

VIABILIDADE FÍSICO-QUÍMICA DE RESÍDUOS DE MADEIREIRAS PARA USO AGRÍCOLA  
NA AMAZÔNIA

*Physical and Chemical Viability of Logging Residues for Agricultural Use  
in Amazonia*

Odilon da Silva Serra<sup>1</sup>, Maria Karoline Pereira dos Santos<sup>2</sup>, Melry Steffany dos Santos Silva<sup>3</sup>,  
Bruna Sayuri Fujiyama Valente<sup>4</sup>, Adriano Bicioni Pacheco<sup>5</sup>, Arlindo Modesto Antunes<sup>6</sup>

**Palavras-chave:**

Reutilização; Serragens;  
Desmatamento;  
Sustentabilidade agrícola.

**Keywords:**

Reuse; Sawmills; Deforestation;  
Agricultural sustainability.

**Resumo:** A Amazônia Legal, com 5.015.146,008 km<sup>2</sup>, é uma das maiores florestas tropicais do mundo, mas enfrenta severos impactos da ação humana, como o desmatamento, que atingiu 13.253 km<sup>2</sup> entre 2020 e 2021. As principais causas incluem a pecuária, que utiliza mais de 80% das áreas desmatadas, e a exploração madeireira ilegal, que gera resíduos orgânicos que contaminam o solo e os lençóis freáticos. Este estudo analisa resíduos de serragens de madeireiras para avaliar seu potencial como fertilizante na agricultura, buscando promover a sustentabilidade. Foram realizadas análises físico-químicas para determinar condutividade elétrica, pH, sólidos totais dissolvidos e salinidade de amostras com diferentes períodos de deposição. Os resultados mostraram que resíduos com 10 anos de decomposição apresentaram melhores características para uso agrícola, sugerindo que o reaproveitamento desses materiais pode minimizar os impactos ambientais e contribuir para a sustentabilidade na região.

**Abstract:** The Legal Amazon, covering 5,015,146.008 km<sup>2</sup>, is one of the largest tropical forests in the world but faces severe impacts from human activities, such as deforestation, which reached 13,253 km<sup>2</sup> between 2020 and 2021. The main causes include cattle ranching, which occupies over 80% of deforested areas, and illegal logging, which generates organic waste that contaminates soil and groundwater. This study analyzes wood shavings waste from sawmills to evaluate its potential as a fertilizer in agriculture, aiming to promote sustainability. Physical-chemical analyses were conducted to determine electrical conductivity, pH, total dissolved solids, and salinity of samples with different deposition periods. Results indicated that waste with 10 years of decomposition had better agricultural characteristics, suggesting that repurposing these materials could minimize environmental impacts and contribute to sustainability in the region.

<sup>1</sup>Graduando em Engenharia Agrícola, Universidade Federal Rural da Amazônia. odilondasilvaserra@gmail.com;

<sup>2</sup>Graduanda em Engenharia Agrícola, Universidade Federal Rural da Amazônia. mariakpsantos@gmail.com ;

<sup>3</sup>Graduanda em Engenharia Agrícola, Universidade Federal Rural da Amazônia. melryengagricola@gmail.com;

<sup>4</sup>Doutora em Engenharia Agrônômica, Universidade Federal Rural da Amazônia. Docente, bruna.sayuri@ufra.edu.br;

<sup>5</sup>Doutor em Engenharia Agrícola, Universidade Federal Rural da Amazônia. Docente, adriano.pacheco@ufra.edu.br;

<sup>6</sup>Doutor em Engenharia Agrícola, Universidade Federal Rural da Amazônia. Docente, arlindo.antunes@ufra.edu.br.

## 1 INTRODUÇÃO

Com 5.015.146,008 km<sup>2</sup>, a Amazônia Legal, apresentada como uma das maiores florestas tropicais do planeta e de ampla biodiversidade, representa aproximadamente 58,93% de todo o território nacional como salientam dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Apesar da sua grandiosidade em espécies e recursos naturais, sofre impactos severos da ação humana. Onde, o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), mostra variações nos índices de desmatamento que ocorrem todos os anos neste bioma, índices que chegaram a 13.253 km<sup>2</sup> entre os anos de 2020 e 2021, sendo uma das máximas já registradas de área desmatada (INPE, 2021; IBGE, 2021).

Várias atividades sugerem uma grande variabilidade de dados relacionados à degradação de grandes áreas na Amazônia. A exploração da pecuária, que corresponde a mais de 80% do uso de áreas desmatadas, a agricultura em grande escala, a agricultura de corte e queima e a grilagem de terras são alguns dos fatores que agravam ainda mais os impactos gerados pelo desmatamento exacerbado no bioma (Lapola et al., 2023).

Além disso, os serviços de madeireiras instaladas em vários estados que compõem a região amazônica se tornam outra problemática. Muitas dessas instalações, além de não possuírem legalização para a exploração de recursos naturais, ocasionam severos impactos ambientais, como o aumento de CO<sub>2</sub> na atmosfera pela extração ilegal da madeira em grandes quantidades, bem como a degradação de áreas pelo descarte e acúmulo em larga escala de toneladas de resíduos orgânicos no solo (Campos, 2012).

Esses fatores possibilitam o surgimento de problemáticas ambientais, como a deposição inadequada de resíduos sólidos do pó de serragens de matérias-primas florestais em áreas inapropriadas, que agravam a contaminação dos lençóis freáticos pela decomposição da matéria orgânica, gerando grandes quantidades de líquido de chorume, que se infiltra no solo, a compactação do solo devido ao tráfego intenso de máquinas pesadas no ambiente de acúmulo, além do odor que proporciona desconforto à população que vive próxima a esses ambientes (Bentes et al., 2023; Rosendo et al., 2019).

