



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E ENGENHARIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

FRANCIELLE SANTANA DE OLIVEIRA

**BIOMASSA, CARBONO E NUTRIENTES EM POVOAMENTO DE
Schizolobium parahyba var. *amazonicum* EM DIFERENTES
ESPAÇAMENTOS**

JERÔNIMO MONTEIRO-ES

2022

FRANCIELLE SANTANA DE OLIVEIRA

**BIOMASSA, CARBONO E NUTRIENTES EM POVOAMENTO DE
Schizolobium parahyba var. *amazonicum* EM DIFERENTES
ESPAÇAMENTOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.
Orientador: Prof. Dr. Marcos Vinicius Winckler Caldeira
Coorientador: Prof. Dr. Paulo André Trazzi

JERÔNIMO MONTEIRO-ES

2022

- O48b Oliveira, Francielle Santana de, 1993-
BIOMASSA, CARBONO E NUTRIENTES EM POVOAMENTO DE *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* EM DIFERENTES ESPAÇAMENTOS / Francielle Santana de Oliveira. - 2022.
119 f. : il.
- Orientador: Marcos Vinicius Winckler Caldeira.
Coorientador: Paulo André Trazzi.
Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias e Engenharias.
1. Fertilidade do solo. 2. Biomassa florestal. 3. Leguminosa. 4. Reflorestamento. 5. Carbono. I. Caldeira, Marcos Vinicius Winckler. II. Trazzi, Paulo André. III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Agrárias e Engenharias. IV. Título.

CDU: 630

**BIOMASSA, CARBONO E NUTRIENTES EM POVOAMENTO DE
Schizolobium parahyba var. *amazonicum* EM DIFERENTES
ESPAÇAMENTOS**

Francielle Santana de Oliveira

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.

Aprovada em 21 de fevereiro de 2022.



Prof^a. Dr^a. Patrícia Anjos Bittencourt Barreto-Garcia (Examinadora externa)
Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia



Prof^a. Dr^a. Soraya Alvarenga Botelho (Examinadora externa)
Universidade Federal de Lavras



Prof^a. Dr^a. Francine Neves Calil (Examinadora externa)
Universidade Federal de Goiás



Prof. Dr. Marcos Vinicius Winckler Caldeira (Orientador)
Universidade Federal do Espírito Santo

*Não fui eu que ordenei a você?
Seja forte e corajoso!
Não se apavore nem desanime,
pois o Senhor, o seu Deus,
estará com você por onde você andar.*

Josué 1:9

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, meu socorro e refúgio, nessa longa aprendizagem que é a vida;

Aos meus pais, Roberto e Graça, pelo apoio as minhas escolhas. A minha irmã Martielly, inspiração como pessoa e cientista. E minha querida avó Maria, por ser minha segunda mãe e meu porto seguro. Amo muito vocês;

Ao meu orientador Marcos Vinicius Winckler Caldeira e meu coorientador Paulo André Trazzi, por todo conhecimento transmitido, pela confiança, incentivo e paciência;

Ao meu namorado Guilherme, pela compreensão e por ser afago, nas horas boas e ruins da vida, me ajudando sempre a ser melhor.

Aos meus sogros, Magda e Nilgésio, que me acolheram como filha e vibram com as minhas vitórias.

Ao meu colega de pesquisa, Robert, por ser solícito e paciente frente às diversas dúvidas (risos). Sou muito grata!

Ao Matheus Lopes, por ser sempre muito solícito em todas as etapas e nos ajudado em diversas dúvidas estatísticas no decorrer dessa jornada. Com certeza sua ajuda foi imprescindível!

Ao Danilo Andrade, pelo auxílio e disposição em ajudar nos questionamentos ao longo desse período. Sua participação foi fundamental!

A professora Grasielle Dick, pela disponibilidade, sugestões e contribuições na realização deste trabalho.

As minhas amigas de longa data, Kaoma, Ana Paula e Patrícia. Obrigada por todas as palavras ditas e pela presença de vocês na minha vida.

Aos meus queridos amigos, Priscilla e Marcus, pelas tardes de café e bate papo, pelo apoio, carinho e maravilhosa companhia. Obrigada por ter tornado essa jornada mais leve!

A Megg, amiga e parceira das disciplinas, de longas conversas, desabafos, risos e choros. Obrigada pela amizade!

A Billy, meu amado e eterno cachorro, por todos os momentos de diversão e lealdade, e por ter preenchido minha vida com amor e companheirismo. Te amo pra sempre!

A Universidade Federal do Espírito Santo, pela oportunidade concedida;

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), pela concessão da bolsa de mestrado que foi de extrema importância para realização do curso;

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo – Ifes - Campus de Alegre, pela concessão da área de estudo.

A Fundação de Amparo à pesquisa e Inovação do Espírito Santo (Fapes) por meio do Edital Fapes N° 19/2018- Taxa de Pesquisa (Termo de Outorga: 216/2019) e Edital Fapes/Capes N° 10/2018 (Processo N° 83508490);

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (Processo N° 150073/2018-6) e Chamada CNPq N° 09/2018- Bolsas de Produtividade em Pesquisa (Processo N° 305090/2018-6).

RESUMO

OLIVEIRA, Francielle Santana. **Biomassa, carbono e nutrientes em povoamento de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* em diferentes espaçamentos**, 2022. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Orientador: Marcos Vinicius Winckler Caldeira. Coorientador: Paulo André Trazzi.

Espécies florestais de rápido crescimento, têm papel fundamental para as indústrias florestais brasileiras, em vista da crescente demanda de matéria prima para esse setor. Nesse contexto, o presente estudo objetiva verificar a influência do espaçamento de plantio na produção de biomassa acima do solo, estoque de carbono e nutrientes em povoamentos de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby e quantificar carbono orgânico e nitrogênio no solo. A pesquisa foi desenvolvida na área experimental do Ifes, no distrito de Rive, Alegre, ES, numa área anteriormente ocupada com pastagem e atividade pecuária. O povoamento foi implantado em junho de 2011 com três diferentes espaçamentos de plantio, sendo: 3 m x 3 m, 4 m x 4 m e 5 m x 5 m. Foram coletadas amostras deformadas de solo nas profundidades 0-20; 20-40; 40-60; 60-80 e 80-100 cm, aos 8,2 anos de idade do povoamento, para avaliação da fertilidade, carbono orgânico e nitrogênio total do solo. Para a obtenção das variáveis dendrométricas foi realizado o inventário florestal aos 8,3 anos de idade do povoamento. Foi obtido a biomassa e o teor de carbono por meio do método direto nos compartimentos fuste, casca, galhos finos, galhos grossos e folhas, nos quais foi quantificado o teor e estimado o estoque dos nutrientes (N, P, K, Ca, Mg), calculado a eficiência do uso de nutrientes (EUN) e número de cortes (NC) para avaliar os cenários de colheita da biomassa. O valor máximo de CTC (t) para o espaçamento mais adensado foi 1,9 e 2,3 vezes maior do que o espaçamento intermediário e o menos adensado. Os menores valores médios para a densidade do solo (Ds) ocorreram nos horizontes superficiais, com média geral de 1,33 g cm⁻³. O estoque de C no espaçamento 3 m x 3 m e 4 m x 4 m na ordem de 34,63 e 36,90 Mg ha⁻¹, para a camada 0-20 cm, correspondendo a um incremento de 13,8 e 21,3 % em comparação ao espaçamento 5 m x 5 m. A produção total de biomassa e C estocado nas árvores foi de 55,9 Mg ha⁻¹ e 24,6 Mg ha⁻¹. A maior densidade de plantio, promoveu maior produção de biomassa e estoque

de C (Mg ha^{-1}) e nutrientes nas plantas. O acúmulo de nutrientes é mais acentuado no fuste, com exceção para Ca, que se acumulam em maiores proporções na casca e galhos. A tendência de acúmulo de nutrientes na biomassa foi: fuste > galhos grossos > galhos finos > casca > folhas. Os espaçamentos de plantio não interferiram nos padrões de EUN. Dentre os nutrientes avaliados o Ca apresentou a EUN baixa quando comparados a P e Mg, que apresentaram maior EUN na produção de todos os componentes da biomassa. Para o cenário de colheita, o N, P e K são os principais nutrientes que poderão limitar a produtividade do povoamento para condução de novos ciclos. Logo, para favorecer a sustentabilidade nutricional, recomenda-se realizar a colheita apenas da madeira do tronco.

Palavras-chave: Fertilidade do solo; Paricá; Espécie florestal nativa; Reflorestamento; Eficiência de uso de nutrientes.

ABSTRACT

OLIVEIRA, Francielle Santana. **Biomass, carbon and nutrients in a stand of *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* in different spacings**, 2022. Dissertation (Master's degree on Forest Science) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Adviser: Marcos Vinicius Winckler Caldeira. Co-Adviser: Paulo André Trazzi.

Fast-growing forest species play a key role for Brazilian forest industries, given the growing demand for raw materials for this sector. In this context, the present study aims to verify the influence of planting spacing on aboveground biomass production, carbon stock and nutrients in *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby and quantify soil organic carbon and nitrogen. The research was developed in the experimental area of Ifes, in the district of Rive, Alegre, ES, in an area previously occupied with pasture and livestock activity. The stand was implemented in June 2011 with three different planting spacings: 3 m x 3 m, 4 m x 4 m and 5 m x 5 m. Deformed soil samples were collected at depths 0-20; 20-40; 40-60; 60-80 and 80-100 cm, at 8.2 years of age of the stand, to evaluate fertility, organic carbon and total soil nitrogen. To obtain the metric variables of the forest inventory at 8.3 years of age of the stand was carried out. Biomass and carbon content were obtained using the direct method in the stem, bark, thin branches, thick branches and leaves compartments, in which the content was quantified and the stock of nutrients (N, P, K, Ca, Mg), calculated nutrient use efficiency (EUN) and number of cuts (NC) to evaluate biomass harvesting scenarios. The maximum value of CTC (t) for the densest spacing was 1.9 and 2.3 times greater than the intermediate spacing and the least dense. The lowest mean values for soil density (Ds) occurred in the surface horizons, with a general mean of 1.33 g cm⁻³. C stocks in the 3 m x 3 m and 4 m x 4 m spacing in the order of 34.63 and 36.90 Mg ha⁻¹, for the 0-20 cm layer, corresponding to an increase of 13.8 and 21.3 % compared to 5 m x 5 m spacing. The total production of biomass and C stored in the trees was 55.9 Mg ha⁻¹ and 24.6 Mg ha⁻¹. The higher planting density promoted higher biomass production and stock of C (Mg ha⁻¹) and nutrients in the plants. The accumulation of nutrients more accentuated in the bole, except for Ca, which accumulates in greater proportions in the bark and branches. The

trend of nutrient accumulation in the biomass was: stem > thick branches > thin branches > bark > leaves. Planting spacings did not interfere with EUN patterns. Among the nutrients evaluated, Ca presented a low EUN when compared to P and Mg, which presented higher EUN in the production of all biomass components. For the harvest scenario, N, P and K are the main nutrients that may limit the productivity of the stand to conduct new cycles. Therefore, to promote nutritional sustainability, it is recommended to harvest only the trunk wood.

Keywords: Soil fertility; Paricá; Native forest species; Reforestation; Nutrient use efficiency.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estatística descritiva para as variáveis de caracterização dos atributos químicos do solo em diferentes espaçamentos de plantio no povoamento de <i>S. parahyba</i> var. <i>amazonicum</i> , aos 8,2 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.	49
Tabela 2 - Modelos hipsométricos selecionados para estimativa da altura total de árvores de <i>S. parahyba</i> var. <i>amazonicum</i> em diferentes espaçamentos aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.	74
Tabela 3 – Modelos ajustados e suas respectivas estatísticas para a estimativa da altura (Ht) das árvores de <i>S. parahyba</i> var. <i>amazonicum</i> , para cada espaçamento aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.	74
Tabela 4 - Modelos testados para estimativa do volume nos povoamentos de <i>S. parahyba</i> var. <i>amazonicum</i> em diferentes espaçamentos, aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.	76
Tabela 5 - Modelos ajustados e suas respectivas estatísticas para a estimativa do volume das árvores de <i>S. parahyba</i> var. <i>amazonicum</i> , aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.	77
Tabela 6 - Valores médios das variáveis dendrométricas avaliadas no povoamento de <i>S. parahyba</i> var. <i>amazonicum</i> , aos 8,3 anos após o plantio, em Rive, Alegre, ES.	77
Tabela 7 - Modelos testados para estimativa de biomassa no povoamento de <i>S. parahyba</i> var. <i>amazonicum</i> , aos 8,3 anos após o plantio, em Rive, Alegre, ES.	79
Tabela 8 - Modelos ajustados e suas respectivas estatísticas para a estimativa da biomassa das árvores de <i>S. parahyba</i> var. <i>amazonicum</i> , aos 8,3 anos após o plantio, em Rive, Alegre, ES.	80
Tabela 9 - Teor de nutrientes (g kg ⁻¹) para o povoamento de <i>S. parahyba</i> var. <i>amazonicum</i> , aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.	82
Tabela 10-Simulações quanto ao número de cortes da biomassa acima do solo.	84
Tabela 11 - Biomassa individual (kg árvore ⁻¹) em diferentes espaçamentos de plantio para o povoamento de <i>S. parahyba</i> var. <i>amazonicum</i> , em Rive, Alegre, ES.	86
Tabela 12 - Partição da biomassa (%) em diferentes espaçamentos de plantio para o povoamento de <i>S. parahyba</i> var. <i>amazonicum</i> , em Rive, Alegre, ES.	87

Tabela 13- Biomassa total acima do solo (Mg ha^{-1}) e de seus compartimentos para o povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum* nos diferentes espaçamentos de plantio..... 88

Tabela 14 - Estoque de nutrientes (kg ha^{-1}) dos compartimentos do povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum* cultivados em diferentes espaçamentos aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES..... 92

Tabela 15 - Eficiência do uso de nutrientes (EUN) nos compartimentos em monocultivo de *S. parahyba* var. *amazonicum* sob diferentes espaçamentos aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES..... 93

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1- Paricá (*Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby: a-Perfil monopodial da árvore; b – Estrutura de copa de uma árvore aos 8,3 anos de idade; c – Fuste da árvore; d – Árvores dispostas em linha de plantio em um povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*; e- Morfologia externa (folha recomposta)..... 21
- Figura 2 - Densidade do solo em diferentes espaçamentos e profundidades para o povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*, aos 8,2 anos de idade, em Rive, Alegre, ES. 52
- Figura 3- Teor de carbono **(a)** teor de nitrogênio **(b)** e relação C/N do solo **(c)** em diferentes profundidades para o povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*, aos 8,2 anos de idade, em Rive, Alegre, ES..... 55
- Figura 4-**(a)** Estoque de carbono e **(b)** estoque de nitrogênio presente no solo por intervalo de profundidade até 100 cm, dentro dos diferentes espaçamentos de plantio para o povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*, aos 8,2 anos de idade, em Rive, Alegre, ES. 58
- Figura 5- Distribuição de frequências das árvores do povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum* por espaçamento e por classes de diâmetro, aos 8,3 anos após o plantio. 75
- Figura 6-Participação dos compartimentos copa (folhas + galhos) e fuste com casca na biomassa total acima do solo do povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*, em diferentes espaçamentos, aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES. 89
- Figura 7- Estoque de carbono (Mg ha^{-1}) nos compartimentos das árvores do povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*, aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES. 90
- Figura 8 - Estoques médios de carbono para os diferentes compartimentos da biomassa do povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*, aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES. 91
- Figura 9-Número de cortes (NC) previstos em diferentes intensidades da colheita da biomassa de *S. parahyba* var. *amazonicum* cultivados em diferentes espaçamentos aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES..... 95

Sumário

INTRODUÇÃO GERAL	17
1. Objetivos	19
1.1. Objetivo geral.....	19
1.2. Objetivos específicos	19
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
2. A espécie <i>Schizolobium parahyba</i> var. <i>amazonicum</i>	20
3. Espaçamento de plantio e o efeito sobre o crescimento das árvores...	22
4. Biomassa no contexto florestal.....	24
5. Carbono e nitrogênio em povoamentos florestais	25
6. Referências.....	27
CAPÍTULO I	38
Estoque de carbono e nitrogênio do solo em povoamento de <i>Schizolobium parahyba</i> var. <i>amazonicum</i> estabelecido em diferentes espaçamentos	
1. Introdução.....	39
2. Material e Métodos	41
2.1. Área de estudo.....	41
2.2. Implantação do povoamento	42
2.3. Coleta e análises das amostras de solo.....	43
2.4. Densidade e estoque de carbono e nitrogênio do solo	44
2.5. Análise dos dados.....	45
3. Resultados e Discussão	46
3.1. Propriedades químicas do solo	46
3.2. Teores e estoques de carbono e nitrogênio do solo	51
2. Conclusão.....	59
3. Referências.....	60
CAPITULO II	69
Estoque de biomassa, nutrientes e carbono em povoamento <i>Schizolobium parahyba</i> var. <i>amazonicum</i>	
1. Introdução.....	70
2. Materiais e Métodos.....	72
2.1. Área de estudo.....	72
2.2. Caracterização dendrométrica	73

2.3. Quantificação da biomassa acima do solo e nutrientes	77
2.4. Estoque de carbono orgânico na biomassa acima do solo	82
2.5. Eficiência de utilização dos nutrientes (EUN) e número potencial de rotações (NPR)	83
3. Análises Estatísticas	85
4. Resultados	85
4.1. Produção de biomassa acima do solo.....	85
4.2. Estoque de carbono e nutrientes	89
4.3. Eficiência do uso de nutrientes e número de cortes.....	92
5. Discussão	96
5.1. Produção de biomassa acima do solo.....	96
5.2. Estoque de carbono e nutrientes na biomassa acima do solo	99
5.3. Eficiência do uso de nutrientes e número de cortes.....	103
6. Conclusão.....	106
7. Referências.....	107
CONSIDERAÇÕES FINAIS	117

INTRODUÇÃO GERAL

Em áreas agrícolas degradadas, os fragmentos florestais assumem papel fundamental para deter a perda de biodiversidade (MANGUEIRA; HOLL; RODRIGUES, 2019). Atenção especial tem sido dada às extensas áreas de terras que passam por processos de degradação, visto que estas demonstram potencial destinação ao plantio florestal (MARTINS et al., 2020), sendo uma viável alternativa para recuperar funções ecológicas. O reflorestamento desempenha favoráveis serviços ecossistêmicos por meio da restauração de áreas antropizadas (BESSEAU et al., 2018), além de apresentar capacidade produtiva e fornecer diversos benefícios econômicos aos produtores no complemento da renda agrícola através dos programas de sequestro de carbono, reflorestamento e venda dos produtos do setor madeireiro e não madeireiro (NUNES et al., 2020).

O estado do Espírito Santo, Brasil, apresenta em sua totalidade, inserção no bioma Mata Atlântica (DUTRA et al., 2015). Estima-se que o estado possua uma área plantada com árvores de 231,421 mil hectares (IBÁ, 2020), apresentando objetivo de expansão até 2025. Para alcançar as metas desejáveis desse cenário, o aumento dessas florestas com espécies nativas demonstra ser fundamentais (ROLIM et al., 2019). No país, aproximadamente, 7,8 milhões de hectares estão ocupados por povoamentos florestais predominantemente comerciais, com espécies exóticas do gênero *Eucalyptus* e *Pinus*, sendo comumente utilizadas para atender a demanda do mercado (IBÁ, 2019), ao passo que, as espécies nativas representam apenas 5 % do total dessa produção (IBÁ, 2018).

Em busca de alternativas aos gêneros citados, é cada vez maior o interesse por espécies alternativas que atendam as exigências de mercado (HOFFMANN et al., 2011; MARTINS et al., 2020). O Brasil detém uma gama diversificada de espécies que podem ser utilizadas em programas de reflorestamento e fins comerciais (ROLIM et al., 2019). Dentre elas encontra-se a *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex. Ducke) Barneby, espécie nativa, comumente conhecida como paricá, apresenta como característica principal o rápido crescimento, com alta adaptabilidade a condições climáticas e de fertilidade do solo (SCHWARTZ et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2019). Estima-

se que a espécie ocupe no país uma área de 90.000 ha (MASCARENHAS et al., 2021), destacando-se pelos diversos fins madeireiros, destinada a utilização de folheados, laminados e compensados (BALDONI, et al., 2020). O uso e os benefícios dos plantios dessa espécie são encontrados na literatura (DELARMELENA et al., 2019; BIGHI, et al., 2021). Entretanto, para o conhecimento, não há informações na literatura sobre o efeito dos espaçamentos nos estoques de C e N do solo e na produção e alocação de nutrientes na biomassa acima do solo para essa espécie.

O desempenho dos sistemas silviculturais das espécies nativas brasileiras são menos conhecidos do que o das espécies exóticas (ROLIM et al., 2019), sendo os impactos de sua introdução e o conhecimento das práticas silviculturais adequadas ainda pouco conhecidos, frente à grande diversidade de espécies. A falta de informação acerca das exigências das espécies em campo limita a escolha de métodos que viabilizem o desempenho de plantios com potencialidade comercial ou não (CARDOSO JUNIOR et al., 2014). Por essa razão, métodos que promovam a qualidade e produção geram a atenção aos projetos de pesquisas e empresas do ramo, por permitir melhor efetividade ao uso dos produtos gerados, com menor custo e eficiência para atender ao mercado (CARVALHO et al., 2020).

Definir o espaçamento de plantio adequado é fundamental para garantir a maximização do crescimento da planta e da madeira e reduzir fatores de competição (NASCIMENTO et al., 2012). A densidade de plantio, entrega informações que permitem analisar a produtividade e dinâmica das diferentes práticas de manejo que possam ser empregadas, resultando no desenvolvimento as qualidades da madeira, diâmetro e crescimento (PRETZSCH; BIBER, 2016), além de influenciar na cobertura do solo (OLIVEIRA NETO et al., 2003), produção e partição de biomassa, alocação de C nos compartimentos das árvores, fertilidade e estoques de carbono do solo (TRUAX et al., 2018).

Tem-se reconhecido que os espaçamentos de plantio podem influenciar na absorção de N pelas plantas, fator que se apresenta essencial na fase de crescimento vegetativo (MEDEIROS et al., 2020). Compreender o efeito dos espaçamentos sobre a produção de biomassa acima do solo é de grande importância para a manutenção e produtividade florestal devido ao aporte de

nutrientes derivado dos resíduos vegetais. As diferentes alocações de nutrientes na biomassa podem gerar diferentes impactos no plantio em razão da exportação de nutrientes via colheita florestal (DICK; SCHUMACHER, 2020).

1. Objetivos

1.1. Objetivo geral

Quantificar o estoque de biomassa, carbono, nutrientes e a sustentabilidade nutricional acima do solo e quantificar carbono orgânico e nitrogênio no solo em plantios de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby em diferentes espaçamentos.

1.2. Objetivos específicos

Visando o objetivo geral, podem ser relacionados os seguintes objetivos específicos:

- Caracterizar o estoque de carbono e nitrogênio do solo nos diferentes espaçamentos de plantio;
- Avaliar o efeito do espaçamento de plantio na produção de biomassa, estoque de carbono e nutrientes nos diferentes compartimentos das árvores;
- Caracterizar a eficiência no uso dos nutrientes para a produção de biomassa em diferentes espaçamentos de plantio;
- Avaliar se diferentes sistemas de colheita da biomassa e o espaçamento de plantio influenciam o balanço nutricional e número potencial de rotações (NPR) futuras no sítio.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2. A espécie *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*

Schizolobium parahyba var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) é uma espécie endêmica da Amazônia, também conhecida vulgarmente como paricá ou pinheiro cuiabano, que pertence à família das Fabaceae (CORDEIRO et al., 2015; GOMES et al., 2019; BALDONI et al., 2020), é uma espécie leguminosa não fixadora de nitrogênio (CELY et al., 2016) e apresenta caráter caducifólio. A espécie se destaca pelo seu rápido crescimento, com característica monopodial. Apresenta caule ereto e galhos presentes acima dos sete metros (TOURNE et al., 2016), com copa pouco densa e ramificada (SOUZA et al., 2003), bem como a presença de sementes achatadas e ovais (SHIMIZU et al., 2011). O ciclo de exploração abrangente é de cinco a sete anos de idade (CORDEIRO et al., 2015; RODRIGUES et al., 2016; SILVEIRA et al., 2017; SILVA; SALES, 2018), com desempenho anual da madeira de 30 m³ ha⁻¹ ano (CORDEIRO et al., 2015).

As sementes de *S. parahyba* apresentam alta taxa de germinação, alcançando aproximadamente 90 % se beneficiado por altas temperaturas, disponibilidade hídrica (RAMOS; VARELA; MELO, 2006) e tratamentos de escarificação, antes da propagação seminal, visto que as sementes possuem dormência tegumentar (SOUZA et al., 2003; SCHIMIZU et al., 2011), que pode ocasionar produções desuniformes. A produção de mudas, é realizada via propagação semínifera utilizando embalagens plásticas ou sementeiras para crescimento vegetativo antes do plantio a campo (SOUZA et al., 2003).

A espécie apresenta alta resistência e boa adaptabilidade a solos com baixa fertilidade (RONDON, 2002) e diferentes condições climáticas (ROSA, 2006). Além da finalidade de produção e proteção ambiental, a espécie nativa fornece serviços ecossistêmicos por meio do sequestro de carbono em razão da quantidade de biomassa produzida em pouco tempo (SIVIERO et al., 2008; ROLIM et al., 2019). Devido essas características, a espécie apresenta viabilidade para ser empregada em projetos de reflorestamento e áreas de proteção ambiental (GONDIN et al., 2015).

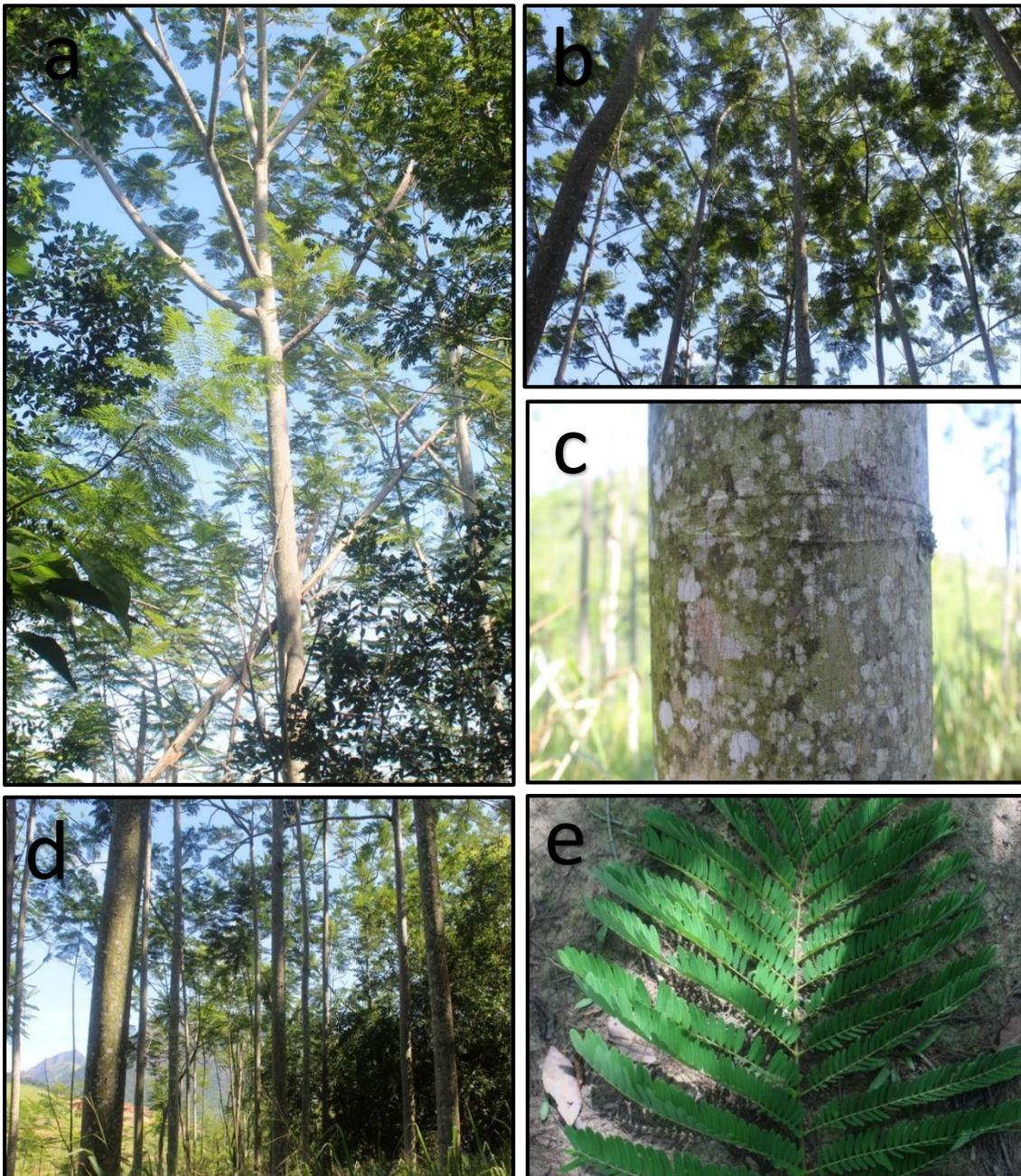


Figura 1- Paricá (*Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby: a-Perfil monopodial da árvore; b - Estrutura de copa de uma árvore aos 8,3 anos de idade; c - Fuste da árvore; d - Árvores dispostas em linha de plantio em um povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*; e- Morfologia externa (folha recomposta).

Fonte: Autor.

No Brasil, a espécie é encontrada principalmente nos estados do Pará, Maranhão e Amazonas, com ocorrência também na Colômbia, Venezuela e Peru (SFB, 2013). Estima-se que a área plantada de paricá no país seja de 90.000 ha (MASCARENHAS et al., 2021). A espécie possui madeira de baixa densidade ($0,30 \text{ g cm}^{-3}$) (IWAKIR et al., 2010), com coloração branco-palha, sem diferenciação entre o alburno e o cerne (SOUZA et al., 2003), aspectos que destacam as potencialidades voltadas ao setor madeireiro na produção de painéis, produção de móveis, compensados (CELY et al., 2016), laminados, forros, brinquedos e canoas (SOUZA et al., 2003; TEREZO; SZÜCS, 2010).

3. Espaçamento de plantio e o efeito sobre o crescimento das árvores

Após a escolha do material genético e preparo do solo, o espaçamento de plantio mostra ser um dos pontos mais importantes para produção florestal, inteferindo diretamente no produto final, atuando sobre o diâmetro do caule, controle da matocompetição (CARDOSO et al., 2013), no desenvolvimento da espécie, competição entre plantas, qualidade da madeira (NASCIMENTO et al., 2012), cobertura do solo e manejo dos sítios florestais (OLIVEIRA NETO et al., 2003). Sabe-se que os espaçamentos de plantio podem afetar a produção de biomassa acima do solo e estrutura de copa (BENOMAR; DESROCHERS; LAROCQUE, 2013), assim como, as partições de biomassa e estoque de carbono (ZHANG, 2020).

Alguns autores também destacam que a definição do espaçamento pode influenciar nas mudanças da dinâmica nutricional do solo, nos processos de mineralização do nitrogênio (TAEK-KEUN et al., 2012) e na matéria orgânica do solo, refletindo nas propriedades físico-químicas e biológicas (MARCHIORI JÚNIOR; MELO, 2000). Através dos ciclos biogeoquímicos, os sítios florestais são beneficiados tornando-se menos dependentes do uso de nutrientes externos ao sistema, e das reservas de nutrientes do solo, o que resulta em processos mais eficientes de reciclagem e retranslocação de nutrientes nas plantas (LACLAU et al., 2010).

Definir o espaçamento apropriado que viabilize a relação adequada entre a competição e o crescimento vegetativo, é fundamental não apenas para a qualidade do produto pretendido, mas também para fornecer recursos naturais para o melhor desenvolvimento das plantas (INOUE; FIGUEIREDO FILHO;

LIMA, 2011). Os espaçamentos de plantio vêm sendo amplamente estudados, principalmente ao que se refere a produção de biomassa acima do solo (DJOMO et al., 2015; EISENBIES et al., 2017; SCHWERZ et al., 2019; SCHWERZ et al., 2020).

Ao que se refere aos espaçamentos mais adensados, estes tendem a proporcionar rápido aumento na área foliar, o que amplia os processos fotossintéticos, além de gerar maior acúmulo de biomassa acima do solo por unidade de área, resultando em retornos a cultura via ciclagem de nutrientes, reduzindo gastos e manejo da cultura (GONÇALVES et al., 2013). Por outro lado, espaçamentos menos adensados relacionam-se com menor competição interespecífica e pela radiação solar (SCHWERZ et al., 2020), promovem maior diâmetro de caule e maior tempo para alcançar o fechamento de copa (INOUE et al., 2011). A altura, diâmetro à altura do peito (DAP) e sobrevivência das plantas também apresentam variações ligadas ao espaçamento de plantio, sendo a altura menos sensível a esses efeitos (BENOMAR; DESROCHERS; LAROCQUE, 2013).

Na literatura são encontrados inúmeros estudos sobre espaçamentos de plantio para espécies exóticas, como as dos gêneros *Pinus* e *Eucalyptus* (HÉBERT et al., 2016; ROCHA et al., 2016; ELOY et al., 2018; RESQUIN et al., 2020). Entretanto, são poucos estudos que abordam sobre as especificidades dos espaçamentos em espécies nativas (RONDON, 2002; NASCIMENTO et al., 2012; SOUZA et al., 2020). Para a espécie *S. parahyba*, diferentes espaçamentos foram avaliados por Rondon (2002) (1,5 m x 1,5 m, 2 m x 2 m, 3 m x 2 m, 3 m x 3 m, 4 m x 2 m, 4 m x 3 m, 4 m x 4 m) e mais recentemente, por Delarmelina (2019) avaliou os espaçamentos 3 m x 2 m, 3 m x 3 m, 4 m x 3 m, 4 m x 4 m e 5 m x 5 m.

