

**INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA
TROPICAL E SUBTROPICAL**

**Uso agrícola da fração fina de resíduos sólidos urbanos
minerados de aterro sanitário**

BRUNA DE CARVALHO ASSUNÇÃO

**Orientadora: Dra. Aline Renée Coscione
Coorientador: Dr. Ronaldo Severiano Berton**

Campinas – SP,
2026

Ficha elaborada pela bibliotecária do Seção de Documentação Científica do Instituto Agrônômico

A851u Assunção, Bruna de Carvalho

Uso agrícola da fração fina de resíduos sólidos urbanos minerados de aterro sanitário/Bruna de Carvalho Assunção. Campinas, 2026. 99 fls.

Orientadora: Aline Renée Coscione

Co-orientador: Ronaldo Severiano Berton

Dissertação (Mestrado) Agricultura Tropical e Subtropical – Instituto Agrônômico

1. Resíduos sólidos urbanos (RSU). 2. Aterros sanitários
3. Mineralização de carbono. 4. Nitrogênio. 5. Fertilizante organomineral
6. Fertilizante orgânico. 7. Substratos para plantas I. Coscione, Aline Renée. II. Berton, Ronaldo Severiano. III. Título

CDD.631.87

ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Aos 13 de março de 2026, às 09h00, reuniu-se a banca examinadora homologada pelo Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical, composta pelos membros abaixo listados visando à defesa de dissertação de mestrado de Bruna de Carvalho Assunção, para obtenção do título de "**MESTRE**", conforme Processo SAA nº PRT6930/2024-65. A sessão presidida pela Profª. Drª. Aline Renée Coscione, orientadora da aluna, foi realizada em sessão pública aberta. Iniciados os trabalhos, a candidata submeteu-se ao exame de sua dissertação, intitulada "Uso agrícola da fração fina de resíduos sólidos urbanos minerados de aterro sanitário". Terminado o exame, procedeu-se ao julgamento, cujo resultado foi o seguinte:

Profª. Drª. Aline Renée Coscione - IAC

APROVADA (X) REPROVADA ()

Prof. Dr. Cristiano Alberto de Andrade - Embrapa

APROVADA (X) REPROVADA ()


Prof. Dr. Thiago Assis Rodrigues Nogueira - UNESP

APROVADA (X) REPROVADA ()

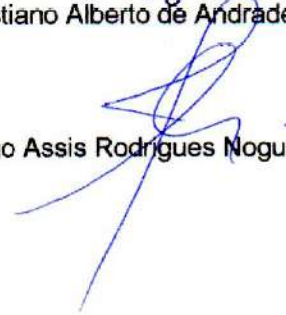
Apurados os resultados, constatou-se que a candidata foi habilitada, fazendo jus, portanto, ao título de "**MESTRE EM AGRICULTURA TROPICAL E SUBTROPICAL**", na área de concentração: Sistema de Manejo e Qualidade Ambiental, do que, para constar, lavrou-se a presente ata, assinada pelos membros da comissão examinadora:



Profª. Drª. Aline Renée Coscione - IAC



Prof. Dr. Cristiano Alberto de Andrade - Embrapa



Prof. Dr. Thiago Assis Rodrigues Nogueira - UNESP

DEDICATÓRIA

Aos que já se foram, mas que plantaram em mim sementes que hoje germinam e florescem em forma de sonhos, conquistas e caminhos trilhados — minha tia Rosane, meu avô Walmir e minha avó Célia, espero que se orgulhem do fechamento de mais este ciclo, pois sempre serão a minha maior inspiração.

À espiritualidade, por estar sempre comigo, guiando meus passos e intuindo-me a seguir os melhores caminhos.

À minha família e aos meus amigos, por serem abrigo, força e presença em todos os momentos.

À vida, por sua inconstância, que nos desafia
a crescer e nos ensina a ser resilientes.

AGRADECIMENTOS

A minha orientadora, Dra. Aline Renée Coscione, por todo o suporte, paciência, parceria e confiança durante toda minha trajetória no mestrado. Obrigada pelas risadas e momentos de descontração na copa do laboratório, foram essenciais.

Ao meu coorientador e mentor, Dr. Ronaldo Severiano Berton, por todo aprendizado passado nesses dois anos. Nenhuma aula me ensinaria tanto como durante nossas conversas na estufa. Me sinto grata e privilegiada por ter aprendido tanto com o senhor.

A toda minha família, principalmente meus pais Simone e Marcos, e minhas primas Bianca e Fernanda, por atenderem as ligações quando tudo o que eu precisava era escutar uma voz que me lembrasse de casa.

Ao melhor grupo de amigos que Deus poderia me proporcionar: Milena, Michelle, Julya, Brunna, Leonardo e Ingrid. Juntos em cada dificuldade e em cada conquista. A minha amiga Huang e toda sua família que me deram abrigo num dos momentos mais cruciais de escrita e me motivaram todos os dias.

Aos amigos que o IAC me deu, Isabelle e Vinicius, sem dúvidas o mestrado sem vocês não teria sido o mesmo. Obrigada pelas risadas e pela amizade que eu sei que vai ser para vida toda. As minhas amigas Julia e Beatriz que me ensinaram tudo sobre como sobreviver à vida acadêmica. Aos amigos que fiz em Campinas e me prestaram total suporte.

Aos funcionários e estagiários do laboratório de fertilizantes e resíduos, Douglas, Sílvia, Victor, Gabriela, Daiany, Katia e Guilherme, por todo o auxílio e paciência durante a realização das análises e pela amizade durante todo o tempo. A Ariane e Isabela por terem auxiliado em etapas essenciais do projeto.

Aos parceiros da Unicamp do LABPRO - Laboratório de Protótipos de Tratamento de Águas e Efluentes por todo apoio e infraestrutura oferecido. Em especial à Dr^a Miriam Gonçalves Miguel, sem o qual esse projeto não existiria, e a Dra. Jerusa Schneider.

Aos demais professores e pesquisadores, por todo o conhecimento fornecido e contribuição na minha formação acadêmica.

Aos funcionários da PG, por todo o auxílio durante a realização desse trabalho.

E a todos que contribuíram de alguma forma para a realização desse trabalho, os meus sinceros agradecimentos.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
2. OBJETIVOS	12
2.1 Objetivo geral.....	12
2.2 Objetivos específicos	12
3. REVISÃO DE LITERATURA	12
3.1 Resíduos sólidos urbanos no Brasil.....	12
3.2 Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos e seus instrumentos	14
3.3 Reciclagem de resíduos e seu uso na agricultura	15
3.4 Insumos agrícolas: fertilizante orgânico, condicionador de solo e substrato para plantas	19
3.5 Mineração de aterros sanitários (landfill mining)	26
4. MATERIAIS E MÉTODOS	30
4.1 Coleta dos materiais e preparo das amostras.....	30
4.2 Resíduos sólidos urbanos minerados: 24, 14 e 10 anos	31
4.3 Caracterização dos resíduos	35
4.4 Ensaio de Neubauer.....	35
4.5 Ensaio de mineralização do N dos resíduos: RSU-10 e 14	37
4.6 Ensaios de eficiência agronômica de N dos fertilizantes organominerais fonte de N com resíduos de 10 e 14 anos.....	39
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
5.1 Caracterização dos resíduos	43
5.2 Ensaio de Neubauer.....	49
5.3 Ensaio de mineralização de nitrogênio: RSU-10 e 14.....	52
5.4 Ensaios de eficiência agronômica de N dos fertilizantes organominerais com resíduos minerados de 10 e 14 anos	62
6. CONCLUSÃO	70
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	71
8. REFERÊNCIAS	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização dos solos do experimento de mineralização de N.....	37
Tabela 2 - Caracterização do solo dos ensaios de eficiência agrônômica de N.	40
Tabela 3 - Quantidades aplicadas de macronutrientes e micronutrientes para cada vaso.	41
Tabela 4 - Quantidades de N adicionado de acordo com a fonte e a dose aplicada de cada tratamento.	41
Tabela 5 - Resultados das análises realizadas com os RSU minerados.....	44
Tabela 6 - Contaminantes nos RSU minerados.	46
Tabela 7 - Resultados ensaio de Neubauer com arroz.	50
Tabela 8 - Parâmetros estatísticos de ajuste do modelo cinético de primeira ordem para o ensaio de incubação aeróbia de mineralização de N.	53
Tabela 9 - ANOVA do N mineralizado no solo de textura argilosa do ensaio de incubação aeróbia.	54
Tabela 10 - ANOVA do N mineralizado no solo de textura média do ensaio de incubação aeróbia.	56
Tabela 11 - Nitrogênio mineralizado acumulado aos 70 dias de incubação aeróbica e taxa de mineralização do nitrogênio (TMN) de acordo com as doses do RSU-10.	59
Tabela 12 - Nitrogênio mineralizado acumulado aos 70 dias de incubação aeróbica e taxa de mineralização do nitrogênio (TMN) de acordo com as doses do RSU-14.	60
Tabela 13 - Eficiência agrônômica de N na avaliação do fertilizante organomineral formulado com o RSU-10.	64
Tabela 14 - ANOVA do N acumulado na planta do ensaio em casa de vegetação para o RSU-10.	65
Tabela 15 - Contrastes planejados para o N acumulado na parte aérea do milho no ensaio com resíduo de 10 anos.	Erro! Indicador não definido.
Tabela 16 - Eficiência agrônômica de N na avaliação do fertilizante organomineral formulado com o resíduo minerado aterrado por 14 anos.	69
Tabela 17 - ANOVA do N acumulado na planta do ensaio em casa de vegetação para o resíduo de 14 anos.	69
Tabela 18 - Contrastes planejados para o N acumulado na parte aérea do milho no ensaio com resíduo de 14 anos.	Erro! Indicador não definido.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Imagem aérea aterro delta A localizado em Campinas - SP.....	31
Figura 2 - Abertura da vala (a); Retirada do material com auxílio de uma retroescavadeira (B); Revolvimento do material (C); Quarteamento (D).	32
Figura 3 - Separação inicial para pesagem e secagem	33
Figura 4 - Secagem do material em estufa (A); malha de 19,0 mm (B); Triturador (C); Malha de 2,0 mm (D).	34
Figura 5 - Placas de Petri do ensaio de Neubauer.	36
Figura 6 - Controle x RSU-24 (A); Controle x RSU-14 (B); Controle x RSU-10 (C); e Massa fresca dos tratamentos (D).....	51
Figura 7 - N acumulado em função das doses de N para diferentes fontes no ensaio RSU-10.	63
Figura 8 - N acumulado em função das doses de N para diferentes fontes no ensaio RSU-14.	67

RESUMO

A crescente geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) e a limitação de áreas para disposição final em aterros sanitários têm impulsionado a busca por alternativas alinhadas aos princípios da economia circular. Nesse contexto, a mineração de aterros sanitários surge como uma estratégia promissora para recuperação de materiais e mitigação de passivos ambientais. Dentre os produtos obtidos, destaca-se a Fração Tipo Solo Minerada de Aterro, que pode servir para uso agrícola. Objetivou-se, com este estudo, avaliar e caracterizar o potencial de utilização agrícola da fração fina de resíduos sólidos urbanos minerados do aterro sanitário Delta A, em Campinas-SP, Brasil, com tempos de aterramento de 10, 14 e 24 anos (RSU-10, RSU-14 e RSU-24). Os materiais foram submetidos a processos de beneficiamento, caracterização físico-química, análises de contaminantes, ensaios de incubação, Neubauer e experimento em casa de vegetação. Os resíduos apresentaram pH levemente alcalino e teores de contaminantes e patógenos abaixo dos limites legais. Nenhum material atendeu simultaneamente aos critérios para enquadramento como condicionador de solo. Apenas o RSU-14 atendeu integralmente os requisitos para ser considerado um fertilizante orgânico, destacando-se pelos teores de N (1,6%), C orgânico (30,5%) e relação C/N (19,5). Todos os resíduos podem ser enquadrados como substratos para plantas. No ensaio de Neubauer, não houve efeito fitotóxico e todos os tratamentos com o resíduo apresentaram incremento de biomassa. Embora os teores de N total (RSU-10 = 0,9%; RSU-14 = 1,6%) e os ensaios de incubação indiquem N mineralizável (Taxa de Mineralização de Nitrogênio - TMN de 25,6% para RSU-10 e 18,4% para RSU-14), isso não se refletiu em eficiência agrônômica em casa de vegetação. Os índices de eficiência agrônômica foram baixos ou negativos para os resíduos isolados (RSU-10 = 4,0%; RSU-14 = -1,1%) e intermediários para os organominerais (FOM-10 = 29,7%; FOM-14 = 48,6%), permanecendo inferiores ao fertilizante mineral. Conclui-se que a fração fina de RSU minerado apresenta potencial para uso agrícola, principalmente como substrato para plantas, sendo o RSU-14 o único com viabilidade legal para fertilizante orgânico. Entretanto, a baixa sincronização entre a mineralização do N orgânico e a demanda das culturas limita seu uso como fonte de N.