Dessa maneira, centenas de toneladas de resíduos sólidos provenientes de madeireiras não são reutilizados, nem possuem destinação correta, contribuindo para a intensificação de muitos dos impactos adversos associados ao desmatamento excessivo. Assim, torna-se indispensável o reaproveitamento desses materiais para possíveis aplicações na agricultura, uma vez que os resíduos gerados se tornam excelentes fertilizantes e substratos benéficos às plantas, dependendo do seu tempo de decomposição na área de descarte, onde se mineralizam com o tempo, tornando-se viáveis para reutilização como fonte de energia para as plantações (Klein, 2015; Nóbrega, 2014).

Nesse contexto, a fim de utilizar a geração de resíduos sólidos para a agricultura, algumas análises laboratoriais tornam-se indispensáveis, pois a avaliação da qualidade e viabilidade físico-química do seu reuso pode sugerir melhor reaproveitamento e destinação dos resíduos do pó de serragem, garantindo menores impactos ao meio ambiente e promovendo a sustentabilidade. A inferência dos níveis de condutividade elétrica, potencial hidrogeniônico, sólidos totais dissolvidos e salinidade são fatores que contribuem para a aplicação efetiva da reutilização de resíduos, outrora poluentes, em áreas agricultáveis (Zago; Barros, 2019).

Com base na problemática associada, este estudo reforça que o reaproveitamento de resíduos sólidos de serragens não apenas contribui para a redução do acúmulo de resíduos na Amazônia, mas também pode servir como uma alternativa sustentável para a agricultura, alinhando-se às práticas recomendadas na literatura.

## 2 MATERIAIS E PROGRAMA EXPERIMENTAL

O trabalho foi desenvolvido no laboratório de Química e Bioquímica da Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) – Campus Tomé-Açu, localizado na Rodovia PA 140. A metodologia adotada consistiu em análises físico-químicas para aferir a condutividade elétrica, o potencial hidrogeniônico, os sólidos totais dissolvidos e a salinidade das amostras de pó de serragem provenientes da indústria madeireira.

A coleta de dados foi realizada em uma madeireira situada no município de Tomé-Açu – PA, nas coordenadas geográficas 020 54'45" S e 047°55'38" W, com uma área de aproximadamente 5,179 km<sup>2</sup>. O clima da região é quente e úmido, classificado como tropical chuvoso segundo a classificação de Köppen (Pacheco et al., 2009).

Conforme informações do proprietário, as principais espécies florestais processadas na instalação incluem Maçaranduba (*Manilkara huberi*), Angelim Vermelho (*Dinizia excelsa*), Angelim Pedra (*Hymenolobium petraeum*), Guajará (*Chrysophyllum venezuelanense*), Cupiúba (*Goupia glabra*) e Taxi (*Sclerolobium paniculatum*), que são algumas das espécies mais comuns nas florestas do bioma amazônico (Medeiros et al., 2021).

Foram coletadas amostras de serragens com diferentes períodos de deposição, com tempos de mineralização de 3 meses, 2 anos, 3 anos e 10 anos, conforme especificações da gerência (Figura 1). Além disso, foi coletada uma amostra de solo da região, ainda, como caráter amostrativo, utilizando uma proporção de 1:2 de solo/resíduo, fez-se outra amostragem para comparação dos resultados.

Figura 1. Amostras de Resíduos Sólidos



Fonte: Autores (2024)

Em suma, além da coleta de 3,5 kg de amostra de solo, realizaram-se amostragens, na mesma quantidade, para cada tipo de resíduo sob discrepantes períodos de deterioração, que foram transportados em embalagens de polipropileno biorientado para evitar contaminações. A proporção de 1:2 consistiu em 25% de solo (875 g) e 75% de pó de serragem (2,625 kg), totalizando seis tratamentos, cada um com cinco repetições, caracterizando um delineamento inteiramente casualizado (Tabela 1).

Tabela 1 - Classificação dos Tratamentos

Classificação das Amostras
10 anos
3 anos
2 anos
3 meses
25% Solo + 75% de Pó de Serra (3 anos)
Solo

Fonte: Autores (2024)

As amostras foram peneiradas com uma peneira de 2 mm e, em seguida, pesadas em porções de 150 g para cada uma das quatro amostras de resíduos sólidos, para a proporção 1:2 de solo/resíduo e do solo respectivamente, totalizando cinco repetições de pesagens para cada tratamento. Foram adicionados 150 ml de água destilada de maneira homogênea no preparo das amostras, conforme o Manual de Procedimentos de Amostragens e Análise Físico-Química da Água (Parron; Pereira, 2011).

Os componentes amostrais foram colocados em recipientes cônicos de polietileno tereftalato com filtro de papel para a infiltração da solução aquosa. Após o preparo, as amostras foram mantidas a 25°C por 24 horas para posterior coleta em béqueres e avaliação do extrato de saturação.

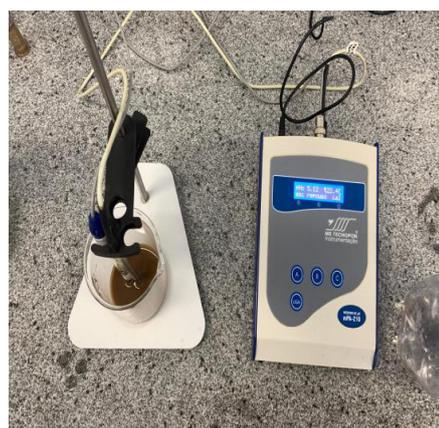
Após esse período, as amostras foram analisadas para os parâmetros físico-químicos, com o objetivo de avaliar a condutividade elétrica (CE), sólidos totais dissolvidos (TDS), salinidade (SALT) e o potencial hidrogeniônico (pH). Os parâmetros CE, TDS e SALT foram mensurados após calibração com um condutímetro portátil AK51 (Figura 2), enquanto a quantificação do pH foi realizada com um pHmetro de bancada (Figura 3).