O espaçamento ideal deve levar em consideração aspectos de crescimento da espécie, objetivos que pretende alcançar, como por exemplo, volume da madeira, sobrevivência e implementação de maquinários na área (CARDOSO et al., 2013; SEREGHETTI et al., 2015). Por tal razão, os espaçamentos de plantio são particulares para cada espécie e condições de sítio (ELOY et al., 2018).

4. Biomassa no contexto florestal

A biomassa florestal ou fitomassa é caracterizada como a quantidade, em unidade de massa, do resíduo orgânico, contido em uma unidade de área florestal, sendo de origem vegetal (viva ou morta) ou animal (SOARES et al., 2011). A biomassa das árvores pode ser subdividida segundo seus compartimentos, como casca, galhos, folhas e fuste, entretanto, existem duas subdivisões maiores que englobam a biomassa acima e abaixo do solo (POPESCU; HAUGLIN, 2014). O processo de acúmulo de biomassa acima do solo é resultante das propriedades estruturais do povoamento, como altura e densidade de plantio, que podem influenciar na produção de biomassa podendo refletir em mudanças de produtividade do sítio (RÉJOU-MÉCHAIN et al., 2017).

Encontra-se grande variação no estoque de biomassa conforme o estágio do plantio e crescimento do povoamento florestal (CALDEIRA et al., 2011). De acordo com KHAN et al. (2018), o estoque de biomassa sofre variações ao longo dos anos, sobretudo, em função das diferenças existentes entre as idades das espécies no sítio qual se desenvolvem. No início do estabelecimento florestal, os povoamentos possuem baixo índice de produção de serapilheira, havendo incremento com o aumento da idade, e possível redução ao longo do seu estabelecimento (BALBINOT et al., 2003). Alguns autores, afirmam que a produção de biomassa pode ser afetada por fatores como, a diversidade de espécies (SOUZA et al., 2019) pelo clima e solos (ALI et al., 2018), e densidade de plantio (CARON et al., 2015).

A quantificação da biomassa é vital para avaliar a capacidade de produção de um povoamento. Parte significativa da biomassa acima do solo é utilizada como produtos destinados ao comércio, seja madeireiro ou para produção de energia (carvão vegetal) (SÁNCHEZ-AZOFEIFA et al., 2014). O aumento da biomassa exerce papel importante no balanço de carbono dos ecossistemas terrestres (BABST et al., 2014; NANDY et al., 2019). Estima-se que as florestas cubram cerca de 10 % do território terrestre, constituindo cerca de 35 % do armazenamento total do carbono (POORTER et al., 2015). Contribuindo, portanto, para a redução das emissões de carbono, beneficiando

a sustentabilidade no manejo florestal (HUSSIN et al., 2014). Compreender a resposta acerca da produção de biomassa e armazenamento de carbono a longo prazo permite a análise dos sítios e as consequências da conversão no uso do solo, já que este, altera o ciclo do carbono (BUSTAMANTE et al., 2016).

Os teores de biomassa e o carbono existente nos componentes arbóreos são obtidos através de métodos diretos e indireto (SALATI, 1994; SANQUETTA, 2002; SOARES et al., 2011). O método direto, também conhecido como método destrutivo, é aquele, no qual todos os indivíduos arbóreos ou arbustivos de uma determinada área são particionadas e seus compartimentos separados e pesados, diretamente no campo (RATUCHNE et al., 2016). Já o método indireto, é realizado através de inventários florestais e consiste na utilização de equações alométricas, não sendo necessário o abate das árvores, constituído de um processo menos oneroso (SILVEIRA et al., 2008; BREUGEL et al., 2011).

Na biomassa florestal acima do solo, estão armazenadas quantidades de nutrientes nos compartimentos (VOGEL; SCHUMACHER; TRÜBY, 2015), fator que beneficia a ciclagem de nutrientes no sítio e o balanço nutricional (ALVES et al., 2017), essencial para sustentabilidade florestal e manutenção da produtividade a longo prazo (LIMA et al., 2002). Os dados obtidos por meio da quantificação da biomassa, possui grande relevância para o manejo florestal, apresentando primordial importância para os estudos relacionados ao estoque e dinâmica das florestas (VOGEL et al., 2013).

5. Carbono e nitrogênio em povoamentos florestais

O carbono pode ser estocado em variados reservatórios a citar, biomassa acima e abaixo do solo, resíduos vegetais e carbono orgânico do solo (VASHUM; JAYAKUMAR, 2012). Parte do carbono presente no solo, volta para a atmosfera por meio da mineralização, e outra parte é carregada aos rios e oceanos na forma de carbonato (ROSA et al., 2014). Por conseguinte, as florestas assumem fundamental importância na regulação do clima global (FEARNSIDE, 2018), mitigando os efeitos da mudança climática (SANQUETTA; BALBINOT, 2004; PENNE et al., 2010). Entretanto, as perturbações ocasionadas nos ecossistemas, como a queima, corte e respiração, resultam na liberação do carbono presente nos povoamentos para a atmosfera (DE LUCIA et al., 2007). Vale destacar, que as proporções de carbono armazenado em uma floresta, irá

derivar da qualidade da serapilheira e sua decomposição, ambos influenciáveis por fatores como temperatura, umidade (FONSECA; FIGUEIREDO, 2018), topografia, clima, ação antrópica (TANG et al., 2012), água e nutrientes (DALLAGNOL et al., 2011).

Além de avaliar as quantidades emitidas e fixadas de carbono em povoamentos florestais, o conhecimento dos teores de carbono em distintas escalas temporais, possibilita o estudo sobre a qualidade do solo de uma determinada área (OLIVEIRA et al., 2015), visto que a relação do carbono com os fatores biológico, físico e químico, lhe confere a capacidade de agir como indicador de sustentabilidade (REEVES, 1997). Por outro lado, na atmosfera o nitrogênio se apresenta como o mais abundante, na forma gasosa (N_2) (RODRIGUES et al., 2017), onde, a maior proporção desse elemento se dá na forma orgânica, como ácidos nucleicos, ureias e proteínas, necessitando de processos para a quebra e mineralização (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

O N pode ser classificado como orgânico e inorgânico, sendo que aproximadamente 95 %, encontram-se na forma orgânica (TAIZ; ZEIGER, 2017). As plantas, por sua vez, conseguem absorver apenas as formas inorgânicas de N, que compreendem uma porcentagem mínima de disponibilidade, de 5 a 10 % (RAISON, 1987), sendo as formas disponíveis os íons amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) (MALAVOLTA, 2006). Os íons de amônio (NH_4^+) são formados por meio da mineralização da matéria orgânica, por intermédio de organismos heterotróficos que irão favorecer a amonificação, bem como, o auxílio de bactérias nitrificantes (CRAINE et al., 2015), que auxiliam na quebra das ligações triplas dos átomos de N (CHAPLIN MATSON; VITOUSEK, 2013) e fungos associados ao sistema radicular (ROSA et al., 2003), favorecendo a disponibilidade de N para as plantas.

Além dos processos biológicos, os mecanismos de entrada de nitrogênio nos povoamentos florestais, ocorrem mediante a deposição (lavagem de folhas e troncos), fixação atmosfera, incorporação da biomassa, decomposição da serapilheira (NAVROSKI et al., 2010) precipitações pluviométricas (VITOUSEK, 2002). Ao passo que, as vias de perdas são diversas, caracterizadas pelos mecanismos de volatilização, lixiviação, erosão do solo e via desnitrificação, qual converte o NO_3 a N_2 atmosférico (CANTARELLA, 2007) sendo umas das principais formas de perda e redução do nitrogênio no solo

(MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). De acordo com (DAVIDSON et al., 2007) as vegetações pioneiras em florestas tropicais são mais conservativas no uso de nitrogênio. Tal fator deve-se as intensas temperaturas, radiação e chuvas, contribuindo para maiores taxas de decomposição e atividade microbiana (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002) bem como, maior ciclagem de nutrientes (MARTINELLI et al., 1999). Alterações antrópicas, resultam na alteração do ciclo de N, aumentando as taxas de mobilização e lixiviação (JOHNSON; TURNER, 2014).

6. Referências

ALI, A.; LIN, S. L.; HE, J. K.; KONG, F. M.; YU, J. H.; JIANG, H. S. Climatic water availability is the main limiting factor of biotic attributes across large-scale elevational gradients in tropical forests. **Science of The Total Environment**, v. 647, p. 1211-1221, 2018.

ALVES, A. R.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A. D.; DUBEUX JÚNIOR, J. C. B.; OSAJIMA, J. A.; HOLANDA, A. C. D. Conteúdo de nutrientes na biomassa e eficiência nutricional em espécies da Caatinga. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 2, p. 377-390, 2017.

BALDONI, A. B.; BOTIN, A. A.; TARDIN, F. D.; DE BARROS MARQUES, J. A.; DE OLIVEIRA, F. L.; SILVA, A. J. R.; TEODORO, P. E. Early selection strategies in *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex ducke) barneby. **Industrial Crops and Products**, v. 152, p. 112538, 2020.

BABST, F.; BOURIAUD, O.; PAPALE, D.; GIELEN, B.; JANSSENS, I. A.; NIKINMAA, E.; FRANK, D. Above-ground woody carbon sequestration measured from tree rings is coherent with net ecosystem productivity at five eddy-covariance sites. **New Phytologist**, v. 201, n. 4, p. 1289-1303, 2014.

BENOMAR, L.; DESROCHERS, A.; LAROCQUE, G.R. Comparing growth and fine root distribution in monocultures and mixed plantations of hybrid poplar and spruce. **Journal of Forestry Research**, v. 24, n. 2, p. 247-254, 2013.

BESSEAU, P.; GRAHAM, S.; CHRISTOPHERSEN, T. Restoring forests and landscapes: the key to a sustainable future. **Global Partnership on Forest and Landscape Restoration, Vienna, Austria. ISBN**, p. 902762-97, 2018.

BUSTAMANTE, M. M.; ROITMAN, I.; AIDE, T. M.; ALENCAR, A.; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L.; VIEIRA, I. C. Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. **Global Change Biology**, v. 22, n. 1, p. 92–109, jan. 2016.

BREUGEL, M. V.; RANSIJN, J.; CRAVEN, D.; BONGERS, F.; HALL, J. S. Estimating carbon stock in secondary forests: Decisions and uncertainties associated with allometric biomass models. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 262, p. 1648-1657, 2011.

BROCKERHOFF, E. G.; BARBARO, L.; CASTAGNEYROL, B.; FORRESTER, D. I.; GARDINER, B.; GONZÁLEZ-OLABARRIA, J. R.; JACTEL, H. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 13, p. 3005-3035, 2017.

CALDEIRA, M. V. W.; SAIDELLES, F.L.F; SCHUMACHER, M.V; GODINHO, T.O. Biomassa de povoamento de *Acacia mearnsii* De Wild., Rio Grande do Sul, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 39, n. 90, p. 133-141, 2011.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In R. F. Novais, V. H. Alvarez, N. F. Barros, R. L. Fontes, R. B. Cantarutti e J. C. L. Neves (Eds.), Fertilidade do solo (p. 375-470). Viçosa: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 2007.

CHAPLIN III, F. S.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology, 2nd ed, **Springer**, 2013.

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

CARDOSO, D. J.; LACERDA, A. E. B.; ROSOT, M. A. D.; GARRASTAZÚ, M. C.; LIMA, R. T. Influence of spacing regimes on the development of loblolly pine (*Pinus taeda* L.) in Southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 310, p. 761-769, 2013.

CARON, B. O.; ELOY, E.; SOUZA, V. Q.; SCHMIDT, D.; BALBINOT, R.; BEHLING, A.; MONTEIRO, G. C. Quantification of forest biomass in short rotation plantations with different spacings. **Comunicata Scientiae**, v. 6, n. 1, p. 106, 2015.

CARDOSO JUNIOR, R. C.; FERREIRA, M. D. S. G.; JARDIM, F. C. D. S.; SILVA, M. F. F. D.; ESQUERDO, L. N. Tratamento silvicultural e incremento diamétrico de *Platonia insignis* mart. (Clusiaceae) “bacurizeiro” em duas florestas secundárias em bragança, Pa, Brasil. **Revista Árvore**, v. 38, n. 5, p. 889–898, 2014.

CARVALHO, R. R.; TRAUTENMÜLLER, J. W.; COSTA JUNIOR, S.; SILVA, D. A.; DALLA CORTE, A. P.; FIGUEIREDO FILHO, A. Carbono de um plantio misto de *Pinus taeda* L. e *Pinus Elliottii* engelm. In: OLIVEIRA, R.J. **Silvicultura e Manejo Florestal: Técnicas de Utilização e Conservação da Natureza**, v.1, p. 73–84, 2020.

CELY, M. V.; SIVIERO, M. A.; EMILIANO, J.; SPAGO, F. R.; FREITAS, V. F.; BARAZETTI, A. R.; ANDRADE, G. Inoculation of *Schizolobium parahyba* with mycorrhizal fungi and plant growth-promoting rhizobacteria increases wood yield under field conditions. **Frontiers in Plant Science**, v.7, p. 1708, 2016.

CORDEIRO, I. M. C. C.; BARROS, P. L. C. D.; LAMEIRA, O. A.; GAZEL, A. B. Avaliação de plantios de paricá (*Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby de diferentes idades e sistemas de cultivo no município de aurora do Pará - PA (BRASIL). **Ciência Florestal**, v. 25, n. 3, p. 679–687, 2015.

DALLAGNOL, F. S.; MOGNON, F.; SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P. Teores de carbono de cinco espécies florestais e seus compartimentos. **Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 4, p. 410–416, 2011.

DAVIDSON, E. A.; DE CARVALHO, C. J. R.; FIGUEIRA, A. M.; ISHIDA, F. Y.; OMETTO, J. P. H.; NARDOTO, G. B.; MARTINELLI, L. A. Recuperation of nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment. **Nature**, v. 447, p. 995–998, 2007.

DA SILVEIRA, R.; DA SILVA, G. F.; BINOTI, D. H. B.; DA PASCHOA MANHÃES, L.; GONÇALVES, A. F. A.; DE AQUINO ARAGÃO, M. Custos da produção de madeira de paricá na região de Paragominas, PA. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 92, p. 597-604, 2017.

DICK, G.; SCHUMACHER, M.V. Sustentabilidade nutricional em povoamento de *Eucalyptus dunnii* Maiden no bioma Pampa, RS. **Scientia Forestalis**, v. 48, n.127, 2020.

DUTRA, V. F.; ALVES-ARAÚJO, A.; CARRIJO, T. T. Angiosperm checklist of Espírito Santo: using electronic tools to improve the knowledge of an Atlantic **Forest Biodiversity Hotspot**. *Rodriguésia*, v. 66, p. 1145-1152, 2015.

DJOMO, S.N.; AC, A.; ZENONE, T.; DE GROOTE, T.; BERGANTE, S.; FACCIOTTO, G.; CEULEMANS, R. Energy performances of intensive and extensive short rotation cropping systems for woody biomass production in the EU. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 41, p. 845-854, 2015.

ELOY, E.; SILVA, D.A.D.; CARON, B.O.; ELLI, E.F.; SCHWERZ, F. Efeito da idade e espaçamento na produção de biomassa em plantios florestais. **Revista Árvore**, v. 42 n. 2, 2018.

EISENBIES, M.H.; VOLK, T.A.; ESPINOZA, J.; GANTZ, C.; HIMES, A.; POSSELIUS, J.; SUMMERS, B. Biomass, spacing and planting design influence cut-and-chip harvesting in hybrid poplar. **Biomass and Bioenergy**, v. 106, p. 182-190, 2017.

FEARNSIDE, P. M. Brazil's Amazonian forest carbon: The key to Southern Amazonia's significance for global climate. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 1, p. 47-61, 2018.

FONSECA, F.; FIGUEIREDO, T. Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under four forest species in the Mediterranean region. **Spanish Journal of Soil Science**, v. 8, p. 42-56, 2018.

GONCALVES, M J. L.; ALVARES, C. A.; HIGA, A. R.; SILVA, L. D.; ALFENAS, A. C.; STAHL, J.; EPRON, D. Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 6-27, 2013.

GONDIN, J. C.; SILVA, J. B.; ALVES, C. Z.; DUTRA, A. S.; ELIAS JÚNIOR, L. Emergência de plântulas de *Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke (Caesalpinaceae) em diferentes substratos e sombreamento. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 46, n. 2, p. 329-338, 2015.

GOMES, J.M.; SILVA, J.C.F. D.; VIEIRA, S.B.; CARVALHO, J.O.P.D.; OLIVEIRA, L.C.L.Q.; QUEIROZ, W.T.D. *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby pode ser utilizada em enriquecimento de clareiras de exploração florestal na Amazônia. **Ciência Florestal**, v. 29, p. 417-424, 2019.

HÉBERT, F.; KRAUSE, C.; PLOURDE, P. Y.; ACHIM, A.; PRÉGENT, G.; MÉNÉTRIER, J. Effect of tree spacing on tree level volume growth, morphology, and wood properties in a 25-year-old *Pinus banksiana* plantation in the boreal forest of Quebec. **Forests**, v.7, n. 11, p. 276, 2016.

HUANG, C.; YANG, H.; LI, Y.; ZHANG, M.; LV, H.; ZHU, A. X.; HUANG, T. Quantificational effect of reforestation to soil erosion in subtropical monsoon regions with acid red soil by sediment fingerprinting. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 1, p. 34, 2017.

IBÁ. **Relatório Anual. Indústria Brasileira de Árvores**, p. 100, 2016. Disponível em: <http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2016_.pdf>.

IBÁ. **Relatório Anual. Indústria Brasileira de Árvores**, 2018. O setor brasileiro de árvores plantadas. Disponível em: <https://www.iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/digital-sumarioexecutivo-2018.pdf>

IBÁ. **Relatório Anual. Indústria Brasileira de Árvores**, p. 80, 2019. Disponível em: <<https://www.iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/iba-relatorioanual2019.pdf>>.

IBÁ - INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES (org.). **Relatório Anual - 2020. Brasília;** São Paulo: www.iba.org, p. 66, 2021. Disponível em: <https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/relatorio-iba-2020.pdf>.

INOUE, M.T.; FIGUEIREDO FILHO, A.; LIMA, R. Influência do espaço vital de crescimento na altura e diâmetro de *Pinus taeda* L. **Scientia Forestalis**, v. 39, n. 91, p. 377-385, 2011.

IWAKIRI, S.; ZELLER, F.; PINTO, J.A.; RAMIREZ, M.G.L.; SOUZA, M.M.; SEIXAS, R. Avaliação do potencial de utilização da madeira de *Schizolobium amazonicum* “Paricá” e *Cecropia hololeuca* “Embaúba” para produção de painéis aglomerados. **Acta Amazonica**. v. 40, n.2, p. 303-308, 2010.

JOHNSON, D.W.; TURNER, J. Nitrogen budgets of forest ecosystems: a review. **Forest Ecology and Management**, v. 318, p. 370-379, 2014.

LAMB, D. Regreening the bare hills: tropical forest restoration in the Asia-Pacific Region. Nova York: **Springer**, p. 577, 2011.

LÖF, M.; MADSEN, P.; METSLAID, M.; WITZELL, J.; JACOBS, D.F. Restoring forests: regeneration and ecosystem function for the future. **New Forests**, v. 50, n. 2, p. 139-151, 2019.

MACHADO, F.D.C.; EUFRADE-JUNIOR, H. D. J.; SPADA, G.; OGURI, G.; GARCIA, É. A.; GUERRA, S. P. S. Produção de biomassa de *Eucalyptus grandis* Hill ex. Maiden em diferentes arranjos de espaçamentos de plantio simples e duplos. **Ciência Florestal**, v. 29, p. 1568-1578, 2019.

MALAVOLTA, E. Manual de Nutrição Mineral de Plantas. **Agronômica Ceres**, São Paulo, 2006.

MANGUEIRA, J.R.S.; D. H. K.; RODRIGUES, R.R. Enrichment planting to restore degraded tropical forest fragments in Brazil. **Ecosystems and People**, v. 15, n. 1, p. 3-10, 2019.

MARTINS, T.G.; REIS, G.G.; REIS, M.G.; TELLES, L.A.; LAGE, M. R.; MENDES, G. G.; GONZÁLES, D. G. Potential planting areas for native tree species in minas gerais state, Brazil, based on environmental variables and wood demand. **Ecological Modelling**, v. 432, 109211, 2020.

MARTINELLI, L.A.; PICCOLO, M.C.; VITOUSEK, P.; TOWNSEND, A. Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: Tropical versus temperate forest. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.46, p.1826-1833,1999.

MARCHIORI JÚNIOR, M.; MELO, W. J. D. Alterações na matéria orgânica e na biomassa microbiana. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. 1177–1182, 2000.

MASCARENHAS, A. R. P.; SCCOTI, M. S. V.; DE MELO, R. R.; DE OLIVEIRA CORRÊA, F. L.; DE SOUZA, E. F. M.; PIMENTA, A. S. Characterization of wood from *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* Huber ex Ducke trees from a multi-stratified agroforestry system established in the Amazon rainforest. **Agroforestry Systems**, v. 95, n. 3, p. 475-486, 2021.

MELO, L. E. D. L.; SILVA, C. D. J.; PROTÁSIO, T. D. P.; MOTA, G. D. S.; SANTOS, I. S.; URBINATI, C.V.; MORI, F.A. Planting density effect on some properties of *Schizolobium parahyba* wood. **Maderas. Ciencia y tecnología**, v. 20, n. 3, p. 381-394, 2018.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. UFLA/FAEPE, Lavras.p. 626, 2002.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e biotecnologia do solo**. 2° ed. Editora UFLA, p. 729, 2006.

NANDY, S.; GHOSH, S.; KUSHWAHA, S. P. S.; SENTHIL KUMAR, A. Remote sensing-based forest biomass assessment in northwest Himalayan landscape. In: **Remote Sensing of Northwest Himalayan Ecosystems**. Springer, Singapore. p. 285-311, 2019.

NASCIMENTO, D.F.D.; LELES, P.S.D.S.; OLIVEIRA NETO, S.N.D.; MOREIRA, R.T.S.; ALONSO, J.M. Crescimento inicial de seis espécies florestais em diferentes espaçamentos. **Cerne**, v. 18, n. 1, p. 159-165, 2012.

NAVROSKI, D.; STICH, S., ARAGÃO, L. E. O. C.; PEDONI, L. Conversion from forest to pastures in the Colombian Amazon leads to contrasting soil carbon dynamics depending on land management practices. **Global Change Biology**, Oxford, v.22, p.3503-3517,2016.

NUNES, S.; GASTAUER, M.; CAVALCANTE, R. B.; RAMOS, S. J.; CALDEIRA JR, C. F.; SILVA, D.; SIQUEIRA, J. O. Challenges and opportunities for large-scale reforestation in the Eastern Amazon using native species. **Forest Ecology and Management**, v. 466, p. 118120, 2020.

OLIVEIRA NETO, S. N. D.; REIS, G. G. D.; REIS, M. D. G. F.; NEVES, J. C. L. Produção e distribuição de biomassa em *Eucalyptus camaldulensis* Dehn. em resposta à adubação e ao espaçamento. **Revista Árvore**, v. 27, n. 1, p. 15-23, 2003.

OLIVEIRA, E.S.; BRAGA, A.R.S.; ROIG, H.L. Estoques de carbono do solo segundo os componentes da paisagem. **Área de Informação da Sede-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2015.

OLIVEIRA, S.S.; NASCIMENTO, G.O.; SOUZA, D.P.; NASCIMENTO, L.O.; OLIVEIRA, S.S.; GONÇALVES, J.F.C.; FERREIRA, J.B.; OLIVEIRA, E. Growth of parica seedlings (*Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke) cultivated in

different organic substrates. **African Journal of Agricultural Research**, v. 14, n. 6, p. 303–310, 2019.

PAN, Y.; BIRDSEY, R.A.; PHILLIPS, O.L.; JACKSON, R.B. The Structure, Distribution, and Biomass of the World's Forests. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 44, n. 1, p. 593–622, 2013.

PENNE, C.; AHRENDTS, B.; DEURER, M.; BÖTTCHER, J. The impact of the canopy structure on the spatial variability in forest floor carbon stocks. **Geoderma**, v. 158, n. 3-4, p. 282–297, 2010.

POPESCU, S.C.; HAUGLIN, M. Estimation of biomass components by airborne laser scanning. In: **Forestry Applications of Airborne Laser Scanning**. Springer, Dordrecht, p. 157-175, 2014.

POORTER, L.; VAN DER SANDE, M. T.; THOMPSON, J., ARETS, E. J.; ALARCÓN, A.; ÁLVAREZ-SÁNCHEZ, J.; PEÑA-CLAROS, M. Diversity enhances carbon storage in tropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 11, p. 1314-1328, 2015.

PRETZSCH, H.; BIBER, P. Tree species mixing can increase maximum stand density. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 08, n, p. 1179–1193, 2016.

RAMOS, M.B.P.; VARELA, V.P.; MELO, M. F. F. Influência da temperatura e da água sobre a germinação de sementes de paricá (*Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke – LEGUMINOSAE-CAESALPINIOIDEAE). **Revista Brasileira de Sementes**, v. 28, n. 1, p. 163–168, 2006.

RAISON, R.J.; CONNELL, M.J.; KHANNA, P.K. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N in situ. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.19, p.521-530, 1987.

RATUCHNE, L. C.; KOEHLER, H. S.; WATZLAWICK, L. F.; SANQUETTA, C. R.; SCHAMNE, P. A. Estado da arte na quantificação de biomassa em raízes de formações florestais. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 3, 2016.

REEVES, D.W. The role of soil organic matter in maintaining quality in continuous cropping systems. **Soil and Tillage Research**, v. 43, n. 1-2, p. 131-167, nov. 1997.

RÉJOU-MÉCHAIN, M.; TANGUY, A.; PIPONIOT, C.; CHAVE, J.; HÉRAULT, B. Biomass: An R package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 9, p. 1163–1167, set. 2017.

RESQUIN, F.; NAVARRO-CERRILLO, R.M.; CARRASCO-LETELIER, L.; RACHID-CASNATI, C. Influence of age and planting density on the energy content of *Eucalyptus benthamii*, *Eucalyptus dunnii* and *Eucalyptus grandis* planted in Uruguay. **New Forests**, v. 51, n. 4, p. 631-655, 2020.

ROCHA, M.F V.; VITAL, B.R.; DE CARNEIRO, A.C.O.; CARVALHO, A.M. M.L.; CARDOSO, M.T.; HEIN, P.R.G. Effects of plant spacing on the physical, chemical and energy properties of *Eucalyptus* wood and bark. **Journal of Tropical Forest Science**, p. 243-248, 2016.

RODRIGUES, R.; MELLO, W.Z.; CONCEIÇÃO, M.C.G.; SOUZA, P.A.; SILVA, J.J.N. Dinâmica do nitrogênio em sistemas agrícolas e florestais tropicais e seu impacto na mudança do clima. **Embrapa Solos-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2017.

RODRIGUES, P.G.; RUIVO, M.D.L.P.; PICCININ, J.L.; JARDIM, M.A.G. Contribuição dos atributos químicos do solo no desenvolvimento vegetativo do paricá em diferentes sistemas de cultivo. **Ciência Florestal**, 26, 59–68, 2016.

ROLIM, S. G.; PIÑA-RODRIGUES, F. C.; PIOTTO, D.; BATISTA, A.; FREITAS, M.L.M.; JUNIOR, S.B.; CALMON, M. Research Gaps and Priorities in Silviculture of Native Species In Brazil. Working paper. **WRI Brasil**, São Paulo, p. 44, 2019.

ROSA, L. S. Ecologia e silvicultura do paricá (*Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke) na Amazônia brasileira. **Revista de Ciências Agrárias**, n. 45, p. 135-174, 2006.

ROSA, R.; SANO, E.E.; ROSENDO, J.D.S. Estoque de carbono em solos sob pastagens cultivadas na bacia hidrográfica do rio Paranaíba. **Sociedade & Natureza**, v. 26, n. 2, p. 333–351, 2014.

SANTOS, U.F.D.; XIMENES, F.S.; LUZ, P.B.D.; SEABRA JÚNIOR, S.; PAIVA SOBRINHO, S.D. Níveis de sombreamento na produção de mudas de pau-debalsa (*Ochroma pyramidale*). **Bioscience Journal**, v. 30, n. 1, p. 129-136, 2014.

SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; POWERS, J. S.; FERNANDES, G. W.; QUESADA, M. **Tropical dry forests in the Americas: ecology, conservation, and management**. CRC Press, 2013.

SALES, A.; OLIVEIRA NETO, S. N.; DE PAIVA, H. N.; LEITE, H. G.; SIVIERO, M. A.; VIEIRA, S. B. Growth and yield of *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* according to soil management in agroforestry systems: A case study in the brazilian amazon. **Diversity**, v. 13, n. 11, p. 511, 2021.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO (SFB). Florestas do Brasil em resumo: dados de 2007-2012. **Serviço Florestal Brasileiro**. p.188. Brasília,2013. Disponível em: <https://www.florestal.gov.br/documentos/publicacoes/1797-florestas-do-brasil-em-resumo-2013-atualizado-em-novembro-2013/file>

SEREGHETTI, G.C.; LANÇAS, K.P.; SARTORI, M.S.; REZENDE, M.A.; SOLER, R.R. Efeito do espaçamento no crescimento e na densidade básica da madeira de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus grandis* em florestas de ciclo curto. **Revista Energia na Agricultura**, v. 30, n. 3, p. 257–262, 2015.

SILVEIRA, P.; KOEHLER, H. S.; SANQUETTA, C. R.; ARCE, J. E. O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. **Floresta**, v. 38, n. 1, p. 185-206, 2008

SCHWERZ, F.; ELOY, E.; ELLI, E. F.; CARON, B.O. Reduced planting spacing increase radiation use efficiency and biomass for energy in black wattle plantations: Towards sustainable production systems. **Biomass and Bioenergy**, v. 120, p. 229-239, 2019.

SCHWERZ, F.; NETO, D.D.; CARON, B.O.; NARDINI, C.; SGARBOSSA, J.; ELOY, E.; REICHARDT, K. Biomass and potential energy yield of perennial woody energy crops under reduced planting spacing. **Renewable Energy**, v. 153, p. 1238-1250, 2020.

SCHIMIZU, E. S. C.; PINHEIRO, H. A.; COSTA, M. A.; FILHO, B. G. S. Aspectos fisiológicos da germinação e da qualidade de plântulas de *Schizolobium amazonicum* em resposta à escarificação de sementes em lixa e água quente. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.35, n.4, p.791-800, 2011.

SILVA, A. R.; SALES, A. Crescimento e produção de paricá em diferentes idades e sistemas de cultivo. **Advances in Forestry Science**, v. 5, n. 1, p. 231-235, 2018.

SIVIERO, M. A.; MOTTA, A. M.; SANTOS LIMA, D.; BIROLI, R. R.; HUH, S. Y.; SANTINONI, I. A.; ANDRADE, G. Interaction among N-fixing bacteria and AM fungi in Amazonian legume tree (*Schizolobium amazonicum*) in field conditions. **Applied Soil Ecology**, v. 39, n. 2, p. 144-152, 2008.

SOUZA, C. R.; ROSSI, L. M. B.; AZEVEDO, C. P.; VIEIRA, A. H. Paricá: *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber x Ducke) Barneby. **Embrapa Amazônia Ocidental-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2003.

SOUZA, D. G.; SFAIR, J. C.; DE PAULA, A. S.; BARROS, M. F.; RITO, K. F.; TABARELLI, M. Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 435, p. 57-65, 2019.

SOUZA, C. O.; SILVA, J. G. M.; ARANTES, M. D. C.; VIDAURRE, G. B. DIAS JÚNIOR, A. F.; OLIVEIRA, M. P. Pyrolysis of *Anadenanthera peregrina* wood grown in different spacings from a forest plantation in Brazil aiming at the energy production. **Environment, Development and Sustainability**, v. 22, p. 5153–5168, 2020.

SCHWARTZ, G.; PEREIRA, P. C. G.; SIVIERO, M. A.; PEREIRA, J. F.; RUSCHEL, A. R.; YARED, J. A. G. Enrichment planting in logging gaps with *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby: A financially profitable alternative for degraded tropical forests in the Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 390, p. 166–172, 2017.

SCHWERZ, F.; ELOY, E.; ELLI, E. F.; CARON, B. O. Reduced planting spacing increase radiation use efficiency and biomass for energy in black wattle plantations: Towards sustainable production systems. **Biomass and Bioenergy**, v. 120, p. 229-239, 2019.

SCHWERZ, F.; NETO, D.D.; CARON, B.O.; NARDINI, C.; SGARBOSSA, J.; ELOY, E.; REICHARDT, K. Biomass and potential energy yield of perennial woody energy crops under reduced planting spacing. **Renewable Energy**, v. 153, p. 1238-1250, 2020.

TAEK-KEUN, O. H.; MIN-GI, C. H. O.; JAE-MIN CHUNG, H. R. J.; MOON, H. S.; SEUNG-JOO, L. E. E.; SHINOGI, Y. Effect of thinning intensity on soil nitrogen dynamics in *Pinus densiflora* stand. **J. Fac. Agr., Kyushu Univ**, v. 57, n. 2, p. 473-479, 2012.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. Fisiologia vegetal. 6. ed. **Artmed**, p. 858, 2017.

TANG, J. W.; YIN, J. X.; QI, J.F.; JEPSEN, M.R.; LU, X.T. Ecosystem carbon storage of tropical forests over limestone in Xishuangbanna, SW China. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 24, n. 3, p. 399–407, 2012.

TEREZO, R.F.; SZÜCS, C. A. Análise de desempenho de vigas em madeira laminada colada de parica (*Schizolobium Amazonicum* Huber ex. Ducke). **Scientia Forestalis**, n. 87, p. 471–480, 2010.

TOURNE, D. C.; MARTORANO, L. G.; JUNIOR, S. B.; DIAS, C.T.D.S.; LISBOA, L.S.; SARTORIO, S.D.; VETTORAZZI, C.A. Potential topoclimatic zones as support for forest plantation in the Amazon: Advances and challenges to growing Paricá (*Schizolobium amazonicum*). **Environmental Development**, v. 18, p. 26-35, 2016.

