analyzer coupled to a Delta V Mass Spectrometer. In the superficial layers (0-30cm) the ODF presented higher concentrations of C and N than SSF. C and N concentrations tended to decrease with increased depth for both forest types. In 100 cm of soil, the ODF stocked (Mg/ha) more (C=102; N=10) than SSF (C=100; N=8) and in 0 to 30 cm of soil, this stocking pattern remained higher in ODF than in SSF. In SSF, the highest content (%) of sand and the lowest of clay (73±1; 23±1) were observed when compared with ODF (51±2; 34±1). SSF presented denser soils, and less acids (higher pH) than ODF. The surface layers of the SSF were more enriched in ^{13}C and ^{15}N (‰) (-26.7±0.1; 8.5±0.8) than in the ODF (-27.2±0.9; 6.5±0.9). In the fine necromass, the leaf fractions and thin branches presented higher stock of C and N in SSF than in ODF. These results indicate that elementary and isotopic compositions are influenced by forest-type conditions, and that soil physical characteristics, microclimatic conditions and ecosystem processes are important in differentiating nutrient dynamics between soil and fine necromass of these forests. In relation to the effect of fragmentation, this did not affect the stocks and concentrations of C and N in the soil of both forests. The C and N stock of fine necromass tended to decrease with increased fragments in SSF. The leaf fraction showed that the increase in forest size negatively impacted their concentration of C and N. The value of $\delta^{15}\text{N}$ increased in the largest fragments in ODF in relation to the soil and in the leaf fraction of the fine necromass. The different compartments of forest ecosystems can respond

differently to the effects of forest fragmentation, thus showing that changes in species composition, soil nutrients and forest structure can alter the dynamics of C and N between necromass and soil.

Key words: nutrient cycling; stable isotopes; seasonal forests; humid forests; forest remnants.

1. INTRODUÇÃO

1.1 Solo e necromassa como estocadores de carbono e nitrogênio em florestas tropicais

O solo é um importante compartimento quando se trata do ciclo do carbono (C) e nitrogênio (N), pois a combinação das estruturas abióticas e bióticas proporcionam ao solo a capacidade de estocar esses elementos químicos por anos e até que estes sejam reutilizados pela vegetação (BRONICK & LAL, 2005; VIEIRA *et al.*, 2011; VILLELA *et al.*, 2012; STOCKMANN *et al.*, 2015). Sabe-se que os solos de todo globo terrestre, considerando até 1 metro de profundidades, estocam em torno de 1.576 Pg C (SOC) (1 Pg= 10^{15} g, ou um bilhão de toneladas), o que equivale uma quantidade maior do que os reservatórios bióticos e a atmosfera (MACHADO, 2005; JESUS *et al.*, 2019). Mesmo quando consideram apenas os 30 cm superficiais de solo, o estoque de C está em torno de 800 Pg, quantidade relativamente similar ao da atmosfera (CERRI *et al.*, 2006).

O nitrogênio por sua vez pode limitar a capacidade de sequestro de C para o solo, pois a redução no N disponível no solo pode levar à competição entre microorganismo do solo e a vegetação (HAGEDORN *et al.* 2003; FONTAINE *et al.* 2004; STAHL *et al.*, 2016). Das formas de nitrogênio disponíveis no solo, apenas 5% apresentam-se disponíveis às plantas e à microbiota, sendo que os demais 95% desse elemento está ligado ao carbono dessa fração (STEVENSON, 1994). A partir dessa estreita relação entre esses elementos, geralmente a manutenção do estoque de carbono está intimamente condicionada a quantidade de N no solo (HAGEDORN *et al.*, 2003; FONTAINE *et al.*, 2004).

Uma das vias de entrada de nutrientes no solo é por meio da matéria orgânica morta (necromassa ou serapilheira) (VITOUSEK & SANFORD, 1986, STUTZ *et al.*, 2017), sendo esse compartimento transformado através da decomposição desta, havendo liberação do C e N para o solo, atuando como a principal fonte de nutrientes para as plantas (VITOUSEK & SANFORD, 1986; DINIZ *et al.*, 2015, RUSSELL *et al.*, 2015). A necromassa é definida como um conjunto de massa vegetal morta, agrupando folhas, caules, galhos, frutos, flores e outras partes da planta, depositada sobre o solo florestal ou morto em pé (PALACE *et al.*, 2012; NASCIMENTO *et al.*, 2015). Esse compartimento pode ser dividido em duas categorias: necromassa fina, também denominada serapilheira fina, composta por estruturas vegetais menores que

2 cm; e necromassa grossa ou serapilheira grossa, constituída de galhos e troncos com diâmetro maior ou igual a 2 cm (PROCTOR, 1983; PAULETTO, 2006; SAITER *et al.*, 2008).

A necromassa é considerada um importante reservatório de matéria orgânica que estoca e libera os nutrientes (VITOUSEK, 1984), tendo um papel vital e ativo para a manutenção das florestas tropicais (VITOUSEK, 1984; LOPES *et al.*, 1990, PAN *et al.*, 2011). Dentre os componentes que influenciam no estoque de carbono de um ambiente florestal, está a necromassa, que é responsável por 8% de todo C estocado nas florestas do mundo (PAN *et al.*, 2011). Considerando apenas as florestas tropicais esse valor representa de 20 a 40% do carbono estocado (BROWN & HUTCHINGS, 1997; PALACE *et al.*, 2007).

Esse compartimento apresenta uma relação intrínseca com o solo, em que o aumento da deposição da necromassa pode influenciar no aumento de carbono e nitrogênio nos solos de florestas (PAN *et al.*, 2011). Além disso, é um importante indicador sobre a dinâmica e funcionamento da floresta (TRUMBORE *et al.*, 2015), podendo influenciar no crescimento da vegetação, na retenção de umidade do solo, em habitat para seres vivos e na manutenção daquele ecossistema (CAMARA *et al.*, 2012; PALACE *et al.*, 2012; ROSA *et al.*, 2015, THIBAUT & MOREAU, 2016).

As florestas tropicais são importantes acumuladores de carbono e nitrogênio do planeta, seja na biomassa, na necromassa e no solo (COUTEAUX *et al.*, 1995; MARTINELLI *et al.*, 1999; PEDRO, 2005; GALLOWAY *et al.*, 2008; PENNE *et al.*, 2010; FAO, 2013). Esses ecossistemas tropicais são caracterizados por terem solos com longo período de formação, considerados acidificados, sendo empobrecidos de nutrientes (SCHUBART *et al.*, 1984; ARTAXO *et al.*, 2014). Entretanto, os solos desses ambientes possuem uma eficiente ciclagem de nutrientes, resultante da produção da necromassa e sua decomposição, e somando aos minerais do solo, proporcionam a capacidade de retenção e disponibilidade nutrientes necessárias para o metabolismo vegetal (MARTINELLI *et al.*, 1999; FAIRCHILD *et al.*, 2008; EMBRAPA, 2018).

Diferentes fatores podem interferir no estoque de C e N no solo, alterando a capacidade dos ambientes florestais de serem sumidouros para emissores de carbono (WIESMEIER *et al.*, 2019). Dentre eles, o clima; vegetação; tipo florestal; uso da terra e a fragmentação; além das características do próprio solo como tipo composição física, idade e fauna presente (JENNY, 1941; TELLES *et al.*, 2003; BRONICK & LAL,

2005; JAKELAITIS *et al.*, 2008; TRUMBORE, 2009; VIEIRA *et al.*, 2011; MARÍN-SPIOTTA & SHARMA, 2013; PAZ *et al.*, 2016; JOLY *et al.*, 2019).

Em ambientes perturbados, os serviços ecossistêmicos como a decomposição e a produção da necromassa podem ser afetados, reduzindo os processos de retorno do carbono e do nitrogênio, e a sua capacidade de reter o carbono na biomassa vegetal (VILLELA *et al.*, 2006, 2012; MELO *et al.*, 2013; MAGNAGO *et al.*, 2017; D'ALBERTAS *et al.*, 2018). Sabe-se que há uma relação intrínseca entre a disponibilidade de nutrientes no solo e a composição da comunidade de plantas em ecossistemas florestais (NASCIMENTO *et al.*, 1997). Assim, alterações na estrutura e composição arbórea, ou a diminuição da biomassa, podem interferir no estoque do carbono e nitrogênio na necromassa e no solo, levando a modificações na ciclagem de nutrientes dessas florestas (VITOUSEK & SANFORD, 1986; VILLELA *et al.*, 1998; PAOLI *et al.*, 2006; VILLELA *et al.*, 2012).

1.2 Isótopos Estáveis como ferramenta de compreensão da alteração nos ciclos de C e N em florestas

A composição isotópica do C e N dos compartimentos planta-necromassa-solo e suas variações existentes entre esses compartimentos podem ser utilizadas para entender a decomposição da matéria orgânica do solo (MOS), distinguir tipos de vegetações, compreender distúrbios naturais e antrópicos, e traçar e marcar esses elementos que circulam nos ciclos biogeoquímicos (MARTINELLI *et al.*, 1999; SANTIAGO *et al.*, 2005; MARTINELLI *et al.*, 2009; SENA-SOUZA, 2019; MARTINELLI *et al.*, 2020; TEIXEIRA *et al.*, 2020). Durante a ciclagem a vegetação é o compartimento capaz de metabolizar e estocar esses elementos, enquanto a necromassa é um estocador parcial, que através da decomposição transfere os elementos para o solo, funcionando como um reservatório de nutrientes de onde as plantas se nutrem (VITOUSEK & SANFORD, 1986; SILVA *et al.*, 2013; RUSSELL *et al.*, 2015).

O carbono é fixado nas plantas pela fotossíntese a partir do CO₂ disperso na atmosfera (GAYOSO & GUERRA, 2005). A matéria orgânica, produto da fotossíntese, apresenta valores do isótopo $\delta^{13}\text{C}$ que permitem identificar a rota metabólica fotossintética das plantas (SMITH & EPSTEIN, 1971). O fracionamento isotópico do carbono é principalmente afetado nas plantas pelo processo de difusão de CO₂ nos

estômatos e o processo de carboxilação, sendo a enzima Rubisco encontrada em ambas as plantas C₃ e C₄ e a enzima PEP-carboxilase somente na C₄, capazes de discriminar o ¹³C de maneira diferente (EHLERINGER *et al.*, 1993; FARQUHAR & LLOYD, 1993). Assim, através da variação isotópica $\delta^{12}\text{C}/\delta^{13}\text{C}$ causadas pelas rotas metabólicas das plantas é possível determinar o tipo de vegetação (C₃ ou C₄) do local estudado e alterações no uso da terra desse ecossistema (OSHER *et al.*, 2003; CHEVILLAT *et al.*, 2005). Entre as rotas metabólicas das plantas, o carbono isotópico varia: entre -20 e -34‰ nas plantas C₃ e entre -9 e -17‰ nas C₄ (FARQUHAR *et al.*, 1982). Observa-se que diferentes fatores abióticos do ambiente podem interferir na estrutura e funcionamento estomático, entre eles a disponibilidade de água, a temperatura, a umidade, a irradiância, e conseqüentemente, levar a uma alteração na isotópica do C $\delta^{12}\text{C}/\delta^{13}\text{C}$ nas plantas (MARTINELLI *et al.*, 2009; VITORIA *et al.*, 2016; TEIXEIRA, 2017; VITORIA *et al.*, 2018).

As plantas podem utilizar o nitrogênio sob a forma inorgânica – íons amônio (NH⁴⁺) e íons nitrato (NO³⁻), ou através de fixação biológica, com auxílio de microrganismos capazes de fixar o gás N₂ em compostos inorgânicos (RAVEN *et al.*, 1996; CANTARELLA, 2007). No solo a entrada do N se dá via deposição seca (atmosfera), deposição úmida (precipitação), fixação biológica e decomposição da necromassa (VITOUSEK *et al.*, 2002; CANTARELLA, 2007). A MOS é transformada sob a ação de organismos decompositores para formas de N inorgânicas, que são assimiláveis para os vegetais (RAIJ, 1991; SODEK, 2008).

Dentre os processos que o N sofre no solo, a mineralização é o processo baseado na decomposição da MOS, que o torna disponível na sua forma inorgânica – amônio (NH⁴⁺) para ser absorvido (STEVESON, 1982; CANTARELLA, 2007). Parte do NH⁴⁺ no solo sofre o processo de nitrificação tornando-se em nitrato (NO³⁻), composto também absorvido pelas plantas (LOPES, 1998; CANTARELLA, 2007). A velocidade em que essas transformações ocorrem tem relação com a atividade microbiana, que são dependentes da razão C:N da MOS e necromassa (LOPES, 1998; CANTARELLA, 2007). A baixa relação C:N da MOS favorecem a mineralização, e compostos com alta relação favorece sua imobilização de N pelos microrganismos decompositores, incorporando à sua biomassa parte do N disponível em formas inorgânicas (LOPES, 1998; CANTARELLA, 2007).

Sendo assim, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre os compartimentos planta-necromassa-solo, torna-se um desafio para interpretação, visto que o seu fracionamento não é

devido somente à atividade biológica, mas é também em função de processos físico-químicos (CRAINE *et al.*, 2015). Em ecossistemas florestais, diferentes fatores podem alterar a distribuição da composição isotópica de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) (CRAINE *et al.*, 2015). Entre os fatores que influenciam os valores de $\delta^{15}\text{N}$ no solo estão: idade do solo, estrutura física do solo, distúrbios nas florestas, frequência da ocorrência de fogo, umidade do solo e precipitação atmosférica, temperatura, mineralização, nitrificação, desnitrificação, volatilização, lixiviação e fontes pontuais de nitrogênio isotopicamente distintas (CANTARELLA, 2007; MARTINELLI *et al.*, 2009; CRAINE *et al.*, 2015).

A incorporação de MO ao solo, a partir da decomposição, torna esse substrato mais estabilizado (GLEIXNER *et al.*, 2002; CONEN *et al.*, 2008; RUMPEL & KÖGEL-KNABNER, 2011). Enquanto esse processo de incorporação acontece, as proporções da razão C:N no solo diminuem (KRAMER *et al.*, 2003). Com o decréscimo da razão C:N no solo, os microorganismos passam a utilizar como fonte de energia o C dos compostos orgânicos, enquanto o excesso N é mineralizado, levando ao maior fracionamento do N e conseqüentemente aumentando os valores do $\delta^{15}\text{N}$ (SNIDER *et al.*, 2002; DIJKSTRA *et al.*, 2006; CONEN *et al.*, 2008; CRAINE *et al.*, 2015).

A relação C:N do solo com os valores de isótopos de C e N podem ser utilizados para compreender que a decomposição e estabilização da MOS ocorrem de maneiras diferentes, nos diferentes ecossistemas, tipo florestais e ambientes perturbados (MARTINELLI *et al.*, 1999; NEL *et al.*, 2018; TEIXEIRA *et al.*, 2020). Há uma relação intrínseca entre os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ sob o mecanismo de decomposição da MOS (NEL *et al.*, 2018). Quando há decomposição da MO, os microrganismos preferem inicialmente as formas elementares ^{12}C e ^{14}N , com isso os microrganismos gastam menos energia, restando uma MOS mais enriquecida de ^{13}C e ^{15}N (WANG *et al.*, 2015; NEL *et al.*, 2018).

As perdas de N em ecossistemas florestais são causadas por diferentes fatores, levando a redução da disponibilidade para organismo do solo e para a comunidade vegetal (CANTARELLA, 2007; MARTINELLI *et al.*, 2009). O principal processo de perda é por meio da desnitrificação, ou seja, a conversão do NO_3^- , em nitrogênio gasoso (N_2O e N_2) (FIRESTONE, 1982; CANTARELLA, 2007). Além da perda de N através da volatilização do NH_3 , também há a lixiviação, perda mecânica em que N é transportado pela água para camadas profundas do solo e para os corpos hídricos. (CANTARELLA, 2007).

As frações minerais do solo quando associadas aos valores de isótopo de C e N podem servir para entender a dinâmica da matéria orgânica em ecossistemas florestais (MARTINELLI *et al.*, 2009; CRAINE *et al.*, 2015). As principais partículas solidas que compõem a estrutura do solo são areia, argila, silte, além de compostos orgânicos que formam agregados de tamanho e estabilidade distintas (TISDALL & OADES, 1982). Estudos sobre as partículas do solo, utilizando a datação de carbono, observaram que a argila-silte são formadas a mais tempo do que a areia (MARTINELLI *et al.*, 2009). Desta forma, compreende-se que as partículas mais finas do solo acumulam a MO mais antiga e decomposta, geralmente de origem microbiana, enquanto as frações mais grosseiras apresentam MO da cobertura florestal atual (MARTINELLI *et al.*, 2009).

Os valores $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ podem ser relacionados à profundidade dos solos, sendo as camadas mais profundas, mais enriquecidas nesses isótopos (MARTINELLI *et al.*, 2009; RUMPEL & KÖGEL-KNABNER, 2011; CRAINE *et al.*, 2015). Observa-se que os valores de $\delta^{13}\text{C}$ associado a MOS pode aumentar cerca de 3 a 4‰, enquanto que o $\delta^{15}\text{N}$ pode ser elevado em até 7 ‰ entre as camadas superficiais e as camadas mais profundas (MARTINELLI *et al.*, 2009). Esse enriquecimento ocorre devido a atividade microbiana que processa MO e com isso vão se acumulando $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ (MARTINELLI *et al.*, 2009). A MO com mais tempo geralmente é mais processada e frequentemente acumulada nas camadas mais profundas do solo (TRUMBORE *et al.*, 1995; MARTINELLI *et al.*, 2009; SOLLINS *et al.*, 2009; BRUNN *et al.*, 2014).

A MOS e a necromassa vegetal apresentam composições isotópicas de carbono e nitrogênio distintas entre si, que são úteis para examinar e quantificar as interações entre a vegetação e o solo nas florestas (ALVES & ZOTARELLI, 2005; CHEVILLAT *et al.*, 2005; CRAINE *et al.*, 2015). Os diferentes processos que ocorrem nos ecossistemas florestais devem ser levados em consideração para interpretação dos valores isotópicos $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ do solo, sendo considerados como indicadores de fontes ecossistêmicas de C e N do solo para vegetação (NEL *et al.*, 2018). Assim, o conhecimento da composição isotópica no solo e da necromassa podem mostrar como esses processos atuam na transformação das florestas e na dinâmica do C e N dentro dos ecossistemas florestais (MARTINELLI, 2009).

1.3 Influência dos tipos florestais no estoque e na composição isotópica do C e N no solo e necromassa

No planeta existem diversos biomas em que diferentes tipos de florestas são pertencentes, e entre eles temos as florestas tropicais, temperadas, boreal, as savanas, entre outras (SNYDER *et al.*, 2004). A formação desses ambientes vegetacionais são regidos pelo clima, ou seja, temperatura e a quantidade de precipitação (RICKLEFS, 2011). A vegetação e o solo nesses biomas são considerados como um grande reservatório de carbono, em que as florestas tropicais estocam na biomassa e no solo um total de 428 (Gt C), enquanto as florestas temperadas 159 (Gt C) (MACHADO, 2005).

Devido a sua extensão territorial, o Brasil possui uma vegetação nativa bastante diversificada, dividida em 6 biomas, sendo esses: Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa (AGUIAR *et al.*, 2016). A riqueza de vegetações nativas no Brasil é consequência da diversidade climática, diferentes tipos de relevo e solo (RODRIGUES-FILHO *et al.*, 2016; DUBREUIL *et al.*, 2018). Esses biomas compreendem 57,31% do território nacional, levando em consideração as áreas antrópicas/desmatadas e mudanças no uso do solo (AGUIAR *et al.*, 2016).

O tipo florestal é um dos fatores capazes de afetar a estocagem do C e N em escala global ou regional, sendo que fatores como a altitude, temperatura, precipitação, tipo e textura do solo e a própria vegetação podem ser usados para compreender essa estocagem (VIEIRA *et al.*, 2011; WIESMEIER *et al.*, 2019). Entretanto, esses indicativos podem influenciar de maneiras diferentes nas diferentes camadas do solo (GRAY *et al.*, 2015).

A temperatura e a precipitação são fatores controladores do processo de estocagem de C e N no solo (WIESMEIER *et al.*, 2019). Estudos têm demonstrado que o estoque ou disponibilidade de carbono e nitrogênio no solo podem estar negativamente relacionados à temperatura, e positivamente com a precipitação, visto que com o incremento destas, podem intensificar a decomposição da MO e a respiração do solo, o que acarreta um desequilíbrio de entrada e saída do C e N entre solo e a atmosfera (MELILLO *et al.*, 2002; VIEIRA *et al.*, 2011; VILLELA *et al.*, 2012; SANTOS, 2014).

Os diferentes grupos de solos são importantes preditores do estoque de carbono no solo (PAZ *et al.*, 2016). Os solos ricos em argila podem armazenar maiores

quantidades de carbono orgânico do solo (SOC), enquanto que os estoques de SOC em solos com menos argilas tendem a ser mais baixos nas florestas (PAZ *et al.* 2016).

Marinho-Junior *et al.* (2020) coletaram informações de diferentes estudos que quantificaram o estoque de C no solo (Mg/ha^{-1}) (0 a 20 cm) de diferentes biomas no território brasileiro e observaram diferenças relevantes, como 48,39 Mg/ha estocado no Cerrado Denso, Floresta Ombrófila com 58 Mg/ha , Floresta Semidecídua sazonal com 31,9 Mg/ha^{-1} . Dessa forma, identificar quais condições ambientais e processos que estão intrinsecamente relacionados com a estocagem desses elementos é importante para entender o papel do tipo florestal (VIEIRA *et al.*, 2011; PAZ *et al.*, 2016; WIESMEIER *et al.*, 2019).

A composição isotópica é uma ferramenta que pode ser usada em escalas globais e regionais para compreender a ciclagem dos elementos C e N entre os compartimentos florestais (MARTINELLI *et al.*, 1999; NARDOTO *et al.*, 2008; SENA-SOUZA, 2019). De acordo com Martinelli *et al.* (2009), seus estudos apontam que as espécies de florestas temperadas os valores de $\delta^{13}\text{C}$ são menos negativos do que nas espécies das florestas tropicais, diferença essa causada pela baixa precipitação, baixa disponibilidade de água, diferença na intensidade de luz, refletindo distintos valores de $\delta^{13}\text{C}$ na MOS (MARTINELLI *et al.*, 2009; SOH *et al.*, 2019). Em relação à composição isotópica de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$), avaliando as folhas de espécies de florestas tropicais e temperados, concluíram que as florestas tropicais apresentam maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$ devido a maior concentração e disponibilidade de nitrogênio no solo (MARTINELLI *et al.*, 1999).

A composição isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ da vegetação e consecutivamente do solo, podem seguir padrões de valores de acordo com alguns fatores ambientais como elevação, intensidade de luz, disponibilidade de água e concentração de CO_2 , que diferem entre os diferentes tipos florestais (MARTINELLI *et al.*, 2009). Em um gradiente de elevação ou de diferentes intensidades de radiação solar, a vegetação apresenta diferentes valores do $\delta^{13}\text{C}$, consecutivamente transferindo essas informações para solo (EHLERINGER *et al.*, 1986; MARTINELLI *et al.*, 2009).

A composição isotópica de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) na vegetação e no solo também respondem em diferentes tipos florestais e biomas nas escalas global e regional (MARTINELLI *et al.*, 1999; AMUNDSON *et al.*, 2003; CRAINE *et al.*, 2015; SENA-SOUZA, 2019). Em um estudo que avaliou as variáveis que melhor predizem os valores do $\delta^{15}\text{N}$ em solos na América do Sul, observou-se que o bioma, precipitação

e temperatura, são importantes indicadores da variação desse isótopo nos solos (CRAINE *et al.*, 2015; SENA-SOUZA, 2019). Tendo em vista apenas o território brasileiro, o solo sobre a vegetação da região nordeste apresentou os maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$, enquanto os valores mais baixos do isótopo foram encontrados para Sul (SENA-SOUZA, 2019). Ou seja, ambientes quentes e secos tendem perder mais o nitrogênio do sistema, aumentando o seu fracionamento e tornando esses ambientes mais enriquecidos de ^{15}N (AMUNDSON *et al.*, 2003; CRAINE *et al.*, 2015).

1.4 Fragmentação Florestal e seus efeitos sobre o funcionamento das florestas

A fragmentação florestal ocorre quando um grande e contínuo habitat é dividido em remanescentes menores, alterando extensas áreas de vegetação natural (FORMAN & GORDON, 1986; CASTRO & FERNANDEZ, 2004; FERRAZ *et al.*, 2014). Essa alteração resulta em um mosaico de ambientes fragmentados e isolados, podendo essas unidades terem diferentes condições ambientais (FORMAN & GORDON, 1986; CASTRO & FERNANDEZ, 2004; FERRAZ *et al.*, 2014). Nos ecossistemas florestais a fragmentação acarreta três efeitos em conjunto, dentre eles: (1) aumento do isolamento dos fragmentos no ecossistema; (2) maior exposição a perturbações externas com a criação de bordas; e (3) redução no tamanho da área vegetacional (KUPFER *et al.*, 2006; HADDAD *et al.*, 2015).

Os principais impactos da fragmentação em florestas tropicais estão relacionados à criação de bordas e ao tamanho dos fragmentos remanescentes (SAUNDERS *et al.*, 1991; MURCIA, 1995; LAURANCE & VASCONCELOS, 2009). O efeito de borda, derivado da fragmentação, é definido como o trecho marginal da área florestada que sofre influência do meio externo e muitas vezes compostos por plantações e pasto (MURCIA, 1995; BARROS, 2011). O efeito de borda é caracterizado pelo aumento de ventos e maior penetração de luz na borda, criando um microclima diferenciado (KAPOS, 1989). Na borda os solos podem ter a umidade alterada, resultado do aumento da temperatura (KAPOS, 1989). Também há o aumento na taxa de mortalidade e ou de danos em árvores (FERREIRA & LAURANCE, 1997), resultando na perda de biomassa viva e um aumento da necromassa no solo (LAURANCE *et al.*, 1998; LIMA, 2009; REIS, 2019). Com a formação da borda, o solo pode sofrer com o processo erosivo (SANTOS & GUERRA, 2015; FLORES-RENTERÍA *et al.*, 2018), redução na riqueza da fauna do solo

(GOMES *et al.*, 2007; CAMARA *et al.*, 2017), alteração na concentração de nutrientes e alteração da composição florística (LAURANCE & VASCONCELOS, 2009).

O tamanho do fragmento pode tornar o efeito de borda mais intenso (MURCIA, 1995; LAURANCE *et al.*, 1998; PÜTZ *et al.*, 2011), pois fragmentos pequenos apresentam maior área de borda do que o interior quando comparados a fragmentos grandes (KAPOS, 1989). Sendo assim, os processos ecológicos no interior de fragmentos pequenos podem ser determinados por fatores externos (SAUNDERS *et al.*, 1991), podendo apresentar em toda sua área reflexos da estrutura de uma borda (LAURANCE & VASCONCELOS, 2009). Neste sentido, o tamanho e o formato do fragmento pode ser um indicativo importante sobre dinâmica da comunidade vegetal, da estruturação do solo e dos processos ecossistêmicos (PROCÓPIO-DE-OLIVEIRA *et al.*, 2008; LIMA, 2009; SILVA, 2009; COSTA, 2015).

Os processos antrópicos que geram a fragmentação das florestas, têm sido considerados um dos maiores causadores de alterações no ambiente natural, sendo responsável por afetar negativamente a comunidade vegetal (CERQUEIRA *et al.*, 2003; TABARELLI *et al.*, 2004; LAURANCE & VASCONCELOS, 2009; ALVES *et al.*, 2014; HADDAD *et al.*, 2015). Entre os processos e fatores afetados estão: a estocagem da necromassa e do C e N no solo, decomposição da matéria orgânica, respiração heterotrófica, a biota do solo, alteração do microclima das florestas, afetando a capacidade desses ambientes de ciclar os nutrientes para manter a comunidade vegetal (LAURANCE *et al.*, 1999; RASIAHA *et al.*, 2004; VILLELA *et al.*, 2006; LAURANCE & VASCONCELOS, 2009; SILVA & VILLELA, 2012; BERENGUER *et al.*, 2014; BRINCK *et al.*, 2017; CAMARA *et al.*, 2017; MAGNAGO *et al.*, 2017; SHEN *et al.*, 2019). Dessa forma, alterando a ciclagem de nutrientes, conseqüentemente, a composição isotópica do C e N dos compartimentos planta-necromassa-solo serão modificados (OMETTO *et al.*, 2006; LAURANCE & VASCONCELOS, 2009; CRAINE *et al.*, 2015; WANG *et al.*, 2015; NEL *et al.*, 2018; SENA-SOUZA, 2019).

Um dos efeitos da fragmentação florestal é a alteração da dinâmica do carbono e nitrogênio nas florestas tropicais, pois o carbono em florestas não perturbadas pode ser estocado por muitos anos nas árvores (CHAMBERS *et al.*, 1998). Nas áreas florestais perturbadas, as taxas de mortalidade de árvores e em particular de árvores grandes aumentam de maneira significativa, em relação as áreas não perturbadas (LAURANCE *et al.*, 2000; REIS, 2019), havendo a perda dessa biomassa viva que

seá substituída por lianas e árvores pioneiras (HARDT *et al.*, 2013). Dessa forma, a madeira de lianas e árvores pioneiras apresentam menores densidades, conseqüentemente estocam menos carbono (MAGNAGO *et al.*, 2017). Com o efeito de borda atuando nessas áreas, há o aumento na quantidade de plantas pioneiras próxima às bordas que pode afetar a dinâmica da produção e decomposição da necromassa (serapilheira) (DIDHAM, 1998; VASCONCELOS & LUIZÃO, 2004; VASCONCELOS & LAURANCE, 2005; PORTELA & SANTOS, 2007; REIS, 2019), o que pode gerar um aumento do retorno do carbono para atmosférica (LAURANCE & VASCONCELOS, 2009).

A degradação da vegetação original pode alterar a estrutura do solo, tornando-o exposto a chuva, contribuindo para os processos erosivos (FLORES-RENTERÍA *et al.*, 2008). Os parâmetros físicos como textura, estrutura e densidade são indicadores da qualidade do solo, ou seja, da facilidade de fixação das raízes das plantas, da capacidade de armazenamento de água, além da capacidade de estocar os nutrientes responsáveis por sustentar os ecossistemas florestais (REYNOLDS *et al.*, 2002; RUCKS *et al.*, 2004). De modo geral, solos menos antropizados tendem apresentar densidades aparentes mais baixas, em que uma maior quantidade de matéria orgânica promove uma melhor agregação do solo (JAKELAITIS *et al.*, 2008; BINI *et al.*, 2013; CARDOSO *et al.*, 2013).

Em um estudo feito em florestas tropicais, observaram que os maiores fragmentos e o interior das florestas estocam mais carbono que fragmentos menores e áreas de borda (MAGNAGO *et al.*, 2017). Nesse mesmo estudo, concluíram que a fragmentação tem um papel negativo na estocagem de carbono na biomassa devido as alterações no solo e microclimáticas (MAGNAGO *et al.*, 2017). Em um estudo avaliando o estoque e concentração de carbono no solo sob o efeito de borda em fragmentos florestais na Amazônia, encontrou valores semelhantes entre borda e interior (BARROS & FEARNESIDE, 2016). Entretanto, nesse mesmo estudo após 30 anos da fragmentação dessas florestas, observou-se que a borda teve um ganho maior de carbono no solo, isso devido ao aumento de necromassa sobre o solo, mudança na composição da vegetação e alteração microclimáticas (BARROS & FEARNESIDE, 2016). Shen *et al.* (2019) em seus estudos realizados em fragmentos florestais na China, observou-se que os maiores fragmentos e o interior das florestas estocam mais carbono no solo (SHEN *et al.*, 2019). Esses resultados evidenciaram que o SOC é controlado pela quantidade da necromassa e sua interação com a matriz

do solo, ou seja, com os agregados do solo, do que propriamente a velocidade da decomposição (SHEN *et al.*, 2019).

A fragmentação gera aberturas no dossel das florestas, modificando a quantidade de luz e concentração de CO₂ que chega nos diferentes estratos da comunidade vegetal, além de modificar a temperatura do solo, consecutivamente alterando a decomposição (KAPOS, 1989; CAMARGO & KAPOS, 1995; LAURANCE & VASCONCELOS, 2009). Ometto *et al.* (2006), observaram que o $\delta^{13}\text{C}$ é maior em indivíduos vegetais que estão mais expostos a luminosidade do sol, além de estar relacionado a disponibilidade de água no solo e a concentração de CO₂. A existência de um gradiente de irradiância nas diferentes espécies arbóreas que crescem na Mata Atlântica, pode levar-las a apresentar valores do $\delta^{13}\text{C}$ geralmente entre -34,0 ‰ e -32,0‰ em ambientes de interior da floresta com menos irradiância entre -31,0 ‰ a -29,0‰ em ambientes com maior irradiância (VITORIA *et al.*, 2016).

A mudança da composição florísticas devido à fragmentação pode permitir o recrutamento de novos indivíduos que são favorecidos com a maior entrada de luz no sub-bosque (FERREIRA & LAURANCE, 1997; LAURANCE & VASCONCELOS, 2009; CHAZDON, 2012). Essas áreas de maior incidência de luz, devido à formação das bordas ou clareiras, podem acarretar um crescimento de gramíneas, consequentemente alterando a ciclagem do carbono e nitrogênio entre os compartimentos (SMITH & EPSTEIN, 1971; TEIXEIRA *et al.*, 2020). Em relação a composição isotópica do C na vegetação, essa seria transferida parcialmente para MOS, onde ambientes com maior presença de gramínea, deveriam apresentar composições isotópicas do $\delta^{13}\text{C}$ diferentes de áreas de florestas fechadas (SMITH & EPSTEIN, 1971; NADELHOFFER & FRY, 1988).

Um estudo realizado por Cowley *et al.* (2012) em florestas secas e fragmentadas na estação florestal de Anpijoara, avaliando o efeito da borda sobre a composição do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ na vegetação e no solo, era esperado encontrar um aumento na composição isotópica do C e N próxima a borda, entretanto, observou-se que o distanciamento da borda afetou negativamente os valores de $\delta^{15}\text{N}$. O autor apontou esse importante resultado relacionado com comportamento fisiológico das diferentes famílias vegetais e seu papel no fracionamento isotópico (COWLEY *et al.*, 2012). Diferente do que foi visto por Cowley para o $\delta^{15}\text{N}$, há outra forma de interpretar o efeito da fragmentação e a composição do isótopo do nitrogênio em que o aumento

da temperatura, pode acelerar o processo de desnitrificação do solo, resultando em um maior enriquecimento do ^{15}N nesses ambientes (SENA-SOUZA, 2019).

1.5 Mata Atlântica: tipos florestais e a fragmentação

A Mata Atlântica é um dos 35 “hotpots” de biodiversidade existente no planeta (WILLIAMS *et al.*, 2011), reconhecida pela sua rica diversidade biológica e alto grau de endemismo. Esse bioma é caracterizado por agrupar diferentes ecossistemas ao longo de terras baixas e cadeias montanhosas (TABARELLI *et al.*, 2005; IVANAUSKAS & ASSIS, 2012). De acordo com o Sistema de Classificação da Vegetação brasileira (VELOSO *et al.*, 1991), a Mata Atlântica apresenta diferentes tipos florestais do sul ao sudeste, sendo eles: Estacional Decidual, Estacional Semidecidual, Ombrófila Densa, Ombrófila Mista, manguezais, restingas, brejos, campos de altitudes e ilhas costeiras e oceânicas (SCARANO, 2009; FERREIRA-JR *et al.*, 2012). Essas classificações de diferentes tipos florestais são formadas pela influência do regime de chuvas, tipo de solo, pela distância do oceano, da altitude e da duração da estação seca (OLIVEIRA-FILHO & FONTES, 2000).

Dentre as fisionomias da Mata Atlântica, a Floresta Ombrófila Densa (FOD) é caracterizada por um clima tropical úmido, ou seja, altas temperaturas e precipitação abundante e bem distribuída ao longo do ano (VELOSO *et al.*, 1991; IBGE, 2012). Devido a isso, não há estação seca bem definida nessa formação (VELOSO *et al.*, 1991; IBGE, 2012). Já a Floresta Estacional Semidecidual (FES) apresenta um período de maior pluviosidade no verão seguido por estiagens acentuadas (RADAM BRASIL, 1983; VELOSO *et al.*, 1991; OLIVEIRA-FILHO & FONTES, 2000). Devido a variação das estações climáticas dessa fisionomia, algumas espécies de vegetais apresentam um comportamento fenológico característico dessas áreas, perdendo de 20 a 50% das folhas dos indivíduos denominados caducifólios, devido à deficiência hídrica e a queda de temperatura (IBGE, 2012). Essas florestas tropicais sazonalmente secas, geralmente ocorrem na América do Sul, sendo a precipitação anual característica menor do que 1600 mm (GENTRY, 1995; MEIR & PENNINGTON, 2011).

A Mata Atlântica representa 12,4% da sua cobertura original que era de 1,3 milhões de km², sendo essa redução decorrente do desmatamento e da fragmentação (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2019). Recentemente, estudos realizados

pela Fundação SOS Mata Atlântica e pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) divulgaram que apenas 8,5% dos fragmentos florestais possuem mais de 100 ha e são representativos para a conservação da biodiversidade (RIBEIRO *et al.*, 2009; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2018). O Estado do Rio de Janeiro, possui aproximadamente 30% da sua cobertura vegetal original, sendo a maior parte localizada nas áreas montanhosas da Serra do Mar (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2019). A degradação dessas florestas é resultante de diversos fatores como a exploração ilegal de madeira, agricultura, expansão agropecuária e desenvolvimento urbano, que ameaçam os remanescentes florestais restantes (TABARELLI *et al.*, 2005; TILMAN *et al.*, 2011; FIORI *et al.*, 2014; SAITO *et al.*, 2016; SONG *et al.*, 2018).

Estudos sobre ciclagem de nutrientes vem sendo realizados em fragmentos de Florestas Ombrófilas Densas (FOD) e Florestas Estacional Semidecíduais (FES) da Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro, visando entender os efeitos da fragmentação na vegetação, nos seus solos e no estoque e ciclagem dos nutrientes. Em estudos anteriores sobre o efeito de borda a produção de serapilheira (NASCIMENTO, 2005) e a decomposição da necromassa fina (GAMA, 2005) em um fragmento de floresta ombrófila densa na REBIO União, RJ, observou uma menor taxa de produção de serapilheira e de decomposição da necromassa fina na borda gerada pelas mudanças microclimáticas criadas pelas áreas expostas. Nos estudos de Reis (2019) foi verificado que a biomassa arbórea nas bordas desta mesma floresta pode afetar alocação de C nas plantas, diminuindo a sua biomassa. Em estudos realizados em fragmentos de FES, Silva (2013) verificou maior respiração heterotrófica nos interiores dos fragmentos de mata, verificando menor umidade na borda. Em fragmentos de diferentes tamanhos na APA do Rio São João (APARSJ), constatou-se que os remanescentes florestais menores foram afetados com baixos valores de estoque de necromassa fina e elevado número de árvores mortas em comparação com fragmentos maiores e bem conservados (PROCÓPIO-DE-OLIVEIRA *et al.*, 2008). Lima (2009) verificou na mesma APA, uma tendência de maior biomassa radicular nos maiores fragmentos durante o período chuvoso. Também foi observado que o efeito do tamanho dos fragmentos afetou a decomposição da necromassa fina, havendo uma maior taxa de decomposição em fragmentos pequenos (SILVA, 2009). Um estudo nas áreas de FES, verificou que o aumento dos fragmentos correlacionou-

se positivamente com aumento da biomassa arbórea das árvores de menor diâmetro (BROGGIO, 2018).

O funcionamento da Mata Atlântica sob os efeitos da fragmentação florestal ainda não é conclusivo, conseqüentemente, limitam a capacidade de prever mudanças sobre esse bioma acarretados pelas mudanças climáticas (VILLELA *et al.*, 2012). Portanto, conhecer os processos ecossistêmicos que podem ser afetados pela fragmentação de habitats é fundamental para entender e fornecer conhecimento básico e aplicado para o manejo e a conservação desses ambientes naturais (RESTREPO *et al.*, 1999).

2. OBJETIVO GERAL

O presente estudo possui como objetivo geral avaliar a influência do tipo florestal e da fragmentação na Mata Atlântica sobre a composição elementar e isotópica do carbono e nitrogênio do solo e da necromassa vegetal fina em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES) e de Floresta Ombrófila Densa (FOD) do Estado do Rio de Janeiro.

2.1 Objetivos específicos

- Determinar a composição elementar e isotópica do C e N e seus estoques nos compartimentos do solo e da necromassa fina em fragmentos de FOD e compará-los com os de FES.
- Relacionar a composição elementar e isotópica de C e N e o estoque do solo e da necromassa com o tamanho dos fragmentos.
- Relacionar a concentração e estoque de C e N e a composição isotópica destes, com os atributos físicos dos solos.

Nesse sentido, algumas questões foram levantadas:

- I. O estoque de C e N elementares do solo e da necromassa, são maiores nas FOD do que nas FES?

- II. Os maiores fragmentos possuem maior estoque de C e N em relação aos menores?
- III. A composição isotópica do solo e da necromassa respondem aos diferentes tipos florestais e a fragmentação?
- IV. Há uma diminuição na composição elementar de C e N e um aumento nos isótopos $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, nas maiores profundidades do solo?

3. HIPÓTESES

I - Os estoques de C e N elementar do solo e da necromassa, são maiores nas Florestas Ombrófila Densa em comparação com as Florestas Estacionais Semidecíduais, e nos maiores fragmentos em relação aos menores fragmentos de Mata Atlântica.

II – Os solos e a necromassa são mais enriquecidos de $\delta^{13}\text{C}$ nas Florestas Estacionais Semidecíduais do que nas Florestas Ombrófila Densa, e nos menores fragmentos em relação aos maiores fragmentos de Mata Atlântica.

III – Os solos e a necromassa são mais enriquecidos de $\delta^{15}\text{N}$ na Floresta Ombrófila Densa do que nas florestas Estacionais Semidecíduais. E nos maiores fragmentos em relação aos menores fragmentos de Mata Atlântica.

4. METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em duas formações vegetacionais de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro, com diferentes condições edafoclimáticas, envolvendo um ambiente mais seco, representado pela Floresta Estacional Semidecidual (FES) e um ambiente florestal mais úmido, representado pela Floresta Ombrófila Densa (FOD).

4.1.1 Floresta Estacional Semidecidual

Os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES), localizam-se no município de São Francisco de Itabapoana onde predomina a Floresta Estacional

Semidecidual de Terras baixas (SILVA & NASCIMENTO, 2001) (Figura 1). Neste município os remanescentes de Mata Atlântica restantes compreendem cerca de 26,6% atualmente, ou seja, 30.219 ha de fragmentos florestais e de ecossistemas associados (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2012).