Palavras-chave: mineralização de carbono, nitrogênio, fertilizante organomineral, fertilizante orgânico, substratos para plantas.

ABSTRACT

The increasing generation of municipal solid waste (MSW) and the limited availability of areas for final disposal in sanitary landfills have driven the search for alternatives aligned with circular economy principles. In this context, landfill mining emerges as a promising strategy for material recovery and mitigation of environmental liabilities. Among the products obtained, the landfill-mined soil-like fraction stands out as a potential material for agricultural use. This study aimed to evaluate and characterize the agricultural potential of the fine fraction of municipal solid waste mined from the Delta A landfill, located in Campinas, São Paulo, Brazil, with burial times of 10, 14, and 24 years (MSW-10, MSW-14, and MSW-24). The materials were subjected to processing, physicochemical characterization, contaminant analysis, incubation assays, Neubauer tests, and greenhouse experiments. The residues exhibited slightly alkaline pH and contaminant and pathogen levels below legal limits. None of the materials simultaneously met the criteria required for classification as a soil conditioner. Only MSW-14 fully met the requirements to be classified as an organic fertilizer, standing out due to its nitrogen (1.6%), organic carbon (30.5%), and C/N ratio (19.5). All residues can be classified as plant substrates. In the Neubauer test, no phytotoxic effects were observed, and all treatments with the residue showed increased biomass. Although total nitrogen contents (MSW-10 = 0.9%; MSW-14 = 1.6%) and incubation assays indicated mineralizable nitrogen (nitrogen mineralization rate – NMR of 25.6% for MSW-10 and 18.4% for MSW-14), this was not reflected in agronomic efficiency under greenhouse conditions. Agronomic efficiency indices were low or negative for the residues applied alone (MSW-10 = 4.0%; MSW-14 = -1.1%) and intermediate for organomineral fertilizers (FOM-10 = 29.7%; FOM-14 = 48.6%), remaining lower than those of mineral fertilizer. It is concluded that the fine fraction of mined MSW presents potential for agricultural use, particularly as a plant substrate, with MSW-14 being the only material with legal viability as an organic fertilizer. However, the low synchronization between organic nitrogen mineralization and crop demand limits its use as a nitrogen source.

Keywords: carbon mineralization; nitrogen; organomineral fertilizer; organic fertilizer; plant substrates.

1. INTRODUÇÃO

O aumento da população mundial, aliado à intensificação do consumo e à urbanização, tem levado à geração crescente de resíduos sólidos urbanos (RSU), configurando um dos maiores desafios ambientais e sociais do século XXI. A gestão inadequada desses resíduos resulta em graves consequências, como a contaminação de corpos hídricos, emissão de gases de efeito estufa, proliferação de vetores e perda de áreas produtivas, além de representar desperdício de recursos materiais e energéticos (ISWA, 2017). No Brasil, segundo a Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (ABREMA, 2024). Estima-se que aproximadamente 81 milhões de toneladas de RSU foram produzidos no Brasil em 2023, das quais mais de 85% foram encaminhadas para aterros sanitários, controlados ou lixões (ABREMA, 2024). Esse cenário revela que, mesmo após a implementação de políticas públicas de gestão de resíduos, ainda há uma dependência significativa da disposição final em aterros.

O estado de São Paulo foi pioneiro na implementação de políticas públicas voltadas para resíduos sólidos com a Política Estadual de Resíduos Sólidos de São Paulo (PERS/SP), instituída pela Lei nº 12.300/2006 (SÃO PAULO, 2006). Essa lei estadual foi primordial para a concepção da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei nº 12.305/2010 (BRASIL, 2010), documento que contempla metas, diretrizes e ações para lidar com o lixo de forma sustentável a nível nacional. Dentre os instrumentos definidos pela referida lei estão a coleta seletiva, os sistemas de logística reversa, o incentivo à criação e ao desenvolvimento de cooperativas e outras formas de associação dos catadores de materiais recicláveis (BRASIL, 2012). Entretanto, apesar do avanço normativo, a implementação prática ainda é limitada, principalmente no que se refere à valorização de resíduos urbanos e à recuperação de materiais depositados em aterros sanitários.

Os aterros sanitários têm sido a principal forma de tratamento dos RSU há décadas. Porém, representam o sacrifício de espaço urbano escasso em grandes centros e áreas conurbadas, por isso, encara-se como um desafio para os governos encontrarem novos locais adequados para a disposição desses resíduos, tarefa complexa e onerosa que acarreta consequências econômicas, ambientais e sociais extremas (DIXON; JONES, 2005; FORD; WARREN; READ, 2013; CHEN; ZHAN; GAO, 2019). Nesta situação encontra-se o Aterro Sanitário Municipal Delta A, localizado dentro do município de Campinas, no estado de São Paulo, que foi utilizado como disposição final dos RSU do município durante 12 anos, quando seu limite máximo de capacidade foi atingido. Após

sua desativação, o aterro passou a servir como uma área de transferência para os resíduos sólidos, que foram então encaminhados para o Aterro Particular Estre Ambiental, localizado em Paulínia, SP (CETESB, 2015).

Essa problemática tem impulsionado a busca por alternativas tecnológicas que conciliem sustentabilidade, economia circular e recuperação de recursos. Dentro desse contexto, surge a mineração de aterros sanitários (*landfill mining*), uma prática inovadora que propõe a escavação, triagem e reaproveitamento de materiais depositados, transformando antigos passivos ambientais em potenciais fontes de insumos e energia (JONES *et al.*, 2013; EINHÄUPL *et al.*, 2021). Na Europa Central, a mineração de aterros tem se mostrado eficaz na reabilitação de solos, na requalificação urbana e na redução de resíduos em aterros, sobretudo em áreas densamente povoadas (HULL *et al.*, 2005). Esses pontos vão diretamente de encontro com a agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU) e seus Objetivos de Desenvolvimento Sustentáveis (ODS), em específico o 12 e 13 — que tratam, respectivamente, do consumo e produção responsáveis e da ação contra a mudança do clima.

O processo de mineração possui alguns passos: escavação da célula, retirada do resíduo para revolvimento, homogeneização e quarteamento, separação da amostra representativa e acondicionamento dela. Após a coleta há o processo de beneficiamento do material onde há a separação granulométrica do conteúdo coletado, passando por uma peneira de 19 mm. As partículas passantes, ou seja, ≤ 19 mm, são denominadas Frações Tipo Solo Mineradas de Aterro (FTSMA), compostas por materiais de fácil degradação e por pequenos pedaços de outros materiais (metais, plásticos, vidros etc.) que foram fragmentados durante o processo de coleta, transporte ou durante a atividade de disposição final (CHANDANA *et al.*, 2021).

A FTSMA representa uma parcela expressiva da massa total minerada — em alguns casos, superior a 50% (LEME *et al.*, 2021) — e vem despertando interesse crescente devido ao seu potencial de reutilização agrícola. Estudos internacionais apontam que essa fração pode conter teores consideráveis de matéria orgânica (MO), carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) (PRECHTHAI *et al.*, 2008; ZHOU *et al.*, 2015). Neste caso, com a caracterização do material indicando benefícios agronômicos, é possível a utilização dele no solo, diminuindo a carga orgânica desses resíduos, e contribuindo para o melhor condicionamento e fertilidade do solo. No entanto, a heterogeneidade do material e a possível presença de elementos potencialmente tóxicos

(EPT), como chumbo (Pb), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e arsênio (As) e a de materiais inertes, em especial vidro e plástico, exigem criteriosa caracterização antes de qualquer aplicação no solo (RATHOD & MUTHUKKUMARAN, 2022; GOLI *et al.*, 2022).

O aproveitamento agrícola de resíduos sólidos está em consonância com os princípios da economia circular, que propõe a reinserção de materiais no ciclo produtivo, reduzindo a extração de recursos naturais e as emissões associadas à produção de fertilizantes minerais (HENDGES, 2019). O uso de resíduos urbanos processados na agricultura já é consolidado para produtos como o lodo de esgoto e o composto de lixo, regulamentados pelo Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA), por meio das Instruções Normativas nº 61/2020 (fertilizantes orgânicos e biofertilizantes), nº 35/2006 (condicionadores de solo) e nº 5/2016 (substratos e remineralizadores) (BRASIL, 2006; 2016; 2020a). Essas normas estabelecem critérios de qualidade e limites para contaminantes, garantindo o uso seguro na agricultura. No entanto, ainda não há regulamentação específica para resíduos minerados de aterros sanitários, o que reforça a importância de estudos que avaliem seu potencial e riscos em condições tropicais.

Assim, com o intuito de diminuir os riscos e visando a legislação do MAPA para insumos agrícolas (BRASIL, 2020a), entende-se que é necessário adicionar ao processo de beneficiamento do FTSMA a retirada tátil-visualmente dos materiais inertes para que possa ser tratado como um insumo agrícola, sendo triturado e peneirado em malha de 2,0 mm, assegurando a ausência de vidros, pedras, metais e plásticos (BRASIL, 2016). O material oriundo desse processamento constituiu a fração fina estudada nesse trabalho. Essa etapa será essencial para agregar valor ao material, aumentar sua aceitabilidade e garantir a segurança do consumidor. Reinsere a fração finos na cadeia produtiva se apresenta como uma estratégia promissora para a valorização de resíduos urbanos, contribuindo para o cumprimento de metas de descarbonização e sustentabilidade.

Diante do exposto, objetivo-se caracterizar e avaliar o potencial de utilização agrícola da fração fina de RSU com 10, 14 e 24 anos minerados de aterro sanitário Delta A em Campinas/SP. A hipótese deste estudo é que-as frações finas de RSU em estudo não afetarão a germinação em ensaio de Neubauer e atenderão à legislação do MAPA podendo ser empregadas na forma de condicionadores de solos, substratos para plantas ou fertilizantes orgânicos.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Caracterizar e avaliar o potencial de utilização agrícola da fração fina de resíduos sólidos urbanos com 10, 14 e 24 anos minerados em aterros sanitários Campinas/SP.