TRUAX, B.; FORTIER, J.; GAGNON, D.; LAMBERT, F. Planting density and site effects on stem dimensions, stand productivity, biomass partitioning, carbon stocks and soil nutrient supply in hybrid poplar plantations. **Forests**, v. 9, n. 6, p. 293, 2018.

VASHUM, K.T.; JAYAKUMAR, S. Methods to estimate aboveground biomass and carbon stock in natural forests-A review. **Journal of Ecosystem & Ecography**, v. 2, n. 4, p. 1-7, 2012.

VITOUSEK, P. M.; CASSMAN, K. E. N.; CLEVELAND, C.; CREWS, T., FIELD, C. B., GRIMM, N. B., SPRENT, J. I. Towards an ecological understanding of biological nitrogen fixation. In: The nitrogen cycle at regional to global scales. **Springer**, p. 1-45, 2002.

VOGEL, H.; SCHUMACHER, M.; TRÜBY, P. Quantificação da biomassa em uma Floresta Estacional Decidua em Itaara – RS, Brasil. **Revista Árvore**, v.37, n.1, 99-105, 2013.

VOGEL, H. L. M.; SCHUMACHER, M. V.; TRÜBY, P. Micronutrientes na biomassa acima do solo em uma floresta estacional subtropical. **Cerne**, v. 21, p. 175-182, 2015.

ZHANG, Y.; TIAN, Y.; DING, S.; LV, Y.; SAMJHANA, W.; FANG, S. Growth, carbon storage, and optimal rotation in poplar plantations: A case study on clone and planting spacing effects. **Forests**, v. 11, n. 8, p. 842, 2020.

CAPÍTULO I

Estoque de carbono e nitrogênio do solo em povoamento de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* estabelecido em diferentes espaçamentos

RESUMO

As mudanças no uso da terra e nos serviços ecossistêmicos promovem alterações nas propriedades físicas e químicas do solo, o que pode acarretar na redução da qualidade do solo e sustentabilidade ambiental. De modo geral, o reflorestamento com árvores nativas além de visar a produção de produtos florestais madeireiros e não madeireiros, beneficia a fertilidade do solo. Em vista disso, este estudo teve como objetivo caracterizar os efeitos do uso do solo em diferentes espaçamentos de plantio em relação aos estoques de carbono e nitrogênio do solo. A pesquisa foi desenvolvida na área experimental do Ifes, Campus de Alegre, no distrito de Rive, Alegre, ES, um experimento com *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* aos 8,2 anos de idade, implantado em área anteriormente estabelecida com pastagem com predomínio de *Urochloa* sp. Foram avaliados três espaçamentos de plantio, sendo: 3 m x 3 m, 4 m x 4 m e 5 m x 5 m, com três repetições (parcelas) por espaçamento, totalizando 9 parcelas, cada parcela apresenta área de 1.500 m². Foram realizadas coletas de solo nas profundidades 0-20; 20-40; 40-60; 60-80 e 80-100 cm, onde foi avaliado a fertilidade, carbono orgânico e nitrogênio total do solo. O valor máximo de CTC (t) para o espaçamento mais adensado (3 m x 3 m) foi 1,9 e 2,3 vezes maior do que o espaçamento intermediário e o menos adensado. A maioria dos atributos químicos avaliados obteve valores de coeficiente de variação (CV %) classificados como médio (12 % - 60 %) evidenciando heterogeneidade dos dados. Foram registrados valores de estoques de C no espaçamento 3 m x 3 m e 4 m x 4 m na ordem de 34,63 e 36,90 Mg ha⁻¹, para a camada 0-20 cm, correspondendo a um incremento de 13,8 e 21,3 % em comparação ao espaçamento 5 m x 5 m. Valores mais expressivo do estoque de C e N foram observados na camada de 0-20 cm, para todos os espaçamentos de plantio. Os resultados obtidos destacam a importância da análise exploratória como ponto inicial para avaliar impactos nos estoques e atributos químicos do solo,

apresentando potencial para o povoamento de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* na recuperação dos estoques C e N, bem como, para a fertilidade do solo do povoamento.

Palavras-chave: Reflorestamento; Paricá; Mudança no uso do solo; Povoamentos florestais; Fertilidade do solo.

1. Introdução

Os principais fatores responsáveis pela degradação das áreas cultivadas estão relacionados a mudança no uso da terra e as alterações decorrente da ação antrópica, que modificam a matéria orgânica do solo, influenciando nas propriedades químicas e físicas, bem como nos processos de ciclagem de nutrientes (ZAGO et al., 2018). O solo é tido como o principal componente do ecossistema terrestre e o maior reservatório de carbono orgânico, sendo vulnerável as mudanças dos padrões de uso do solo e clima (NATH et al., 2018; ZHOU et al., 2019), implicando diretamente na atuação de outros atributos, como o pH, nitrogênio, fósforo e cátions trocáveis (THOMAZ; NUNES; WATANABE, 2020).

Os plantios de florestas comerciais estão crescendo de forma global, podendo favorecer a absorção de carbono e mitigar efeitos das mudanças climáticas (ODEBIRI et al., 2020). Cerca de 2,47 bilhões de toneladas de C são armazenados nesses ecossistemas florestais (ABDULLAHI et al., 2018), e mantidos em cinco reservatórios vegetais, a citar, na biomassa das árvores vivas, acima e abaixo do solo, madeira morta e serapilheira (SAHOO et al., 2019), o que pode explicar a importância do reflorestamento no armazenamento de C (BASTIN et al., 2019).

Extensas áreas de terras que passam por processos erosivos e de degradação é apresentado como uma viável alternativa ao reflorestamento (KLIPPEL et al., 2013; MARTINS et al., 2020), além de, representar um meio eficaz para aumentar o beneficiamento dos serviços ecossistêmicos (SHIMAMOTO et al., 2018), a exemplo, o sequestro de carbono (NAVE et al.,

2019), proteção e manutenção dos recursos hídricos, bem como, deter a perda da biodiversidade e (NUNES et al., 2020). Esses fatores, beneficiam os processos de ciclagem de nutrientes, fixação de nitrogênio (GOMES et al., 2018), e a estabilização do solo sobre os processos erosivos (SCARCIGLIA et al., 2020).

Diversas espécies de plantas podem impactar de diferentes formas a fertilidade do solo e contribuir ao crescimento do sítio florestal (GAIROLA, et al., 2012). O Brasil possui vasta diversidade de espécies voltadas para fins de reflorestamento e uso comercial (ROLIM et al., 2019). Dentre essas espécies encontra-se a *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*, conhecido popularmente como paricá, possui características de interesse econômico e ecológico, rápido crescimento e facilidade em se adaptar a diferentes condições edafoclimáticas (SCHWARTZ et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2019). Além de ser empregada com finalidade de produção e proteção ambiental, pode atuar no fornecimento de serviços ecossistêmicos. Estima-se que a área plantada de paricá no Brasil seja de 90.000 ha (MASCARENHAS et al., 2021), sendo utilizada na indústria madeireira na produção de laminados (BALDONI, et al., 2020). Entretanto, até o presente estudo, não existem informações na literatura sobre a influência de diferentes espaçamentos nos estoques de carbono e nitrogênio do solo.

A seleção de espécies arbóreas que apresentam adaptabilidade a variadas condições edafoclimáticas, requer conhecimento acerca do comportamento silvicultural. Esse conhecimento permite diminuir perdas e viabilizar a produtividade do cultivo (INAGAKI; TANGE, 2014), sendo necessário adoção de métodos culturais que permitam maiores contribuições a respeito da qualidade do solo (SANZ et al., 2017). Além disso, as espécies nativas são menos estudadas em comparação as espécies exóticas amplamente difundidas no mercado, como o *Eucalyptus* e *Pinus* (GAMA-RODRIGUES et al., 2020).

A escolha do espaçamento de plantio, por exemplo, é considerada questão primordial na produção de biomassa e estoque de carbono. Segundo Pretzsch e Biber (2016), a densidade máxima do povoamento entrega informações que permitem analisar a produtividade e dinâmica das diferentes práticas silviculturais que possam ser empregadas, resultando no desenvolvimento das qualidades da madeira, diâmetro e crescimento

(RONDON, 2002). Tem-se reconhecido que os espaçamentos influenciam na absorção de nitrogênio pelas plantas, refletindo na disponibilidade de água e nutrientes durante a fase de crescimento vegetativa (MEDEIROS et al., 2020) sendo, os processos de desenvolvimento das espécies limitados pela disponibilidade de N no solo, que se encontra ligado às reservas de matéria orgânica (LI et al., 2013).

Os espaçamentos fornecem subsídios para avaliar a capacidade de competição das plantas pelos recursos naturais disponíveis, alocação de carbono e partição da biomassa nos compartimentos das árvores (TRUAX et al., 2018). Os microclimas após o fechamento de dossel se relacionam com a densidade de plantio adotada, modificando a dinâmica da radiação solar e, conseqüentemente, dos processos fotossintéticos dentro dos povoamentos florestais (SCHWERZ et al., 2019).

Considerando o enfoque que o reflorestamento com árvores nativas tem recebido nos últimos anos, e dada a importância ecológica e econômica de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*, o desenvolvimento de estudos sobre a influência da espécie sobre a fertilidade dos solos é um fator importante para a seleção de técnicas de manejos que propiciem aumento da eficiência do plantio. Dessa forma, o presente estudo tem como objetivo quantificar e caracterizar o estoque de carbono e nitrogênio de solo em diferentes espaçamentos de plantio.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado no município de Alegre, ES (distrito de Rive), a área foi concedida pelo Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Espírito Santo, Campus de Alegre, ES (Ifes), estando está inserida na bacia hidrográfica do Rio Itapemirim (GASPARINI, 2014) e tendo como coordenadas geográficas 20°46'26.09"S e 41°27'26.21"O (Anexo I).

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Aw, com estações chuvosas no verão e seca no inverno (ALVARES et al., 2013) sendo a temperatura média anual de 23,9 °C (chuvas concentradas na estação chuvosa

no período de novembro a março) tendo como base os dados da Estação Meteorológica Automática, localizada no distrito de Rive, Alegre, ES , e que foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet). A precipitação anual fica em torno de 1.200 mm (PEZZOPANE et al., 2004 ; ALVARES et al., 2013).

Nesta região, segundo mapeamento do Ifes (1984 dados não publicados), com nomenclatura dada por Santos et al. (2018), o tipo de solo predominante na área experimental é o Latossolo Vermelho Amarelo. A formação florestal original da área de estudo é classificada como Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012), sendo a porcentagem de árvores caducifólias entre 20 e 50 % (INSTITUTO DE PESQUISA DA MATA ATLÂNTICA, 2005). No local de implantação do experimento, o relevo é considerado montanhoso, ocorrendo pontos com declividades acentuadas. No local onde foi implantado o experimento, a altitude varia entre 130 m nos pontos baixos e 180m nos pontos de maior elevação.

2.2. Implantação do povoamento

A implantação do experimento com *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* foi realizada em junho de 2011, sobre uma área ocupada anteriormente com pastagem (*Urochloa* sp.), sem histórico de aplicações de fertilizantes, ao menos nos últimos 40 anos. As mudas foram produzidas e doadas pela Reserva Natural Vale, Linhares, ES com sementes provenientes de árvores matrizes localizadas em Dom Elizeu, Pará.

Na implantação do projeto, o gado foi retirado e realizou-se o controle da *Urochloa* sp., através da aplicação de herbicida glifosato®. No preparo do terreno realizou-se as marcações das faixas e abertura das covas de plantio com dimensões de 30 cm x 30 cm x 30 cm. Os tratamentos receberam adubação de base com 220 g por cova de NPK na formulação 06-30-06 e micronutrientes (0,2 % B; 0,2 % Cu; e 0,2 % Zn), sendo realizada manutenção do plantio durante o primeiro ano de estabelecimento da cultura, com replantio, coroamento e controle de formigas.

Para este trabalho foi utilizado 3 tratamentos que se diferenciam em três espaçamentos sendo: 3 m x 3 m, 4 m x 4 m, 5 m x 5 m, e três repetições por espaçamento de plantio. Cada tratamento foi composto por 3 parcelas de 30 m por 50 m (área de 1.500 m²), totalizando 9 unidades amostrais, sendo a distribuição destas no interior das parcelas feita por sorteio.

A mortalidade nos plantios de *S. parahyba* foi de 24 % no plantio mais adensado, 16,8 % no plantio intermediário e 15,4 % no plantio menos adensado.

2.3. Coleta e análises das amostras de solo

A amostragem de solo foi realizada em agosto de 2019, ou seja, 8,2 anos após a implantação do paricá. Foram realizadas coletas das amostras de solo nas profundidades: 0-20 cm; 20-40 cm; 40-60 cm; 60-80 cm e 80-100 cm para determinar os atributos químicos e densidade do solo (Ds). Para tanto, foram abertas três trincheiras em cada espaçamento, de 1,5 m de comprimento e largura, em 1 metro de profundidade, evitando-se as bordas das parcelas. O local para abertura das trincheiras foi selecionado ao acaso, evitando, no entanto, locais com presença de fezes de gado bovino e formigueiros, procedimento que permite melhor representação da área e evitar viés nas estimativas. Foram retiradas seis amostras simples em cada profundidade dentro das trincheiras, as quais foram misturadas para formar uma amostra composta para análises químicas.

As amostras deformadas foram extraídas com o auxílio do enxadão para retirada da amostra de solo. Posteriormente, as amostras foram acondicionadas em recipientes plásticos, e em seguida, enviadas ao Laboratório de Análise Agronômica, Ambiental e Preparo de Soluções Químicas Fullin, em Linhares, ES, para realizar a análise físicas e químicas do solo seguindo a metodologia descrita por Teixeira et al. (2017).

O pH em água foi determinado na relação solo de 1:2,5; o sódio e o potássio foram extraídos com Mehlich¹ (HCl 0,05 mol L⁻¹; H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹) e quantificados por fotometria de emissão chama. O fósforo disponível foi extraído com Mehlich¹ e quantificado por fotocolorímetro. Os teores de cálcio, magnésio e alumínio trocáveis foram extraídos com solução KCl 1 mol L⁻¹ A

acidez potencial (H+Al) determinada com solução pH SMP. O fósforo remanescente foi determinado na solução de equilíbrio, obtido com CaCl_2 10 mmol L^{-1} . A partir dos resultados obtidos, foram calculados a soma de bases (SB), a capacidade de troca de cátions efetiva (t), capacidade de troca de cátions potencial (T), saturação por bases (V) e em alumínio (m). Para a determinação do teor de carbono orgânico utilizou-se o método de oxidação química por via úmida com bicromato de potássio (Walkley-Black) e o teor de nitrogênio total pelo método de Kjeldahl.

2.4. Densidade e estoque de carbono e nitrogênio do solo

Para análise de densidade de solo foi utilizado o método analítico dos anéis volumétricos de aço inox (anel de Kopeck) com volume de $102,14 \text{ cm}^3$, e amostrador do tipo Uhland, para obtenção das amostras indeformadas do solo para cada profundidade, de acordo com a Teixeira et al. (2017). As amostras foram encaminhadas ao laboratório de Recursos Hídricos do Departamento de Ciências Florestais e da Madeira/CCAUE-Ufes, Jerônimo Monteiro. Os anéis contendo as amostras de solo foram colocados para secar em estufa por 48 horas a $105 \text{ }^\circ\text{C}$. Posteriormente, os anéis foram pesados em balança analítica de precisão para a obtenção do peso seco, sendo a densidade obtida por meio da expressão (Equação 1):

$$D_s = \frac{M_s}{V_t} \quad (1)$$

Em que: D_s = densidade do solo, em g cm^{-3} ; M_s = massa seca do solo, em g;
 V_t = volume total do anel, em cm^3 .

Com os resultados obtidos da densidade do solo e os teores de carbono, foi estimado para cada profundidade de solo amostrada, o estoque de carbono, por meio da equação adaptada de Veldkamp (1994), que leva em consideração a espessura da camada de solo avaliada pela expressão (Equação 2):

$$\text{Est} = T \times D_s \times \frac{e}{10} \quad (2)$$

Em que: Est. = Estoque de carbono orgânico ou nitrogênio total no solo na profundidade específica, em Mg ha^{-1} ; T = teor de carbono orgânico ou nitrogênio total da profundidade específica, em g kg^{-1} ; D_s = Densidade do solo da

profundidade específica, em g cm^{-3} e; e = Espessura da profundidade de solo, em cm.

Posteriormente, os estoques foram corrigidos considerando uma mesma massa de solo, conforme as recomendações propostas por Carvalho et al. (2009) (Equação 3). A correção de equivalência de massa é realizada para diminuir os erros de cálculos dos estoques, provenientes da compactação do solo nos sistemas modificados pela ação antrópica, permitindo que as amostras das camadas compactadas possam ser comparadas com as da mata nativa na mesma profundidade (FERNANDES; FERNANDES, 2013).

$$\text{EstC} = \frac{C_s \times D_s \times \left(\frac{D_{ref}}{D_s} \times e \right)}{10} \quad (3)$$

Em que: EstC= estoque de C orgânico em determinada profundidade (Mg ha^{-1}); C_s = teor de C orgânico total na profundidade amostrada (g kg^{-1}); D_s = densidade aparente do solo na profundidade amostrada (kg dm^{-3}); D_{ref} = densidade do solo para profundidade amostrada na área de referência (kg.dm^{-3}); e = espessura da camada considerada (cm).

2.5. Análise dos dados

Os dados foram analisados via estatística descritiva, onde, para cada propriedade do solo foram utilizados a média aritmética e medidas de dispersão (desvio-padrão e coeficiente de variação), para se ter uma visão geral de como se comportavam os dados.

Com relação ao coeficiente de variação (CV) dos valores foram interpretados de acordo com a classificação proposta por Warrick & Nielsen (1980), no qual, os valores de CV são considerados: baixa ($\text{CV} < 12\%$), média ($12\% < \text{CV} < 60\%$) e alta para valores $> 60\%$.

A análise descritiva dos dados foi realizada com os softwares Microsoft Excel® versão 2013, e o Rstudio (R DEVELOPMENT TEAM, 2016).

3. Resultados e Discussão

3.1. Propriedades químicas do solo

Para caracterização dos atributos químicos do solo da área de estudo (Tabela 1), as médias obtidas foram comparadas a interpretação de solos propostas por Sobral et al. (2015). Para o pH, os valores máximos e mínimos encontrados foram, 5,90 a 6,40, respectivamente, sendo classificado com acidez média a fraca. Para a primeira camada de solo avaliada, o valor mínimo encontrado para o pH foi 5,50, evidenciado no espaçamento mais adensado, que também foi responsável pelo valor máximo de 6,10. O solo do local, que é classificado como Latossolo vermelho amarelo, apresenta pH adequado para povoamentos de *S. parahyba* var. *amazonicum*, já que, a espécie apresenta bom desenvolvimento em solos com pH a partir de 4,5 a 5,0 (SOUZA, 2003). Como os valores do pH atuam em diversos processos químicos que ocorrem no solo, como a solubilidade dos nutrientes, é importante manter os níveis adequados para melhor desenvolvimento da cultura.

Os teores de fósforo disponível, apresentaram-se baixos em todos os espaçamentos nas diferentes camadas do solo, variando a média em 1,33 a 3,33 mg/dm³. A disponibilidade de P é amplamente conhecida como limitante na produtividade florestal, principalmente em solos de regiões tropicais (VITOUSEK, 1984; VITOUSEK; SANFORD, 1986; BRENNER et al., 2018). O paricá, no estado do Mato grosso, é implantado em solos com baixa fertilidade, com pH (H₂O) 4,5 e baixos teores de K⁺ e P (CARVALHO, 2007). Isso justifica a adaptação da espécie e seu potencial de uso para recuperação de áreas. Fato também observado por SCHWARTZ et al. (2017), trabalhando com paricá em áreas degradadas no Pará.

Os teores de potássio disponível para todos os espaçamentos foram classificados como baixo a médio. O K, em particular, é dependente dos minerais primários, secundários e da decomposição da MOS, não sendo um constituinte de biomoléculas, logo sua forma disponível as plantas podem ser rapidamente lixiviados da MOS devido à sua alta solubilidade (SARDANS; PEÑUELAS, 2015). Além do mais, o paricá possui elevada capacidade de absorção desse elemento, apresentando baixo teor de K nas folhas mais velhas, visto sua

mobilidade, sendo translocado para folíolos mais jovens, o que acarreta em baixo retorno deste nutriente ao solo (CARVALHO et al., 2013).

Segundo Sobral et al. (2015) os teores de cálcio e magnésio do presente estudo, variaram de baixo a médio. Os valores médios para Ca, variou de 1,76 a 2,67 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, ao passo que, Mg apresentou valores variando de 0,30 a 0,90 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ na primeira camada de solo avaliada. Alguns autores apontam que os maiores teores de Ca no paricá, se encontram nas folhas (COELHO et al., 2004; CARVALHO et al., 2013; BIGHI, 2021). O Ca por ser um elemento imóvel no sistema vascular vegetal, não realiza a redistribuição desse nutriente para tecidos mais jovens da planta (SCHUMACHER et al, 2004; NGAIW et al., 2018), devido a este fator, quando ocorre a abscisão foliar, o Ca tende a acumular na serapilheira (CALDEIRA et al., 2019), retornando ao solo por meio da ciclagem de nutrientes. Outros elementos, como o Mg, por serem móveis no tecido vegetal, apresentam diminuição nos seus teores devido a capacidade de ser redistribuído no interior da planta (VIERA; SCHUMACHER, 2010; YAN; HOU, 2018). Os teores de Mg, podem também evidenciar diminuição mediante a competição com outros cátions, fenômeno frequentemente observado nos solos (FARHAT et al., 2016).

Os níveis de acidez trocável (Al^{3+}) se apresentaram muito baixos, nos diferentes espaçamentos e camadas do solo, o que pode ser explicado devido aos valores de pH mais elevados, indicando que nesta área o solo não é considerado ácido e não apresenta toxidez de alumínio. Esse fator pode ser confirmado ao avaliar os valores médios de soma de bases, que variam de 2,17 a 3,49 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e os baixos valores da acidez potencial ($\text{H}+\text{Al}$), entre 1,57 a 2,57 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, sendo formada de forma predominante pelos íons H^+ , já que os teores de Al^{3+} não foram expressivos para todas as camadas do solo avaliadas no presente estudo.

Em relação a CTC efetiva, os valores variaram entre 3,49 a 2,33 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. No geral, em todos os espaçamentos e camadas analisadas a CTC efetiva ficou abaixo de 4,0 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, sendo classificada como médio, fator relacionado aos valores dos cátions K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , sendo necessário incremento de cargas negativas no solo pela ação da matéria orgânica do solo (MOS). Os valores máximos de CTC (t) para os três espaçamentos avaliados foi de 5,97, 3,13 e 2,51, para 3 m x 3 m, 4 m x 4 m e 5 m x 5 m, respectivamente. O valor

máximo para o espaçamento mais adensado foi 1,9 e 2,3 vezes maior do que o espaçamento intermediário e o menos adensado.

A baixa CTC e SB, pode ser considerada uma limitação às atividades agrícolas e florestais. Aliada ao relevo acentuado na região, estando este diretamente associada aos processos de escoamento e carreamento de nutrientes (ZHANG et al., 2018) evidencia-se o incentivo a atividades florestais, que favoreçam práticas de manejo conservacionistas. Principalmente em Latossolos, que são naturalmente intemperizados, e apresentam mineralogia da argila, caulinita e óxidos de ferro e alumínio (COWARD; THOMPSON; PLANTE, 2018), possuem como resultado, capacidade de troca de cátions baixa (CTC) (BALDOTTO, 2015), que em decorrência do material de origem, dependem quase que exclusivamente da MOS, importante fator para fornecer nutrientes nesses solos. Segundo Prezzoti et al. (2013) em solos tropicais a matéria orgânica contribui em até 80 % da CTC.

A variabilidade dos dados pode ser refletida de acordo com os valores do coeficiente de correlação (CV). Ressalta-se que, maioria dos atributos químicos avaliados, obteve valores de CV % classificados como média variação (12 %-60 %), de acordo com a classificação proposta por Warrick e Nielsen (1980), o que pode caracterizar uma dispersão do conjunto de dados, sendo também evidenciado pelos valores acentuados de desvio padrão. Valores considerados altos de CV foram observados na primeira camada do solo para o espaçamento mais adensado, onde o valor do alumínio apresentou CV superior a 100 %, Ca maior que 70 %, e SB e CTC (t), maiores que 60 %. Por outro lado, o espaçamento menos adensado, evidenciou valores com CV altos para P e K na camada de 0-20 cm. Dentre os atributos, apenas o pH do solo obteve CV abaixo de 6 %, observado para todos os espaçamentos e profundidades avaliadas.

Valores altos de CV, indicam a heterogeneidade dos dados em torno da média. Como apontado por alguns autores (ARTUR et al., 2014), a heterogeneidade dos valores de atributos químicos do solo está atribuída ao processo de transformação do solo, as características edáficas, que podem interferir na distribuição das partículas do solo e no escoamento da água.

Tabela 1 - Estatística descritiva para as variáveis de caracterização dos atributos químicos do solo em diferentes espaçamentos de plantio no povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*, aos 8,2 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.

		P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	CTC (t)	pH - H ₂ O
		---- (mg dm ⁻³) ----			----- (cmol _c dm ⁻³) -----			----- (1:1)		
0-20 cm										
3 m x 3 m	Média	1,33	54,33	2,67	0,60	0,07	2,57	3,42	3,49	5,90
	Máximo	2,00	76,00	4,90	0,90	0,20	3,10	5,97	5,97	6,10
	Mínimo	1,00	27,00	1,00	0,30	0,00	2,20	1,39	1,59	5,50
	DP	0,58	24,99	2,01	0,30	0,12	0,47	2,34	2,25	0,35
	CV (%)	43,61	45,99	75,41	50,00	173,21	18,41	68,24	64,47	5,87
4 m x 4 m	Média	1,33	74,66	1,76	0,60	0,00	2,53	2,58	2,58	5,90
	Máximo	2,00	80,00	2,20	0,70	0,00	2,60	3,13	3,13	6,00
	Mínimo	1,00	71,00	1,40	0,50	0,00	2,40	2,11	2,11	5,90
	DP	0,58	4,73	0,40	0,10	0,00	0,12	0,51	0,51	0,06
	CV (%)	43,30	6,33	22,88	16,67	-	4,56	19,80	19,80	0,97
5 m x 5 m	Média	1,67	48,67	1,53	0,50	0,00	2,57	2,17	2,17	5,87
	Máximo	3,00	86,00	1,80	0,60	0,00	2,80	2,51	2,51	5,90
	Mínimo	1,00	24,00	1,30	0,30	0,00	2,10	1,68	1,68	5,80
	DP	1,15	32,88	0,25	0,17	0,00	0,40	0,44	0,44	0,06
	CV (%)	69,28	67,57	16,41	34,64	-	15,75	20,14	20,14	0,98
20-40 cm										
3 m x 3 m	Média	1,67	26,67	2,07	0,47	0,00	2,00	2,62	2,62	6,00
	Máximo	2,00	38,00	2,30	0,70	0,00	2,20	3,12	3,12	6,20
	Mínimo	1,00	18,00	1,60	0,30	0,00	1,80	2,07	2,07	5,90
	DP	0,58	10,26	0,40	0,21	0,00	0,20	0,53	0,53	0,17
	CV (%)	34,64	38,49	19,56	44,61	-	10,00	20,14	20,14	2,89
4 m x 4 m	Média	1,67	51,33	2,20	0,63	0,00	2,03	2,99	2,99	6,03
	Máximo	2,00	77,00	2,50	1,00	0,00	2,10	3,45	3,45	6,10
	Mínimo	1,00	26,00	1,80	0,40	0,00	2,00	2,42	2,42	6,00
	DP	0,58	25,50	0,36	0,32	0,00	0,06	0,52	0,52	0,06
	CV (%)	34,64	49,68	16,39	50,76	-	2,84	17,50	17,50	0,96
5 m x 5 m	Média	1,67	23,67	2,13	0,37	0,00	2,13	2,58	2,58	6,00
	Máximo	2,00	26,00	2,60	0,50	0,00	2,40	3,08	3,08	6,00
	Mínimo	1,00	22,00	1,80	0,20	0,00	2,00	2,28	2,28	6,00
	DP	0,58	2,08	0,42	0,15	0,00	0,23	0,44	0,44	0,00
	CV (%)	34,64	8,80	19,52	41,66	-	10,83	17,09	17,09	0,00
40-60 cm										
3 m x 3 m	Média	2,67	29,00	2,13	0,47	0,00	1,73	2,69	2,69	6,20
	Máximo	3,00	51,00	2,30	0,60	0,00	1,80	3,05	3,05	6,40
	Mínimo	2,00	18,00	1,80	0,30	0,00	1,60	2,36	2,36	6,00
	DP	0,58	19,05	0,29	0,15	0,00	0,12	0,35	0,35	0,20
	CV (%)	21,65	65,70	13,53	32,73	-	6,66	12,84	12,84	3,23
	Média	2,33	45,33	2,23	0,63	0,00	1,73	3,00	3,00	6,13

4 m x 4 m	Máximo	4,00	57,00	2,60	1,00	0,00	1,90	3,45	3,45	6,20
	Mínimo	1,00	30,00	1,80	0,40	0,00	1,60	2,36	2,36	6,10
	DP	1,53	13,87	0,40	0,32	0,00	0,15	0,57	0,57	0,06
	CV (%)	65,47	30,59	18,10	50,76	-	8,81	18,89	18,89	0,94
	Média	1,67	23,33	2,03	0,40	0,00	1,77	2,51	2,51	6,07
5 m x 5 m	Máximo	2,00	24,00	2,70	0,50	0,00	1,80	3,19	3,19	6,20
	Mínimo	1,00	23,00	1,60	0,30	0,00	1,70	2,17	2,17	6,00
	DP	0,58	0,58	0,59	0,10	0,00	0,06	0,58	0,58	0,12
	CV (%)	34,64	2,47	28,82	25,00	-	3,27	23,20	23,20	1,90
60-80 cm										
3 m x 3 m	Média	3,00	33,00	1,90	0,50	0,00	1,63	2,50	2,50	6,33
	Máximo	4,00	65,00	2,00	0,60	0,00	1,90	2,68	2,68	6,40
	Mínimo	2,00	17,00	1,80	0,30	0,00	1,40	2,36	2,36	6,30
	DP	1,00	27,71	0,10	0,17	0,00	0,25	0,17	0,17	0,06
	CV (%)	33,33	83,98	5,26	34,64	-	15,41	6,71	6,71	0,91
4 m x 4 m	Média	2,67	34,67	2,10	0,57	0,00	1,63	2,77	2,77	6,30
	Máximo	4,00	56,00	2,50	0,90	0,00	1,70	2,97	2,97	6,40
	Mínimo	1,00	24,00	1,90	0,40	0,00	1,60	2,47	2,47	6,20
	DP	1,53	18,48	0,35	0,29	0,00	0,06	0,27	0,27	0,10
	CV (%)	57,28	53,29	16,50	50,94	-	3,53	9,76	9,76	1,59
5 m x 5 m	Média	2,00	25,67	2,20	0,53	0,00	1,67	2,82	2,82	6,23
	Máximo	3,00	28,00	3,00	0,70	0,00	1,80	3,59	3,59	6,40
	Mínimo	1,00	22,00	1,80	0,40	0,00	1,60	2,29	2,29	6,10
	DP	1,00	3,21	0,69	0,15	0,00	0,12	0,68	0,68	0,15
	CV (%)	50,00	12,52	31,49	28,64	-	6,93	24,25	24,25	2,45
80-100 cm										
3 m x 3 m	Média	3,33	32,00	1,93	0,57	0,00	1,57	2,60	2,60	6,37
	Máximo	5,00	55,00	2,20	0,70	0,00	1,60	2,69	2,69	6,40
	Mínimo	2,00	18,00	1,80	0,40	0,00	1,50	2,56	2,56	6,30
	DP	1,53	20,07	0,23	0,15	0,00	0,06	0,07	0,07	0,06
	CV (%)	45,83	62,73	11,95	26,96	-	3,69	2,70	2,70	0,91
4 m x 4 m	Média	3,00	38,00	2,03	0,60	0,00	1,63	2,75	2,75	6,40
	Máximo	5,00	64,00	2,40	1,10	0,00	1,70	2,98	2,98	6,50
	Mínimo	1,00	22,00	1,80	0,30	0,00	1,60	2,38	2,38	6,20
	DP	2,00	22,72	0,32	0,44	0,00	0,06	0,32	0,32	0,17
	CV (%)	66,67	59,78	15,81	72,65	-	3,53	11,71	11,71	2,71
5 m x 5 m	Média	2,00	25,33	2,03	0,50	0,00	1,60	2,62	2,62	6,30
	Máximo	3,00	29,00	2,50	0,60	0,00	1,60	3,10	3,10	6,50
	Mínimo	1,00	18,00	1,70	0,40	0,00	1,60	2,20	2,20	6,10
	DP	1,00	6,35	0,42	0,10	0,00	0,00	0,45	0,45	0,20
	CV (%)	50	25,07	20,48	20,00	-	0,00	17,29	17,29	3,17

Abreviações: DP=Desvio padrão; CV= coeficiente de variação; P= fósforo; K= potássio; Ca= cálcio, Mg= magnésio; Al= Alumínio; H+Al= acidez potencial; SB: soma de bases trocáveis; CTC= capacidade de troca catiônica; pH = potencial hidrogeniônico.

3.2. Teores e estoques de carbono e nitrogênio do solo

Os menores valores médios para a densidade do solo (D_s) ocorreram nos horizontes superficiais, sendo, $1,38 \pm 0,05$, $1,38 \pm 0,09$ e $1,31 \pm 0,02$ g cm⁻³, para os espaçamentos 3 m x 3 m, 4 m x 4 m e 5 m x 5 m, respectivamente (Figura 2). O incremento máximo de D_s para o presente estudo foi de $1,52$ g cm⁻³, registrado na profundidade (60-80 cm) no espaçamento mais adensado de plantio.