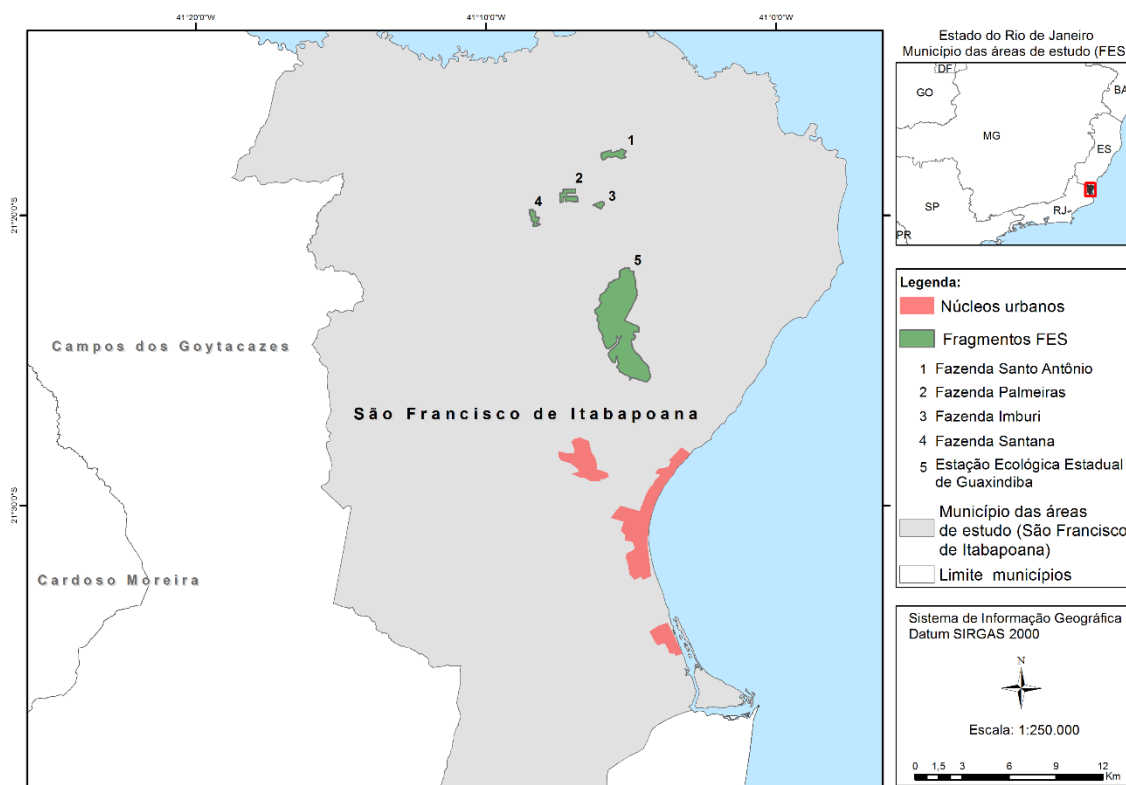


Figura 1. Mapa com a localização dos fragmentos de floresta estacional semidecidual de tabuleiro (FES) no município de São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil, selecionados para este estudo. Fragmentos: 1 – Fazenda Santo Antônio, 2 – Palmeira, 3 – Fazenda Imburi, 4 – Santana, 5 – EEE Guaxindiba. Coleta de dados georreferenciados nas bases cartográficas disponibilizadas pelo Google Earth, IBGE e ICMBio.

Dentro dessa região, foram selecionados cinco fragmentos sendo quatro fragmentos de tamanhos relativamente próximos entre si e um maior: (1) O maior fragmento está na Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (EEEG) (Carvão) (1.182 ha); (2) quatro de tamanhos pequenos, localizados nas fazendas: Imburi (15 ha), Santana (35 ha); Palmeiras (49 ha); Santo Antônio (55 ha) (ABREU, 2013; BROGGIO, 2018) (Tabela 2). Os principais tipos de solo encontrado nessas florestas é o argissolo e latossolo (ABREU, 2012).

A Mata do Carvão foi reconhecida como Reserva da Biosfera da Mata Atlântica em 1992 pela UNESCO. A partir de 2003, esse fragmento florestal passou a integrar a unidade de conservação Estação Ecológica Estadual (EEE) de Guaxindiba, administrada pelo Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro (INEA). Por volta

de 1965, a Mata do carvão possuía 4500 ha, entretanto sua área atual é de aproximadamente 1.182 ha, isso devido aos desmatamentos ocorridos, principalmente durante as décadas de 60 e 80, para atividades de plantio de cana-de-açúcar, pecuária, produção de carvão vegetal e comercialização de suas madeiras (Silva & Nascimento, 2001). Desta forma, essas florestas encontram-se fragmentadas desde as décadas de 50-70, tendo como principais matrizes circundantes, estradas, pasto, pequenas culturas de subsistência e existência de clareiras que parecem vestígios de queda natural de árvores e pelo corte seletivo ocorrido no passado (ABREU, 2013).

Segundo Köppen (1948) o clima predominante nessa região é classificado como Aw, tropical quente e úmido, com estação chuvosa (verão) e seca (inverno) bem definidas. Entre os anos de 2010 a 2019 os valores médios anuais da temperatura mínima diária variaram entre 19 °C (2017) e 21°C (2015), e os da temperatura máxima diária variou entre 29°C (2019) e 32°C (2015). A precipitação média anual entre os anos avaliados foi de 855,6 mm, sendo o ano mais chuvoso foi o de 2013(1200,1 mm) e o ano menos chuvoso o de 2010 (620 mm) (Figura 2) (INMET, 2019).

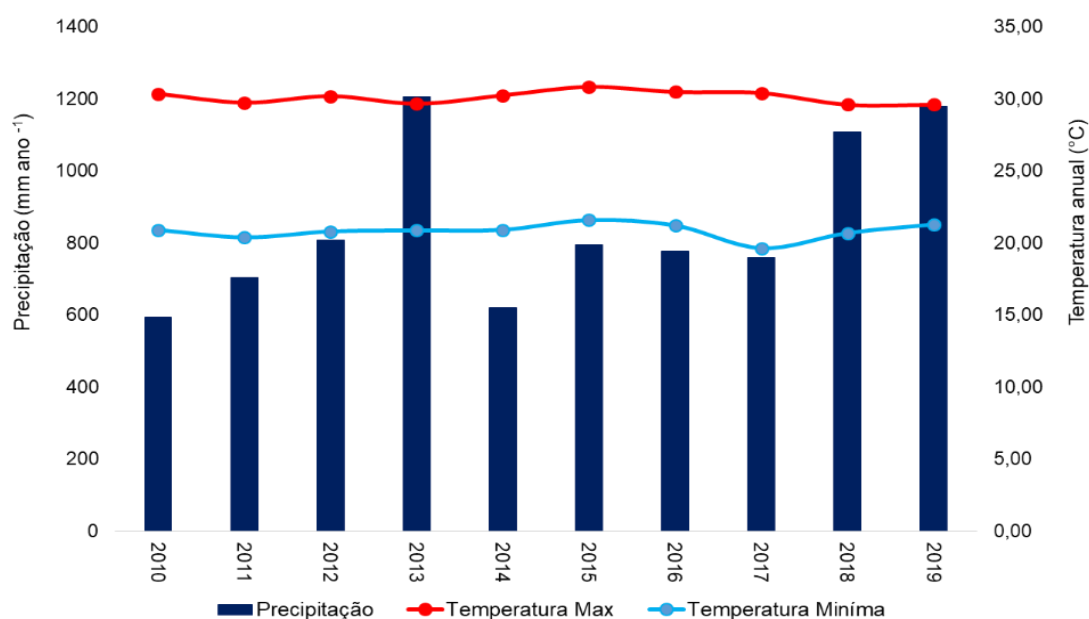


Figura 2. Variação da precipitação e temperatura anual dos fragmentos de floresta estacional semidecidual de tabuleiro (FES) no município de São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, em uma série temporal de 10 anos (2010-2019). Fonte de dados: INMET, 2019-Estação 83698 – Campos.

Estudo anterior realizado por Abreu (2013) sobre a estrutura e florística dos fragmentos estudados demonstraram que as espécies mais importantes (índice de valor de importância) são: *Almeidea rubra* A.St.-Hil.; *Coccoloba warmingii* Meisn;

Eriotheca candolleana (K. Schum.) A. Robyns; *Metrodorea nigra* A.St.-Hil; *Psidium rufum* Mart. ex. DC. Quando avaliado os teores de macronutrientes encontrados nos solos superficiais (0-10 cm) desses fragmentos o P variou entre 2,73 a 6,12, K entre 1,29 a 4,32, Ca entre 17,75 a 120,62 (ABREU, 2013), o C (0,8 – 2,6%) e o N (0,1 - 0,2%) (SILVA, 2019). Em relação ao estoque de necromassa fina, a faixa reportada para essas áreas é aproximadamente entre 4 a 8 Mg/ha e para necromassa grossa de 2 a 8 Mg/ha (SILVA, 2013).

Esses fragmentos eram impactados no passado pelo corte de suas madeiras nobres e as madeiras comuns que eram utilizadas para lenha em fábrica (ABREU, 2013). Por essa razão, pode-se citar a escassez crescente de madeiras nobres como peroba-amarela (*Paratecoma peroba* (Record) Kuhl), óleo-vermelho (*Myrocarpus frondosus* Allemão), braúna (*Melanoxylon braúna* Schot.), roxinho (*Peltogyne discolor* Vogel.), peroba-rosa (*Aspidosperma* spp.), ipê (*Handroanthus* spp.) e jequitibá-rosa (*Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze) (ABREU, 2013) (Tabela 1). Além disso, nos tempos atuais os remanescentes ainda estão sofrendo pressões antrópicas diversas, como queimadas, corte seletivo de madeira e caça, sendo poucos preservados ou protegidos (ABREU, 2013; BROGGIO, 2018) (Tabela 1).

Tabela 1. Características gerais dos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiros em São Francisco. Fonte: Abreu (2013); Broggio (2018).

Fragmentos	Coordenadas	Area (ha)	Status de preservação	Matriz circundante	Tipo de solo	Tipo de relevo
Fazenda Imburi	21°20'08,7"S 41°08'18,3"W	15	Impactos de vários tipos; observa-se diferentes estágios de conservação; possui áreas com corte seletivo e áreas de mata preservada	Canaviais e estradas	Latossolo Amarelo Coeso	Plano
Fazenda Santana	21°20'08,7"S 41°08'18,3"W	35	Vestígios de corte de árvores; fragmento cortado por uma estrada rural; isolamento por cerca na borda da estrada.	Plantios de cana-de-açúcar e pastagens.	Argissolo Vermelho- Amarelo Distrófico	Plano
Fazenda Palmeiras	21°19'17,7"S 41°07'11,3"W	49	Vestígios de corte seletivo de madeira; trilhas de passagem largas em seu interior.	Pastagem e plantação de cana-de-açúcar	Argissolo Vermelho- Amarelo Distrófico	Plano
Fazenda Santo Antônio	21°17'48,7"S 41°05'25,2"W	55	Acesso mais restringido; cerca em sua borda e ao longo de uma trilha que o corta usada para a passagem de gado de corte.	Monoculturas de de maracujá e mandioca e também pasto	Argissolo Vermelho- Amarelo Distrófico	Suaves elevações esparçadas.
EEEG	21° 24' 54,8"S 41° 04' 38,9"W	1.182	Impactos de vários tipos; observa-se diferentes estágios de conservação; possui áreas com corte seletivo e áreas de mata preservada	Canaviais e estradas. Plantações	Latossolo Amarelo Coeso	Plano

4.1.2 Floresta Ombrófila Densa

Os fragmentos de Floresta ombrófila densa (FOD) selecionados para este estudo estão localizados na Área de Preservação Ambiental (APA) da Bacia do rio São João, que abrange os municípios de Casimiro de Abreu situado na Baixada Litorânea Fluminense (Figura 3). Nesta região encontram-se remanescentes florestais de Mata Atlântica de baixada a sub-montana, caracterizados como Florestas Ombrófila Densa (FOD), em que se encontra florestas em diferentes estágios sucessionais de regeneração natural (CARVALHO *et al.*, 2006ab; PROCÓPIO-DE-OLIVEIRA *et al.*, 2008) (Figura 3).

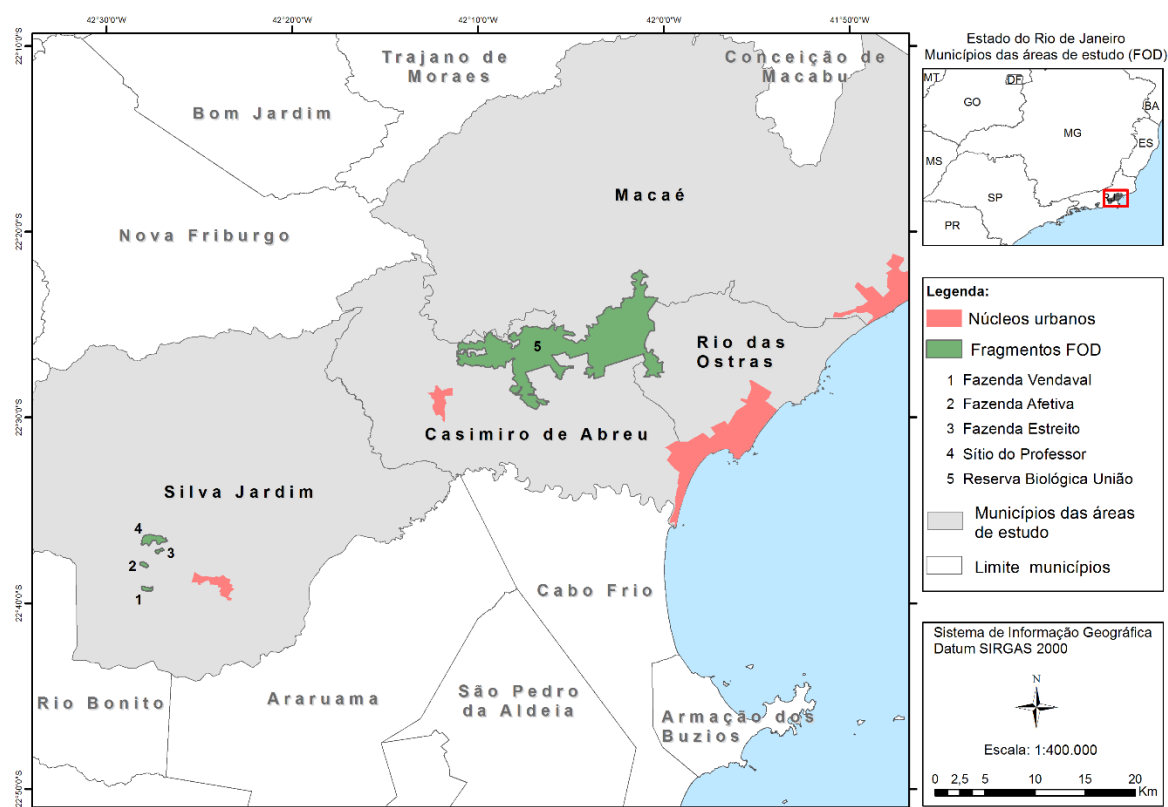


Figura 3. Mapa com a localização dos fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) estudados na região de Imbaú, Silva Jardim e Rio das Ostras - RJ. Fragmentos: 1-Vendaval, 2-Afetiva, 3-Estreito, 4-Sítio do Professor, 5-Reserva Biológica União. Coleta de dados georreferenciados nas bases cartográficas disponibilizadas pelo Google Earth, IBGE e ICMBio.

Dentro dessa região, foram selecionados cinco fragmentos sendo um maior fragmento (1) Rebio União (2300 ha) e outros quatro fragmentos menores: Estreito (23,3ha), Afetiva (25,5 ha) e Vendaval (33,5 ha); Sítio do Professor (155 ha) (Figura 1) (LIMA, 2009; SILVA & VILLELA, 2015) (Tabela 2). A escolha dessas áreas está relacionada principalmente ao fato de que há a ocorrência da espécie endêmica mico-

leão-dourado (*Leontopithecus roralia*), onde são desenvolvidos estudos sobre a qualidade do seu habitat (Procópio-de-Oliveira et al., 2008). Essas áreas se distanciam de 2 a 61 km entre si, apresentando diferenças quanto ao grau de isolamento (PROCÓPIO-DE-OLIVEIRA *et al.*, 2008). Essas florestas encontram-se fragmentados desde as décadas de 50-70, tendo como principais matrizes, pasto e pequenas culturas de subsistência (CARVALHO *et al.*, 2006ab).

Localizado no distrito de Rocha Leão, município de Rio das Ostras – RJ, o fragmento de Mata Atlântica da Rebio é considerado entre os demais fragmentos o mais bem preservado (RODRIGUES & NASCIMENTO, 2006). Já o fragmento Sítio do Professor é uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN). Além desse, ainda localizado em áreas de fazendas particulares, estão os demais fragmentos estudados, portanto, ainda sujeitas às pressões antrópicas (PROCÓPIO-DE-OLIVEIRA *et al.*, 2008) (Tabela 2).

O clima na região é tropical úmido com média da precipitação de 1.093 mm e temperatura 22,4°C, entre os anos de 2010 a 2019 (INMET, 2019), com estação seca no inverno (abril a setembro) e chuvosa no verão (outubro a março) de acordo com a classificação de Köppen (1948). A pluviosidade anual varia de 600 a 1.500 mm, onde o ano de 2014 teve a menor precipitação e 2013 a maior (Figura 4) (INMET, 2019).

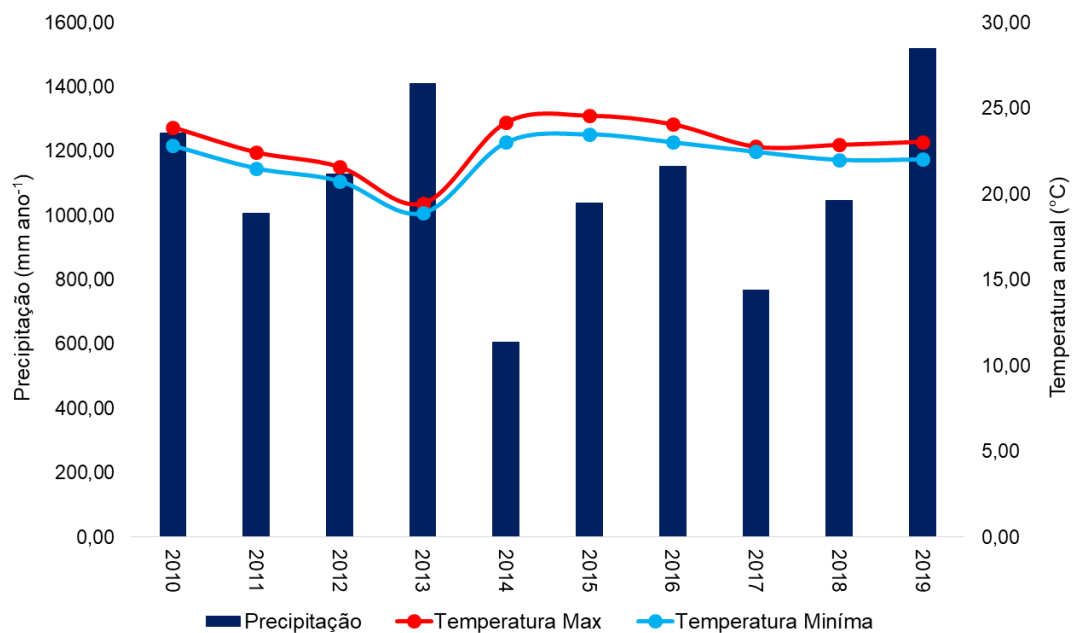


Figura 4. Variação da precipitação e temperatura anual em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) na região de Imbaú, Silva Jardim e Rio das Ostras – RJ, em uma série temporal de 10 anos (2010-2019). Fonte de dados: INMET, 2019-Estação 83698 – Macaé.

De acordo com Procópio-de-Oliveira *et al.* (2008), a estrutura e florística dos fragmentos pequenos desse estudo demonstraram que as espécies mais importantes são: *Guarea guidonia* (L.) Sleumer; *Cupania oblongifolia* Mart.; *Plathymenia foliolosa* Benth; *Guapira nitida*; *Siparuna guianensis*. Os principais solos encontrados na região são o latossolo, argissolo e gleissolo (LIMA, 2009). Estudos anteriores sobre os nutrientes no solo superficial (até 10 cm) avaliados nesses fragmentos demonstraram que em geral, os nutrientes são semelhantes entre os fragmentos, C (2,0 - 3,1 %), N (0,2 - 0,3 %), (PROCÓPIO-DE-OLIVEIRA *et al.*, 2008). Em relação ao estoque de necromassa fina, a faixa reportada para essas áreas é aproximadamente entre 3 a 7 Mg/ha e para necromassa grossa de 1 a 10 Mg/ha (CYRINO, 2018).

Tabela 2. Características gerais dos fragmentos de floresta ombrófila densa da APA do Rio São João, Silva Jardim, RJ (Fonte: CARVALHO, 2006ab; LIMA, 2009 adaptado).

Fragmentos	Coordenadas	Área (ha)	Status de preservação	Matriz circundante	Tipo de solo	Tipo de relevo
Estreito	22°37'06.97"S 42°27'07.62"O	23,3	Fragmento muito impactado no passado pela extração de madeira palmito e caça. Encontra-se em área particular protegida pelo proprietário.	Pastos, estrada de 10 m em parte de sua borda. Sem capoeiras em suas bordas.	Gleissolo Hápico a Eutrófico moderado	Relevo suave ondulado – plano.
Afetiva	22°37'55.84"S 42°28'01.19"O	25,5	Fragmento muito impactado no passado pela extração de madeira, palmito e caça. Encontra-se em área vulnerável à entrada de qualquer pessoa.	Pastos, pequena faixa de capoeira em suas bordas.	Latossolo marelo Distrófico Argissólico a moderado	Relevo ondulado forte ondulado.
Vendaval	22°39'14.71"S 42°27'51.07"O	33,5	Fragmento muito impactado. Encontra-se em uma área exposta e vulnerável a entrada de qualquer pessoa.	Pasto, culturas de citricos, áreas de capoeira na borda.	Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico Argissólico típico a moderado	Relevo suave ondulado.
Sítio do Professor	22°36'39.62"S 42°27'54.87"O	155	Fragmento pouco impactado. Encontra-se bem protegido pelo proprietário há algumas décadas. É uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN).	Pasto, áreas de capoeira na borda.	Latossolo Amarelo Distrófico	Relevo ondulado forte ondulado.
União	22°25'41S 42°02.08"O	2300	Fragmento impactado no passado através da extração seletiva de madeira, caça e extração de palmito. Faz parte à área da REBIO União, protegido pelo IBAMA.	Pasto; área circundada por plantio de Eucalipto Corymbia citriodora (anelados ou com corte raso)	Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico Latossólico a moderado	Relevo suave/ondulado

4.2 Desenho amostral e coleta de solos

As amostras de solos foram coletadas em quatro parcelas (20x20 m), distribuídas aleatoriamente em duas áreas de interior e duas na borda (a no mínimo 100 m da borda) em cada um dos cinco fragmentos dos tipos florestais, sendo estas inseridas dentro das parcelas de 50x50 m alocadas por Rodrigues (2004) na Floresta Ombrófila Densa na Rebio União. Na Floresta Estacional Semidecidual a coleta ocorreu nas quatro parcelas permanentes (20x20 m) de cada um dos cinco fragmentos alocados por Abreu (2013), sendo estas as mesmas estudadas por Silva (2019). As amostras de solo, referente aos fragmentos de FES e os dados físicos e de C e N elementar destas, fazem parte do estudo de Caroline Pessanha da Silva (SILVA, 2019), coletadas no final de 2017 a início de 2018 e utilizou a mesma metodologia do presente estudo.

Para a coleta de solo superficial para as determinações de C e N foram feitas três amostragens aleatórias por parcela, nas camadas de: 0-5; 5-10; 10-20; 20-30 cm, utilizando o trado holandês (PPBio–Am, 2015). Nestas mesmas profundidades, a densidade aparente do solo foi obtida através da coleta de 12 amostras por parcela, sendo quatro amostras por ponto de coleta, uma de cada camada, utilizando o trado para amostras indeformadas (Figura 5).

Em uma parcela selecionada aleatoriamente dentre as quatro de cada fragmento foi realizada a coletas de solo até 1 m de profundidade, uma para densidade e outra para análises químicas dos solos, divididas nas seguintes camadas: 0-5; 5-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-50; 50-75; 75-100 cm (PPBIO-Am, 2015; VIEIRA *et al.*, 2011). Duas tradagens foram realizadas lado a lado, uma com o auxílio do trado para amostras indeformadas, a fim de estimar a densidade do solo, e outra com trado holandês e sonda para obtenção da concentração dos nutrientes (PPBIO-AM, 2011) (Figura 5). As parcelas amostradas até 1 m em cada um destes fragmentos forma: (FOD) União (parcela GP3), Sítio do Professor, Vendaval, Estreito e Afetiva (Parcela T3) e (FES) Carvão preservado, Santana, Palmeiras, Santo Antônio, Imburi (parcelas CVP73; FS51; FP56; FSA56; IM75). Sendo assim, para as coletas de solo não houve espaçamento determinado entre os pontos, pois foram selecionados pontos amostrais ao acaso. As amostragens de solos foram feitas na estação chuvosa, sendo que nas

FES foram realizadas desde dezembro/2017 a abril/2018, e a amostragem dos fragmentos da FOD de março/2018 a abril/2018 e janeiro/2019 a fevereiro/2019.

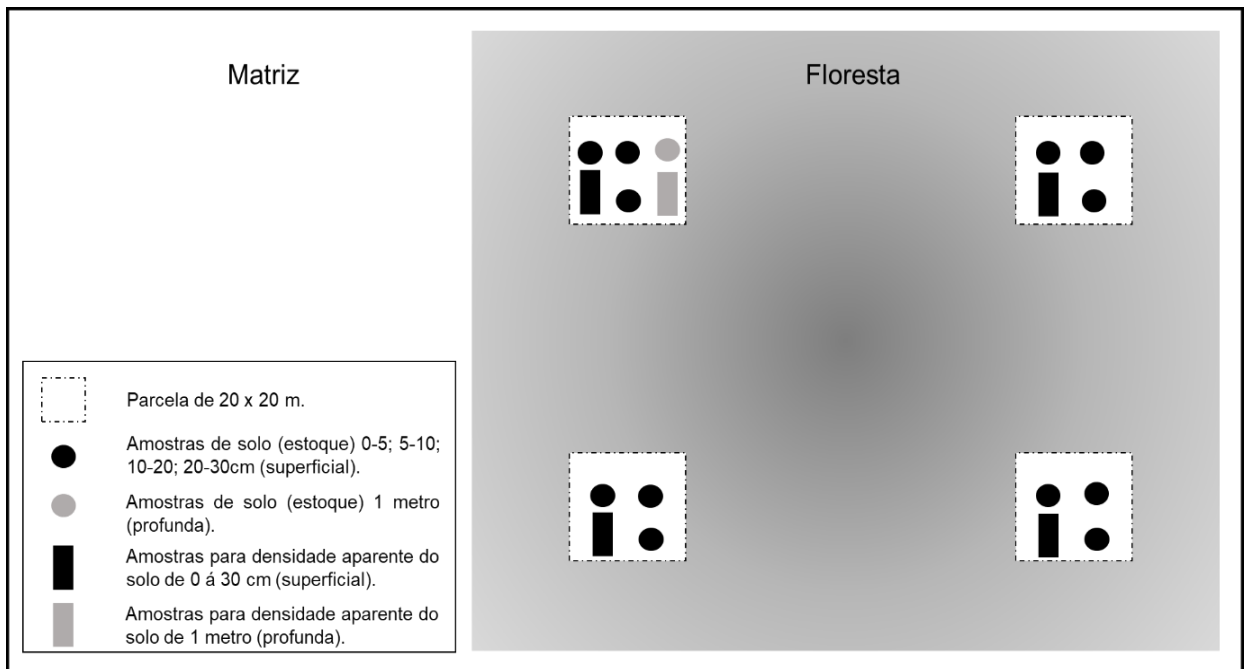


Figura 1. Representação esquemática do desenho amostral para coleta de solos para cada fragmento de floresta de mata atlântica estudada. (A representação esquemática não representa aleatoriedade das parcelas e coletas).

4.3 Desenho amostral para coleta de necromassa fina

As amostras da necromassa utilizadas no presente estudo, foram coletadas em estudos anteriores, sendo que nos fragmentos da FES por Silva (2013) feitas no final de 2012 e início de 2013, e nos fragmentos de FOD na REBIO União por Cisneiro (2016) no final de 2015, e nos demais fragmentos por Cyrino (2018), final e 2017 e início de 2018. Para a amostragem da necromassa nas FOD e FES, foram selecionados cinco fragmentos de FES e cinco em FOD descritos na área de estudo. Em cada um deles foram colocados quatro transectos de 100 m de comprimento aleatoriamente. Dois desses transectos foram alocados paralelamente a região de borda, com distância dos transectos em relação à borda de aproximadamente 10 m (PORTELA & SANTOS, 2007) e dois no interior de cada fragmento, a pelo menos 100 m da borda mais próxima (SILVA, 2013; CISNEIRO, 2016; CYRINO, 2018).

A necromassa fina, também denominada serapilheira fina ou pequena (PROCTOR, 1983), que é composta de folhas, gravetos e galhos finos com diâmetro inferior a 2 cm, sobre o solo foi amostrada através do uso do método de quadrats de

0,25 m² (50 cm x 50 cm) de área (PROCTOR, 1983; VILLELA *et al.*, 2006; SAITER *et al.*, 2008). Esses quadrats foram distribuídos a cada 20 m em cada um dos transectos de 100 m, totalizando seis pontos de coleta por transecto. A necromassa fina, dentro dos quadrats foi coletada e no laboratório triada em folhas, galhos finos (<2 mm) e resto (PROCTOR, 1983; VILLELA *et al.*, 2006) (Figura 6).

Para as análises químicas e isotópicas, a necromassa fina foi unida em duas subamostra por transsecto. O transsecto contém seis pontos de coleta de necromassa fina, desta forma foi agrupado duas subamostras, a primeira com os três pontos iniciais e o segundo com três pontos finais do transsecto.



Figura 2. (A) Quadrat (50 cmx50 cm) para a amostragem de necromassa fina; (B) e triagem da necromassa fina em folhas galhos finos e resto, no laboratório.

4.4 Análises Físicas dos solos

A determinação da densidade aparente do solo foi realizada no laboratório de Solos (LSOL) da UENF.

O solo foi amostrado com a estrutura indeformada por meio de um anel de aço de bordas cortantes e volume interno conhecido de 50 cm³ que pode ser acoplado a um trado de amostra indeformada com extensão de até 1 m, método recomendado pela Embrapa solos (DONAGEMA *et al.*, 2011). A massa de solo coletada pelo anel foi seca em estufa a 100°C por 48 horas, sendo então retiradas da estufa e deixadas por uma hora no desumidificador, para assim ser pesada (Figura 7).



Figura 7. Ferramentas utilizadas na coleta de amostras do solo de fragmentos de FES no município de São Francisco de Itabapoana, RJ. (A) Trado de amostra indeformada sendo utilizado para coleta até 100 cm. (B) Anel volumétrico (100 cm³) desacoplado e preenchido pela amostra (C) Pesagem do solo seco para obtenção da densidade aparente do solo.

A determinação da densidade do solo (D_s) pode ser obtida através da seguinte razão:

$$D_s = \frac{a}{b}$$

Sendo:

D_s = densidade do solo (kg.dm⁻³),

a = massa da amostra seca a 105°C (kg)

b = volume do anel ou cilindro (dm³).

Para as amostras de granulometria, o solo foi peneirado e as amostras foram compostas em cada parcela, juntando três amostras de cada profundidade (0-5; 5-10 cm), produzindo uma amostra composta por cada profundidade por cada parcela.

Através do método da pipeta foi determinada a granulometria das amostras compostas (EMBRAPA, 1997) com as amostras secas (40 °C/48 h) e peneiradas (2 mm). O método de pipeta é dividido em três momentos: na primeira etapa são pesados 20 g de amostra de solo, colocados em um pote de vidro com tampa, adicionados 200 mL de água e 20 mL de hidróxido de sódio (NaOH) (Figura 8) e então as amostras são colocadas em uma mesa agitadora por 16 horas. Após o período de agitação da amostra em solução, a extração de areia é realizada com auxílio de um funil e uma peneira de malha de 0,053 mm em cima de uma proveta de 1000 mL. A amostra é

lavada com água tem o objetivo de evitar perda de material e permitir que todo silte e argila passem pela peneira, não podendo ultrapassar a marcação de 1000 mL. A areia lavada foi retida da peneira e posteriormente transferida para uma placa de petri previamente pesada e levada à estufa (105 °C/48 hrs).

A temperatura da solução na proveta e a solução é homogeneizada com bastão com tampa de borracha por um minuto, tendo início a segunda etapa do procedimento de obtenção da granulometria (Figura 8). Através da Lei de Stock, é aguardado o tempo para o silte sedimentar e não estar presente nos primeiros 5 cm da solução. Após o tempo de espera de sedimentação da fração silte, é realizado a amostragem de 50 mL da solução com uma pipeta volumétrica, onde ela é inserida 5 cm dentro da proveta. A alíquota retirada é transferida para um frasco previamente pesado e levada à estufa (105 °C/48 h). Na terceira etapa, a placa de petri contendo areia e o frasco de vidro com a argila são retiradas da estufa, pesadas e o peso das vidrarias é subtraído do valor encontrado (Figura 8C). Com o peso inicial da amostra, é calculado a porcentagem de areia e argila, sendo o silte obtido pela subtração dos teores de areia e argila de um total de 100%. Além disso, peso real da amostra inicial (sem água), é obtido através da pesagem de 20 g de amostra, os quais são secos (105°C/48 h), e pesados novamente, obtendo-se o teor de água da amostra que é descontado do peso da amostra que passou pelas outras etapas da granulometria.

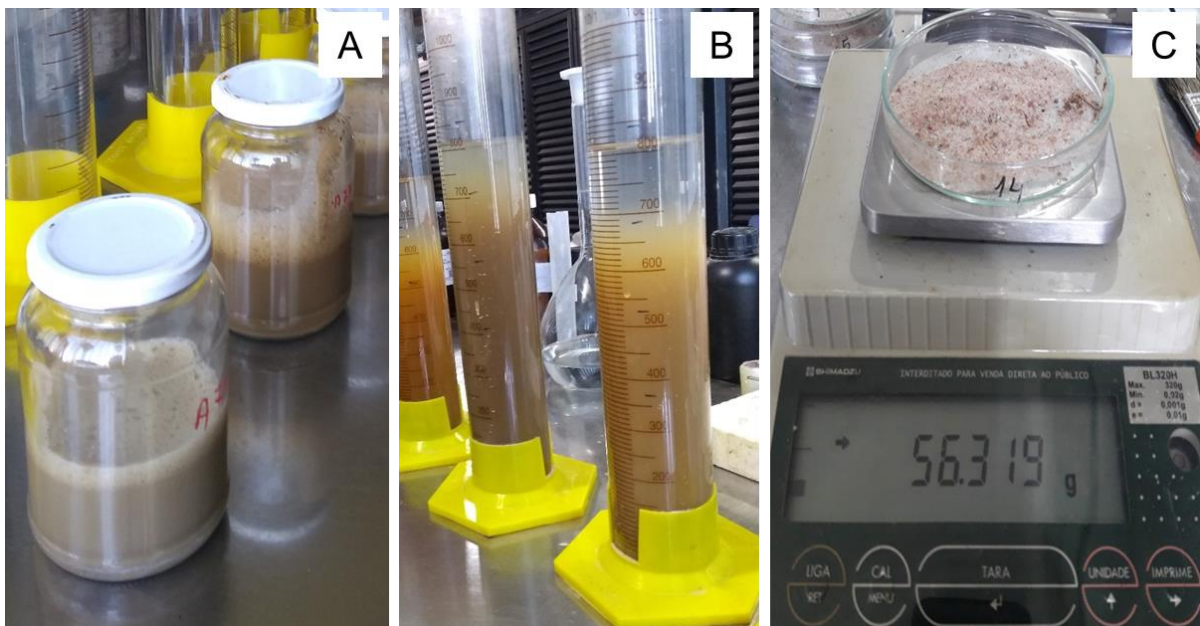


Figura 8. Demonstração de algumas etapas da análise granulométrica do solo de FES. (A) Pote de vidro contendo água, amostra e NaOH após agitação. (B) Proveta contendo amostra após extração de areia. (C) Fração de areia seca sendo pesada.

4.5 Determinação de pH, Concentrações e estoques de C e N elementar e isotópico do solo e necromassa

Para as análises químicas e isotópicas, as amostras de solo (0-30 cm) foram secas em uma estufa de circulação a 40°C/48 h, homogeneizadas, peneiradas (2 mm) e posteriormente compostas por profundidade e parcelas (ALLEN, 1989). Para as coletas de 0 até 100 cm utilizou-se as amostras simples.

Para determinar o pH, utilizou-se as subamostras, onde foram feitas uma mistura de terra fina seca em estufa (TFSE) e água na proporção de 1:2,5 (10 g de terra para 25 mL de água). A leitura do pH foi feita utilizando o pHmetro Digimed DMpH-3 (EMBRAPA, 1997).

Subamostras de solos, de cada amostra composta, foram homogeneizadas (TELLES *et al.*, 2003). Desse material foi pesado (10 mg) aproximadamente e inserido em cápsulas de estanho para determinação isotópica e elementar de C e N.

Para a determinação do C e N elementar e isotópica da necromassa, primeiramente, as frações da necromassa foram secas na estufa a 80°C por 48 h. O material vegetal morto foi triturado em um moinho de facas, posteriormente masseradas com gral e pistilo. Este material foi homogeneizado e subamostras de retiradas e pesadas (0,5 mg).

A composição elementar e isotópica na necromassa e nos solos foi determinada em um analisador elementar de fluxo contínuo acoplado a um espectrômetro isotópico de massa de razão estável (IRMS Delta Plus). O $\delta^{13}\text{C}$ e o $\delta^{15}\text{N}$ expressam a proporção de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ na amostra (R amostra), relativamente ao padrão internacional, a composição isotópica do C de Pee dee Belamite (PDB; rocha calcária da região do Grant Canyon, EUA) e N da atmosfera, em desvios por mil (‰): $\delta = (R \text{ amostra}/R \text{ padrão} - 1) \times 1000$.

Estas análises foram realizadas no Laboratório de Ciências Ambientais (LCA) do Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro.

A partir disso, a estimativa do estoque de carbono e nitrogênio elementar contido em cada camada do solo, foi calculado pela expressão designada por Veldkamp (1994):

$$EstE = \frac{(E_{total} \times DS \times e)}{10}$$

Sendo:

EstE = estoque do elemento na camada estudada (Mg ha⁻¹);

Etotal = carbono ou nitrogênio total (g kg⁻¹);

DS =densidade do solo da camada estudada (kg dm⁻³);

E = espessura da camada estudada (cm).

Com a obtenção dos valores de carbono e nitrogênio elementar da necromassa fina, mais os valores de massa seca da necromassa fina, foi possível obter o estoque de C e N desse compartimento (VITOUSEK, 1982).

O cálculo do estoque de carbono e nitrogênio na serapilheira acumulada para cada fração (folhas, galhos finos e resto) utilizou-se a seguinte equação:

$$EstENecro = \frac{(MSNecro \times TE)}{10000}$$

EstNecro: estoque elementar na necromassa fina estudada (kg ha⁻¹)

MassaSNecro: massa seca da fração da necromassa fina acumulada (Mg ha⁻¹)

TE: teor de C e N total da fração da necromassa fina acumulada (g g)

O estoque de carbono e nitrogênio da necromassa fina acumulada foi obtida a parti da soma dos estoques das frações (folhas, galhos finos e resto).

5. ANÁLISES DE DADOS

Para as análises estatísticas dos dados, a normalidade das distribuições dos dados de cada variável medida foi feita com os gráficos de quantis normais (QQ/plot) para análise visual. Entretanto, quando as variáveis não apresentarem distribuição normal foram feitas transformações (quadráticas) e ou (logatitmicas) nos dados, a fim de atender a premissa de normalidade em dados que não seguiam a distribuição

normal, utilizando a função de máxima verossimilhança (*boxcox*, pacote *MASS*; VENABLES & RIPLEY, 2002). Essas foram realizadas com objetivo de garantir a homocedasticidade dos dados.

Foi realizado uma ANOVA *Two-way* para averiguar possíveis interação e ou diferenças entre tipos florestais FOD e FES e entre as camadas do solo (0 a 30 cm) para cada um dos atributos físicos (densidade), atributos químicos (pH, concentração e estoque de C e N) e composição isotópica. Não havendo interação entre as variáveis tipo florestal e camadas do solo, realizou-se uma ANOVA *One-way* para cada uma dessas variáveis em relação aos atributos do solo. Havendo diferença estatística, foi realizado a posteriori o teste de Tukey HSD ($p < 0.05$) (*TukeyHSD*, pacote *base*, R CORE TEAM, 2019), para verificar a diferença entre os tratamentos amostrados com a identificação das letras (pacote *Agricolae*).

Foi realizado uma ANOVA *One-way* para averiguar se há diferença estatística entre os tipos florestais e os atributos estudados da necromassa fina. Também foi realizado uma ANOVA *One-way* entre as frações da necromassa fina (folhas, galhos finos e resto) em ambas as florestas FES e FOD e os atributos avaliados, havendo diferença foi realizado a posteriori o teste de Tukey HSD ($p < 0.05$) (*TukeyHSD*, pacote *base*, R CORE TEAM, 2019), para verificar a diferença entre as frações da necromassa fina amostradas com a identificação das letras (pacote *Agricolae*).

Regressões lineares foram utilizadas para relacionar atributos físicos do solo e a concentração e estoque de C, N e composição isotópica entre os tipos florestais com tamanho dos fragmentos e entre os atributos do solo. Também utilizou-se os atributos extraídos da necromassa fina e suas frações para relacionar com o tamanho dos fragmentos através da regressão linear.

Foi aplicado uma análise de componentes principais (ACP) para determinar as correlações entre as variáveis do solo e os tipos florestais da Mata Atlântica estudados.

Todas as análises foram realizadas utilizando-se o programa estatístico R for Windows 3.6.0 (R CORE TEAM, 2019).

6. RESULTADOS

6.1 Efeitos do tipo florestal no solo

A concentração do carbono foi significativamente (ANOVA *Twoway*, $p < 0,05$) maior na FOD quando comparado com a FES para as camadas superficiais (0 a 10 cm) avaliadas, sendo a concentração média de carbono do solo das camadas de (0 a 30 cm) significativamente (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) maior em FOD ($19,5 \pm 8,5$ g/kg) quando comparado com a da FES ($14,6 \pm 6,5$ g/kg) (Tabela 3).

As concentrações de carbono nas camadas de solo no perfil de 0 até 100 cm diminuíram com o aumento da profundidade em ambas as fisionomias, de 26,1 a 4,8 g/kg na FES e de 22,7 a 5,3 g/kg na FOD (Figura 9A). Em média, os valores médios de carbono de (0 a 100 cm) de profundidade foram similares entre FES ($11,9 \pm 7,3$ g/kg) e FOD ($11,0 \pm 6,1$ g/kg).

Quando avaliado apenas a amostragem de 0 a 30 cm, observou-se uma maior concentração de nitrogênio na FOD do que na FES, apresentando nas camadas de 0 a 5 cm diferença significativa (ANOVA *Twoway*, $p < 0,05$) (Tabela.). A comparação da concentração média entre as fisionomias mostrou que N na FOD é significativamente (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) maior ($1,7 \pm 1,1$ g/kg) que na FOD ($1,2 \pm 0,5$ g/kg) (Tabela. 3).

As concentrações de nitrogênio total diminuíram com o aumento da profundidade em ambas as fisionomias nas amostragens de 100 cm de solo avaliados. A FES apresentou um decréscimo na concentração que foi de 2,2 a 0,4 g/kg e FOD foi de 1,9 a 0,5 g/kg (Figura 9B). A média da concentração do N foi similar nos solos das fisionomias, apresentando na FES $0,8 \pm 0,6$ g/kg e para FOD foi de $1,0 \pm 0,5$ g/kg.