Figura 2 - Inferência de CE, TDS e Salinidade.



Fonte: Autores (2024)

Figura 3 - Inferência de pH.



Fonte: Autores (2024)

A avaliação desses parâmetros é essencial, pois salinidade ou CE excessiva na água, solo ou resíduos sólidos em decomposição pode prejudicar as plantas, reduzindo a produtividade e a qualidade, resultando em perda total da produção, conforme indicado na (Tabela 2). A diminuição da fertilidade do solo e o aumento da suscetibilidade à erosão e contaminação dos lençóis freáticos são exemplos de alterações que podem ocorrer. Além disso, o pH do solo afeta diretamente a disponibilidade de nutrientes, impactando o crescimento e desenvolvimento das plantas (Castro et al., 2020; Teixeira et al., 2017).

**Tabela 2 - Relação dos Níveis de Tolerância de CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) Para Culturas Herbáceas  
(adaptado de Dias *et al*; 2016)**

Cultura	CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Classe de Tolerância
Fibra, grão e culturas especiais		
Algodão	7700	T
Amendoim	3200	MS
Arroz	3050	S
Cana-de-açúcar	1700	MS
Caupi	4900	MT
Cevada	8000	T
Fava	1600	MS
Feijão	1000	S
Gergelim		S
Girassol		MS*
Milheto, foxtail		MS
Milho	1700	MS
Soja	5000	MT
Sorgo	6800	MT
Trigo	6000	MT
Alfafa	2000	MS
Aveia (forrageira)		MS*
Capim Bermuda	6900	T
Capim Buffel		MS*
Caupi (Forrageira)	2500	MS
Cevada (Forrageira)	6000	MT
Milho (Forrageira)	1800	MS
Trigo (forrageira)	4500	MT
Hortaliças e fruteiras		
Aspargo	4100	T
Feijão	1000	S
Beterraba vermelha	4000	MT
Repolho	1800	MS
Cenoura	1000	S
Pepino	2500	MS
Berinjela	1100	MS
Alface	1300	MS
Melão	2200	MS
Cebola	1200	S
Pimentão	1500	MS
Batata	1700	MS
Espinafre	2000	MS
Abobrinha, scallop	3200	MS
Abobrinha, zucchini	4700	MT
Morango	1000	S
Batata doce	1500	MS
Tomate	2500	MS

1. Os dados aqui apresentados são apenas uma evidência da tolerância relativa entre culturas. A tolerância absoluta depende de práticas culturais, clima e condições do solo.
2. As plantas toleram CEes de cerca de 2 dS m<sup>-1</sup> acima do indicado em solos gipsíferos.
3. T indica tolerância, MT indica moderada tolerância, MS indica moderada sensibilidade e S indica sensibilidade. Classes marcadas com a letra "\*" são projeções.

Altos índices de condutividade elétrica no solo ou em fluidos podem indicar a presença significativa de sais minerais, caracterizados por elevadas concentrações de salinidade. Parâmetros como sólidos totais dissolvidos também refletem a capacidade de absorção da solução amostral em relação à quantidade de elementos químicos presentes e sua influência conforme a concentração, o que pode contribuir para a inutilização para fins agrícolas, de acordo com a tolerância da cultura (Tabela 2) ou a impossibilidade do uso da água, solo ou substratos orgânicos com altos valores (Gheyi et al., 2016).

Os dados obtidos foram processados utilizando o software SISVAR para análise de variância estatística ANOVA. As análises foram realizadas pelo teste de média Tukey a 1% de significância estatística ( $P < 0,01$ ). Em seguida, os resultados médios foram submetidos ao cálculo do desvio padrão e erro padrão utilizando o software Excel, a fim de inferir a precisão na coleta, preparo e correlações de erros nas inferências dos resultados das amostras.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

De maneira geral, a análise de variância estatística mostrou-se significativa a 1% para todas as variáveis analisadas. Dessa maneira, averigua-se que o teste possui alta relevância entre as particularidades de CE, TDS, salinidade e pH em todas as unidades analisadas em relação aos diferentes períodos de mineralização dos compostos orgânicos do pó de serragens (Tabela 5).

Para o teste de médias de Tukey (Tabela 3), são indicados os níveis de diferenciação estatística entre os tratamentos, mediante às variáveis analisadas, representados pela simbologia (a, b, c e d). Em suma, é notório que, para a variável de condutividade elétrica (CE), estatisticamente, os tratamentos de 3 anos, 2 anos, S/R e Solo não se diferenciaram, denotando assim os mesmos níveis gerais de cargas elétricas em função da presença de sais minerais nas unidades de tratamento. Para as amostras de 10 anos e 3 meses, houve diferença significativa, com valores superiores de CE em comparação aos outros itens.