Observa-se um aumento gradativo das médias de D_s com a profundidade em todos os espaçamentos avaliados. Este fator pode estar relacionado à pressão exercida pelas camadas superficiais sobre as camadas subsuperficiais do solo (LUCIANO et al., 2010), bem como, a redução do teor de carbono orgânico do solo com a profundidade (PINTO et al., 2014) (Figura 3a). A matéria orgânica do solo (MOS) também apresenta efeito predominante na D_s , visto que os resíduos vegetais depositados podem alterar os arranjos das partículas (CHEN; HUANG; SUN, 2017).

Nas áreas das parcelas do presente estudo, o solo é classificado como Latossolo Vermelho Amarelo, apresentando textura média a argilosa. Solos arenosos afetam mais a D_s se comparados aos solos argilosos, já que o conteúdo de matéria orgânica se apresenta baixo, e as partículas com menor tendência a formar agregados (MARTÍN; REYES; TAGUAS, 2017). Reichert et al. (2003) propuseram faixas de densidade do solo para algumas classes texturais, onde, para solos argilosos a faixa de D_s limitante se concentra entre $1,40$ a $1,50$ kg dm⁻³. Verifica-se que, os resultados do presente estudo estão incluídos na faixa crítica de D_s , com exceção ao espaçamento mais adensado na camada 60-80 cm, entretanto, não sendo um limitante físico para o crescimento das raízes das plantas para o povoamento.

Solos com menores valores de D_s conferem maior retenção de nutrientes, água, além de viabilizar a movimentação de gases dentro do solo (LOBSEY; VISCARRA ROSSEL, 2016). O aporte contínuo de material vegetal, refletem na diminuição da D_s , em especial em superfície, que apresentam maiores deposições de resíduos vegetais, do que, as camadas mais profundas (CHAUDHARI et al., 2013), por isso, os menores valores de D_s ocorreram na primeira camada (0-20 cm), crescendo gradualmente em profundidade, devido

ao alto teor e eluviação da argila ao longo do perfil do solo (REICHARDT; TIMM, 2012; FREITAS et al., 2018).

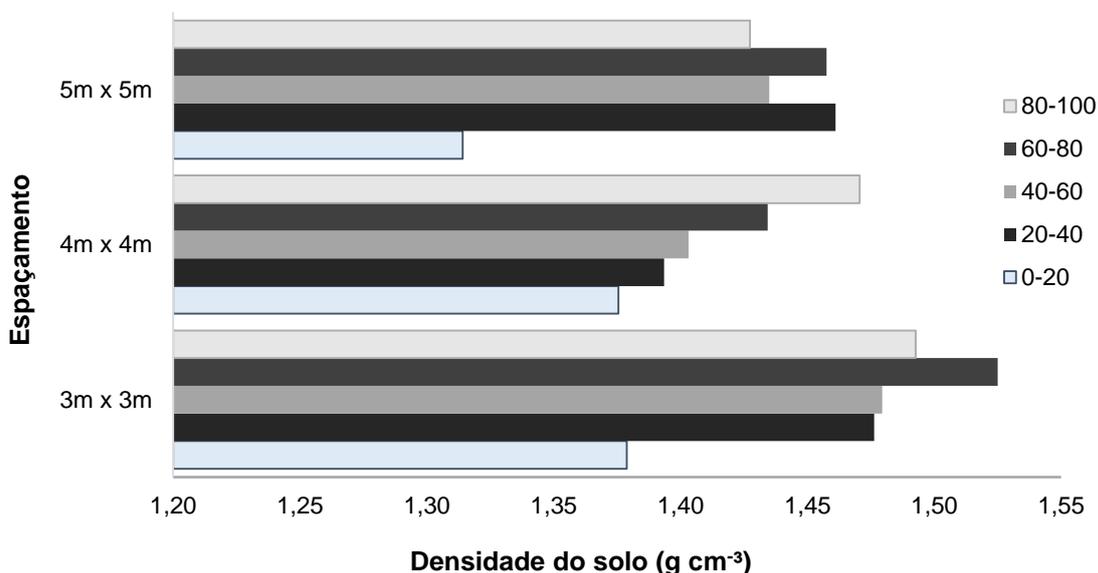


Figura 2 - Densidade do solo em diferentes espaçamentos e profundidades para o povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*, aos 8,2 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.

As maiores médias dos teores de C (g kg^{-1}) foram observadas na camada de 0-20 cm (Figura 3a), sendo os valores médios correspondentes a $13,13 \pm 4,35$, $14,10 \pm 3,20$ e $11,60 \pm 0,00$ g kg^{-1} , e valores máximos de 17,4, 17,4 e 11,4 para os espaçamentos 3 m x 3m, 4 m x 4 m e 5 m x 5 m, respectivamente. A camada 20-40 cm evidenciou valores médios de $8,30 \pm 0,69$, $9,46 \pm 2,36$ e $7,93 \pm 1,32$, apresentando decréscimo no perfil do solo, em todos os espaçamentos avaliados. Este resultado é consistente com outros estudos semelhantes de distribuição de C em profundidade do solo (ASSEFA et al., 2017; FREITAS et al., 2018), sendo associado ao aporte de resíduo vegetal depositado na camada superficial do solo, proveniente de galhos, folhas, casca e sistema radicular (BARROS et al., 2013).

A distribuição dos teores de N em profundidade nos espaçamentos estudados (Figura 3b), apresentaram comportamento semelhante aos valores de C, com valores médios mais expressivos na primeira camada do solo ($1,46 \pm 0,35$, $1,63 \pm 3,20$, $1,7 \pm 0,2$). No geral, os espaçamentos 3 m x 3 m, 4 m x 4 m e 5 m x 5 m, representaram, 36,92, 36,81 e 34,49 % de C para a camada 0-

20 cm, ao passo que, na camada 20-40 cm os espaçamentos corresponderam a 23,34 % 24,54 % e 23,58 % do total de C do perfil do solo.

Apesar de se obter maiores acúmulo de matéria orgânica do solo (MOS) após reflorestamento (ZHOU et al., 2017), alguns estudos mostram que o estoque de C no solo é um processo lento, e os primeiros 30 anos após implementação da cultura florestal, exerce papel pouco significativo no sequestro de C (SMAL et al., 2019). Entretanto, a dinâmica do sistema de C e N do solo podem aumentar exponencialmente de acordo com a sustentabilidade do sistema implantado, conferida pelos componentes vegetais depositados no solo, mudando a dinâmica a longo prazo (SACRAMENTO et al., 2013). A disponibilidade de C e N do solo tem sido atribuída a vários fatores, tais como, a idade do povoamento florestal, características litológicas, espécies e condições edafoclimáticas, consideradas importantes para definir os padrões estabelecidos dos estoques de C e N no solo (WANG et al., 2016; DENG; SHANGGUAN, 2017; LI et al., 2017).

A relação C/N (Figura 3c) para área de estudo apresentou médias correspondentes a $8,81 \pm 0,87$, $9,17 \pm 1,87$ e $6,89 \pm 0,81$, espaçamento 3 m x 3 m, 4 m x 4 m e 5 m x 5 m, respectivamente, na camada de 0-20 cm, demonstrando condição de estabilidade na relação C/N do solo da área de estudo em todos os sistemas avaliados. A relação C/N é utilizada para avaliar o grau de decomposição e qualidade da MOS, refletindo o estado do N do solo para a produtividade das plantas (BŁOŃSKA et al., 2021). Além de entregar informação sobre a decomposição da MOS, no qual, em relação C/N mais baixa apresenta decomposição mais rápida do que aquela com relação C/N mais alta (LI et al., 2017).

Considerando todo o perfil do solo, os valores da relação C/N variaram de 5,07 a 8,81 (3 m x 3 m), 6,49 a 9,17 (4 m x 4 m) e 5,99 a 8,15 (5 m x 5 m). No povoamento avaliado, a relação C/N apresentou valores baixos nos diferentes espaçamentos. A maior disponibilidade de N do solo resulta em maiores processos de mineralização da matéria orgânica. Espécies da família Fabaceae, por possuírem alto teor de N em seus tecidos vegetais, conseqüentemente apresentam baixa relação C/N (NARDOTO et al., 2008; CARVALHO et al., 2013).

WANG et al. (2014), esclarecem que relações C/N maiores que 30 indicam a imobilização de N no solo, enquanto valores menores que 20 favorecem a mineralização e maior disponibilidade de N para as plantas. Outro fator que pode estar ligado aos menores valores de C/N, corresponde ao alto valor do pH do solo (5,87 a 6,40) e a os baixos valores de alumínio, chegando a zero, sendo estas condições propicias para a decomposição da MOS (STEVENSON, 1994; NEINA, 2019).

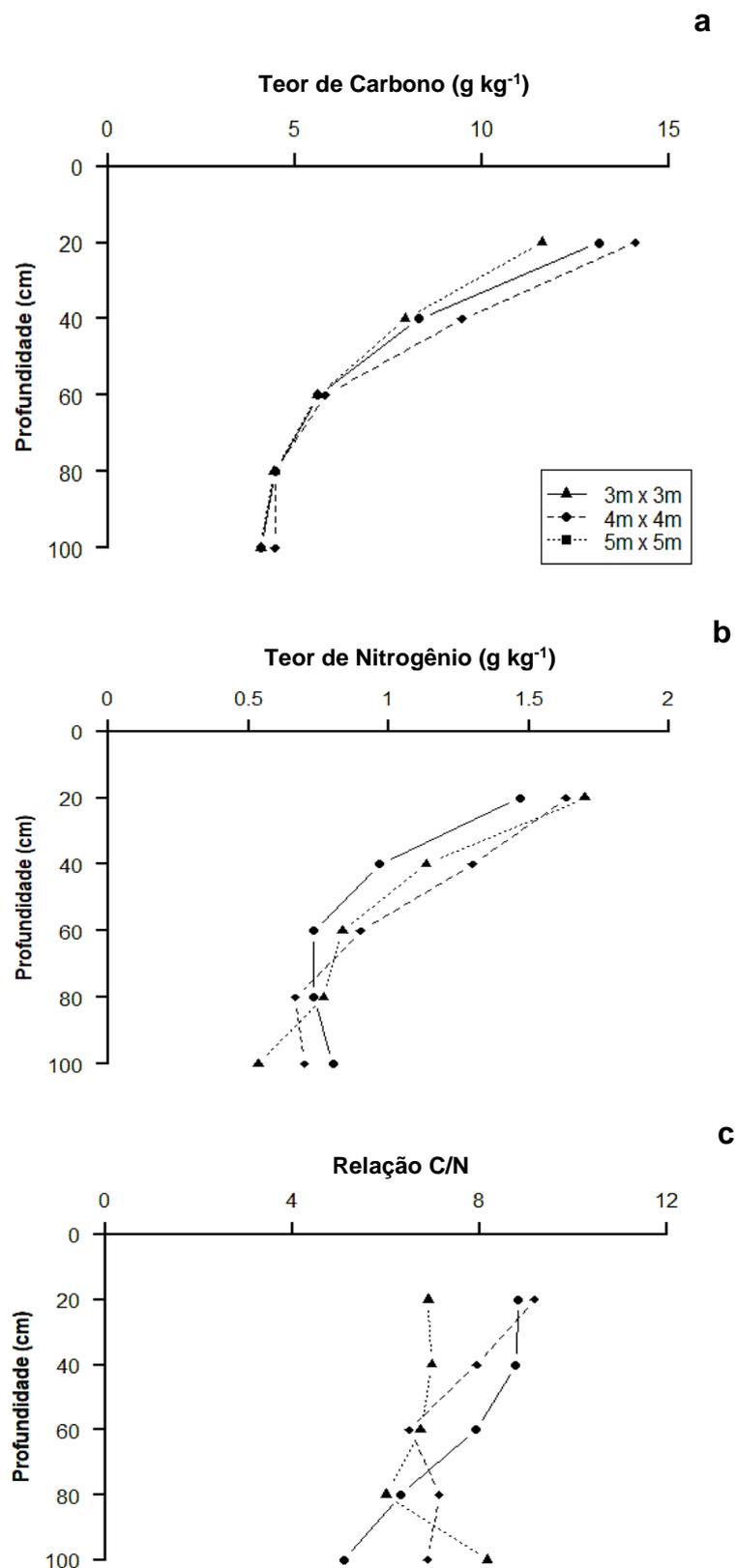


Figura 3- Teor de carbono **(a)** teor de nitrogênio **(b)** e relação C/N do solo **(c)** em diferentes profundidades para o povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*, aos 8,2 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.

O estoque de C apresentou valor médio total de 34,00 Mg ha⁻¹ na camada de 0-20 cm (Figura 4a). A média geral do estoque de C encontrado nesse estudo, corrobora com estudos em ambientes de fragmento remanescente de Floresta Ombrófila, no qual apresentou 36,07 Mg ha⁻¹ de estoque de C nas camadas de 0-20 cm (MASCARENHAS et al., 2017).

Valores médios mais expressivos foram observados para o espaçamento mais adensado e o intermediário de plantio, 34,63 ± 11,47 e 36,90 ± 8,38 Mg ha⁻¹, respectivamente, para a camada 0-20 cm. Por outro lado, o espaçamento de baixa densidade, apresentou os menores valores médios, variando em 30,42 ± 0,00 a 10,78 ± 1,46 Mg ha⁻¹. Esses valores demonstram incremento de 13,8 % para o espaçamento 3 m x 3 m e 21,3 % para o espaçamento 4 m x 4 m, em relação ao espaçamento menos adensado (5 m x 5 m). Este dado é consistente com os estudos de Delarmelina (2019), analisando a influência de diferentes espaçamentos no estoque de C do solo em povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum* aos 4,6 anos de idade, verificou incremento médio de 21,1 % e 6,9 % para os espaçamentos 3 m x 3 m e 4 m x 4 m, em comparação ao espaçamento 5 m x 5 m.

Em relação aos valores máximos, estes foram mais acentuados na camada de 0-40 cm, sendo observado para todos os espaçamentos de plantio. De maneira geral, em média cerca de 60 % do estoque de C do solo no presente estudo, encontra-se na camada de 0-40 cm. Considerando o perfil até 100 cm de profundidade, os estoques de C para os espaçamentos 3 m x 3 m, 4 m x 4 m e 5 m x 5 m, totalizaram 99,5, 100,02 e 89,94 Mg ha⁻¹, respectivamente.

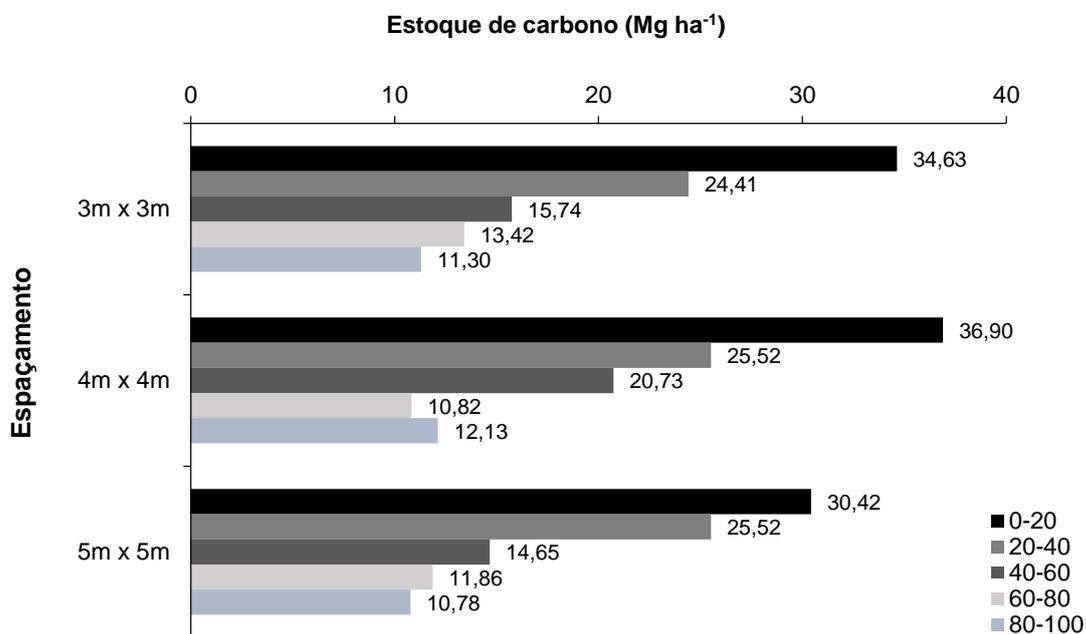
Vale ressaltar que, as gramíneas apresentam grande participação nas mudanças ocasionadas no estoque de C do solo (LAL, 2018). No Sudeste do Brasil, a presença de gramíneas, em especial do gênero *Urochloa*, são comuns em áreas de reflorestamento, sendo que, grande parte dessas áreas já foram anteriormente utilizadas como pastagem, e possuem alta capacidade de adaptação (SANTANA et al., 2020). A literatura atribui o C acumulado e distribuído nessas áreas florestais, as gramíneas, correspondente a quantidade de biomassa produzida e sistemas radiculares vigorosos com maior taxa de reciclagem (FUJISAKA et al., 1998; LAL, 2002; DURIGAN et al., 2017).

Para o estoque de N, a média geral dos espaçamentos na camada de 0-20 cm foi de 4,20 Mg ha⁻¹ (Figura 4b). Em todos os tratamentos foi encontrado um padrão ao estoque de C, com maiores valores médios nas camadas superficiais avaliadas. Essa semelhança no padrão é explicada pelo C e N serem intrinsecamente associados aos componentes da estrutura da matéria orgânica (ANDRADE et al., 2020). Considerando todo o perfil do solo (0-100 cm), a média total para o estoque de N nos espaçamentos 3 m x 3 m, 4 m x 4 m, 5 m x 5 m foram de 12,7, 13,56, 13,28 Mg ha⁻¹, seguindo a ordem.

Em todos os espaçamentos foi registrado o decréscimo acentuado dos valores médios ao longo do perfil, observado para os estoques de N e C do solo, o que se deve à falta de práticas de manejo que auxiliem na manutenção da matéria orgânica do solo. A média observada na primeira camada do solo avaliada para o estoque de N nos espaçamentos 3 m x 3 m, 4 m x 4 m e 5 m x 5 m, são de 3,87, 4,27 e 4,46 Mg ha⁻¹, apresentando incremento de 64,7, 22,0 e 41,5 % maior do que a camada 20-40 cm.

A redução dos estoques de C e N no perfil do solo é comum, visto que as camadas superficiais se caracterizam como uma região biologicamente mais ativa, ocorrendo maior intensidade a deposição de biomassa vegetal decorrente da presença de raízes, folhas, galhos, cascas, que proporcionam, por meio do processo de decomposição, maiores estoques de C e N do solo (PULROLNIK et al., 2009; KING; HOFMOCKEL, 2017). Ademais, os processos que ocorrem nas camadas mais profundas são mais lentos, tanto em relação a degradação e decomposição dos resíduos vegetais (WANG et al., 2017).

a



b

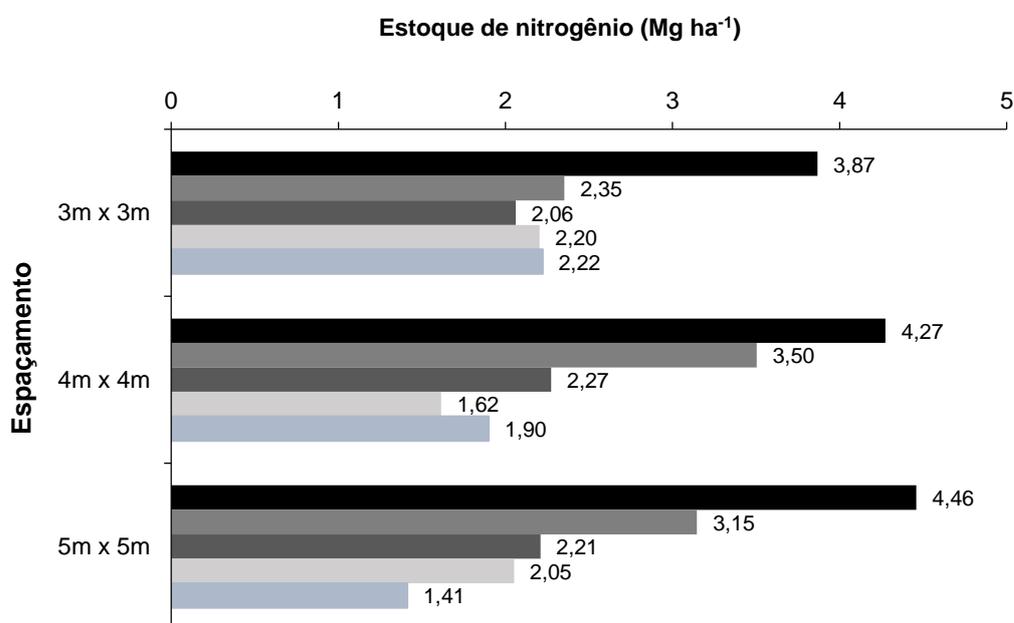


Figura 4-(a) Estoque de carbono e (b) estoque de nitrogênio presente no solo por intervalo de profundidade até 100 cm, dentro dos diferentes espaçamentos de plantio para o povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*, aos 8,2 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.

2. Conclusão

O solo do povoamento apresenta pH e bases disponíveis (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) classificados como médio, com baixo teor de alumínio, e assim uma quantidade de matéria orgânica que favorece o desenvolvimento de plantas.

Na análise descritiva dos dados, os valores de atributos apresentaram coeficiente de variação (CV) médio, e conseqüentemente média heterogeneidade dos dados, com maiores valores de CV apresentados na primeira camada do solo (0-20 cm) no espaçamento mais adensado (3 m x 3 m). O maior valor de CV foi encontrado para o teor de alumínio (173,21) e os menores foram observados para a acidez potencial (H+Al).

Na camada superficial (0-20 cm), devido a constante deposição dos resíduos vegetais aportados, apresentou melhores padrões de fertilidade e estoque de carbono e nitrogênio, havendo redução em profundidade.

Schizolobium parahyba var. *amazonicum* pode ser considerada promissora para aumento dos estoques de C, principalmente em espaçamentos mais reduzidos (3 m x 3 m e 4 m x 4 m), promovendo incremento de 13,8 % e 21,3 % em relação ao espaçamento menos adensado (5 m x 5 m).

3. Referências

ABDULLAHI, A.C.; SIWAR, C.; SHAHARUDIN M.I.; ANIZA, I. Carbon sequestration in soils: the opportunities and challenges. **Carbon Capture, Utilization and Sequestration**, v.1, 2018.

ANDRADE, E.M.; VALBRUN, W.; ALMEIDA, A.M.M.; ROSA, G.; DA SILVA, A.G.R. Land-use effect on soil carbon and nitrogen stock in a seasonally dry tropical forest. **Agronomy**, v. 10, n. 2, p. 158, 2020.

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ARTUR, A.G.; OLIVEIRA, D.P.; COSTA, M.C.; ROMERO, R.E.; SILVA, M.V.; FERREIRA, T.O. Variabilidade espacial dos atributos químicos do solo, associada ao microrrelevo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 141-149, 2014.

ASSEFA, D.; REWALD, B.; SANDÉN, H.; ROSINGER, C.; ABIYU, A.; YITAFERU, B.; GODBOLD, D. L. Deforestation and land use strongly effect soil organic carbon and nitrogen stock in Northwest Ethiopia. **Catena**, v. 153, p. 89-99, 2017.

BALDONI, A. B.; BOTIN A. A.; TARDIN, F. D.; DE BARROS MARQUES, J. A.; DE OLIVEIRA, F. L.; SILVA, A. J. R.; TEODORO, P. E. Early selection strategies in *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby. **Industrial Crops and Products**, v. 152, p. 112538, 2020.

BALDOTTO, M.A.; VIEIRA, E.M.; SOUZA, D.D.O.; BALDOTTO, L.E.B. Estoque e frações de carbono orgânico e fertilidade de solo sob floresta, agricultura e pecuária. **Revista Ceres**, v. 62, p. 301-309, 2015.

BASTIN, J.F.; FINEGOLD, Y.; GARCIA, C.; GELLIE, N.; LOWE, A.; MOLLICONE, D.; CROWTHER, T.W. Response to comments on “The global tree restoration potential”. **Science**, v. 366, n. 6463, p. 8108, 2019.

BARROS, J.D.S.; CHAVES, L.H.G.; CHAVES, I.B.; FARIAS, C.H.A.; PEREIRA, W. E. Estoque de carbono e nitrogênio em sistemas de manejo do solo, nos tabuleiros costeiros paraibanos. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 26, n. 1, p. 35-42, 2013.

BEHRENS, T.; SCHMIDT, K.; RAMIREZ-LOPEZ, L.; GALLANT, J.; ZHU, A. X.; SCHOLTEN, T. Hyper-scale digital soil mapping and soil formation analysis. **Geoderma**, v. 213, p. 578-588, 2014.

BIGHI, K.N. **Fixação biológica de nitrogênio e aspectos nutricionais em povoamentos de *Anadenanthera peregrina* var. *peregrina* e *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* em função da densidade de plantio e condições ambientais.** Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES, p.116, 2021.

BÜNEMANN, E.K.; BONGIORNO, G.; BAI, Z.; CREAMER, R. E.; DEYN, G.; DE GOEDE, R.; BRUSSAARD, L. Soil quality—A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105-125, 2018.

BRENNER, J.; PORTER, W.; PHILLIPS, J. R.; CHILDS, J.; YANG, X.; MAYES, M. A. Phosphorus sorption on tropical soils with relevance to Earth system model needs. **Soil Research**, v. 57, n. 1, p. 17-27, 2018.

CALDEIRA, M.V.W.; GODINHO, T.D.O.; MOREIRA, F.L.; CAMPANHARO, Í. F.; CASTRO, K.C. MENDONÇA, A.R.D.; TRAZZI, P.A. Litter as an ecological indicator of forest restoration processes in a dense ombrophylous lowland forest. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. SPE1, 2019.

CARVALHO, M.; MACHADO, R.C.; AHNERT, D.; SODRÉ, G.A.; SACRAMENTO, C.K. Avaliação da composição e distribuição mineral em componentes foliares de paricá (*Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke). **Agrotropica**, Ilhéus, v.25, n.1, p.53-60, 2013.

CARVALHO, J.L.N.; CERRI, C.E.P.; FEIGEL, B.J.; PICCOLO, M.C.; GODINHO, V.P.; CERRI, C.C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazil Amazon. **Soil and Tillage Research**, v. 103, p.342-349, 2009.

CARVALHO, P.E.R. Paricá-*Schizolobium amazonicum*. **Embrapa Florestas-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2007.

COELHO, M.L.P.; CARVALHO, J.G.; LACERDA, M.P.C.; MOTA, P.E.F. Exigências nutricionais do paricá (*Schizolobium amazonicum*, Herb.) na fase de muda. **Cerne**, v. 10, n. 2, p. 167-183, 2004.

COWARD, E.K.; THOMPSON, A.; PLANTE, A F. Contrasting Fe speciation in two humid forest soils: Insight into organomineral associations in redox-active environments. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 238, p. 68-84, 2018.

CHAUDHARI, P.R.; AHIRE, D.V.; AHIRE, V.D.; CHKRAVARTY, M.; MAITY, S. Soil bulk density as related to soil texture, organic matter content and available total nutrients of Coimbatore soil. **International Journal of Scientific and Research Publications**, v. 3, n. 2, p. 1-8, 2013.

CHEN, Y.; HUANG, Y.; SUN, W. sing organic matter and pH to estimate the bulk density of afforested/reforested soils in northwest and northeast China. **Pedosphere**, v. 27, n. 5, p. 890-900, 2017.

DELARMELENA, W.M. **Biomassa e carbono em plantios de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* sob diferentes espaçamentos em área de pastagem**. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES, p. 96, 2019.

DENG, L.; SHANGGUAN, Z.P. Afforestation drives soil carbon and nitrogen changes in China. **Land Degradation & Development**, v. 28, n. 1, p. 151-165, 2017.

DURIGAN, M. R.; CHERUBIN, M. R.; DE CAMARGO, P. B.; FERREIRA, J. N.; BERENQUER, E.; GARDNER, T. A.; CERRI, C. E. P. Soil organic matter responses to anthropogenic forest disturbance and land use change in the Eastern Brazilian Amazon. **Sustainability**, v. 9, n. 3, p. 379, 2017.

FARHAT, N.; ELKHOUNI, A.; ZORRIG, W.; SMAOUI, A.; ABDELLEY, C.; RABHI, M. Effects of magnesium deficiency on photosynthesis and carbohydrate partitioning. **Acta Physiologiae Plantarum**, v. 38, n. 6, p. 145, 2016.

FERNANDES, F.A.; FERNANDES, A.H. M. Atualização dos métodos de cálculo dos estoques de carbono do solo sob diferentes condições de manejo. **Embrapa Pantanal-Comunicado Técnico (INFOTECA-E)**, 2013.

FUJISAKA, S.; CASTILLA, C.; ESCOBAR, G.; RODRIGUES, V.; VENEKLAAS, E.J.; THOMAS, R.; FISHER, M. The effects of forest conversion on annual crops and pastures: estimates of carbon emissions and plant species loss in a Brazilian Amazon colony. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.69, p.17-26, 1998.

FREITAS, L.D.; OLIVEIRA, I.A.D.; CASAGRANDE, J.C.; SILVA, L.S.; CAMPOS, M.C.C. Estoque de carbono de Latossolos em sistemas de manejo natural e alterado. **Ciência Florestal**, v. 28, p. 228-239, 2018.

GAMA-RODRIGUES, A.C. Multifunctional Mixed-Forest Plantations: The Use of Brazilian Native Leguminous Tree Species for Sustainable Rural Development. In: Elke Jurandy Bran Nogueira Cardoso, José Leonardo de Moraes Gonçalves, Fabiano de Carvalho Balieiro, Avílio Antônio Franco. (Org.). *Mixed Plantations of *Eucalyptus* and Leguminous Trees*. 1ed: **Springer International Publishing**, p. 241-256, 2020.

GASPARINI, K. A. C. **Regionalização de vazões para a bacia hidrográfica do rio Itapemirim, ES**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais)- Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES, p. 79, 2014.

GOMES, D.S.; MARCIANO, C.R. FAUSTINO, L.L. Physical quality of a Typic Hapludult soil under forest leguminous trees and pasture. **Floresta e Ambiente**, v.25, n.4, e20170400, 2018.

GILLIHAM, M.; DAYOD, M.; HOCKING, B.J.; XU, B.; CONN, S.J.; KAISER, B. N.; TYERMAN, S.D. Calcium delivery and storage in plant leaves: exploring the link with water flow. **Journal of Experimental Botany**, v. 62, n. 7, p. 2233-2250, 2011.

GODINHO, T.D.O.; CALDEIRA, M.V.W.; ROCHA, J.H.T.; CALIMAN, J.P.; TRAZZI, P.A. Quantificação de biomassa e nutrientes na serapilheira acumulada em trecho de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, ES. **Cerne**, v. 20, n. 1, p. 11- 20, 2014.

HAMBERG, L.; VELMALA, S.M.; SIEVÄNEN, R.; KALLIOKOSKI, T.; PENNANEN, T. Early root growth and architecture of fast-and slow-growing Norway spruce (*Picea abies*) families differ—potential for functional adaptation. **Tree Physiology**, v. 38, n. 6, p. 853-864, 2018.

HAN, M.; ZHU, B. Linking root respiration to chemistry and morphology across species. **Global Change Biology**, v. 27, n. 1, p. 190-201, 2021.

HOLLAND, J. E.; BENNETT, A. E.; NEWTON, A. C.; WHITE, P. J.; MCKENZIE, B. M.; GEORGE, T. S.; HAYES, R. C. Liming impacts on soils, crops and biodiversity in the UK: A review. **Science of the Total Environment**, v. 610, p. 316-332, 2018.

IBGE-INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. p. 271, 2012. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>

INSTITUTO DE PESQUISAS DA MATA ATLÂNTICA. **Conservação Da Mata Atlântica No Estado Do Espírito Santo: Cobertura Florestal E Unidades De Conservação** (Programa Centros Para a Conservação Da Biodiversidade - Conservação Internacional Do Brasil) /IPEMA. Vitória, ES: IPEMA, 2005.

INAGAKI, M.; TANGE, T. Nutrient accumulation in aboveground biomass of planted tropical trees: a meta-analysis. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 60, n. 4, p. 598- 608, 2014.

KING, A.E.; HOFMOCKEL, K.S. Diversified cropping systems support greater microbial cycling and retention of carbon and nitrogen. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 240, p. 66-76, 2017.

LACLAU, J.P.; TOUTAIN, F.; M'BOU, A.T.; ARNAUD, M.; JOFFRE, R.; RANGER, J. The function of the superficial root mat in the biogeochemical cycles of nutrients in Congolese *Eucalyptus* plantations. **Annals of Botany**, v. 93, p. 249-261, 2004.

LAL, R. Saving global land resources by enhancing eco-efficiency of agroecosystems. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 73, n. 4, p. 100A-106A, 2018.

LI, S.X.; WANG, Z.H.; STEWART, B.A. Responses of crop plants to ammonium and nitrate N. **Advances in Agronomy**, v. 118, p. 205-397, 2013.

LI, D.; WEN, L.; YANG, L.; LUO, P.; XIAO, K.; CHEN, H.; WANG, K. Dynamics of soil organic carbon and nitrogen following agricultural abandonment in a karst region. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 122, n. 1, p. 230-242, 2017.

LOBSEY, C.R.; VISCARRA ROSSEL, R. A. Sensing of soil bulk density for more accurate carbon accounting. **European Journal of Soil Science**, v. 67, n. 4, p. 504-513, 2016.

LORENZ, M.; THIELE-BRUHN, S. Tree species affect soil organic matter stocks and stoichiometry in interaction with soil microbiota. **Geoderma**, v. 353, p. 35-46, 2019.

LUCIANO, R.V.; BERTOL, I.; BARBOSA, F.T.; KURTZ, C.; FAYAD, J.A. Propriedades físicas e carbono orgânico do solo sob plantio direto comparados à mata natural, num Cambissolo Háplico. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 9, n. 1, p. 9-19, 2010.