A razão C/N nas diferentes camadas do solo (0 a 30 cm) não apresentaram diferença significativa (ANOVA *Oneway*, $p > 0,05$) entre as fisionomias de modo geral (Tabela. 3). Avaliando os 100 cm de solo, ambas as fisionomias não apresentaram diferenças significativas (ANOVA *Oneway*, $p > 0,05$) nos valores de C/N com o aumento da profundidade, com valores entre 13,5 a 14,2 para FES e entre 13,4 a 11,0 para FOD (Figura. 9C). Houve diferença significativa entre os tipos florestais (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) nas camadas de 40 a 100 cm, com maiores valores de C/N para a FES do que para a FOD. As médias da razão C/N até 100 cm de profundidade diferiram significativamente (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) entre os tipos florestais, onde FES apresentou o maior valor ($13,9 \pm 0,2$) e FOD o menor ($11,9 \pm 0,9$) (Figura. 9C).

O pH na amostragem de 0 a 30 cm apresentou diferença significativa em todas as camadas superficial entre as fisionomias. Nesta mesma amostragem, a média dos valores de pH foram significativamente diferentes (ANOVA *Twoway*, $p < 0,05$), para FES foi de $4,9 \pm 0,5$ e para FOD de $4,5 \pm 0,3$ (Tabela 4).

No perfil de até 100 cm de profundidade, os valores na FOD não diferiram significativamente entre as camadas (ANOVA *Oneway*, $p > 0,05$) com o aumento da profundidade (4,3 a 4,6) (Figura. 9D). Entretanto, o pH da FES diferiu significativamente (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) com o aumento da profundidade, mostrando que camadas superficiais (5 a 20 cm) apresentaram maiores valores de pH do que as camadas mais profundas, as quais os valores foram menores (Figura 9D). Nesta mesma amostragem a diferença no pH do solo entre as fisionomias foi encontrada na camada de 0 a 5 cm, onde FOD apresentou solos superficiais mais ácidos ($4,5 \pm 0,2$) em relação a FES ($5,3 \pm 0,6$) (Figura 9). Todavia, a média geral do pH nas camadas até 100 cm foram similares entre os dois tipos florestais (FES= $4,6 \pm 0,4$; FOD= $4,4 \pm 0,1$) (Figura 9).

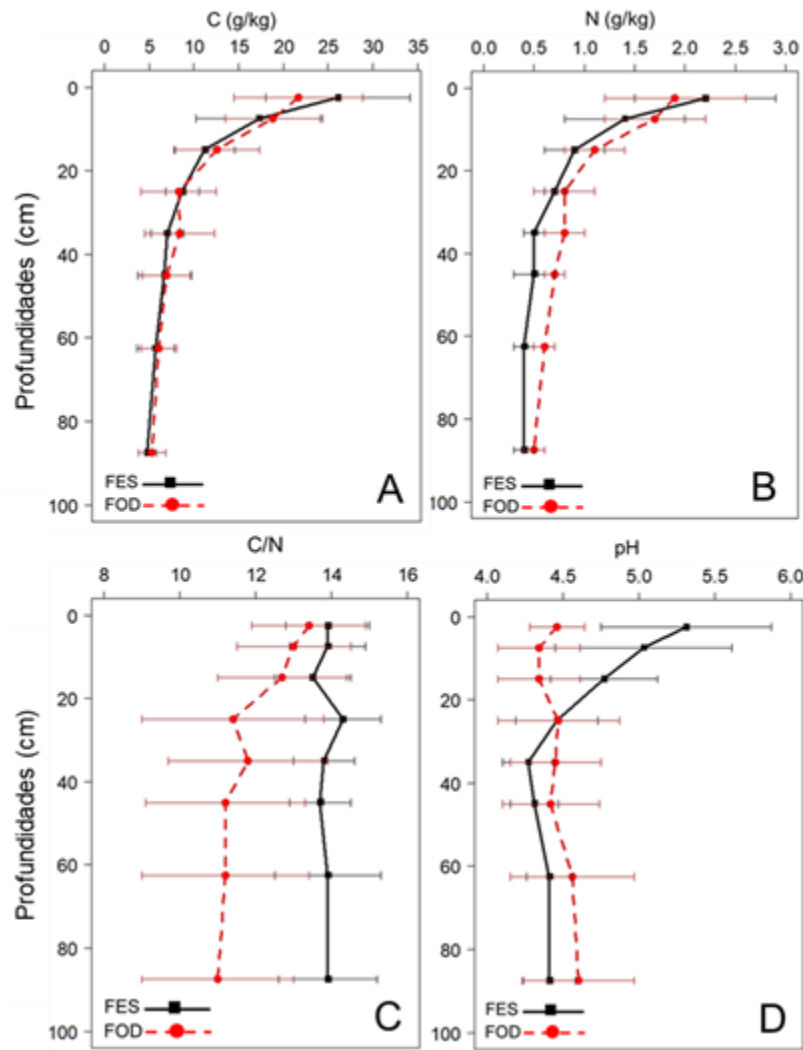


Figura 9. Valores médios de (A) C (g/kg), (B) N (g/kg), (C) C/N e (D) pH do solo em amostragem de até 100 cm de profundidade em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e Floresta Estacional Semidecidual (FES) da Mata Atlântica, no Rio de Janeiro. Para cada tipo florestal e profundidade foram utilizadas 5 amostras para obtenção da média. Os valores do eixo Y representam os intervalos médios das camadas do solo onde houve as coletas das amostras.

Ao considerar as amostragens com profundidade de até 30 cm, o solo da FES foi significativamente (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) mais denso do que o solo da FOD (Tabela. 4), com a FES apresentando solos mais densos em todas as camadas quando comparados com os solos da FOD.

No perfil de 100 cm de solo da (FES), observou-se um acréscimo na sua densidade aparente com aumento da profundidade, passando de $0,8 \text{ g/cm}^3$ na camada 0-5 cm para $1,3 \text{ g/cm}^3$ na camada de 75-100 cm, sendo essa diferença estatisticamente significativa (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$). Resultado semelhante também foi verificado para os solos da (FOD), onde os valores de densidade variaram de $0,97 \text{ g/cm}^3$ (0-5 cm) a $1,23 \text{ g/cm}^3$ (75-100 cm) apresentando diferenças estatísticas (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) nas densidades entre as camadas superficiais do solo (0-

5 cm) e as profundas (30-75 cm) (Figura 10). As densidades médias dos solos (g/cm^3) na amostragem de até 100 cm de profundidade foram similares entre as fisionomias (FES= $1,2 \pm 0,2 \text{ g/cm}^3$; FOD= $1,2 \pm 0,1 \text{ g/cm}^3$).

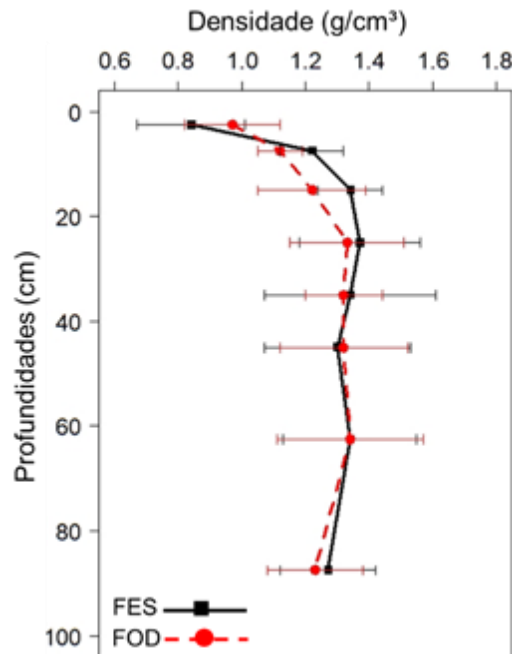


Figura 10. Densidade média aparente do solo (g/cm^3) em amostragem de até 100 cm de profundidade em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e Floresta Estacional Semidecidual (FES) da Mata Atlântica, no Rio de Janeiro. Para cada tipo florestal e profundidade foram utilizadas 5 amostras para obtenção da média. Os valores do eixo Y representam os intervalos médios das camadas do solo onde houve as coletas das amostras.

No total, os primeiros 30 cm do solo a FES estocou, em média, $49,4 \pm 2,8 \text{ Mg/ha}$ de carbono e FOD foi de $54,4 \pm 2,5 \text{ Mg/ha}$, sendo estas diferenças estatisticamente significativas (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) (Tabela 4). Nas amostragens de 0 a 30 cm, o estoque de carbono apresentou diferença significativa (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) entre as fisionomias apenas na camada superficial 0 a 5 cm, com a FES apresentando menores valores comparativamente a FOD (Tabela. 4).

O carbono estocado até 100 cm de solo não diferiu significativamente (ANOVA *Oneway*, $p > 0,05$) entre os tipos florestais, sendo que a FES estocou um equivalente a $102,7 \pm 3,4 \text{ Mg/ha}$, enquanto a FOD $100,4 \pm 3,9 \text{ Mg/ha}$ (Figura 11A).

Os tipos florestais apresentaram um estoque de N significativamente diferente (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) na soma dos primeiros 30 cm do solo, com a FES estocando menos N ($4,3 \pm 0,3 \text{ Mg/ha}$) que a FOD ($4,8 \pm 0,2 \text{ Mg/ha}$) (Tabela 3), e na camada de 0-5 cm (Tabela 3).

A quantidade de nitrogênio total estocado na amostragem de 100 cm de solo da FES foi significativamente (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) menor (8,6 Mg/ha) do que para FOD (10,1 Mg/ha) (Figura 11B).

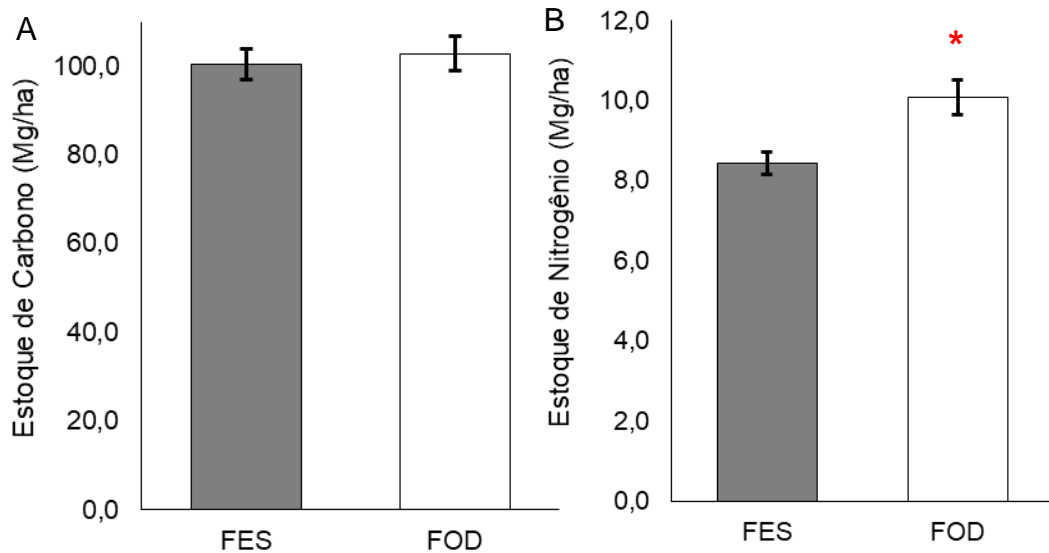


Figura 11. Total do (A) Estoque de carbono (Mg/ha) e (B) Estoque de nitrogênio do solo em 100 cm de profundidade em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e Floresta Estacional Semidecidual (FES) da Mata Atlântica, no Rio de Janeiro. (*) Representa diferenças significativas ($p \leq 0,05$).

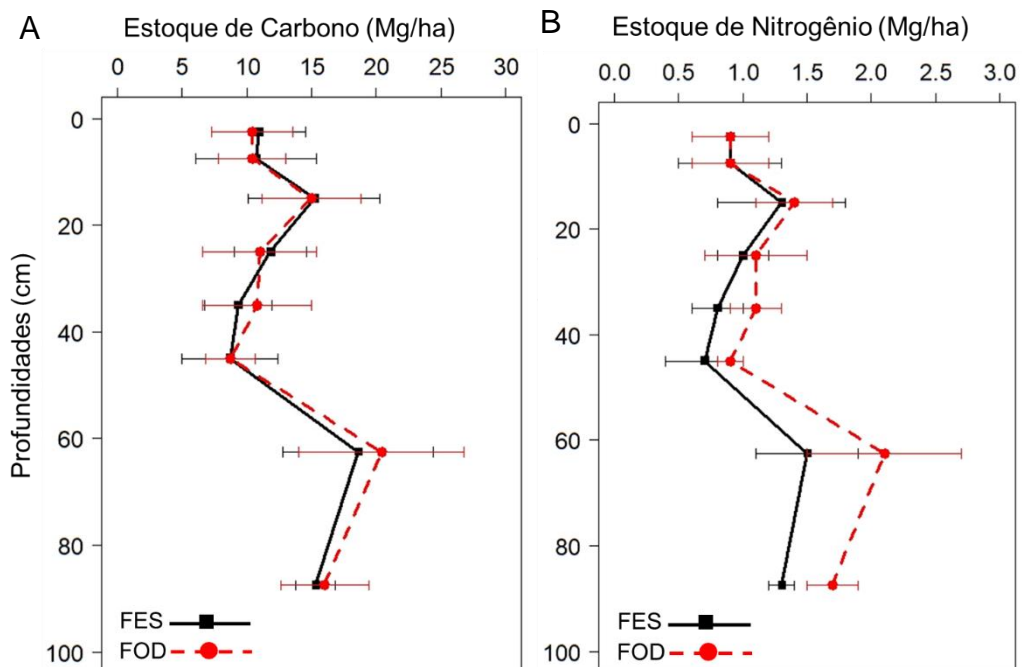


Figura 12. (A) Estoque de carbono (Mg/ha) e (B) estoque de nitrogênio do solo em amostragem de até 100 cm de profundidade em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e Floresta Estacional Semidecidual (FES) da Mata Atlântica, no Rio de Janeiro. Para cada tipo florestal e profundidade foram utilizadas 5 amostras para obtenção da média. Os valores do eixo Y representam os intervalos médios das camadas do solo onde houve as coletas das amostras.

Considerando as camadas de 0 a 10 cm, houve diferença significativa (ANOVA *Twoway*, $p < 0,05$) nas camadas superficiais de (0 a 10 cm) entre as fisionomias, onde a FES apresentou valores mais elevados (Tabela 4). O valor médio de $\delta^{13}\text{C}$ do solo (0 a 30 cm) de FES foi mais enriquecido ($-26,7 \pm 0,1\text{‰}$), quando comparado com FOD que foi de ($-27,2 \pm 0,9 \text{‰}$) (Tabela 3).

Avaliando a composição isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ em 100 cm de solo, houve o enriquecimento desse isótopo com o aumento da profundidade em ambas as fisionomias (Figura 13A). Entretanto, apenas a FES apresentou diferença estatística (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) entre os valores da camada superficial (0 a 10 cm) com mais profundos (50 a 100 cm) (Figura 13A). Entre as camadas do solo até 100 cm, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ variaram entre $-27,0$ a $-25,7\text{‰}$ para a FES e de $-28,0$ a $-26,3\text{‰}$ para a FOD. As médias de $\delta^{13}\text{C}$ encontradas nos solos entre as fisionomias foram similares entre a FES ($-26,4 \pm 0,2\text{‰}$) e ($-26,7 \pm 0,7\text{‰}$) para FOD (Figura 13A), com exceção das camadas superficiais dos solos (0 a 10 cm), que apresentaram valores mais enriquecidos de ^{13}C na FES do que em FOD.

Na amostragem de 0 a 30 cm a FES apresentou solos mais enriquecidos em $\delta^{15}\text{N}$ quando comparado com a FOD, havendo diferenças significativas (ANOVA *Twoway*, $p < 0,05$) para todas as camadas de solo avaliadas (Tabela. 3). Na amostragem de 0 até 100 cm de solo houve o empobrecimento de $\delta^{15}\text{N}$ com o aumento da profundidade para a FES, variando de $8,3$ a $5,6\text{‰}$. Para FOD houve o enriquecimento de ^{15}N com o aumento da profundidade do solo, apresentando valores de $5,5$ a $7,0\text{‰}$ (Figura 13B). A média de $\delta^{15}\text{N}$ foi significativamente (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) maior na FES do que na FOD na camada de 0 a 5 cm de profundidade do solo. O valor médio de $\delta^{15}\text{N}$ do solo de FES foi de $7,4 \pm 0,9 \text{‰}$, apresentando diferença (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) quando comparado com FOD que foi de $6,55 \pm 0,51\text{‰}$ (Tabela 13B).

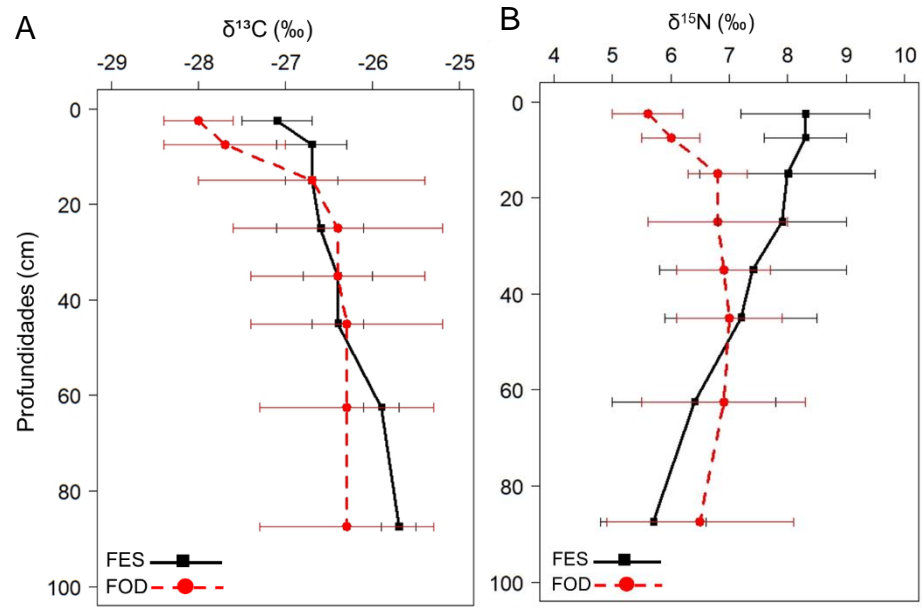


Figura 13. Composição isotópica do (A) $\delta^{13}\text{C}$ e (B) $\delta^{15}\text{N}$ do solo em amostragem de até 100 cm de profundidade em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e Floresta Estacional Semidecidual (FES) da Mata Atlântica, no Rio de Janeiro. Para cada tipo florestal e profundidade foram utilizadas 5 amostras para obtenção da média.

Tabela 3. Comparações dos valores das médias gerais dos atributos das camadas de 0 a 30 cm do solo amostrados em Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 20 para cada fisionomia utilizando-se amostragem das camadas de 0 a 30 cm e camada do solo. Letras diferentes representam diferença significativa ($p < 0,05$) entre as fisionomias. (*) Representa a soma dos estoques entre as camadas do solo. (**) Representa uma Anova fatorial em que há interação entre o atributo do solo e as variáveis fisionomia e camada do solo. Atributos do solo: Densidade aparente do solo (g/cm^3), pH, concentração de carbono e nitrogênio (g/Kg), razão C/N, estoque de carbono e nitrogênio (Mg/ha), composição isotópica do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$). Valores em negrito significam as médias entre as camadas 0 a 30 cm.

Tipo Florestal	Camadas (cm)	Densidade (g/cm^3)	pH**	C (g/kg)**	N (g/kg)**	C/N	C (Mg/ha)	N (Mg/ha)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)**	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)**
FES	0-5	1,1 ± 0,1a	5,3 ± 0,5a	21,5 ± 6,7b	1,8 ± 0,6b	13,6 ± 1,0a	11,2 ± 2,8b	1,0 ± 0,2b	-26,9 ± 0,2ab	8,5 ± 0,9a
FOD	0-5	0,9 ± 0,1b	4,5 ± 0,4c	29,1 ± 8,0a	2,7 ± 1,6a	13,2 ± 2,7a	13,2 ± 2,8a	1,2 ± 0,5a	-28,0 ± 0,4c	5,6 ± 0,9c
FES	5-10	1,2 ± 0,1a	5,1 ± 0,5ab	15,4 ± 4,9c	1,3 ± 0,4bc	13,5 ± 1,0a	9,0 ± 2,2a	0,8 ± 0,2a	-26,7 ± 0,2a	8,6 ± 0,8a
FOD	5-10	1,0 ± 0,1b	4,4 ± 0,3c	21,0 ± 6,4b	1,8 ± 0,6b	13,3 ± 1,7a	10,5 ± 2,9a	0,9 ± 0,8a	-27,4 ± 0,9b	6,5 ± 1,7b
FES	10-20	1,3 ± 0,1a	4,8 ± 0,5ab	11,6 ± 3,7cd	1,0 ± 0,3c	13,1 ± 1,8a	15,2 ± 4,2a	1,4 ± 0,5a	-26,6 ± 0,2a	8,6 ± 0,8a
FOD	10-20	1,1 ± 0,2b	4,5 ± 0,3c	15,6 ± 3,9c	1,3 ± 0,3bc	13,2 ± 1,5a	16,6 ± 4,1a	1,5 ± 0,3a	-26,8 ± 0,9ab	6,9 ± 0,5b
FES	20-30	1,4 ± 0,1a	4,7 ± 0,4ab	10,0 ± 3,0d	0,8 ± 0,2c	13,9 ± 1,1a	14,1 ± 3,9a	1,2 ± 0,3a	-26,5 ± 0,3a	8,4 ± 1,0a
FOD	20-30	1,2 ± 0,2b	4,5 ± 0,3c	12,5 ± 3,6cd	1,0 ± 0,3c	13,0 ± 1,7b	14,2 ± 3,4a	1,2 ± 0,4a	-26,5 ± 0,8a	7,1 ± 0,8b
FES	0-30	1,2 ± 0,2a	4,9 ± 0,5a	14,6 ± 6,5b	1,2 ± 0,5b	13,6 ± 1,2a	49,4 ± 2,8b*	4,3 ± 0,3b*	-26,7 ± 0,1a	8,5 ± 0,8a
FOD	0-30	1,0 ± 0,2b	4,5 ± 0,3b	19,5 ± 8,5a	1,7 ± 1,1a	13,2 ± 1,8a	54,4 ± 2,5a*	4,8 ± 0,2a*	-27,2 ± 0,9b	6,5 ± 0,9b

Com a análise granulométrica das amostras entre 0 a 10 cm de profundidade, foi possível observar que o teor de areia foi significativamente maior na Floresta Estacional Semidecidual (FES) do que na Floresta Ombrófila Densa (FOD), em ambas as camadas avaliadas. O teor de areia médio na FES foi de $72,8 \pm 1,1\%$ e para FOD $51,2 \pm 2,1\%$ (Tabela 4). Ao contrário, quando avaliado os teores de argila e silte, esse foi significativamente (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) menor nos fragmentos de FES e maiores na FOD (Tabela 4).

Tabela 4. Comparações dos valores das médias gerais das frações granulométricas (areia; argila e silte (%)) entre camadas de 0 a 10 cm do solo amostrados em Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 20 para cada fisionomia e camada do solo. Letras diferentes representam diferenças significativas entre as fisionomias ($p < 0,05$). Valores em negrito significam as médias das camadas 0 a 10 cm.

Tipo Florestal	Camadas (cm)	Areia (%)	Argila (%)	Silte (%)
FES	0-5	$73,6 \pm 10,7a$	$22,1 \pm 9,6a$	$4,2 \pm 1,1b$
FOD	0-5	$54,2 \pm 12,1b$	$33,1 \pm 9,6b$	$12,6 \pm 6,4a$
FES	5-10	$72,0 \pm 12,6a$	$23,9 \pm 11,4b$	$4,2 \pm 1,1b$
FOD	5-10	$51,2 \pm 10,9b$	$34,4 \pm 9,2a$	$14,4 \pm 6,2a$
FES	0-10	$72,8 \pm 1,1a$	$23,0 \pm 1,3b$	$4,2 \pm 0,0b$
FOD	0-10	$51,2 \pm 2,1b$	$34,4 \pm 0,9a$	$14,4 \pm 1,3a$

6.2 Relações entre a composição elementar e isotópica do solo com seus atributos físicos

O estoque de carbono (Mg/ha) apresentou relação significativa positiva com o teor de silte. O aumento de silte proporcionou um aumento no estoque de carbono no solo de FES (Figura. 14A). Enquanto que a FOD não apresentou relação entre o silte e o estoque de carbono no solo ($R^2 = 0,01$; $p = 0,24$) (Figura 14A). O estoque de nitrogênio (Mg/ha) apresentou relação positiva e significativa para ambos os tipos florestais, entretanto o estoque de nitrogênio nos fragmentos de FES responderam melhor o aumento do teor de silte do que a FOD (Figura 14B).

O carbono e nitrogênio (g/kg) no solo apresentou relação positiva e significativa com ambos os tipos florestais com teor de silte, nos fragmentos de FES essa relação

apresentaram uma melhor resposta do aumento de silte no solo com aumento de C e N do que na FOD (Figura 14A e B).

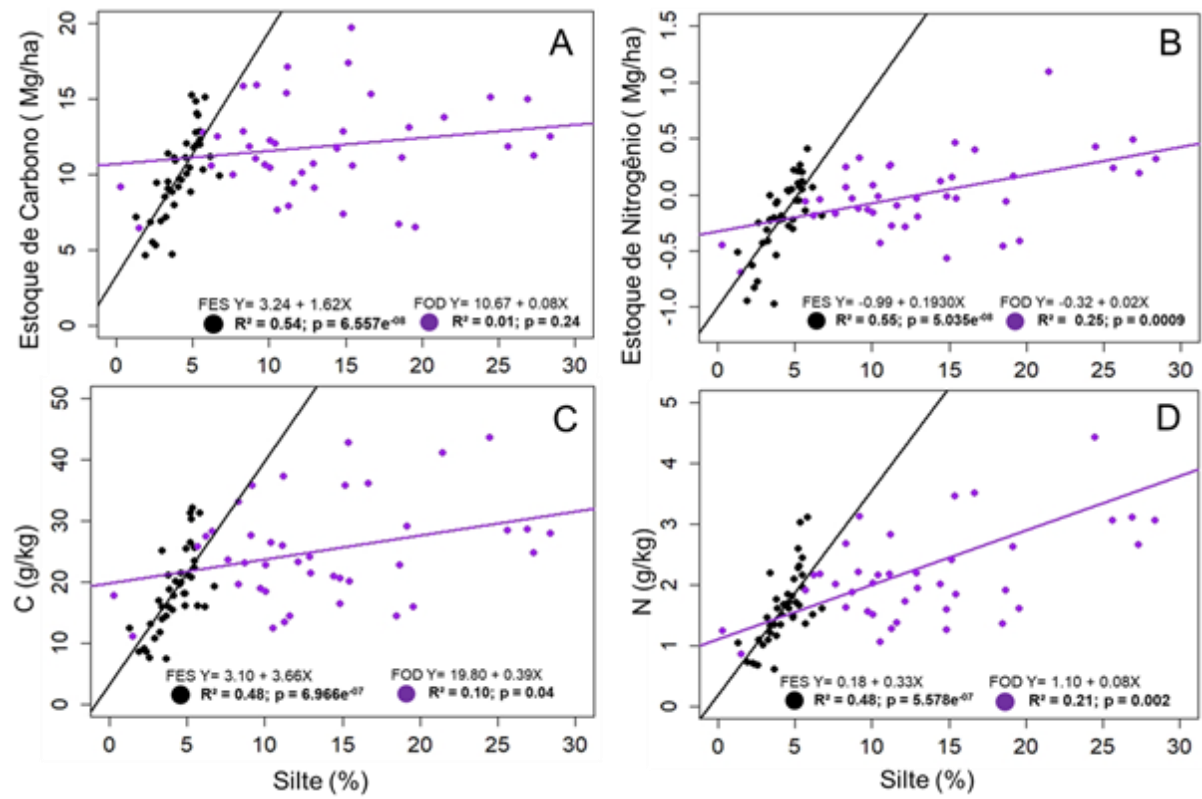


Figura 14. Relação das variáveis do solo (A) Estoque de carbono (Mg/ha), (B) Estoque de Nitrogênio (Mg/ha), as concentrações de (C) C (g/kg) e (D) N (g/kg) com o teor de silte (%) dos diferentes tipos florestais; (Preto) fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES e (Roxo) fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 40 (0 a 10 cm) para cada tipo florestal avaliado. (B) Os Valores do eixo Y sofreram transformações para logaritmo para atenderem as premissas da regressão linear.

A razão C/N apresentou uma associação negativa e significativa com o silte para o tipo florestal FOD. Entretanto, não houve relação com tipo florestal FES (Figura 15).

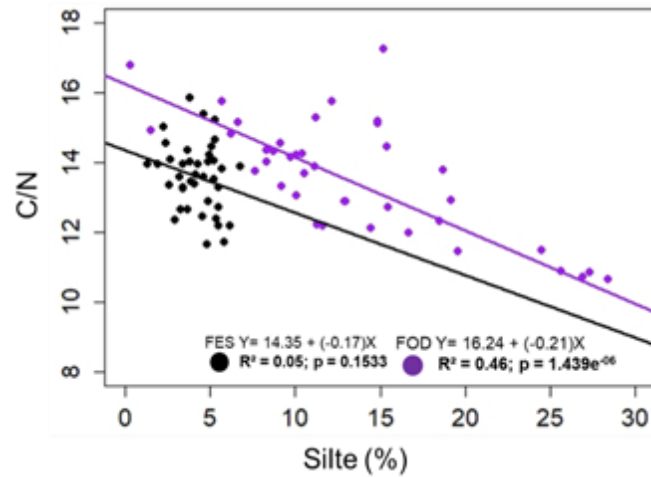


Figura 15. Relação das variáveis do solo, C/N com o teor de silte (%) dos diferentes tipos florestais; (Preto) fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES e (Roxo) fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 40 (0 a 10 cm) para cada tipo florestal avaliado.

O $\delta^{13}\text{C}$ do solo apresentou uma relação com o teor de areia (%) negativa e significativa para FOD. Entretanto, esse comportamento não foi observado para tipo florestal FES, que não apresentou nenhuma relação entre as variáveis (Figura 16A). A FES apresentou uma relação negativa e significativa entre o teor de areia (%) e o $\delta^{15}\text{N}$ do solo, enquanto que FOD não apresentou relação entre as variáveis analisadas (Figura 16B).

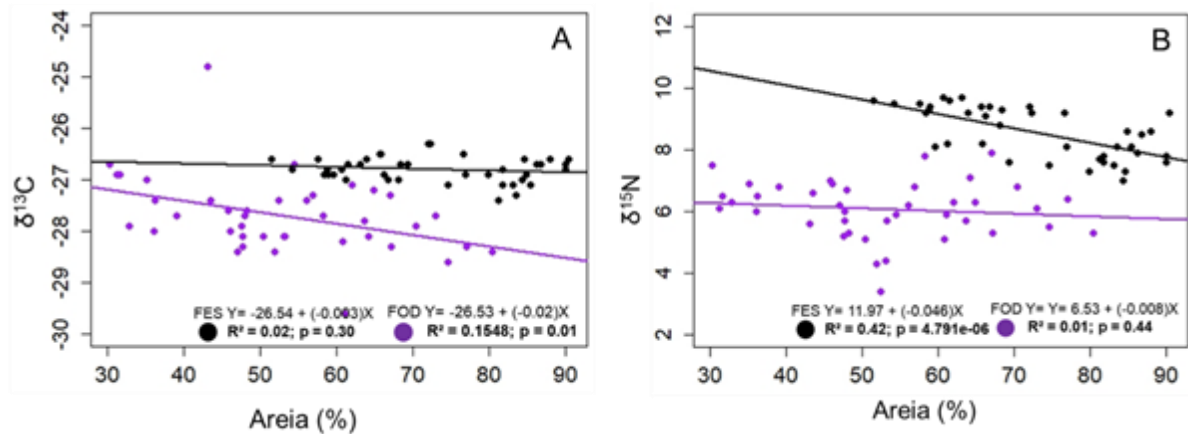


Figura 16. Relação das variáveis do (A) $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e (B) $\delta^{15}\text{N}$ (‰) com o teor de areia (%) dos diferentes tipos florestais; (Preto) fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES e (Roxo) fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 40 (0 a 10 cm) para cada tipo florestal avaliado.

6.3 Relações entre os atributos do solo e os tipos florestais

Observando o diagrama de ordenação da ACP (Figura 17), em relação aos fragmentos florestais estudados, o eixo 1 indicou 59,4% da variância e o eixo 2 com 25,5% da variância, os quais juntos representam 85% da variação total dos dados. Através da ACP foi possível observar a separação de dois grupos no eixo 1, com fragmentos de FES sendo separados da FOD pelos seus atributos mais fortemente correlacionados com o referido eixo, indicando assim, a existência de diferenças nos atributos estudados entre os tipos florestais.

No eixo 1, os fragmentos da FES foram separados devido à alta correlação positiva da densidade do solo, os valores de pH, enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$ no solo e o teor de areia elevado nessas florestas. Enquanto os fragmentos de FOD foram agrupados por uma correlação negativa pelas variáveis como as concentrações de carbono e de nitrogênio, que apresentaram maiores teores nesse tipo florestal. O menor enriquecimento de $\delta^{13}\text{C}$ e os maiores valores de argila+silte nesses solos superficiais. No Eixo 2 da PCA não foi possível observar uma nítida separação dos fragmentos nas duas fisionomias estudadas (Figura 17). E a razão C/N foi similar no solo entre as duas florestas.

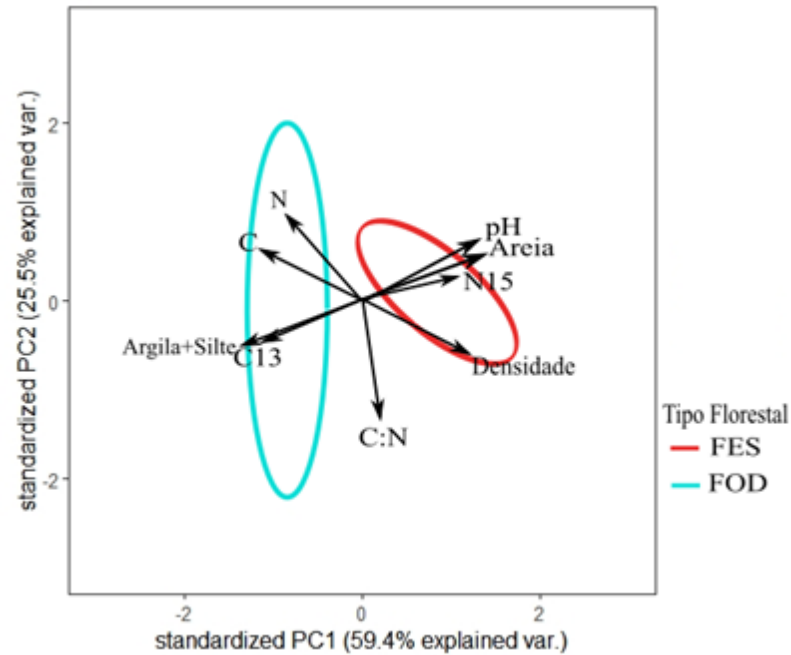


Figura 17. Biplot da análise de componentes principais (ACP) dos fragmentos localizados na mata atlântica, onde foi amostrado nas fisionomias Floresta Ombrófila Densa (FOD) (Azul) e Floresta Estacional Semidecidual (FES) (Vermelho). Projeção das variáveis: C= carbono; N= nitrogênio; C/N= Razão de carbono por nitrogênio, pH= concentração de íons de hidrogênio (H^+); Densidade aparente do solo; $\delta^{13}C$ = Isótopo de carbono treze; $\delta^{15}N$ = Isótopo de nitrogênio quinze; Teor de areia; e Teor de Argila+silte.

6.4 Efeitos do tipo florestal na necromassa fina

A concentração de C na necromassa fina total e suas frações, mostraram-se similares entre os tipos florestais para FES e para FOD (Tabela 5). Independentemente do tipo florestal, os valores de concentração de C estiveram assim distribuídos em relação as frações da necromassa fina: folhas > galhos finos > resto. Sendo a fração resto, com menor concentração de C e apresentando diferença significativa (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) em relação as frações folhas e galhos finos (Tabela 5).

A necromassa fina revelou diferença entre os tipos florestais. O N em FES foi maior do que em FOD (Tabela 5). As concentrações de N nas frações folhas, galhos finos e resto mostraram diferença significativa entre os tipos florestais (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$), apresentando maiores concentrações na FES do que nessas frações em FOD. Ambos os tipos florestais evidenciaram valores de N entre as frações da necromassa fina na seguinte ordem: folhas > restos > galhos finos. As frações folhas e resto apresentaram mais N do que a fração galhos finos, em ambos os tipos florestais.

O C/N da necromassa fina apresentou diferença significativa (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) entre os tipos florestais, em que FOD foi maior do que em FES (Tabela. 5). As razões C/N da fração folhas foram diferentes entre os tipos florestais, enquanto que galhos finos e o resto indicam diferenças significativas (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$), os maiores valores de C/N foram observados em FOD do que em FES. A razão C/N entre as frações da necromassa fina em FES e FOD se distribuíram na seguinte ordem: galhos finos > restos > folhas, e em geral apresentaram diferença estatística significativa entre si (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) entre elas, enquanto que em FOD, a fração galhos finos foi diferente de folhas e resto (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$).

Tabela 5. Comparações das médias gerais das concentrações de C e N (g/kg) e da relação C/N das amostrados de necromassa fina e suas frações, em Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 40 para cada fisionomia e fração da necromassa fina. Letras minúsculas diferentes representam diferença estatística menor que $p < 0,05$ entre as fisionomias. Letras maiúsculas diferentes representam diferença estatística menor que $p < 0,05$ entre as frações da necromassa fina.

Tipo Florestal	Frações	C (g/kg)	N (g/kg)	C/N
FES	Folhas	419 ± 9,7 aA	21,1 ± 1,6 aA	23,2 ± 1,9 bB
	Galhos Finos	416 ± 7,7 aA	15,2 ± 1,6 aB	32,1 ± 3,5 aA
	Restos	383 ± 26 aB	21,3 ± 3,1 aA	21,1 ± 2,0 aC
	Necromassa fina	406 ± 23 a	19,2 ± 3,3 a	25,5 ± 5,4 a
FOD	Folhas	419 ± 13 aA	20,0 ± 2,7 bA	24,8 ± 3,4 aB
	Galhos Finos	419 ± 8,8 aA	13,0 ± 2,1 bB	38,7 ± 7,1 bA
	Restos	379 ± 32 aB	18,7 ± 3,1 bA	24,1 ± 3,1 bB
	Necromassa fina	405 ± 28 a	17,2 ± 4,1 b	29,2 ± 8,3 b

O estoque de carbono na necromassa fina foi significativamente (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) maior na FES (1370,4 ± 365,7 kg/ha) do que na FOD (942,7 ± 287,4 kg/ha). As frações folhas e galhos finos apresentaram maiores estoques de carbono na FES do que FOD, enquanto a fração resto mostrou-se ter valores similares de carbono entre os tipos florestais (Figura 18). Na FES, as frações folhas e galhos finos apresentaram estoques de carbono similares e significativamente (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$), maiores do que a fração resto (Figura 15). Diferentemente da FES, o tipo florestal FOD apresentou diferença estatística (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$), entre as três frações avaliadas, mostrando uma distribuição na ordem de maior estocagem de carbono: Folhas > Galhos Finos > Restos (Figura 18).

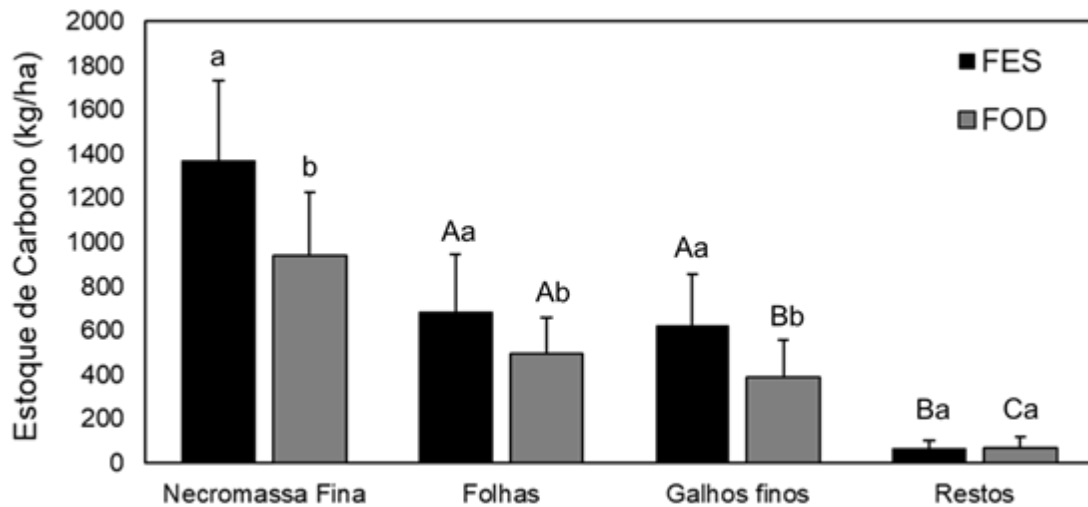


Figura 18. Comparações das médias dos valores de estoque de carbono (kg/ha) das amostrados de necromassa fina e suas frações (folhas, galhos finos e restos), em Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 40 para cada fisionomia e fração da necromassa fina. Letras minúsculas diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as fisionomias. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as frações da necromassa fina.

A FES apresentou um maior estoque de nitrogênio na necromassa fina ($60,6 \pm 16,7$ kg/ha) do que a FOD ($38,3 \pm 10,5$ kg/ha). As frações folhas e galhos finos apresentaram maiores estoques de nitrogênio na FES do que FOD, enquanto que a fração resto mostrou-se ter valores similares de nitrogênio entre os tipos florestais (Figura 19). Na FES, a fração folha e galhos finos apresentaram estoques de nitrogênio similares e significativamente (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) maiores do que a fração resto (Figura 19). Tanto na FES como na FOD, ambos tipos florestais apresentaram diferença estatística (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$), entre as três frações avaliadas, mostrando uma distribuição na ordem de maior estocagem de nitrogênio: Folhas > Galhos Finos > Restos (Figura 19).

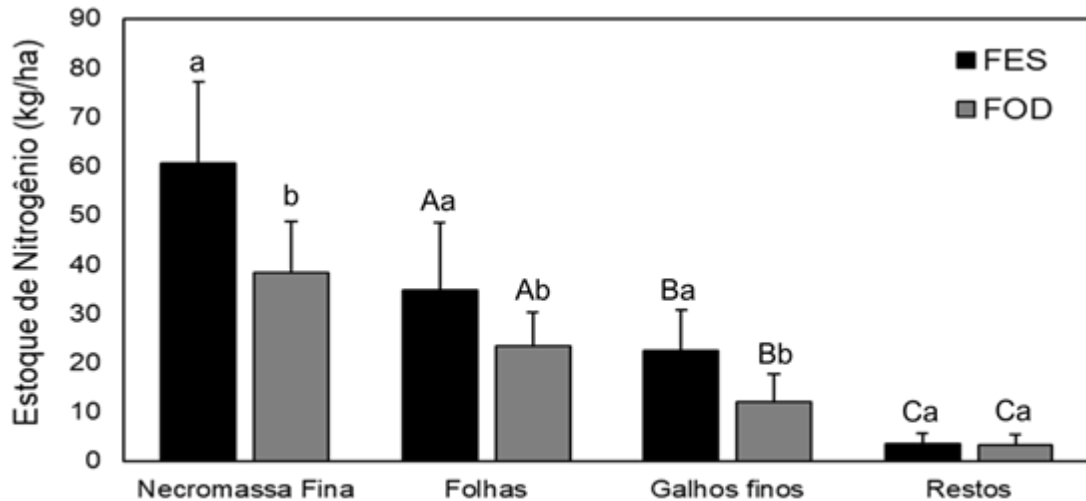


Figura 19. Comparações das médias dos valores de estoque de nitrogênio (kg/ha) das amostrados de necromassa fina e suas frações, em Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 40 para cada fisionomia e fração da necromassa fina. Letras minúsculas diferentes representam diferença estatística menor que $p < 0,05$ entre as fisionomias. Letras maiúsculas diferentes representam diferença estatística menor que $p < 0,05$ entre as frações da necromassa fina.