**Tabela 3 - Teste de Médias Tukey Para Variáveis de CE, TDS, Salinidade e pH.**

Tratamentos	Variáveis Analisadas							
	CE ( $\mu\text{S/cm}$ )		TDS (ppm)		Salinidade (ppm)		pH	
10 anos	429,6	a	291	a	208,2	a	6,0	a
3 anos	112,2	c	74,6	c	52,4	c	4,8	c
2 anos	89,8	c	59,6	c	41,8	c	5,0	bc
3 meses	294,2	b	187,8	b	127,0	b	5,2	abc
S/R	94,8	c	63,0	c	44,2	c	5,8	ab
Solo	104,2	c	69,6	c	48,8	c	6,0	a

Fonte: Autores (2024)

As médias de sólidos totais dissolvidos (TDS mostraram diferença estatística para os tratamentos de 10 e 3 anos, sendo estes os tratamentos com maiores índices de elementos químicos dispersos no extrato de saturação; entretanto, não houve a mesma diferenciação para os demais tratamentos de 2 anos, 3 meses, S/R e Solo, que mostraram os mesmos níveis de TDS para essas idades de decomposição e características do solo amostral.

Os efeitos da salinidade aferida nas unidades amostrais indicam uma baixa diferenciação estatística para os tratamentos de 3 anos, 2 anos, S/R e Solo. Para as unidades de 10 anos e 3 meses, houve considerável diferenciação, haja vista que o teor de salinidade nesses compósitos é o mais elevado.

A inferência do potencial hidrogeniônico (pH) para os tratamentos de 10 anos, 3 meses, S/R e Solo não mostrou-se satisfatória quanto à diferença estatística, pois permaneceram com valores aproximados. Os tratamentos de 3 anos, 2 anos e 3 meses também não se mostraram eficazes quanto à variância entre suas médias amostrais. Os valores das médias dos tratamentos de 2 anos, 3 meses e R/S não se mostraram diferentes estatisticamente para os níveis de pH, que se mantiveram próximos nas análises.

Observa-se, conforme a Figura 4, que houve diferenciação significativa entre os valores obtidos nas 5 repetições para o tratamento de 10 anos, o qual apresenta um erro padrão de 35,09 entre as unidades amostrais (Tabela 4), indicando, assim, acentuada variância estatística nos resultados obtidos de CE nas médias amostrais de resíduos com 10 anos de mineralização na área de descarte do pó de serragens.

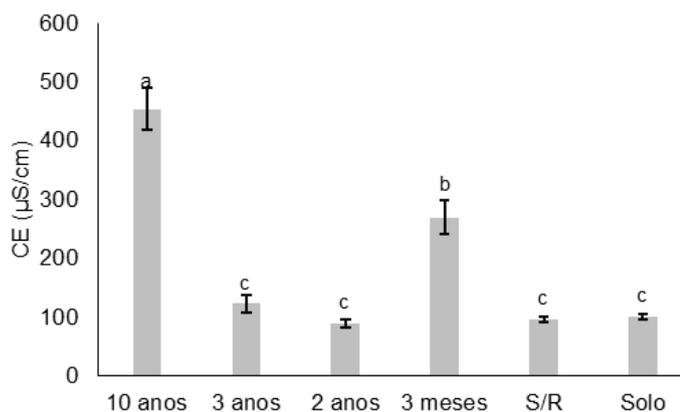
**Tabela 4 - Média, desvio padrão e erro padrão em relação aos tratamentos.**

<b>CE (<math>\mu\text{S/cm}</math>)</b>	<b>Análise Estatística</b>	<b>10 anos</b>	<b>3 anos</b>	<b>2 anos</b>	<b>3 meses</b>	<b>S/R</b>	<b>Solo</b>
	Média	454,00	123,00	89,00	270,00	96,00	101,00
Desvio Padrão	78,46	35,05	14,91	66,38	8,76	9,88	
Erro Padrão	35,09	15,68	6,67	29,69	3,92	4,42	
<b>TDS (ppm)</b>	Média	291,00	74,60	59,60	187,80	63,00	69,60
	Desvio Padrão	58,54	23,97	9,89	44,72	5,83	6,66
	Erro Padrão	26,18	10,72	4,42	20,00	2,61	2,98
<b>Salinidade (ppm)</b>	Média	208,20	52,40	41,80	127,00	44,20	48,80
	Desvio Padrão	42,19	16,32	7,05	41,02	4,21	4,66
	Erro Padrão	18,87	7,30	3,15	18,35	1,88	2,08
<b>pH</b>	Média	6,04	4,60	4,88	5,34	5,54	5,80
	Desvio Padrão	0,34	0,07	0,08	0,33	0,09	0,07
	Erro Padrão	0,15	0,03	0,04	0,15	0,04	0,03

Fonte: Autores (2024)

As unidades amostrais com uma média de tempo de descarte de 3 meses resultaram em um erro padrão de 29,69 (Tabela 4). Sendo assim, os valores de CE para esse tratamento indicam que houve discrepâncias em relação aos valores por unidade amostral.

Figura 4 - Erro Padrão das Médias de CE.



Fonte: Autores (2024)

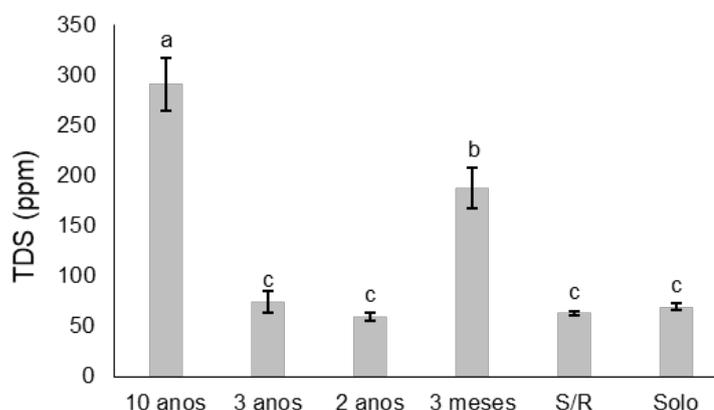
Os tratamentos de 10 anos e 3 meses obtiveram os maiores desempenhos em relação aos níveis de CE sob seu tempo de degradação. Dessa forma, é válido saber que o ambiente de decomposição, incluindo umidade e microrganismos, pode afetar os níveis de condutividade elétrica. A decomposição pode ser reduzida em ambientes úmidos e anaeróbicos, enquanto em ambientes secos e aeróbicos pode ser acelerada. A mineralização e a condutividade elétrica também podem ser afetadas por microrganismos decompositores (García et al., 2019).