MARTÍN, M. Á.; REYES, M.; TAGUAS, F. Javier. Estimating soil bulk density with information metrics of soil texture. **Geoderma**, v. 287, p. 66-70, 2017.

MASCARENHAS, A. R. P.; SCCOTI, M. S. V.; MELO, R. R.; DE OLIVEIRA CORRÊA, F. L.; DE SOUZA, E. F. M.; ANDRADE, R. A.; MÜLLER, M. W. Atributos físicos e estoques de carbono do solo sob diferentes usos da terra em Rondônia, Amazônia Sul-Occidental. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 89, p. 19-27, 2017.

MASCARENHAS, A. R. P.; SCCOTI, M. S. V.; DE MELO, R. R.; DE OLIVEIRA CORRÊA, F. L.; DE SOUZA, E. F. M.; PIMENTA, A. S. Characterization of wood from *Schizolobium parahyba* var. *a mazonicum* Huber x *Ducke* trees from a multi-stratified agroforestry system established in the Amazon rainforest. **Agroforestry Systems**, v. 95, n. 3, p. 475-486, 2021.

MEDEIROS, P.L.; SILVA, G.G.C.; OLIVEIRA, E.M.M.; RIBEIRO, C.O.; SILVA, J.M.S.; PIMENTA, A.S. Efficiency of nutrient use for biomass production of a *Eucalyptus* clone as a function of planting density in short-rotation cropping. **Australian Forestry**, v. 83, n. 2, p. 66–74, 2020.

NAVE, L.E.; WALTERS, B.F.; HOFMEISTER, K.L.; PERRY, C.H.; MISHRA, U.; DOMKE, G.M.; SWANSTON, C.W. The role of reforestation in carbon sequestration. **New Forests**, v. 50, n. 1, p. 115-137, 2019.

NEINA, D. The role of soil pH in plant nutrition and soil remediation. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2019, 2019.

NGAIWI, M.E.; MOLUA, E.L.; EGBE, A.E. Litterfall and nutrient returns in the rainforest of south western Cameroon: Some implications for Tropical forest productivity. **Environment and Natural Resources Research**, v. 8, p. 25-32, 2018.

OLIVEIRA, S.S.; NASCIMENTO, G.O.; SOUZA, D.P.; NASCIMENTO, L.O.; OLIVEIRA, S.S.; GONÇALVES, J.F.C.; FERREIRA, J.B.; OLIVEIRA, E. Growth of parica seedlings (*Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke) cultivated in different organic substrates. **African Journal of Agricultural Research**, v. 14, n. 6, p. 303–310, 2019.

PEZZOPANE, J.; SANTOS, E.; ELEUTÉRIO, M.; REIS, E.; SANTOS, A. Espacialização da temperatura do ar no Estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 18, p. 151–158, 2004.

PINTO, J.C.; PIMENTEL, R.M.; ZINN, Y.L.; CHIZZOTTI, F.H.M. Soil organic carbon stocks in a Brazilian Oxisol under different pasture systems. **Tropical Grasslands-Forrages Tropicales**, v.2, p.121–123, 2014.

PULROLNIK, K.; BARROS, N.F.; SILVA, I.R.; NOVAIS, R.F.; BRANDANI, C.B. Estoques de carbono e nitrogênio em frações da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha – MG. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 33, p. 1125-1136, 2009.

PRETZSCH, H.; BIBER, P. Tree species mixing can increase maximum stand density. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 08, n. p. 1179–1193, January, 2016.

R Development Core Team (2016) R: A Language and Environment for Statistical Computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, 2016. (<http://www.Rproject.org/>).

REICHERT, J.M.; REINERT, D.J.; BRAIDA, J.A. Qualidade do solo e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Revista Ciência Ambiental**, 27:29-48, 2003.

REICHARDT, K.; TIMM, L.C. Solo, Planta e Atmosfera: **conceitos, processos e aplicações**. Barueri: Manole, 2ªed, 2012.

ROLIM, S.G.; PIÑA-RODRIGUES, F.C.; PIOTTO, D.; BATISTA, A.; FREITAS, M.L.M.; JUNIOR, S.B.; CALMON, M. Research Gaps and Priorities in Silviculture of Native Species In Brazil. Working paper. **WRI Brasil**, São Paulo, p. 44, 2019.

ROSA, S.F.D.; REINERT, D. J.; REICHERT, J.M.; FLEIG, F.D.; RODRIGUES, M.F.; GELAIN, N.S. Propriedades físicas e químicas de um argissolo sob cultivo de *Eucalyptus dunnii* Maiden no pampa gaúcho. **Ciência Florestal**, v. 28, p. 580-590, 2018.

SACRAMENTO, J.A.A.S.D.; ARAÚJO, A.C.D.M.; ESCOBAR, M.E.O.; XAVIER, F.A.D.S.; CAVALCANTE, A.C.R.; OLIVEIRA, T.S.D. Soil carbon and nitrogen stocks in traditional agricultural and agroforestry systems in the semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p. 784-795, 2013.

SANTANA, J.E.D.S.; LELES, P.S.D.S.; RESENDE, A.S.D.; MACHADO, A.F.L.; RIBEIRO, J.G.; GOMES, R.F. Grasses Control Strategies in Setting Restoration Stand of the Atlantic Forest. **Floresta e Ambiente**, v. 27, 2020.

SANTOS, H.G.; JACOMINE, P.K.T.; DOS ANJOS, L.H.C.; DE OLIVEIRA, V.A.; LUMBRERAS, J.F.; COELHO, M.R.; CUNHA, T.J.F.; 2018. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

SANZ, M.J.; DE VENDE, J.; CHOTTE, J.L.; BERNOUX, M.; KUST, G.; RUIZ, I.; ALMAGRO, M.; ALLOZA, J.A.; VALLEJO, R.; CASTILLO, V.; HEBEL, A.; AKHTAR-SCHUSTER, M. Sustainable Land Management contribution to successful land-based climate change adaptation and mitigation. **A Report of the Science-Policy Interface**, 2017.

SARDANS, J.; PEÑUELAS, J. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 3, p. 261-275, 2015.

SOBRAL, L.F.; BARRETO, M.D.V.; DA SILVA, A. J.; DOS ANJOS, J.L. Guia prático para interpretação de resultados de análises de solos. **Embrapa Tabuleiros Costeiros-Documentos (INFOTECA-E)**, 2015.

SOUZA, C.R.; ROSSI, L.M.B.; DE AZEVEDO, C.P.; VIEIRA, A.H. Paricá: *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber x Ducke) Barneby. **Embrapa Amazônia Ocidental-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2003.

SCARCIGLIA, F.; NICOLACI, A.; DEL BIANCO, S.; PELLE, T.; SOLIGO, M.; TUCCIMEI, P.; IOVINO, F. Reforestation and soil recovery in a Mediterranean mountain environment: Insights into historical geomorphic and vegetation dynamics in the Sila Massif, Calabria, southern Italy. **Catena**, v. 194, p. 104707, 2020.

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

SCHWARTZ, G.; PEREIRA, P.C.G.; SIVIERO, M.A.; PEREIRA, J.F.; RUSCHEL, A. R.; YARED, J. A. G. Enrichment planting in logging gaps with *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby: A financially profitable alternative for degraded tropical forests in the Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 390, n. 2, p. 166-172, 2017.

SCHWERZ, F.; ELOY, E.; ELLI, E. F.; CARON, B. O. Reduced planting spacing increase radiation use efficiency and biomass for energy in black wattle plantations: Towards sustainable production systems. **Biomass and Bioenergy**, v. 120, p. 229-239, 2019.

SHIMAMOTO, C.Y.; PADIAL, A.A.; DA ROSA, C.M.; MARQUES, M.C. Restoration of ecosystem services in tropical forests: a global meta-analysis. **PloS One**, v. 13, n. 12, p. e0208523, 2018.

SMAL, H.; LIGEŻA, S.; PRANAGAL, J.; URBAN, D.; PIETRUCZYK-POPLAWSKA, D. Changes in the stocks of soil organic carbon, total nitrogen and phosphorus following afforestation of post-arable soils: A chronosequence study. **Forest Ecology and Management**, v. 451, p. 117536, 2019.

STEVENSON, F.J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. John Wiley & Sons, 1994.

TADINI, A. M.; NICOLODELLI, G.; MOUNIER, S.; MONTES, C.R.; MILORI D. M.B.P. The importance of humin in soil characterisation: a study on Amazonian soils using different fluorescence techniques. **Science of the Total Environment**, v. 537, p. 152-158, 2015.

TAVANTI, R.F.R.; MONTANARI, R.; PANOSSO, A.R.; LA SCALA, N.; NETO, M. C.; DA SILVA FREDDI, O.; GALINDO, F. S. What is the impact of pasture reform on organic carbon compartments and CO₂ emissions in the Brazilian Cerrado?. **Catena**, v. 194, p. 104702, 2020.

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W.G. **Manual de métodos de análise de solo**, 3ªed, Brasília, DF: Embrapa, p, 574, 2017.

THOMAZ, E. L.; NUNES, D. D.; WATANABE, M. Effects of tropical forest conversion on soil and aquatic systems in southwestern Brazilian Amazonia: A synthesis. **Environmental Research**, v. 183, p. 109220, 2020.

VELDKAMP, E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v.58,p. 175–180, 1994.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M.V. Teores e aporte de nutrientes na serapilheira de *Pinus taeda* L., e sua relação com a temperatura do ar e pluviosidade. **Revista Árvore**, v. 34, p. 85-94, 2010.

VITOUSEK, P.M. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. **Ecology**, v. 65, n. 1, p. 285-298, 1984.

VITOUSEK, P.M.; SANFORD, R.L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, n. 1, p. 137-167, 1986.

WANG, F.; LI, Z.; DING, Y.; SAYER, E.J.; LI, Q.; ZOU, B.; MO, Q.; LI, Y.; LU, X.; TANG, J. Tropical forest restoration: Fast resilience of plant biomass contrasts with slow recovery of stable soil C stocks. **Functional Ecology**, v. 31, n. 12, p. 2344-2355, 2017.

WANG W.; WANG H.; ZU Y. Temporal changes in SOM, N, P, K, and their stoichiometric ratios during reforestation in China and interactions with soil depths: importance of deep-layer soil and management implications. **Forest Ecology and Management**, v. 325, p. 8-17, 2014.

YAN, BO; HOU, YING. Effect of soil magnesium on plants: a review. In: IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. **IOP Publishing**, p. 022168, 2018.

ZAGO L.M.S.; SOUSA V.R.; CARAMORI S.S. Biochemical indicators as parameters of changes in the fertility of Brazilian Cerrado soils. **International Journal of Current Research**, p. 50979-50985, 2017.

ZHANG, C.; LI, X.; CHEN, L.; XIE, G.; LIU, C.; PEI, S. Effects of topographical and edaphic factors on tree community structure and diversity of subtropical mountain forests in the lower Lancang river basin. **Forests**. v. 7, p. 1-17, 2016.

ZHOU, Z.; WANG, C.; JIANG, L.; LUO, Y. Trends in soil microbial communities during secondary succession. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 115, pp. 92-99, 2017.

CAPITULO II
Estoque de biomassa, nutrientes e carbono em povoamento
Schizolobium parahyba* var. *amazonicum

RESUMO

O conhecimento sobre a biomassa acima do solo pode fornecer estimativas sólidas de conteúdo de carbono e nutrientes, permitindo a melhoria no equilíbrio nutricional e manejo dos sítios florestais em múltiplas rotações de cultura. Os objetivos deste estudo foi quantificar o estoque de carbono e nutrientes presentes na biomassa acima do solo, bem como, caracterizar a eficiência de uso dos nutrientes e a sustentabilidade nutricional em diferentes cenários de colheita da biomassa em um povoamento de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* em diferentes espaçamentos de plantio. A pesquisa foi desenvolvida na área experimental do Ifes, no distrito de Rive, Alegre, ES, numa área anteriormente ocupada com pastagem e atividade pecuária. O povoamento foi implantado em junho de 2011 com diferentes espaçamentos de plantio, 3 m x 3 m, 4 m x 4 m e 5 m x 5 m, no delineamento experimental em blocos casualizados, com dois blocos por espaçamento de plantio com cinco repetições. Para tanto, a espécie foi avaliada aos 8,3 anos de idade, onde a biomassa e o estoque de carbono foram obtidos. Foi determinado o teor e estimado o estoque dos nutrientes, N, P, K, Ca e Mg, nos compartimentos da biomassa acima do solo (fuste, casca, folha, galhos finos e galhos grossos). A eficiência do uso de nutrientes (EUN) e a sustentabilidade nutricional foram determinadas através da estimativa do número de cortes (NC) para três cenários de colheita. O aumento no adensamento de plantio afetou significativamente a produção de biomassa e estoque de carbono, em especial para o fuste e galhos. O estoque de nutrientes na biomassa foi mais pronunciado no fuste, com ordem Ca > K > N > P > Mg. O fuste e a casca foram mais eficientes no uso de nutrientes. Dos nutrientes avaliados, o N e K tiveram a EUN baixa, ao passo que, P e Mg apresentaram alta EUN. A EUN total decresceu na seguinte ordem Mg > P > Ca > N > K.

Palavras-chave: Acúmulo de nutrientes; Sustentabilidade nutricional; Eficiência do uso de nutrientes.

1. Introdução

O estoque dos nutrientes na biomassa acima do solo é considerado uma importante estratégia para a nutrição das plantações florestais, pois viabiliza as estimativas sobre o sistema de plantio, produtividade do solo e os efeitos ocasionados através da colheita das árvores (VIERA et al., 2013; VIERA et al., 2015). Nos ecossistemas florestais são evidenciadas grandes quantidades de nutrientes estocados nos diferentes componentes da biomassa acima do solo (SILVA et al., 2018). Esse estoque depende do crescimento e da eficiência na conversão em biomassa pelas plantas, onde, em situações de baixo suprimento nutricional, a taxa de crescimento e de produção do plantio são afetados (TAIZ; ZEIGER, 2013).

Os nutrientes desempenham papel fundamental no desenvolvimento e crescimento das plantas (WEGIEL; BIELINIS; POLOWY, 2019), e a indisponibilidade destes pode reduzir significativamente a produção florestal (MODRZEWSKA et al., 2016). Os nutrientes atuam em vários processos metabólicos das plantas, a exemplo, na participação da estrutura dos compostos orgânicos, como, proteínas, ácidos nucleicos e clorofilas (TAIZ; ZEIGER, 2017). O estoque e absorção dos nutrientes está associado diretamente aos fatores edafoclimáticos, atividade biológica do solo, disponibilidade da água, espécie, idade (KOSIOREK et al., 2016), bem como, o espaçamento de plantio adotado para implantação das árvores (MEDEIROS et al., 2020).

A eficiência do uso de nutrientes (EUN) é tida como a relação entre a biomassa produzida pelo estoque de nutriente acumulado na planta (BARROS et al., 1986; HAN; ZHU, 2021), e apresenta ligação com o potencial de desenvolvimento do ecossistema (HODAPP; HILLEBRAND; STRIEBEL, 2019). A obtenção de maiores produções de biomassa com EUN, é um dos principais fundamentos a respeito da sustentabilidade florestal (SANTANA et al., 2002), principalmente quando se trata das florestas tropicais, que geralmente crescem

em áreas intemperizadas com condições desfavoráveis de fertilidade do solo (VITOUSEK; SANFORD, 1986). Considerando o fator nutricional, uma espécie eficiente no uso de nutrientes possui potencial de desenvolvimento em solos com condições de baixa fertilidade, absorvendo menos nutrientes e distribuindo-os de forma eficiente nos diferentes compartimentos da planta, sem prejudicar a produtividade final (BATISTA et al., 2015).

O Brasil possui ampla variedade de espécies nativas utilizadas para reflorestamento e uso comercial (ROLIM et al., 2019). Dentre elas destaca-se a *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex, Ducke) Barneby, espécie de rápido crescimento, conhecido popularmente como paricá, estima-se que a área ocupada pela espécie no país seja de 90.000 ha (MASCARENHAS et al., 2021), sendo utilizada como fonte de matéria-prima para a produção de folheados, laminados e compensados (SILVEIRA et al., 2017).

O paricá é considerada uma espécie de boa adaptabilidade a solos com baixa fertilidade (SOUSA et al., 2005), aspecto que atrai produtores devido ao menor custo de reposição dos minerais via fertilização, e manutenção do plantio (RODRIGUES et al., 2017) sendo que, 54 % dos custos iniciais de implantação da espécie é referente a aplicação de fertilizantes (CAIONE; LANGE; SCHONINGER, 2012; CARVALHO et al., 2017). Entretanto, embora apresente tolerância fisiológica às condições do solo, não existem informações na literatura relacionados à eficiência de uso dos nutrientes e sustentabilidade da produção após a colheita da espécie sob influência de diferentes espaçamentos de plantio.

A longo prazo os plantios necessitam de constante fornecimento de nutrientes, evitando a redução e desequilíbrio nutricional no solo, para assim, possibilitar melhor crescimento vegetativo da espécie e permitir que o sistema de plantio se desenvolva sem influências adversas a produtividade das próximas rotações de colheita (GARRETT et al., 2021). Conciliar a EUN das espécies florestais com a colheita da biomassa que priorize a menor exportação de nutrientes do povoamento, são práticas que viabilizam as produções futuras. Sabe-se que a intensidade de colheita e a taxa de exportação da biomassa envolvem riscos de perdas de nutrientes dos sítios florestais (EGNELL, 2017), sendo imprescindível que se considere somente a retirada da madeira do

tronco, prática conservacionista que favorece maior sustentabilidade do plantio (GATTO et al., 2014; ACHAT et al., 2015; SCHUMACHER et al., 2019).

Neste contexto, os objetivos deste estudo foi avaliar a produção de biomassa acima do solo, bem como o estoque de carbono e de nutrientes, eficiência de uso dos nutrientes e a sustentabilidade nutricional em diferentes intensidades da colheita em um povoamento de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* cultivado em diferentes espaçamentos de plantio.

2. Materiais e Métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na área do Instituto Federal do Espírito Santo- Ifes (20°46'15,46" S e 41°27'13,04" W) (Anexo I). Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Aw (estações chuvosas no verão e seca no inverno) (ALVARES et al., 2013), com relevo considerado montanhoso, com altitude variando entre 130 e 180 m. A temperatura média anual é de 23,9°C, com precipitação de 1.200 mm anual (PEZZOPANE et al., 2004; ALVARES et al., 2013) (Anexo II).

O experimento foi instalado em uma área anteriormente ocupada por pastagem (*Urochloa* sp.), sem histórico de aplicações de fertilizantes, ao menos nos últimos 40 anos. Para a implantação do experimento os bovinos foram removidos e a pastagem foi dessecada pela aplicação de glifosato. Para a implantação do povoamento, o gado foi retirado e realizou-se o controle da *Urochloa* sp. através da aplicação de herbicida glifosato®. O experimento foi estabelecido em junho de 2011, em sítios com ocorrência de Latossolo Vermelho Amarelo, seguindo um delineamento em blocos ao acaso, com cinco repetições. Foram avaliados três espaçamentos de plantio, 3 m x 3 m, 4 m x 4 m e 5 m x 5m, em uma área de 6,75 ha.

Cada unidade experimental tem área de 30m x 50 m (1.500 m²). As covas de plantio das mudas apresentavam dimensões de 30 cm x 30 cm x 30 cm. Os tratamentos receberam adubação de base, na fase de plantio, com 220 g por cova de NPK na formulação 06-30-06 e micronutrientes (0,2 % B; 0,2 % Cu; e 0,2 % Zn), sendo realizada manutenção do plantio durante os primeiros

12 meses de estabelecimento da cultura, com replantio, coroamento e controle de formigas.

2.2. Caracterização dendrométrica

Aos 8,3 anos de plantio, foi realizado o inventário florestal, onde foram efetuadas medidas das árvores quanto ao seu diâmetro e a altura. Com a utilização de fita diamétrica, foi medido o diâmetro a altura do peito de 1,30 m do solo (DAP) de todas as árvores presentes, respeitando-se uma bordadura dupla.

Para aferição da altura total (Ht) foram medidas as cinco primeiras árvores de cada parcela, totalizando 45 árvores por espaçamento, que foram aferidas com clinômetro digital. A aferição de cinco árvores por parcela é considerada efetiva, ao utilizar o método de altura relativa para o povoamento em estudo, visto que, promove maior rapidez e diminui os custos ao efetuar o inventário florestal, além de não interferir na qualidade das estimativas (LEITE; ANDRADE, 2002).

Além do DAP e Ht, foi medido o ponto de inversão morfológico das árvores com o auxílio da régua telescópica. A área basal (G) foi estimada a partir da área seccional de todas as árvores medidas à altura do peito e determinado para um hectare para cada tratamento, conforme o número de árvores por hectare e a sobrevivência avaliada.

Com os dados de DAP e Ht, para cada espaçamento, foram testados 10 modelos hipsométricos para estimativa das demais alturas totais do povoamento (Tabela 2).

Tabela 2 - Modelos hipsométricos selecionados para estimativa da altura total de árvores de *S. parahyba* var. *amazonicum* em diferentes espaçamentos aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.

Nº	Autores	Modelos hipsométricos
1	Linear simples	$h = \beta_0 + \beta_1 DAP + \varepsilon$
2	Trorey	$h = \beta_0 + \beta_1 DAP + \beta_2 DAP^2 + \varepsilon$
3	Assmann	$h = \beta_0 + \beta_1 / DAP + \varepsilon$
4	Henricksen	$h = \beta_0 + \beta_1 \ln(DAP) + \varepsilon$
5	Stoffels	$\ln(h) = \beta_0 + \beta_1 \ln(DAP) + \varepsilon$
6	Curtis	$\ln(h) = \beta_0 + \beta_1 / DAP + \varepsilon$
7	Petterson	$h = [1/(\beta_0 + \beta_1 / DAP)]^3 + 1,3 + \varepsilon$
8	Naslund (Prodan)	$h = \frac{DAP^2}{\beta_0 + \beta_1 DAP + \beta_2 DAP^2} + \varepsilon$
9	Naslund	$h = \left(\frac{DAP^2}{\beta_0 + \beta_1 DAP^2} + 1,30 \right) + \varepsilon$
10	Naslund (Prodan)	$h = \left(\frac{DAP^2}{\beta_0 + \beta_1 DAP + \beta_2 DAP^2} + 1,30 \right) + \varepsilon$

Em que: h = altura total (m); DAP = diâmetro a 1,30 m de altura do solo (cm); \ln = logaritmo neperiano; β_i = parâmetros do modelo ajustado ($i=0, 1, 2, \dots, n$) e; ε = erro de estimativa,

A partir do ajuste dos dados, foi realizada a seleção dos melhores modelos, com base nos critérios estatísticos: coeficiente de determinação ajustado ($R^2_{ajustado}$) e erro padrão residual (S_{yx}) (Tabela 3).

Tabela 3 – Modelos ajustados e suas respectivas estatísticas para a estimativa da altura (Ht) das árvores de *S. parahyba* var. *amazonicum*, para cada espaçamento aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.

Espaçamento	Modelos	$R^2_{ajustado}$	S_{yx} %
3 m x 3 m	$h = -35,574 + 18,72, \ln(DAP)$	0,88	3,62
4 m x 4 m	$h = -15,59 + 11,54, \ln(DAP)$	0,82	4,43
5 m x 5 m	$\ln(h) = 1,468 + 0,4917 \ln(DAP)$	0,85	5,82

$R^2_{ajustado}$ = coeficiente de determinação ajustado; S_{yx} % = erro padrão da estimativa em porcentagem; Ht = altura total (m) e DAP = diâmetro a 1,30 m do solo.

O volume do tronco com casca foi calculado por meio da cubagem, calculado utilizando o método de Smalian (Equação 1). Para tanto, foram abatidas 30 árvores, 10 árvores por espaçamento, representando todas as classes diamétricas (Figura 5). O número de árvores foi selecionado por meio

de uma “amostragem otimizada” considerando um erro igual ou menor que 5% de probabilidade, de acordo com Picard et al, (2012).

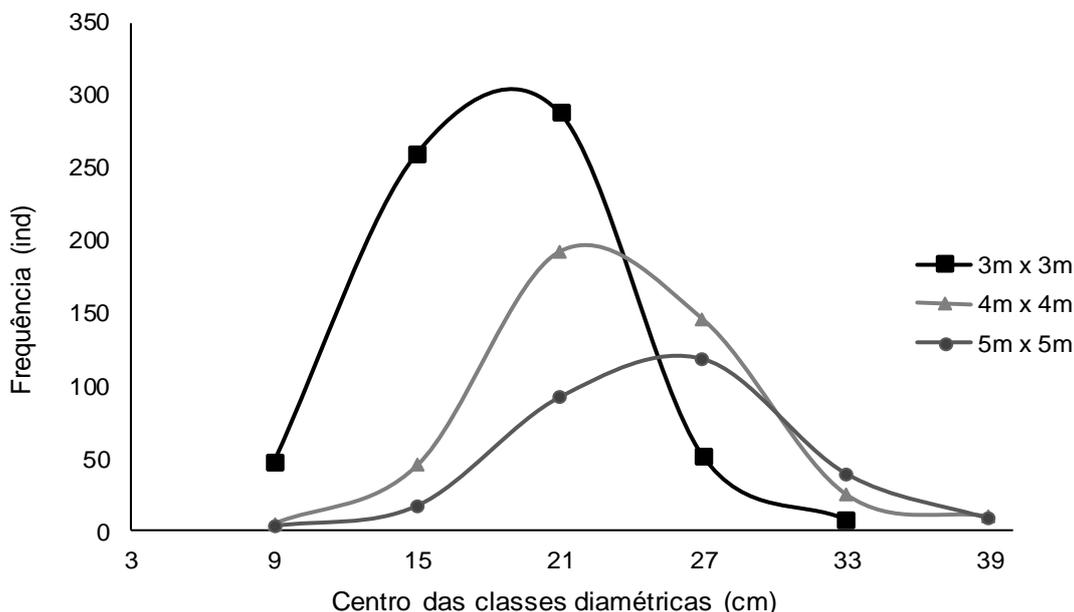


Figura 5- Distribuição de frequências das árvores do povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum* por espaçamento e por classes de diâmetro, aos 8,3 anos após o plantio.

Para esta etapa, foi medida com uma trena a altura total das árvores e do fuste até a inserção da primeira bifurcação. O fuste foi então subdividido em seções com comprimento máximo de 1,0 m, até o ponto de inversão morfológico. Para obtenção do diâmetro do fuste com casca e a espessura da casca de cada parte seccionada, foram utilizados suta mecânica e paquímetro digital, respectivamente.

Método de Smalian para calculo do volume do tronco com casca, conforme a equação 1:

$$Vi = \frac{(AS_1 + AS_2)}{2} l \quad (1)$$

Em que:

V_i = volume da seção i da tora com casca, em m^3 ;

AS_1 = área seccional na extremidade 1 da seção do fuste, em m^2 ;

AS_2 = área seccional na extremidade 2 da seção do fuste, em m^2 ;

l = comprimento da seção da tora em metros.

A partir dos valores de DAP, Ht e volume do fuste das árvores abatidas, foram ajustados modelos de regressão para predição dos volumes individuais e total do povoamento e posteriormente ser utilizado para estimar a biomassa das árvores (Tabela 4).

Tabela 4 - Modelos testados para estimativa do volume nos povoamentos de *S. parahyba* var. *amazonicum* em diferentes espaçamentos, aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.

Nº	Autores	Modelos
1	Kopezky-Gehrhardt	$v = \beta_0 + \beta_1, d + \varepsilon$
2	Hohenadl e Krenn	$v = \beta_0 + \beta_1, d + \beta_2 d^2 + \varepsilon$
3	Husch	$\ln(v) = \beta_0 + \beta_1, \ln(d) + \varepsilon$
4	Brenac	$\ln(v) = \beta_0 + \beta_1, \ln(d) + \beta_2, (1/d) + \varepsilon$
5	Spurr sem β_0	$v = \beta_1, (d^2 h) + \varepsilon$
6	Spurr-Variável combinada	$v = \beta_0 + \beta_1, (d^2 h) + \varepsilon$
7	Stoate	$v = \beta_0 + \beta_1, h + \beta_2, d^2 + \beta_3, (d^2 h) + \varepsilon$
8	Naslund	$v = \beta_0 + \beta_1, d^2 + \beta_2, (d^2 h) + \beta_3, (dh^2) + \beta_4 h^2 + \varepsilon$
9	Meyer	$v = \beta_0 + \beta_1, d + \beta_2, h + \beta_3, d^2 + \beta_4 (d^2 h) + \beta_5 (dh) + \varepsilon$
10	Schumacher e Hall	$\ln(v) = \beta_0 + \beta_1, \ln(d) + \beta_2, \ln(h) + \varepsilon$
11	Spurr	$\ln(v) = \beta_0 + \beta_1, \ln(d^2 h) + \varepsilon$

Em que: v = volume estimado (m^3); d_i = diâmetro correspondente a qualquer altura h_i , especificada (cm); d = diâmetro a 1,30 m de altura do solo (cm); h = altura total (comercial ou do fuste) (m); \ln = logaritmo neperiano;; h_i = altura correspondente ao diâmetro d_i (m); β_i = parâmetros do modelo ajustado ($i=0, 1, 2, \dots, n$); p = potências testadas; e ε = erro de estimativa.

FONTE: Schneider e Schneider (2008).

Após o ajuste dos modelos volumétricos, por meio dos valores de DAP, Ht e volume do fuste das 10 árvores abatidas por espaçamento, o modelo de regressão descrito por Schumacher e Hall foi o que apresentou melhores ajustes para os três espaçamentos de plantio (Tabela 5), com bases nos critérios estatísticos, o coeficiente de determinação ajustado ($R^2_{ajustado}$) e no erro padrão residual (S_{yx} %).

Tabela 5 - Modelos ajustados e suas respectivas estatísticas para a estimativa do volume das árvores de *S. parahyba var. amazonicum*, aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.

Espaçamento	Modelos	$R^2_{ajustado}$	S_{yx} %
3 m x 3 m	$Ln(V) = -9,374 + 1,730, Ln(DAP) + 1,0006, Ln(HT)$	0,99	1,22
4 m x 4 m	$Ln(V) = -7,598 + 2,027 Ln(DAP) + 0,0851 Ln(HT)$	0,99	2,19
5 m x 5 m	$Ln(V) = -8,890 + 2,266, Ln(DAP) + 0,3015, Ln(HT)$	0,99	1,08

Em que: v = volume estimado (m^3); ($R^2_{ajustado}$) = Coeficiente de determinação ajustado; (S_{yx} %) = Erro Padrão da Estimativa em Porcentagem.

As variáveis dendrométricas avaliadas (Tabela 6) foram estimadas conforme sugerido por Soares, Paula Neto e Souza (2011).

Tabela 6 - Valores médios das variáveis dendrométricas avaliadas no povoamento de *S. parahyba var. amazonicum*, aos 8,3 anos após o plantio, em Rive, Alegre, ES.

Espaçamento	SOB (%)	DAP (cm)	HT (m)	G ($m^2 ha^{-1}$)	Vi (m^3)	VT ($m^3 ha^{-1}$)
3 m x 3 m	76,1	15,2	17,1	15,4	0,162	137,2
4 m x 4 m	83,2	19,9	17,6	16,2	0,275	143,0
5 m x 5 m	84,6	21,1	18,2	11,8	0,330	111,8

(SOB); Sobrevivência; DAP (cm): diâmetro da altura do peito; Ht (m): Altura; G: área basal ($m^2 ha^{-1}$); Vi: volume individual do fuste com casca (m^3); VT: volume total ($m^3 ha^{-1}$).

2.3. Quantificação da biomassa acima do solo e nutrientes

Para realização da amostragem de biomassa acima do solo, foram abatidas 30 árvores, as mesmas correspondentes a determinação do volume. A seleção das árvores abatidas foi feita de acordo com a distribuição dos diâmetros, considerando apenas indivíduos dentro da média aritmética acrescida ou reduzida do desvio padrão (PICARD et al., 2012).

Neste procedimento, as árvores foram fracionadas nos seguintes compartimentos: tronco (fuste), casca, folhas, galhos finos, e galhos grossos, utilizando o método destrutivo, e com a amostragem, foi quantificada a biomassa fresca. Para amostragem da madeira do fuste, foram retirados discos com casca apresentando cerca de 5,0 cm de espessura nas posições 0,10 m, DAP, $\frac{1}{2}$ do comprimento do fuste e topo. As amostras de casca foram coletadas das amostras da madeira, nas porções da base, 25 %, 50 %, 75 %, 100 % da altura total de cada árvore para a obtenção do peso fresco.

Para amostragem dos galhos finos (até 1,0 cm de diâmetro) e galhos grossos (maior que 1,0 cm de diâmetro), foram retiradas amostras a partir do ponto de inversão morfológico até 3,0 cm de diâmetro do topo. No caso das folhas, foram retiradas subamostras no terço inferior, médio e superior da copa da árvore. Após o fracionamento da biomassa, foi obtida a biomassa fresca em campo (kg) de cada um dos compartimentos, separadamente. A massa fresca da biomassa individual destes compartimentos foi determinada por meio da pesagem com uma balança digital.

As amostras foram colocadas em embalagens plásticas, identificadas e conduzidas ao Departamento de Ciências Florestais e da Madeira da Ufes, em Jerônimo Monteiro, para em sequência determinar o teor de umidade das amostras coletadas. Em laboratório as amostras foram encaminhadas a estufa com circulação e renovação de ar até peso constante à temperatura de 70 °C para obtenção da massa seca. Posteriormente, o material foi retirado da estufa e pesado novamente para obtenção do seu peso seco. As amostras foram trituradas em um moinho de facas do tipo Willey (malha de 1,0 mm), colocadas em recipientes plásticos devidamente identificados para armazenamento, para serem realizadas as análises químicas.

Após a obtenção do peso seco, em cada disco amostrado foi separada a casca da madeira do fuste, de forma a obter o peso seco de casca e a porcentagem de casca no fuste. Assim, a biomassa seca dos compartimentos (fuste, galhos finos (GF), galhos grossos (GG) e folhas), foi estimada por meio equação 2, utilizada por Soares, Paula Neto e Souza (2011).

$$PS(c) = \frac{PU(c) * PS(a)}{PU(a)} \quad (2)$$

Em que:

PS(c) = biomassa do fuste, folhas, GF e GG, em kg;

PU(c) = peso total de matéria úmida do fuste, folhas, GF e GG, em kg;

PU(a) = peso úmido da amostra, em kg;

PS(a) = peso seco da amostra, em kg.