Os valores do $\delta^{13}\text{C}$ apresentaram diferenças estatísticas significativas (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$), entre os tipos florestais em ambos as frações da necromassa fina. Todas as frações da necromassa fina foram mais enriquecidas em ^{13}C na FES (Necromassa Fina = $-28,7 \pm 0,6 \text{‰}$) do que na FOD (Necromassa Fina = $-30,5 \pm 0,6 \text{‰}$) (Figura. 20A). Entre as frações, a FES apresentou uma sequência de valores de enriquecimento em ^{13}C : Galhos Finos > Restos > Folhas, sendo que as frações galhos finos e resto foram mais enriquecidos de ^{13}C do que folhas. Em FOD, essa sequência manteve-se similar à de FES: Galhos Finos > Restos > Folhas, entretanto não houve diferença significativa (ANOVA *Oneway*, $p > 0,05$), entre as frações avaliadas (Figura 20A).

Em relação ao $\delta^{15}\text{N}$, observou-se diferença estatística significativa (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) em todas as frações da necromassa fina entre as duas florestas, sendo na FES mais enriquecidas em ^{15}N (Necromassa Fina = $6,3 \pm 1,4 \text{‰}$) do que em FOD (Necromassa Fina = $2,1 \pm 1,3 \text{‰}$) (Figura 20B). Em ambos os tipos florestais, as frações apresentaram uma sequência de valores de enriquecimento em ^{15}N : Folhas > Restos > Galhos Finos. Em ambos os tipos florestais, foram observadas diferenças estatísticas significativas (ANOVA *Oneway*, $p < 0,05$) entre as frações da necromassa fina, em que folhas e resto foram mais enriquecidos em ^{15}N do que a fração galhos finos (Figura 20B).

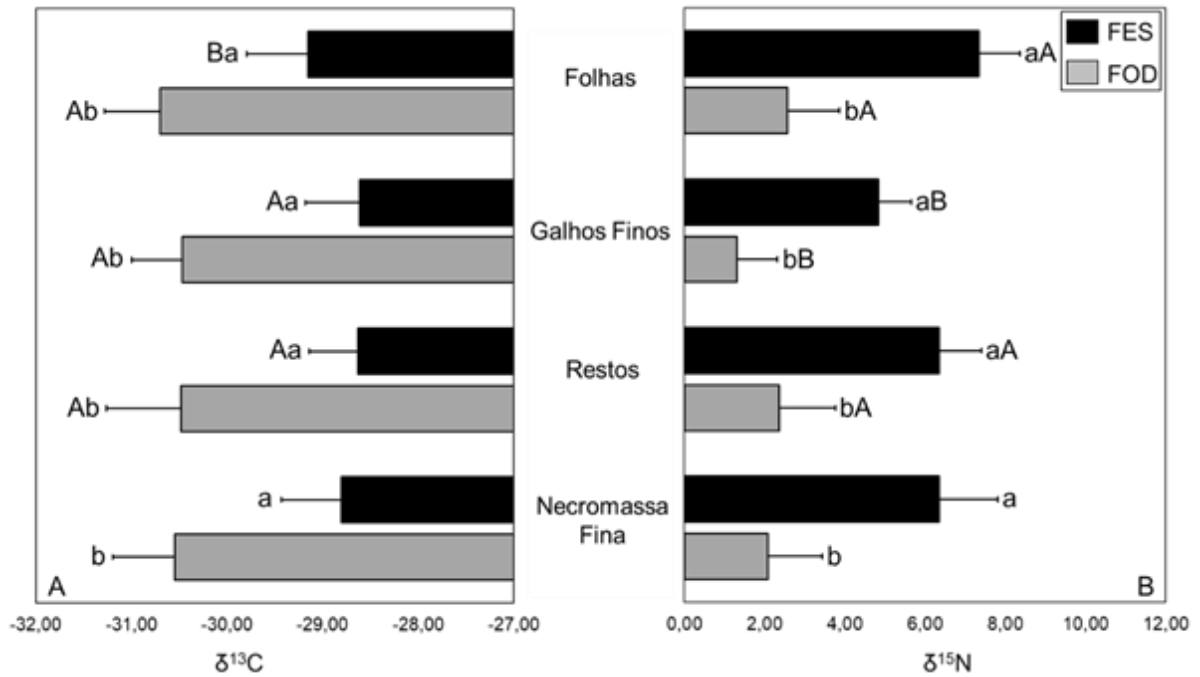


Figura 20. Comparações das médias dos valores de (A) $\delta^{13}\text{C}$ e (B) $\delta^{15}\text{N}$ das amostrados de necromassa fina e suas frações, em Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 40 para cada fisionomia e fração da necromassa fina. Letras minúsculas diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as fisionomias. Letras maiúsculas diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as frações da necromassa fina.

6.5 Efeito do tamanho dos fragmentos sobre os atributos do solo

Ao comparar o efeito do tamanho dos fragmentos em dois tipos florestais com a variável pH do solo, observou-se uma fraca relação negativa significativa para FOD, em que o pH diminuía com aumento do tamanho dos fragmentos florestais. Entretanto, tal efeito não foi observado para FES (Figura 21A).

Não foi observado relação significativa das variáveis C e N (g/kg) e o tamanho dos fragmentos da FOD e FES (Figura 21B e C). A Razão C/N apresentou relação positiva significativa com tamanho dos fragmentos de ambos os tipos florestais, sendo mais fortes para os fragmentos da FOD quando comparado aos da FES em que os valores de C/N aumentaram com o tamanho dos fragmentos (Figura 21D).

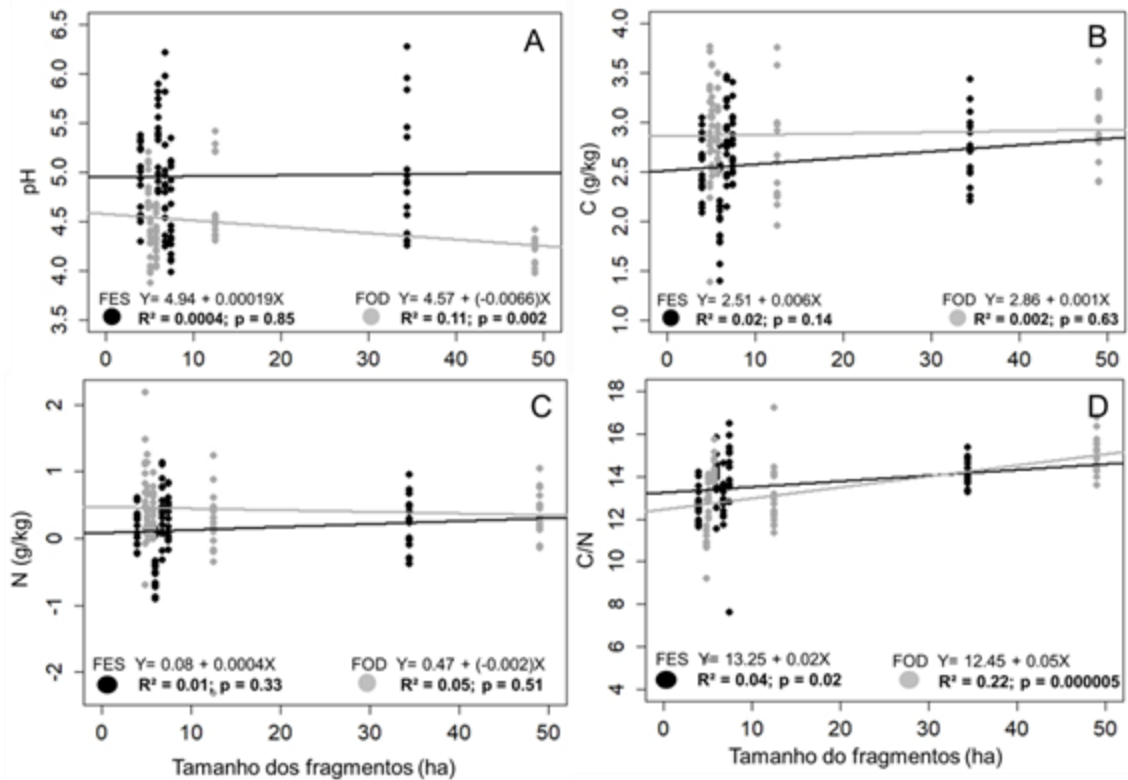


Figura 21. Relação das variáveis do solo (A) pH, (B) C (g/kg), N (g/kg) e C/N com o tamanho (ha) dos fragmentos em diferentes tipos florestais; (Cinza) cinco fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e (Preto) cinco fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES). O número amostral é de 16 (0 a 30 cm) para cada fragmento florestal avaliado. Valores do eixo X foram transformados para raiz quadrada. Os Valores do eixo Y das variáveis (B) e (C) sofreram transformações logarítmicas para atender as premissas da regressão linear.

O estoque de carbono não apresentou nenhuma relação significativa para a FOD e tendeu aumentar com tamanho do fragmento para o tipo florestal FES ($R^2=0,03$; $p=0,07$) (Figura 22A). Também não houve relação entre o estoque de nitrogênio e o tamanho dos fragmentos em ambos os tipos florestais (Figura 22B).

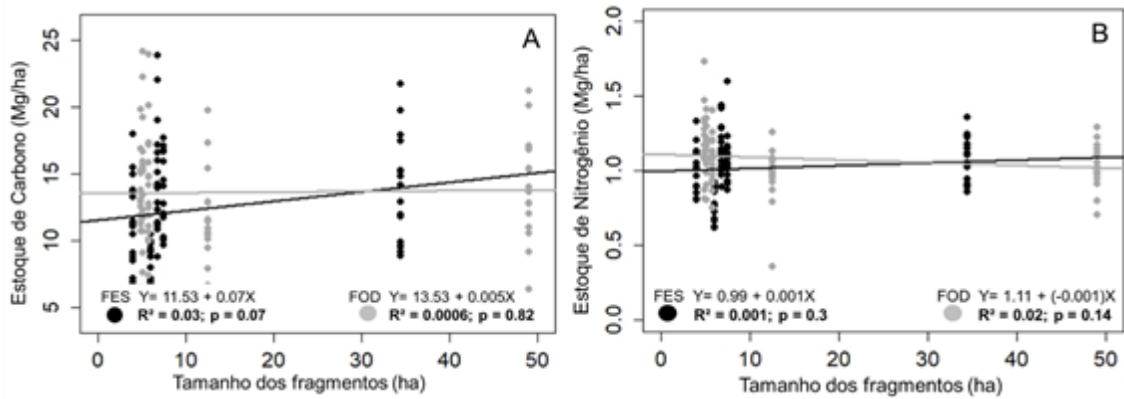


Figura 22. Relação das variáveis do solo (A) Estoque de carbono (Mg/ha) e (B) Estoque de Nitrogênio (Mg/ha) com o tamanho (ha) dos fragmentos em diferentes tipos florestais; (Cinza) cinco fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e (Preto) cinco fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES). O número amostral é de 16 (0 a 30 cm) para cada fragmento florestal avaliado. Valores do eixo X foram transformados para raiz quadrada. Os Valores do eixo Y das variáveis (B) sofreram transformações para raiz quadrada para atender as premissas da regressão linear.

O $\delta^{13}\text{C}$ apresentou relação fraca negativa e significativa para os fragmentos da FOD ($R^2 = -0,06$; $p = 0,02$), ou seja, o aumento do tamanho dos fragmentos resultou em valores isotópicos mais negativos (Figura 23A). A FES não apresentou nenhuma relação entre o $\delta^{13}\text{C}$ e o aumento do tamanho dos fragmentos (Figura 23A).

Houve relação fraca positiva e significativa entre o $\delta^{15}\text{N}$ e o aumento dos fragmentos da FOD ($R^2 = 0,11$; $p = 0,002$), entretanto não foi visto nenhuma relação para o tipo florestal FES (Figura 23B).

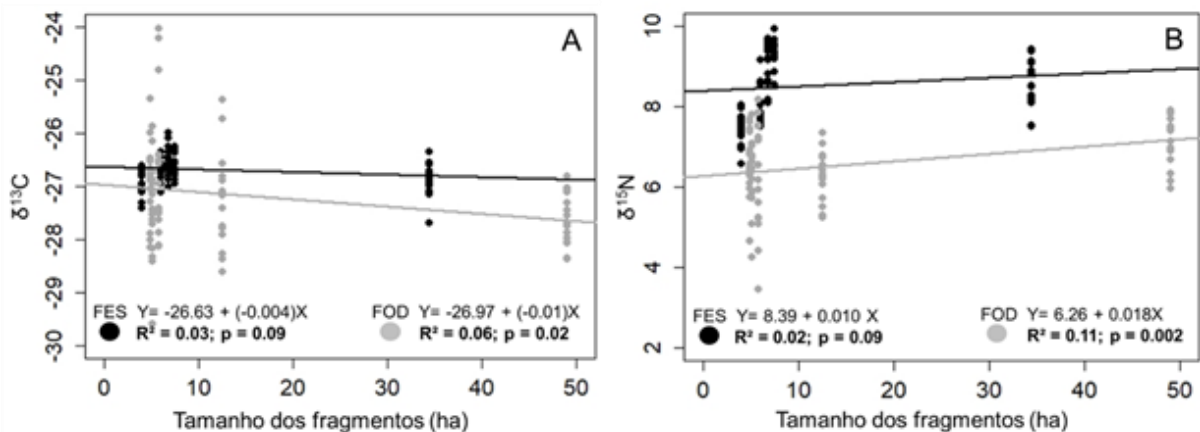


Figura 23. Relação das variáveis do solo (A) $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e (B) $\delta^{15}\text{N}$ (‰) com o tamanho (ha) dos fragmentos em diferentes tipos florestais; (Cinza) cinco fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e (Preto) cinco fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES). O número amostral é de 16 (0 a 30 cm) para cada fragmento florestal avaliado. Valores do eixo X foram transformados para raiz quadrada.

6.6 Efeito do tamanho do fragmento sobre o C e N elementar e isotópico da necromassa fina

A concentração de carbono (%) da necromassa fina total ao ser relacionado com o tamanho dos fragmentos de ambos os tipos florestais, apresentou na FES e FOD uma relação negativa (Figura 24A; Anexo X). Em relação a concentração de N, apenas a FOD apresentou relação negativa com a variável tamanho dos fragmentos (Figura 24B; Anexo X). A relação C/N na FOD apresentou relação fraca positiva e na FES negativa com o tamanho dos fragmentos florestais (Figura 24C).

Entre as frações da necromassa fina, foi possível observar que na fração folha mostrou-se relacionar a concentração de C (%) com o tamanho dos fragmentos em ambos os tipos florestais (Tabela 6). Tanto em FES como em FOD apresentaram uma relação negativa significativa entre o C (%) e o tamanho dos fragmentos, em que o aumento do tamanho do fragmento resulta na diminuição da concentração (Tabela 6). A concentração de N (%) entre as frações da necromassa fina, apenas a FOD apresentou relação negativa significativa com as frações folha e resto e o tamanho dos fragmentos (Tabela 6). A razão C/N apresentou relação significativa negativa para FES e positiva para FOD na fração folha (Tabela 6). A fração resto em FOD mostrou uma relação significativa e positiva com tamanho dos fragmentos, em que o aumento dos fragmentos na fração resto houve o aumento da razão C/N (Tabela 6).

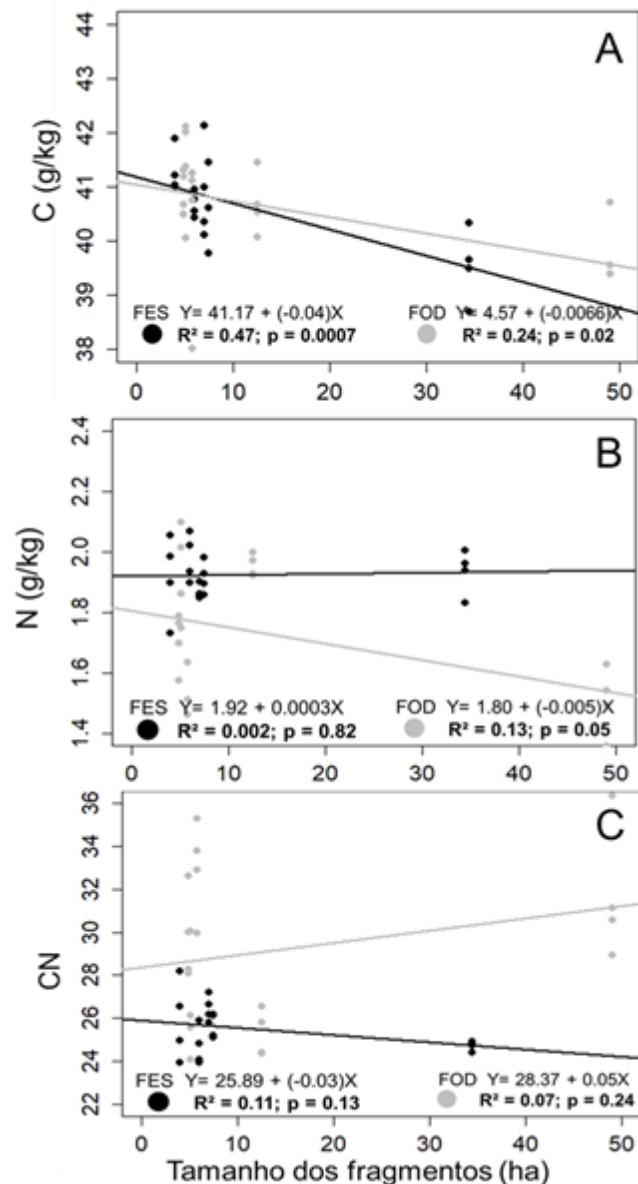


Figura 24. Relação da concentração C (%) (A), nitrogênio (%) (B) e C/N na necromassa fina com o tamanho dos fragmentos (ha) em diferentes tipos florestais; (Cinza) cinco fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e (Preto) cinco fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES). O número amostral é de 4 para cada tipo florestal fina avaliada. Valores do eixo X foram transformados para raiz quadrada. Os Valores do eixo Y das variáveis (C) sofreram transformações logarítmicas para atender as premissas da regressão linear.

O estoque de carbono e nitrogênio (kg/ha) da necromassa fina total ao ser relacionado com o tamanho dos fragmentos de ambos os tipos florestais, apresentou na FES uma relação negativa e significativa em que o aumento do tamanho do fragmento resultou em uma necromassa com menores estoques de carbono e nitrogênio (Figura 25A e E). Em relação a FOD, o estoque de C e N da necromassa fina não apresentaram relações com o tamanho dos fragmentos estudados (Figura 25A e E; Anexo X).

Foi avaliado as relações dos estoques de C e N das frações da necromassa fina (folhas, galhos finos e resto) e o tamanho dos fragmentos de FES e FOD. O estoque de C e N (kg/ha) na fração folha em FES mostrou-se diminuir com o aumento do tamanho dos fragmentos, enquanto que em FOD não houve efeito entre as variáveis (Figura 25B e F; Anexo X). A fração galho, em relação aos seus estoques de C e N, não foi encontrado relação com a variável tamanho dos fragmentos em ambos os tipos florestais (Figura 25C e G). O estoque de C e N na fração resto apresentou relação oposta da encontrada para a necromassa fina em FES, os estoques de C e N aumentaram significativamente com aumento do tamanho dos fragmentos, entretanto na FOD não houve relação entre as variáveis (Figura 25D e H; Anexo X).

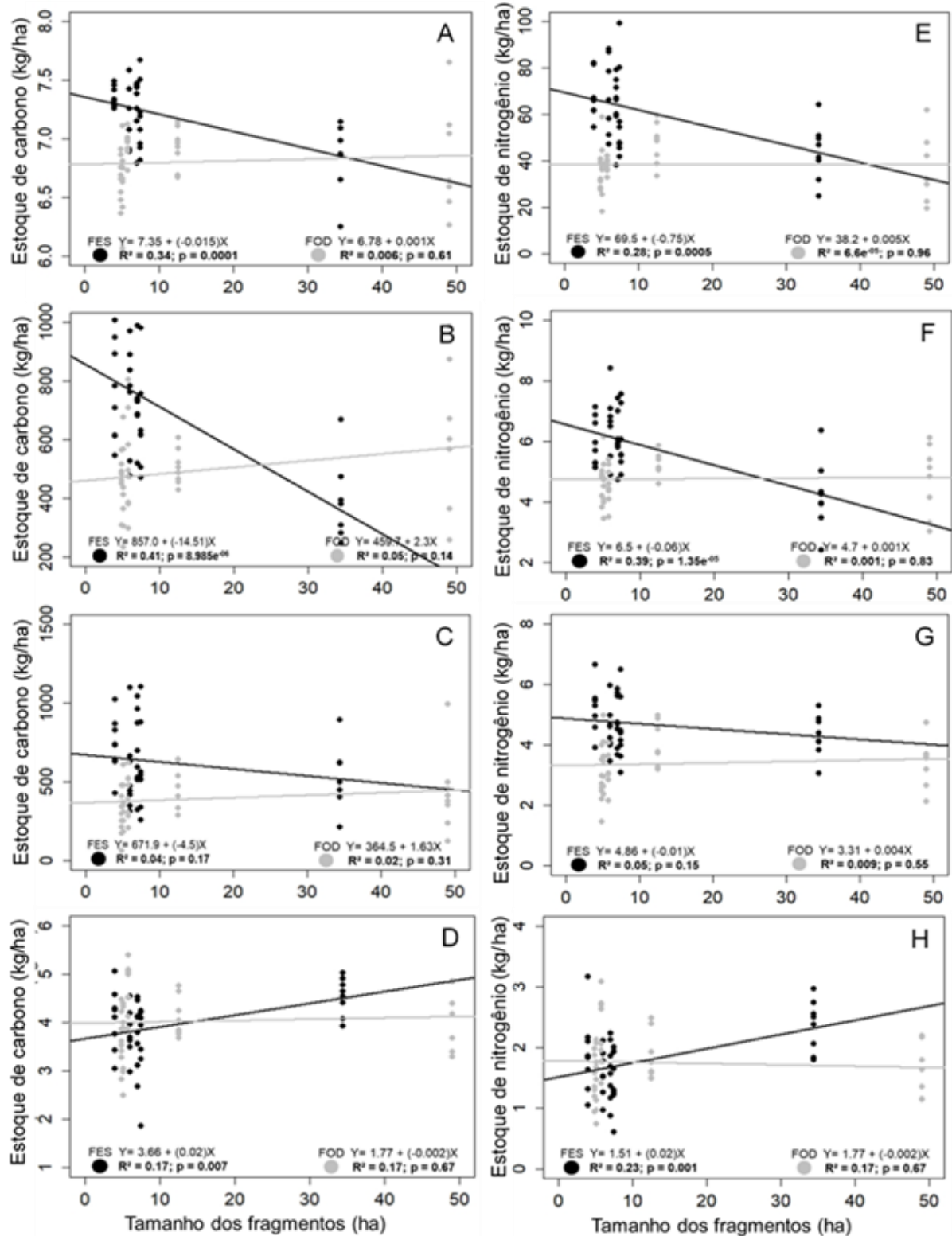


Figura 25. Relação do estoque de C na necromassa fina (A), folhas (B), galhos finos (C) e Restos (D) e o estoque de nitrogênio na necromassa fina (E), folhas (F), galhos finos (G) e Restos (H) com o tamanho (ha) dos fragmentos em diferentes tipos florestais; (Cinza) cinco fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e (Preto) cinco fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES). O número amostral é de 40 para cada fração da necromassa fina avaliada. Valores do eixo X foram transformados para raiz quadrada. Os Valores do eixo Y das variáveis (A e D) sofreram transformações logarítmicas e (F, G e H) em raízes quadráticas para atenderem as premissas da regressão linear.

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ na necromassa fina apresentaram uma relação fraca e positiva apenas com o tipo florestal FOD e o tamanho dos fragmentos em ambas as frações da necromassa fina (Figura. 26A). Em relação ao $\delta^{15}\text{N}$, em FES houve uma relação negativa, enquanto que em FOD, o $\delta^{15}\text{N}$ aumentou com o aumento dos fragmentos (Figura 26B). Avaliando as frações da necromassa fina e os valores de $\delta^{13}\text{C}$, apenas o tipo florestal FES apresentou relação na fração resto e o tamanho dos fragmentos (Tabela 6).

O $\delta^{15}\text{N}$ apresentou relações significativas com o tamanho dos fragmentos em todas as frações de ambos os tipos florestais (Tabela 6). A fração folha em FES apresentou uma relação negativa, enquanto que FOD apresentou uma relação positiva (Tabela. 6). A fração galhos finos e resto apresentaram o mesmo comportamento que a fração folha em relação a ambos os tipos florestais, onde FES apresentou relação negativa e FOD positiva entre as variáveis (Tabela 6).

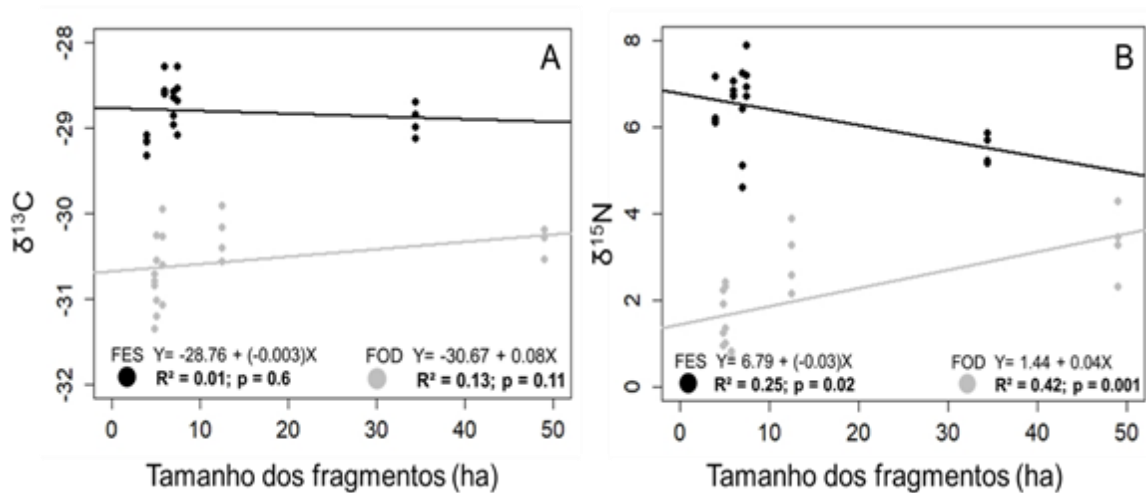


Figura 26. Relação dos valores de Delta (A) $\delta^{13}\text{C}$ e (B) $\delta^{15}\text{N}$ na necromassa fina com o tamanho dos fragmentos (ha) em diferentes tipos florestais; (Cinza) cinco fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e (Preto) cinco fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES). O número amostral é de 4 para cada tipo florestal fina avaliada. Valores do eixo X foram transformados para raiz quadrada. Os valores do eixo Y de ambos os tipos florestais da variável (B) sofreu transformação de raiz quadrática para atender as premissas da regressão linear.

Tabela 6. Relações entre a composição elementar e isotópica das frações da necromassa fina (folha, galhos finos e resto) com o tamanho dos fragmentos amostrados em Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Ombrófila Densa (FOD). O número amostral é de 40 para cada fração. A tabela apresenta a (equação da reta), o (R^2) e o valor de (p) das regressões lineares. Atributos das frações da necromassa fina: Concentrações de carbono e nitrogênio (%), razão C/N, composição isotópica do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$). Valores do eixo X foram transformados para raiz quadrada. Os Valores do eixo Y referente razão C/N das frações folha e galhos finos e $\delta^{15}\text{N}$ da fração galhos finos sofreram transformações de raízes quadráticas para atender as premissas da regressão linear.

Tipo Florestal	Frações	C (%)	N (%)	C/N	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
FES	Folhas	Y= 42.4 + (-0.04)X R²=0.26; p= 0.0007	Y= 2.1 + 0.002X R²=0.03; p= 0.27	Y= 4.8 + (-0.005)X R²=0.09; p= 0.05	Y= -29.3 + 0.01X R²=0.05; p= 0.15	Y= 7.8 + (-0.04)X R²=0.26; p= 0.0006
FOD	Folhas	Y= 42.6 + (-0.04)X R²=0.32; p= 0.0001	Y= 2.1 + (-0.007)X R²=0.20; p= 0.003	Y= 4.9 + (0.006)X R²=0.11; p= 0.03	Y= -30.8 + 0.009X R²=0.07; p= 0.09	Y= 1.8 + 0.04X R²=0.42; p= 4.632e⁻⁰⁶
FES	Galhos finos	Y= 41.8 + (-0.02)X R²=0.12; p= 0.02	Y= 1.5 + (-0.0002)X R²=0.0002; p= 0.92	Y= 5.7 + (-0.001)X R²=0.003; p= 0.72	Y= -28.6 + (-0.004)X R²=0.008; p= 0.56	Y= 2.3 + (-0.007)X R²=0.19; p= 0.004
FOD	Galhos finos	Y= 42.0 + (-0.01)X R²=0.04; p= 0.18	Y= 1.3 + (-0.0003)X R²=0.0005; p= 0.88	Y= 6.2 + (-0.0006)X R²=0.0003; p= 0.91	Y= -30.6 + (-0.006)X R²=0.04; p= 0.17	Y= 0.8 + 0.01X R²=0.25; p= 0.0009
FES	Restos	Y= 39.2 + (-0.07)X R²=0.11; p= 0.04	Y= 2.1 + (-0.001)X R²=0.004; p= 0.68	Y= 21.5 + (-0.001)X R²=0.03; p= 0.28	Y= -28.4 + (-0.01)X R²=0.17; p= 0.008	Y= 7.3 + (-0.03)X R²=0.14; p= 0.02
FOD	Restos	Y= 38.5 + (-0.04)X R²=0.04; p= 0.18	Y= 2.0 + (-0.009)X R²=0.22; p= 0.002	Y= 22.5 + 0.11X R²=0.31; p= 0.0001	Y= -30.6 + (-0.01)X R²=0.04; p= 0.22	Y= 1.7 + 0.04X R²=0.30; p= 0.0002

7. DISCUSSÃO

7.1 Efeito do tipo florestal na composição elementar do solo

Na FOD as concentrações de C e N nos solos superficiais (0 a 30 cm) foram maiores que os valores encontrados em FES. A diferença observada nas camadas superficiais é uma resposta direta da proximidade com a biota acima do solo e consecutivamente afetam de forma desigual o perfil do solo (LUIZÃO *et al.*, 2004; RUMPEL & KÖGEL-KNABNER, 2011). A diferença na concentração desses elementos pode ser influência do tipo florestal, dos processos ecossistêmicos, das condições climáticas e da textura do solo (LUIZÃO *et al.*, 2004; VIEIRA *et al.*, 2011; WIESMEIER *et al.*, 2019). As variações climáticas condicionadas as FES e FOD podem influenciar na concentração de nutrientes nas camadas superficiais do solo (JOBÁGY & JACKSON, 2000). A chuva nas áreas de FES são mais concentradas em um período do ano, enquanto que em FOD a chuva é distribuída o ano todo (VELOSO *et al.*, 1991; IBGE, 2012). O fator climático, o tipo de solo mais argiloso e a contribuição de uma maior área basal em FOD, resultam em ambientes que retêm uma maior umidade na necromassa próxima ao solo (Tabela 7). Tais fatores afetam o processo de decomposição e conseqüentemente a liberação de C e N para solo (AERTS, 1997; KRISHNA & MOHAN, 2017). Estudos em florestas tropicais observou que o processo de decomposição pode ser acelerado devido ao aumento da umidade (AERTS, 1997). A decomposição da necromassa é maior em FOD do que em FES, processo observado a partir da maior respiração heterotrófica vinda dessa MO (Tabela 7). Dessa forma, os tipos florestais desse estudo influenciam de forma direta na concentração de C e N nos solos, além do papel fundamental da textura do solo, que estabelece na retenção dessa MO.

Os valores das concentrações (0-30 cm) de C e N (g/kg) em FES e FOD estão dentro da faixa reportada para Mata Atlântica e florestas tropicais (Tabela 8). Os estudos abordados na Tabela. 8 vêm ressaltando o papel que tipo florestal, clima e a textura do solo na concentração do C e N do solo. Silva (2017) estudando FOD em Santa Catarina, em diferentes altitudes, observou o papel do clima no aumento do teor desses elementos no solo. Os estudos realizados em FES, apresentaram valores semelhantes ao desse trabalho (Tabela 8). Já o papel da textura do solo pode ser observado em um trabalho realizado em Santarem, na Amazonia, onde solos considerados muito argilosos apresentaram valores de C e N elevados (NARDOTO *et*

al., 2008). Estes estudos reforçam a compreensão dos achados desse estudo entre esses tipos florestais.

As concentrações de carbono e nitrogênio em FES e FOD apresentaram o mesmo comportamento de diminuir com o aumento da profundidade do solo. Martins (2010) estudando numa FOD no parque Serra do Mar, observou o teor de C e N diminuir entre as camadas do solo, o C (média: 0-30 cm= 62; 0-100 cm= 45) e o N (média: 0-30 cm= 4,5; 0-100 cm= 3,1). Um estudo em FES no Espírito Santo, apontou o mesmo comportamento, o C (média: 0-30 cm= 13,3; 0-100 cm= 10) e o N (média: 0-30 cm= 2,1; 0-100 cm= 1,8) (CARVALHO *et al.*, 2017). Diferentes autores relataram esse padrão de diminuição das concentrações de C e N com a profundidade nos solos baseados na atividade microbiana, matéria orgânica, proximidade com a necromassa e a textura do solo (LUIZÃO *et al.*, 2004; BALBINOT, 2009; MARTINS, 2010; RUMPEL & KÖGEL-KNABNER, 2011; BRITO *et al.*, 2012; GUARESCHI *et al.*, 2014). De acordo com Rumpel & Kögel-Knabner (2011), a MOS presente nos subsolos é mais antiga e mais processada, de origem microbiológica e não de tecido vegetal, e conseqüentemente apresentam menores teores desses nutrientes. Diferente das camadas mais profundas do solo, a camada superficial estabelece um maior contato com a necromassa vegetal, conseqüentemente têm um maior aporte de nutrientes (GUO & GIFFORD, 2000). Além disso, considerando a relação positiva que geralmente é observada entre o teor de argila do solo e a quantidade de matéria orgânica (JOBÁGY & JACKSON, 2000; LUIZÃO *et al.*, 2004; BERENQUER *et al.*, 2014; FIGUEIREDO, 2016; TIAN, 2017), a diferença no teor de argila entre as camadas pode refletir o achado desse trabalho.

A relação C:N é uma importante ferramenta para compreender a decomposição da matéria orgânica do solo, consecutivamente um indicativo da variação do funcionamento dos ecossistemas (AERTS, 1997; NARDOTO & BUSTAMANTE, 2003; BRADY & WEIL, 2012). Os valores da relação C:N foram similares entre os tipos florestais nas camadas de 0 a 20 cm, entretanto, as camadas de 20 a 30 cm em FES apresentaram diferença nos valores de C/N do solo. Essa diferença observada é corroborada com os resultados de C/N até 100 cm de solo. Outros autores estudando em regiões de FOD observaram valores próximos a desse trabalho (Tabela 8). Santos (2017) observaram nos solos do cerrado valores próximos a de 20, muito acima do que foi reportado nesse estudo. Esse resultado encontrado pelo autor é baseado nas

espécies com altos valores de C:N e na quantidade de necromassa depositada sobre o solo.

Em relação ao comportamento do C:N entre as camadas do solo, as características do solo são importantes aliadas nesse processo, permitindo que haja o decréscimo dessa razão mais ou menos acentuada (COSTA, 2004). Visto isso, a relação C:N entre as camadas do solo encontradas nesse estudo apresentaram comportamentos distintos entre FES e FOD. Em FES a razão C:N não variou em 100 cm de solo. Esse comportamento é um reflexo das características do solo dessa região, que apresentam altos teores de areia nas camadas da superficiais e um decréscimo no sub-solo (ABREU, 2013; SILVA, 2019). A areia retém pouca a matéria orgânica, dessa forma, essa MO é lixiviada para as camadas mais profundas do solo, resultando numa MO presente no sub-solo pouco decomposta (JOBÁGY & JACKSON, 2000; MARTINS *et al.*, 2010; BRADY & WEIL, 2012; BERENQUER *et al.*, 2014; FIGUEIREDO, 2016; TIAN, 2017). Silva (2017) avaliando os solos (0-100 cm) em área de Cerrado, observou que os valores de C:N apresentaram dois comportamentos entre as camadas do solo, o de aumentar e se manter e isso estava relacionado altos teores de areia e a posição topográfica. Enquanto que FOD, apresentou um decréscimo nos valores de C:N entre as camadas do solo. Esse fato ressalta a importância da textura do solo no comportamento da MOS, pois foi observado que em FOD as camadas superficiais do solo a presença teores de argila maiores do que de areias. Dessa maneira, a MO fica retida no solo superficial por mais tempo e com isso é mais decomposto, observando assim valores baixos de C:N no sub-solo.

Tabela 7. Valores médios das variáveis: Estoque da necromassa fina e grossa (Mg/ha); Respiração heterotrófica da necromassa fina e grossa ($\mu\text{gCR/gCN/min}$); Umidade da necromassa fina e grossa (%), Diversidade de espécies (H') e Área Basal ($\text{m}^2\cdot\text{ha}$) entre fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e Floresta Estacional Semidecidual (FES) na Mata Atlântica, RJ.

Variáveis	FES	FOD	Autor
Estoque de necromassa fina (Mg/ha)	6,57	4,81	Silva, 2013; Cisneiro 2015; Cyrino, 2018
Estoque de necromassa grossa (Mg/ha)	4,62	3,8	Silva, 2013; Cisneiro 2015; Cyrino, 2018
Respiração heterotrófica da necromassa fina ($\mu\text{gCR/g CN/min}$)	2,75	4,68	Silva, 2013; Cisneiro 2015; Guedes, 2018
Umidade da necromassa fina (%)	31,5	33	Silva, 2013; Cisneiro 2015; Guedes, 2018
Respiração heterotrófica da necromassa grossa ($\mu\text{gCR/g CN/min}$)	0,64	1,95	Silva, 2013; Cisneiro 2015; Guedes, 2018
Umidade da necromassa grossa (%)	26,17	24,6	Silva, 2013; Cisneiro 2015; Guedes, 2018
Diversidade (H')	3,2	3,7	Carvalho, 2005; Broggio 2018; Reis, 2019
Área basal ($\text{m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$)	22,7	31,8	Carvalho, 2005; Broggio, 2018; Reis, 2019

Tabela 8. Comparações dos valores médios de carbono e nitrogênio (g/kg) no solo em diferentes tipos florestais tropicais.

Tipo Florestal	Local	Profundidades (cm)	C (g/kg)	N (g/kg)	C/N	Tipo de Solo	Referência
Floresta Ombrófila Densa	APA do Rio São João, RJ	(0-30 cm)	19,5	1,7	13,2	Gleissolos, Latossolos e Argissolos	Este estudo
		(0-100 cm)	11	1	11,9		
Floresta Estacional Semidecidual	São Francisco de Itabapoana, RJ	(0-30 cm)	14,6	1,2	13,6	Latossolos e Argissolos	Este estudo
		(0-100 cm)	10,9	0,8	13,9		
Floresta Ombrófila Densa (submontana)	APA da Dona Francisca, SC	(0-30 cm)	16,3	1,4	11	Cambissolo; Argissolo; Neossolo	Silva, 2017
		(0-100 cm)	Não possui	Não possui	Não possui		
Floresta Ombrófila Densa (Montana)		(0-30 cm)	62	4,7	12,9		
		(0-100 cm)	Não possui	Não possui	Não possui		
Floresta Ombrófila Densa (100 m altitude)	Parque Natural da Serra do Mar	(0-30 cm)	30,7	2,2	Não possui	Cambissolos	Martins, 2010
		(0-100 cm)	22	1,6	13		
Floresta Ombrófila Densa (1000 m altitude)		(0-30 cm)	60,2	4,5	Não possui	Cambissolos	
		(0-100 cm)	43	3,1	13,8		
Floresta Ombrófila Densa Submontana	Reserva Natural do Rio Cachoeira (RNRC)	(0-20 cm)	26,8	2,2	12,1	Cambissolos	Balbinot, 2009
		(0-100 cm)	19,6	1,6	11,8		
Floresta Ombrófila Densa (15 - 20 pasto abandonado)		(0-20 cm)	27,2	2,2	12,4	Cambissolos	
		(0-100 cm)	20,6	1,6	11,9		
Floresta Estacional Semidecidual	São Francisco de Itabapoana, RJ	(0-30 cm)	15,5	1,2	14,1	Latossolos e Argissolos	Pessanha, 2019
		(0-100 cm)	11,1	0,9	14,1		
Floresta Estacional Semidecidual	Santa Tereza, ES	(0-30 cm)	13,9	1,5	Não possui	Latossolos	Carvalho <i>et al.</i> , 2017
		(0-100 cm)	8,9	1,01	Não possui		
Floresta Estacional Semidecidual (Submontana)	Pinheiral, RJ	(0-20 cm)	30,7	1,1	Não possui	Cambissolos	Machado <i>et al.</i> , 2019
		(0-100 cm)	Não possui	Não possui	Não possui		
Cerrado (<i>Sensu Stricto</i>)	Planaltina, DF	(0-30 cm)	20	1,3	19,87	Latossolos	Santos, 2017
		(0-100 cm)	10,7	1	21,2		
Campinarana	Cruzeiro do Sul, AC	(0-30 cm)	6,9	0,3	Não possui	Argissolos	Brito <i>et al.</i> , 2012
		(0-60 cm)	Não possui	Não possui	Não possui		

A estocagem de C e N em solo superficial, foi maior na FOD do que na FES (Tabela 9), porém no perfil de 100 cm de solo não foi detectado diferença na estocagem de C. Outros estudos nesses tipos florestais mostraram uma tendência do estoque de C e N serem maiores nas Florestas Ombrófilas Densas do que nas Estacionais Semidecíduais (Tabela 9). De acordo com Wiesmeier *et al.* (2019), o estoque de C avaliado através de uma visão sub-regional, pode ser impulsionado pelo tipo vegetacional, clima, textura do solo e topografia. Os estudos apontados na Tabela. 9 em áreas de FOD (submontana ou de baixada), apresentaram valores de C e N estocados próximos a desse trabalho em FOD. Ainda nesse tipo florestal, os valores de estoque em ambientes de altitudes apresentavam valores elevados, quando comparado a esse trabalho. Na Amazônia, um estudo em um tipo florestal com forte sazonalidade climática, o estoque de C encontrado nos primeiros 100 cm foi em torno de 100 Mg/ha (STAHL *et al.*, 2016). Os estudos têm demonstrado que a estocagem desses elementos no solo pode estar negativamente relacionada à temperatura, e positivamente com a precipitação, visto que com o incremento destas, podem intensificar a decomposição da MOS e a respiração do solo, o que acarreta um desequilíbrio de entrada e saída do C e N entre solo e a atmosfera (MELILLO *et al.*, 2002; VIEIRA *et al.*, 2011; VILLELA *et al.*, 2012). Tais observações acima explicam o resultado observado de maior estocagem de C e N em 0 a 30 cm de solo em FOD, com maior precipitação e teor de argila do que em FES.