2.2 Objetivos específicos

- ✓ Avaliar se há diferença nas características físico-químicas dos resíduos;
- ✓ Determinar Verificar se algum dos resíduos estudados pode ser enquadrado como condicionador de solo, substrato para plantas ou fertilizante segundo Instruções Normativas do Ministério da Agricultura e Pecuária – MAPA;
- ✓ Determinar Avaliar se há inibição na germinação de plantas pelo teste de Neubauer;
- ✓ Estabelecer a taxa de mineralização de N dos resíduos avaliados; e,
- ✓ Obter o índice de eficiência agronômica dos resíduos como fonte de N.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Resíduos sólidos urbanos no Brasil

A legislação brasileira define resíduos sólidos como “material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.” (BRASIL, 2010).

Os resíduos sólidos são classificados quanto à sua origem em:

a) resíduos domiciliares: os originários de atividades domésticas em residências urbanas;

b) resíduos de limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana;

c) resíduos sólidos urbanos: os englobados nos itens (a) e (b), acima;

Portanto, os resíduos sólidos urbanos (RSU) são compostos pela mistura de materiais Classe IIA e Classe IIB, definidos pela NBR 10.004 (ABNT, 2004), respectivamente, como sendo resíduos com características de biodegradabilidade, combustibilidade e solubilidade em água e, resíduos que, quando em contato com

ambiente, não sofrem alterações físicas, químicas ou biológicas significativas. Neste contexto, é importante introduzir o conceito de rejeito, que ao contrário do resíduo, é aquele material que tem todas as possibilidades de reaproveitamento esgotadas devido às limitações tecnológicas e/ou econômicas, sendo sua única alternativa à disposição final em aterro sanitário (BRASIL, 2010; 2022).

Outros termos que também são importantes de serem compreendidos para este estudo são “lixão” e aterro controlado, consideradas técnicas de disposição final inadequadas de RSU. O “lixão” é definido como sendo a disposição de resíduo sólido a céu aberto sem as devidas medidas de proteção ambiental e da saúde pública (CEMPRE, 2018). Já em aterros controlados é realizado o ato de cobrir o RSU com uma camada de solo diária (NASCIMENTO *et al.*, 2019). O aterro sanitário, desde que operado adequadamente, é considerado o único método de disposição final de RSU que confere o menor risco de contaminação do meio ambiente e maior segurança à saúde pública. Para tanto é necessário seguir a norma NBR 8419 (ABNT, 1992) que prevê diversas regras para garantir a eficiência e segurança do processo, como: um sistema de drenagem do chorume, coleta e estação de tratamento para o lixiviado, sistema de drenagem de gás, impermeabilização inferior e/ou superior de modo que o resíduo possa ser aterrado no solo sem ocasionar danos à saúde pública e do meio ambiente, entre outras precauções que visam mitigar ao máximo os impactos ambientais. A compreensão desses conceitos é essencial para analisar a realidade brasileira frente à geração e ao manejo desses resíduos.

Em 2023 foram produzidos cerca de 81 milhões de toneladas de RSU, sendo 40,5 milhões direcionados para aterros sanitários e 28,7 milhões direcionados para aterros controlados e lixões (ABREMA, 2024). Isso significa que 85,4% dos RSU que foram gerados no Brasil em 2023 foram encaminhados para aterros. Estima-se que em 2033 o Brasil alcançará uma geração de 100 milhões de toneladas de RSU (ABRELPE, 2020), valor que indica urgência por políticas públicas mais incisivas de estímulo a não geração e à reutilização de materiais, junto ao gerenciamento de resíduos mais efetivo em todo o país, principalmente em cidades mais populosas.

A região Sudeste é a mais populosa do país, representando 41,7% do total da população brasileira (IBGE, 2024). Por consequência, a geração diária por habitante da região Sudeste é de 1,234 kg/hab/dia, a maior do país (ABREMA, 2022). Esses dados indicam que para mudar a realidade do gerenciamento de resíduos no Brasil será

necessário que os esforços sejam voltados para essa região, principalmente para o estado de São Paulo, que possui o maior número de habitantes do país.

3.2 Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos e seus instrumentos

A gestão dos resíduos sólidos é composta por etapas muito bem delineadas: coleta (convencional e seletiva), transporte, transbordo, tratamento, destinação final ambientalmente adequada dos resíduos e rejeitos. Já foi constatado que o custo da inércia no gerenciamento de resíduos pode ser até cinco vezes maior do que o valor do investimento necessário para dar ao lixo as soluções adequadas, evitando os impactos diretos que podem ser gerados através da disseminação de doenças, poluição ambiental e da perda de oportunidades econômicas (ISWA, 2017). Diante disso, o gerenciamento eficiente dos resíduos sólidos se mostra essencial para a promoção da saúde pública, a preservação dos recursos naturais e o fortalecimento da economia circular, contribuindo diretamente para a sustentabilidade urbana e a qualidade de vida da população.

A legislação entra como peça-chave na organização do lixo pois norteia e hierarquiza as medidas necessárias. A Política Estadual de Resíduos Sólidos de São Paulo (PERS/SP) foi instituída pela Lei nº 12.300/2006 e é considerada pioneira no Brasil quando o assunto é resíduo urbano (SÃO PAULO, 2006). Essa lei introduziu princípios essenciais para o gerenciamento do RSU como: responsabilidade compartilhada do lixo, ordem de prioridade para o descarte, além de tornar obrigatória a criação de planos de gestão de resíduos em âmbito estadual e municipal. Estas foram algumas das diretrizes que posteriormente foram incorporadas à Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que utilizou a PERS como referência técnica e política para sua formulação.

Em 2010 a PNRS foi instituída pela Lei Federal nº 12.305 (BRASIL, 2010), e regulamentada pelo Decreto nº 10.936/2022 (BRASIL, 2022). Essa legislação dispõe sobre as diretrizes para a gestão integrada e o gerenciamento adequado dos resíduos sólidos, inclusive os perigosos, além de definir os princípios, objetivos e instrumentos da política nacional. Também atribui responsabilidades aos geradores, ao poder público e prevê o uso de instrumentos econômicos para viabilizar sua implementação. Um dos pilares centrais da PNRS é a hierarquização das ações voltadas à gestão dos resíduos, por meio de uma ordem de prioridade que deve ser rigorosamente seguida: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos RSU e disposição final ambientalmente

adequada dos rejeitos. Essa lógica busca substituir práticas espontâneas por um modelo estruturado e orientado à minimização dos impactos ambientais e sociais.

De acordo com a PNRS, os municípios têm a obrigatoriedade de elaborar um Plano Municipal de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos (PMGIRS) o qual deve estar alinhado às diretrizes estabelecidas pelo Plano Nacional de Resíduo Sólidos (Planares). O Planares é regulamentado pelo Decreto nº 11.043/2022 (BRASIL, 2022), e constitui o principal instrumento de planejamento da PNRS, que contempla ações de gestão e manejo do lixo de forma sustentável a nível nacional, além de estabelecer metas, como a recuperação de aproximadamente 50 % dos RSU até 2040. No entanto, algumas metas estipuladas desde sua implementação não foram atingidas, como o encerramento de lixões e aterros controlados até 2024, uma vez que, em 2023, a disposição final inadequada de RSU ainda correspondia a 41,5% do descarte (ABREMA, 2024).

Dentre os instrumentos propostos pela PNRS para auxiliar os municípios na gestão dos resíduos, destacam-se a implementação da coleta seletiva, a adoção de sistemas de logística reversa e o incentivo à criação e ao fortalecimento de cooperativas e outras formas de associação de catadores de materiais recicláveis (BRASIL, 2022). A efetiva aplicação dessas estratégias contribui significativamente para a redução do volume de resíduos encaminhados aos aterros sanitários, ao mesmo tempo em que promove a inclusão socioeconômica, por meio da geração de emprego e renda, especialmente para populações em situação de vulnerabilidade.

3.3 Reciclagem de resíduos e seu uso na agricultura

A prática da reciclagem tem raízes históricas profundas. Na Grécia Antiga, dejetos humanos já eram direcionados à agricultura, sendo utilizados na irrigação e adubação de plantações e pomares (COOPER, 2001). De forma semelhante, há mais de 2.000 anos antes de Cristo, os chineses já empregavam restos agrícolas nos campos de cultivo e praticavam a compostagem como forma de aproveitamento dos resíduos orgânicos (JOSHI, 2016). Dessa forma, entende-se que a reciclagem consiste no processo de transformação de resíduos, por meio da alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com o objetivo de convertê-los em insumos ou novos produtos (BRASIL, 2010).

Os resíduos orgânicos podem ser gerados a partir de diferentes atividades antrópicas, sejam elas rurais, agroindustriais ou urbanas. A produção desses resíduos em

grandes quantidades tem impulsionado a reciclagem, através da compostagem e outras técnicas, e posterior utilização destes na agricultura, visto que os produtos gerados podem suprir grande parte da demanda de fertilizantes minerais (HENDGES, 2019), além de terem também ação condicionante, aumentando a matéria orgânica e a atividade da fauna edáfica (BANDYOPDHYAYA *et al.*, 2002; GATIBONI *et al.*, 2009; SILVA *et al.*, 2013).

No meio rural grande parte dos resíduos produzidos são encaminhados novamente para o ciclo produtivo na forma de adubos, como, por exemplo, esterco bovino, cama de frango e chorume, ou podem ser dispostos no solo sem tratamento prévio, durante a fase de colheita, como folhas, ramas, colmos e talos (KHIEL, 2010; PAZA *et al.*, 2024; KARPINSK *et al.*, 2024). Há também resíduos agroindustriais, como a vinhaça ou a torta de filtro, resíduos gerados pela indústria sucroalcooleira, que já são amplamente utilizados como fonte de matéria orgânica para o solo (BARROS *et al.*, 2017; BERNAL *et al.*, 2017). No meio urbano os principais são o resíduo doméstico fresco, composto de lixo e o esgoto que, após seu tratamento, gera o lodo e o biossólido, ambos considerados adubos orgânicos ricos em nutrientes (SILVA *et al.*, 2002; BOTELHO *et al.*, 2020; OKOFFO *et al.*, 2020). Os subprodutos gerados no tratamento desses resíduos devem ser tratados, caracterizados e atender a legislação vigente antes da disposição e uso na agricultura.

A aplicação de resíduos orgânicos, sólidos e líquidos, no solo tem se apresentado como uma alternativa promissora diante da crescente necessidade de mitigar os impactos ambientais decorrentes de práticas inadequadas de disposição final. Essa abordagem busca reduzir a sobrecarga de aterros sanitários, no caso dos resíduos sólidos, bem como a contaminação de corpos hídricos por resíduos líquidos (FIA, 2023). A utilização do solo como meio depurador dependerá do aporte nutricional do resíduo que será adicionado ao solo. Por isso, é necessário que seu uso seja realizado seguindo critérios técnicos específicos pré-estabelecidos, considerando principalmente a origem e natureza química, física e biológica do material.