A biomassa de casca do fuste, em cada tratamento, por sua vez, foi obtida por meio da expressão 5:

$$Bio\ Casca = \frac{BioFuste \times \% \ Casca}{100} \quad (3)$$

Em que:

Bio casca = biomassa de casca, em kg;

Bio Fuste = biomassa do fuste, em kg;

% Casca = porcentagem média de casca no fuste.

A partir dos dados individuais obtidos das 10 árvores abatidas por espaçamento de plantio, foram estimadas a biomassa total e dos compartimentos da árvore acima do solo. Os valores de DAP, Ht e biomassa dos compartimentos das árvores abatidas, foram usados para ajustar modelos de regressão como preditiva a biomassa total e individual do povoamento (Tabela 7).

Tabela 7 - Modelos testados para estimativa de biomassa no povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*, aos 8,3 anos após o plantio, em Rive, Alegre, ES.

Autores	Modelos
Kopezky-Gehrhardt	$Y = \beta_0 + \beta_1, d + \varepsilon$
Hohenadl e Krenn	$Y = \beta_0 + \beta_1, d + \beta_2, d^2 + \varepsilon$
Husch	$\ln(Y) = \beta_0 + \beta_1, \ln(d) + \varepsilon$
Brenac	$\ln(Y) = \beta_0 + \beta_1, \ln(d) + \beta_2, (1/d) + \varepsilon$
Spurr sem β_0	$Y = \beta_1, (d^2 h) + \varepsilon$
Spurr-Variável combinada	$Y = \beta_0 + \beta_1, (d^2 h) + \varepsilon$
Stoate	$Y = \beta_0 + \beta_1, h + \beta_2, d^2 + \beta_3, (d^2 h) + \varepsilon$
Naslund	$Y = \beta_0 + \beta_1, d^2 + \beta_2, (d^2 h) + \beta_3, (dh^2) + \beta_4 h^2 + \varepsilon$
Meyer	$Y = \beta_0 + \beta_1, d + \beta_2, h + \beta_3, d^2 + \beta_4, (d^2 h) + \beta_5, (dh) + \varepsilon$
Schumacher e Hall	$\ln(Y) = \beta_0 + \beta_1, \ln(d) + \beta_2, \ln(h) + \varepsilon$
Spurr	$\ln(Y) = \beta_0 + \beta_1, \ln(d^2 h) + \varepsilon$
	$Y = \beta_0 + \beta_1, d^2 + \beta_2, h^2 + \beta_3, (d^2, h) + \varepsilon$
Modelos alométricos	$Y = \beta_0 + \beta_1, d + \beta_2, h + \varepsilon$
considerando altura e	$Y = \beta_0 + \beta_1, d + \beta_2, d^2, h + \varepsilon$
diâmetro	$Y = \beta_0 + \beta_1, d + \beta_2 d^2 + \beta_3, (d^2, h) + \varepsilon$
	$Y = \beta_0 + \beta_1, d^2 + \beta_2, (d^2 h) + \varepsilon$

Em que: Y = biomassa estimada (kg árvore⁻¹); d = diâmetro a 1,30 m de altura do solo (cm); h = altura total (m); ln = logaritmo neperiano; β_i = parâmetros do modelo ajustado (i=0, 1, 2,,n); e ε = erro de estimativa.

FONTE: Schneider e Schneider (2008); Picard et al, (2012).

Por meio dos valores de DAP, Ht e volume do fuste das 10 árvores abatidas por espaçamento de plantio, os modelos de regressão descritos abaixo (Tabela 8), foram os que apresentaram melhores ajustes para os compartimentos: fuste, casca, folhas, galhos finos, galhos grossos e biomassa total, nos três espaçamentos, com base no coeficiente de determinação ajustado ($R^2_{ajustado}$) e no erro padrão residual (S_{yx}).

Tabela 8 - Modelos ajustados e suas respectivas estatísticas para a estimativa da biomassa das árvores de *S. parahyba* var. *amazonicum*, aos 8,3 anos após o plantio, em Rive, Alegre, ES.

Espaçamento	Modelos	$R^2_{ajustado}$	S_{yx} %
Fuste			
3 m x 3 m	$Y = -81,40 + 1,574, d + 6,459, h$	0,957	5,1
4 m x 4 m	$Y = -29,31 + 2,864, h + 0,0401, d^2 + 0,0049, (d^2h)$	0,952	7,9
5 m x 5 m	$Y = -72,69 + 7,797, d$	0,946	5,9
Casca			
3 m x 3 m	$Y = -6,626 + 0,3965, d + 0,4252, h$	0,866	6,1
4 m x 4 m	$Y = -8,333 + 0,568, h + 0,0368, d^2 - 0,0009, (d^2h)$	0,970	5,7
5 m x 5 m	$Y = -23,91 + 1,334, h + 0,1062d^2 - 0,0043, (d^2h)$	0,967	4,6
Folhas			
3 m x 3 m	$Y = -1,098 + 0,0007, (d^2h)$	0,444	40,2
4 m x 4 m	$Y = -2,325 + 0,0145, d^2 + 0,00004, (d^2h)$	0,893	21,9
5 m x 5 m	$Y = -2,711 + 0,5545, d - 0,2036, h$	0,819	13,8
Galhos Finos (GF)			
3 m x 3 m	$Y = -2,4047 + 0,1796, d$	0,570	35,1
4 m x 4 m	$Y = 0,7079 + 0,1665, d + 0,0092, d^2$	0,913	20,5
5 m x 5 m	$Y = -1,395 + 0,1309, d$	0,776	15,2
Galhos Grossos (GG)			
3 m x 3 m	$Y = -30,03 + 2,675, d$	0,479	25,0
4 m x 4 m	$Y = 11,06 - 2,747, d + 0,2207, d^2 - 0,0027, (d^2h)$	0,901	16,4
5 m x 5 m	$Y = -16,16 + 0,2905, d^2 - 0,0097, (d^2h)$	0,478	35,5
Biomassa Total			
3 m x 3 m	$Y = -128,9 + 5,067, d + 7,275, h$	0,810	10,3

4 m x 4 m	$Y = 11,35 + 0,0139, (d^2h)$	0,974	6,3
5 m x 5 m	$Y = -24,82 + 0,6791, d^2 + -0,0160, (d^2h)$	0,934	7,2

Coeficiente de determinação ajustado ($R^2_{ajustado}$), Erro padrão da estimativa em porcentagem (S_{yx} %),

As amostras trituradas foram enviadas ao Laboratório de Análise Agronômica, Ambiental e Preparo de Soluções Químicas Fullin, em Linhares – ES, para realizar as análises químicas para obtenção dos teores de macronutrientes para cada compartimento da biomassa. As análises foram realizadas seguindo a metodologia da USP-ESALQ, onde o N foi extraído por meio de digestão sulfúrica com determinação titulométrica, enquanto o P foi determinado por espectrofotometria ótica, e o K, Ca e Mg por espectrofotometria de absorção atômica.

Após determinado os teores foram calculados os estoques dos nutrientes em cada compartimento da árvore (fuste, galhos, folhas e casca), por meio do produto do teor de cada macronutriente e o peso em biomassa do compartimento considerado. Utilizando os estoques individuais ($g \text{ árvore}^{-1}$), foram calculados os estoques por unidade de área ($kg \text{ hectare}^{-1}$) para cada nutriente, em cada compartimento e na biomassa total.

Tabela 9 - Teor de nutrientes (g kg^{-1}) para o povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*, aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.

Espaçamento	Fuste	Casca	Folhas	GF	GG
Nitrogênio					
3 m x 3 m	1,44	4,13	16,35	6,60	3,92
4 m x 4 m	2,20	5,15	20,23	7,04	5,29
5 m x 5 m	1,68	5,11	18,17	7,63	4,59
Fósforo					
3 m x 3 m	0,42	0,73	1,66	1,59	0,77
4 m x 4 m	0,37	0,86	1,95	1,75	1,20
5 m x 5 m	0,33	1,21	1,63	1,56	1,17
Potássio					
3 m x 3 m	5,94	6,57	9,38	10,63	8,13
4 m x 4 m	4,69	5,94	9,07	11,88	7,19
5 m x 5 m	3,76	5,63	10,94	13,75	7,19
Cálcio					
3 m x 3 m	1,44	15,98	24,05	20,59	10,89
4 m x 4 m	1,44	20,94	17,32	14,88	13,26
5 m x 5 m	1,84	22,31	18,35	17,94	12,11
Magnésio					
3 m x 3 m	0,28	0,50	3,60	2,06	0,54
4 m x 4 m	0,28	0,69	2,16	1,13	0,60
5 m x 5 m	0,31	0,57	2,10	1,35	0,69

2.4. Estoque de carbono orgânico na biomassa acima do solo

Para quantificar o estoque de carbono nos diferentes compartimentos da biomassa acima do solo, foi utilizado os teores médios de C dos diferentes compartimentos da biomassa (Delarmelina, 2019) (Anexo III). De posse dos valores médios do teor de C, o estoque de C presente na biomassa foi quantificado em função da quantidade de biomassa seca e do teor de carbono obtido para cada amostra.

Na estimativa do estoque de carbono acima do solo foram considerados os seguintes compartimentos: fuste, casca, galhos grossos, galhos finos e folhas, sendo quantificado o estoque de carbono mediante o uso da expressão abaixo (equação 4):

$$EstC = Bio * Tc \quad (4)$$

Em que:

EstC = Estoque de carbono, em kg ha⁻¹;

Bio = Biomassa, em kg ha⁻¹;

Tc = Teor médio de carbono, orgânico obtido por Delarmelina (2019).

2.5. Eficiência de utilização dos nutrientes (EUN) e número de cortes (NC)

As estimativas da eficiência de uso dos nutrientes (EUN), foram obtidas segundo metodologia proposta por Barros et al. (1986), o qual constitui a razão entre a quantidade de matéria seca dos compartimentos e a quantidade do nutriente na biomassa (Equação 5).

$$EUN = \frac{Biomassa}{estoque\ de\ nutriente} \quad (5)$$

Para análise da sustentabilidade nutricional do povoamento, foi avaliado o número potencial de cortes (NC), para cada cenário de colheita da biomassa. Para isso, foi dividindo o estoque de nutrientes que permanecerá no sítio (considerando os estoques de nutrientes disponíveis no solo) pelo estoque de nutrientes retirados através da colheita florestal (madeira do tronco, casca do tronco e copa (folhas + galhos) das árvores) (DICK; SCHUMACHER, 2020). Para determinar os estoques dos nutrientes no solo, na profundidade de 100 cm, em Mg ha⁻¹, foram calculados, com base na metodologia proposta por Ellert e Bettany (1995) (Equação 6) e dados de estoque no capítulo I (cap. 1 presente dissertação). Posteriormente os valores foram convertidos em Kg ha⁻¹.

$$\text{Estoque de nutrientes} = \text{Teor} \times Ds \times e \times 10 \quad (6)$$

Em que:

Teor = Teor de macronutriente (N, P, K, Ca, Mg) para a camada avaliada, em g kg⁻¹;

Ds = Densidade do solo determinada, em g cm⁻³;

e = Espessura da camada avaliada, em metros.

Posteriormente, os dados de estoque foram padronizados em uma mesma massa de solo, sendo corrigidos quanto densidade do solo da área experimental, cálculo realizado devido ao uso anterior da área como pastagem, atividade que pode ocasionar a compactação do solo e a superestimação dos estoques. Utilizou-se a equação 7, a partir da metodologia utilizada por Carvalho et al. (2009).

$$\text{Estoque corrigido} = \text{Est} \times \frac{D_{\text{sref}}}{D_{\text{s}}} \quad (7)$$

Em que:

Est = Estoque de macronutriente calculado, em Mg ha⁻¹;

D_{sref} = Densidade do solo de referência, em g cm⁻³;

D_s = Densidade do solo determinada, em g cm⁻³.

Foram estabelecidos três cenários referentes (Tabela 10) à intensidade de exportação de nutrientes via colheita, sendo: colheita da biomassa: C₁ = remoção da biomassa total; C₂ = remoção da madeira do tronco com casca; C₃ = remoção da madeira do tronco.

Tabela 10-Simulações quanto ao número de cortes da biomassa acima do solo.

Condição de sustentabilidade	Cenário	Descrição	Equação
Menos conservacionista	C1	Remoção da biomassa total	$NC (C1) = \frac{\text{Nutriente no solo}}{\text{Nutriente na copa + tronco com casca}}$
Madeira sólida para energia	C2	Remoção da madeira do tronco com casca	$NC (C2) = \frac{\text{Nutriente no solo + nutriente na copa}}{\text{Nutriente na madeira do tronco com casca}}$
Alta preocupação de sustentabilidade (Mais conservacionista)	C3	Remoção da madeira do tronco	$NC (C3) = \frac{\text{Nutriente no solo + copa + casca}}{\text{Nutriente na madeira do tronco}}$

3. Análises Estatísticas

Os ajustes dos modelos hipsométricos, de volume e biomassa foram realizados utilizando-se o Microsoft Excel®, e a significância dos coeficientes avaliadas pelo teste t a 5 % de probabilidade. Nas equações logaritmizadas, foram utilizados fatores de correção, visando corrigir subestimação de valores de altura, por meio do Fator de Meyer (FM), para recalcular o erro padrão da estimativa, assim como o índice de Schulaegel (IA), sendo utilizado o método conforme descrito por Machado et al. (2015).

Para verificar a ocorrência ou não de tendências nas estimativas da variável altura, foram realizadas análises gráficas de resíduos em função do DAP (cm) e testes por meio das estatísticas do Viés (V), Média das Diferenças Absolutas (MD) e Desvio Padrão das Diferenças (DPD), conforme descrito por Figueiredo Filho et al, (1996).

Os valores de biomassa gerados foram submetidos à análise de homogeneidade de variância (Cochran, $p < 0,05$), e de normalidade dos erros (Shapiro-Wilk, $p < 0,05$). Os dados de teor e estoque de nutrientes, bem como estoque de carbono, nitrogênio e a eficiência no uso de nutrientes foram submetidos ao teste de homogeneidade de variâncias e normalidade, por meio dos testes de Bartlett e de Shapiro-Wilk, respectivamente, ao nível de 5% de probabilidade. Atendidas as pressuposições dos testes, foi procedido a análise de variância (ANOVA) com base no delineamento em blocos casualizados (DBC), e, havendo diferença significativa, foi aplicado o teste de Tukey para comparação entre espaçamentos, em nível de 5 % de erro.

Os softwares utilizados foram o Microsoft Excel® versão 2016, IBM SPSS (Statistical Package for the Social Sciences, versão 19,0) e o Rstudio Team versão 1.4, com valor de limiar estatístico de $p = 0,05$.

4. Resultados

4.1. Produção de biomassa acima do solo

O incremento na biomassa individual da espécie apresentou respostas diferentes quanto aos espaçamentos de plantio, visto em todos os compartimentos da árvore avaliados ($p < 0,05$) (Tabela 11). A proporção de

biomassa alocado nos galhos grossos apresentou aumento de 15 % para o espaçamento mais adensado vs 18 % para o espaçamento mais amplo, em relação a biomassa total. Esse fator ocorre em razão da competição entre indivíduos no menor espaçamento de plantio.

A menor produção de galhos grossos por árvore foi observada no espaçamento 3 m x 3 m e estatisticamente superior nos espaçamentos 4 m x 4 m e 5 m x 5 m. Verificou-se que para todos os espaçamentos, o compartimento do fuste e casca foi o mais expressivo, principalmente, no maior espaçamento (5 m x 5 m), enquanto a folhagem foi o compartimento com menor participação em relação à biomassa total acima do solo.

A média da biomassa individual total das árvores acima do solo variou de 72,7 a 147,5 kg árvore⁻¹ com média de 109,0 kg árvore⁻¹. Para o espaçamento menos adensado, as árvores obtiveram aproximadamente 2,0 vezes mais biomassa total individual do que o espaçamento mais adensado e 1,3 vezes mais que o espaçamento intermediário.

Tabela 11 - Biomassa individual (kg árvore⁻¹) em diferentes espaçamentos de plantio para o povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*, em Rive, Alegre, ES.

Espaçamento	Fuste	Casca	Folhas	GF	GG	Total
3 m x 3 m	53,02 <i>b</i>	6,68 <i>c</i>	1,69 <i>c</i>	5,39 <i>c</i>	10,70 <i>b</i>	72,70 <i>b</i>
4 m x 4 m	63,58 <i>b</i>	8,74 <i>b</i>	3,70 <i>b</i>	7,67 <i>b</i>	25,06 <i>a</i>	108,75 <i>ab</i>
5 m x 5 m	91,47 <i>a</i>	9,46 <i>a</i>	5,26 <i>a</i>	8,30 <i>a</i>	26,29 <i>a</i>	147,50 <i>a</i>
Média	69,36	8,29	3,55	7,12	20,68	109,00
CV (%)	6,73	0,87	2,74	0,40	4,20	6,30

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si, ao nível de 5 % de significância pelo teste Tukey. Abreviações: GF: galhos finos; GG: galhos grossos

Foram evidenciadas variações significativas nos percentuais em cada compartimento da biomassa, onde a maior porção é representada pelo compartimento fuste, visto que em média, independente do espaçamento avaliado, 64,8 % encontra-se nesse compartimento (Tabela 12). O espaçamento mais adensado apresentou maior alocação de biomassa no fuste e cascas, 73,24 % e 9,21 %, respectivamente. Para o compartimento galhos finos, o maior espaçamento observado apresentou o menor percentual (5,65 %).

Com 5,39 kg árvore⁻¹ de galhos finos (Tabela 11), o espaçamento mais adensado apresenta, 7,41 % da partição da biomassa total, seguido pelo espaçamento 4 m x 4 m e 5 m x 5 m, com valores percentual de 7,09 e 5,65 %, respectivamente, A partição da biomassa para os galhos grossos de *S. parahyba* var. *amazonicum* não teve diferença significativa entre os espaçamentos testados, entretanto, é observado tendência de aumento no espaçamento 4 m x 4 m.

Tabela 12 - Partição da biomassa (%) em diferentes espaçamentos de plantio para o povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*, em Rive, Alegre, ES.

Espaçamento	Fuste	Casca	Folhas	GF	GG
3m x 3m	73,24 <i>a</i>	9,21 <i>a</i>	2,30 <i>a</i>	7,41 <i>a</i>	14,49 <i>a</i>
4m x 4m	58,99 <i>b</i>	8,10 <i>a</i>	3,40 <i>a</i>	7,09 <i>ab</i>	23,01 <i>a</i>
5m x 5m	62,18 <i>b</i>	6,46 <i>b</i>	3,57 <i>a</i>	5,65 <i>b</i>	17,84 <i>a</i>
Média	64,80	7,92	3,09	6,72	18,45
CV (%)	2,41	2,83	9,39	3,75	12,28

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si, ao nível de 5 % de significância pelo teste Tukey. Abreviações: GF: galhos finos; GG: galhos grossos.

Os espaçamentos estudados conduziram a diferentes compartimentalizações na produção de biomassa da árvore por unidade de área, com exceção dos compartimentos folhas e galhos grossos (Tabela 13). O espaçamento mais adensado foi o que apresentou a maior quantidade de biomassa total estimada por hectare, com 61,43 Mg ha⁻¹, sendo 8 e 19 % mais que os espaçamentos 4 m x 4 m e 5 m x 5 m, respectivamente.

O espaçamento 5 m x 5 m, teve a menor quantidade de biomassa, 49,90 Mg ha⁻¹, fator relacionado ao maior número de árvores por hectare no espaçamento de alta densidade. De maneira geral, verificou-se que as contribuições em biomassa nos diferentes compartimentos apresentaram ordem decrescente pelos espaçamentos de plantio, 3 m x 3 m > 4 m x 4 m > 5 m x 5 m.

O compartimento fuste apresentou um substancial aumento com a redução do espaçamento, apresentando valor de 44,82 Mg ha⁻¹, o que corresponde a 72,97 % da biomassa total, enquanto os espaçamentos 4 m x 4 m e 5 m x 5 m, evidenciaram partição relativa a 58,71 e 62,03 %. A biomassa média total, independentemente do espaçamento adotado foi 55,6 de Mg ha⁻¹

para o povoamento, com valores médios de 36,3 Mg ha⁻¹ de fuste, 4,5 Mg ha⁻¹ de casca, 1,7 Mg ha⁻¹ de folhas, 3,8 Mg ha⁻¹ de galhos finos (GF) e 10,5 Mg ha⁻¹ de galhos grossos (GG). A ordem de distribuição da biomassa pelos compartimentos foi fuste > galhos grossos > cascas > galhos finos > folha.

Tabela 13- Biomassa total acima do solo (Mg ha⁻¹) e de seus compartimentos para o povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum* nos diferentes espaçamentos de plantio.

Espaçamento	Fuste	Casca	Folhas	GF	GG	Total
3 m x 3 m	44,82 a	5,65 a	1,43 a	4,56 a	9,48 a	61,43 a
4 m x 4 m	33,06 b	4,55 a	1,92 a	3,99 a	13,03 a	56,32 b
5 m x 5 m	30,95 b	3,20 b	1,78 a	2,81 b	8,90 a	49,90 c
MÉDIA	36,28	4,47	1,71	3,78	10,47	55,88
CV (%)	3,39	4,5	7,31	4,9	0,12	0,78

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si, ao nível de 5 % de significância pelo teste Tukey. Abreviações: GF: galhos finos; GG: galhos grossos.

Para fator de comparação, avaliando separadamente os compartimentos copa (folhas + galhos) e o fuste com casca, observa-se que o espaçamento mais adensado apresentou maior alocação de biomassa no fuste com cascas, 82,17 % se comparado com a biomassa da copa 25,17 % (Figura 6). A copa representou 28,62 % da quantidade total de biomassa estocada na parte aérea, enquanto o fuste com casca representou em média 72,98 % desse total. Resultado semelhante também é observado para o espaçamento 4m x 4m e 5m x 5m, onde o compartimento fuste chega a representar, 66,78 e 68,44 %, respectivamente, da biomassa total produzida (Mg ha⁻¹).

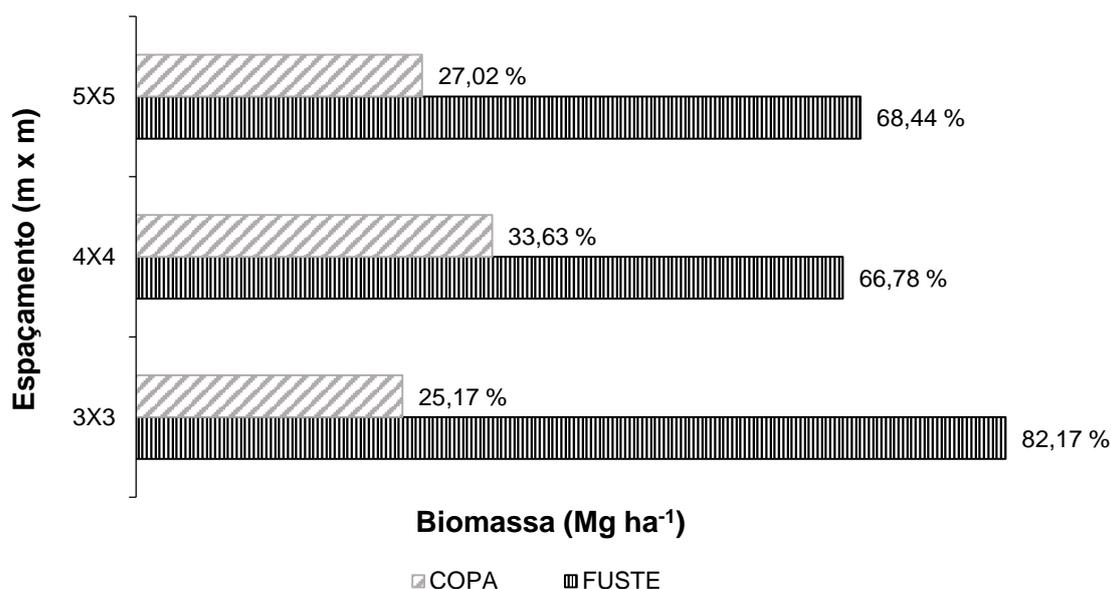


Figura 6-Participação dos compartimentos copa (folhas + galhos) e fuste com casca na biomassa total acima do solo do povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*, em diferentes espaçamentos, aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.

4.2. Estoque de carbono e nutrientes

O estoque de carbono da biomassa apresentou diferença significativa entre os espaçamentos estudados, com exceção dos compartimentos folhas e galhos grossos ($p < 0,05$) (Figura 7). Encontrou-se uma média total de 24,6 Mg ha⁻¹ de carbono acumulado na biomassa total. O menor espaçamento de plantio, que proporcionou maiores produções de biomassa em unidade área, sendo o responsável por armazenar mais C, com média total de 28,50 Mg ha⁻¹, sendo 13,5 e 27,2 % maior do que nos outros espaçamentos avaliados, 4 m x 4 m e 5 m x 5 m, evidenciando que a produção de biomassa está associada ao maior C estocado.

No fuste, o espaçamento mais adensado foi o responsável pelo maior acúmulo de C na biomassa, com valor de 19,36 Mg ha⁻¹, o que representa participação de 67,95 % presente na biomassa total para o espaçamento em questão. Para o compartimento casca, os espaçamentos 3 m x 3 m e 4 m x 4 m obtiveram maiores valores, 2,48 e 2,00 Mg ha⁻¹. Mesma tendência foi observada para o compartimento de galhos finos, que apresentou 2,02 e 1,76

Mg ha⁻¹, respectivamente, para os espaçamentos 3 m x 3 m e 4 m x 4 m. De forma geral, o padrão seguido pelo estoque de carbono na biomassa foi: fuste > galhos grossos > casca > galhos finos > folhas.

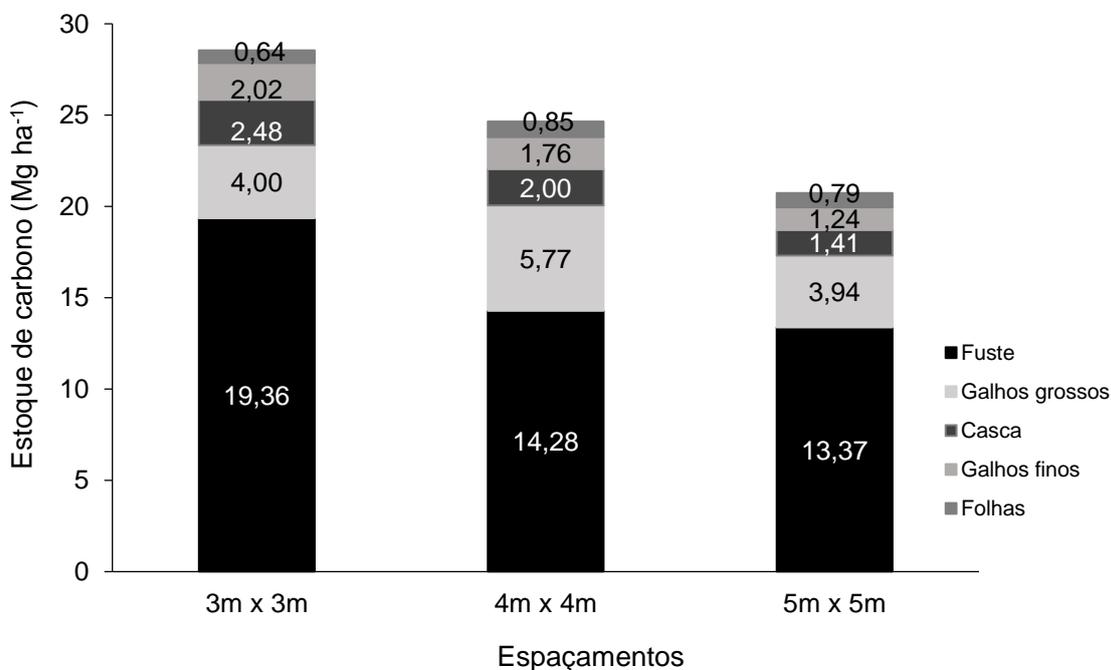


Figura 7- Estoque de carbono (Mg ha⁻¹) nos compartimentos das árvores do povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*, aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.

O fuste foi o compartimento que apresentou maior alocação de estoque de C em relação ao percentual de estoque total, seguido dos galhos grossos, casca, galhos finos e folhas. O fuste representa 63,6 % do estoque de C total nas árvores do povoamento de *S. parahyba* (Figura 8). Por outro lado, a copa representou 28,42 % do estoque de C, tendo os galhos grossos como o compartimento que alocou maior porcentagem (18,5 %). Considerando as folhas, casca, e galhos os principais compartimentos descartados como resíduos na colheita florestal, estes podem ser retornados ao solo e favorecer a reciclagem do C, agindo como regulador do fluxo entre a relação solo-planta.

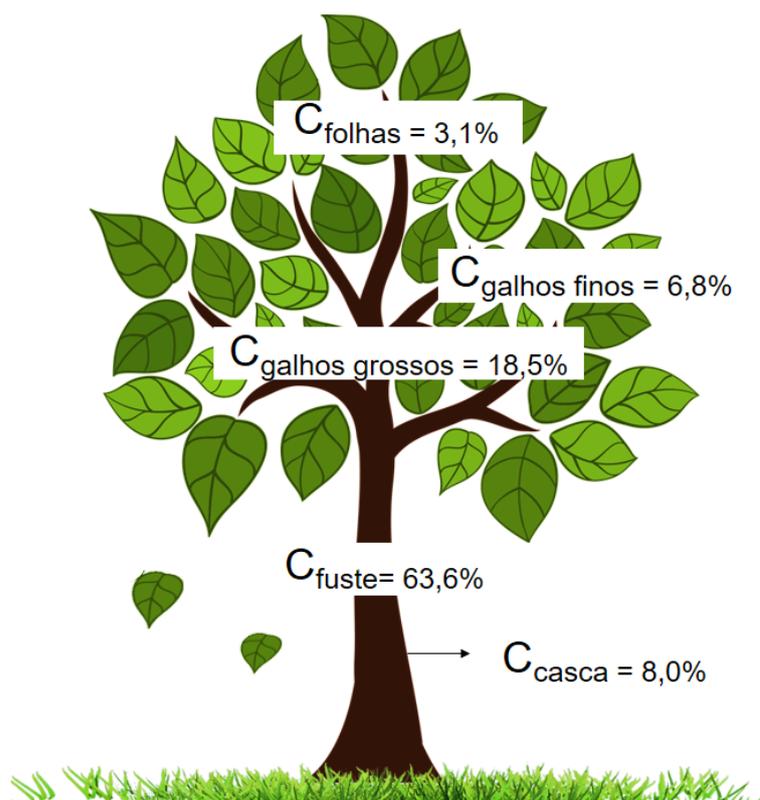


Figura 8 - Estoques médios de carbono para os diferentes compartimentos da biomassa do povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*, aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.

O estoque dos nutrientes na biomassa acima do solo pouco variou em função dos espaçamentos avaliados ($p < 0,05$) (Tabela 14). Os valores médios mais baixos foram encontrados nas folhas, seguido pela casca, galhos finos e galhos grossos e maior acúmulo no fuste, devido sua maior biomassa acumulada.

Pode-se observar que o compartimento fuste foi o que mais estocou N, P, K e Mg em sua biomassa. O maior acúmulo de P foi evidenciado no fuste para espaçamento mais adensado, sendo maior 35 % e 46 %, em comparação aos espaçamentos 4 m x 4 m e 5 m x 5 m, respectivamente. Ainda, o espaçamento mais adensado foi responsável pelo maior acúmulo de P e Mg no compartimento galhos finos. Em geral, considerando-se, o estoque de nutrientes na biomassa, a ordem segue: $Ca > K > N > P > Mg$. Por outro lado, considerando diferentes compartimentos, tem-se a ordem: fuste > galhos grossos > galhos finos > casca > folhas.

Tabela 14 - Estoque de nutrientes (kg ha⁻¹) dos compartimentos do povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum* cultivados em diferentes espaçamentos aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.

Espaçamento	Fuste	Casca	Folhas	GF	GG
Nitrogênio					
3 m x 3 m	64,37 a	23,36 a	24,24 a	30,20 a	34,92 b
4 m x 4 m	74,42 a	23,44 a	40,38 a	28,22 a	68,94 a
5 m x 5 m	51,66 a	16,26 a	32,37 a	21,49 a	40,76 ab
Fósforo					
3 m x 3 m	18,64 a	4,11 a	2,45 a	7,23 a	6,73 a
4 m x 4 m	12,09 b	3,86 a	3,85 a	6,97 a	15,72 a
5 m x 5 m	10,02 b	3,93 a	2,90 a	4,38 b	10,28 a
Potássio					
3 m x 3 m	265,78 a	36,73 a	13,64 a	48,13 a	71,90 a
4 m x 4 m	154,83 a	27,06 a	17,35 a	47,04 a	94,30 a
5 m x 5 m	117,78 a	18,02 a	19,41 a	38,84 a	64,23 a
Cálcio					
3 m x 3 m	65,07 a	90,68 a	34,41 a	93,80 a	91,32 a
4 m x 4 m	47,31 a	95,40 a	32,92 a	59,82 a	172,26 a
5 m x 5 m	55,64 a	70,74 a	32,70 a	50,26 a	108,81 a
Magnésio					
3 m x 3 m	12,60 a	2,82 ab	5,16 a	9,26 a	4,60 a
4 m x 4 m	9,28 a	3,14 a	4,09 a	4,50 b	7,82 a
5 m x 5 m	9,60 a	1,80 b	3,72 a	3,78 b	6,19 a

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si, ao nível de 5 % de significância pelo teste Tukey. Abreviações: GF: galhos finos; GG: galhos grossos.