Outrossim, estatisticamente, para os tratamentos de 3 anos, 2 anos, S/R e Solo, não houve grande variabilidade entre as médias das repetições em relação ao erro padrão das mesmas. Assim, o tratamento de 3 anos teve erro médio de 15,68, sendo este o maior valor dentre os tratamentos com os menores resultados de erro; já para os tratamentos de 2 anos, S/R e Solo, os valores de erro padrão foram de 6,67, 3,92 e 4,42, respectivamente, entre as análises (Tabela 4).

Em suma, denota-se que o tempo de mineralização das amostras de 3 e 2 anos, quando comparados à proporção de 25% de solo e 75% de pó de serra (3 anos) e solo, não sofreram influência significativa na dispersão de unidades físico-químicas em relação à condutividade elétrica, mantendo os tratamentos com a mesma proporcionalidade conforme sua composição orgânica.

Analisa-se, de acordo com a Figura 5, que ocorreu discrepância significativa entre os resultados obtidos nas 5 repetições para o tratamento de 10 anos, o qual apresenta um erro padrão de 26,18 (Tabela 4) entre as unidades amostrais, evidenciando uma considerável variabilidade estatística nos resultados obtidos de TDS nas médias amostrais relacionadas aos resíduos com 10 anos de deposição na área de descarte.

Figura 5 - Erro Padrão das Médias de TDS.



Fonte: Autores (2024)

No processo degradativo da matéria orgânica, são disponibilizados novamente às plantas minerais que auxiliam no seu desenvolvimento fisiológico; logo, o tempo em que os resíduos sólidos de serragens estão em processo de decomposição torna a dispersão de elementos químicos mais acentuada, conferindo-lhe maior variância estatística conforme as análises (Brun et al., 2021).

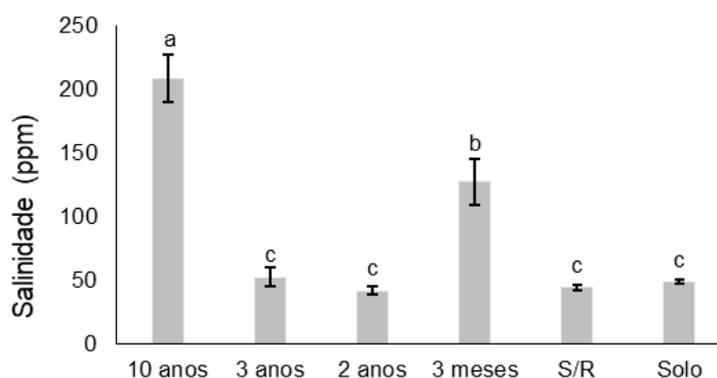
Ademais, o tratamento representado pelas unidades amostrais referentes ao tempo de deposição dos resíduos de 3 meses também apresentou um erro padrão significativo de 20,0 (Tabela 4) em sua média amostral. Dessa forma, os dados de TDS para este tratamento mostram que existe certa disparidade em relação aos valores por amostra individual.

Logo, os tratamentos de 10 anos e 3 meses foram os que apresentaram maiores valores de TDS em suas unidades amostrais, variando conforme o tempo de exposição desses resíduos na área em questão. No entanto, o termo sólidos totais dissolvidos (TDS) indica a quantidade de íons presentes nessas amostras, o que está atrelado à quantidade de minerais, sais, elementos químicos e outras substâncias dissolvidas e presentes nas mesmas. Alguns resíduos sólidos têm propriedades de adsorção, como é o caso do pó de serragem, o que significa que podem atrair e reter íons dissolvidos na água, incluindo aqueles que contribuem para o TDS (Alves, 2023).

Além disso, observou-se que, estatisticamente, os tratamentos de 3 anos, 2 anos, S/R e Solo apresentaram uma consistência notável nas médias das repetições em relação ao erro padrão associado. Para o tratamento de 3 anos, o erro padrão foi de 10,72 (Tabela 4), destacando-se como o maior erro médio dentre os tratamentos que apresentaram os menores resultados de erro. Já para os tratamentos de 2 anos, R/S e Solo, os valores de erro padrão foram de 4,4, 2,6 e 3,0 (Tabela 4), respectivamente, indicando uma variação mais limitada em relação ao erro padrão das amostras em questão.

Segundo a Figura 6, foi observado o erro padrão derivado das médias de salinidade para os seis tratamentos. Houve uma discrepância notável entre os resultados das 5 repetições ocorridas no tratamento de 10 anos, com um erro padrão de 18,87 (Tabela 4) entre as unidades amostrais. Isso evidencia uma considerável variabilidade estatística nos resultados das médias amostrais relacionadas aos resíduos com 10 anos de deposição na área de descarte.

Figura 6 - Erro Padrão das Médias de Salinidade.



Fonte: Autores (2024)

No tratamento de 3 meses, as unidades amostrais mostram um erro padrão de 18,35 (Tabela 4). Assim, os valores de salinidade para este tratamento sugerem discrepâncias em relação aos valores por unidade amostral.