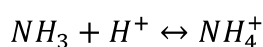
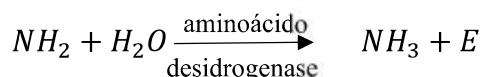
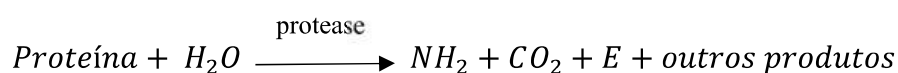
Os resíduos orgânicos possuem capacidade de alterar atributos do solo como o pH e fornecer nutrientes, principalmente nitrogênio (N) e aumentar o teor de matéria orgânica, onde encontra-se armazenado cerca de 95% do N (RAIJ *et al.*, 1997; GUARESCHI *et al.*, 2013). Enquanto o N é um nutriente limitante para o desenvolvimento da maioria das culturas sendo necessário em teores adequados entre a demanda agrônômica e os

eutroficientes, a matéria orgânica é essencial para a vida do solo pois melhora a sua estrutura — aumentando a quantidade de macro e microporos — aumenta a retenção de água, propicia a complexação de substâncias orgânicas e elementos químicos que podem ser tóxicos às plantas e disponibiliza nutrientes, ao longo do tempo, que podem atender, pelo menos parcialmente, a demanda de microrganismos e das plantas (SCHIMIGUEL *et al.*, 2014). Atualmente o aporte de matéria orgânica ao solo tem ganho ainda mais importância em função do sequestro de carbono, na busca da mitigação da emissão de gases de efeito estufa.

O mecanismo envolvido na liberação do N e do C dos resíduos orgânicos no solo, aos poucos, é chamado de mineralização e consiste na transformação desses elementos em formas acessíveis às plantas. O N presente na matéria orgânica pode estar na forma de compostos mais ou menos lábeis, que são mineralizados e, portanto, disponibilizados mais facilmente, ou recalcitrantes que possuem ciclagem demorada e conseqüentemente disponibilização de N mais lenta (CANTARELLA, 2007).

A absorção de nitrogênio pelas plantas é feita principalmente através das formas inorgânicas NO_3^- (nitrato) e NH_4^+ (amônio) pelas raízes, que posteriormente serão incorporados aos aminoácidos presentes nos tecidos vegetais (BREDEMEIER & MUNDSTOCK, 2000).

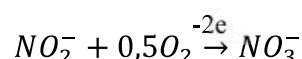
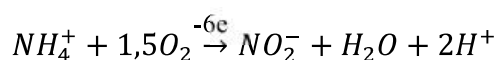
O N orgânico proveniente das proteínas passa por uma transformação para alcançar sua forma inorgânica que ocorre em etapas distintas. Inicialmente, os microrganismos heterotróficos convertem o nitrogênio em NH_4^+ (amônio) durante a mineralização, que se encontra em equilíbrio químico com a NH_3 (amônia) e o próton H^+ . Esse processo apresenta uma constante de equilíbrio de 9,2, de modo que a concentração de NH_4^+ diminui conforme o pH aumenta. Um exemplo dessa sequência pode ser observado nas reações a seguir (CANTARELLA, 2007):



Sendo a constante de equilíbrio dessas espécies:

$$-\log \frac{NH_3}{NH_4^+} = pH = 9,2$$

Em seguida há o processo de nitrificação, onde o amônio é oxidado em nitrito (NO_2^-) e depois em nitrato (NO_3^-) pelos microrganismos presentes no solo (ALVES, 2015). Essas reações são realizadas com frequência pelas bactérias do gênero *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* (CANTARELLA, 2007):



Entretando, diversos fatores interferem na decomposição e mineralização dos resíduos orgânicos como: a relação C/N, características físico-químicas e biológicas, além da temperatura e umidade do solo (SEVERIANO *et al.*, 2004)

A relação C/N é um dos principais fatores que regulam a dinâmica de mineralização e imobilização (processo inverso da mineralização) no solo, sendo considerada uma aproximação da relação energia (E)/N que orienta a direção das reações (CANTARELLA, 2007). Quando a relação C/N está entre 20 e 30, os processos de mineralização e imobilização tendem a se equilibrar; valores mais altos favorecem a imobilização, enquanto relações mais estreitas intensificam a mineralização, até que, relação C/N em torno de 10, ocorre estabilidade da matéria orgânica e redução da atividade microbiana (CANTARELLA, 2007).

A fração do N-orgânico que é transformada em N-inorgânico é denominada fração de mineralização de N, ou seja, nem todo N total estará disponível para as plantas, apenas uma fração (CETESB; 1999). O conhecimento dessa proporção permite definir doses adequadas de aplicação no solo, evitando excessos, custos adicionais e perdas por lixiviação, que podem levar à contaminação de corpos d'água (MANTOVANI *et al.*, 2006). Além disso, é importante o estudo de sua recomendação de acordo com a cultura e preferencialmente, incluindo o momento em que este N estará disponível e sua quantidade. Para isso, um dos processos mais eficientes para obter essa fração é a incubação dos resíduos com solo, o que pode ser frequentemente representado através da equação exponencial dada por STANFORD & SMITH (1972):

$$N_t = N_0(1 - e^{-kt})$$

N_t = quantidade mineralizada de nitrogênio durante o período de incubação

k e t = valores constantes

N_0 = valor do potencial de mineralização de nitrogênio

O ajuste na equação exponencial de 1ª ordem tem sido realizado em diversos trabalhos que analisaram a mineralização de N em fertilizantes orgânicos (CARNEIRO *et al.*, 2013; ANDRADE *et al.*, 2013) utilizando diferentes tipos de solo.

Em alguns casos não é possível ajustar os dados do N mineralizado ao modelo matemático de cinética de primeira ordem, sendo necessário recorrer a taxa de mineralização de nitrogênio (TMN) amplamente utilizada, principalmente na avaliação do potencial de mineralização do lodo de esgoto (ANDRADE *et al.*, 2013). PIRES *et al.*, (2015) em estudo sobre disponibilidade de nitrogênio após aplicações sucessivas de lodo de esgoto no solo, verificaram uma TMN média de 28% para esse resíduo, muito próxima do valor de 30% citado na Resolução N° 375 (CONAMA, 2006) para lodo de esgoto digerido aerobiamente. Outro estudo de MANTOVANI *et al.* (2006) onde não foi possível realizar o ajuste, aplicou-se a TMN, podendo ser verificado, ao final de 126 dias de incubação, que 17, 10, 10 e 11 % do N-orgânico adicionado ao solo via composto de lixo foram transformados em N-inorgânico nos tratamentos que receberam 30; 60; 90 e 120 t ha⁻¹ de composto de lixo urbano, respectivamente, indicando um decréscimo com o aumento da dose.

3.4 Insumos agrícolas: fertilizante orgânico, condicionador de solo e substrato para plantas

Os insumos agrícolas têm como função auxiliar no desenvolvimento das plantas através da melhoria do solo e/ou fornecendo nutrientes às plantas, sendo eles: fertilizantes, condicionadores, substratos, corretivos, inoculantes, estimulantes e biofertilizantes. No Brasil o Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA) é o órgão responsável pela regulamentação, através de normas, resoluções e instruções normativas que fiscalizam a produção e comércio garantindo a qualidade destes materiais de acordo com a Lei n° 6.894 de 16 de dezembro de 1980, regulamentada pelo Decreto n° 4.954 de 14 de janeiro de 2004 (BRASIL, 1980). Posterior à esta publicação, o MAPA utilizou-se

de Instruções Normativas (IN) para detalhar como a lei ou decreto deveriam ser aplicados de forma prática.

Quadro 1 - Legislação vigente no âmbito do MAPA para diversos insumos agrícola.

LEGISLAÇÃO - MAPA	
Lei nº 6.894/1980 – alterada pela Lei nº 12.890/2013	
Decreto nº 4.954/2004 – alterado pelo Decreto nº 8.384/2014	
Instrução Normativa MAPA nº 53/2013 – alterada pela IN nº 3/2020	
Corretivos e condicionadores IN DAS nº 35/2006	Limites para contaminantes IN nº 27/2006; IN DAS nº 07/2016
Remineralizadores e substratos IN nº 05/2016	Fertilizantes orgânicos e biofertilizantes IN nº 61/2020
Métodos analíticos IN nº 37/2017; IN nº 24/2007	Métodos analíticos para substratos IN DAS nº 17/2007; IN nº 31/2008; IN nº 28/2009

Fonte: Quadro adaptado (BERTON *et al.*, 2021).

Essa legislação permite classificar os produtos e garantir aos consumidores que tenham acesso a materiais de qualidade. O uso de resíduos para a produção desses insumos é delimitado pelas suas respectivas IN que já possuem uma listagem da matéria-prima permitida em sua composição, e que inclusive, irá nortear quanto a classificação deste produto, como é o caso dos fertilizantes orgânicos.

Para o melhor entendimento destes conceitos, o MAPA define esses produtos como (BRASIL, 2013):

- I) Fertilizante: substância mineral ou orgânica, natural ou sintética, fornecedora de um ou mais nutrientes vegetais, sendo:
 - a. Fertilizante mineral: produto de natureza fundamentalmente mineral, natural ou sintético, obtido por processo físico, químico ou físico-químico, fornecedor de um ou mais nutrientes de plantas;
 - b. Fertilizante orgânico: produto de natureza fundamentalmente orgânica, obtido por processo físico, químico, físico-químico ou bioquímico, natural ou controlado, a partir de matérias-primas de origem industrial, urbana ou rural, vegetal ou animal, enriquecido ou não de nutrientes minerais;
 - c. fertilizante organomineral: produto resultante da mistura física ou combinação de fertilizantes minerais e orgânicos;

- II) Corretivo: produto de natureza inorgânica, orgânica ou ambas, usado para melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, isoladas

ou cumulativamente, não tendo em conta seu valor como fertilizante, além de não produzir característica prejudicial ao solo e aos vegetais, assim subdividido:

- a. Corretivo de acidez: produto que promove a correção da acidez do solo, além de fornecer cálcio, magnésio ou ambos;
- b. Corretivo de alcalinidade: produto que promove a redução da alcalinidade do solo;
- c. Corretivo de sodicidade: produto que promove a redução da saturação de sódio no solo;
- d. Condicionador do solo: produto que promove a melhoria das propriedades físicas, físico-químicas ou atividade biológica do solo;

III) Substrato para plantas: produto usado como meio de crescimento de plantas.

A Portaria SDA/MAPA n. 1.110, de 13 de maio de 2024, aprovou os métodos oficiais para a realização de ensaios nos programas e controles oficiais do MAPA (Brasil, 2024a), e descreve a metodologia oficial para determinação dos teores exigidos nos diferentes insumos.

A IN n° 61/2020a estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos **fertilizantes orgânicos** e dos biofertilizantes, destinados à agricultura (BRASIL, 2020a).

No Capítulo II, Seção I: Da Classificação dos Fertilizantes Orgânicos, temos a classificação de acordo com a matéria-prima utilizada para sua produção (BRASIL, 2020a):

I - Classe “A”: produto que utiliza, em sua produção, matéria-prima gerada nas atividades extrativas, agropecuárias, industriais, agroindustriais e comerciais, incluindo aquelas de origem mineral, vegetal, animal, lodos industriais e agroindustriais de sistema de tratamento de águas residuárias com uso autorizado pelo Órgão Ambiental, resíduos de frutas, legumes, verduras e restos de alimentos gerados em pré e pós-consumo, segregados na fonte geradora e recolhidos por coleta diferenciada, todos isentos de despejos ou contaminantes sanitários, resultando em produto de utilização segura na agricultura; e,

II - Classe “B”: produto que utiliza, em sua produção, quaisquer quantidades de matérias-primas orgânicas geradas nas atividades urbanas, industriais e agroindustriais, incluindo a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos da coleta convencional, lodos gerados em estações de tratamento de esgotos, lodos industriais e agroindustriais gerados em sistemas de tratamento de águas residuárias contendo qualquer quantidade de despejos ou contaminantes sanitários, todos com seu uso autorizado pelo Órgão Ambiental, resultando em produto de utilização segura na agricultura.