4.3. Eficiência do uso de nutrientes e número de cortes

O uso eficiente de nutrientes (EUN) nos compartimentos da biomassa acima do solo não foi afetado pelas diferenças de espaçamento de plantio ($p < 0,05$) (Tabela 15). Entretanto, pode ser observada que para produção da biomassa o P e Mg são utilizados com maior eficiência pela espécie *S. parahyba* var. *amazonicum*, em todos os compartimentos da árvore, em relação aos outros macronutrientes utilizados. Esse fator é indicativo de menor estoque desses nutrientes na biomassa (Tabela 14).

Em contrapartida, o Ca é menos eficiente à produção da casca, folhas e galhos e K no fuste. A EUN varia entre os compartimentos da biomassa, O fuste, em particular, é o mais eficiente no uso dos nutrientes, ao passo que as folhas evidenciaram ser o compartimento da biomassa que possui menor EUN.

Quanto a magnitude de distribuição de nutrientes no fuste, observa-se em ordem decrescente $Mg > P > Ca > N > K$.

Tabela 15 - Eficiência do uso de nutrientes (EUN) nos compartimentos em monocultivo de *S. parahyba* var. *amazonicum* sob diferentes espaçamentos aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.

Espaçamento	Fuste				
	N	P	K	Ca	Mg
3 m x 3 m	697	2418	168	790	3612
4 m x 4 m	468	2752	214	708	3612
5 m x 5 m	599	3083	273	592	3225
Espaçamento	Casca				
	N	P	K	Ca	Mg
3 m x 3 m	242	1384	155	62	2000
4 m x 4 m	194	1199	168	47	1449
5 m x 5 m	200	1085	177	47	1793
Espaçamento	Folhas				
	N	P	K	Ca	Mg
3 m x 3 m	62	609	107	41	278
4 m x 4 m	52	528	110	58	467
5 m x 5 m	55	614	91	54	477
Espaçamento	Galhos Finos (GF)				
	N	P	K	Ca	Mg
3 m x 3 m	151	631	94	48	493
4 m x 4 m	143	573	85	68	891
5 m x 5 m	131	641	73	55	744
Espaçamento	Galhos Grossos (GG)				
	N	P	K	Ca	Mg
3 m x 3 m	255	1316	123	98	1930
4 m x 4 m	189	834	139	75	1686
5 m x 5 m	218	865	139	83	1460

Os resultados obtidos para o número de cortes (NC) não foram afetados em função dos espaçamentos de plantio (Figura 9). No entanto, observa-se que os cenários de colheita evidenciam diferentes tendências sobre sua perspectiva de sustentabilidade e exaurimento nutricional para o povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum* aos 8,3 anos de idade.

Para os cenários de colheita, a projeção demonstrou que N, P e K são os principais nutrientes limitantes a produtividade do povoamento para as próximas rotações. A adoção do cenário C₁, acarretará na maior necessidade de reposição de parte dos nutrientes exportados por meio da adição de fertilizantes, já que, apresenta baixos valores de retorno dos nutrientes alocados na biomassa vegetal.

O cenário C₃ apresenta aumento na projeção da produção do sistema com menor remoção de nutrientes. Verifica-se em termos médios, independente do espaçamento avaliado, o aumento percentual da permanência dos nutrientes no sítio utilizando cenário de colheita C₃ como referência, teremos que o retorno de nutrientes chega a 30,41 e 73,4 % para o N, 19,07 e 70,46 % para P, 36,53 e 82,43 % para K, 13,43 e 37,05 % para Ca e 34,38 e 78,39 % para Mg, nos cenários C₁ e C₂, respectivamente,

De acordo com os valores observados, em média, a tendência quanto ao risco de limitação da produtividade devido a remoção de nutrientes em função dos cenários, segue na seguinte ordem: C₁ (remoção da biomassa total) e C₂ (remoção da madeira do tronco com casca) apresentaram mesma ordem: Mg > Ca > N > K > P. Por outro lado, C₃ (remoção da madeira do tronco) seguiu ordem: Ca > Mg > N > P > K.

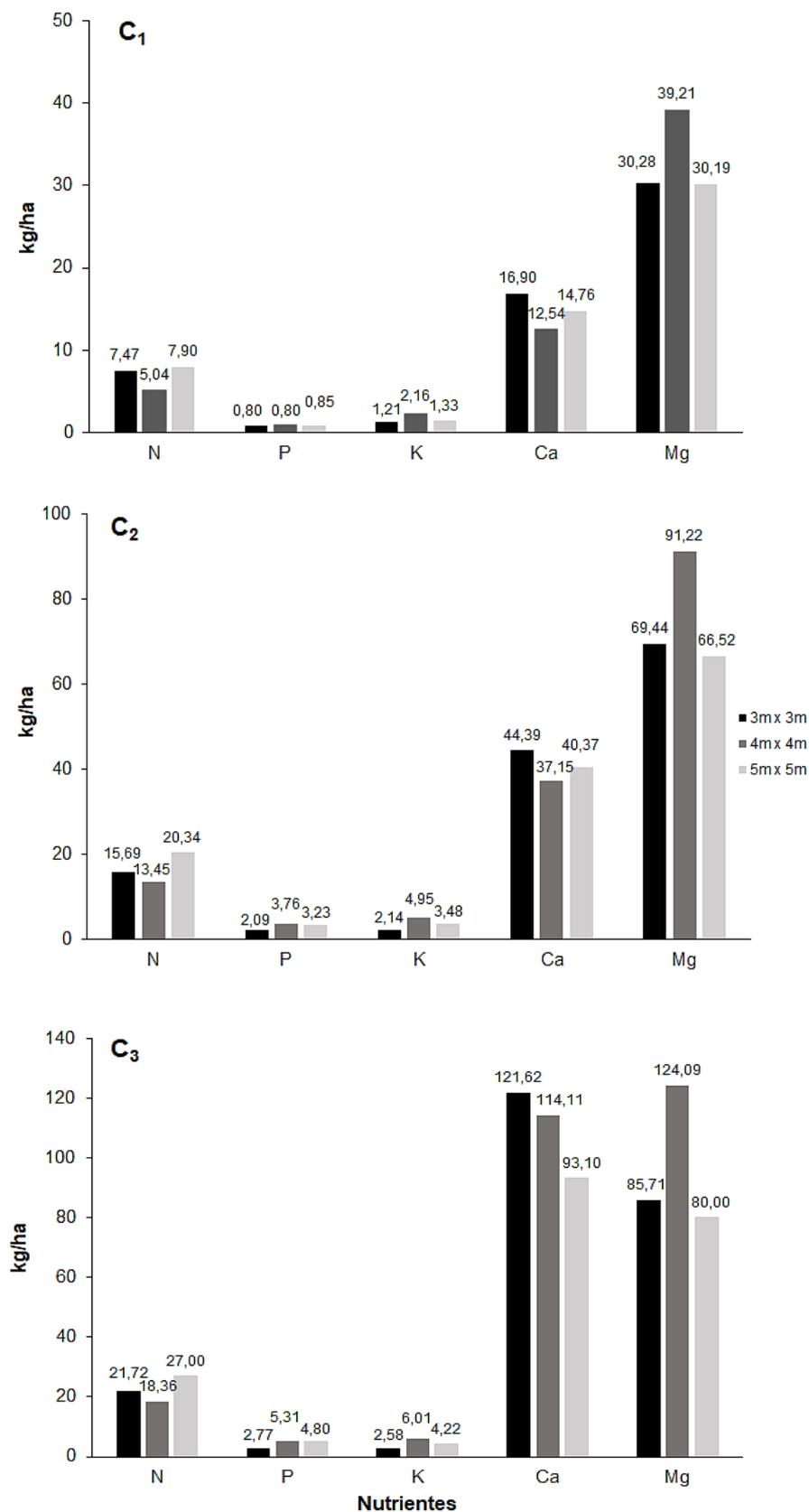


Figura 9-Número de cortes (NC) previstos em diferentes intensidades da colheita da biomassa de *S. parahyba* var. *amazonicum* cultivados em diferentes espaçamentos aos 8,3 anos de idade, em Rive, Alegre, ES.

5. Discussão

5.1. Produção de biomassa acima do solo

O espaçamento de plantio teve efeito significativo na produção de biomassa no povoamento de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* em níveis individuais de árvores. Nesse estudo, o espaçamento menos adensado intensificou a produção de biomassa para todos os compartimentos avaliados, o que pode estar relacionada à maior capacidade em obter recursos disponíveis para conversão em biomassa. Por outro lado, o maior número de plantas pode ter antecipado a competição até os 8,3 anos de idade e refletido em maior mortalidade de 76,1 %, ao passo que os espaçamentos 4 m x 4 m e 5 m x 5 m, apresentaram respectivamente, mortalidade de 83,2 e 84,6 %.

O crescimento vegetativo está associado a aspectos de idade, espaçamento e os fatores edafoclimáticos da área. Sobretudo, o espaçamento de plantio, que executa papel crucial na estrutura do ecossistema florestal (OUYANG et al., 2019) e podem acentuar os efeitos de competição intraespecífica por recursos ambientais necessários ao desenvolvimento, como água, nutrientes e radiação solar, sendo este último essencial aos processos fotossintéticos da planta (SCHWERZ et al., 2019).

Em diferentes níveis de competição, os indivíduos demonstram plasticidade fenotípica quanto aos recursos, desencadeando mudanças morfológicas (VAN DE PEER et al., 2017; YANG; ZHANG; HE, 2019). Essas mudanças afetarão diretamente a arquitetura da planta, sobretudo o paricá, que possui alta plasticidade em comparação com outras espécies nativas (ROSA, 2006). Em povoamentos florestais, a competição interfere nas folhagens, ramos (SONG et al., 2012) e na partição da biomassa entre os vários compartimentos (LIU et al., 2010; CAO et al., 2014).

A biomassa do fuste, que muito contribui para a biomassa total, foi maior em povoamentos de densidade baixa. Os resultados aqui apresentados são consistentes com estudos anteriores (VANNINEN; MÄKELÄ, 2000; FAROOQ et al., 2019; CORRÊA et al., 2020; SCHWERZ et al., 2020) que demonstraram que plantios mais adensados promovem diminuição do fuste e dos galhos das árvores por indivíduo, afetando significativamente a biomassa de copa,

provavelmente devido a diminuição do espaço de cultivo para o crescimento vegetativo.

A espécie é caracterizada por uma copa aberta e menos densa, com folhas grandes, principalmente em estágio inicial da espécie (CARVALHO, 2007; OHASHI; YARED; FARIAS NETO, 2010). Esta arquitetura pode ter favorecido o estabelecimento individual das árvores em maiores espaçamentos e viabilizado a menor competição por fatores de crescimento. Ademais, como uma espécie pioneira de rápido crescimento, o paricá tem uma forte capacidade de auto poda (DIAS et al., 2015), logo, menores produções de biomassa de copa podem estar relacionadas a possível ocorrência da desrama natural, que se amplia mediante a diminuição dos espaçamentos de plantio.

Vale ressaltar que não foi realizado desrama artificial no povoamento de *S. parahyba* var. *amazonicum*. Assim, os valores apresentados no presente estudo, expressão o potencial natural da espécie em relação ao desenvolvimento e produção de biomassa acima do solo, que está ligado diretamente a capacidade em alocar carbono e nutrientes. A produção de biomassa de casca a nível de individual, seguiu o mesmo padrão crescente relatado para o compartimento fuste em relação aos espaçamentos de plantio. Juntamente com a biomassa das folhas e galhos, a casca apresenta importante atuação nos processos de ciclagem de nutrientes (CORRÊA et al., 2020). Este aspecto se torna benéfico a produção de *S. parahyba* para aplicações industriais da madeira, já que a casca é descartada como resíduo no momento da colheita (SETTE et al., 2020).

O particionamento da biomassa representa com precisão a distribuição e quantidade de biomassa nos compartimentos das árvores, aspecto contribuinte ao manejo sustentável dos povoamentos florestais (TESFAYE et al., 2016), considerando-se que, as mudanças ocasionadas nas partições influenciam na produtividade e decomposição da biomassa (ZHOU et al., 2018). No presente estudo, o fuste por ter apresentado a maior produção de biomassa, por conseguinte, representou o maior percentual da biomassa do povoamento, em particular para o espaçamento mais adensado, ao passo que, a copa demonstrou porcentagens baixas para todos os espaçamentos. Estes resultados corroboram com os encontrados por SCHWERZ et al. (2019), avaliando biomassa acima do solo em cultivo de *Acacia mearnsii*, espécie de

crescimento monopodial, aos 7 anos de idade, onde, valores de partição apontaram 61,6 % para o fuste, enquanto a copa representou 32 %.

Conforme o desenvolvimento do povoamento, a produção de biomassa e particionamento são gradualmente alterados, inferindo nos níveis de alocação. Espécies de rápido crescimento retratam alta produção inicial de biomassa, por esta razão necessitam de rápida absorção de recursos nos tecidos vegetais (REICH, 2014), conseqüentemente para suprir a demanda requisitada, a espécie necessita de maior área para transporte de nutrientes e água, aumentando o xilema secundário, que é caracterizado por fornecer tecidos fibrosos de suporte, armazenamento e transporte de nutrientes e água. Por envolver diversos processos biológicos, o tecido do xilema é altamente variável as condições ambientais e genéticas da planta (GARCÉS et al., 2014).

Cultivos estabelecidos em espaçamentos mais adensados demonstram maior produção de biomassa por unidade área devido ao maior número de plantas (LEITE et al., 1997; SANTOS et al., 2017). Os resultados do estudo evidenciam efeito significativo dos espaçamentos de plantio em relação a produção de biomassa em unidade área, em especial, para o espaçamento mais adensado. Em termos gerais, a copa representou 28,62 % da quantidade total de biomassa, embora represente uma menor partição em termos de biomassa total, considerando a exportação dos nutrientes via colheita, a copa apresenta papel importante para ciclagem de nutrientes e equilíbrio dos nutrientes na fertilidade do solo. A estimativa de biomassa total para o fragmento estudado foi superior ao rendimento encontrado por Delarmelina (2019), que relatou efeito significativo dos espaçamentos em plantios *S. parahyba* var. *amazonicum* aos 4,6 anos de idade, obtendo 30,48, 29, 52 e 20,03 Mg ha⁻¹, total para os espaçamentos 3m x 3m, 4m x 4m e 5m x 5m, respectivamente.

A idade do plantio é associada de forma direta ao incremento da produção de biomassa acima do solo, em razão do aumento no tamanho das árvores e compartimentos (BECKNELL; POWERS, 2014). Outras variáveis inerentes a condição do local, clima, precipitação e fertilidade do solo, também podem interferir nos padrões de produtividade e a alocação de biomassa (ZHANG et al., 2016). Estudos realizados por Rondon (2002), demonstraram que para a espécie de *S. parahyba*, aos 5 anos de idade, em Sinop - MT, os

maiores espaçamentos acarretaram na maior produção de biomassa, ao passo que, nos menores espaçamentos, foi observado a diminuição, apresentando biomassa total de 92,60 Mg ha⁻¹, enquanto em nossos estudos a produção de biomassa total foi de 55,9 Mg ha⁻¹.

5.2. Estoque de carbono e nutrientes na biomassa acima do solo

As estimativas dos estoques de carbono encontradas demonstram que a espécie destinou maior proporção ao armazenamento de carbono no compartimento fuste. Essa tendência foi observada em todos os espaçamentos avaliados, entretanto, maiores valores foram obtidos no espaçamento de plantio mais adensado. Reflexo da maior produção de biomassa de fuste por hectare (Tabela 13). Esses resultados podem ser explicados pela capacidade de crescimento rápido que a espécie apresenta, com característica em alocar mais biomassa na madeira (REICH, 2014) e devido ao maior número de indivíduos por hectare em espaçamentos menores. O fuste por aumentar conforme o crescimento da espécie, apresenta papel vital na contribuição para os estoques de carbono, ao passo que, outros compartimentos como galhos e folhas apresentam diminuição (FANG et al., 2018).

Depois do fuste, maiores estoques de C foi representado pelos galhos grossos, seguido da casca, galhos finos e folhas, no qual, a copa representou 28 % do armazenamento de C total na biomassa. A característica fisiológica da espécie decídua é outro fator que pode interferir nos maiores estoques de C para o fuste. Devido a desfolha extrema nos períodos secos do ano, a espécie é dependente do estoque de C para suprir a demanda de crescimento da copa ao final desse período.

Esses estoques são encontrados no fuste e raízes da árvore, refletindo a adaptabilidade da espécie em tolerar mudanças fenológicas recorrentes (PIPER; FAJARDO, 2014). Diferentes espécies podem apresentar variações sobre as condições de espaçamento de plantio, em razão da estrutura de copa e fisiologia (NASCIMENTO et al., 2012). Espécies com copas mais densas tendem ser mais responsivas as condições diversas de espaçamentos de plantio do que espécies com copas menos densas, já que possuem diferentes respostas as competições intraespecíficas (GONÇALVES et al., 2013).

Quantificar o estoque de carbono e avaliar sua compartimentalização na biomassa auxilia na compreensão dos processos de ciclagem de C, que beneficiará o sítio a longo prazo mediante ao acúmulo de C transferido dos resíduos permanentes após colheita (NAVE et al., 2018), validando que a gestão conservacionista dos resíduos da cultura no sítio é uma estratégia promissora para sustentabilidade florestal.

Para o povoamento de *S. parahyba* mais jovem (4,6 anos) na região Sudeste do Brasil, Delarmelina (2019) encontrou que, para os espaçamentos 3 m x 3 m, 4 m x 4 m e 5 m x 5 m, o acúmulo de C nos compartimentos da biomassa acima do solo tiveram, respectivamente os valores: fuste (10,44, 9,84 e 6,63 Mg ha⁻¹) galhos (2,79, 3,08 e 2,14 Mg ha⁻¹); casca (1,12, 1,02 e 0,69 Mg ha⁻¹) e folhas (0,38, 0,38 e 0,26 Mg ha⁻¹). Os resultados aqui discutidos demonstram maior estoque de carbono na biomassa em relação com os relatados por Delarmelina (2019) para os três espaçamentos em foco, que registraram uma média total de 26,67 Mg ha⁻¹. O autor também averiguou que a partição de C na biomassa teve porcentagens médias correspondentes a 75,7 % e 23,29 %, fuste + casca e copa, respectivamente.

Nesse estudo, a partição da biomassa de C na biomassa apresentou mais da metade da sua partição destinada a galhos grossos. As diferenças nos fatores edafoclimáticos, idade, e recursos nutricionais em grande escala ou escala local, relacionam-se diretamente com a capacidade do povoamento em sequestrar carbono distribuir e acumular na biomassa produzida (HERRERO et al., 2014; XIE et al., 2016; ZHANG et al., 2019). O padrão de alocação da biomassa pode acabar por modificar os padrões de alocação de C na biomassa no período de desenvolvimento florestal, resultado a estratégias estabelecidas pelas plantas para assegurar o estabelecimento nos sítios (LEVAN et al., 2020).

Para os estoques de nutrientes, foi observado maiores estoques de nutrientes no fuste, seguido dos galhos, casca e folhas. Esse resultado corrobora com os relatados por Bigghi (2019), avaliando aspectos nutricionais em povoamentos de *S. parahyba*, averiguou maior produção de biomassa do fuste, e conseqüentemente, maiores estoques de nutrientes para este compartimento. Como apontado por alguns autores (COSTA et al., 2014), o maior estoque de nutrientes no fuste está associado à característica fisiológica das espécies da região amazônica, sendo uma estratégia a adaptabilidade as

condições de sítio. Caules, galhos e raízes grossas são os principais encarregados pelo transporte e armazenamento de carboidratos no tecido vegetal (HARTMANN; TRUMBORE, 2016).

O alburno é constituído fisiologicamente de células parenquimáticas que armazenam carboidratos como amido e açúcares e permitem conexão com os tecidos vegetais responsáveis pela condução da seiva, floema e xilema, permitindo a troca de água e solutos do solo para o dossel, resultando em maior estoque de nutrientes (TOMASELLA et al., 2020). Os efeitos do stress hídrico nos períodos de seca no povoamento, podem ter interferido no aumento e redução na retenção de K pelas plantas. Entretanto, no compartimento fuste, a tendência desse elemento é de aumentar o estoque de K em algumas espécies e nos tecidos de atividade fotossintética (SARDANS; PEÑUELAS, 2015).

Os baixos estoques de N nos compartimentos vegetais da espécie podem estar relacionados a questões fisiológicas da planta, visto que a *S. parahyba* é uma espécie não fixadora de N. Esses resultados corroboram com o observado Bighi (2019). Sabe-se que espécies arbóreas leguminosas possuem eficiência em fixar N_2 da atmosfera através da relação simbiótica com bactérias rizóbias fixadoras (NYGREN et al., 2012). O processo de fixação biológica de N é a via principal para disponibilizar esse elemento de forma natural no ecossistema terrestre (FOWLER et al., 2013), além do que, o uso dessas espécies viabiliza o fornecimento de N necessário ao crescimento das plantas (BATTERMAN et al., 2013), bem como, amplia disponibilidade de nutrientes (KOUTIKA et al., 2014). Espécies arbóreas fixadoras de N conferem características que se destacam no acúmulo de N sobre outras espécies de leguminosas não fixadoras independente da densidade de plantio (BIGHI et al., 2021).

A casca e os galhos grossos foram os compartimentos que denotaram maiores estoques de Ca na biomassa. O Ca apresenta baixa mobilidade nos tecidos vegetais e dificilmente o nutriente é retranslocado na planta (TANG; LUAN, 2017), por essa razão, é evidenciado acúmulo em tecidos mais velhos (MARSCHNER, 2011). O Ca é associado à atividade cambial e desenvolvimento do xilema (FROMM, 2010), sendo um componente estrutural essencial das membranas e parede celular (THOR, 2019). Em função disso, o

descascamento deve ser realizado durante a colheita florestal, descartando os resíduos na área e garantindo a sustentabilidade nutricional do sítio.

A retomada desses resíduos amplia a reciclagem de nutrientes através do aporte de material orgânico no solo e decomposição dos restos culturais (RESQUIN et al., 2020), fator benéfico em solos de baixa fertilidade empregados para implantação de sistemas florestais. A quantidade de nutrientes retidos pela planta pode ser considerada uma forma de atender as exigências metabólicas de cada órgão vegetativo, (WITSCHORECK et al., 2013; YAN et al., 2016). As diferenças dos estoques de nutrientes estão diretamente ligada à produção de biomassa e o grau de importância para as vias metabólicas da planta (GOLAY et al., 2016).

Apesar dos maiores estoques de nutrientes, em geral, serem observados na copa (folhas + galhos), os estoques de nutrientes nas folhas são bem menores, em comparação com os galhos, podendo este fator relacionar-se com a característica fisiológica de perda das folhas da espécie. Espécies de plantas decíduas precisam potencializar a atividade fotossintética foliar quando há disponibilidade de luz para poder utilizar em períodos chuvosos do ano (POORTER et al., 2012; YAN et al., 2016). Associado a baixa tenacidade foliar e altas concentrações de nutrientes, a espécie assume como estratégia econômica a destinação desses nutrientes para órgãos vegetais como caules e galhos (PIPER; FAJARDO, 2014).

Por conseguinte, em plantios monoespecíficos, em razão da maior competição intraespecífica e densidade de plantio, o componente arbóreo direciona o crescimento em altura, evidenciando menores produções de copa. O Mg foi o elemento que apresentou menores valores de estoque na biomassa. Por ser um elemento móvel nas plantas, a mobilização do Mg ocorre a partir dos tecidos mais velhos para os mais novos, principalmente nos tecidos foliares (KATHPALIA; BHATLA, 2018). Como funções biológicas o Mg apresenta um papel chave na fotossíntese e formação da clorofila, sendo remobilizado para as folhas mais jovens como procedimento para diminuir as perdas nas atividades fotossintéticas (FARHAT et al., 2016).

Os indicativos nutricionais demonstram que reduzir substancialmente o capital de nutrientes do local apresenta aspectos negativos, já que, interfere na produtividade florestal sustentada e no declínio das próximas produções.

5.3. Eficiência do uso de nutrientes e número de cortes

Espécies arbóreas podem diferir em relação ao desenvolvimento, disponibilidade e eficiência no uso de recursos (GOODALE et al., 2012). A capacidade em utilizar nutrientes de forma eficiente é fundamental aos parâmetros de sustentabilidade dos sítios florestais, devido ao uso de nutrientes reduzidos em equilíbrio à biomassa produzida. Essa eficácia demonstra aptidão em solos com baixa fertilidade, como é o caso das áreas de exploração florestal no Brasil (SILVA et al, 2013).

Valores altos de EUN indicam que existe uma demanda de nutrientes que está sendo disponibilizada de forma reduzida pelo solo (TURNER, 2020). No presente estudo o teor de N, Ca, K e Mg no solo foram considerados de baixo a médio, enquanto o teor de P foi baixo (Cap, 1 presente dissertação). O P, especificamente, é um dos nutrientes que mais restringem a produtividade do solo em florestas tropicais, refletindo nas adaptações que as plantas adquirem para aquisição desse nutriente, a exemplo, a produção de enzimas fosfatase e por meio da EUN, resultando em menores teores de P nos tecidos vegetais (DALLING et al., 2016).

Os maiores teores de nutrientes são encontradas nas folhas em comparação aos compartimentos lenhosos (fuste, cascas e galhos). Essa variação associa-se as atividades metabólicas dos tecidos jovens da planta estarem ligadas as atividades metabólicas (ROSIM et al., 2016). A maior produção de biomassa do fuste (Tabela 13) mediante os menores teores de nutrientes, expressa a maior EUN para este compartimento sobre todos os nutrientes. Esse resultado pode também estar associado a menor utilização de nutrientes pelo xilema para sintetizar a biomassa produzida (MEDEIROS et al., 2020).

Entre os macronutrientes avaliados, o P e Mg foram os nutrientes que apresentaram maiores EUN para todos os compartimentos da biomassa acima do solo, corroborando com o observado por Bigghi (2019) em estudo sobre a eficiência nutricional em espécie de *S. parahyba*. A maior EUN de P e Mg é indicativa dos menores estoques destes nutrientes na biomassa (Tabela 14). Os menores teores desses nutrientes nos tecidos vegetais em comparação aos outros, pode ter contribuído para uma maior EUN (BÜNDCHEN et al., 2013),

expressando maior capacidade para conversão em biomassa por nutriente absorvido.

No entanto, apesar de espécies eficientes no uso de nutrientes serem capazes de acumular biomassa por nutrientes absorvidos, de forma que, quanto menor a quantidade de nutrientes maior será o EUN, este fator nem sempre está diretamente associado com maiores produções florestais, visto que, a reduzida disponibilidade de nutrientes não interferem frequentemente na maior EUN, estando muitas vezes associados apenas a menor capacidade de absorver os nutrientes disponíveis no solo (ROSIM et al., 2016), bem como, a menor exploração do sistema radicular, incapacitando, conseqüentemente, a translocação dos nutrientes na biomassa (TAIZ; ZEIGER, 2013).

Os nutrientes N, K e Ca tiveram a EUN baixa quando comparados a P, Mg para o povoamento de *S. parahyba*. O N, normalmente apresenta baixa EUN nas plantas, em razão de estar presente em maiores quantidades nas folhas jovens e apresenta reabsorção interna (CALDEIRA; RONDON NETO; SCHUMACHER, 2002). Assim como, o alto teor de Ca evidenciado na casca, folhas e galhos, pode ter gerado uma baixa EUN de Ca para esses compartimentos. As plantas, em sua grande maioria, as angiospermas, apresentam os cristais de oxalatos, que detêm a função de reservatórios de Ca, entretanto, pela baixa mobilidade no floema para translocação, essa reserva é utilizada em poucas situações, na qual o Ca fica imobilizado (PAIVA, 2019).

O melhor desempenho na EUN, está diretamente ligado a aspectos como manejo, genótipos e a capacidade em absorver nutrientes e qualidade do solo, sendo um índice útil para avaliar a viabilidade dos solos e desempenho das espécies em situações limitantes à absorção de nutrientes e proporcionar maiores rendimentos para a cultura (SARKAR, 2017). Os impactos gerados com a extração dos resíduos florestais durante o processo de colheita se tornaram uma preocupação relatada por diversos autores (PAES et al., 2013; ACHAT et al., 2015; VANCE et al., 2018; CLARKE et al., 2021), devido à remoção de nutrientes e conseqüentemente a redução na fertilidade do sítio florestal a longo prazo (GARRETT et al., 2021).

O objetivo em foco da sustentabilidade nutricional é equilibrar os fluxos de entrada e saídas dos nutrientes, incluindo as quantidades de biomassa removidas na superfície do solo para beneficiar as próximas rotações

(VANBEVEREN et al., 2016). Os cenários de colheita não foram diferentes entre os espaçamentos de plantio, entretanto, como esperado, foi observado maiores retornos de nutrientes para o cenário que preconiza apenas a remoção da madeira do tronco (C₃). Caso seja realizada a colheita da biomassa aos 8,3 anos de idade, a adoção do cenário C₃, beneficiará o retorno de galhos, folhas e casca no sítio.

A remoção desses compartimentos aumentaria o P, K e Ca retornado ao povoamento, sendo que, em média, 66,8 % do N, 64 % do P e 50 % do K, os potenciais nutrientes limitadores da produtividade do povoamento de *S. parahyba*, estão estocado na biomassa da casca, folhas e galhos. Caso os resíduos sejam mantidos neste sítio, viabilizará o maior estoque de nutrientes do solo, reduzindo a dependência de fontes externas de nutrientes para fornecer um sistema equilibrado (DICK; SCHUMACHER, 2020).

A magnitude dos efeitos da intensidade da extração do cenário de colheita com remoção do tronco (C₃), evidencia maiores retornos de Ca e Mg, quando comparados ao cenário com remoção da biomassa total, ampliando o potencial de rotação para esses nutrientes, corroborando com o observado por Paes et al. (2013). Esse cenário de colheita é mais apropriado, pois a maioria das áreas destinadas a reflorestamento são estabelecidas em solos de baixa fertilidade (VELDKAMP et al., 2020). O estado nutricional do solo pode ser avaliado conforme os teores dos cátions que se apresentam no solo, que revelam o estado nutricional e as práticas de manejo adotadas no sítio (MADEIRA; ARAÚJO, 2015).

Os efeitos da intensidade cultural estão relacionados as condições de fertilidade e histórico da área antes da implantação da cultura, bem como, os cenários de colheita empregados (GARRETT et al., 2021). Dentre esses fatores, a remoção da matéria orgânica do solo e o efeito sobre as comunidades microbianas, são consideradas vitais para manter a integridade do sistema em uso (CARDENAS et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2021), devido a isto as aplicações pré-plantio são importantes para proporcionar suprimento de nutrientes durante a germinação e os estágios iniciais. Com o crescimento da cultura amplia-se a quantidade de resíduos depositados no solo e o acúmulo de nutrientes tende a aumentar com o avanço da rotação (GATTO et al., 2014).

As projeções de retorno e exaurimento dos nutrientes evidenciam que o N, P e K são os nutrientes que apresentam menor taxa de retorno para todos os cenários. No cultivo de mudas de *S. parahyba*, o N e K são, respectivamente, os macronutrientes que apresentam maior limitação à produtividade da espécie (MARQUES et al., 2004). No entanto, é necessário maiores pesquisas para conhecimento acerca das exigências nutricionais para fase adulta da espécie. Os resultados do estudo enfatizam a necessidade do uso de nutrientes minerais via fertilização para gerenciar o suprimento e a perda de nutrientes caso novas rotações de culturas sejam estabelecidas, já que o retorno do N, P e K se encontram baixos para atingir maiores rotações, resultando na perda da produtividade na rotação final.

6. Conclusão

A alta densidade de plantio, proporcionou maior produção de biomassa acima do solo e estoque do carbono, para os compartimentos, fuste, galhos, casca e folhas, aos 8,3 anos de idade.

Os maiores estoques de nutrientes na biomassa acima do solo no povoamento de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* foram encontrados no fuste, seguido dos galhos grossos, galhos finos, casca e folhas. A copa apresentou grande participação dos galhos grossos para estocar nutrientes.

O Ca apresentou maiores estoques na casca e galhos grossos, e por ser um dos mais estocados é, conseqüentemente, mais demandado pela espécie, fator que enfatiza a importância do descascamento em campo para a sustentabilidade da cultura.

A espécie utiliza com maior eficiência o Mg e P para produção de todos os compartimentos da biomassa. Dentre os nutrientes avaliados, o Ca e Mg foram os que apresentaram maior retorno ao sítio florestal, sendo recomendado a retirada apenas do tronco (C₃), visando a sustentabilidade nutricional.

Mesmo com a remoção da madeira do tronco (C₃), os nutrientes N, P e K são os potenciais limitantes para produtividade das próximas rotações da cultura, sendo recomendado, caso haja novas rotações, a utilização de nutrientes externos via fertilização.

7. Referências

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

ALVES, A.R.; FERREIRA, R.L.C.; SILVA, J.A. A.D.; DUBEUX JÚNIOR, J.C.B.; OSAJIMA, J.A.; HOLANDA, A.C.D. Conteúdo de nutrientes na biomassa e eficiência nutricional em espécies da Caatinga. **Ciência Florestal**, v. 27, p. 377-390, 2017.

BARROS, N.F.; NOVAIS, R.F.; CARMO, D. N.; NEVES, J. C. L. Classificação nutricional de sítios florestais: descrição de uma metodologia. **Revista Árvore**, Viçosa, v, 10, n, 2, p, 112-120, 1986.

BATISTA, R.D.; FURTINI NETO, A.E.; DECCETTI, S.F.C. Eficiência nutricional em clones de cedro-australiano. **Scientia Forestalis**, v. 43, n, 107, p,647-655, 2015.

BATTERMAN, S.A.; HEDIN, L.O.; VAN BREUGEL, M.; RANSIJN, J.; CRAVEN, D.J.; HALL, J.S. Key role of symbiotic dinitrogen fixation in tropical forest secondary succession. **Nature**, v. 502, n.7470, p. 224-227, 2013.

BEHLING, M.; NEVES, J.C.L.; BARROS, N.F.D.; KISHIMOTO, C.B.; SMIT, L. Eficiência de utilização de nutrientes para formação de raízes finas e médias em povoamento de teca. **Revista Árvore**, v.38, n.5, p. 837-846, 2014.