Os tratamentos de 10 anos e 3 meses obtiveram os maiores resultados em relação ao teor de salinidade sob seu tempo de deposição, quando comparados aos demais tratamentos (Tabela 4). A relação entre o teor de salinidade e o tempo de decomposição da matéria orgânica é complexa e influenciada por uma variedade de fatores ambientais. A presença de altos níveis de salinidade no ambiente pode exercer um efeito inibitório

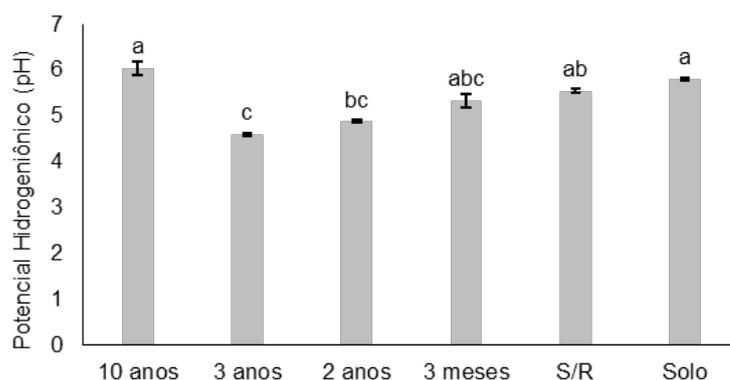
sobre os microrganismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica. Isso pode reduzir a atividade microbiana e desacelerar a taxa de decomposição da matéria orgânica (Santos et al., 2020).

O processo de decomposição dos resíduos orgânicos é influenciado pela interação de três variáveis: as condições físico-químicas do ambiente, que incluem a temperatura média, a precipitação anual, a evapotranspiração e a radiação UV; a qualidade orgânica e nutricional do substrato, que determina sua degradabilidade e inclui o conteúdo de nitrogênio, a relação carbono:nitrogênio e o conteúdo de lignina; e a natureza da comunidade decompositora, composta por bactérias, fungos e artrópodes, tanto macro quanto microrganismos (Oliveira, 2017).

Além disso, os tratamentos de 3 anos, 2 anos, S/R e Solo apresentaram os menores valores em relação à salinidade e não diferiram estatisticamente entre si. Assim, o tratamento de 3 anos teve erro padrão de 7,3; já os tratamentos de 2 anos, S/R e Solo obtiveram valores de 3,2; 1,5 e 2,1, respectivamente, demonstrando uma menor variação em relação ao erro padrão das amostras em questão.

Nesse cômputo, a Figura 7 indica o erro padrão obtido a partir das médias de pH para os seis tratamentos. Com isso, destaca-se vagarosamente o tratamento de 10 anos e 3 meses, que teve o maior erro padrão entre as aferições de valores de pH para suas amostras, com o valor de 0,15 em ambos. Além disso, para 10 anos, a média de pH indicou valores acima de 6, caracterizando-se como o tratamento com maior tempo de decomposição na área, relacionando-se aos níveis de disponibilidade de nutrientes ao longo do processo de mineralização da matéria (Santos et al., 2021).

Figura 7 - Erro Padrão das Médias de pH.



Fonte: Autores (2024)

Destarte, o pH também pode afetar a estabilidade química de materiais orgânicos em resíduos. Muitos compostos orgânicos podem se tornar mais ou menos estáveis em pHs extremos, o que afeta sua suscetibilidade à decomposição microbiana ou química. Por exemplo, alguns grupos funcionais de compostos orgânicos podem ser desnaturados ou quimicamente alterados em pHs muito baixos ou muito altos, dificultando a decomposição e tornando a disponibilidade de elementos químicos deficitária (Santos, 2015).

Em seguida, para os tratamentos de 3 anos, 2 anos, R/S e Solo, os mesmos se mantiveram entre 0,03 e 0,04 (Tabela 4), apresentando, assim, menor diferenciação em relação aos valores de pH para suas repetições.

A uniformidade dos valores para os tratamentos supracitados, exceto 10 anos e 3 meses, infere que, independentemente do tempo de mineralização ou material, estatisticamente não há tanta relevância quanto às médias de pH entre as repetições dos tratamentos. Porém, a disponibilidade de nutrientes varia conforme o avanço do processo de decomposição da matéria, mostrando níveis de pH sob diferentes condições de estágio (Silva et al., 2021).

É válido ressaltar que, para o tempo de 3 meses de resíduos do pó de serragens depositados em área para descarte, mantiveram-se com os níveis de pH próximos dos valores obtidos em outros tratamentos

(Tabela 4). Ademais, conforme o material que compõe a matéria-prima das serragens de madeira, bem como sua espécie, além do teor de lignina que torna a madeira mais resistente a danos mecânicos e estabilidade, os níveis de pH podem sofrer variações ao longo do processo de decomposição, atrelados a níveis de degradação ou tamanho dos sólidos de serragens (Araújo, 2022; Silva et al., 2017).

Não obstante, a Tabela 5 indica a correlação estatística das médias dos tratamentos em relação à variância estatística (ANOVA). Sendo assim, nota-se que, para todos os tratamentos, houve diferença significativa entre os mesmos em relação às variáveis de CE, TDS, salinidade e pH. Para todos os tratamentos, obteve-se 5 graus de liberdade.