Parágrafo único. Podem ser utilizados como matéria-prima para a produção de fertilizante orgânico Classe “A”, os resíduos provenientes de serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, desde que estes serviços contemplem a segregação na fonte geradora e a coleta diferenciada de resíduos em, no mínimo, três frações: resíduos orgânicos, resíduos recicláveis e rejeitos, evitando qualquer tipo de contaminação sanitária.

Para que um produto possa receber a rotulagem de fertilizante orgânico é necessário que cumpra alguns requisitos descritos no Quadro 2.

Quadro 2 - Dos teores mínimos de nutrientes e outras garantias e exigências para fertilizantes orgânicos.

Orgânico simples processado	Umidade	pH	C	N total	CTC	CTC/C
	(% máx.)		(% mín.)			
Húmus de minhoca	50	≥ 6	10	0,5	Conforme declarado	
Estercos e camas	40	Conforme declarado	20	1,0		
Tortas e farelos vegetais			32	5,0		
Turfa			15	0,5		
Linhita			20	0,5		
Leonardita			25	0,5		
Vinhaça			3	-		
Parâmetros de referência para outros fertilizantes orgânicos simples			15	0,5		

Fonte: (BRASIL, 2020a)

Notas:

1. Os valores de umidade, pH, CTC e CTC/C não constarão do certificado de registro de produto, contudo, devem também ser declarados no rótulo, nota fiscal e documento auxiliar da nota fiscal eletrônica;
2. Valores de Carbono Orgânico (C) e Capacidade de Troca Catiônica (CTC) expressos em base seca;
3. Valor de Nitrogênio (N) deve se referir ao produto tal qual comercializado.

Já a IN SDA nº 35/2006 estabelece normas sobre especificações e garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos corretivos de acidez, de alcalinidade e de sodicidade e dos **condicionadores de solo**, destinados à agricultura (BRASIL, 2006).

Sua classificação também é feita de acordo com as matérias-primas, como descrito no Art. 7º:

I - Classe “A”: produto que em sua fabricação utiliza matéria-prima de origem vegetal, animal ou de processamentos da agroindústria, onde não sejam utilizados no processo o sódio (Na⁺), metais pesados, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos;

II - Classe “B”: produto que em sua fabricação utiliza matéria-prima oriunda de processamento da atividade industrial ou da agroindústria onde o sódio (Na⁺), metais pesados, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos são utilizados no processo;

III - Classe “C”: produto que em sua fabricação utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda de lixo domiciliar, resultando em produto de utilização segura na agricultura;

IV - Classe “D”: produto que em sua fabricação utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda do tratamento de despejos sanitários, resultando em produto de utilização segura na agricultura;

V - Classe “E”: produto que em sua fabricação utiliza exclusivamente matéria-prima de origem mineral ou química; e

VI - Classe “F”: produto que em sua fabricação utiliza em qualquer proporção a mistura de matérias-primas dos produtos das Classes “A” e “E”, respectivamente dos incisos I e V deste artigo.

As especificações de garantias mínimas são descritas no Art. 7º desta IN, quando o produto for destinado à melhoria das propriedades físicas ou físico-químicas do solo:

I - Capacidade de Retenção de Água (CRA) - mínima de 60% (sessenta por cento);

II - Capacidade de Troca Catiônica (CTC) - mínimo de 200 mmol c/kg.

O substrato para plantas foi reconhecido como um insumo agrícola pela Lei nº 12.890, de 10 de dezembro de 2013 (BRASIL, 2013), que alterou a Lei nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980 (BRASIL, 1980), que é regulamentada pelo Decreto nº 4.954, de

14 de janeiro de 2004 (BRASIL, 2004) e pelo Decreto nº 8.384, de 29 de dezembro de 2014 (BRASIL, 2014). A IN nº 5/2016 estabelece as regras sobre definições, classificação, especificações e garantias, tolerâncias, registro, embalagem, rotulagem e propaganda dos remineralizadores e **substratos para plantas**, destinados à agricultura (BRASIL, 2016).

A classificação dos substratos para plantas é feita quanto à origem e tipo de matérias-primas utilizadas na sua fabricação, podendo ser:

I - Classe A: produto que utiliza, em sua produção, matéria-prima de origem vegetal, animal ou de processamentos da agroindústria isentos de despejos sanitários, onde não sejam utilizados no processo metais pesados tóxicos, elementos ou compostos potencialmente tóxicos, resultando em produto de utilização segura na agricultura;

II - Classe B: produto que utiliza, em sua produção, matéria-prima oriunda de processamento da atividade industrial ou da agroindústria isentos de despejos sanitários, onde metais pesados tóxicos, elementos ou compostos potencialmente tóxicos são utilizados no processo, resultando em produto de utilização segura na agricultura;

III - Classe C: produto que utiliza, em sua produção, qualquer quantidade de matéria-prima oriunda de lixo domiciliar isentos de despejos sanitários ou materiais potencialmente tóxicos, resultando em produto de utilização segura na agricultura;

IV - Classe D: produto que utiliza, em sua produção, qualquer quantidade de matéria-prima oriunda do tratamento de despejos sanitários e industriais, resultando em produto de utilização segura na agricultura;

V - Classe E: produto que utiliza, em sua produção, exclusivamente matéria-prima de origem mineral ou sintética, resultando em produto de utilização segura na agricultura;

VI - Classe F: produto que utiliza, em sua produção, em qualquer proporção, a mistura de matérias-primas oriunda dos produtos das Classes "A" e "E", respectivamente, dos incisos I e V deste artigo.

Quanto às garantias do produto, devem apresentar os dados quanto à condutividade elétrica (CE), potencial Hidrogeniônico (pH), umidade máxima, densidade e capacidade de retenção de água (CRA).

Além das garantias máximas e mínimas, para sejam produzidos, importados ou comercializados, os insumos agrícolas devem atender aos limites para contaminantes estabelecidos pela IN nº 07/2016 (BRASIL, 2016). No Quadro 3 podemos ver os limites

para fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo, já no Quadro 4 estão descritos os limites para substratos para plantas.

Quadro 3 - Limites máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo.

Contaminante	Unidade	Valor máx. admitido
Arsênio	mg kg ⁻¹	20
Cádmio		3
Chumbo		150
Cromo hexavalente		2
Mercúrio		1
Níquel		70
Selênio		80
Coliformes termotolerantes		Número mais provável por grama de matéria seca (NMP/g de MS)
Ovos viáveis de helmintos	Número por 4 grama de sólidos totais (nº em 4g ST)	1
<i>Salmonella sp.</i>	-	Ausência em 10g de matéria seca
Materiais inertes	Vidros, plásticos, metais > 2mm	0,5% na massa seca
	Pedras > 5mm	5,0% na massa seca

Fonte: (BRASIL, 2016).

O uso de resíduos como matéria-prima para produção de insumo agrícola já é algo consolidado como, por exemplo, no uso de esterco de animais, lodos de esgoto, tortas de filtro e mamona, vinhaça, dentre outros (PAULA, 2012). Para sua utilização é necessário um monitoramento em relação às doses aplicadas no solo para que não haja contaminação ambiental (FIGUEIREDO & TANAMATI, 2010) e a eficiência agrônômica de aplicação seja garantida.

O uso de resíduos provenientes da mineração de aterros sanitários para fins agrícolas já é estudado em outros países (PRECHTHAI *et al.*, 2008; ZHOU *et al.*, 2015), porém, no Brasil ainda não há legislação específica que regule a aplicação destes para tal finalidade. No entanto, sendo possível comprovar o potencial nutricional deste resíduo e a ausência de riscos, uma regulamentação similar à de lodos de esgoto (BRASIL, 2020a) poderá ser implementada.

Quadro 4 - Limites máximos de contaminantes admitidos em substratos para plantas

Contaminante	Unidade	Valor máx. admitido
Sementes ou qualquer material de propagação de ervas daninhas	-	0,5 plantas por litro, avaliado em teste de germinação
As espécies fitopatogênicas dos fungos do gênero <i>Fusarium</i> , <i>Phytophthora</i> , <i>Pythium</i> , <i>Rhizoctonia</i> e <i>Sclerotinia</i>	-	Ausência
Arsênio	mg/kg	20
Cádmio		8
Chumbo		300
Cromo hexavalente		500
Mercúrio		2,5
Níquel		175
Selênio		80
Coliformes termotolerantes		Número mais provável por grama de matéria seca (NMP/g de MS)
Ovos viáveis de helmintos	Número por 4 grama de sólidos totais (nº em 4g ST)	1
<i>Salmonella sp.</i>	-	Ausência em 10g de matéria seca

Fonte: (BRASIL, 2016).

3.5 Mineração de aterros sanitários (landfill mining)

A mineração de aterro é definida como o processo de extração de recursos a partir de resíduos sólidos previamente aterrados no solo (KROOK *et al.*, 2012). Os trabalhos pioneiros relacionados a essa tecnologia datam de 1986 a 1993, com escavações de seis aterros sanitários nos Estados Unidos com o objetivo deste material servir de matéria-prima para cobertura do próprio aterro e produção de combustível para uma usina termelétrica (TWRF, 1995; HOGGLAND *et al.*, 2004). Logo essa metodologia se expandiu para o Canadá e países da Europa, com o principal objetivo de aumento da vida útil dos aterros sanitários e recuperação do solo degradado (JONES *et al.*, 2013; CANOPOLI *et al.*, 2018; JAGODZINSKA *et al.*, 2021a; WANG *et al.*, 2021).

Os benefícios trazidos por essa tecnologia já foram evidenciados por alguns estudos, estando entre eles: redução da área do aterro ou aumento da sua vida útil;

eliminação de uma fonte potencial de contaminação ou mitigação de uma já existente, no caso da mineração com foco em lixões e aterros controlados; reciclagem de materiais recuperados, podendo servir de matéria-prima para aproveitamento energético ou agrícola; redução nos custos do sistema de gestão; recuperação do local com possibilidade de dar um novo uso para a terra (HOGLAND *et al.*, 1996; HOGLAND *et al.*, 2004; KROOK *et al.*, 2012). Porém, a grande dificuldade encontrada durante a mineração tem sido a incerteza da composição do material escavado, uma vez que os RSU têm como principal marca sua heterogeneidade.

Por isso, a viabilidade de uso dessa tecnologia se apoia em quatro princípios: caracterização dos resíduos aterrados, histórico dos procedimentos operacionais realizados, nível de degradação dos resíduos e tipos de mercados e usos para os materiais escavados (KURIAN *et al.*, 2007).