Os resultados observados na Tabela 9, referentes aos outros estudos de FES, foram próximo aos valores vistos nesse trabalho em FES. Santos (2008) estudando uma floresta Semidecidual submontana observou em 100 cm de solo 101 Mg/ha de C e 8,7 Mg/ha de N, enquanto que entre as camadas superficiais os valores também se aproximaram do encontrado nesse estudo. O estoque de C e N nesses solos foram a resposta na diferença do teor granulométrico e a qualidade da MO, em que entre 0 a 20 cm a (Areia= 30%; Argila= 52%) e a razão C:N foi 14 aproximadamente. Um outro estudo avaliando diferentes Florestas Estacionais Semidecíduais na costa Brasileira, observaram solos em umas das áreas com teor acima de 80% de areia nas camadas superficiais do solo, resultando em uma estocagem de C baixa quando comparado a outros solos com menos areia no solo (GOMES *et al.*, 2018).

O estoque de nitrogênio nos tipos florestais variou entre as camadas do solo, enquanto que o estoque de carbono apresentou comportamento similar entre FES e FOD. Tal variação citada refletiu em uma estocagem maior de nitrogênio em FOD do

que em FES (Mg/ha) (0-100 cm; FES= 8,2 e FOD= 10). Foi observado que a partir das camadas de 40 a 50 cm a FOD mostrou-se acumular mais nitrogênio do que FES. Esse comportamento pode ser explicado através de outros parâmetros avaliados nesse estudo, como: o comportamento da razão C:N, do pH e a textura, em 100 cm de solo, que podem ser importantes preditores da estocagem de C e N ocorrem nesses solos (PAZ *et al.*, 2016; WIESMEIER *et al.*, 2019).

A relação C/N na FOD diminuiu com a camada do solo, enquanto que em FES não sofreu variação entre as camadas do solo. De acordo com Rajj (1983), a razão C/N afeta a disponibilidade de nitrogênio no solo. Observa-se que valores de C/N baixos indicam MO rica em N, esse fato não só contribui para acelerar a decomposição, mas também no aumento da eficiência de uso do C pelos microrganismos (PARTON *et al.*, 2007; COTRUFO *et al.*, 2013; COTRUFO *et al.*, 2015; MANZONI *et al.*, 2017). Nessas condições, na FOD há um indicativo que uma importante parte do carbono em camadas profundas do solo, encontram-se retidos na biomassa microbiana, e o N liberado se mantém estocado. Além disso, um outro estudo em FOD que observou similaridade na presença de argila distribuída por igual entre as camadas do solo, este pode contribuir para o estoque de nitrogênio maior (MARTINS, 2010). Enquanto que em FES observa-se uma razão C/N que tem pouca alteração entre as camadas do solo, e uma diminuição acentuada no pH do solo. Nico *et al.* (2008) ressaltam que o pH pode afetar indiretamente a taxa de renovação de C e N no solo, fato ocorrido devido a interferência na atividade microbiana, que pode ser acelerado ou retardado pela ação do pH. De acordo com PAZ *et al.* (2016), o pH é um preditor importante para compreender o processo de C estocado.

O tipo florestal é um importante condutor para a estocagem de C e N no solo (WIESMEIER *et al.*, 2019). Fatores como a diversidade de plantas, densidade de espécies arbóreas das fitofisionomias e área basal, são indicativos de uma maior e melhor qualidade de necromassa depositada sobre solo (CARDOSO, 2006; ZHOU *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2020). A alta umidade retida nessas áreas, somadas ao efeito da deposição da necromassa e a textura do solo, proporcionam maior disponibilidade de C e N no solo e consecutivamente uma maior estocagem nos solos superficiais (VILLELA *et al.*, 2012; WIESMEIER *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2020). Dessa forma, o maior estoque de C e N nas camadas superficiais em FOD pode estar relacionado com a maior diversidade de espécies, da densidade arbórea, da respiração heterotrófica, as condições da física do solo e microclimáticas favoráveis dessa região (Tabela 8).

Tabela 9. Comparação dos valores de carbono e nitrogênio (Mg/ha) estocado nos solos em diferentes tipos florestais tropicais. (*) Representa que a amostragem de (0-30 cm) é diferente da amostragem (100 cm).

Tipo Florestal	Local	Profundidades (cm)	Estoque de Carbono (Mg/ha ⁻¹)	Estoque de Nitrogênio (Mg/ha ⁻¹)	Tipo de Solo	Referência
Floresta Ombrofila Densa	APA do Rio São João, RJ	(0-30 cm)*	54,4	4,8	Gleissolos, Latossolos e Argissolos	Este estudo
		(0-100 cm)	102,6	10		
Floresta Estacional Semidecidual	São Francisco de Itabapoana, RJ	(0-30 cm)*	49,4	4,3	Latossolos e Argissolos	Este estudo
		(0-100 cm)	100,4	8,6		
Floresta Ombrofila Densa (90 - 120 altitude)	Reserva Biologica de Cueiros, AM	(0-40 cm)	90	Não possui	Latossolo	Marques <i>et al.</i> , 2018
		(0-100 cm)	136	Não possui		
Floresta Ombrofila Densa (50 - 75 altitude)		(0-25 cm)	116	Não possui	Espodossolo	
		(0-120 cm)	240	Não possui		
Mata de Restinga		(0-30 cm)	65	3,9	Cambissolo	
		(0-100 cm)	84,85	5,1		
Floresta Ombrofila Densa (100 m altitude)	Parque Natural da Serra do Mar, RJ	(0-30 cm)	77	5,8	Cambissolo	Martins, 2010
		(0-100 cm)	195	14,1		
Floresta Ombrofila Densa (1000 m altitude)		(0-30 cm)	97	7,2	Cambissolo	
		(0-100 cm)	301	22,7		
Floresta Ombrofila Densa Submontana	Reserva Natural do Rio Cachoeira (RNRC), PR	(0-20 cm)	37,5	3,2	Cambissolo	Balbinot, 2009
		(0-100 cm)	94,3	7,8		
Floresta Ombrofila Densa (15 - 20 anos)		(0-20 cm)	44,3	3,6	Cambissolo	
		(0-100 cm)	120,7	10,9		
Floresta Estacional Semidecidual	São Francisco de Itabapoana, RJ	(0-30 cm)	38,1	3,1	Latossolo e Argissolo	Pessanha, 2019
		(0-100 cm)	107,4	8,6		
Floresta Estacional Semidecidual Submontana	Santa Tereza, ES	(0-30 cm)	45,8	4,4	Argissolos, Latossolos e Cambissolos	Carvalho <i>et al.</i> , 2017
		(0-100 cm)	91,6	9,9		
Floresta Semidecidual submontana	Colorado do Oeste, RO	(0-30 cm)	64,1	4,6	Argisolo e Cambissolo	Santos, 2008
		(0-100 cm)	101,06	8,7		
Floresta Amazônica	Guiana Francesa	(0-20 cm)	53	2,9	Latossolos e Argissolos	Stahl <i>et al.</i> , 2016
		(0-100 cm)	90,6	6,7		

7.2 Efeito do tipo florestal na composição isotópica do solo

O $\delta^{13}\text{C}$ da MOS além de estar associado aos processos físicos, químicos e biológico do solo, refletem a vegetação que originou a MO (MARTINELLI *et al.*, 2009). Um estudo avaliando o $\delta^{13}\text{C}$ da vegetação de diferentes tipos vegetacionais do Brasil, observou-se que a variação dos dados nas florestas sempre verde era maior, quando comparado com uma floresta Estacionais (MARTINELLI *et al.*, 2020). Entretanto, os valores das medianas desses dois tipos florestais foram próximos entre si (MARTINELLI *et al.*, 2020). As diferenças encontradas nos valores do $\delta^{13}\text{C}$ do presente estudo entre os tipos florestais podem estar relacionadas a vários fatores, entre eles: capacidade fotossintética de cada espécie, a restrição hídrica no solo, a irradiância e características específicas de cada área (MARTINELLI *et al.*, 2009; VITORIA *et al.*, 2016; TEIXEIRA, 2017; VITORIA *et al.*, 2018).

A FES apresenta ambientes com restrições hídricas durante um período do ano e uma maior disponibilidade de luz entre os diferentes extratos vegetais (VELOSO *et al.*, 1991; VILLELA *et al.*, 2006; IBGE, 2012; ABREU, 2013). Os valores maiores do $\delta^{13}\text{C}$ em FES podem ser atribuídos a capacidade fotossintética distintas preponderante das espécies, que apresentam aparato fotossintético que são capazes de maximizar o ganho de C nos períodos de seca e refletir no aumento de $\delta^{13}\text{C}$ nas folhas (CHABOT & HICKS, 1982; EAMUS & PRIOR, 2001; SANTIAGO *et al.*, 2004). Um outro fato importante é que ambientes que apresentam maior exposição de espécies vegetais ao sol, tendem a apresentar valores maiores de $\delta^{13}\text{C}$ (MARTINELLI *et al.*, 2009; VITORIA *et al.*, 2016). Além disso, através de observações em campo, as áreas de FES apresentaram sobre o solo uma alta quantidade de concha marinha. A presença de conchas marinhas sobre o solo pode ser um fator contribuinte para os valores de $\delta^{13}\text{C}$ encontrando nessas áreas (ALMEIDA, 2011). De acordo com Hendry e Kalin (1997) e Calippo (2010), as conchas são formadas por carbonato de cálcio e seus valores isótopo variam desde 3,0‰ a -1,4‰, além de influenciarem no pH do solo. Esses são possíveis mecanismos capazes de afetar a composição isotópica da vegetação e conseqüentemente da MOS. Dessa forma, outros estudos são necessários entre esses ambientes para assim entender o real efeito do tipo florestal sob a biomassa-necromassa e principalmente no solo.

Em relação ao $\delta^{13}\text{C}$, os valores obtidos referentes ao perfil de 100 cm de solo, mostraram que ambos os tipos florestais apresentaram enriquecimento em ^{13}C nas

camadas do solo mais profundas (0-5 e 75-100 cm) (FES= -27,5‰ e -25,7‰; FOD= -28,0‰ e -26,7‰). De acordo com FARQUHAR *et al.* (1982), os valores de carbono isotópico entre -20 e -34‰ são indicativos que a presença de plantas C₃ que são as principais responsáveis pela MO nesses solos. Quando não há vestígio de mudança no tipo de vegetação nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre perfil do solo, a MOS tende a ser enriquecida nas camadas mais profundas (MARTINELLI *et al.*, 2009).

Os maiores valores do $\delta^{13}\text{C}$ com aumento da profundidade foram observados em tipos florestais semelhantes e aos estudados em outros biomas (NARDOTO, 2005; MARTINS, 2010; SILVA, 2017) Este resultado é consequência direta de diferentes mecanismos, entre eles: (1) o processo de decomposição, assimilação do ^{12}C pelo microorganismo e o substrato torna-se enriquecido de ^{13}C ; (2) a eluviação da MO ao longo do perfil do solo ligada a textura do solo, contribuindo para o acúmulo de material enriquecido nas camadas profundas; (3) solos mais antigos apresentam MO antiga e enriquecida de ^{13}C (MARTINELLI *et al.*, 2009; WANG *et al.*, 2015).

Apesar do $\delta^{13}\text{C}$ entre as camadas do solo apresentarem o mesmo comportamento em ambos os tipos florestais, há indícios de que o mecanismo de enriquecimento dessas florestas seja diferente. No perfil de 100 cm de solo em FES, os valores de C/N sofreram poucas variações, enquanto que o teor de argila aumentou significativamente com aumento da profundidade (SILVA, 2019). Esse fato indica que a pequena parte de argila nas camadas superficiais são importantes para adsorção da MO, que ao migrar para as camadas mais profundas, carregam partículas enriquecidas de ^{13}C (MARTINELLI *et al.*, 2009; LIU *et al.*, 2014; JESUS, 2017). A migração e ou redeposição pode ser ação da eluviação da MO ao longo do perfil do solo, consequência de fatores como alto teor de areia nesses solos nas camadas superficiais (SILVA, 1995; QUESADA *et al.*, 2010). Em estudos sobre as variações das propriedades do solo na Amazônia, observou-se solos com alto teor de areia na superfície, contribuindo assim para a lixiviação, que ocasionam o transporte e enriquecimento de minerais e matéria orgânica para o sub-solo (SILVA, 1995; QUESADA *et al.*, 2010).

Na FOD o enriquecimento de ^{13}C entre as camadas mais profundas do solo está associado à qualidade da MO e ao tempo de exposição desse material no meio. Os solos de FOD apresentaram valores de C/N que decresceram significativamente com a profundidade do solo (Figura 9B) (FOD= 13,3 e 11,9). A relação C/N pode ser usada como indicativo da qualidade da matéria orgânica e se essa MO é de origem

vegetal ou microbiano (HUANG *et al.*, 1996; WALLANDER *et al.*, 2003; CONEN *et al.*, 2008; RUMPEL & KÖGEL-KNABNER, 2011). Estudos mostraram que o decréscimo da C/N no perfil do solo pode estar ligado a mudança da origem do substrato e ao maior processamento da MO pela ação dos microrganismos (BOSTRÖM *et al.*, 2007; CONEN *et al.*, 2008; RUMPEL & KÖGEL-KNABNER, 2011). Balbinot (2009) avaliando o solo de FOD observou esse mesmo comportamento do $\delta^{13}\text{C}$ e o decréscimo da C/N, atribuindo o enriquecimento a maior decomposição de MO. Nas florestas em que a MO encontra-se exposta por mais tempo na biota do solo, estas podem ser mais decompostas, além disso é possível que há presença de MO oriunda de microrganismo, sendo mais enriquecido de ^{13}C .

O efeito do tipo florestal na composição isotópica do N nos solos superficiais, analisados por uma ótica global, comparando florestas tropicais e temperadas, observou-se que as florestas tropicais, em geral, são enriquecidas em ^{15}N , e locais onde N é abundante em ambientes tropicais e quando comparadas com outras florestas tropicais em que o N parece ser limitante (MARTINELLI *et al.*, 1999). Nardoto *et al.* (2008) observaram que a variação do $\delta^{15}\text{N}$ no solo, em uma escala espacial relativamente pequena e sob o mesmo clima, refletia as diferenças na dinâmica do N e que outras variáveis além do clima e do solo seriam capazes de influenciar na ciclagem desse elemento. Em um estudo local em FOD de diferentes altitudes em Santa Catarina, na floresta submontana observou-se $\delta^{15}\text{N}$ nos solos superficiais de 6,7‰ e nas áreas de montana 5,9‰ (SILVA, 2017). Silva (2017) aponta essa diferença nos resultados como causa da: (1) declividade das áreas de montana, que provoca a renovação da necromassa e do solo constantemente, ou ação da erosão hídrica, que podem tornar o $\delta^{15}\text{N}$ do solo mais empobrecido. (2) O retorno de N da necromassa para solo com maior rapidez, em que MOS reflete o empobrecimento do $\delta^{15}\text{N}$ da necromassa e ou (3) a influência das maiores temperaturas na submontana pode favorecer a desnitrificação e com isso aumentando o $\delta^{15}\text{N}$ desses solos. Martins (2010) avaliando o $\delta^{15}\text{N}$ em solos de florestas de diferentes altitudes (0 m= 2,0‰; 100 m= 5,6‰; 1000 m= 4,6‰), correlacionou esses valores com a textura do solo, no potencial de desnitrificação e na diferença de ambientes mais secos e outros mais úmidos. As florestas de restinga (0 m) apresentam alto teor de areia e eram empobrecidas em ^{15}N , enquanto que nas áreas de (100 m) a floresta apresenta maiores teores de argila e são enriquecidas de ^{15}N . A diferença obtida entre as florestas de (100 m) e (1000 m) estava relacionado ao fato do ambiente de montana

ser mais úmido e apresentar uma desnitrificação completa, resultando valores menores de $\delta^{15}\text{N}$. Houlton *et al.* (2006), estudando a perda de N gasoso através da desnitrificação, observou-se que esse processo é um dos principais preditores das variações do isótopo de N no solo em ambientes com diferentes precipitações. Entretanto, em ambientes mais secos, o processo de desnitrificação usando o nitrato pode ocorrer de forma incompleta causando o aumento do $\delta^{15}\text{N}$, enquanto que em ambiente úmido a desnitrificação é completa, tornando os valores do $\delta^{15}\text{N}$ menores (HOULTON *et al.*, 2006).

No presente estudo foi observado solos superficiais mais enriquecidos em ^{15}N em FES do que em FOD. Diferente de Nardoto *et al.* (2008), trabalhando em solos na Amazônia, observou-se que em áreas que a argila era predominante, o enriquecimento do solo era evidenciado, e florestas sob solos arenosos tinham baixos valores do $\delta^{15}\text{N}$. E diferente dos achados de Martinelli (1999), que diz que ambientes com mais N tendem a ser mais enriquecidos em ^{15}N . Apesar dos solos de FOD serem mais argilosos e terem mais N, esse fato não influenciou no enriquecimento do solo serem maiores que FES. Alguns fatores podem estar contribuindo para diferença encontrada entre essas áreas: (1) Maior entrada de MO de origem vegetal no solo de FOD (Tabela 8); (2) em FOD os ambientes são mais úmidos e a floresta densas, com uma boa distribuição da chuva durante o ano todo, esses fatores podem influenciar na desnitrificação total e que resulta em baixos valores de ^{15}N ; (3) FES apresenta um ambiente mais quente e seco, e que possui baixa entrada MO no solo, parte dessa MO que se associa na argila é perdida sofre desnitrificação incompleta, resultando em solos mais enriquecidos ^{15}N .

Os valores do $\delta^{15}\text{N}$ nos solos entre FES e FOD mostraram comportamentos distintos entre os perfis do solo. Em FOD observou-se o enriquecimento do ^{15}N nas camadas mais profundas, enquanto que FES mostrou um comportamento inverso, apresentando os menores valores do $\delta^{15}\text{N}$ nos solos profundos. Diferentes trabalhos mostram o mesmo padrão visto em FOD para $\delta^{15}\text{N}$ nos sub-solos (NADELHOFFER & FRY, 1988; NARDOTO *et al.*, 2008; MARTINS, 2010; SILVA, 2017). Na literatura, esse processo pode ser a resposta de dois fatores: (1) constante entrada de necromassa pobre em ^{15}N nas camadas superficiais do solo e (2) quanto mais ocorre as transformações do nitrogênio orgânico para mineral no solo, mais o substrato se torna enriquecido (MARTINELLI *et al.*, 2009). De acordo com a Tabela 8, as constantes

entradas de necromassa no solo é um fator importante para os resultados observados nesse estudo em FOD.

Em FES, houve o empobrecimento do ^{15}N com aumento da profundidade do solo. Diferente dos fatores observados por MARTINELLI (2009) como causadores do enriquecimento de ^{15}N nos sub-solos, outro estudo mostra que existe diferentes processos nos quais o ^{15}N no sub-solo pode ser enriquecido ou empobrecido (NADELHOFFER & FRY, 1988; HOBBIE & OUIMETTE, 2009). Um dos mecanismos para explicar o empobrecimento dos solos profundo é o fato que a ação da lixiviação e erosão podem carrear compostos com o nitrogênio mais leve (^{14}N) (HOBBIE & OUIMETTE, 2009). A reassimilação por fungos ou estabilização de compostos de baixos valores de $\delta^{15}\text{N}$, podem ser uma explicação promissora sobre os resultados observados na FES. De acordo com Abreu (2013) e Embrapa (2018), os solos dessa região apresentam alto teor de areia nas camadas superficiais e o um bom potencial de drenagem, levando a considerar a explicação dada por Hobbie e Quimette (2009).

7.3 Relações entre os atributos do solo e os tipos florestais

O emprego da ACP nos atributos do solo entre as duas formações vegetais do bioma Mata atlântica, foi eficaz para que houvesse a separação de acordo com as variáveis analisadas. Nesse contexto, o eixo 1 destacou as correlações positivas das variáveis pH, areia, $\delta^{15}\text{N}$ e densidade com a FES e a correlação negativa em FOD das variáveis argila + silte, C, N, $\delta^{13}\text{C}$.

A textura dos solos superficiais sob vegetação de Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Ombrófila Densa (FOD) desse estudo apresentaram variações entre os tipos florestais nos teores de areia, argila e silte. Entretanto, mesmo havendo uma diferença entre os tipos florestais, essa variação não é uma consequência propriamente do tipo florestal. Um estudo realizado em uma FES no Espírito Santo observou nas camadas de solo (0-10 cm) teores semelhantes a desse estudo, visto que a porcentagem de areia foi de entre 83%, argila 11% e 6% para silte (ZANON, 2013). Diferentemente do estudo anterior, Segnini (2019) avaliando solos de FES em São Paulo, encontrou nas camadas superficiais (0-30 cm), respectivamente 58%, 34% e 8% para areia, argila e silte. Quando avaliado solos de FOD (Terras Baixas), nas camadas de 0 a 10 cm foram observados valores semelhantes ao teor de argila desse trabalho, sendo 33% representado pelo teor de

argila, 58% areia e silte 8% (MARTINS, 2010). Marques *et al.* (2016) analisaram o solo sob o efeito topográfico em FOD, e verificou que as três áreas avaliadas apresentavam tipos de solos diferentes, influenciando assim na granulometria. Nesse mesmo estudo, os solos classificados como latossolos (0 a 14 cm) apresentaram 62% de areia, 30% de argila e 8% de silte, enquanto que solos argissolos (0 a 10 cm) foram constituídos de 68% areia, 25% argila, 7% de silte e gleissolos sob FOD (submontana), verificou que as camadas superficiais apresentaram 36% de areia, 53% de argila e 11% de silte.

Nos tipos florestais do presente estudo, 60% dos solos de FES foram classificados como argissolos, enquanto os outros 40% como latossolos. Nas FOD, 60% dos solos foram representados como latossolos, 20% argissolos e 20% gleissolos. Os diferentes tipos de solo e suas características intrínsecas em relação a sua formação contribuem para granulometria (REICHERT *et al.*, 2009). Ambientes constituídos por latossolos apresentam características como solo bastante intemperizados e antigos, os argissolos possuem a presença característica de argila e o gleissolo recebe influência do lençol freático e podendo ter saturação de água por um período do ano, além do histórico de formação que gerou cada um desses solos, essas características são importantes para entendimento da formação da granulometria do solo (EMBRAPA, 2018). Dessa forma, tais fatores citados acima e os resultados são dependentes da formação do solo (pedogênese) através de perdas, adições, transformações e transporte de materiais (BRADY & WEIL, 2012) não sendo influenciada diretamente pela cobertura vegetal (SANTOS, 2007; REICHERT *et al.*, 2009; BRADY & WEIL, 2012).

A diferença encontrada nos resultados de densidade do solo entre FES e FOD nas camadas de 0 a 30 cm, é um indicativo que há o efeito da granulometria atuando entre os dois tipos florestais. Entretanto, sabe-se que as camadas superficiais do solo possuem um contato maior com a biota acima, fatores como maior deposição de necromassa, decomposição desta e fauna do solo, são contribuintes de entrada de MO no solo (LUIZÃO *et al.*, 2004; MARTINS, 2010). A MO pode alterar a densidade do solo, pois são de baixa densidade e é maior na superfície do solo, o que proporciona na diminuição da densidade do solo superficial (BRAIDA *et al.*, 2006; MARTINS, 2010). Visto isso, resultados como alto estoque e respiração heterotrófica da necromassa em fragmentos de FOD e a maior concentração de carbono nesses solos, são indicativos de entrada de MO nas camadas de solo superficial, ocasionando

a diminuição da densidade aparente do solo (SILVA, 2013; CYRINO, 2018; GUEDES, 2018). Fatores como a granulometria e MO podem contribuir para explicação da diferença significativa da densidade do solo encontrada entre os tipos florestais.

Os resultados de pH em FES são característicos de solos de tabuleiro costeiro, em que há incremento de argila nas camadas mais profundas do solo (LIMA-NETO, 2009). Com o aumento da profundidade do solo, há incremento de argila e aumento de adsorção, conseqüentemente aumenta a associação entre essas partículas do solo e os íons de H⁺, que o torna com valores de pH baixos (TIAN, 2017). Enquanto que o comportamento do pH entre as camadas do solo em FOD, predispõem de característica similares de outras FOD, que apresentam nas camadas superficiais pH baixos, alto teor de argila e uma maior entrada de MO (MARTINS, 2010).

A granulometria, a entrada de MO e a vegetação são agentes modificadores do pH do solo superficiais (FINZI *et al.*, 1998). A entrada da MO no solo é consequência da decomposição, tal processo ocasiona a liberação de ácidos orgânicos capazes de alterar o pH do solo (RUSSEL *et al.*, 2017). Russel *et al.* (2018), realizando um estudo de longa duração em uma floresta tropical, observaram que a alteração da vegetação correlacionou com a alteração do pH do solo. Determinadas espécies apresentam características que influenciam na liberação ou consumo de H⁺, alterando o comportamento do pH do solo. Visto isso, as diferenças encontradas nos valores de pH entre os tipos florestais são influência da granulometria, da entrada MO e do tipo florestal (FINZI *et al.*, 1998; RUSSELL *et al.*, 2017; TIAN, 2017; RUSSELL *et al.*, 2018).

Outros estudos utilizaram a ferramenta ACP e analisaram diferentes solos, sob tipos florestais e vegetacionais diferentes, relacionando ao gradiente latitudinal e ou no uso diferente do solo e obtiveram a separação desses atributos por áreas (MARTINS, 2010; DORTZBACH *et al.*, 2015; GIACOMO *et al.*, 2015; COSTA *et al.*, 2020). No presente estudo, observou-se que a FOD apresentou maiores concentrações de C, N, argila e foram inversamente relacionadas as variáveis densidade do solo e o teor de areia, observada com maior correlação e maiores valores em FES. Esse padrão entre as variáveis densidade do solo e C e N foi visto por Giacomo *et al.* (2015), que tinha como objetivo separar três formações vegetacionais (mata mesofítica, cerradão e cerrado sensu stricto) relacionado com os atributos físicos e químicos do solo. Também observado por Dortzbach *et al.* (2015), em um estudo afim de ver relação entre os atributos do solo em áreas de floresta e de pastagem na Mata Atlântica e por Martins (2010) através da separação das áreas

relacionados a um gradiente latitudinal na Mata Atlântica. Ambos os trabalhos explicaram que esse padrão observado entre essas variáveis, demonstram que a medida que o C e N aumenta no solo superficial com alto teor de argila, os valores da densidade aparente do solo tendem a diminuir (DORTZBACH *et al.*, 2015). Possivelmente essa relação está relacionada aos substratos orgânicos na estruturação e agregação do solo e que o maior aporte de MO pode diminuir os valores de densidade do solo (DORTZBACH *et al.*, 2015). Desta forma, a utilização dos atributos do solo como C e N, densidade e a textura, se mostraram promissores como agente dicotômico capazes de separar o tipo florestal FOD de FES.

7.4 Relações entre as composições elementares e isotópicas do solo com a granulometria

Existem diferentes componentes nos ambientes florestais capazes de influenciar direta ou indiretamente no mecanismo de estocagem de C e N no solo (WIESMEIER *et al.*, 2019). Entre os componentes, observa-se: a densidade aparente do solo, a textura do solo, pH do solo, área de superfície específica, presença de micro e macro agregados, entrada e a qualidade de MO sob o solo e a biomassa acima do solo (ALIDOUST *et al.*, 2018, WIESMEIER *et al.*, 2019). Nesse estudo, utilizou-se a textura do solo para prever que fatores podem estar relacionados com a estocagem de C e de N entre os fragmentos estudados de FES e FOD.

O teor de silte foi utilizado para prever a concentração e estocagem de C e N nos solos, pois o valor de R^2 das regressões foram superiores para essa variável. O tamanho da partícula de silte representa um intermediário entre as partículas de areia e argila e estudos tem demonstrado que este pode apresentar comportamento parecido com o da argila, enquanto outros estudos juntam o teor de argila no de silte para observar sua eficiência na retenção MO no solo (BRADY & WEIL, 2012; QUESADA *et al.*, 2020).

Nos solos de FES, os teores de silte apresentam um importante papel na capacidade de estocar o C e N dentro dessas florestas. Avaliando outros fragmentos além desses do estudo, também observou-se uma relação positiva com o teor de argila e aumento do estoque de C e N no solo (SILVA, 2019). Outros estudos em florestas tropicais já observaram essa mesma relação entre argila, silte e a concentração e o estoque de C e N no solo (PLANTE *et al.*, 2006; QUESADA *et al.*,

2020). O termo estoque de C e N traduz que a matéria orgânica está de certa forma sendo protegida contra a ação de decompositores ou da oxidação, e com isso esse material pode permanecer anos e ou décadas no solo (TELLES *et al.*, 2003; PLANTE *et al.*, 2006). Essa proteção ou estabilização da MO pode se dar através da proteção física, química e bioquímica (PLANTE *et al.*, 2006; GOMES *et al.*, 2018).

Em FOD, foi observado uma relação positiva da concentração de C e o teor de silte, entretanto o estoque não teve relação com a textura do solo. Esse resultado pode ser reflexo: (1) o C desestabilizado (desprotegido) no solo não está intimamente associado com partículas minerais do solo e não é ocluído dentro de agregados (PLANTE *et al.*, 2006); (2) entrada constante de MO no solo dos fragmentos e (3) se a concentração de C variou, porém o estoque não, esse pode estar relacionado com a densidade aparente do solo, que serve como variável para obtenção do estoque. Vale ressaltar que estudos vêm demonstrando que a utilização apenas da variável textura do solo não é o único indicador para prever a estocagem de C e N no solo (PLANTE *et al.*, 2006; PAZ *et al.*, 2016; QUESADA *et al.*, 2020).

A razão C/N apresentou em ambos os tipos florestais uma relação negativa com o teor de silte no solo, ou seja, o aumento do silte diminuiu o valor de C/N. Isso indica que o silte, por ter características similares ao teor de argila, pode desempenhar o papel de retenção de MO. Além disso, o valor de C/N é uma ferramenta importante para compreensão da decomposição da matéria orgânica do solo, pois está relacionada com a qualidade MO e consecutivamente pode indicar as variações decorrentes do funcionamento dos ecossistemas (AERTS, 1997; NARDOTO & BUSTAMANTE, 2003; BRADY & WEIL, 2012).

O $\delta^{13}\text{C}$ apresentou relação negativa com o teor de areia em FOD enquanto o $\delta^{15}\text{N}$, relacionou negativamente no tipo florestal FES. Esse resultado é um indicativo de onde há maiores teores de areia em FOD, o $\delta^{13}\text{C}$ é menor, refletindo uma possível entrada de MO recente no solo (MARTINELLI *et al.*, 2009). Em relação a variação espacial do $\delta^{15}\text{N}$ no solo, esta pode fornecer informações integrativas sobre os processos de ciclagem de N do solo (CRAINE *et al.*, 2015). Em FES o teor de areia mostrou ser um bom aliado para entender a dinâmica e disponibilidade de N nesse tipo florestal. A nível de paisagem, Nardoto *et al.* (2008) observaram que florestas sob o mesmo regime de precipitação, teriam os tipos de solos como um dos principais fatores capazes de influenciar a disponibilidade de N no Brasil. No solo, as frações siltosas e argilosas são caracterizadas pelo maior tempo de residência e retenção da

matéria orgânica e, portanto, um maior grau da degradabilidade da matéria orgânica. A decomposição e as transformações que os compostos orgânicos sofrem, são favoráveis para enriquecimento do substrato no solo (CRAINE *et al.*, 2015). Sendo assim, solos mais arenosos podem ter menor quantidade de N disponível para mineralização e consecutivamente o aproveitamento da vegetação.

7.5 Efeito do tipo florestal na composição elementar e isotópica na necromassa fina

Não houve efeito do tipo florestal na concentração de C (kg/g) na necromassa fina e entre suas frações, apresentando similaridade nos valores entre FES e FOD. Entretanto, era esperado distinção entre estas já que a diferença dessa variável entre as florestas pode estar relacionada à florística, idade da floresta, sazonalidade, área de coleta e produtividade florestal, sendo capazes de influenciar a composição elementar da necromassa fina (VILLELA *et al.*, 1998; HARIDASAN, 2000; BARRETO *et al.*, 2008; LISBOA, 2010; GOMES *et al.*, 2010; CELENTANO *et al.*, 2011; DINIZ *et al.*, 2011). A concentração do C reportado para FES e FOD nesse estudo encontram-se dentro da faixa observada por outros autores que avaliaram os mesmos tipos florestais e em tipologias distintas (Tabela 10) (IPCC, 2006).

Em um estudo avaliando a ciclagem de nutrientes em florestas em diferentes altitudes (Mata de restinga, FOD baixada e FOD montana) não foi verificada diferença na concentração de C da necromassa fina entre as áreas (MARTINS, 2010). Em relação às FES, Diniz (2015) estudando duas Florestas Estacionais em diferentes estágios sucessionais, observou diferença no teor de C na necromassa fina, em que a floresta em estágio mais avançado apresentou maiores teores. Já em uma formação vegetacional diferente das reportadas acima, o estudo de Vieira *et al.* (2019) ao relacionar a textura do solo com o teor de C na necromassa fina em vegetações de cerrado, observou diferença entre os valores e atribuiu esse resultado ao solo com maior teor de argila, conseqüentemente armazenaria mais nutrientes para vegetação. Contudo, os valores reportados por Vieira *et al.* (2019) são abaixo dos encontrados nesse trabalho, e alguns autores relacionam esse padrão aos aspectos florísticos e a fertilidade dos solos, refletida nas baixas concentrações de nutrientes desse bioma (HARIDASAN, 1987; HARIDASAN, 1992). De acordo com Villela *et al.* (2006), a concentração da necromassa fina produzida em uma floresta em FES, RJ, foi de 452

kg/g, enquanto que Silva (2009) estudando fragmentos florestais em FOD no RJ, observou 465 kg/g de C nesse compartimento. O efeito do tipo florestal entre FES e FOD não afetou o compartimento de C, como era esperado, mas outros tipos florestais como cerrado, pode apresentar tal efeito relacionado a tipologia da floresta.

Quando avaliado o teor de C entre as frações da necromassa fina, a fração resto em ambos os tipos florestais apresentou menor teor de C do que as frações folhas e galhos finos. Outro estudo observou esse mesmo padrão na diferença entre as frações da necromassa fina (SCORIZA *et al.*, 2017b). Esse resultado é esperado pois a fração resto é definido como a matéria vegetal em estágio de decomposição avançada (SCORIZA *et al.*, 2017a). No decorrer do processo de decomposição da matéria orgânica, o material remanescente apresenta menor teor de nutrientes do que MO recém depositada no solo (GAMA, 2005).

A concentração de nitrogênio (kg/g) na necromassa fina foi significativamente diferente entre as florestas, onde a FES apresentou maiores valores do que FOD. Essa diferença pode ser reflexo do efeito do tipo florestal causado pela composição florística de cada ambiente e a capacidade e retranslocar o N dentro da planta. Diferente do carbono, que é um macronutriente estrutural, o nitrogênio é móvel dentro das estruturas vegetais (LARCHER, 2000). Sabe-se que as florestas estacionais semidecíduais apresentam espécies de plantas com comportamento fenológico de perder suas folhas no período de seca, levando a perdendo de 20 a 50% das folhas dos indivíduos e são denominados caducifólios (RADAM BRASIL, 1983; VELOSO *et al.*, 1991; OLIVEIRA-FILHO & FONTES, 2000; IBGE, 2012). Além das espécies caducifólios, também encontra-se as espécies denominadas perenes, que não perdem suas folhas durante o período de estiagem (RADAM BRASIL, 1983; VELOSO *et al.*, 1991; OLIVEIRA-FILHO & FONTES, 2000; IBGE, 2012). As espécies decíduas ou semidecíduas perdem suas folhas senescentes antes de retranslocar o N para as folhas jovens, enquanto que as espécies sempre verdes são mais eficientes no uso desse elemento (AERTS, 1996; SILVA, 2009; VITORIA *et al.*, 2018). Conseqüentemente, a necromassa fina produzida e depositada no solo sob a vegetação semidecídua teria maiores teores de N do que quando comparado com necromassa fina sob espécies perenes.

Outros estudos como Martins (2010), observou diferença entre mata de restinga e FOD nos teores de N na necromassa. O autor destacou que a mata de restinga são limitadas por N e que a fixação biológica desse elemento é importante

para manter a vegetação. Vieira (2019), estudando os nutrientes da necromassa fina no Cerrado em MG, observou a concentração de nitrogênio bem abaixo do que foi reportado por esse estudo. A autora relata que esse tipo de fisionomia apresenta carência de alguns nutrientes essenciais, como nitrogênio. Um estudo realizado por Villela *et al.* (2006) em uma floresta em FES no RJ, observou que a concentração de N na necromassa fina produzida foi de 20,6 kg/g, diferentemente do que observado por Silva (2009) em fragmentos de FOD, em que a necromassa produzida apresentava 18,6 kg/g de N. Dentre os diferentes fatores que afetam a concentração de N na necromassa fina, a diferença na composição florística e o potencial de retranslocação do nitrogênio entre grupos semidecíduas e perenes, é uma alternativa para a diferença obtida na necromassa fina.

Em relação às frações da necromassa fina, a fração galho apresentou menor teor de N do que as frações folhas e restos em ambos os tipos florestais. Esse resultado é esperado pois nas plantas, as folhas necessitam de grande parte de nitrogênio armazenado para os processos fotossintéticos, enquanto que os galhos são formados de fibras ricas em carbono (LARCHER, 2000; PANG *et al.*, 2020). O padrão observado pode ser confirmado por outros autores (VILLELA *et al.*, 2006; SCORIZA *et al.*, 2017b; SLOBODA *et al.*, 2017; TEIXEIRA, 2017).

A utilização dos valores de C/N é considerada um índice de qualidade da matéria orgânica, em que quanto mais baixa a relação C/N, maior será o teor de N disponível para os micro-organismos e conseqüentemente a decomposição será maior (JORDAN, 1985). Nesse estudo foi observada diferença na relação C/N da necromassa fina, em que FOD apresentou valores mais altos do que FES. Esse resultado foi observado por que a FOD apresentou menores teores de N e não se distinguiu em relação ao teor de C.

Avaliando outros estudos, a relação C/N na necromassa fina em mata de restinga apresentou valor de 30, enquanto que FOD baixada e a FOD montana apresentaram consecutivamente 23 e 25 (MARTINS, 2012). A autora relacionou essa variável como a produção e estoque da necromassa, precipitação e temperatura e observou que a qualidade da necromassa fina (FOD baixada) favorece a decomposição juntamente com outros fatores ecológicos e climáticos (MARTINS, 2010). De acordo com Aerts (1997) e Krishna e Mohan (2017), a atividade microbiana pode ser alterada de acordo com o clima, qualidade da matéria orgânica e a fauna do solo.

Tabela 10. Comparações dos valores médios de carbono e nitrogênio (g/kg) e C/N na necromassa fina em diferentes floretas tropicais.

Tipo Florestal	Local	C (g/kg)	N (g/kg)	C/N	Referência
FOD	APA do Rio São João, RJ	405	17,2	29	Este estudo
FES	São Francisco de Itabapoana, RJ	406	19,2	25	Este estudo
FOD	Itaborai, RJ	399	17,5	24	Scoriza et al., 2017
FOD Submontana	Paraná	447	20,1	Não possui	Woiciechowski; Marques 2017
Mata de Restinga		450	14	30	
FOD	Parque Natural da Serra do Mar, RJ	440	18	23	Martins, 2010
FOD montana		450	16	25	
FOM montana	General Carneiro, Paraná	379	11,9	Não possui	Caldeira et al., 2007
FOD Submontana	Silva Jardim, RJ	402	17,3	23	Borém; Ramos 2002
FES Montana	Vitória da Conquista, Bahia.	426	13,4	36	Barreto-Garcia et al., 2017
FES submontana	Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Cafundó, ES	467	19,1	Não possui	Delarmelina, 2015
FES submontana	Pinheiral, RJ	102	15,5	Não possui	Diniz et al., 2015
FES montana	Vitória da Conquista, Bahia.	457	25,9	Não possui	Silva et al., 2014
FES submontana	Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Cafundó/ES	506	17,3	30	Godinho et al., 2014
FES	Alegre, ES	521	17,5	Não possui	Caldeira et al., 2013
Cerradão		221	5,9	35	
Cerrado sensu stricto Denso	Triangulo mineiro/MG	163	3,7	37	Vieira et al., 2019

A necromassa fina é responsável por estocar importantes quantidades de C e N, representando uma importante forma de retorno dos elementos da vegetação para o solo (VITOUSEK & SANFORD, 1986; VITAL *et al.*, 2004). Nesse estudo a necromassa fina estocou mais C e N na FES do que na FOD e esse comportamento foi parecido para as frações folhas e galhos finos. De acordo com a (Tabela 8), o estoque de necromassa (Tabela 10), e a concentração de N foram maiores em FES e com isso foi observado os maiores estoques em FES. Já que o estoque de C e N nesse compartimento é resultante da relação entre a massa seca e a concentração (VITOUSEK *et al.*, 1982). De acordo com Brunn *et al.* (2014), a quantidade da necromassa sob o solo tem maior impacto do que o teor do elemento, sendo assim a diferença encontrada no estoque de C e N desse estudo reflete o maior estoque de necromassa fina em FES.

O maior volume de matéria orgânica vegetal acumulada no solo é resultante das espécies semidecíduas na FES, consecutivamente ligado ao efeito do clima e do tipo florestal. O estoque de necromassa pode ser influenciado pela densidade de indivíduos de uma área, diversidade de espécies, biomassa, a fisionomia florestal, época de coleta, temperatura e umidade, qualidade da MO e composição de microorganismo do solo (CORREIA & ANDRADE, 2008). Além disso, a respiração heterotrófica na necromassa fina foi duas vezes maior na FOD do que na FES (Tabela 10), indicando que a decomposição nessa floresta é mais rápida, o que leva a ter um menor acúmulo de massa seca sob o solo da FOD. Sendo assim, tais fatores corroboram com os resultados desse trabalho, mostrando o papel que o tipo florestal pode desempenhar no estoque de C e N na necromassa fina dentro das florestas.

Além disso, a fração folha apresentou maior estoque de C e N do que as frações galhos finos e o resto em ambos os tipos florestais. Esse achado foi observado por outros autores, que relataram que a fração folha é um componente importante para via de dos elementos minerais da vegetação para o solo (GODINHO *et al.*, 2014; BARBOSA *et al.*, 2017; HOLANDA *et al.*, 2017).

Os valores do $\delta^{13}\text{C}$ na MO vegetal condiz com o que foi reportado para as plantas C_3 , que de acordo com Farquhar *et al.* (1982), variam entre -20‰ a -34‰. Na necromassa fina, folhas, galhos e no resto a composição isotópica do carbono foi diferente entre os tipos florestais, em que a FES apresentou maior enriquecimento de ^{13}C do que em FOD. Sabe-se que as características isotópicas da necromassa é reflexo da vegetação viva acima do solo, onde transmitiria parcialmente essa informação

(CHEVILLAT *et al.*, 2005; MARTINELLI *et al.*, 2009). A causa dessa variabilidade entre as florestas pode estar relacionada a diferentes fatores que afetam a folha verde durante seu período de exposição no ambiente (OMETTO *et al.*, 2006; VITORIA *et al.*, 2018): (1) em um ambiente heterogêneo como as florestas tropicais, a diferença das folhas ao se expor a luz é um possível fator de enriquecimento do ^{13}C (OMETTO *et al.*, 2006); (2) A baixa precipitação e disponibilidade de água para as plantas realizarem os processos fotossintéticos podem acarretar alterações na composição isotópica e aumentar ^{13}C das folhas (CORNWELL *et al.*, 2018; VITORIA *et al.*, 2018) e; (3) a diferença na composição florística, em que há presença de espécies com hábitos foliares (semidecíduas e perenes), também podem ser um agente de modificação de maior ou menor fracionamento do ^{13}C (BONAL *et al.*, 2000). A diferença entre hábitos foliares entre espécies decíduas e perenes podem levar a distintas composições isotópicas, em que Bonal *et al.* (2000) observaram uma média de $-29,7\text{‰}$ para as plantas decíduas e $-31,0\text{‰}$ em perenes. Todas essas variáveis podem estar atuando em níveis diferentes dentro da floresta e afetando de maneira desigual as espécies que compõem esse ambiente (MARTINELLI *et al.*, 1998). Entretanto, a necromassa fina corresponde diferentes espécies e suas características intrínsecas em relação a fotossíntese e a composição isotópica do carbono, como também os diferentes estágios de decomposição, o que tornar difícil de distinguir a principal causa do enriquecimento do ^{13}C nessa fração de MO vegetal em FES.