**Tabela 5 - Correlação Estatística de Médias dos Tratamentos em Relação às Variáveis Observadas.**

<b>CE (<math>\mu\text{S/cm}</math>)</b>	Fontes de Variação	GL	
	Tratamentos	5	*
	Médias		187,46
	CV (%)		24,04
<b>TDS (ppm)</b>	Fontes de Variação	GL	
	Tratamentos	5	*
	Médias		124,26
	CV (%)		24,48
<b>Salinidade (ppm)</b>	Fontes de Variação	GL	
	Tratamentos	5	*
	Médias		87,06
	CV (%)		28,10
<b>pH</b>	Fontes de Variação	GL	
	Tratamentos	5	*
	Médias		5,46
	CV (%)		6,16

Fonte: Autores (2024)

As médias gerais para todos os tratamentos em relação à condutividade elétrica foram de 187,5  $\mu\text{S/cm}$ , que, conforme a Tabela 2, ainda se adequa aos níveis de CE de suporte das culturas herbáceas. Inferiu-se uma média geral de 124,26 ppm para os sólidos totais dissolvidos; já para os níveis de salinidade, a média geral foi de 87,06 ppm para todos os tratamentos, nível este aceitável para algumas culturas como algodão (*Gossypium hirsutum*), amendoim (*Arachis hypogea*), arroz (*Oryza sativa*), cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*), caupi (*Vigna unguiculata*), cevada (*Hordeum vulgare*) e fava (*Vicia faba*) (Dias et al., 2016).

A média geral do potencial hidrogeniônico foi de 5,46 para todos os tratamentos, caracterizando-se como mais ácida, o que torna o uso dos resíduos ineficiente conforme a cultura a ser manejada, onde, por exemplo, para culturas de hortaliças, o pH ideal varia de 6 a 6,5.

Por fim, o coeficiente de variação (CV %) das médias dos tratamentos mostra pouca variabilidade de dispersão do desvio padrão das médias amostrais, onde, para CE, obteve-se 24,04%; para TDS, 24,48%; e para salinidade, 28,10%, sendo este o maior coeficiente que mais variou dentre as médias. Para a variável pH, o CV foi de 6,16%, tornando-se a menor dispersão de dados entre os resultados das médias do potencial hidrogeniônico (pH).

#### 4 CONCLUSÕES

Observou-se que os tratamentos de 10 anos e 3 meses obtiveram os maiores resultados em todas as análises. Os tratamentos de 3 anos, 2 anos, R/S e Solo não apresentaram diferenças estatisticamente significativas a 1% de variância entre si. Tais resultados sugerem que diversos fatores, como as condições edafoclimáticas, a atividade microbiana, o tipo de madeira utilizada e o teor de lignina, desempenham papéis influentes na taxa de decomposição, conforme discutido na literatura (Oliveira, 2017).

O pH do tratamento de 10 anos está em boas condições para a utilização de substratos em algumas culturas de hortícolas, bem como na produção de mudas de espécies agrícolas, de acordo com seus níveis de tolerância à condutividade elétrica (Tabela 2). Isso se deve ao maior tempo de decomposição, que favorece a mineralização dos nutrientes (Gheyi et al., 2016; Castro et al., 2020). Portanto, sugere-se que o resíduo de 10 anos de deposição possa ser empregado como substrato para a produção de mudas, trazendo benefícios com sua utilização, como demonstrado em estudos anteriores sobre a eficácia de resíduos orgânicos na agricultura (Zago; Barros, 2019).

#### 5 REFERÊNCIAS

ALVES, L. (2023). **Dissolução de partículas**. Educador Brasil Escola - UOL. Disponível em: <<https://educador.brasilecola.uol.com.br/estrategias-ensino/dissolucao-particulas.htm>>. Acesso em: 22/04/2024

ARAÚJO, F. B. **Extração e caracterização de lignina da fibra da casca de coco**. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso. Disponível em: <<https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/48034>>. Acesso em: 22/04/2024.

BENTES, M. F. D. P., LOPES, M. C., da SILVA, G. D. F., & de PAIVA C. I. A. (2023). Os impactos ambientais da deposição de resíduos sólidos e a gestão ambiental no município de Iranduba-AM. *Research, Society and Development*, 12(1), e7012137779-e7012137779. Disponível em: <<https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/37779>>. Acesso em: 02/06/2024.

BRUN, E. J; BRUN, F.G.K; SCHUMACHER, M.V; SILVA, G.M.A. Contribuição de nutrientes ao solo por resíduos de serraria de Pinus. **Disciplinarum Scientia| Naturais e Tecnológicas**, v. 22, n. 1, p. 1-17, 2021. Disponível em: <<https://periodicos.ufn.edu.br/index.php/disciplinarumNT/article/view/3563>> Acesso em: 02/06/2024.

CAMPOS, E. F. **Emissão de CO<sub>2</sub> da madeira serrada da Amazônia: o caso da exploração convencional**. 2012. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. Disponível em: <<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3146/tde-12062013-170523/en.php>>. Acesso em: 22/04/2024.

CASTRO, F. C.; SANTOS, A. M. **Salinidade do solo e risco de desertificação na região semiárida**. *Mercator (Fortaleza)*, v. 19, p. e19002, 2020.

GARCÍA, C., HERNÁNDEZ, T., ROLDÁN, A., & ALBALADEJO, J. (2019). Microbial activity in a Mediterranean soil after a wildfire and straw mulch application. **Soil Biology and Biochemistry**, 131, 1-9.

GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F.; GOMES FILHO, E. **Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos e aplicados**. Fortaleza: INCTSal, 2010. p. 9-16.

INPE. **Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite**. 2021. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Acesso em: 22/04/2024.

KLEIN, Claudia. UTILIZAÇÃO DE SUBSTRATOS ALTERNATIVOS PARA PRODUÇÃO DE MUDAS  
1. Revista Brasileira de Energias Renováveis, v. 4, p. 43-63, 2015. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/328077630.pdf>. Acesso em: 22/04/2024.