Com esses pontos estabelecidos e bem delineados, a mineração ocorre da seguinte maneira: escolha da célula de interesse; abertura da vala para retirada do material com a retroescavadeira; disposição do material em lona virgem para homogeneização e quarteamento; conservação da amostra em sacos; separação granulométrica dos materiais com auxílio de peneiras (19 mm), dividindo o material passante do retido (JOHANSSON *et al.*, 2012; JAIN *et al.*, 2013; RAGA & COSSU *et al.*, 2018). LEME *et al.* (2021) propuseram uma classificação em 25 categorias, são elas: matéria orgânica putrescível, papel, papelão, madeira, restos de poda, plástico duro, plástico mole, sacos e sacolas plásticas, borracha, vidro, isopor, resíduos de construção e demolição (RCD), compostos (materiais com duas ou mais categorias na mesma peça), couro, porcelana, espuma, solo ($d > 19$ mm), embalagem longa vida, metal magnético, metal não magnético, fraldas e absorventes, perigosos (inclui resíduos hospitalares), diversos (materiais não identificados visualmente), tecidos e Fração Tipo Solo Mineradas de Aterro (FTSMA) ($d \leq 19,0$ mm) que constituem os materiais passantes e que possuem aspecto de solo (CHANDANA *et al.*, 2021).

A FTSMA vem sendo estudada devido as suas possíveis aplicações agrícolas ou como material de construção, mostrando que a mineração de aterros não apenas reduz os passivos ambientais, mas também pode ser rentável (HOGLAND *et al.*, 2004; MÖNKÄRE *et al.*, 2016; PARRODI *et al.*, 2018; CHANDANA *et al.*, 2021; GOLI *et al.*, 2022b; SARAVANAN e RAMESH, 2024). É indicado na literatura que a FTSMA possui a tendência de aumentar com o tempo de aterramento devido à degradação contínua da

matéria orgânica e à fragmentação de materiais inorgânicos ao longo dos anos (LEME *et al.*, 2021). O alto volume da FTSMA que foi observado em aterros mais antigos torna necessário que seja feita a valorização dessa fração para garantir a viabilidade econômica e ambiental da mineração de aterros (PARRODI *et al.*, 2018).

A FTSMA é composta por uma diversidade de materiais, como matéria orgânica degradada, solos usados como cobertura, detritos e pequenas partículas de materiais inertes (metais, plásticos, vidros) que foram fragmentados durante a deposição (HOGLAND *et al.*, 2004; JANI *et al.*, 2016). Uma nova utilização muito estudada para a FTSMA é como fonte de nutrientes na agricultura, agregando valor ao material e contribuindo para a economia circular e para a sustentabilidade ambiental (SINGH & CHANDEL, 2022). Alguns estudos sobre a composição da FTSMA comprovaram benefícios no uso da mesma como condicionador de solo devido a presença de matéria orgânica e partículas de silte e argila que possibilitam a retenção de água e nutrientes, aumentando a CTC e a CRA do solo (MASI *et al.*, 2014; SINGH & CHANDEL, 2020; MARTINEZ *et al.*, 2022). Já foram caracterizadas também FTSMA com alto teor de C orgânico total quando comparados à solos agrícolas convencionais, chegando a valores seis vezes maiores (MASI *et al.*, 2014).

A constante restauração da matéria orgânica é essencial para a saúde do solo pois sua redução gera consequências como diminuição da produtividade agrícola, degradação da qualidade do solo e perda de funções ecossistêmicas como ciclagem de nutrientes e retenção de água (NOVAIS *et al.*, 2007). Por isso, a adição de FTSMA com a composição similar a dos casos citados pode ajudar a mitigar esses problemas e melhorar a estrutura do solo (BURLAKOV *et al.*, 2016), potencialmente também contribuindo para o aumento do C retido no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa.

Contudo, devido a sua natureza, a FTSMA além de conter elementos “benéficos” como os citados anteriormente, podem conter elementos potencialmente tóxicos ou poluentes. Esses elementos são denominados como elementos potencialmente tóxicos (EPT): arsênio (As), chumbo (Pb), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), cromo (Cr), antimônio (Sb) e estanho (Sn), classificados assim pois apresentam alta toxicidade mesmo quando encontrados em baixas concentrações (ATSDR, 2020). Esses elementos estão listados também como substâncias perigosas pelos EUA – Agência de Proteção Ambiental (USEPA), pois não são como poluentes orgânicos e costumam persistir no ambiente (ZHANG *et al.*, 2014). Já elementos como zinco (Zn), níquel (Ni) e cobre (Cu) têm

propriedades nutricionais, mas sua concentração em excesso torna-os tóxicos (NAZIR *et al.*, 2015).

Por isso, em função da heterogeneidade natural desse material, é imprescindível que seja feita a caracterização da FTSMA para a melhor indicação de uso e de possíveis tratamentos, quando necessário. Alguns estudos demonstram que é possível usar o resíduo de forma segura na agricultura, como foi o caso de uma FTSMA com 14 anos de aterramento. Para essa FTSMA, proveniente do aterro de Remo, na Bélgica, foi possível realizar a aplicação diretamente no solo sem necessidade de pré-tratamento, pois os níveis de EPT estavam dentro dos limites estabelecidos (QUAGHEBEUR *et al.*, 2013). Na Itália, analisou-se a FTSMA de aterros com 29 anos de idade e observou-se que os EPT estavam abaixo dos limites estabelecidos pela USEPA (1992) para o uso como biossólido, o que também possibilitou sua aplicação segura no solo (MASI *et al.*, 2014).

Outra preocupação para o uso dessa fração são os materiais inertes presentes, uma vez que sua natureza não é de fácil degradação, podendo ser até mesmo perigosos, como no caso de materiais pontiagudos. A presença dessas impurezas físicas causa um impacto significativo na aceitabilidade e no valor comercial desse produto, pois causa uma grande rejeição por parte dos usuários (MONTEJO *et al.*, 2015; QUAGHEBEUR *et al.*, 2013). Por isso, a legislação brasileira é rigorosa com relação aos métodos de preparo de resíduos que irão servir de matéria-prima para produção de insumos agrícola, através da IN N° 27/2006 de limites de contaminantes que determina a granulometria < 3 mm, garantindo ausência de materiais inertes (BRASIL, 2006).

Dessa forma, é nosso entendimento que cada indicação de uso da FTSMA deve ser precedida por análises detalhadas da composição química e do potencial de toxicidade e patógenos, pois suas características podem variar consideravelmente de acordo com o aterro de origem e dos processos de degradação a que foi submetido (CHANDANA *et al.*, 2021). Essa abordagem não é nova, e está em consonância com a legislação ambiental do estado de São Paulo para o uso agrícola de resíduos tais como o lodo de esgoto, os da indústria citrícola e os de curtume (CETESB, 1999; CETESB, 2019; CETESB, 2021). A heterogeneidade dos aterros torna obrigatório o monitoramento contínuo para garantir que os benefícios da FTSMA possam ser aproveitados sem riscos (GURUSAMY & THANGAM, 2023).

Adicionalmente, não há na literatura publicação de estudos significativos da prática de mineração de aterros sanitários a nível nacional, principalmente voltados para

o uso agrícola. A ausência de iniciativas brasileiras nesse setor pode ser justificada pela falta de uma regulamentação específica da atividade, escassez de dados científicos detalhados sobre metodologia e viabilidade econômica da mineração. Outro empecilho pode ser a escolha por outras técnicas de gestão de resíduos em detrimento desta, como a expansão da capacidade dos aterros ativos ou abertura de novos. Portanto, a presente dissertação pretende ~~in~~ fornecer algumas respostas nesse sentido e trazer o uso agrícola da FTSMA à discussão.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Coleta dos materiais e preparo das amostras

O aterro sanitário Delta A, situado nas coordenadas geográficas 22°54'57''S e 47°8'50'' W, na cidade de Campinas, SP, Brasil, funcionou desde 1992 até abril de 2014 (PMC, 2012; 2021). Originalmente concebido para receber resíduos sólidos classificados como Classe II-A (não perigosos e não inertes) e Classe II-B (inertes) pela NBR 10.004 (ABNT, 2004a), o aterro sanitário Delta A também foi utilizado, conforme indicado por Leme *et al.* (2021), para a disposição de RSD (Resíduo Sólido Doméstico), resíduos provenientes de poda e capina, bem como resíduos sólidos de serviços de saúde tratados por micro-ondas. Estima-se que ao longo de sua operação, cerca de 5 milhões de toneladas de RSD tenham sido depositadas no aterro sanitário Delta A (PMC, 2012; 2021).



Figura 1 - Imagem aérea aterro Delta A localizado em Campinas, SP, Brasil.

Fonte: Portal do mandato do vereador Luiz Carlos Rossini (Republicanos) de Campinas.

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) minerados e coletados para a pesquisa foram provenientes de células datadas com disposição de 1997, 2012 e 2014, possuindo, respectivamente, 24, 14 e 10 anos. Previamente às atividades de coleta do RSU para este trabalho foi estabelecida uma parceria entre o Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) e a Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo (FECFAU) da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), sendo concedida à universidade uma autorização para estudos no local, pelo diretor do Departamento de Limpeza Urbana (DLU) do Município de Campinas.

4.2 Resíduos sólidos urbanos minerados: 24, 14 e 10 anos

No dia 09 de março de 2021, foi realizada a escavação do talude da célula construída em 1997 (24 anos) no aterro sanitário Delta A com o auxílio de uma retroescavadeira. A escavação iniciou-se com a remoção da vegetação, que havia crescido sobre os taludes, e posteriormente removeu-se a camada de cobertura de solo (camada de fechamento da célula), que tinha uma profundidade de aproximadamente 2 m, e em seguida foi feita a abertura de valas para a coleta do resíduo.

Com a retirada de diferentes camadas foi necessário fazer a homogeneização e quarteamento do material coletado, sendo assim, ele foi espalhado e misturado em uma lona com auxílio de pás e enxadas. Em seguida, foi feito o quarteamento, que consiste na divisão em quatro partes iguais de uma amostra pré-homogeneizada, sendo tomadas duas partes opostas entre si para constituir uma nova amostra e descartadas as partes restantes. As partes não descartadas são misturadas totalmente. Esse processo é repetido até que se obtenha o volume desejado (ABNT, 2004b). Na literatura científica sobre mineração de aterros sanitários não há uma normatização referente ao tamanho da amostra a ser coletada, variando nos projetos práticos de 30 a 600 kg (CHIEMCHAI SRI; CHARNNOK; VISVANATHAN, 2010; HOG LAND; MARQUES; NIMMERMARK, 2004; KAARTINEN; SORMUNEN; RINTALA, 2013; KURIAN *et al.*, 2003; JAIN; KUMAR; KUMAR, 2023; QUAGHEBEUR *et al.*, 2013).