BECKNELL, J.M.; POWERS, J.S. Stand age and soils as drivers of plant functional traits and aboveground biomass in secondary tropical dry forest. **Canadian Journal of Forest Research**, v.44, p.604–613, 2014.

BIGHI, K.N.; PAULA, R.R.; CALDEIRA, M.V.W.; BURAK, D.L.; MENDONÇA, E.D.S.; DE SOUZA, P.H.; DELARMELINA, W.M.; BALIEIRO F.D.C. Nitrogen Pools in Tropical Plantations of N₂-Fixing and Non-N₂-Fixing Legume Trees under Different Tree Stand Densities. **Nitrogen**, v. 2, n. 1, p. 86-98, 2021.

BIGHI, K.N. **Fixação biológica de nitrogênio e aspectos nutricionais em povoamentos de *Anadenanthera peregrina* var. *peregrina* e *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* em função da densidade de plantio e condições ambientais**. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES, p.116, 2021.

BÜNDCHEN, M.; BOEGER, M.R.T.; REISSMANN, C.B.; DA SILVA, S.L.C. Status nutricional e eficiência no uso de nutrientes em espécies arbóreas da floresta subtropical no sul do Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 41, n. 2, p. 227-236, 2013.

CAO, Y.S.; WANG, T.; XIAO, Y.A.; ZHOU, B. The interspecific competition between *Humulus scandens* and *Alternanthera philoxeroides*. **Journal of Plant Interactions**, v.9, n.1, p. 194-199, 2014.

CALDEIRA, M.V.W.; RONDON NETO, R. M.; SCHUMACHER, M, V. Avaliação da eficiência nutricional de três procedências australianas de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.). **Revista Árvore**, v. 26, n.5, p. 615-620, 2002.

CARVALHO, P.E.R. Paricá-*Schizolobium amazonicum*. **Embrapa Florestas-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2007.

CARVALHO, A.; BERGAMIN, A.; EVARISTO, A.; NEVES, A.; CARMO, C.; JUNIOR, J.G. Crescimento inicial de mudas de 'paricá' (*Schizolobium amazonicum*) sob diferentes doses de nitrogênio. **Nativa**, n.4, p. 112-115, 2016.

CAIONE, G.; LANGE, A.; SCHONINGER, E, L. Crescimento de mudas de *Schizolobium amazonicum* (Huber ex Ducke) em substrato fertilizado com nitrogênio, fósforo e potássio. **Scientia Forestalis**, p. 213-221, 2012.

CARDENAS, E.; KRANABETTER, J. M.; HOPE, G.; MAAS, K. R.; HALLAM, S.; MOHN, W. W. Forest harvesting reduces the soil metagenomic potential for biomass decomposition. **The ISME Journal**, v.9, n.11, p. 2465-2476, 2015.

CORRÊA, R.S.; SOARES, T.S.; ALVES, M.A.; SOUZA, J. P.; VIEIRA, E. M. Espaços de plantio promovem produção distinta em híbrido de eucalipto. **Advances in Forestry Science**, v.7, n.3, p. 1073-1079, 2020.

COSTA, T. G.; BIANCHI, M. L.; PROTÁSIO, T. P.; TRUGILHO, P. F.; PEREIRA, A. J. Qualidade da madeira de cinco espécies de ocorrência no cerrado para produção de carvão vegetal. **Cerne**, v. 20, n. 1, p. 37-46, 2014.

CLARKE, N.; KIÆR, L.P.; KJØNAAS, O. J.; BÁRCENA, T. G.; VESTERDAL, L.; STUPAK, I.; SIGURDSSON, B. D. Effects of intensive biomass harvesting on forest soils in the Nordic countries and the UK: A meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, v.482, p.118877, 2021.

DALLAGNOL, F.S.; MOGNON, F.; SANQUETTA, C.R.; CORTE, A.P.D. Teores de carbono de cinco espécies florestais e seus compartimentos. **Floresta e Ambiente**, v, 18, n, 4, p, 410–416, 2011.

DALLING, J.W.; HEINEMAN, K.; LOPEZ, O.R.; WRIGHT, S.J.; TURNER, B.L. Nutrient availability in tropical rain forests: the paradigm of phosphorus limitation, In: Tropical tree physiology. **Springer**, p, 261-273, 2016.

DELARMELINA, W.M. **Biomassa e carbono em plantios de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* sob diferentes espaçamentos em área de pastagem**. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES, p. 96, 2019.

DIAS, P.C.; ATAÍDE, G.M.; XAVIER, A.; OLIVEIRA, L.S.; PAIVA, H.N. Propagação vegetativa de *Schilozobium amazonicum* por estaquia. **Cerne**, v. 21, n. 3, p.379-386, 2015.

DICK, G.; SCHUMACHER, M.V. Sustentabilidade nutricional em povoamento de *Eucalyptus dunnii* Maiden no bioma Pampa, RS. **Scientia Forestalis**, v. 48, n.127, 2020.

ELLERT, B.H.; BETTANY, J.R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, v.75, n.4, p.529-538, 1995.

EGNELL, G.A. Review of Nordic trials studying effects of biomass harvest intensity on subsequent forest production. **Forest Ecology and Management**, v. 383, p. 27-36, 2017.

ELLERT, B.H.; BETTANY, J.R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, v.75, p.529-538, 1995.

FANG, Y; ZOU, X.; LIE, Z.; XUE, L. Variation in organ biomass with changing climate and forest characteristics across Chinese forests. **Forests**, v.9, n. 9, p. 521, 2018.

FARHAT, N.; ELKHOUNI, A.; ZORRIG, W.; SMAOUI, A.; ABDELLEY, C.; RABHI, M. Effects of magnesium deficiency on photosynthesis and carbohydrate partitioning. **Acta Physiologiae Plantarum**, v. 38, n.6, p.145, 2016.

FAROOQ, T.H.; WU, W.; TIGABU, M.; MA, X.; HE, Z.; RASHID, M.H.U.; WU, P. Growth, biomass production and root development of Chinese fir in relation to initial planting density. **Forests**, v.10, n.3, p.236, 2019.

FIGUEIREDO FILHO, A; BORDERS, B. E.; HITCH K. L. Taper equations for *Pinus taeda* plantations in Southern Brazil. **Forest Ecology and Management**. v. 83, p. 39- 46, 1996.

FOWLER, D.; COYLE, M.; SKIBA, U.; SUTTON, M. A.; CAPE, J.N.; REIS, S.; VOSS, M. The global nitrogen cycle in the twenty-first century: introduction. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1621, p. 20130164, 2013.

FROMM, J. Wood formation of trees in relation to potassium and calcium nutrition. **Tree Physiology**, v.30 p.1140–1147, 2010.

GARCÉS, M.; LE PROVOST, G.; LALANNE, C.; CLAVEROL, S.; BARRÉ, A.; PLOMION, C.; HERRERA, R. Proteomic analysis during ontogenesis of secondary xylem in maritime pine. **Tree Physiology**, v.34, n.11, p. 1263-1277, 2014.

GARRETT, L.G.; SMAILL, S.J.; BEETS, P.N.; KIMBERLEY, M.O.; CLINTON, P. W. Impacts of forest harvest removal and fertiliser additions on end of rotation biomass, carbon and nutrient stocks of *Pinus radiata*. **Forest Ecology and Management**, v.493, p. 119161, 2021.

GATTO, A.; BUSSINGUER, A.P.; RIBEIRO, F.C.; AZEVEDO, G. B. D.; BUENO, M.C.; MONTEIRO, M. M.; SOUZA, P.F.D. Ciclagem e balanço de nutrientes no sistema solo-planta em um plantio de *Eucalyptus* sp., no Distrito Federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p.879-887, 2014.

GOLAY, M. G.; THOMPSON, J.; KOLKA, R. Carbon, nitrogen and phosphorus storage across a growing season by the herbaceous layer in urban and preserved temperate hardwood forests. **Applied Vegetation Science**, v. 19, p. 689-699, 2016.

GONÇALVES, J.L.M.; ALVARES, C.A.; HIGA, A.R.; SILVA, L.D.; ALFENAS, A. C.; STAHL, J.; EPRON, D. Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian Eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, v.301, p. 6-27, 2013.

HAN, M.; ZHU, B. Linking root respiration to chemistry and morphology across species. **Global Change Biology**, v. 27, n.1, p. 190-201, 2021.

HARTMANN, H.; TRUMBORE, S. Understanding the roles of nonstructural carbohydrates in forest trees—from what we can measure to what we want to know. **New Phytologist**, v. 211, n. 2, p. 386-403, 2016.

HERRERO, C.; JUEZ, L.; TEJEDOR, C.; PANDO, V.; BRAVO, F. Importance of root system in total biomass for *Eucalyptus globulus* in northern Spain. **Biomass and Bioenergy**, v. 67, p. 212-222, 2014.

HODAPP, D.; HILLEBRAND, H.; STRIEBEL, M. “Unifying” the concept of resource use efficiency in ecology. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v, 6, p, 233, 2019.

KATHPALIA, R.; BHATLA, S.C. Plant mineral nutrition, In: Plant physiology, development and metabolism. **Springer**, p. 37-81, 2018.

KOUTIKA, L.S.; EPRON D.; BOUILLET, J.P.; MARESCHAL, L. Changes in N and C concentrations, soil acidity and P availability in tropical mixed acacia and eucalypt plantations on a nutrient-poor sandy soil. **Plant and Soil**, v. 379, n. 1, p. 205-216, 2014.

KOSIOREK, M.; MODRZEWSKA, B.; WYSZKOWSKI, M. Levels of selected trace elements in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), silver birch (*Betula pendula* L.), and Norway maple (*Acer platanoides* L.) in an urbanized environment. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 10, p. 1-13, 2016.

LEITE, H.G.; ANDRADE, V.C.L. Um método para condução de inventários florestais sem o uso de equações volumétricas. **Revista Árvore**, v. 26, n. 3, p. 321-328, 2002.

LEITE, F.P.; BARROS, N.D.; NOVAIS, R.D.; SANS, L.M.A.; FABRES, A.S. Crescimento de *Eucalyptus grandis* em diferentes densidades populacionais. **Revista Árvore**, v. 21, n. 3, p. 313-321, 1997.

LEVAN, C.; BUI MANH, H.; TOPE, B.O.O.; XU, X.; NGUYEN MINH, T.; LAK, C.; BUIVAN, T. Biomass and carbon storage in an age-sequence of *Acacia mangium* plantation forests in Southeastern region, Vietnam. **Forest Systems**, v. 29, n. 2, p. 65-80, 2020.

LIU, F.Y.; LI, K.; LIAO, S.X.; CUI, Y. Z. Interspecific competition, population structure and growth dynamics of endangered *Calocedrus macrolepis*. **Scientia Silvae Sinicae**, v. 46, n. 10, p. 23-28, 2010.

MACHADO, S. A.; ACCIOLY, Y.; NASCIMENTO, R. G. M.; SILVA, L. C. R.; CARDOZO, C. C. Influência do comprimento de copa na relação hipsométrica de *Araucaria angustifolia*. **Pesquisa florestal brasileira**, Colombo, v. 35, n. 83, p. 343-351, 2015.

MADEIRA, M.; ARAÚJO, C. Soil degradation risks and prevention measures in planted forests. The case of eucalyptus plantations in Portugal. **Soil degradation risks in planted forests. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco**, p. 107-117, 2015.

MARSCHNER, H. **Marschner's mineral nutrition of higher plants**. Academic press, 2011.

MARQUES, T.C.L.L.S.; CARVALHO, J. G.; LACERDA, M.P. C.; MOTA, P.E. F. Exigências nutricionais do paricá (*Schizolobium amazonicum*, Herb.) na fase de muda. **Cerne**, 10(2), 167-183, 2004.

MEDEIROS, P.L.; SILVA, G.G. C., OLIVEIRA, E. M. M.; RIBEIRO, C. O.; SILVA, J.M.S.; PIMENTA, A. S. Efficiency of nutrient use for biomass production of a *Eucalyptus* clone as a function of planting density in short-rotation cropping. **Australian Forestry**, v. 83, n. 2, p. 66-74, 2020.

MODRZEWSKA, B.; KOSIOREK, M.; WYSZKOWSKI, M. Content of some nutrients in Scots pine, silver birch and Norway maple in an urbanized environment. **Journal of Elementology**, v. 21, n. 1, 2016.

NASCIMENTO, D.F.; LELES, P.S.S.; NETO, S.N.O.; MOREIRA, R.T.S.; ALONSO, J.M.; Crescimento inicial de seis espécies florestais em diferentes espaçamentos. **Cerne**, v.18, n.1, 2012.

NAVE, L.E.; WALTERS, B.F.; HOFMEISTER, K.L.; PERRY, C.H.; MISHRA, U.; DOMKE, G.M.; SWANSTON, C.W. The role of reforestation in carbon sequestration. **New Forests**, v. 50, n. 1, p. 115-137, 2019.

OUYANG, S.; XIANG, W.; WANG, X.; XIAO, W.; CHEN, L.; LI, S.; PENG, C. Effects of stand age, richness and density on productivity in subtropical forests in China. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 5, p. 2266-2277, 2019.

OHASHI, S.T.; YARED, J.A.G.; FARIAS NETO, J.T. Variabilidade entre procedências de paricá *Schizolobium parahyba* var *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby plantadas no município de Colares-Pará. **Acta Amazonica**, v. 40, p.81-88, 2010.

OLIVEIRA, F.C.; FERREIRA, G.W.; DUNGAIT, J. A.; ARAÚJO, E.F.; SOARES, E. M.; SILVA, I.R. Eucalypt harvest residue management influences microbial community structure and soil organic matter fractions in an afforested grassland. **Soil and Tillage Research**, v. 205, p. 104787, 2021.

PAES, F.A.S.V.; LIMA, A.M.N.; HAKAMADA, R.E.; BARROS, N.F. Impacto do manejo dos resíduos da colheita, do preparo do solo e da adubação na produtividade de Eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p.1081-1090, 2013.

PAIVA, E. A.Sousa. Are calcium oxalate crystals a dynamic calcium store in plants?. **New Phytologist**, v. 223, n. 4, p. 1707-1711, 2019.

PICARD, N.; SAINT-ANDRÉ, L.; HENRY, M. Manual for building tree volume and biomass allometric equations: from field measurement to prediction. **Manual for building tree volume and biomass allometric equations: from field measurement to prediction, FAO; Food and Agricultural Organization of the United Nations (2012)**, 2012.

PIPER, F.I.; FAJARDO, A. Foliar habit, tolerance to defoliation and their link to carbon and nitrogen storage. **Journal of Ecology**, v.102, n.5, p. 1101-1111, 2014.

POORTER, H.; NIKLAS, K.J.; REICH, P.B.; OLEKSYN, J.; POOT, P.; MOMMER, L. Biomass allocation to leaves, stems and roots: meta-analyses of interspecific variation and environmental control. **New Phytologist**, v. 193, n. 1, p. 30-50, 2012.

REICH, P.B. The world-wide 'fast-slow' plant economics spectrum: a traits manifesto. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 275-301, 2014.

RONDON, E.V. Produção de biomassa e crescimento de árvores de *Schizolobium amazonicum* (Huber) Ducke sob diferentes espaçamentos na região de Mata. **Revista Árvore**, v.26, n.5, p.573-576, 2002.

ROSA, L. S. Ecologia e silvicultura do paricá (*Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke) na Amazônia brasileira. **Revista de Ciências Agrárias**, n. 45, p. 135-174, 2006.

ROSIM, C. C.; HSING, T. Y.; PAULA, R. C. Nutrient use efficiency in interspecific hybrids of eucalypt. **Revista Ciência Agronômica**, v. 47, n. 3, p. 540-547, 2016.

SANTANA, R.C.; BARROS, N.F.; NEVES, J.C.L. Eficiência nutricional e sustentabilidade da produção em procedências de *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus Saligna* em sítios florestais do Estado de São Paulo. **Revista Árvore**, v.26, n.4, p. 447-457, 2002.

RIBEIRO, M.D.D.S.B.; JORGE, L.A.B.; MISCHAN, M. M.; SANTOS, A.L.D; BALLARIN, A.W. Avaliação da produção de biomassa do fuste de um clone híbrido de eucalipto sob diferentes espaçamentos. **Ciência Florestal**, v. 27, p. 31-45, 2017.

SANTOS, M.D.; JORGE, L.A.B.; MISCHAN, M.M.; SANTOS, A.L.; BALLARIN, A.W. Avaliação da Produção de Biomassa do Fuste de um Clone Híbrido de Eucalipto sob Diferentes Espaçamentos. **Ciência Florestal**, v. 27, n.1, p. 31-45, 2017.

SARDANS, J.; PEÑUELAS, J. Potassium: a neglected nutrient in global change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 3, p. 261-275, 2015.

SARKAR, D.; BAISHYA, L.K. Nutrient use efficiency, In: Essential Plant Nutrients. **Springer**, p, 119-146, 2017.

SETTE JR, C.R.; DA CUNHA, T.Q.G.; CONEGLIAN, A.; HANSTED, A.L.S.; DA SILVA, D.A.; LIMA, P.A.F.; YAMAJI, F.M. Does the presence of bark in the wood of fast-growing forest species significantly change the energy potential?. **Bioenergy Research**, v. 13, n. 1, p. 222-228, 2020.

SILVA, A.M.O.; FREIRE, F.J.; BARBOSA, M.D.; FERREIRA, R.L.C.; FREIRE, M.B.G.S.; ALVES JUNIOR, F.T.; FREIRE, C.S.; SILVA, A.C.F. Compartmentalization and efficiency biological of nitrogen utilization in dry tropical forest. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 13, n. 2, p. 1-8, 2018.

SILVEIRA, R.; DA SILVA, G.F.; BINOTI, D.H.B.; MANHÃES, L.D.P.; GONÇALVES, A.F.A.; ARAGÃO, M.D.A. Custos da produção de madeira de paricá na região de Paragominas, PA. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 92, p. 597-604, 2017.

SOARES, C.P.B.; PAULA NETO, F.; SOUZA, A.L. **Dendrometria e inventário florestal**, 2º ed, Viçosa-MG: UFV, 272p, 2011.

SONG M.; HU Q.; TIAN Y.; OUYANG H. Seasonal patterns of root and shoot interactions in an alpine meadow on the Tibetan Plateau. **Journal of Plant Ecology**, v. 5, n. 2, p. 182-190, 2012.

SOUSA, D.B.; CARVALHO, G.S.; RAMOS, E.J.A. Paricá *Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke. **Informativo Técnico, Rede Sementes do Amazônia**, n. 13, 2005.

SCHWERZ, F.; ELOY, E.; ELLI, E.F.; CARON, B.O. Reduced planting spacing increase radiation use efficiency and biomass for energy in black wattle plantations: Towards sustainable production systems. **Biomass and Bioenergy**, v. 120, p. 229-239, 2019.

SCHWERZ, F.; NETO, D.D.; CARON, B.O.; NARDINI, C.; SGARBOSSA, J.; ELOY, E.; REICHARDT, K. Biomass and potential energy yield of perennial woody energy crops under reduced planting spacing. **Renewable Energy**, v. 153, p. 1238-1250, 2020.

SCHNEIDER, P.R.; SCHNEIDER, P.S.P. **Introdução ao Manejo Florestal**. 2º ed, Santa. Maria: FACOS-UFSM, p. 566, 2008.

SCHUMACHER, M.V.; WITSCHORECK, R.; CALIL, F.N.; LOPES, V.G. Manejo da biomassa e sustentabilidade nutricional em povoamentos de *Eucalyptus* spp. em pequenas propriedades rurais. **Ciência Florestal**, v. 29, p. 144-156, 2019.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**, 5º ed, Artmed, 2013.

TANG, R.J.; LUAN, S. Regulation of calcium and magnesium homeostasis in plants: from transporters to signaling network. **Current Opinion in Plant Biology**, v. 39, p. 97-105, 2017.

TESFAYE, M.A.; BRAVO-OVIEDO, A.; BRAVO, F.; RUIZ-PEINADO, R. Aboveground biomass equations for sustainable production of fuelwood in a native dry tropical afro-montane forest of Ethiopia. **Annals of Forest Science**, v. 73, n. 2, p. 411-423, 2016.

TOMASELLA, M.; PETRUSSA, E.; PETRUZZELLIS, F.; NARDINI, A.; CASOLO, V. The possible role of non-structural carbohydrates in the regulation of tree hydraulics. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 21, n. 1, p. 144, 2019.

TURNER, J. Nutrient use efficiency and utilisation in east coast Australian *Eucalyptus* forests. **Australian Journal of Botany**, v. 67, n. 8, p. 585-598, 2020.

THOR, K. Calcium—nutrient and messenger. **Frontiers in Plant Science**, v. 10, p. 440, 2019.

VANBEVEREN, S.P.P.; GEBAUER, R.; PLICHTA, R.; VOLA, D.; CEULEMANS, R. Nutrients and energy in proleptic branches and leaves of poplar under a short-rotation coppice. **Biomass and Bioenergy**, v. 85, p. 271-277, 2016.

VANNINEN, P.; MÄKELÄ, A. Needle and stem wood production in Scots pine (*Pinus sylvestris*) trees of different age, size and competitive status. **Tree Physiology**, v. 20, n. 8, p. 527-533, 2000.

VELDKAMP, E.; SCHMIDT, M.; POWERS, J.S.; CORRE, M.D. Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 11, p. 590-605, 2020.

VANCE, E.D.; PRISLEY, S.P.; SCHILLING, E.B.; TATUM, V.L.; WIGLEY, T. B.; LUCIER, A.A.; VAN DEUSEN, P.C. Environmental implications of harvesting lower-value biomass in forests. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 47-56, 2018.

VAN DE PEER, T.; VERHEYEN, K.; KINT, V.; VAN CLEEMPUT, E.; MUYS, B. Plasticity of tree architecture through interspecific and intraspecific competition in a young experimental plantation. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 1-9, 2017.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V.; TRÜBY, P; ARAÚJO, E. F. Biomassa e nutrientes em um povoamento de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus globulus*, em Eldorado do Sul-RS. **Ecologia e Nutrição Florestal**, v. 1, n. 1, p. 1-13, 2013.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M.V.; TRÜBY, P.; ARAÚJO E.F. Implicações nutricionais com base em diferentes intensidades de colheita da biomassa de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus globulus*. **Ciência Rural**, v.45, p.432-439, 2015.

VITOUSEK, P.M.; SANFORD, J.R.; Robert L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, n. 1, p. 137-167, 1986.

WEGIEL, A.; BIELINIS, E.; POLOWY, K. The stock and content of micronutrients in aboveground biomass of Scots pine stands of different densities. **Journal of Elementology**, v.24, n.2, 2019.

WITSCHORECK, R.; SCHUMACHER, M.V. Teor e alocação de nutrientes em plantio de *Platanus x acerifolia* (Aiton) willd, em Dom Feliciano – RS. **Ciência Florestal**, v.23, p. 667-678, 2013.

XIE, X.; CUI, J.; SHI, W.; LIU, X.; TAO, X.; WANG, Q.; XU, X. Biomass partition and carbon storage of *Cunninghamia lanceolata* chronosequence plantations in Dabie Mountains in East China. **Dendrobiology**, v. 76, 2016.

YANG, X.Z.; ZHANG, W.H.; HE, Q.Y. Effects of intraspecific competition on growth, architecture and biomass allocation of *Quercus Liaotungensis*. **Journal of Plant Interactions**, v. 14, n. 1, p. 284-294, 2019.

YAN, Z.; LI, P.; CHEN, Y.; HAN, W.; FANG, J. Nutrient allocation strategies of woody plants: an approach from the scaling of nitrogen and phosphorus between twig stems and leaves. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 1-9, 2016.

ZHANG, X.; ZHANG, X.; HAN, H.; SHI, Z.; YANG, X. Biomass accumulation and carbon sequestration in an age-sequence of Mongolian pine plantations in Horqin sandy land, China. **Forests**, v.10, n.2, p. 197, 2019.

ZHANG, H.; SONG, T.; WANG, K.; YANG, H.; YUE, Y.; ZENG, Z.; ZENG, F. Influences of stand characteristics and environmental factors on forest biomass and root–shoot allocation in southwest China. **Ecological Engineering**, v. 91, p. 7-15, 2016.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

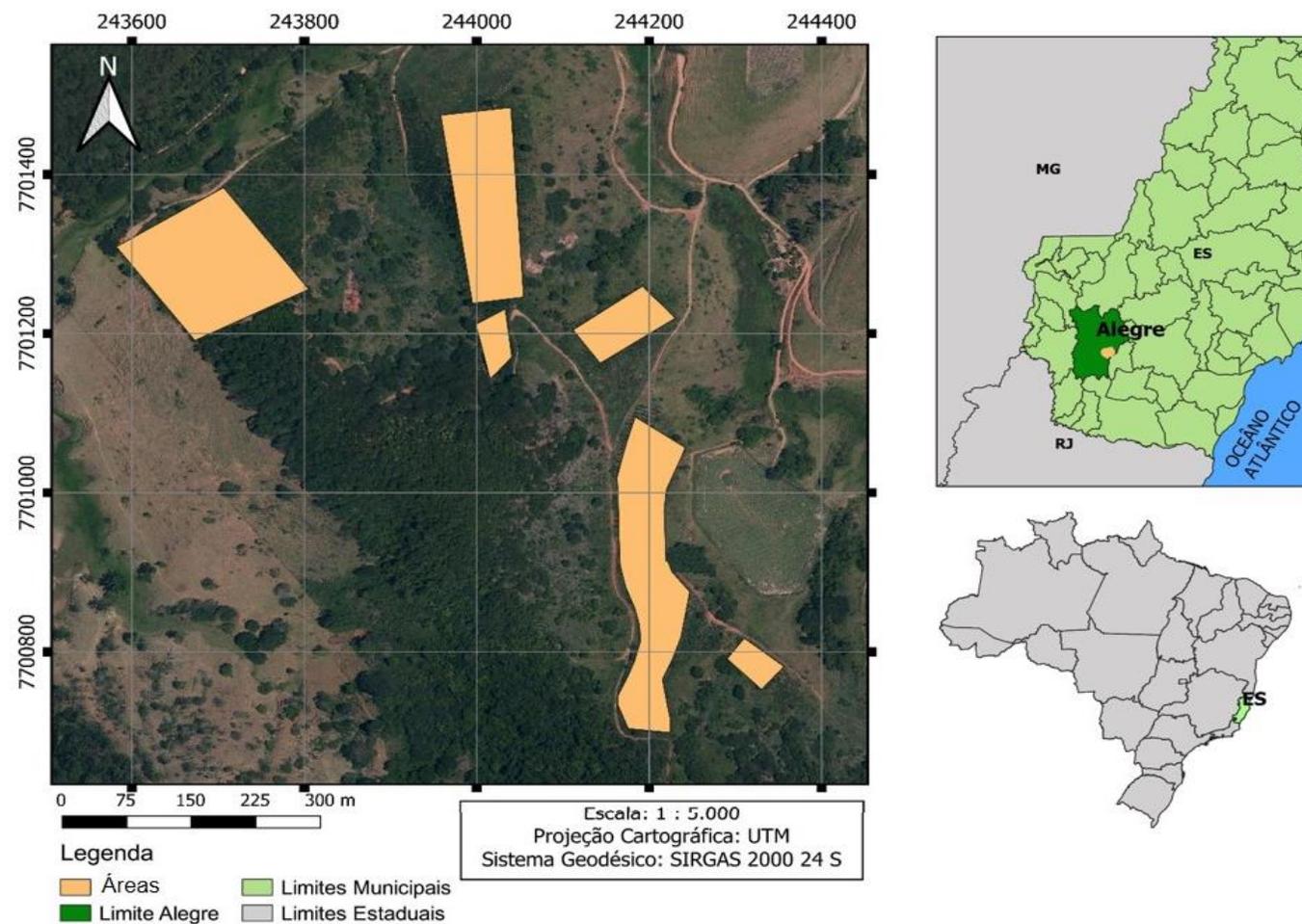
A espécie apresenta influência nas mudanças nos atributos físico-químicos do solo, bem como, nos estoques de C e N, principalmente, no que se refere a primeira camada do solo, que foi responsável por maiores médias nos estoques de C e N, resultante dos maiores acúmulos de matéria orgânica.

Averiguando os comportamentos expressos aos 8,3 anos do povoamento de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*, percebe-se incrementos no estoque de C no espaçamento mais adensado e intermediário em relação ao espaçamento mais amplo, em especial para a camada 0-20 cm. Esta análise é particularmente importante, demonstrando impactos positivos da implantação da cultura sobre as condições do solo. O consórcio da espécie com outras culturas florestais, agronômicas, ou em sistemas agroflorestais, pode ser um ponto viável para aumentar a cobertura do solo e por conseguinte, ampliar os processos de ciclagem de nutrientes no sítio. Além de permitir que o produtor obtenha outras fontes para geração de receitas.

Avaliou-se os impactos do espaçamento entre árvores associados à biomassa florestal produzida a partir de árvores de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*, identificando a maior no espaçamento reduzido das árvores por unidade área (3 m x 3 m). O menor espaçamento de plantio foi responsável por maior produção de fuste, aspecto interessante para o comércio madeireiro e para geração de energia. A copa por representar 28,42 % do total de C acumulado, demonstra participação no retorno de C ao solo por meio da decomposição.

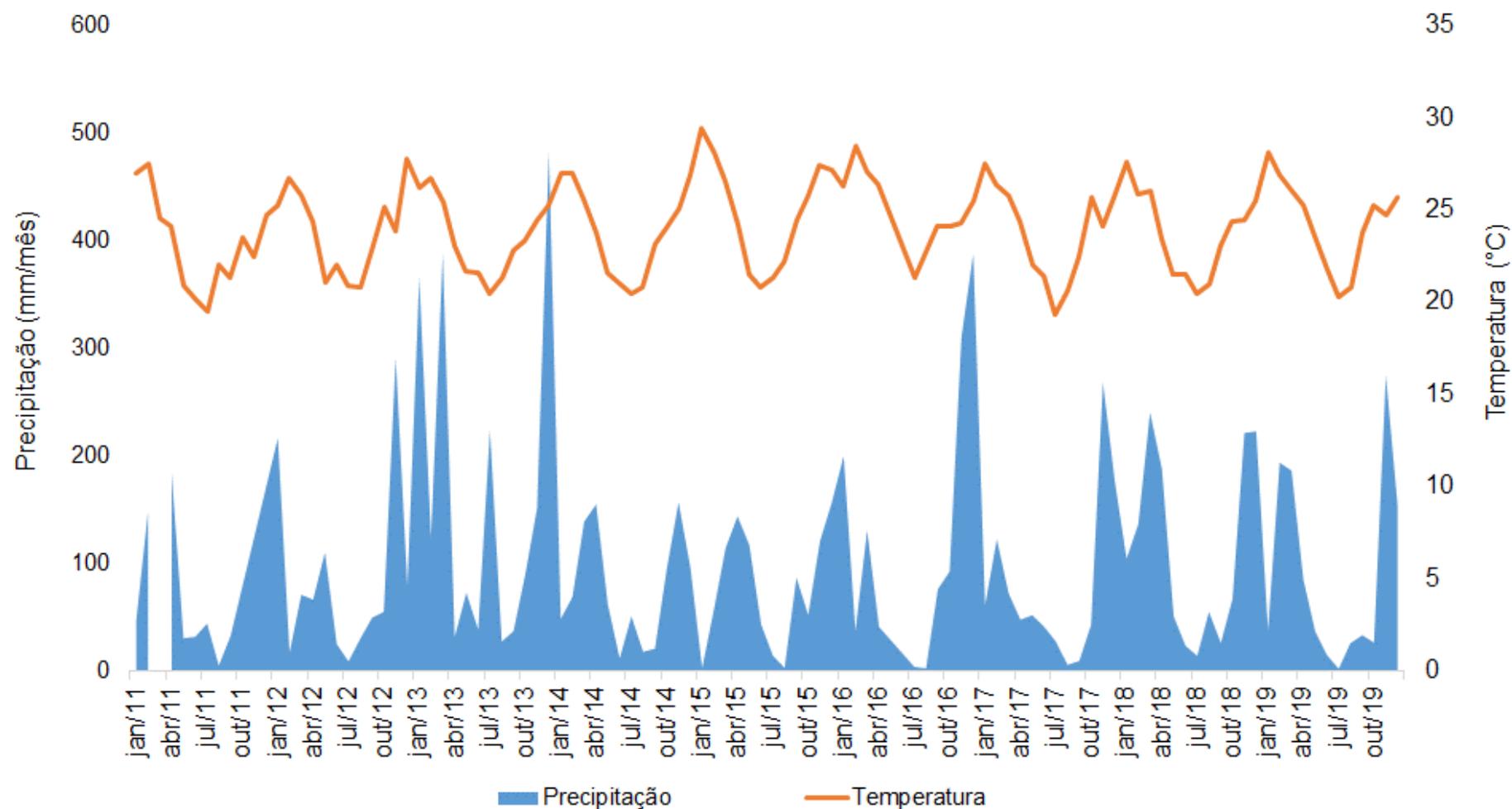
Os nutrientes absorvidos foram acumulados em maiores quantidades nos tecidos lenhosos. Entretanto, a casca e a estrutura de copa, se mantidas no sítio no momento da colheita, representam grandes retornos de nutrientes ao solo, especialmente se o ciclo for prolongado. Tal prática ainda reflete nos menores custos com fertilizantes e a mão de obra para aplicação, além de beneficiar futuras rotações no sítio.

ANEXO I



Localização do estudo no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo- Ifes, Campus de Alegre, no estado do Espírito Santo, Brasil. Destaque para a localização das áreas com plantios de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*.

ANEXO II



Precipitação acumulada no mês (mm/mês) e temperatura média mensal (°C) durante os anos de 2011 a 2017, na região do estudo.

ANEXO III

Teores médios de carbono nos compartimentos das árvores aos 4 anos e 6 meses de plantio de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*.

Teores médios de carbono nos compartimentos das árvores				
Tronco	Casca	Folhas	Galhos finos	Galhos grossos
-----g kg ⁻¹ -----				
432,0	439,0	444,0	443,0	443,0

Fonte: Delarmelina (2019).