LAPOLA, David M., PINHO, Patricia, BARLOW, Jos, ARAGÃO, Luiz E. O. C., BERENGUER, Erika, CARMENTA, Rachel. **The drivers and impacts of Amazon Forest degradation**. Science, v. 379, n. 6630, p. eabp8622, 2023. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.abp8622>, Acesso em: 22/04/2024.

MEDEIROS, D. T. MELO, R. R; CADEMARTORI, P. H. G. D; BATISTA, F. G; MASCARENHAS, A. R. R. P.. Caracterização da madeira de espécies da Amazônia. **Madera y bosques**, v. 27, n. 2, 2021. Disponível em: <https://www.scielo.org.mx/pdf/mb/v27n2/2448-7597-mb-27-02-e2722209.pdf>. Acesso em: 18 de jul, 2024.

NÓBREGA, Ranyére Silva. Impactos do desmatamento e de mudanças climáticas nos recursos hídricos na Amazônia ocidental utilizando o modelo SLURP. Revista Brasileira de Meteorologia, v. 29, p. 111-120, 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbmet/a/YChMcWfDCCkgndrx4vx8PrH/?lang=pt>. Acesso em: 13 ago. /2024.

OLIVEIRA, L. S. **Decomposição de resíduos orgânicos e liberação de nutrientes sobre o solo**. 2017. 63 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do solo) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

PACHECO, N. A. BASTOS, T. X. BOTELHO. S. M. POLTRONIERI, M. C. CORDEIRO, A. H. Ferreira. SANTIAGO, A. V. **Pontecial Agroclimático da Região de Tomé-Açu Para o Cultivo de Helicônias**. In: Congresso Brasileiro de Agrometeorologia. Belém, v. 1, p.1-6, 2009. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/102806/1/6460.pdf>. Acesso em: 13 ago. /2024.

PACHECO, L. P.; LEANDRO, W. M.; MACHADO, P. L. O. A.; ASSIS, R. L.; COBUCCI, T.; MADARI, B. E.; PETTER, F. A. Produção de fitomassa e acúmulo e liberação de nutrientes por plantas de cobertura na safrinha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 17-25, 2011.

PARRON, L. M.; M. H. de F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. 2011. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/921050/1/Doc232ultimaversao.pdf>. Acesso em: 17 jul. 2024.

ROSENDO, W. D; SILVA, F. B; NASCIMENTO, J. M. F; ARAUJO, M. B. S; SANTOS, E. G. D. **Análise dos aspectos e dos impactos ambientais causados por uma marcenaria na cidade de Penedo-AL**. In: Encontro Nacional De Engenharia De Produção, 39., 2019, Santos. Anais [...]. Santos: ABEPRO, 2019. Disponível em: [https://abepro.org.br/biblioteca/TN\\_STP\\_298\\_1683\\_38614.pdf](https://abepro.org.br/biblioteca/TN_STP_298_1683_38614.pdf). Acesso em: 17 jul. 2024.

SANTOS, S. S. V. (2015). **Desenvolvimento de metodologias de avaliação da estabilidade de matéria orgânica** (Master's thesis). Disponível em: <https://estudogeral.uc.pt/handle/10316/40208>. Acesso em: 05 de jul, 2024.

SANTOS, R. N. V.; CARDOSO, M. P.; Da MACENA, C. V. S. P.; SANTOS, L. L. O.; SILVA, M. R. M. **Dinâmica da decomposição dos adubos verdes na manutenção da fertilidade do solo, disponibilidade de nutrientes e manejo agroecológico de plantas espontâneas em hortaliças. princípios e fundamentos ecológicos aplicados na busca de uma produção sustentável**, p. 118, 2021. Disponível em: <<https://meridapublishers.com/l10agroecologia/l10agroecologia.pdf#page=118>>. Acesso em: 05 de jul, 2024.

SANTOS, R. H. S., dos SANTOS Dias, M., da SILVA, F. D. A., de OLIVEIRA SANTOS, J. P., dos SANTOS, S. C., REIS, L. S., & TAVARES, C. L. (2020, June). Matéria orgânica como atenuante da salinidade da água de irrigação na cultura do milho. **In Colloquium Agrariae**. ISSN: 1809-8215 (Vol. 16, No. 3, pp. 84-93). Disponível em: <<http://journal.unoeste.br/index.php/ca/article/view/3332>>. Acesso em: 05 de jul, 2024.

SILVA, C. P. D., VIEIRA, R. D. S., SILVA, I. C., DORNELAS, A. S. P., & BARAÚNA, E. E. P. (2017). Quantificação de resíduos produzidos nas indústrias madeireiras de Gurupi, TO. **Floresta e Ambiente**, 24, e00065613. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/loram/a/qFTyttgzksF5vzXHY5hZ8Mw/>. Acesso em: 05 de jul, 2024.

SILVA, C. A., CERRI, C. E. P., de ANDRADE, C. A., MARTIN NETO, L., & BETTIOL, W. (2023). **Matéria orgânica do solo: ciclo, compartimentos e funções**. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1161302>. Acesso em: 05 de jul, 2024.

TEIXEIRA, P. C., DONAGEMMA, G. K., FONTANA, A., & TEIXEIRA, W. G. (2017). **Manual de métodos de análise de solo**. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/194786/1/Pt-5-Cap-1-Micromorfologia-do-solo.pdf>. Acesso em: 05 de jul, 2024.

ZAGO, V. C. P.; BARROS, R. T. V. Gestão dos resíduos sólidos orgânicos urbanos no Brasil: do ordenamento jurídico à realidade. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 02, p. 219-228, 2019. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/esa/a/MY53xbTzPxYhz783xdmKc8F/?lang=pt>>. Acesso em: 19 de jul, 2024.