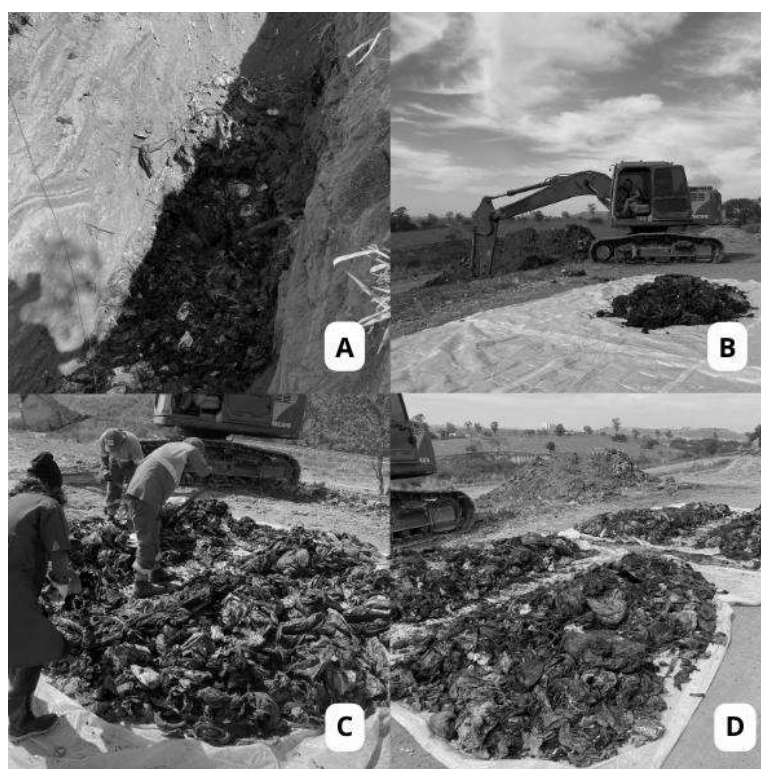


Figura 2 - Abertura da vala (a), retirada do material com auxílio de uma retroscavadeira (B), revolvimento do material (C) e quarteamento do RSU (D).

Do RSU-24 foi coletada uma amostra de 556 kg que foi ensacada em sacolas plásticas resistentes de 110 L, e pesada, em partes, em uma balança mecânica com capacidade de 140 kg (marca Filizola, com precisão de 100 g). O material foi transportado até o Laboratório de Protótipos (LABPRO) da Universidade Estadual de Campinas

(UNICAMP), onde foi feita a separação da fração finos. Foi retirado da amostra coletada no aterro cerca de 92 kg, em massa úmida, que seriam utilizados em ensaios que não faziam parte do escopo desta pesquisa.



Figura 3 - Separação inicial para pesagem e secagem do RSU.

Para o presente trabalho, foi realizada a separação de uma amostra representativa de 465 kg, em massa úmida, que foi submetida a peneiramento na malha de 19 mm (50 cm x 50 cm x 10 cm, em chapa de aço inox de abertura 3/4"), sendo os materiais retidos (partículas de diâmetro ≥ 19 mm) ensacados novamente para uso futuro em outro estudo e os materiais passantes (partículas de diâmetro < 19 mm) definidos como fração finos. Em seguida, todo material passante foi levado a estufa a 60°C e, sequencialmente, submetido a retirada tátil-visual dos materiais inertes para que fosse triturado com auxílio do moinho granulador de marca Rone (modelo N. 300, motor trifásico 10 CV, 220 V, 4 polos, IP55, 60 Hz) para passagem em malha de 3 mm.

O produto triturado foi transportado até o Instituto Agronômico (IAC) e foi peneirado em malha de 2 mm, considerada o tamanho ideal para utilização na agricultura pois assegura que todo material inerte ficará retido (BRASIL, 2016). Ao final foi produzido cerca de 40 kg do material, sendo a amostra final o objeto de análise deste estudo, nomeado como RSU-24.

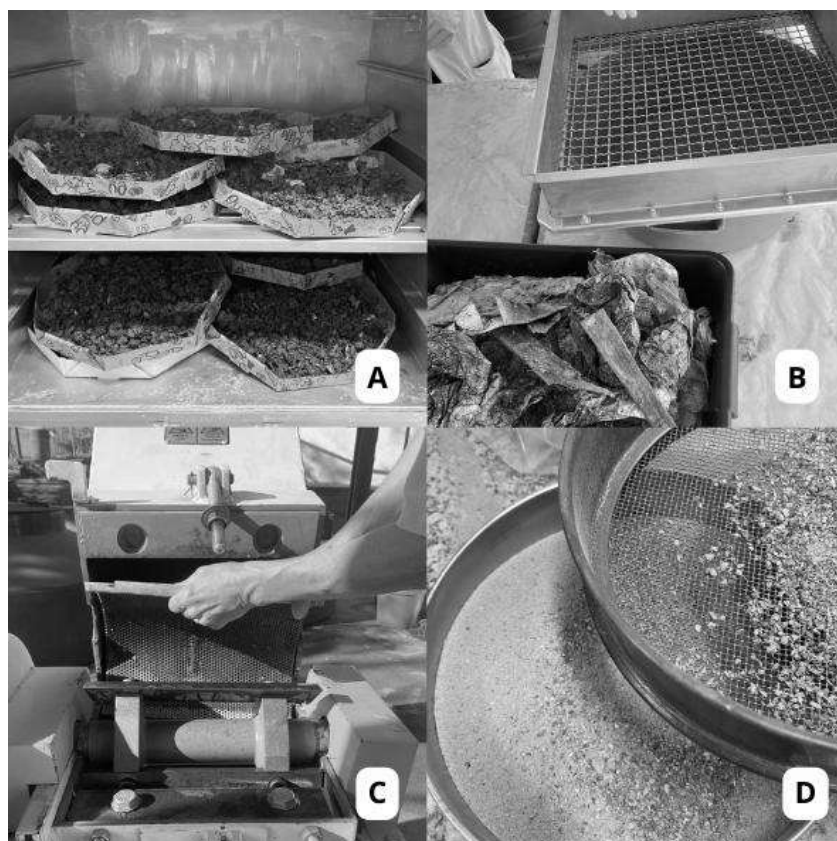


Figura 4 - Secagem do material em estufa (A), malha de 19 mm (B), triturador (C) e malha de 2 mm (D).

No dia 21 de outubro de 2021, foi realizada a escavação da célula construída em 2007 (14 anos), amostrada de forma similar ao resíduo de 24 anos. A amostra bruta do RSU-14 foi acondicionada em freezer na faixa de temperatura entre -12°C e -18°C (marca Midea, modelo RCFA31, capacidade 295 L, 127 V), sem que fosse feita a separação gravimétrica. O material foi conservado até o dia 11 de maio de 2024, quando foi retirado para realização da separação gravimétrica e obtenção do RSU-14 em processo similar ao descrito para o RSU-24.

O último resíduo, RSU-10, foi coletado no dia 18 de agosto de 2024. No caso deste foi feita a separação com a peneira de 19 mm e o material > 19 mm foi

acondicionado em sacos de lixo e congelados para serem utilizados posteriormente em outro estudo. O material passante (fração finos) também seguiu o procedimento dos resíduos anteriores, até atingir o material final possuindo 2 mm.

4.3 Caracterização dos resíduos

As amostras foram caracterizadas, em triplicata, de acordo com a Resolução 375/2006 do CONAMA (CONAMA, 2006) e pelos métodos oficiais de análise do Ministério da Agricultura e Pecuária - MAPA (MAPA, 2017). Para capacidade de retenção de água (CRA) utilizou-se a Instrução Normativa para substratos (BRASIL, 2007). A análise microbiológica para patógenos humanos dos resíduos foi realizada no Laboratório de Microbiologia do Instituto Agrônomo, Campinas/SP, pelo protocolo ver comentário anterior - USEPA (1992) para coliformes termotolerantes, ovos viáveis de helmintos e *Salmonella sp.*

4.4 Ensaio de Neubauer

Para este ensaio foi utilizado o teste de Neubauer com as modificações propostas por CATANI e BERGAMIN (1961), que usa areia no lugar do solo. Após um teste inicial com as sementes dos cultivares de arroz IAC 201, 202 e 203, que consistiu em análise da germinação utilizando apenas areia e cinco sementes por tratamento, com três repetições, foi selecionada o cultivar de arroz IAC 203, com 98% de germinação contabilizado durante 10 dias após o aparecimento do primeiro broto.

O experimento foi realizado em um delineamento inteiramente casualizado composto por quatro tratamentos (controle, RSU-10, RSU-14 e RSU-24) e cinco repetições, totalizando 20 placas. Cada unidade amostral foi composta por placas de Petri de vidro contendo 60 g de areia lavada e calcinada (controle) e 40 g de areia e resíduo misturados + 10 g da areia tratada cobrindo a mistura. Foi utilizada uma dose única de 400 mg kg⁻¹ de N nos tratamentos com resíduo, sendo adicionado a seguinte quantidade: para o RSU-10 foram 2,55 g; RSU-14 foram 4,21 g e RSU-24 foram 10,53 g.



Figura 5 - Placas de Petri do ensaio de Neubauer.

No dia 15 de agosto de 2025, foram semeadas 25 unidades do cultivar de arroz IAC 203 em cada placa e posteriormente coberto com 10 g de areia para cobrir as sementes. Além disso, a umidade foi mantida próxima de 60% da capacidade de retenção de água (CRA), sendo conferida diariamente, e a temperatura foi mantida a $28 \pm 2^\circ\text{C}$ em sala climatizada. Foram avaliados os seguintes parâmetros: taxa de germinação, altura da parte aérea, massa fresca e massa seca total.

A contabilização da germinação foi avaliada diariamente, de forma visual, até a estabilização dos tratamentos, ou seja, sem nenhuma germinação nova após o sétimo dia do ensaio. A colheita das plantas foi feita no dia 5 de setembro de 2025, 18 dias após a germinação. As medidas de desenvolvimento foram realizadas em seis plântulas selecionadas aleatoriamente em cada placa. A altura da parte aérea foi medida com o auxílio de uma régua, obtendo-se os resultados em centímetros (cm). Após a colheita, as plântulas coletadas (folhas, caule e raiz) em cada placa foram pesadas em balança analítica, obtendo-se os valores de massa fresca total em gramas (g). Para a massa seca o material foi seco em estufa com ventilação forçada a 65°C , por 72 horas, e em seguida seu peso foi determinado em balança analítica e expresso em g.

4.5 Ensaio de mineralização do N dos resíduos: RSU-10 e 14

Para determinar a fração de mineralização do N contido nos resíduos foi realizada uma incubação de 126 dias utilizando a metodologia descrita por COSCIONE & ANDRADE (2006).

Os RSU-10 e RSU-14 foram incubados em três doses de N (100, 200 e 400 mg de kg^{-1} de N) e dois solos (textura média e argiloso), 11 tempos de incubação (zero, 7, 14, 28, 42, 56, 60, 74, 98, 112 e 126 dias), constituindo um delineamento inteiramente casualizado, com duas repetições. A unidade experimental consistiu em frascos de polietileno, dotados de pequenos orifícios para permitir trocas gasosas com 100 g de amostra de solo, totalizando 308 frascos de incubação, incluindo os tratamentos controle para cada solo.–A temperatura foi mantida em $28 \pm 2^\circ\text{C}$, em sala escura e umidade próxima de 60% da capacidade de retenção de água (CRA).

Foram utilizados um solo de textura média e um de textura argilosa coletados na Fazenda Santa Eliza, no Centro Experimental Central do Instituto Agrônomo, da camada 0-0,2 m. Após coletados os solos foram homogeneizados, peneirados em malha 2 mm e caracterizados em termos químicos (fertilidade) de acordo com os procedimentos descritos em RAIJ *et al.* (2001) e físicos, quanto a granulometria, segundo a metodologia de Camargo *et al.* (2009). Os resultados da caracterização dos solos empregados neste ensaio são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Caracterização dos solos do experimento de mineralização de N.

Atributo	Unidade	Solos	
		Textura Argilosa	Textura Média
Areia total		21,7	72,3
Silte	%	18,7	5,2
Argila		59,6	22,5
MO ⁽¹⁾	g dm^{-3}	19,0	15,0
pH (CaCl_2)	-	4,4	4,0
SB ⁽²⁾	$\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$	31,1	13,1
CTC ⁽³⁾	$\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$	82,8	57,1
V ⁽⁴⁾	%	38,0	23,0

(1) Matéria orgânica; (2) Soma de bases; (3) Capacidade de troca catiônica; (4) Saturação por bases.