Nesse trabalho, os valores do $\delta^{13}\text{C}$ referente as folhas verdes (como padrão) e a necromassa fina, encontram-se dentro da faixa reportada para as florestas tropicais (MARTINELLI *et al.*, 1998; OMETTO *et al.*, 2006; BALBINOT, 2009; MARTINS, 2010; MARTINELLI *et al.*, 2020). O estudo de Vitoria *et al.* (2018), abordou questões cruciais como a comparação de folhas verdes, entre o hábito foliar de (semidecíduas e perenes) em dois ambientes de FOD. Ainda nesse trabalho, houve uma tendência nas folhas semidecíduas serem mais enriquecidas em ^{13}C . A relação entre esses isótopos ditou que o aumento do $\delta^{15}\text{N}$ na folha está relacionado com teor de nitrogênio, que por sua vez auxilia nos processos fotossintéticos. Quanto mais nitrogênio, mais fotossíntese a folha poderia realizar. Além disso, a quantidade maior de chuva, resultou em um ambiente com menores quantidade de ^{13}C nas folhas. Esses achados por Vitoria *et al.* (2018) apoiam os resultados desse trabalho, em que FES apresenta diferentes espécies semidecíduas, e a necromassa fina desse ambiente teve maior

teor de nitrogênio elementar e isotópico, indicando que a folha verde poderia ser beneficiada do N para a realização da fotossíntese.

A necromassa fina na FES demonstrou ser mais enriquecida de ^{15}N do que a FOD. Os valores obtidos da composição isotópica N nesse compartimento vegetal em ambos os tipos florestais estão dentro da faixa reportada para as florestas tropicais (MARTINELLI *et al.*, 1999; OMETTO *et al.*, 2006; BALBINOT, 2009; SILVA, 2017; VITORIA *et al.*, 2018). De acordo com Ometto *et al.* (2006), a média do $\delta^{15}\text{N}$ na MO vegetal foi de 6‰, número próximo ao encontrado em FES desse estudo. Enquanto que Balbinot (2009) e Silva (2017) observaram valores relativamente baixos do $\delta^{15}\text{N}$ (2,4‰ e 1,4‰) na necromassa fina, sendo próximos ao encontrados em FOD desse estudo. Os valores diferentes do $\delta^{15}\text{N}$ na necromassa fina entre as florestas podem ser um indicativo de que essas plantas obtêm o nitrogênio por diferentes fontes (OMETTO *et al.*, 2006; CRAINE *et al.*, 2015).

O $\delta^{15}\text{N}$ dentro de um ambiente florestal pode auxiliar a interpretação da dinâmica do N entre a planta-necromassa-solo (CRAINE *et al.*, 2015). A necromassa fina reflete parte da composição isotópica do N das folhas verdes antes da senescência e com isso podem indicar os reservatórios de nutrientes que a vegetação está explorando, se há fixação de nitrogênio, retrotranslocação dentro da planta, a profundidade do solo do qual o N é assimilado, a forma de N do solo utilizada (N orgânico: NH_4^+ ou NO_3^-) (AMUNDSON *et al.*, 2003; MARTINELLI *et al.*, 2009; CRAINE *et al.*, 2015). Além disso, para compreensão dos valores isotópicos nas folhas, estudos usando a escala regional, o clima pode ser um ótimo aliado, enquanto que na escala local o tipo de solo (NARDOTO *et al.*, 2008).

Entre esses dois tipos florestais, existe alguns fatores que podem ser cruciais para compreender essa diferença obtida nos valores de ^{15}N na necromassa fina. Entre eles, temos: a composição florística e a presença de leguminosas, a precipitação, temperatura e a duração da seca. Na FES, a sazonalidade bem marcante, a baixa precipitação e as temperaturas mais elevadas, podem fazer com que esse ambiente possa experimentar perdas de N por diferentes caminhos (nitrificação e ou desnitrificação), tanto no solo como na própria folha (AMUNDSON *et al.*, 2003). Embora este estudo não tenha obtido e comparado as taxas de perda de N gasoso entre os compartimentos das florestas, a desnitrificação, por exemplo, é uma possível explicação que pode influenciar o ^{15}N da necromassa fina ser maior na FES do que na FOD. Além disso, há também a possibilidade da principal forma de N disponível para

as plantas na FES seja o NH_4^+ , que naturalmente é mais enriquecido em ^{15}N do que NO_3^- (HOGBERG, 1997; CRAINE *et al.*, 2015).

Na FOD, os valores do $\delta^{15}\text{N}$ na necromassa fina foram relativamente baixos, mostrando pouco enriquecimento desse compartimento. Esse tipo florestal é caracterizado por uma maior quantidade e melhor distribuição de chuva durante o ano. Esse resultado em FOD pode estar refletindo algumas condições do ambiente e da vegetação, como: (1) limitação de N e baixa disponibilidade de N (SCHUUR & MATSON, 2001); (2) principal forma de N do solo é NO_3^- , que apresenta menos ^{15}N (HOGBERG, 1997; CRAINE *et al.*, 2015); (3) atividade das plantas leguminosas e a aquisição micorrizal de N atmosférico (CRAINE *et al.*, 2015).

O estudo realizado por Ometto *et al.* (2006), em florestas da Amazonia com alto índice de chuva, mostrou valores contrastantes do $\delta^{15}\text{N}$ entre as plantas do mesmo local. Os autores indicaram essa variação como a forma de nitrogênio que é absorvido pode diferir entre as espécies ou as perdas de nitrogênio por volatilização nas folhas do dossel superior possam deixar para trás N enriquecido do $\delta^{15}\text{N}$ em relação às folhas do sub-bosque. Um outro estudo afim de averiguar a ciclagem de C e N em florestas em diferentes altitudes, observou diferença no $\delta^{15}\text{N}$ na necromassa fina da floresta (0 m), foi de aproximadamente 0,5 e a floresta (100 m) apresentou 2,5‰ (MARTINS, 2010). O maior enriquecimento na floresta de 100 m devido a maior mineralização, nitrificação e maior decomposição da necromassa fina, que libera rapidamente N para solo. Entretanto, a floresta de (0 m) foi caracterizado como ambiente limitado por N e com atividade de leguminosas fixadoras de N_2 atmosféricos. Os estudos de Silva (2017), Sousa-Neto (2017) e Martins (2010) observaram o mesmo padrão em relação a composição isotópica de N nas folhas, em que foram maiores em ambientes de menores altitudes, sendo atribuído esse padrão a maior quantidade de N disponível. Enquanto que Vitoria *et al.* (2018) observaram que florestas com maior quantidade de chuva apresentaram folhas mais enriquecidas de ^{15}N , contrariando os achados de Amundson *et al.* (2003). A autora sugeriu que fatores além da abertura do ciclo de N foram importantes na diferenciação dos processos de ciclagem de N entre essas florestas, e que os valores baixos de $\delta^{15}\text{N}$ nas folhas podem revelar baixa disponibilidade de N nesses ecossistemas (VITORIA *et al.*, 2018).

De acordo com os resultados observados nesse estudo, a FES é interpretada com ambiente mais quente e seco tendo uma proporção maior de N sendo possivelmente perdido por meio de vias de fracionamento e um ciclo mais aberto do

N (AUSTIN & VITOUSEK, 1998). Enquanto que em FOD, sendo um ambiente mais úmido e chuvoso, seriam mais eficientes na conservação e reciclagem do N (AMUNDSON *et al.*, 2003). Entretanto, são necessários outros estudos como o papel das leguminosas em cada tipo florestal e a taxa de perda de N, afim de compreender melhor o ciclo do nitrogênio nessas duas fisionomias da Mata Atlântica.

7.6 Efeito da fragmentação florestal na composição elementar e isotópicas

7.6.1 Solos

As concentrações de carbono e nitrogênio (g/kg) nos solos dos tipos florestais mostraram-se não serem afetados pelo tamanho dos fragmentos. Ambos os resultados entre essas florestas já foram observados por outros autores para solos superficiais em fragmentos de FES e FOD (LIMA, 2009; ABREU, 2013; SILVA, 2019). O histórico de perturbação das áreas e o efeito da fragmentação sobre outras variáveis ambientais são importantes para compreensão dos resultados observados, visto que podem mascarar o efeito da fragmentação, principalmente nos solos (VILLELA *et al.*, 2006; ABREU, 2013; SILVA, 2013; BROGGIO, 2018; SILVA, 2019). As principais perturbações observadas nessas florestas Estacionais Semidecíduais foram o desmatamento para plantio agrícola e a extração seletiva de algumas espécies arbóreas, e os menores fragmentos parecem sofrer com esses impactos até nos dias atuais (ABREU, 2013; BROGGIO, 2018). De acordo com Villela *et al.* (2006), avaliando o impacto da extração seletiva de madeira no maior fragmento de FES, não observou efeitos na diversidade das árvores e nem nos nutrientes do solo. Mas por outro lado, observou-se o impacto negativo no dossel dessa floresta, o aumento da abundância relativa de algumas espécies secundárias iniciais, a diminuição da entrada de serapilheira e do estoque de nutrientes. Dessa forma, os impactos causados pelos distúrbios podem sobressair os impactos causados pela fragmentação florestal na concentração de C e N do solo.

Diferentes autores analisaram variáveis no solo com o objetivo de verificar o efeito da fragmentação em diferentes tipos florestais da Mata Atlântica (COSTA, 2015; NOVAIS *et al.*, 2016; VIEIRA, 2016). De acordo com Vieira (2016), o efeito da fragmentação florestal nos solos de FES em Viçosa, não foram detectadas diferenças no teor de MO e N total nos solos entre borda e interior. Ainda observando o mesmo tipo florestal em Vitória da Conquista (BA), Novais *et al.* (2016) observaram que a

fragmentação florestal impactou a concentração de C no solo, o autor observou no interior da floresta uma maior concentração de C nesses solos. Esses relatos mostram a complexidade do efeito da fragmentação nos ambientes florestais, e que os impactos dessas perturbações sofridas na vegetação, podem não ser sentidos no solo (COSTA, 2015). De acordo com Costa (2015), o solo pode sofrer menos com os impactos da fragmentação do que a própria vegetação, considerada mais sensível as variações decorrentes dessa perturbação. Entretanto, o acúmulo de perturbações ao longo do tempo, pode causar mudanças na composição elementar do solo (COSTA, 2015).

A falta de uma resposta positiva ou negativa do tamanho do fragmento na concentração do C e N nos solos de FES e FOD, pode ser também devido a heterogeneidade ambiental e as características intrínsecas de cada fragmento em relação aos seus solos, como: condições microclimáticas e processos ecológicos; histórico de perturbação; além da influência da fragmentação florestal e do tempo da existência dos fragmentos (LIMA, 2009; CISNEIRO, 2016; SILVA, 2019). O efeito da heterogeneidade ambiental nessa região foi reportado por outros autores como Lima (2009) sobre a concentração de C no solo superficial (0-10cm), que apresentou valores altos para o fragmento União de 500 ha e baixos valores para a União 2400 ha. A heterogeneidade ambiental é definida como a distribuição não uniforme dos recursos ou condições ambientais biótica e abiótica no ambiente natural (STUEFFER *et al.*, 1996). A independência dos valores de C e N entre os tipos de solo e do tamanho do fragmento também foi encontrada por Pereira *et al.* (2007), ressaltando o papel do solo e as condições intrínsecas de cada floresta, sendo talvez mais importante que propriamente as perturbações antrópicas no nível que ocorreram na região. Mostrando que tais fatores são importantes para imprimir heterogeneidade ambiental. Com isso, a falta de uma resposta na concentração de C e N no solo, podem ser decorrentes dessa heterogeneidade ambiental, em que cada fragmento apresenta características intrínsecas que contribui para dinâmica do C e N no solo.

A razão C:N do solo com o tamanho do fragmento evidenciou um efeito positivo na FES e em FOD. Os grandes fragmentos apresentaram razões C:N maiores ocasionadas possivelmente pela MOS. Abreu (2013), avaliando o solo superficial (0 a 10 cm) dos mesmos fragmentos de FES analisados no presente estudo, observou que o maior fragmento apresentou uma alta relação C:N (1182 ha= 22,1) comparando com o menor fragmento (35 ha= 13,1). Essa relação entre o tamanho dos fragmentos e o

C:N pode ser uma resposta pontual da textura do solo desses fragmentos. O teor de areia possui baixa retenção de MOS, e com isso os solos tendem a apresentar alta razão C:N (ROSELL *et al.*, 1996). Sendo assim, solos mais arenosos tendem a apresentar valores de C e N mais próximos aos valores da necromassa das espécies vegetais que foram recentemente decompostas nestes solos (ROSELL *et al.*, 1996). Esse fato corrobora com os nossos achados, pois os fragmentos que apresentaram maiores valores de C:N, são os que apresentaram maiores teores de areia no solo (SILVA, 2019).

Os resultados observados na FES e FOD também podem estar indicando os efeitos indireto da fragmentação florestal sob a MOS. O aumento da razão C:N dos menores fragmentos para os maiores, podem ser consequências da mudança sutil na vegetação acima do solo. Os fragmentos pequenos estão em estágio sucessional secundário inicial e apresentam maior similaridade de espécies quando comparado com os maiores fragmentos (CARVALHO *et al.*, 2006ab, 2007; SILVA, 2009; ABREU, 2013). Tanto a característica intrínseca da distribuição do teor de areia nos solos dos fragmentos, como o possível efeito indireto da fragmentação florestal sob a composição de espécies, ambos são respostas promissoras que parecem afetar positivamente a qualidade química da MOS, visto que os menores fragmentos apresentaram menores razões C: N.

Não houve relação entre o tamanho dos fragmentos e o estoque de C e N no solo entre ambos os tipos florestais. As concentrações de C e N, a densidade do solo e a espessura da camada estudada, afetam o estoque de C e N no solo (FERNANDES & FERNANDES, 2008). As concentrações desses elementos reportado nesse trabalho, não foram afetados pela fragmentação florestal. Sendo assim, a densidade aparente do solo poderia ser a única capaz de diferenciar de maneira significativa o estoque entre os fragmentos, mas esse não foi o caso (SILVA, 2019). Por outro lado, pouco são os trabalhos voltados para a relação entre o estoque de N no solo com efeito de borda e do tamanho dos fragmentos, sendo o estoque de C o mais descrito na literatura (COSTA, 2015; BARROS & FEARNSSIDE, 2016; MA *et al.*, 2017; SHEN *et al.*, 2019). Devido a estreita relação entre o C e N do solo, geralmente a manutenção do estoque de carbono está intimamente condicionada a quantidade de N no solo (HAGEDORN *et al.*, 2003; FONTAINE *et al.*, 2004).

Um estudo sobre o impacto das bordas na estocagem de carbono acima e abaixo de solos florestais, demonstraram que a vegetação é mais sensível a essa

degradação, enquanto que os solos permaneceram com alta estocagem de carbono (COSTA, 2015). Barros e Fearnside (2016) observaram que não houve efeito de borda sobre o estoque de carbono nos solos na Amazônia (BDFPP). Entretanto, nesse mesmo estudo após 30 anos da fragmentação dessas florestas, foi observado que a borda teve um ganho maior de carbono no solo, mesmo assim apresentou um menor estoque que o interior, isso devido ao aumento de árvores mortas, consecutivamente a necromassa sobre o solo, mudança na composição da vegetação e alterações microclimáticas. Como é esperado que os efeitos de borda sejam mais agravantes nos menores fragmentos (KAPOS, 1989; MURCIA, 1995; LAURANCE *et al.*, 1998; PÜTZ *et al.*, 2011), esperava-se que a mortalidade de árvores nos menores fragmentos pudesse influenciar o estoque de carbono no solo desse estudo.

Foi observado uma tendência de maior mortalidade de árvores nos fragmentos menores de FES (ABREU, 2013) e de FOD (PROCÓPIO *et al.*, 2008). Entretanto, estas não foram o suficiente para alterar o estoque de carbono no solo (PROCÓPIO-DE-OLIVEIRA *et al.*, 2008; ABREU, 2013). Ma *et al.* (2017) avaliando uma floresta subtropical na China, sob os efeitos da fragmentação, observou que o tamanho do fragmento e a borda afetou negativamente os compartimentos da biomassa aérea, radicular, e o estoque de C e N no solo. Nesse mesmo trabalho, as estocagens de C nos maiores fragmentos foram favorecidas pela maior quantidade de raízes finas (MA *et al.*, 2017). Apesar de Lima (2009) observar que nos fragmentos de FOD na APA do Rio São João, o período chuvoso favoreça uma maior biomassa radicular nos maiores fragmentos, estes não influenciaram numa maior estocagem de C e N no solo dos grandes fragmentos. SHEN *et al.* (2019) em seus estudos realizados em fragmentos florestais na China, observaram que os maiores fragmentos e o interior das florestas estocam mais carbono no solo. Esses resultados evidenciaram que o estoque de C e N é controlado pela quantidade da necromassa e sua interação com a matriz do solo, ou seja, com os agregados do solo, do que propriamente a velocidade da decomposição (SHEN *et al.*, 2019).

O histórico de perturbação, o tipo florestal, a heterogeneidade ambiental e a idade do fragmento, são elementos chaves que devem ser levados em considerações para compreender o processo de estocagem de C e N no solo, e como cada tipo florestal respondem a fragmentação florestal (VILLELA *et al.*, 2006; LIMA, 2009; BARROS & FEARNSIDE, 2016). De acordo com d'Albertas *et al.* (2018), a associação do efeito de borda a outros distúrbios antrópicos é recorrente dos remanescentes da

Mata Atlântica e que os padrões encontrados na Amazônia não podem ser extrapolados para todas as florestas tropicais. Dessa forma, esses resultados demonstram que estocagem de C e N no solo podem ter sido resilientes aos impactos da fragmentação ou não foram afetados por esse distúrbio, mas outros processos ecossistêmicos desses ambientes foram alterados. Sendo assim, são necessários que as estratégias de manejo e conservação dessas áreas sejam mais assertivas, para manter qualidade desses ambientes e preservar o C e N estocados nesses solos dos fragmentados na Mata Atlântica.

O $\delta^{13}\text{C}$ na MOS respondeu ao efeito do tamanho do fragmento em FOD e não em FES. A composição isotópica de C da vegetação é transferida parcialmente para MOS, onde ambientes com maiores incidências solar, deveria apresentar uma composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ diferentes de áreas de florestas fechadas (SMITH & EPSTEIN, 1971; NADELHOFFER & FRY, 1988). Já o processo de decomposição da MOS pode causar fracionamento isotópico, tornando o substrato mais enriquecido de ^{13}C (EHLERINGER *et al.*, 2000), pois os microrganismos preferem a MO rica em ^{12}C e isso faz com que produza um substrato enriquecido de ^{13}C (WANG *et al.*, 2015). Era esperado que o efeito de borda e consecutivamente o tamanho dos fragmentos pudesse afetar negativamente a decomposição, estrutura da floresta e a entrada de luz, e com isso alterar a composição isotópica desse compartimento nas florestas (LAURANCE & VASCONCELOS, 2009; VITORIA *et al.*, 2016).

Em FES, uma das características que esses fragmentos possuem em comum, exceto o fragmento Santo Antônio, todos apresentam dossel baixo e descontínuo, e as quedas das árvores favorecem as formações de clareiras (ARAGÃO, 2000; ABREU, 2013). Tais fatores podem tornar a exposição do sol nos diferentes estratos vegetacionais de FES mais homogêneos. Entretanto, a exposição da vegetação a luz solar e a decomposição da MOS entre os fragmentos parecem não ser diferentes o suficiente entre os fragmentos, e com isso, os efeitos da fragmentação sob os valores isotópicos do C no solo não são perceptíveis. Enquanto que em FOD, os menores fragmentos foram mais enriquecidos de ^{13}C no solo, podendo indicar um maior processo de decomposição da MO nesses fragmentos. De acordo com Silva (2009), os menores fragmentos possuem uma melhor capacidade de reter de umidade e associado ao resultado de que a MOS tem a relação C:N são baixas, essas são informações que podem apoiar a decomposição nesses ambientes.

A composição isotópica do N na MOS não respondeu ao efeito do tamanho do fragmento na FES, entretanto em FOD houve uma relação positiva, em que o aumento do tamanho do fragmento tornou a MOS mais enriquecida de ^{15}N . Na FOD, os maiores fragmentos apresentaram solos mais enriquecidos de ^{15}N do que os menores fragmentos. Esse resultado pode estar relacionado a condição intrínsecas dessas florestas fragmentadas. A entrada de matéria orgânica no solo, via necromassa fina, enriquecida de ^{15}N pode refletir esse resultado obtido (MARTINELLI *et al.*, 2009). Este estudo observou que os menores fragmentos apresentaram necromassa fina empobrecida de ^{15}N , quando comparada com os fragmentos maiores. Este resultado indica que os valores no solo é reflexo da entrada de MO enriquecida de ^{15}N . Outro estudo em um fragmento de floresta estacional, Cunha (2007) encontrou uma relação inversa entre a borda e interior na composição isotópica do N no solo. As bordas apresentaram solos mais enriquecidos de ^{15}N , esse fato foi atribuído a proximidade da matriz que é formada por plantios e recebem fertilizantes que são enriquecidos de ^{15}N . E o empobrecimento de ^{15}N no interior da floresta, foi devido a entrada de MO no solo pobre em ^{15}N e a presença de plantas da família das leguminosas que são fixadoras de N atmosférico.

7.6.2 Necromassa fina

No presente estudo encontrou-se uma relação negativa entre o teor de C (%) na fração folha e o tamanho dos fragmentos em ambos os tipos florestais. Além disso, foi observado uma relação negativa no teor de N e uma relação positiva na razão C/N da fração folha nos diferentes tamanhos dos fragmentos em FOD. As regressões entre a concentração de C na necromassa fina e os fragmentos florestais demonstraram relações negativas em ambas as florestas e o N apresentou relação negativa com FOD apenas. Sabe-se que a necromassa fina é um conjunto de massa vegetal morta, agrupando folhas, galhos finos, frutos e flores, depositada sobre o solo florestal (PROCTOR, 1983; NASCIMENTO *et al.*, 2015). Dentro dos ecossistemas florestais, cada compartimento pode responder de maneira diferente em relação aos efeitos da fragmentação florestal (LAURANCE & VASCONCELOS, 2009). Dessa forma, esse resultado evidenciou que além da necromassa, a fração folha é mais sensível aos efeitos da fragmentação e que os menores fragmentos apresentam maiores teores de C e N em FOD.

De maneira geral, a fração folha representa uma importante parcela na MO depositada sobre o solo de ambos os tipos florestais (SILVA, 2013; CYRINO, 2018) e as consequências da fragmentação sobre a vegetação e consecutivamente na fração folha da necromassa, podem acarretar mudanças na ciclagem dos nutrientes dentro das florestas (LAURANCE & VASCONCELOS, 2009). Tais efeitos como a diminuição e ou alteração da diversidade de espécies, aumento da produção de folhas de espécies dominantes, idade da floresta, tipo do distúrbio e a alteração de nutrientes no solo podem afetar a distribuição de C e N nas folhas da necromassa fina (VILLELA *et al.*, 1998; HARIDASAN, 2000; READ & LAWRENCE, 2003; KAZAKOU *et al.*, 2006; VILLELA *et al.*, 2006; BARRETO *et al.*, 2008; GOMES *et al.*, 2010; CELENTANO *et al.*, 2011; DINIZ *et al.*, 2011).

O resultado encontrado em FES pode ser reflexo das condições estruturais das florestas estudadas. De acordo com Abreu (2013) e Broggio (2018) nas FES estudadas, a área basal e a diversidade de espécies são maiores nos menores fragmentos. Esse tipo de resultado pode indicar heterogeneidade ambiental dos fragmentos, o que permite altos valores de diversidade obtidos, justamente pela condição de perturbação de algumas áreas (DALANESI *et al.*, 2004; MARANGON *et al.*, 2007). Os efeitos da fragmentação, em alguns casos, podem favorecer a disponibilidade de novos habitats e por isso, apresentar uma alta riqueza e diversidade de espécies, assim como fragmentos maiores (ABREU, 2013). Entretanto, as perturbações frequentes e intensas, com o tempo podem levar a perda de diversidade e com isso afetar o teor de C e N na vegetação (PESSOA & OLIVEIRA, 2006).

Os estudos em FOD por Silva (2009), sobre o efeito do tamanho dos fragmentos, evidenciou um maior aporte de C e N pela fração folha produzida no maior fragmento. A autora relacionou esse aporte de nutrientes com os parâmetros estruturais da floresta (Área Basal e Número de Indivíduos) e a riqueza de espécies dos fragmentos, em que o maior fragmento apresentou os maiores valores desses índices citados acima. No presente estudo os parâmetros estruturais não afetaram o teor nutricional das folhas na necromassa, pois os menores fragmentos apresentaram folhas com maiores teores de C e N sob o solo. Uma possível explicação para esses achados é a intrínseca relação entre a fertilidade do solo e a qualidade nutricional da vegetação e consecutivamente da necromassa fina (HARIDASAN, 1987; HARIDASAN, 1992). Valores baixos de C/N indicam maior mineralização, ou seja, esses elementos podem estar se tornando mais disponível para vegetação nos

menores fragmentos e com isso tornando a fração folhas da necromassa com maiores disponibilidade de N (LOPES, 1998; CANTARELLA, 2007).

O C e N estocado na necromassa fina e na fração folha em FES apresentou relação negativa com o tamanho do fragmento. Enquanto que em FOD, não houve efeito em relação com as variáveis estudadas. O estoque de C e N na necromassa fina é resultante da concentração desses elementos e a massa seca estocado sob o solo (VITOUSEK *et al.*, 1982; SCORIZA *et al.*, 2017a). Já o estoque da necromassa fina é derivado da produção e decomposição da serapilheira. Esse compartimento vegetal nas florestas desempenha um papel importante na retenção e transferência de nutrientes da vegetação para o solo (VITOUSEK & SANFORD, 1986). Vale ressaltar que na literatura existe poucos trabalhos que relacionam o estoque de C e N na necromassa com o efeito do tamanho dos fragmentos e esse número se torna menor quando falado da Mata Atlântica (GOMES *et al.*, 2010; AZEVEDO, 2011; SILVA, 2013; VOGEL *et al.*, 2013; CYRINO, 2018).

Em FES, as concentrações de C e N da necromassa fina foram maiores nos fragmentos menores, devido provavelmente a maior diversidade de espécies que essas florestas possuem (ABREU, 2013). Já em FOD, apesar da concentração de C e N na fração folha evidenciar um efeito da fragmentação, em que os menores fragmentos apresentaram maiores teores desses elementos, o estoque de necromassa fina não apresentou diferença entre os diferentes fragmentos (CYRINO, 2018) e com isso não foram observados diferença no C e N estocado nesse compartimento.

A composição isotópica do C na necromassa fina e nas suas frações não responderam aos efeitos do tamanho dos fragmentos na FES, e uma relação positiva na FOD. Em FES esse resultado pode ser devido aos impactos da extração de madeira nessas florestas, como foi explicado para os resultados de solo anteriormente. Os fragmentos em FES, como citado anteriormente, sofreram grande impacto em suas florestas pela extração de madeira e juntamente com os efeitos da fragmentação podem mascarar as possíveis diferenças na composição isotópica do C presente na MOS (VILLELA *et al.*, 2006; ABREU, 2013).

Esperava-se maiores valores $\delta^{13}\text{C}$ na necromassa fina nos fragmentos pequenos, devido aos impactos da fragmentação florestal. O efeito de borda, pode causar nas florestas o aumento da temperatura, com a entrada luz e alterações na velocidade de decomposição (KAPOS, 1989; MURCIA, 1995). O tamanho do

fragmento pode tornar o efeito de borda mais intenso, pois fragmentos pequenos apresentam maior área de borda do que interior quando comparados a fragmentos grandes (KAPOS, 1989; MURCIA, 1995; LAURANCE *et al.*, 1998; PÜTZ *et al.*, 2011). Dois fatores poderiam ser afetados pelas condições dos menores fragmentos e alterado a composição isotópica do C na necromassa fina: (1) dossel descontínuo e maior exposição das folhas verdes ao sol, e com isso a formação da necromassa mais enriquecida de ^{13}C (OMETTO *et al.*, 2006); (2) alteração na decomposição devido as mudanças do microclima formados nos pequenos fragmentos, alterando o substrato formado sob o solo e consecutivamente o $\delta^{13}\text{C}$ (KAPOS, 1989; MELILLO *et al.*, 1989; DIDHAM, 1998; LAURANCE & VASCONCELOS, 2009). De acordo com Procópio-de-Oliveira *et al.* (2008), os fragmentos menores e FOD apresentam área basal arborea entre 20 a 25 m²/ha, enquanto que os maiores fragmentos apresentam valores entre 39 a 49 m²/ha. E em relação a decomposição da necromassa fina, os fragmentos menores apresentaram maiores taxas de decomposição, estando relacionado a maior retenção de umidade nesses ambientes (SILVA, 2009). Entretanto, houve uma relação positiva da composição isotópica do carbono com o tamanho do fragmento, que não foi explicado pela estrutura da floresta e decomposição (SILVA, 2009). Vale ressaltar que as florestas são dinâmicas e estão em constância transformação e que esses fatores como a área basal e a decomposição podem ter sido alterados com o tempo e que a permanência da necromassa sob o solo é pequena e está sendo sempre renovada. E por isso, podem alterar os valores de $\delta^{13}\text{C}$ de acordo com as mudanças das variáveis dessas áreas.

As diferentes espécies arbóreas que crescem na Mata Atlântica, podem apresentar o $\delta^{13}\text{C}$ geralmente entre -34,0‰ e -32,0‰ em ambientes de interior da floresta com menos irradiância e cerca de -31,0‰ a -29,0‰ para ambientes com mais irradiância, como as bordas (VITORIA *et al.*, 2016). Kapos *et al.* (1993) estudando o efeito da fragmentação utilizando a ferramenta isotópica na vegetação, observou que o aumento da distância da borda da floresta, conseguiu diminuir os valores de $\delta^{13}\text{C}$ de arbustos do sub-bosque. O autor apontou que esse efeito pode ser reflexo de três processos decorrente da fragmentação e da dinâmica das florestas: (1) próximo a borda podem haver maiores misturas de ar de fora da floresta com o ar do subbosque (que tem um $\delta^{13}\text{C}$ menos negativo), tornando as espécies mais enriquecidas em ^{13}C ; (2) baixa disponibilidade de CO₂ liberado pela decomposição no solo nas bordas, alterando composição isotópica C nessas zonas; e por fim (3) a composição isotópica

do CO₂ respirado próximo à borda da floresta pode ser diferente daquela do interior da floresta. Esses três fatores estão interligados e relacionados à degradação das florestas e à formação de clareiras no dossel próximo à borda da floresta (KAPOS *et al.*, 1993). Um estudo sobre o efeito de borda em um fragmento de FES realizado por Cunha (2007), foi observado que as bordas apresentavam espécies de vegetais mais enriquecidas de ¹³C do que no interior da floresta. O autor interpretou esse resultado como a variação causada devido a variabilidade e concentração de CO₂ atmosférico, o CO₂ respirados das plantas, que são geralmente empobrecidos em ¹³C e pelo grau de penetração de luz pelo dossel. Diferentes dos achados de Kapos *et al.* (1993) e Cunha (2007), um estudo em florestas decíduas na Savana, não observou entre borda e interior diferenças na composição isotópica do C na vegetação (CROWLEY *et al.*, 2012). O autor concluiu que a falta do efeito de borda na composição isotópica foi devida que a floresta em Ampijoroa é bastante aberta e o dossel próximo à borda é relativamente descontínuo. Através dessas observações, a composição isotópica da MO sob o solo é um reflexo da vegetação e a utilização da ferramenta isotópica parece desempenhar papel promissor em relacionar os impactos da fragmentação florestal na vegetação e consecutivamente alterar a necromassa fina. De uma maneira geral, os efeitos da fragmentação podem ser muito mais complexos em primeira instância e que fragmentados recém formados podem desempenhar um papel negativo maior na dinâmica das florestas do que em fragmentos mais antigos (KAPOS *et al.*, 1993). Portanto, a falta de resultados claros em FES foi provavelmente decorrentes do grau de perturbação na vegetação que é intenso nos diferentes fragmentos estudados e na FOD devido ao tempo de criação desses fragmentos podendo ser essa variável menos sensível a fragmentação florestal de florestas com distúrbios antigos.

As condições do ambiente como (disponibilidade de água, luz e nutrientes), umidade e os processos ecossistêmicos como a decomposição e composição de espécies podem ser alterados nos diferentes tamanhos de fragmentos (LAURANCE & VASCONCELOS, 2009). Entre esses ambientes, mais ou menos impactados pela fragmentação, as diferentes espécies vegetais podem utilizar diferentes mecanismos de utilização do nitrogênio do solo, e isso pode refletir na composição isotópica do N na folha verde e na necromassa fina (MARTINELLI *et al.*, 2009; CRAINE *et al.*, 2015). Além disso, durante o processo de decomposição, parte da MO é incrementada no

solo, apresentando valores isotópicos de N diferentes da MO remanescente sob o solo (CRAINE *et al.*, 2015).

Foi observado em FES uma relação negativa entre o $\delta^{15}\text{N}$ da necromassa fina e suas frações com o tamanho dos fragmentos. Os menores fragmentos apresentaram maiores valores de ^{15}N na necromassa fina do que os maiores fragmentos. Esse resultado pode estar sendo influenciado pelas características granulométricas dos solos estudados. De acordo com Abreu (2013) e Silva (2019), os menores fragmentos apresentaram maiores teores de areia do que os maiores fragmentos. As partículas de areia por serem maiores, retém menos íons em sua superfície, o que pode levar ao nitrogênio disponível no solo uma maior perda por lixiviação (NARDOTO *et al.*, 2008; BRADY & WEIL, 2012). Sendo assim, pode ocorrer de imediato a absorção de nitrogênio pelas plantas nesses fragmentos, acarretando numa menor discriminação do ^{15}N entre os tecidos vegetais e consecutivamente resultando em uma necromassa fina mais enriquecida em ^{15}N nos menores fragmentos. Os autores Crowley *et al.* (2012) observaram que as plantas que cresciam em solos mais arenosos apresentavam $\delta^{15}\text{N}$ foliares mais elevados e atribuiu esse resultado como um mecanismo das plantas para captação de nutrientes no solo antes que ele seja perdido.

Na FOD, os maiores fragmentos apresentaram a necromassa fina e suas frações mais enriquecidas de ^{15}N do que os menores fragmentos. Esse resultado pode ser reflexo da diferente composição de espécies e o papel das raízes entre os fragmentos de FOD, como também a presença de solos mais arenosos nos maiores fragmentos. De acordo com Carvalho *et al.* (2007), os fragmentos como estreito e afetiva (os menores) estão mais próximos em relação as espécies, enquanto que a União (o maior fragmento) encontra-se separado. Essa diferença é causada pelo processo de fragmentação que altera a composição florística, alterando o estágio de sucessão de cada floresta (OLIVEIRA FILHO *et al.*, 2007; TABARELLI *et al.*, 2010). Além disso, no estudo sobre a contribuição de raízes finas em cada fragmento desses, Lima (2009) observou uma tendência de maior biomassa e densidade radicular para os maiores fragmentos no período chuvoso, que encontram-se em estágio sucessional tardio. Esses fatores podem ser um indicativo de que essas raízes finas nos maiores fragmentos estão buscando novos reservatórios de nitrogênio, muitas vezes em camadas mais profundas. Pois como visto pelos resultados desse estudo, sobre a relação C:N entre essas florestas, o maior fragmento apresentou maiores

valores de C:N. O aumento da profundidade, faz com que a MOS sofra maiores processos de transformações, tanto biológica pela decomposição, como químicas, pela nitrificação, desnitrificação e volatilização, em que tais processos tornam o substrato no solo enriquecido de ^{15}N (MARTINELLI *et al.*, 2009). De acordo com Crowley *et al.* (2012), as espécies podem apresentar distintas maneiras de explorar fontes de nitrogênio, como a capacidade de enraizamento em profundidades, associações micorrízicas e transporte e realocação de nutrientes dentro da planta (PARDO & NADELHOFFER, 2010).

8. CONCLUSÃO

Os valores encontrados de estoque de C e N no solo superficial estão dentro da faixa reportada em ambos os tipos florestais, no Bioma Mata Atlântica, como também na floresta Amazônica, assim como as variáveis do solo como a densidade aparente, pH e as concentrações de C e N.

A hipótese de que as concentrações e estoques de C e N são maiores na floresta Ombrófila (FOD) que nas florestas Estacionais (FES) foram corroboradas para a amostragem de 0 a 30 cm de profundidade, porém na amostragem de até 100 cm de profundidade o estoque de C foi similar entre as áreas.

Houve o efeito do tipo florestal na necromassa fina, entretanto ao contrário do que se esperava os maiores estoques de C e N foram evidenciados na FES do que na FOD, não corroborando a hipótese. Esse achado foi baseado nas concentrações de C e N e no tempo de residência da necromassa fina sob o solo em FES.

Os resultados referentes a composição isotópica do C no solo e na necromassa fina corroboraram a hipótese de que o $\delta^{13}\text{C}$ seria maior na FES do que em FOD. Esses valores estão indicando que características intrínsecas dessas florestas, como: composição das espécies, área basal, e o período de seca marcante das florestas estacionais, influenciam nos resultados observados. Ao contrário, as composições isotópicas do N do solo e da necromassa não corroboraram a hipótese entre os tipos florestais. As condições relatadas na literatura como período de seca, temperatura nas florestas estacionais, parecem proporcionar o enriquecimento de ^{15}N nesses compartimentos.

Houve o aumento nos valores $\delta^{13}\text{C}$ no perfil de 100 cm do solo em ambos os tipos florestais, enquanto que $\delta^{15}\text{N}$ aumentou em FOD e diminuiu em FES. O

mecanismo de enriquecimento de ^{13}C entre as florestas foram diferentes, em FES o enriquecimento estava relacionado ao teor de argila entre o perfil do solo. Enquanto que em FOD, o enriquecimento está relacionado na mudança dos valores C/N entre as camadas do solo.

A PCA destacou que a análise do solo e a escolha dessas variáveis, foram sensíveis para que ocorressem a separação dos tipos florestais, ou seja, a formação de dois grupos, um representando FES e outro FOD. A textura do solo em FES é mostrou-se ser um importante preditor no processo de estocagem de C e N, entretanto em FOD não foi observado tal relação para a estocagem de carbono.

As concentrações e os estoques de C e N no solo não responderam ao efeito da fragmentação em ambos os tipos florestais. A heterogeneidade ambiental e os distúrbios no passado recente podem estar relacionados a falta do efeito da fragmentação nos solos de FOD e FES. Dessa forma, não corroborando com a hipótese de que os maiores fragmentos teriam os maiores estoques no solo. A hipótese de que a necromassa fina estocaria mais C e N nos maiores fragmentos também não foi corroborada. Ao contrário, FES mostrou uma relação inversa. Entretanto, a fração folha da necromassa fina foi sensível aos efeitos da fragmentação em ambos os tipos florestais, mostrando que o aumento do tamanho das florestas impactou a concentração de C e N diminuindo-a, o que pode estar relacionada com o tipo de solos ou a diversidade florestal.

Não foram observados o efeito da fragmentação na composição isotópica do C em ambos os tipos florestais, tanto no solo como na necromassa fina. Entretanto, o isótopo de $\delta^{15}\text{N}$ aumentou nos maiores fragmentos em FOD, no solo e principalmente na fração folha da necromassa.

A partir desse estudo, o que se observa entre a Floresta estacional Semidecidual e a Floresta Ombrófila Densa é que existe o efeito do tipo florestal agindo sob a composição elementar e isotópica do solo e da necromassa fina e consecutivamente afetando a dinâmica desses elementos. Ao contrário, o efeito da fragmentação afetou de maneira diferente as duas florestas e seus compartimentos solo-necromassa em relação a composição elementar e isotópica. São necessários estudos complementares nessas florestas para compreender quais as variáveis presentes nesses ecossistemas são capazes de influenciar na ciclagem e estocagem de C e N no solo-necromassa.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, K.M.P. 2013. *Estrutura, florística e diversidade de fragmentos de floresta estacional semidecidual no norte-noroeste fluminense*. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes-RJ.
- AERTS, R. 1996. Nutrient resorption from senescing leaves of perennials: are there general patterns? *Journal of Ecology*, 84: 597-608.
- AERTS, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Oikos*, 79: 439-449.
- AGUIAR, S.; SANTOS, I.S.; ARÊDES, N. & SILVA, S. 2016. Biome-networks: information and communication for sociopolitical action in eco-regions. *Ambiente & Sociedade*, 19(3): 231-248.
- ALIDOUST, E.; AFYUNI, M.; HAJABBASI, M.A. & MOSADDEGHI, M.R. 2018. Soil carbon sequestration potential as affected by soil physical and climatic factors under different land uses in a semiarid region. *Catena*, 171: 62-71.
- ALLEN, S.E. 1989. Chemical analysis of ecological materials. 2a. edition. Oxford: *United Kingdom: Blackwell Scientific Publications*.
- ALMEIDA, D.Q.A. 2011. *Ciclagem de carbono e nitrogênio no solo sob restinga do Estado de São Paulo*. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada), Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP, 95p.
- ALVES, B. & ZOTARELLI, L. 2005. Emprego de isótopos estáveis para o estudo do carbono e do nitrogênio no sistema solo-planta. *No Sistema Solo*, p. 343-368.
- ALVES, M.P.; VIEIRA, M. & SCHUMACHER, M.V. 2014. Efeito da fragmentação florestal sobre o acúmulo de serapilheira em Floresta Estacional Decidual. *Ecologia e Nutrição Florestal*, 2(3): 63-71.
- AMUNDSON, R.; AUSTIN, A.T.; SCHUUR, E.A.G.; YOO, K.; MATZEK, V.; KENDALL, C.; UEBERSAX, A.; BRENNER, D. & BAISDEN, W.T. 2003. Global patterns of the isotopic composition of soil and plant nitro-gen. *Global Biogeochemical Cycles* 17(1): 1031.
- ARAGÃO, L.E.O.C. 2000. *Efeito de clareiras ocasionadas pelo corte seletivo na decomposição foliar e no solo de uma mata de tabuleiro no Norte Fluminense, RJ*. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes-RJ.
- ARTAXO, P.; DIAS, M.A.F.S.; NAGY, L.; LUIZÃO, F.J.; CUNHA, H.B.; QUESADA, C.A.N.; MARENGO, J.A. & KRUSCHE, A. 2014. Perspectivas de pesquisas na relação entre clima e o funcionamento da Floresta Amazônica. *Ciência e Cultura*, 66(3): 41-46.
- AUSTIN, A.T. & VITOUSEK, P.M. 1998. Nutrient dynamics on a precipitation gradient in Hawai'i. *Oecologia*, 113(4): 519-529.
- AZEVEDO, J.V.S. 2011. *Estoque de serapilheira e nutrientes na borda e no interior de um fragmento de floresta estacional subtropical na região do bioma pampa*. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Pampa, São Gabriel-RS, 37p.

- BALBINOT, R. 2009. *Carbono, nitrogênio e razões isotópicas $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ no solo e vegetação de estágios sucessionais de Floresta Ombrófila Densa Submontana*. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Paraná, Curitiba-PR, 103p.
- BARBOSA, V.; BARRETO-GARCIA, P.; GAMA-RODRIGUES, E. & PAULA, A. 2017. Biomassa, carbono e nitrogênio na serapilheira acumulada de florestas plantadas e nativa. *Floresta e Ambiente*, 24: e20150243.
- BARRETO, P.A.; GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C. & BARROS, N.F. & FONSECA, S. 2008. Atividade microbiana, carbono e nitrogênio da biomassa microbiana em plantações de eucalipto, em sequência de idades. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32: 611-619.
- BARROS, F.A. 2011. *Efeito de Borda em Fragmento de Floresta Montana, Nova Friburgo, RJ*. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental), Universidade Federal Fluminense, Niterói-RJ. 100p.
- BARROS, H.S. & FEARNside, P.M. 2016. Soil carbon stock changes due to edge effects in central Amazon forest fragments. *Forest Ecology and Management*, 379: 30-36.
- BERENQUER, E.; FERREIRA, J.; GARDNER, T.A.; ARAGÃO, L.E.O.C.; De CAMARGO, P.B.; CERRI, C.E. & BARLOW, J. 2014. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology*, 20(12): 3713-3726.
- BINI, D.; DOS SANTOS, C.A.; DO CARMO, K.B.; KISHINO, N.; ANDRADE, G.; ZANGARO, W. & NOGUEIRA, M.A. 2013. Effects of land use on soil organic carbon and microbial processes associated with soil health in southern Brazil. *European Journal of Soil Biology*, 55: 117-123.
- BONAL, D.; SABATIER, D.; MONTPIED, P.; TREMEAUX, D. & GUEHL, J.M. 2000. Interspecific variability of $\delta^{13}C$ among trees in rainforests of French Guiana: functional groups and canopy integration. *Oecologia*, 124(3): 454-468.
- BOSTRÖM, B.; COMSTEDT, D. & EKBLAD, A. 2007. Isotope fractionation and ^{13}C enrichment in soil profiles during the decomposition of soil organic matter. *Oecologia*, 153(1): 89-98.
- BRADY, N.C. & WEIL, R.R. 2012. *Elementos da Natureza e Propriedades dos Solos*. 3. ed., Bookman, 716 p.
- BRAIDA, J.A.; REICHERT, J.M.; VEIGA, M.D. & REINERT, D.J. 2006. Resíduos vegetais na superfície e carbono orgânico do solo e suas relações com a densidade máxima obtida no ensaio Proctor. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 30(4): 605-614.
- BRINCK, K.; FISCHER, R.; GROENEVELD, J.; LEHMANN, S.; DE PAULA, M.D.; PÜTZ, S.; SEXTON, J.O.; SONG, D. & HUTH, A. 2017. High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. *Nature Communications*, 8(1): 1-6.
- BRITO, E.D.S.; FRADE-JUNIOR, E.F.; COSTA, F.D.S.; SILVA, A.G. & MENEZES, A.L. 2012. *Estoques de carbono e nitrogênio em sistemas de uso e manejo de solos do Acre: sudoeste da Amazônia*. In: 19ª. Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água. Conservação do solo e da água no Brasil:

- preceitos e ações no ensino, na pesquisa e na extensão. Lages: SBCS: UDESC: IF: EPAGRI.
- BROGGIO, I.S. 2018. *Dinâmica da biomassa arbórea em fragmentos de floresta estacional semidecidual do norte fluminense, RJ*. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes-RJ, 91p.
- BRONICK, C.J. & LAL, R. 2005. Soil structure and management: A review. *Geoderma*, 124(1-2): 3-22.
- BROWN, K.S.; HUTCHINGS, R.W., 1997. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. In: Laurance, W.F. & Bierregaard-Jr., R.O. (Eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. Chicago: University of Chicago Press, p.91-110.
- BRUNN, M.; SPIELVOGEL, S.; SAUER, T. & OELMANN, Y. 2014. Temperature and precipitation effects on $\delta^{13}\text{C}$ depth profiles in SOM under temperate beech forests. *Geoderma*, 235: 146-153.
- CALDEIRA, M.V.W.; MARQUES, R.; SOARES, R.V. & BALBINOT, R. 2007. Quantificação de serapilheira e de nutrientes—Floresta Ombrófila Mista Montana—Paraná. *Revista Acadêmica Ciência Animal*, 5(2): 101-116.
- CALDEIRA, M.V.W.; DA SILVA, R.D.; KUNZ, S.H.; ZORZANELLI, J.P.F.; CASTRO, K.C. & OLIVEIRA GODINHO, T. 2013. Biomassa e nutrientes da serapilheira em diferentes coberturas florestais. *Comunicata Scientiae*, 4(2): 111-119.
- CALIPPO, F.R. 2010. *Sociedade sambaquieiro, comunidades marítimas*. Tese (Doutorado em Arqueologia), Universidade de São Paulo, São Paulo-SP, 311p.
- CAMARA, R.; CORREIA, M.E.F. & VILLELA, D.M. 2012. Effects of *Eucalyptus* plantations on soil arthropod communities in a Brazilian Atlantic Forest conservation unit. *Bioscience Journal*, 28(3): 445-455.
- CAMARA, R.; PEREIRA, M.G.; GOMES, J.M. & PIÑA-RODRIGUES, F.C. 2017. Atlantic Forest size effect on structure and composition of soil arthropods community, RJ, Brazil. *Floresta*, 47(2): 145-156.
- CAMARGO, J.L.C. & KAPOS, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*, 11: 205-211.
- CANTARELLA, H. 2007. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F. (Eds.). *Fertilidade do solo*. Viçosa: SBCS. p. 375- 470.
- CARDOSO, E. 2006. *Dinâmica de nutrientes em fitofisionomias do domínio dos cerrados na Estação Ecológica de Panga, Região do triângulo mineiro*. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade de Brasília, Brasília-DF, 131p.
- CARDOSO, E.J.B.N.; VASCONCELLOS, R.L.F.; BINI, D.; MIYAUCHI, M.Y.H., SANTOS, C.A.D.; ALVES, P.R.L.; PAULA, A.M.; NAKATANI, A.S.; PEREIRA, J.M. & NOGUEIRA, M.A. 2013. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? *Scientia Agricola*, 70(4): 274-289.
- CARVALHO, F.A.; NASCIMENTO, M.T.; BRAGA, J.M.A. 2006a. Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica submontana na

- região de Imbaú, município de Silva Jardim, RJ. *Acta Botânica Brasilica*, 20(3): 727-740.
- CARVALHO, F.A.; NASCIMENTO, M.T.; BRAGA, J.M.A.; RODRIGUES, P.J.F.P. 2006b. Estrutura da comunidade arbórea da Floresta Atlântica de baixada periodicamente inundada na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, 57(3): 503-518.
- CARVALHO, F.A.; NASCIMENTO, M.T.; BRAGA, J.M.A. 2007. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica submontana no Município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho). *Revista Árvore*, 31(4): 717-730.
- CARVALHO, D.C.; PEREIRA, M.G.; GUARESCHI, R.F.; SIMON, C.A.; TOLEDO, L.D.O. & PICCOLO, M.D.C. 2017. Nitrogênio e Abundância Natural de δ 13 C do Solo em Coberturas Florestais. *Floresta Ambiente*, 24: e20150093.
- CASTRO, E.B.V. & FERNANDEZ, F.A.S. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 119: 73-80.
- CELENTANO, D.; ZAHAWI, R.A.; FINEGAN, B.; OSTERTAG, R.; COLE, R.J. & HOLL, K.D. 2011. Litterfall dynamics under different tropical forest restoration strategies in Costa Rica. *Biotropica*, 43(3): 279-287.
- CERQUEIRA, R.; BRANT, A.; NASCIMENTO, M.T. & PARDINI, R. 2003. Fragmentação: Alguns conceitos. In: Rambaldi, D. & Oliveira, D.A.S. (Orgs.). *Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: MMA/SBF, p.24-40.
- CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; CERRI, C.E.P. & LAL, R. 2006. Challenges and opportunities of soil carbon sequestration in Latin America. In: Lal, R.; Cerri, C.C.; Bernoux, M.; Etchevers, J. & Cerri, C.E.P. *Carbon sequestration in soils of Latin America*. New York: Haworth, p. 41-47.
- CHABOT, B.F. & HICKS, D. 1982. The ecology of leaf life spans. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13: 229-259.
- CHAMBERS, J.Q.; HIGUCHI, N. & SCHIMMEL, J.P. 1998. Ancient trees in Amazonia. *Nature*, 391: 135-136.
- CHAZDON, R. 2012. Regeneração de florestas tropicais Tropical forest regeneration. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi de Ciências Naturais*, 7: 195-218.
- CHEVILLAT, V.S.; SIEGWOLF, T.W.; PEPIN, S.; KÖRNER, C. 2005. Tissue-specific variation of δ 13C in mature canopy trees in a temperate forest in central Europe. *Basic and Applied Ecology*, 6: 519-534.
- CISNEIRO, A.C. 2016. *Estoque e respiração heterotrófica da necromassa na borda e interior de um fragmento de mata atlântica na Rebio União/RJ*. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas), Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ, 62p.
- CONEN, F.; ZIMMERMANN, M.; LEIFELD, J.; SETH, B. & ALEWELL, C. 2008. Relative stability of soil carbon revealed by shifts in δ 15 N and C: N ratio. *Biogeosciences*, 5(1): 123-128.
- CORNWELL, W.K.; WRIGHT, I.J.; TURNER, J.; MAIRE, V.; BARBOUR, M.M.; CERNUSAK, L.A.; DAWSON, T.; ELLSWORTH, D.; FARQUHAR, G.D.;

- GRIFFITHS, H.; KEITEL, C.; KNOHL, A.; REICH, P.B.; WILLIAMS, D.G.; BHASKAR, R.; CORNELISSEN, J.H.C.; RICHARDS, A.; SCHMIDT, S.; VALLADARES, F.; KÖRNER, C.; SCHULZE, E.D.; BUCHMANN, N. & SANTIAGO, L.S. 2018. Climate and soils together regulate photosynthetic carbon isotope discrimination within C3 plants worldwide. *Global Ecology and Biogeography*, 27(9): 1056-1067.
- CORREIA, M.E.F. & ANDRADE, A.G. 2008. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: Santos, G.A. & Camargo, F.A. (Eds.). *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. 2a ed., Porto Alegre: Metrópole, p. 137-158.
- COSTA, J.B. 2004. *Caracterização e Constituição do Solo*. 7a ed. Lisboa: Ed. Fundação Calouste.
- COSTA, K.M. 2015. *O estoque de carbono na vegetação e no solo em fragmentos florestais de paisagens tropicais*. Dissertação (Mestrado em Ciências), Universidade de São Paulo, São Paulo-SP, 66p.
- COSTA, A.A.; DIAS, B.D.O.; FRAGA, V.D.S.; SANTANA, C.C. & SILVA, N.D. 2020. Carbon and nitrogen stocks in soils under different forms of use in the Cerrado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 24(8): 528-533.
- COTRUFO, M.F.; WALLENSTEIN, M.D.; BOOT, C.M.; DENEFF, K. & PAUL, E. 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, 19(4): 988-995.
- COTRUFO, M.F.; SOONG, J.L.; HORTON, A.J.; CAMPBELL, E.E.; HADDIX, M.L.; WALL, D.H. & PARTON, W.J. 2015. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature Geoscience*, 8(10): 776-779.
- COUTEAUX, M.M.; BOTTNER, P. & BERG, B. 1995. Litter de-composition, climate and litter quality. *Trends in Ecology and Evolution*, 10: p.63-66.
- COWLEY, B.E.; MCGOOGAN, K.C. & LEHMAN, S.M. 2012. Edge effects on foliar stable isotope values in a Madagascan tropical dry forest. *PLoS One*, 7(9): e44538.
- CRAINE, J.M.; BROOKSHIRE, E.N.J.; CRAMER, M.D.; HASSELQUIST, N.J.; KOBAYASHI, K.; MARÍN-SPIOTTA, E. & WANG, L. 2015. Ecological interpretations of nitrogen isotope ratios of terrestrial plants and soils. *Plant and Soil*, 396(1-2): 1-26.
- CROWLEY, B.; MCGOOGAN, K.C. & LEHMAN, S.M. 2012. Edge effects on foliar stable isotope values in a Madagascan tropical dry forest. *PLoS ONE*, 7(9): e44538.
- CUNHA, N.E.T. 2007. *Indicadores químicos do efeito de borda em fragmentos de floresta da região de Londrina – Paraná*. Tese, Universidade Estadual de Londrina, Londrina-PR.
- CYRINO, V.M.E. 2018. *Efeito da fragmentação florestal sobre a necromassa em floresta ombrófila da mata atlântica no Rio de Janeiro*. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas), Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ, 61p.
- D'ALBERTAS, F.; COSTA, K.; ROMITELLI, I.; BARBOSA, J.M.; VIEIRA, S.A. & METZGER, J.P. 2018. Lack of evidence of edge age and additive edge effects on carbon stocks in a tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 407: 57-65.

- DALANESI, P.E.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2004. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras – MG, e correlações entre distribuição das espécies e variáveis ambientais. *Acta Botanica Brasilica*, 18(4): 737-757.
- DELARMELINA, W.M. 2015. *Fertilidade, estoque de carbono orgânico do solo e serapilheira em uma floresta estacional semidecidual submontana*. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro-ES, 123p.
- DIDHAM, R.K. 1998. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia*, 116: 397-406.
- DIJKSTRA, P.; MENYAILO, O.V.; DOUCETT, R.R.; HART, S.C.; SCHWARTZ, E. & HUNGATE, B.A. 2006. C and N availability affects the N-15 natural abundance of the soil microbial biomass across a cattle manure gradient. *European Journal of Soil Science*, 57: 468-475.
- DINIZ, A.R.; PEREIRA, M.G. & LOSS, A. 2011. Aporte de material decíduo e nutriente para o solo em plantio de eucalipto e floresta secundária. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 31(65): 19-26.
- DINIZ, A.R.; MACHADO, D.L.; PEREIRA, M.G.; BALIEIRO, F.C. & MENEZES, C.E.G. 2015. Biomassa, estoques de carbono e de nutrientes em estádios sucessionais da Floresta Atlântica, RJ. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 10(3): 443-451.
- DONAGEMA, G.K.; CAMPOS, D.V.B. de; CALDERANO, S.B. & TEIXEIRA, W.G.; VIANA, J.H.M. 2011. *Manual de métodos de análise de solos*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, v. 2, 230p.
- DORTZBACH, D.; PEREIRA, M.G.; BLAINSKI, É. & GONZÁLEZ, A.P. 2015. Estoque de C e abundância natural de ¹³C em razão da conversão de áreas de floresta e pastagem em bioma Mata Atlântica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 39(6): 1643-1660.
- DUBREUIL, V.; FANTE, K.P.; PLANCHON, O.; SANT'ANNA-NETO, J.L. 2018. Os tipos de climas anuais no Brasil: uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. *Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasileira de geografia*, 37.
- EAMUS, D. & PRIOR, L. 2011. Ecophysiology of trees of seasonally dry tropics: comparisons among phenologies. *Advances in Ecological Research*, 32: 113-197.
- EHLERINGER, J.R.; FIELD, C.B.; LIN, Z.F. & KUO, C.Y. 1986. Leaf carbon isotope and mineral composition in subtropical plants along an irradiance cline. *Oecologia*, 70(4): 520-526.
- EHLERINGER, J.R.; HALL, A.E. & FARQUHAR, G.D. 1993. *Stable Isotopes and Plant Carbon – Water Relations*. New York: Academic Press, 555p.
- EHLERINGER, J.R.; BUCHMANN, N. & FLANAGAN, L.B. 2000. Carbon isotope ratios in belowground carbon cycle processes. *Ecological Applications*, 10(2): 412-422.
- EMBRAPA. 1997. *Manual de métodos de análise de solo*. Centro Nacional de Pesquisa de Solos-Embrapa.
- EMBRAPA. 2018. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. Brasília: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 356p.

- FAIRCHILD, T.; TAIOLI, F.; TEIXEIRA, W. & TOLEDO, C. 2008. *Decifrando a terra*. São Paulo: Mundogeo, 557p.
- FAO. 2013. Climate Change Guidelines for Forest Managers. FAO Forestry Paper. Rome: Food and Agriculture Organization of United Nations, Forestry Department, p.172.
- FARQUHAR, G.D. & LLOYD, J. 1993. Carbon and oxygen isotope effects in the exchange of carbon dioxide between terrestrial plants and the atmosphere. In: Ehleringer, J.R.; Hall, A.E. & Farquhar, G.D. (Eds.). *Stable Isotopes and Plant Carbon–Water Relations*. London: Academic Press, p. 47-70.
- FARQUHAR, G.D.; O'LEARY, M.H. & BERRY, J.A. 1982. On the relationship between carbon isotope discrimination and the intercellular carbon dioxide concentration in leaves. *Australian Journal of Plant Physiology*, 9: 121-137.
- FERNANDES, F.A. & FERNANDES, A.H.B.M. 2008. *Cálculo dos estoques de carbono do solo sob diferentes condições de manejo*. Comunicado Técnico 69. Corumbá: Embrapa Pantanal, 4p.
- FERRAZ, S.F.B.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; CASSIANO, C.C.; BRANCALION, P.H.S.; DA LUZ, D.T.A.; AZEVEDO, T.N.; TAMBOSI, L.R. & METZGER, J.P. 2014. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape Ecology*, 29: 187-200.
- FERREIRA, L.V. & LAURANCE, W.F. 1997. Effects of Forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia. *Conservation Biology*, 11(3):.797-801.
- FERREIRA-JR, W.G.; SCHAEFER, C.E.G.R. & SILVA, A.F. 2012. Uma visão Pedogeomofológica sobre as formações florestais de Mata Atlântica. *Ecologia de Florestas Tropicais*, 2: 141-174.
- FIGUEIREDO, A.E.S. 2016. *Dinâmica de nitrogênio em solos de florestas secundárias sob diferentes históricos de uso nos municípios de Santarém e Belterra, Amazônia Oriental*. Dissertação (Mestrado em Ciências de Florestas Tropicais), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus-AM, 57p.
- FINZI, A.C.; CANHAM, C.D.; BREEMEN, N.V. 1998. Canopy tree–soil interactions within temperate forests: species effects on pH and cations. *Ecological Applications: Ecological Society of America*, 8(2): 447-454.
- FIORI, D.; CEMIN, G.; SCHNEIDER, V.E. & PÉRICO, E. 2014. Avaliação temporal da cobertura vegetal no município de Vila Flores-RS. In: *IV Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente*, p.1-7.
- FIRESTONE, M, K.1982. Biological denitrification. In: Stevenson, F.J.; Bremner, L.M. & Hauck. R.D. *Nitrogen in agricultura soils*. Madison ASA, p.289-326.
- FLORES-RENTERÍA, D.; RINCÓN, A.; MORÁN-LÓPEZ, T.; HERES, A.; PÉREZ-IZQUIERDO, L.; VALLADARES, F. & CURIEL-YUSTE, J. 2018. Habitat fragmentation is linked to cascading effects on soil functioning and CO₂ emissions in Mediterranean holm-oak-forests. *PeerJ*, 6: e5857.
- FONTAINE, S.; BARDOUX, G.; ABBADIE, L. & MARIOTTI, A. 2004. Carbon input to soil may decrease soil carbon content. *Ecology Letters* 7: 314-320.
- FORMAN, R.T.T. & GORDON, M. 1986. *Landscape Ecology*. New York: John Wiley.

- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. 2012. *Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica Período 2011-2012*. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, p. 122
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. 2018. *Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica período 2016-2017*. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/INPE.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. 2019. *Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica Período 2017-2018*. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/INPE.
- GALLOWAY, J.N., TOWNSEND, A.R., ERISMAN, J.W., BEKUNDA, M., CAI, Z.C., FRENEY, J.R., MARTINELLI, L.A., SEITZINGER, S.P. & SUTTON, M.A. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320: 889-892.
- GAMA, D.M. 2005. *Efeitos de borda sobre o solo, camada de serapilheira e decomposição foliar em um fragmento de Mata Atlântica na Reserva Biológica União, RJ*. Tese (Doutorado em Biociências e Biotecnologia), Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes-RJ.
- GAYOSO, J. & GUERRA, J. 2005. Contenido de carbono en la biomasa aérea de bosques nativos en Chile. *Bosque*, 26(2): 33-38.
- GENTRY, A.H. 1995. *Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. Seasonally dry tropical forests*. Cambridge: Cambridge University Press, v.10, p.146- 190.
- GIACOMO, R.G.; PEREIRA, M.G.; GUARESCHI, R.F. & MACHADO, D.L. 2015. Atributos químicos e físicos do solo, estoques de carbono e nitrogênio e frações húmicas em diferentes formações vegetais. *Ciência Florestal*, 25(3): 617-631.
- GLEIXNER, G.; POIRIER, N.; BOL, R. & BALESSENT, J. 2002. Molecular dynamics of organic matter in a cultivated soil. *Organic Geochemistry*, 33: 357-366.
- GODINHO, T.D.O.; CALDEIRA, M.V.W.; ROCHA, J.H.T.; CALIMAN, J.P. & TRAZZI, P.A. 2014. Quantificação de biomassa e nutrientes na serapilheira acumulada em trecho de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, ES. *Cerne*, 20(1): 11-20.
- GOMES, A.A.; MUSSURY, R.; SCALON, S.; WATTHIER, F.; CUNHA, K. & FILHO, H. 2007. Avaliação do impacto da fragmentação de florestas nativas sobre a mesofauna edáfica na região de Dourados, MS. *Revista Ciência e Agrotecnologia*, 31(3): 612-618.
- GOMES, J.M.; PEREIRA, M.G.; PIÑA-RODRIGUES, F.C.; PEREIRA, G.H.; GONDIM, F.R. & DA SILVA, E.M. 2010. Aporte de serapilheira e de nutrientes em fragmentos florestais da Mata Atlântica, RJ. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 5(3): 383-391.
- GOMES, J.V.; SILVA, C.A.; FERREIRA, T.L.A.; FERREIRA, M.M.; INDA, A.V. & CURI, N. 2018. Carbon Stocks and Pools in Relation to the Texture of Kaolinitic Soils from the Brazilian East Coast. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 42: e0170260.
- GRAY, J.M.; BISHOP, T.F. & WILSON, B.R. 2015. Factors controlling soil organic carbon stocks with depth in eastern Australia. *Soil Science Society of America Journal*, 79(6): 1741-1751.

- GUARESCHI, R.F.; PEREIRA, M.G.; MENEZES, C.E.G.; ANJOS, L.H.C.D. & CORREIA, M.E.F. 2014. Atributos químicos e físicos do solo sob pastagem e estádios sucessionais de floresta estacional. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 113(1): 47-56.
- GUEDES, T. 2018. *Respiração da necromassa em fragmentos de floresta ombrófila da mata atlântica no Rio de Janeiro: efeito de borda*. Monografia (Graduação Ciências Biológicas), Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes-RJ.
- GUO, L.B. & GIFFORD, R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8(4): 345-360.
- HADDAD, N.M.; BRUDVIG, L.A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K.F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R.D.; LOVEJOY, T.E.; SEXTON, J.O.; AUSTIN, M.P.; COLLINS, C.D.; COOK, W.M.; DAMSCHEN, E.I.; EWERS, R.M.; FOSTER, B.L.; JENKINS, C.N.; KING, A.J.; LAURANCE, W.F.; LEVEY, D.J.; MARGULES, C.R.; MELBOURNE, B.A.; NICHOLLS, A.O.; ORROCK, J.L.; SONG, D.X. & TOWNSHEND, J.R. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2): e1500052.
- HAGEDORN, F.; SPINLER, D. & SIEGWOLF, R. 2003. Increased N deposition retards mineralization of old soil organic matter. *Soil Biology Biochemistry*, 35: 1683-1692.
- HARDT, E.; PEREIRA-SILVA, E.F.L.; DOS SANTOS, R.F.; TAMASHIRO, J.Y.; RAGAZZI, S. & LINS, D.B.D.S. 2013. The influence of natural and anthropogenic landscapes on edge effects. *Landscape and Urban Planning*, 120: 59-69.
- HARIDASAN, M. 1987. Distribution and mineral nutrition of aluminium accumulating species in diferente plant communities of the cerrado region of central Brazil. In: San José, R.R. & Montes, R. (Eds.). *La capacidade Bioprodutiva de Sabanas*. Caracas: IVIC/CIET, p. 309-348.
- HARIDASAN, M. 1992. Observations on soils, foliar nutrient concentrations and floristic composition of cerrado sensu stricto and cerradão communities in central Brazil. In: Proctor, J.; Ratter, J.A. & Furley, P.A. (Eds.). *The Nature and Dynamics of forest-savanna boundaries*. UK: Chapman & Hall.
- HARIDASAN, M. 2000. Nutrição mineral de plantas nativas do Cerrado. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, 12(1): 54-64
- HENDRY, J.P. & KALIN, R.M. 1997. Are oxygen and carbon isotopes of mollusk shell reliable palaeosalinity indicators in marginal marina environment? A case study from the middle Jurassic of England. *Journal of the Geological Society*, 154(2): 321-333.
- HOBBIE, E.A. & OUIMETTE, A.P. 2009. Controls of nitrogen isotope patterns in soil profiles. *Biogeochemistry*, 95: 355-371.
- HÖGBERG, P. 1997. ^{15}N natural abundance in soil-plant systems: Tansley Review No. 95. *New Phytologist*, 137: 179-203.
- HOLANDA, A.C.D.; FELICIANO, A.L.P.; FREIRE, F.J.; SOUSA, F.Q.D.; FREIRE, S.R.D.O. & ALVES, A.R. 2017. Aporte de serapilheira e nutrientes em uma área de caatinga. *Ciência Florestal*, 27(2): 621-633.

- HOULTON, B.Z.; SIGMAN, D.M. & HEDIN, L.O. 2006. Isotopic evidence for large gaseous nitrogen losses from tropical rainforests. *Proceedings of the National Academy Science of the United States of America*, 103(23): 8745-8750.
- HUANG, Y.; BOL, R.; HARKNESS, D.D.; INESON, P. & EGLINTON, G. 1996. Post-glacial variations in distributions, ^{13}C and ^{14}C contents of aliphatic hydrocarbons and bulk organic matter in three types of British acid upland soils. *Organic Geochemistry*, 24(3): 273-287.
- IBGE. 2012. *Manuais técnicos em geociências número 1: Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro: INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 271p.
- INMET. 2019. *Estações meteorológicas de Campos e Macaé*. Brasília: Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/>. Acesso em: 10 jan. 2020.
- IPCC. 2006. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. National Greenhouse Gas Inventories Programme. Japan: Published IGES.
- IVANAUSKAS, N.M. & ASSIS, M.C. 2012. Formações florestais brasileiras, 107-140p. In: Martins, S.V. (ed.). *Ecologia de florestas tropicais do Brasil*. 2 ed. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, p.371.
- JAKELAITIS, A.; SILVA, A.A.; SANTOS, J.B. & VIVIAN, R. 2008. Qualidade da camada superficial de solo sob mata, pastagens e áreas cultivadas. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 38: 118-127.
- JENNY, H. 1941. *Factors of Soil Formation*. New York: McGraw-Hill.
- JESUS, K.N. 2017. *Estoques e dinâmica do carbono e nitrogênio em solos sob diferentes coberturas e usos de terra em Pernambuco*. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, 113p.
- JESUS, K.N.; ALBUQUERQUE, E.R.G.M.; SALES, A.T. & SAMPAIO, E.V.D.S.B. (2019). Estoques de carbono em solos de Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 12(3): 714-721.
- JOBBÁGY, E.G. & JACKSON, R.B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10(2): 423-436.
- JOLY, F.X.; Weibel, A.K.; Coulis, M. & Throop, H.L. 2019. Rainfall frequency, not quantity, controls isopod effect on litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 135: 154-162.
- JORDAN, C.F. 1985. *Nutrient cycling in tropical forest ecosystems: principles and their application in management and conservation*. John Wiley & Sons Ltd, 190p.
- KAPOS, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 5: 173-185.
- KAPOS, V.; GANADE, G.; MATSUI, E. & VICTORIA, R.L. 1993. $\delta^{13}\text{C}$ as an indicator of edge effects in tropical rainforest reserves. *Journal of Ecology*, 81(3): 425-432.
- KAZAKOU, E.; VILE, D.; SHIPLEY, B.; GALLET, C. & GARNIER, E. 2006. Co-variations in litter decomposition, leaf traits and plant growth in species from a Mediterranean old-field succession. *Funcional Ecology*, 20: 21-30
- KÖPPEN, W. 1948. Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra. *Ciudad de México: Fondo de Cultura Económica*, p.478.

- KRAMER, M.G.; SOLLINS, P.; SLETTEN, R.S. & SWART, P.K. 2003. N isotope fractionation and measures of organic matter alteration during decomposition. *Ecology*, 84: 2021-2025.
- KRISHNA, M.P. & MOHAN, M. 2017. Litter decomposition in forest ecosystems: a review. *Energy, Ecology and Environment*, 2: 236-249.
- KUPFER, J.A.; MALANSON, G.P. & FRANKLIN, S.B. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 8-20.
- LARCHER, W. 2000. *Ecofisiologia Vegetal*. São Carlos: Editora RiMa. 531 p.
- LAURANCE, W.F. & VASCONCELOS, H.L. 2009. Conseqüências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis*, 13(3): 434-451.
- LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; MERONA, J.R. & LAURANCE, S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*, 79: 2032-2040.
- LAURANCE, W.F.; FEARNside, P.M.; LAURANCE, S.G.; DELAMONICA, P.; LOVEJOY, T.E.; RANKIN-DE MERONA, J.; CHAMBERS, J.Q. & GASCON, C. 1999. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. *Forest Ecology and Management*, 118: 127-138.
- LAURANCE, W.F.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, S.G.; VASCONCELOS, H.L. & LOVEJOY, T.E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, 404: 836.
- LI, Y.; LIU, X.; XU, W.; BONGERS, F.J.; BAO, W.; CHEN, B.; GUO, K.; LAI, J.; LIN, D.; MI, X.; TIAN, X.; WANG, X.; YAN, J.; YANG, B.; ZHEN, Y. & MA, K. 2020. Effects of diversity, climate and litter on soil organic carbon storage in subtropical forests. *Forest Ecology and Management*, 476: 118479.
- LIMA, J.A.S. 2009. *Biomassa arbórea e estoques de nutrientes em fragmentos florestais da baixada litorânea fluminense: o efeito da fragmentação da Mata Atlântica*. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes-RJ, 169p.
- LIMA-NETO, J.D.A.; RIBEIRO, M.R.; CORRÊA, M.M.; SOUZA-JÚNIOR, V.S.D.; LIMA, J.F.W. & FERREIRA, R.F.D.A. 2009. Caracterização e gênese do caráter coeso em latossolos amarelos e argissolos dos tabuleiros costeiros do estado de Alagoas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33(4): 1001-1011.
- LISBOA, A.C. 2010. *Estoque de carbono em área de recomposição florestal com diferentes espaçamentos de plantio*. Dissertação (Mestrado em Ciências), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica-RJ, 49p.
- LIU, N.; GALLINO, R.; BISTERZO, S.; DAVIS, A.M.; SAVINA, M.R. & PELLIN, M.J. 2014. The ¹³C-pocket structure in AGB models: Constraints from zirconium isotope abundances in single mainstream SiC grains. *The Astrophysical Journal*, 788(2): 1-7.
- LOPES, A.S. 1998. *Manual internacional de fertilidade do solo*. 2 Ed. Piracicaba: Potofós.
- LOPES, M.I.M.S.; STRUFFALDI-DE-VUONO, Y. & DOMINGOS, M. 1990. Serapilheira acumulada na floresta da reserva biológica de Paranapiacaba, sujeita aos poluentes atmosféricos de Cubatão, SP. *Hoehnea*, 17(1): 59-70.

- LUIZÃO, R.C.; LUIZÃO, F.J.; PAIVA, R.Q.; MONTEIRO, T.F.; SOUSA, L.S. & KRUIJT, B. 2004. Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian forest. *Global Change Biology*, 10(5): 592-600.
- MA, L.; SHEN, C.; LOU, D.; FU, S.; GUAN, D. 2017. Ecosystem carbon storage in forest fragments of differing patch size. *Scientific Reports*, 7(1): 1-8.
- MACHADO, R.B. 1995. *Padrão de fragmentação da Mata Atlântica em três municípios da bacia do rio Doce (Minas Gerais) e suas consequências para avifauna*. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG.
- MACHADO, P.L.O.A. 2005. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. *Química Nova*, 28(2): 328-334.
- MAGNAGO, L.F.S.; MAGRACH, A.; BARLOW, J.; SCHAEFER, C.E.G.R.; LAURANCE, W.F. & MARTINS, S.V. 2017. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? *Functional Ecology*, 31: 542-552.
- MANZONI, S.; ČAPEK, P.; MOOSHAMMER, M.; LINDAHL, B.D.; RICHTER, A. & ŠANTRŮČKOVÁ, H. 2017. Optimal metabolic regulation along resource stoichiometry gradients. *Ecology Letters*, 20(7): 1182-1191.
- MARANGON, L.C.; SOARES, J.J.; FELICIANO, A.L.P. & BRANDÃO, C.F.L.S. 2007. Estrutura fitossociológica e classificação sucessional do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, no município de Viçosa, Minas Gerais. *Cernea*, 13 (2): 208-221.
- MARÍN-SPIOTTA, E. & SHARMA, S. 2013. Carbon storage in successional and plantation forest soils: a tropical analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 22(1): 105-117.
- MARINHO-JUNIOR, L.J.; LIMA, S.D.; DIAS, A.L.J. & ARAÚJO-FILHO, N.R. 2020. Análise dos estoques de carbono no solo sob diferentes coberturas vegetais no Brasil (revisão). *Journal of Biotechnology and Biodiversity*, 8(1): 31-40.
- MARQUES, J.D.D.O.; LUIZÃO, F.J.; TEIXEIRA, W.G.; VITEL, C.M. & MARQUES, E.M.D.A. 2016. Soil organic carbon, carbon stock and their relationships to physical attributes under forest soils in central Amazonia. *Revista Árvore*, 40(2): 197-208.
- MARTINELLI, L.A.; ALMEIDA, S.; BROWN, I.F.; MOREIRA, M.Z.; VICTÓRIA, R.L.; STERNBERG, L.S.L.; FERREIRA, C.A.C. & THOMAS, W.W. 1998. Stable carbon isotope ratio of tree leaves, boles and fine litter in a tropical forest in Rondonia, Brazil. *Oecologia*, 114(2): 170-179.
- MARTINELLI, L.A.; PICCOLO, M.C.; TOWNSEND, A.R.; VITOUSEK, P.M.; CUEVAS, E.; MCDOWELL, W.; ROBERTSON, G.P.; SANTOS, O.C. & TRESEDER, K. 1999. Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: tropical versus temperate forests. *Biogeochemistry*, 46: 45-65.
- MARTINELLI, L.A.; OMETTO, J.P.H.B.; FERRAZ, E.S.; VICTORIA, R.L.; CAMARGO, P.B.C. & MOREIRA, Z. 2009. *Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis*. São Paulo: Oficina de Textos, 144p.
- MARTINELLI, L.A.; NARDOTO, G.B.; SOLTANGHEISI, A.; REIS, C.R.G.; ABDALLA-FILHO, A.L.; CAMARGO, P.B.; DOMINGUES, T.F.; FARIA, D.; FIGUEIRA, A.M.; GOMES, T.F.; LINS, S.R.M.; MARDEGAN, S.F.; MARIANO, E.; MIATTO, R.C.;

- MORAES, R.; MOREIRA, M.Z.; OLIVEIRA, R.S.; OMETTO, J.P.H.B.; SANTOS, F.L.S.; SENA-SOUZA, J.; SILVA, D.M.L.; SILVA, J.C.S.S. & VIEIRA, S.A. 2020. Determining ecosystem functioning in Brazilian biomes through foliar carbon and nitrogen concentrations and stable isotope ratios. *Biogeochemistry*, 1-19.
- MARTINS, S.C. 2010. *Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo*. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP, 155p.
- MARTINS, D.L. 2012. *Propriedades físicas do solo e seus efeitos sobre a estrutura da floresta determinam os estoques de necromassa na Amazônia Central*. Dissertação (Mestrado em Biologia - Ecologia), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus-AM, 65p.
- MARTINS, S.G.; SILVA, M.L.N.; AVANZI, J.C.; CURI, N. & FONSECA, S. 2010. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. *Scientia Forestalis*, 38(87): 517-526.
- MEIR, P. & PENNINGTON, R.T. 2011. Climatic change and seasonally dry tropical forests. In: Dirzo, R.; Young, H.S.; Mooney, H.A. & Ceballos, G. (Eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*. Washington: Island Press, p.279- 299.
- MELILLO, J.M.; ABER, J.D.; LINKINS, A.E.; RICCA, A.; FRY, B. & NADELHOFFER, K.J. 1989. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: plant litter to soil organic matter. *Plant and Soil*, 115(2): 189-198.
- MELILLO, J.M.; TEUDLER, P.A.; ABER, J.D.; NEWKIRK, K.; LUX, H.; BOWLES, F.P.; CATRICALA, C.; MAGILL, A.; AHRENS, T. & MORRISSEAU, S. 2002. Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system. *Science*, 298(5601): 2173-2176.
- MELO, F.P.L.; ARROYO-RODRIGUEZ, V.; FAHRIG, L.; MARTINEZ-RAMOS, M. & TABARELLI, M. 2013. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, 28: 462-468.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 10: 58-62.
- NADELHOFFER, K.J. & FRY, R.Y., B. 1988. Controls on Natural Nitrogen-15 and Carbon- 13 Abundances in Forest Soil Organic Matter. *Soil Science of Society American Journal*, 52: 1633-1640.
- NARDOTO, G.B. 2005. *Abundância natural de 15N na Amazônia e Cerrado - implicações para a ciclagem de nitrogênio*. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas), Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP, 101p.
- NARDOTO, G.B. & BUSTAMANTE, M.M.D.C. 2003. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 38(8): 955-962.
- NARDOTO, G.B.; OMETTO, J.P.H.B.; EHLERINGER, J.R.; HIGUCHI, N.; DA CUNHA BUSTAMANTE, M.M. & MARTINELLI, L.A. 2008. Understanding the influences of spatial patterns on N availability within the Brazilian Amazon forest. *Ecosystems*, 11(8): 1234-1246.
- NASCIMENTO, A.C.P. 2005. *Produção e aporte de nutrientes da serapilheira produzida em um fragmento de Mata Atlântica da Reserva Biológica União, RJ*.

- Dissertação (Mestrado em Biociências e Biotecnologia), Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes-RJ.
- NASCIMENTO, M.T.; PROCTOR, J. & VILLELA, D.M. 1997. Forest structure, floristic composition and soils of an Amazonian monodominant forest on maracá Island, Roraima, Brazil. *Edinburgh Journal of Botany*, 54(01): 1-38.
- NASCIMENTO, L.S.; CERQUEIRA, R.M. & HENDERSON, B.L. 2015. Produção de serapilheira em um fragmento adjacente a uma cava de mineração, Ribeirão Grande, SP. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 19(9): 892-897.
- NEL, J.A.; CRAINE, J.M. & CRAMER, M.D. 2018. Correspondence between $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in soils suggests coordinated fractionation processes for soil C and N. *Plant and Soil*, 423: 1-15.
- NICO ET AL., 2008.
- NOVAIS, D.B.; FERREIRA, J.S. & BARRETO, P.A.B. 2016. Fertilidade do solo como indicador do efeito de borda em fragmento florestal, Vitória da Conquista, Bahia. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, 11(4): 185-189.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, 32: 793-810.
- OMETTO, J.P.H.B.; EHLERINGER, J.R.; DOMINGUES, T.F.; BERRY, J.A.; ISHIDA, F.Y.; MAZZI, E.; HIGUCHI, N.; FLANAGAN, L.B.; NARDOTO, G.B. & MARTINELLI, L.A. 2006. The stable carbon and nitrogen isotopic composition of vegetation in tropical forests of the Amazon Basin, Brazil. *Biogeochemistry*, 79: 251-274.
- OSHER, L.J.; MATSON, P.A. & AMUNDSON, R. 2003. Effect of land use change on soil carbon in Hawaii. *Biogeochemistry*, 65: 213-232.
- PALACE, M.; KELLER, M.; ASNER, G.P.; SILVA, J.N.M. & PASSOS, C. 2007. Necromass in undisturbed and logged forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 238(1-3): 309-318.
- PALACE, M.; KELLER, M.; HURTT, G. & FROLKING, S. 2012. A review of above ground necromass in tropical forests. In: Sudarshana, P.; Nageswara-Rao, M. & Soneji, J.R. (Eds.). *Tropical Forests*. Intech, p. 215-252.
- PAN, Y.; BIRDSEY, R.A.; FANG, J.; HOUGHTON, R.; KAUPPI, P.E.; KURZ, W.A.; PHILLIPS, O.L.; SHVIDENKO, A.; LEWIS, S.L.; CANADELL, J.G.; CIAIS, P.; JACKSON, R.B.; PACALA, S.W.; MCGUIRE, A.D.; PIAO, S.; RAUTIAINEN, A.; SITCH, S. & HAYES, D. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333(6045): 988-993.
- PANG, Y.; TIAN, J.; ZHAO, X.; CHAO, Z.; WANG, Y.; ZHANG, X. & WANG, D. 2020. The linkages of plant, litter and soil C: N: P stoichiometry and nutrient stock in different secondary mixed forest types in the Qinling Mountains, China. *PeerJ*, 8: e9274.
- PAOLI, G.D.; CURRAN, L.M. & ZAK, D.R. 2006. Soil nutrients and beta diversity in the Bornean Dipterocarpaceae: evidence for niche partitioning by tropical rain forest trees. *Journal of Ecology*, 94: 157-170.
- PARDO, L.H. & NADELHOFFER, K.J. 2010. Using nitrogen isotope ratios to assess terrestrial ecosystems at regional and global scales. In: West, J.B.; Bowen, G.J.; Dawson, T.E. & Tu, K.P. *Isoscapes*. Dordrecht: Springer, p. 221-249.

- PARTON, W.; SILVER, W.L.; BURKE, I.C.; GRASSENS, L.; HARMON, M.E.; CURRIE, W.S.; KING, J.Y.; ADAIR, E.C.; BRANDT, L.A.; HART, S.C. & FASTH, B. 2007. Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. *Science*, 315(5810): 361-364.
- PAULETTO, D. 2006. *Estoque, produção e fluxo de nutrientes da liteira grossa em floresta submetida à exploração seletiva de madeira no noroeste de Mato Grosso*. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias), Universidade Federal do Amazonas, Manaus-AM. 78p.
- PAZ, C.P.; GOOSEM, M.; BIRD, M.; PREECE, N.; GOOSEM, S.; FENSHAM, R. & LAURANCE, S. 2016. Soil types influence predictions of soil carbon stock recovery in tropical secondary forests. *Forest Ecology and Management*, 376: 74-83.
- PEDRO, L.A. 2005. Carbono do solo e mitigação da mudança climática global. *Química Nova*, 28(2): 329-334.
- PENNE, C.; AHRENDTS, B.; DEURER, M. & BÖTTCHER, J. 2010. The impact of the canopy structure on the spatial variability in forest floor carbon stocks. *Geoderma*, 158: 282-297.
- PEREIRA, J.A.A.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; LEMOS-FILHO, J.P. 2007. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 16(6): 1761-1784.
- PESSOA & OLIVEIRA, 2006
- PLANTE, A.F.; CONANT, R.T.; STEWART, C.E.; PAUSTIAN, K. & SIX, J.N. 2006. Impact of soil texture on the distribution of soil organic matter in physical and chemical fractions. *Soil Science Society of America Journal*, 70(1): 287-296.
- PORTELA, R. & SANTOS, F.A.M. 2007. Produção e espessura da serapilheira na borda e interior de fragmentos florestais de mata atlântica e diferentes tamanhos. *Revista Brasileira de Botânica*, 30(2): 271-280.
- PPBIO-AM. 2011. *Protocolo coleta de solos*. PPBio – Amazônia. Disponível em: <https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Protocolo20de20Coleta20de%20Solo.pdf>. Acesso em: 12 out. 2018.
- PPBIO-AM. 2015. *Protocolo coleta de solos para determinar perfis deformados*. Disponível em: https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Protocolo_coleta_de_solos_deformados_1.pdf. Acesso em: 10 out 2020.
- PROCÓPIO-DE-OLIVEIRA, P.; NASCIMENTO, M.T.; CARVALHO, F.A.; VILLELA, D.M.; KIERULFF, M.C.; VERULI, V.P.; LAPENTA, M.J. & SILVA, A.P. 2008. Qualidade do habitat na área de ocorrência do mico-leão-dourado. In: Procópio-de-Oliveira, P.; Grativol, A.D. & Miranda, C.R. (Ed). *Conservação do mico-leão-dourado: enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada*, Campos dos Goytacazes: UENF, p.14-3.
- PROCTOR, J. 1983. Tropical Forest litterfall. I. Problems of data comparison. In: Sutton, S.L.; Whitmore, T.C. & Chadwick, A.C. *Tropical rain forest and managemnet*. Blackwell Scientific Publications, p. 267-273.
- PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; ALVES, L.F.; METZGER, J.P. & HUTH, A. 2011. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a

- modelling study for *Brazilian Atlantic forests*. *Ecological Modelling*, 222(12): 1986-1997.
- QUESADA, C.A.; LLOYD, J.; SCHWARZ, M.; PATIÑO, S.; BAKER, T.R.; CZIMCZIK, C.; FYLLAS, N.M.; MARTINELLI, L.; NARDOTO, G.B.; SCHMERLER, J.; SANTOS, A.J.B.; HODNETT, M.G.; HERRERA, R.; LUIZÃO, F.J.; ARNETH, A.; LLOYD, G.; DEZZEO, N.; HILKE, I.; KUHLMANN, I.; RAESSLER, M.; BRAND; GEILMANN, H.; MORAES-FILHO, J.O.; CARVALHO, F.P.; ARAUJO-FILHO, R.N.; CHAVES, J.E.; CRUZ-JUNIOR, O.F.; PIMENTEL, T.P. & PAIVA, R. 2010. Variations in chemical and physical properties of Amazon forest soils in relation to their genesis. *Biogeosciences*, 7(5): 1515-1541.
- QUESADA, C.A.; PAZ, C.; OBLITAS MENDOZA, E.; PHILLIPS, O.L.; SAIZ, G. & LLOYD, J. 2020. Variations in soil chemical and physical properties explain basin-wide Amazon forest soil carbon concentrations. *Soil*, 6(1): 53-88.
- R CORE TEAM. 2019. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- RADAM BRASIL. 1983. *Rio de Janeiro/Vitória: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra*. Rio de Janeiro: Levantamento de Recursos Naturais, 32, 446p.
- RAIJ, B.V. 1991. *Fertilidade do solo e adubação*. Associação Brasileira para a Pesquisa de Potássio e Fósforo. São Paulo (Piracicaba): Agronômica Ceres, 343p.
- RASIAHA, V.; FLORENTINE S.K.; WILLIAMS, B.L. & WESTBROOKE, K. 2004. The impact of deforestation and pasture abandonment on soil properties in the wet tropics of Australia. *Geoderma*, 120: 35-45.
- RAVEN, P.H.; EVERT, R.F. & EICHHORN, S.E. 1996. *Biologia Vegetal*. 5 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.
- READ, L. & LAWRENCE, D. 2003 Litter nutrient dynamics during succession in dry tropical forests of the Yucatan: regional and seasonal effects. *Ecosystems*, 6: 747-761.
- REICHERT, J.M.; ALBUQUERQUE, J.A.; KAISER, D.R.; REINERT, D.J.; URACH, F.L. & CARLESSO, R. 2009. Estimation of water retention and availability in soils of Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33(6): 1547-1560.
- REIS, B.N. 2019. *Efeito de borda sobre a dinâmica da biomassa arbórea em fragmento de floresta ombrófila da mata atlântica*. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ, 117p.
- RESTREPO, C.; GOMEZ, N. & HEREDIAS, S. 1999. Anthropogenic edges, treefall gaps, and fruitfrugivore interactions in a neotropical montane forest. *Ecology*, 80(2): 668-685
- REYNOLDS, W.D.; BOWMAN, B.T.; DRURY, C.F.; TAN, C.S. & LU, X. 2002. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. *Geoderma*, 110: 131-146.
- RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J. & HIROTA, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142: 1141-1153.

- RICKLEFS, R.E. 2011. *A Economia da Natureza*. 6a. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 192p.
- RODRIGUES, P.J.F.P. 2004. *A vegetação da Reserva Biológica União e os efeitos de borda na Mata Atlântica fragmentada*. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes-RJ, 136p.
- RODRIGUES, P.J.P. & NASCIMENTO, M.T. 2006. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. *Rodriguésia*, 57(89): 63-74.
- RODRIGUES-FILHO, S.; LINDOSO, D.P.; BURSZTYN, M. & NASCIMENTO, C.G. 2016. O clima em transe: políticas de mitigação e adaptação no Brasil. *Revista Brasileira de Climatologia*, 19: 74-91.
- ROSA, T.F.D.; SCARAMUZZA, W.L.M.P. & SILVA, R.G. 2015. Concentração e acúmulo de nutrientes em povoamentos de teca no Estado de Mato Grosso, Brasil. *Cerne*, 21(1): 51-57.
- ROSELL, R. A.; GALANTINI, J. A.; IGLESIAS, J. O. 1996. Organic carbon changes in soil fractions of two texturally different Haplustolls under cultivation. *Humic substances in soil and water environments*. St. Paul, IHSS, p. 161-162.
- RUCKS, L.; GARCÍA, F.; KAPLÁN, A.; PONCE DE LEÓN, J. & HILL, M. 2004. *Propiedades físicas del suelo*. Montevideo: Facultad de Agronomía, Universidad de la República.
- RUMPEL, C. & KÖGEL-KNABNER, I. 2011. Deep soil organic matter — a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant and Soil*, 338: 143-158.
- RUSSELL, M.B.; FRAVER, S.; AAKALA, T.; GOVE, J.H.; WOODALL, C.W.; D'AMATO, A.W. & DUCEY, M.J. 2015. Quantifying carbon stores and decomposition in dead wood: A review. *Forest Ecology and Management*, 350: 107-128.
- RUSSELL, A.E.; Hall, S.J. & James, R.W. 2017. Tropical tree species traits drive soil cation dynamics via effects on pH: a proposed conceptual framework. *Ecological Applications: Ecological Society of America*, 87(4): 485-701.
- RUSSELL, A.E.; KIVLIN, S.N. & HAWKES, C.V. 2018. Tropical Tree Species Effects on Soil pH and Biotic Factors and the Consequences for Macroaggregate Dynamics. *Forests*, 9(4): 184.
- SAITER, F.Z.; WENDT, T.; VILLELA, D.M. & NASCIMENTO, M.T. 2008. Rain Forests: Floristics. In: Del Claro, K.; Oliveira, P.S. & Rico-Gray, V. (Orgs.). *Tropical biology and conservation management*. Paris: Unesco. p. 203-228.
- SAITO, N.S.; MOREIRA, M.A.; SANTOS, A.R.D.; EUGENIO, F.C. & FIGUEIREDO, Á.C. 2016. Geotecnologia e ecologia da paisagem no monitoramento da fragmentação florestal. *Floresta e Ambiente*, 23(2): 201-210.
- SANTIAGO, L.S.; KITAJIMA, K.; WRIGHT, S.J. & MULKEY, S.S. 2004. Coordinated changes in photosynthesis, water relations and leaf nutritional traits of canopy trees along a precipitation gradient in lowland tropical forest. *Oecologia*, 139: 495-502.
- SANTIAGO, L.S.; SILVEIRA, K.; ANDRADE, J.L. & DAWSON, T.E. 2005. El uso de isótopos estables en biología tropical. *Interciencia*, 30(9): 28-35.
- SANTOS, E. 2007. *Carbono, nitrogênio e relação C/N em Gleissolo e Cambissolo sob diferentes tipologias vegetais na área de ocorrência da Floresta Ombrófila Densa*,

- Antonina-PR*. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal do Paraná, Maceió-PR, 104p.
- SANTOS, C.H. 2008. *Alterações no estoque de carbono, na dinâmica da matéria orgânica e dos atributos químicos e físicos induzidas por diferentes usos dos solos de colorado do Oeste-RO*. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical), Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá-MT, 77p.
- SANTOS, C.F. 2014. *Disponibilidade de Nitrogênio no Solo em um Gradiente Altitudinal da Mata Atlântica*. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente), Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo-SP. 67p.
- SANTOS, F.S. 2017. *Relação entre o carbono e o nitrogênio no solo sob diferentes usos e aspectos geomorfológicos ao longo de uma catena na região de Cerrado no Brasil Central*. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade de Brasília, Brasília-DF, 96p.
- SANTOS, L.B. & GUERRA, A.J.T. 2015. Influência da estrutura florestal nas características físico-químicas do solo e no estoque de serrapilheira. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 8: 867-880.
- SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J. & MARGULES, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*, 5: 18-32.
- SCARANO F.R. 2009. Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: rare-species bias and its risks for conservation. *Conservation Biology*, 142: 1201-1208.
- SCHUBART, H.O.R.; FRANKEN, W. & LUIZÃO, F.J. 1984. Uma Floresta sobre Solos Pobres. *Ciência Hoje*, 2(10): 26-32.
- SCHUUR, E.A.G. & MATSON, P.A. 2001. Net primary productivity and nutrient cycling across a mesic to wet precipitation gradient in Hawaiian montane forest. *Oecologia*, 128: 431-442.
- SCORIZA, R.N.; PEREIRA, M.G.; PEREIRA, G.H.A.; MACHADO, D.L. & SILVA, E.M.R. 2017a. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. *Série Técnica Floresta e Ambiente*, 2: 1-18.
- SCORIZA, R.N.; CORREIA, M.E.F. & DA SILVA, E.M.R. 2017b. O estoque de serrapilheira é eficiente como indicador ambiental em fragmentos florestais de encosta? *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 12(1): 79-85.
- SENA-SOUZA, P.J. 2019. *Modelos isotópicos espaciais de nitrogênio do solo nos ecossistemas naturais da América do Sul*. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais), Universidade de Brasília, Planaltina-DF. 126p.
- SHEN, C.; MA, L.; HU, J.; HUANG, L.; CHEN, Y. & GUAN, D. 2019. Soil Carbon Storage and Its Determinants in Forest Fragments of Differentiated Patch Size. *Forests*, 10: 1044.
- SILVA, M.S.L. 1995. *Estudos da erosão*. Petrolina: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa, 20 p.
- SILVA, A.P. 2009. *Ciclagem de nutrientes de mata atlântica de baixada na APA do Rio São Joao, RJ: Efeito do tamanho do fragmento*. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ.

- SILVA, V.D. 2013. *Respiração heterotrófica e estoques de necromassa grossa em regiões de borda e interior em fragmentos de Mata Atlântica*. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ.
- SILVA, J.C.S. 2017. *Estoques e fluxos de carbono e nitrogênio acima e abaixo do solo em fragmentos de Floresta Atlântica no sul do Brasil*. Dissertação (Mestrado em Ciências), Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP, 152p.
- SILVA, C.P. 2019. *Carbono e nitrogênio no solo em fragmentos de floresta estacional de tabuleiro no norte fluminense*. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas), Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes-RJ.
- SILVA, G.C. & NASCIMENTO, M.T. 2001. Fitossociologia de um remanescente de mata sobre tabuleiros no norte do estado do Rio de Janeiro (Mata do Carvão). *Revista Brasileira de Botânica*, 24(1): 51-62.
- SILVA, N.A. & VILLELA, D. 2015. Nutrientes foliares de espécies arbóreas na Mata Atlântica: efeito do tamanho do fragmento. *Ciência Florestal*, 25: 317-325.
- SILVA, V.E; SILVA, A.C & PEREIRA, R.C. 2013. Composição lignocelulósica e isotópica da vegetação e da matéria orgânica do solo de uma turfeira Tropical. I - Composição florística, fitomassa e acúmulo de carbono. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 37: 121-133.
- SILVA ET AL., 2014
- SLOBODA, B.; MARQUES, R.; BIANCHIN, J.; BLUM, H.; DONHA, C.; SILVEIRA, F. & CAPRETZ, R. 2017. Litterfall and nutrient dynamics in a mature Atlantic Rainforest in Brazil. *Floresta e Ambiente*, 24: e20160339.
- SMITH, B.N. & EPSTEIN, S. 1971. Two categories of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios for higher plants. *Plant Physiology*, 47: 380-384.
- SNIDER, M.J.; REINHARDT, L.; WOLFENDEN, R. & CLELAND, W.W. 2002. N^{15} kinetic isotope effects on uncatalyzed and enzymatic deamination of cytosine mark. *Biochemistry*, 41: 415-421.
- SNYDER, P.K.; DELIRE, C. & FOLEY, J.A. 2004. Evaluating the influence of different vegetation biomes on the global climate. *Climate Dynamics*, 23(3-4): 279-302.
- SODEK, L. 2008. Metabolismo do nitrogênio. In: Kerbauy, G.B. (Org.). *Fisiologia vegetal*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, p. 94-113.
- SOH, W.K.; YIOTIS, C.; MURRAY, M.; PARNELL, A.; WRIGHT, I.J.; SPICER, R.A. & MCELWAIN, J.C. 2019. Rising CO_2 drives divergence in water use efficiency of evergreen and deciduous plants. *Science Advances*, 5(12): eaax7906.
- SOLLINS, P.; KRAMER, M.G.; SWANSTON, C.; LAJTHA, K.; FILLEY, T.; AUFDENKAMPE, A.K.; WAGAI, R. & BOWDEN, R.D. 2009. Sequential density fractionation across soils of contrasting mineralogy: evidence for both microbial- and mineral- controlled soil organic matter stabilization. *Biogeochemistry*, 96: 209-231.
- SONG, X.P.; HANSEN, M.C.; STEHMAN, S.V.; POTAPOV, P.V.; TYUKAVINA, A.; VERMOTE, E.F. & TOWNSHEND, J.R. 2018. Global land change from 1982 to 2016. *Nature*, 560(7720): 639-643.

- STAHL, C.; FREYCON, V.; FONTAINE, S.; DEZÉCACHE, C.; PONCHANT, L.; PICON-COCHARD, C.; KLUMPP, K.; SOUSSANA, J.F. & BLANFORT, V. 2016. Soil carbon stocks after conversion of Amazonian tropical forest to grazed pasture: importance of deep soil layers. *Regional Environmental Change*, 16: 2059-2069.
- STEVENSON, F.J. 1982. *Humus chemistry: Genesis, composition, reactions*. New York: John Wiley & Sons, 443p.
- STEVENSON, F.J. 1994. *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. New York: John Wiley & Sons, 496p.
- STOCKMANN, U.; PADARIAN, J.; MCBRATNEY, A.; MINASNY, B.; BRO-GINEZ, D. & MONTANARELLA, L. 2015. Global soil organic carbon assessment. *Global Food Security*, 6: 9-16.
- STUEFFER, J.F.; DE KROON, H. & DURING, H.J. 1996. Exploitation of environmental heterogeneity by spatial division of labor in a clonal plant. *Functional Ecology*, 10(3): 328-334.
- STUTZ, K.P.; DANN, D.; WAMBSGANSS, J.; SCHERER-LORENZEN, M.; LANG, F. 2017. Phenolic matter from deadwood can impact forest soil properties. *Geoderma*, 288: 204-212.
- TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. & GASCON, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 13: 1419-1425.
- TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.M. & BEDE, L.C. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade*, 1(1): 132-138.
- TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V.; GIRAO, L.C.; PERES, C.A. & LOPES, A.V. 2010. Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in northeastern Brazil. *Conservation Biology*, 24(6): 1654-1663.
- TEIXEIRA, M.C. 2017. *Influência do corte raso de eucalipto em espécies arbóreas de mata atlântica: fotoaclimação e alterações isotópicas de c e n no sistema solo-planta*. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes-RJ.
- TEIXEIRA, M.C.; VITÓRIA, A.P.; DE REZENDE, C.E.; DE ALMEIDA, M.G. & NARDOTO, G.B. 2020. Consequences of removal of exotic species (eucalyptus) on carbon and nitrogen cycles in the soil-plant system in a secondary tropical Atlantic forest in Brazil with a dual-isotope approach. *PeerJ*, 8: e9222.
- TELLES, E.C.C.; CAMARGO, P.B.; MARTINELLI, L.A.; TRUMBORE, S.E.; COSTA, E.S.; SANTOS, J.; HIGUCHI, N. & OLIVEIRA, R.O. 2003. Influence of soil texture on carbon dynamics and storage potential in tropical soils of Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(2): 1040.
- THIBAUT, M. & MOREAU, G. 2016. Enhancing bark-and wood-boring beetle colonization and survival in vertical deadwood during thinning entries. *Journal of Insect Conservation*, 20(5): 789-796.
- TIAN, L.; ZHAO, L.; WU, X.; FANG, H.; ZHAO, Y.; YUE, G.; LIU, G. & CHEN, H. 2017. Vertical patterns and controls of soil nutrients in alpine grassland: Implications for nutrient uptake. *Science of the Total Environment*, 607-608: p. 855-864.

- TILMAN, D.; BALZER, C.; HILL, J. & BEFORT, B.L. 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108: 20260-20264.
- TISDALL, J.M. & OADES, J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33: 141-163.
- TRUMBORE, S. 2009. Radiocarbon and soil carbon dynamics. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 37: 47-66.
- TRUMBORE, S.E.; DAVIDSON, E.A.; CAMARGO, P.B.; NEPSTAD, D.C. & MARTINELLI, L.A. 1995. Below-ground cycling of carbon in forests and pastures of Eastern Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles*, 9(9): 515-528.
- TRUMBORE, S.; BRANDO, P. & HARTMANN, H. 2015. Forest health and global change. *Science*, 349(6250): 814-818.
- VASCONCELOS, H.L. & LUIZÃO, F.J. 2004. Litter production and litter nutrient concentrations in a fragmented Amazonian landscape. *Ecological Application*, 14: 884-892.
- VASCONCELOS, H.L. & LAURANCE, W.F. 2005. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. *Oecologia*, 144: 456-462.
- VELDKAMP, E. 1994. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. *Soil Science Society of America Journal*, 58: 175-180.
- VELOSO, H.P.; RANGEL-FILHO, A.L. & LIMA, J.C.A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro: IBGE - Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais.
- VENABLES, W.N. & RIPLEY, B.D., 2002. *Modern Applied Statistics with S*. 4a ed., New York: Springer.
- VIEIRA, L.M.G. 2016. *Efeito de borda na estrutura de fragmentos de floresta estacional semidecidual de diferentes tamanhos na bacia do rio paraopeba, MG*. Dissertação (Mestrado em Manejo e Conservação de Ecossistemas Naturais e Agrários), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 76p.
- VIEIRA, M.D.C. 2019. *Estoque de carbono e nutrientes na serapilheira em diferentes fitofisionomias do Bioma Cerrado dependente da classe textural do solo*. Dissertação (Mestrado em Qualidade Ambiental), Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia-MG, 44p.
- VIEIRA, S.A.; ALVES, L.F.; DUARTE-NETO, P.J.; MARTINS, S.C.; VEIGA, L.G.; SCARANELLO, M.A.; PICOLLO, M.C.; CAMARGO, P.B.; CARMO, J.B.; SOUSA-NETO, E.; SANTOS, F.A.M.; JOLY, C.A & MARTINELLI, L.A. 2011. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above-and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. *Ecology and Evolution*, 1(3): 421-434.
- Vieira *et al.* (2019)
- VILLELA, D.M.; BUFFON, L.B.; ARAGÃO, L.E.O.E.C.; GAMA, D.M.; NASCIMENTO, M.T. & REZENDE, C.E. 1998. Effect of selective logging on litter production and decomposition in Atlantic Forest, RJ, Brazil. In: *Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*. v.4., Águas de Lindóia, São Paulo, ACIESP.

- VILLELA, D.M.; NASCIMENTO, M.T.; ARAGÃO, L.E.O.C. & GAMA, D.M. 2006. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography*, 33(3): 506-516.
- VILLELA, D.M.; DE MATOS, E.A.; PINTO, A.S.; VIEIRA, S.A.; MARTINELLI, L.A. 2012. Carbon and nitrogen stock and fluxes in coastal Atlantic Forest of southeast Brazil: potential impacts of climate change on biogeochemical functioning. *Brazilian Journal Biology*, 72(1): 1-10.
- VITAL, A.R.T.; GUERRINI, I.A.; FRANKEN, W.K. & FONSECA, R.C.B. 2004. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. *Revista Árvore*, 28(6): 793-800.
- VITORIA, A.P.; VIEIRA, T.O.; CAMARGO, P.B. & SANTIAGO, L.S. 2016. Using leaf ^{13}C and photosynthetic parameters to understand acclimation to irradiance and leaf age effects during tropical forest regeneration. *Forest Ecology and Management*, 379: 50-60.
- VITORIA, A.P.; ÁVILA-LOVERA, E.; VIEIRA, T.O.; COUTO SANTO, A.P.L.; PEREIRA, T.J.; FUNCH, L.S.; FREITAS, L.; MIRANDA, L.D.P.; RODRIGUES, P.J.F.P.; REZENDE, C.E. & SANTIAGO, L.S. 2018. Isotopic composition of leaf carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) of deciduous and evergreen understorey trees in two tropical Brazilian Atlantic forests. *Journal of Tropical Ecology*, 34(2): 145-156.
- VITOUSEK, P.M. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *American Naturalist*, 119: 553-572.
- VITOUSEK, P.M. 1984. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*, 65: 285-298.
- VITOUSEK, P.M. & SANFORD, R.L. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17:137-167.
- VITOUSEK, P.M.; GOSZ, J.R.; GRIER, C.C.; MELILLO, J.M. & REINERS, W.A. 1982. A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecological Monographs*, 52: 155-177.
- VITOUSEK, P.M.; CASSMAN, K.; CLEVELAND, C.; CREWS, T.; FIELD, C.B.; GRIMM, N.B.; HOWARTH, R.W.; MARINO, R.; MARTINELLI, L.; RASTETTER, E.B. & SPRENT, J.I. 2002. Towards an ecological understanding of biological nitrogen fixation. *Biogeochemistry*, 57/58: 1-45.
- VOGEL, H.L.M.; LORENTZ, L.H.; AZEVEDO, J.V.S.; ROTT, L.A.G. & MOTTA, M.S.M. 2013. Efeito de borda no estoque de serapilheira e nutrientes em um fragmento de floresta nativa no Bioma Pampa-RS. *Ecologia e Nutrição Florestal*, 1(1): 46-54.
- WALLANDER, H.; NILSSON, L.O.; HAGERBERG, D. & ROSENGREN, U. 2003. Direct estimates of C:N ratios of ectomycorrhizal mycelia collected from Norway spruce forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(7): 997-999.
- WANG, G.; JIA, Y. & LI, W. 2015. Effects of environmental and biotic factors on carbon isotopic fractionation during decomposition of soil organic matter. *Scientific Reports*, 5: 11043.
- WIESMEIER, M.; URBANSKI, L.; HOBLEY, E.; LANG, B.; VON LÜTZOW, M.; MARÍN-SPIOTTA, E.; WESEMAEL, B.; RABOT, E.; LIEß, M.; GARCIA-FRANCO, N.; WOLLSCHLAGER, U.; VOGEL, H.J. & KÖGEL-KNABNER, I. 2019. Soil organic

- carbon storage as a key function of soils –A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333: 149-162.
- WILLIAMS, K.J.; FORD, A.; ROSAUER, D.; SILVA, N.; MITTERMEIER, R.; BRUCE, C.; LARSEN, F.W. & MARGULES, C. 2011. Forests of East Australia: The 35th Biodiversity Hotspot. *Biodiversity Hotspots*, Springer Nature, p.295-310.
- WOICIECHOWSKI, T. & MARQUES, R. 2017. Produção de serapilheira e restituição de nutrientes em florestas secundárias do litoral paranaense. *Ecologia e Nutrição Florestal*, 5(2): 53-67.
- ZANON, C. 2013. *Atributos físicos e químicos do solo sob diferentes coberturas vegetais no sul do estado do Espírito Santo*. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro-ES, 59p.
- ZHOU, G.; Xu, S.; Ciais, P.; Manzoni, S.; Fang, J.; Yu, G.; Tang, X.; Zhou, P.; Wang, W.; Yan, J.; Wang, G.; Ma, K.; Li, S.; Du, S.; Han, S.; Ma, Y.; Zhang, D.; Liu, J.; Liu, S.; Chu, G.; Zhang, Q.; Li, Y.; Huang, W.; Ren, H.; Lu, X. & Chen, X. 2019. Climate and litter C/N ratio constrain soil organic carbon accumulation. *National Science Review*, 6(4): 746-757.

10. APENDICES

Apêndice A Datas das coletas da necromassa fina realizadas em fragmentos de FES no município de São Francisco de Itabapoana, RJ.

Floresta Estacional Semidecidual (FES)		
Fragmentos	Parcelas	Data da coletas
EEEG	T1	15/03/2013
	T2	15/02/2013
	T3	22/03/2013
	T4	22/03/2013
F. Imburi	T1	01/11/2012
	T2	01/11/2012
	T3	12/11/2012
	T4	14/11/2012
F.Palmeiras	T1	24/10/2012
	T2	26/10/2012
	T3	22/11/2012
	T4	29/11/2012
F. Santana	T1	10/12/2012
	T2	10/12/2012
	T3	16/01/2013
	T4	18/01/2013
F. Stº Antônio	T1	05/12/2012
	T2	07/12/2012
	T3	05/12/2012
	T4	17/12/2012

Apêndice B Datas das coletas do solo realizadas em fragmentos de FES no município de São Francisco de Itabapoana, RJ.

Floresta Estacional Semidecidual (FES)		
Fragmentos	Parcelas	Data da coletas
EEEG	2	07/04/2018
	3	08/04/2018
	4	07/04/2018
	5	08/04/2018
F. Imburi	2	29/04/2018
	3	29/04/2018
	4	01/05/2018
	5	29/04/2018
F.Palmeiras	2	11/12/2017
	3	01/03/2018
	4	01/03/2018
	5	01/03/2018
F. Santana	2	08/05/2018
	3	28/04/2018
	4	28/04/2018
	5	28/04/2018
F. Stº Antônio	2	30/04/2018
	3	30/04/2018
	4	30/04/2018
	5	30/04/2018

Apêndice C Datas das coletas da necromassa fina realizadas em fragmentos de floresta ombrófila densa FOD do Norte Fluminense, RJ.

Floresta Ombrófila Densa (FOD)		
Fragmentos	Parcelas	Data da coletas
União	G1	19/09/2015
	G3	19/10/2015
	G11	22/08/2015
	C1	17/11/2015
Afetiva	T1	15/10/2016
	T2	22/10/2016
	T3	23/10/2016
	T4	27/11/2016
Estreito	T1	24/10/2016
	T2	24/10/2016
	T3	06/11/2016
	T4	26/11/2016
Vendaval	T1	02/02/2017
	T2	03/02/2017
	T3	15/02/2017
	T4	01/02/2017
Sitio do Professor	T1	16/02/2017
	T2	17/02/2017
	T3	05/04/2017
	T4	06/04/2017

Apêndice D Datas das coletas do solo realizadas em fragmentos de floresta ombrófila densa FOD do Norte Fluminense, RJ.

Floresta Ombrófila Densa (FOD)		
Fragmentos	Parcelas	Data da coletas
União	GPT	05/03/2018
	RERIO	06/03/2018
	RE1	06/03/2018
	EC	03/04/2018
Afetiva	T1	08/01/2019
	T2	08/01/2019
	T3	10/01/2019
	T4	11/01/2019
Estreito	T1	17/01/2019
	T2	17/01/2019
	T3	07/02/2019
	T4	07/02/2019
Vendaval	T1	12/02/2019
	T2	13/02/2019
	T3	13/02/2019
	T4	14/02/2019
Sitio do Professor	T1	27/02/2019
	T2	28/02/2019
	T3	20/02/2019
	T4	21/02/2019

11. ANEXOS

Anexo 1. Análise de variância para a densidade aparente do solo entre as florestas estacionais semidecidual e floresta ombrofila densa e as camadas de 0 a 30 cm do Norte Fluminense, RJ.

Fonte de variação	Soma de quadrados	Grau de liberdade	Quadrado médio	F	p
Fisionomia	1.62	1	11.62	65.24	1,89E-10
Camada	1.84	3	11.86	74.70	7,09E-12

Anexo 2. Análise de variância (*Anova Fatorial*) para o pH do solo entre as florestas estacionais semidecidual e floresta ombrofila densa e as camadas de 0 a 30 cm, Norte Fluminense, RJ.

Fonte de variação	Soma de quadrados	Grau de liberdade	Quadrado médio	F	p
Fisionomia:Camada	2.24	3	2.24	13.40	0.0003

Anexo 3. Análise de variância (*Anova Fatorial*) para a concentração de C (g/kg) do solo entre as florestas estacionais semidecidual e floresta ombrofila densa e as camadas de 0 a 30 cm, Norte Fluminense, RJ.

Fonte de variação	Soma de quadrados	Grau de liberdade	Quadrado médio	F	p
Fisionomia:Camada	1.135	3	1.135	4.31	0.03

Anexo 4. Análise de variância (*Anova Fatorial*) para a concentração de N (g/kg) do solo entre as florestas estacionais semidecidual e floresta ombrofila densa e as camadas de 0 a 30 cm, Norte Fluminense, RJ.

Fonte de variação	Soma de quadrados	Grau de liberdade	Quadrado médio	F	p
Fisionomia:Camada	0.02	3	0.02	4.03	0.05

Anexo 5. Análise de variância para a razão C:N do solo entre as florestas estacionais semidecidual e floresta ombrofila densa e as camadas de 0 a 30 cm do Norte Fluminense, RJ.

Fote de variação	Soma de quadrados	Grau de liberdade	Quadrado médio	F	p
Fisionomia	3.86	1	3.86	1.81	1,89E-10
Camada	0.34	3	0.33	0.15	7,09E-12

Anexo 6. Análise de variância para a mpedia (0 a 30 cm) do Estoque de C (Mg/ha) no solo entre a floresta estacional semidecidual e floresta ombrofila densa, Norte Fluminense, RJ.

Fonte de variação	Soma de quadrados	Grau de liberdade	Quadrado médio	F	p
Fisionomia	1.400	1	1.399	4.37	0.03

Anexo 7. Análise de variância para a média (0 a 30 cm) do Estoque de C (Mg/ha) no solo entre a floresta estacional semidecidual e floresta ombrofila densa, Norte Fluminense, RJ.

Fonte de variação	Soma de quadrados	Grau de liberdade	Quadrado médio	F	p
Fisionomia	0.148	1	0.148	4.09	0.04

Anexo 8. Análise de variância (*Anova fatorial*) para o isótopo $\delta^{13}\text{C}$ do solo entre a floresta estacional semidecidual e floresta ombrofila densa e as camadas de 0 a 30 cm d do Norte Fluminense, RJ.

Fonte de variação	Soma de quadrados	Grau de liberdade	Quadrado médio	F	p
Fisionomia:Camada	13.59	1	13.59	21.66	1,20E-03

Anexo 9. Análise de variância (*Anova Fatorial*) para a o isótopo $\delta^{15}\text{N}$ solo entre a floresta estacional semidecidual e floresta ombrofila densa e as camadas de 0 a 30 cm d do Norte Fluminense, RJ.

Fonte de variação	Soma de quadrados	Grau de liberdade	Quadrado médio	F	p
Fisionomia:Camada	7.75	1	7.75	25.59	1,20E-03

Anexo 10. Análise de variância para a média (0 a 100cm) densidade aparente do solo entre as florestas estacional semidecidual e floresta ombrofila densa, Norte Fluminense, RJ.

Fonte de variação	Soma de quadrados	Grau de liberdade	Quadrado médio	F	p
Fisionomia (média - 100 cm)	0.017	1	0.017	0.418	0.54

Anexo 11. Análise de variância para a média (0 a 100cm) do pH no solo entre as florestas estacional semidecidual e floresta ombrofila densa, Norte Fluminense, RJ.

Fonte de variação	Soma de quadrados	Grau de liberdade	Quadrado médio	F	p
Fisionomia (média - 100 cm)	0.590	1	0.589	4.485	0.037

Anexo 12. Análise de variância para a média (0 a 100cm) da concentração do C (g/kg) no solo entre as florestas estacional semidecidual e floresta ombrofila densa, Norte Fluminense, RJ.

Fonte de variação	Soma de quadrados	Grau de liberdade	Quadrado médio	F	p
Fisionomia (média - 100 cm)	0.84	1	0.84	0.027	0.86

Anexo 13. Análise de variância para a média (0 a 100cm) da concentração do N (g/kg) no solo entre as florestas estacional semidecidual e floresta ombrofila densa, Norte Fluminense, RJ.

Fonte de variação	Soma de quadrados	Grau de liberdade	Quadrado médio	F	p
Fisionomia (média - 100 cm)	0.291	1	0.291	1.254	0.266

Anexo 14. Análise de variância para a média (0 a 100cm) do estoque de C (Mg/ha) no solo entre as florestas estacional semidecidual e floresta ombrofila densa, Norte Fluminense, RJ. Foi necessário a transformação dos dados para raiz quadrada, para o cumprimento das premissas de uma anova.

Fonte de variação	Soma de quadrados	Grau de liberdade	Quadrado médio	F	p
Fisionomia (média - 100 cm)	0.012	1	0.012	0.07	0.78

Anexo 15. Análise de variância para a média (0 a 100cm) do estoque de N (Mg/ha) no solo entre as florestas estacional semidecidual e floresta ombrofila densa, Norte Fluminense, RJ. Foi necessário a transformação dos dados para log, para o cumprimento das premissas de uma anova.

Fonte de variação	Soma de quadrados	Grau de liberdade	Quadrado médio	F	p
Fisionomia (média - 100 cm)	0.64	1	0.64	4.105	0.046

Anexo 16. Análise de variância para a média (0 a 100cm) do isótopo de $\delta^{13}\text{C}$ no solo entre a floresta estacional semidecidual e floresta ombrofila densa, Norte Fluminense, RJ.

Fonte de variação	Soma de quadrados	Grau de liberdade	Quadrado médio	F	p
Fisionomia (média - 100 cm)	2.042	1	2.041	3.535	0.063

Anexo 17. Análise de variância para média (0 a 100cm) do isótopo de $\delta^{15}\text{N}$ no solo entre as florestas estacional semidecidual e floresta ombrofila densa, Norte Fluminense, RJ.

Fonte de variação	Soma de quadrados	Grau de liberdade	Quadrado médio	F	p
Fisionomia (média - 100 cm)	13.63	1	13.63	11.38	0.001

Anexo 18. Valores referentes as variáveis do solo nas camadas de 0 a 30 cm de solo. Os valores referentes aos $\delta^{13}\text{C}$ (‰) são negativos na tabela. Dados coletados da floresta estacional semidecidual, no norte fluminense, RJ.

FES (ha)	Densidade aparente do solo (g/cm ³)	pH	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	C/N	C (g/Kg)	N (g/kg)	Estoque de Carbono (Mg/ha)	Estoque de Nitrogênio (Mg/ha)
0 a 5 cm									
15	1,10±0,09	5,29±0,06	27,15±0,22	7,51±0,44	13,07±0,51	18,08±2,95	1,59±0,24	9,90±1,40	0,87±0,13
35	1,16±0,19	5,42±0,37	26,85±0,22	8,37±0,66	14,46±0,93	12,57±3,01	1,00±0,19	7,31±1,99	0,58±0,15
49	0,94±0,08	5,34±0,60	26,73±0,22	9,16±0,66	12,54±0,65	28,04±4,36	2,62±0,51	13,19±1,65	1,23±0,21
55	1,05±0,13	4,86±0,45	26,67±0,23	9,39±0,21	14,20±0,80	24,45±4,79	2,00±0,34	12,68±1,02	1,04±0,06
1182	1,04±0,11	5,39±0,59	26,93±0,16	8,32±0,93	13,88±0,39	24,81±4,87	2,08±0,38	12,94±2,62	1,08±0,20
5 a 10 cm									
15	1,24±0,06	5,07±0,19	26,89±0,23	7,53±0,19	12,48±0,66	13,64±3,27	1,28±0,36	8,41±1,69	0,79±0,18
35	1,35±0,11	5,34±0,40	26,66±0,07	8,21±0,44	14,34±0,69	8,24±0,76	0,66±0,04	5,58±0,91	0,45±0,06
49	1,16±0,16	4,97±0,72	26,60±0,26	9,14±0,70	12,69±0,61	19,08±4,53	1,76±0,46	10,95±1,65	1,01±0,18
55	1,11±0,14	4,69±0,37	26,69±0,19	9,37±0,09	14,39±0,80	19,03±2,53	1,53±0,13	10,50±1,01	0,85±0,08
1182	1,09±0,10	5,24±0,80	26,72±0,18	8,65±0,56	13,81±0,28	17,19±1,81	1,45±0,13	9,37±0,43	0,77±0,23
10 a 20 cm									
15	1,30±0,07	4,81±0,34	26,76±0,19	7,55±0,28	12,33±0,59	10,98±2,52	1,04±0,25	14,20±2,77	1,34±0,28
35	1,44±0,11	5,19±0,37	26,56±0,15	7,85±0,24	13,45±1,33	6,15±1,71	0,52±0,10	8,76±2,00	0,75±0,10
49	1,26±0,15	4,91±0,63	26,44±0,15	9,38±0,48	12,77±0,49	14,58±3,57	1,33±0,31	18,11±3,26	1,65±0,29
55	1,23±0,18	4,44±0,43	26,49±0,20	9,26±0,28	13,20±3,91	13,85±2,12	1,29±0,36	16,78±0,72	1,62±0,64
1182	1,45±0,03	4,73±0,49	26,82±0,24	8,81±0,32	13,88±0,56	12,44±1,94	1,04±0,16	18,09±2,73	1,52±0,23
20 a 30 cm									
15	1,41±0,10	4,62±0,29	26,76±0,04	7,03±0,39	12,83±0,97	9,77±1,28	0,88±0,10	13,82±1,82	1,25±0,16
35	1,39±0,15	5,29±0,41	26,61±0,12	8,07±0,5	13,84±0,95	7,84±2,69	0,65±0,21	8,86±1,28	0,75±0,10
49	1,22±0,24	5,02±0,64	26,25±0,28	9,38±0,34	12,87±0,80	18,29±7,70	1,68±0,77	17,65±4,26	1,49±0,39
55	1,17±0,15	4,50±0,40	26,30±0,06	9,33±0,3	14,17±2,20	16,91±5,66	1,40±0,44	15,33±2,03	1,23±0,15
1182	1,43±0,10	4,62±0,39	26,82±0,58	8,70±0,59	14,89±0,39	10,15±1,80	0,79±0,14	14,67±3,51	1,15±0,28

Anexo 19. Valores referentes as variáveis do solo nas camadas de 0 a 30 cm de solo. Os valores referentes aos $\delta^{13}\text{C}$ (‰) são negativos na tabela. Dados coletados da floresta omborfila densa, no norte fluminense, RJ.

FOD (ha)	Densidade aparente do solo (g/cm ³)	pH	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	C/N	C (g/Kg)	N (g/kg)	Estoque de Carbono (Mg/ha)	Estoque de Nitrogênio (Mg/ha)
0 a 5 cm									
23,5	0,95±0,15	4,29±0,35	28,12±0,34	5,52±1,17	13,03±0,79	30,54±6,34	2,75±0,67	14,36±2,43	1,28±0,22
25,5	0,78±0,12	4,29±0,36	27,71±0,58	6,11±0,33	10,12±3,29	35,52±8,01	4,76±2,87	13,65±1,10	1,77±0,83
33,5	0,88±0,04	4,29±0,37	27,81±0,35	4,55±0,82	14,76±0,88	27,14±4,61	2,15±0,40	12,13±2,73	0,96±0,23
155	1,10±0,16	4,29±0,38	28,25±0,34	5,44±0,21	13,85±0,77	25,26±11,74	2,11±0,90	13,41±4,37	1,12±0,32
2300	0,93±0,10	4,29±0,39	28,20±0,17	6,40±0,51	15,60±0,93	27,15±7,98	2,05±0,66	12,55±3,39	0,94±0,27
5 a 10 cm									
23,5	1,06±0,16	4,24±0,18	27,85±1,22	6,29±0,47	12,95±0,64	19,43±4,71	1,76±0,47	10,17±2,17	0,92±0,22
25,5	0,90±0,10	4,85±0,18	26,97±0,25	6,83±0,55	10,97±0,32	24,47±5,98	2,61±0,69	11,16±3,50	1,19±0,40
33,5	1,00±0,09	4,26±0,21	26,88±1,40	5,89±0,58	14,36±0,56	20,34±3,16	1,66±0,30	10,27±1,98	0,83±0,18
155	1,10±0,18	4,63±0,39	27,48±0,39	6,36±0,29	13,50±2,50	19,51±10,83	1,61±0,53	10,37±4,80	0,86±0,23
2300	1,01±0,21	4,22±0,10	27,66±0,26	7,33±0,62	14,80±0,38	21,45±7,50	1,69±0,61	10,48±2,86	0,82±0,22
10 a 20 cm									
23,5	1,10±0,14	4,28±0,20	26,96±0,76	6,75±0,22	13,41±0,87	16,57±2,62	1,43±0,16	19,23±4,67	1,65±0,30
25,5	1,00±0,19	4,71±0,07	26,46±0,15	6,89±0,50	11,02±0,46	15,96±5,12	1,70±0,59	15,29±2,88	1,62±0,36
33,5	1,09±0,22	4,38±0,19	26,35±1,58	6,81±0,70	14,45±0,40	17,34±1,95	1,40±0,15	19,05±3,96	1,54±0,33
155	1,13±0,07	4,70±0,48	26,84±0,75	6,61±0,15	12,58±1,27	11,14±2,25	1,03±0,15	12,51±1,95	1,15±0,10
2300	1,02±0,24	4,24±0,11	27,47±0,34	7,63±0,22	14,53±0,70	17,24±4,61	1,38±0,34	16,89±2,63	1,35±0,23
20 a 30 cm									
23,5	1,15±0,18	4,34±0,20	26,77±0,43	7,03±0,65	13,46±0,38	14,18±2,35	1,23±0,22	16,05±2,40	1,40±0,21
25,5	1,23±0,25	4,78±0,07	26,27±0,64	6,55±1,36	10,54±0,89	10,53±1,50	1,13±0,4	12,24±4,88	1,35±0,45
33,5	1,13±0,07	4,43±0,14	25,91±1,15	7,70±0,43	13,88±0,11	12,99±1,03	1,09±0,08	14,75±1,82	1,24±0,15
155	1,27±0,16	4,65±0,38	26,39±0,70	6,75±0,57	12,25±0,54	8,80±1,22	0,62±0,35	11,15±1,21	0,78±0,43
2300	1,03±0,21	4,30±0,07	27,18±0,39	7,45±0,37	14,99±1,21	16,14±1,84	1,25±0,10	16,50±3,23	1,28±0,19