Em cada intervalo previamente estabelecido foram desmontados dois fracos de incubação para cada combinação resíduo/solo/dose, determinando-se os teores de N

inorgânico (CANTARELLA & TRIVELIN, 2001), umidade a 60-65°C e pH em solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ (BRASIL, 2007).

A extração do N inorgânico (amônio + nitrato + nitrito) contido em cada unidade experimental foi realizada por meio da agitação de 50 mL de solução de KCl 1 mol L⁻¹ com 5 g da mistura incubada (solo + resíduo), por 60 minutos a 170 rpm. Após a agitação, o sobrenadante foi filtrado em papel filtro de filtração rápida. Foram pipetadas alíquotas de 25 mL do filtrado, as quais foram transferidas para tubos de destilação, sendo adicionados MgO e liga de Devarda juntos.

A determinação foi realizada pelo método de destilação por arraste a vapor (CANTARELLA & TRIVELIN, 2001). A destilação teve cerca de 4 minutos de duração por amostra, recolhendo aproximadamente 40 mL de destilado em béquer de 50 mL, contendo 5 mL de solução de H₃BO₃ 20 g L⁻¹ com mistura de indicadores (verde de bromocresol e vermelho de metila). Em seguida, foi realizada a titulação com H₂SO₄ 0,0025 mol L⁻¹ padronizado, conforme descrito em BREMNER & KEENEY (1965), para obtenção das quantidades de N inorgânico nas amostras de resíduos. O cálculo do N inorgânico (base seca) foi realizado pela seguinte equação:

$$N \text{ (mg kg}^{-1}\text{)}_{\text{Base seca}} = \left[\frac{(V_{\text{amostra}} - V_{\text{branco}}) \times C_{\text{H}_2\text{SO}_4} \times V_{\text{extrato}} \times 1000}{V_{\text{destilado}} \times m_{\text{amostra}}} \right] \times \left[\frac{100 \times U_{65^\circ\text{C}}}{100} \right]$$

onde:

Alíquota = 25 mL;

V_{amostra} = Volume da solução de H₂SO₄ gasto na titulação da amostra, em mL;

V_{branco} = Volume da solução de H₂SO₄ gasto na titulação do branco, em mL;

V_{extrato} = Volume do extrato de digestão, em mL;

V_{destilado} = Volume da alíquota do extrato de KCl destilado, em mL;

m_{amostra} = Massa da amostra, em g;

C_{H₂SO₄} = Concentração do ácido sulfúrico;

1.000 = Fator para converter g para kg.

A umidade foi obtida em 10 g da mistura incubada subtraindo-se a massa inicial da massa final após 48 horas em estufa a 65°C. Para a obtenção do pH, utilizou-se solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ e 10 g do solo incubado seguindo metodologia de RAIJ *et al.* (2001).

O cálculo do N mineralizado (N_{min}) em cada período de incubação foi realizado da seguinte forma:

$$N_{min} = [(NR_{extraído\ n} - NR_{t_{extraído0}}) - (NC_{extraído\ n} - NC_{t_{extraído0}})]$$

onde:

N_{min} = N mineralizado obtido na incubação aeróbia com 60% de CRA;

$NR_{extraído\ n}$ = N extraído após n dias da incubação do solo + resíduo;

$NR_{extraído0}$ = N extraído no início da incubação do solo + resíduo;

$NC_{t_{extraído\ n}}$ = N extraído após n dias do controle (apenas solo);

$NC_{t_{extraído0}}$ = N extraído no início da incubação do controle (apenas solo).

A quantidade total de N mineralizado ao final da incubação foi dada pela soma das quantidades mineralizadas em cada período de incubação. Os ajustes dos resultados do N_{min} foram avaliados com o modelo de cinética química de primeira ordem, proposto por STANFORD & SMITH (1972), dada pela equação e analisados com auxílio do software Origin 2025:

$$N_{min} = N_0 (1 - e^{-k.t})$$

onde:

N_{min} : N mineralizado no tempo (t);

N_0 : N potencialmente mineralizável (fração do N-orgânico suscetível à mineralização);

k: constante de velocidade da reação de mineralização do N;

t: tempo.

O cálculo da taxa de mineralização do N (TMN) seguiu o procedimento descrito na Norma P4.230 (CETESB, 1999) para logo de esgoto:

$$TMN (\%) = \frac{N \text{ mineralizado após 126 dias (mg kg}^{-1}\text{)}}{N \text{ total adicionado via dose do resíduo (mg kg}^{-1}\text{)}} \times 100$$

4.6 Ensaios de eficiência agrônômica de N dos fertilizantes organominerais fonte de N com resíduos de 10 e 14 anos

Foram realizados ensaios de eficiência agrônômica com base no fornecimento de N para os fertilizantes organominerais formulados a partir dos resíduos RSU-10 e RSU-

14 com o milho (*Zea mays* L.) como planta teste, em separado. O primeiro ensaio, testando o organomineral do resíduo de 14 anos (FOM-14), foi iniciado em 19 de agosto de 2024 e encerrado no dia 23 de outubro de 2024. O segundo ensaio, com o organomineral do resíduo de 10 anos (FOM-10), foi iniciado em 30 de julho de 2025 e encerrado no dia 23 de setembro de 2025. Ambos os ensaios foram conduzidos de forma similar e em casa de vegetação, localizada no Instituto Agrônomo (IAC), Campinas/SP.

Foi utilizado um solo de textura argilosa coletado na Fazenda Santa Eliza, no Centro Experimental Central do Instituto Agrônomo, da camada 0-0,2 m (Tabela 2). Após coletado, foi homogeneizado, peneirado em malha 2 mm e caracterizado em termos químicos (fertilidade) de acordo com os procedimentos descritos em RAIJ *et al.* (2001) e físicos, quanto a granulometria, segundo a metodologia de Camargo *et al.* (2009).

Tabela 2 - Caracterização do solo dos ensaios de eficiência agrônoma de N.

Atributo	Unidade	Solo textura argilosa
Areia total		27,1
Silte	%	12,5
Argila		60,3
MO ⁽¹⁾	g/dm ³	22,5
pH (CaCl ₂)	-	4,7
SB ⁽²⁾	mmol _c /dm ³	37,5
CTC ⁽³⁾	mmol _c /dm ³	80,3
V ⁽⁴⁾	%	47,0

(1) Matéria orgânica; (2) Soma de bases; (3) Capacidade de troca Catiônica; (4) Saturação por bases.

Cada unidade experimental foi constituída por vasos de polipropileno com capacidade de 3 L com pratos, sendo adicionados 3 kg de solo. Para os tratamentos mineral e organomineral foi feita a adubação parcelada do N usando como fonte o nitrato de amônio. Os tratamentos estabelecidos foram: controle (sem N), RSU (fonte de N do resíduo testado), organomineral – FOM (fonte de N com dose composta por 50% de resíduo com base no resultado do N Kjeldahl e 50% do nitrato de amônio via solução) e mineral (fonte de N apenas do nitrato de amônio via solução), com cinco repetições. Para cada tratamento foram avaliadas quatro doses, sendo zero (controle), 250, 500 e 750 mg N/vaso, conforme será detalhado mais adiante no texto.

Embora fertilizantes organominerais comerciais sejam usualmente aplicados em dose única, neste estudo optou-se por separar a aplicação da fração orgânica e da fração mineral, utilizando o resíduo previamente incubado e a aplicação parcelada do nitrato de

amônio, de forma idêntica ao tratamento mineral. Essa estratégia permitiu isolar o efeito da fração orgânica e garantir uma comparação mais equilibrada entre as fontes. Considerando tratar-se de uma primeira avaliação em casa de vegetação, essa abordagem foi adotada buscando maior controle experimental; entretanto, em etapas futuras, é recomendável a formulação e a avaliação do organomineral como produto único, aplicado em dose única, de modo a representar melhor as condições reais de uso.

O solo de cada um dos vasos recebeu a aplicação de calcário dolomítico (32% de CaO e 18% de MgO) que visou a elevação da saturação por bases para 70%. Em seguida foi feita a aplicação dos tratamentos com o resíduo orgânico (RSU e FOM) para que ficassem incubados por 15 dias, sendo em seguida realizada a semeadura do milho. Após 15 dias, foi feita a adubação básica do Boletim 100 dos vasos com K, P, Ca, Mg, S e micronutrientes por meio de solução (Tabela 3).

Tabela 3 - Quantidades aplicadas de macronutrientes e micronutrientes para cada vaso.

Nutriente	Forma	Quantidade (g por vaso)
Fósforo (P)	Superfosfato simples	6,25
Potássio (K)	K ₂ SO ₄ (44,8% K e 18,4% S)	1,11
Cálcio (Ca) e magnésio (Mg)	Calcário dolomítico	2,00
Enxofre (S)	K ₂ SO ₄ (44,8% K e 18,4% S)	1,98
Boro (B)	Ácido Bórico	1,74
Cobre (Cu)	Sulfato de cobre penta-hidratado	2,30
Manganês (Mn)	Sulfato de Manganês hidratado	0,51
Zinco (Zn)	Sulfato de zinco hepta-hidratado	5,30
Molibdênio (Mo)	Molibdato de sódio	0,08
Ferro (Fe)	Ferro-EDTA	1,13

Para os tratamentos que envolviam a adubação com N mineral (Mineral e FOM) foi feita a adubação parcelada por meio de duas soluções 200 mg N/L (tratamento Mineral) e 100 mg N/L (tratamento FOM) na forma nitrato de amônio (Tabela 4). Após a germinação foi realizado o desbaste, permanecendo em cada vaso cinco plantas de tamanho mediano, distribuídas de maneira uniforme.

Tabela 4 - Quantidades de N adicionado de acordo com a fonte e a dose aplicada de cada tratamento.

FONTES

DOSES	RSU-10	FOM-10	RSU-14	FOM-14	Mineral (NH ₄ NO ₃)
1	249,8	250,4	251,2	251,6	250
2	499,7	501,8	502,4	503,2	500
3	749,5	752,3	753,6	754,8	750

FOM-10: RSU-10 + NH₄NO₃

FOM-14: RSU-14 + NH₄NO₃

As aplicações parceladas do nitrato de amônio foram iniciadas uma semana após a germinação, sendo realizadas semanalmente e totalizando cinco aplicações. O delineamento estatístico foi inteiramente casualizado e foi feito o rodízio dos vasos semanalmente, sempre após a aplicação do N em cobertura.

O milho foi cultivado por 50 dias no primeiro ensaio e por 53 dias no segundo, com reposição de água destilada diariamente, de acordo com as necessidades da planta, sempre mantendo a capacidade de retenção de água em 70%.

Ao final dos ensaios, as partes aéreas dos milhos foram cortadas, pesadas e colocadas por 48h em estufa a 50°C para determinação de massa seca. Depois de secas, as partes aéreas foram moídas e analisadas para a determinação de N, P, Ca, K, Mg, S, micronutrientes e metais pesados (BATAGLIA *et al.*, 1983). Foram coletados também os solos para análises de MO, pH, P, K, Ca, Mg, H+Al, SB, CTC, V, micronutrientes e metais pesados (RAIJ *et al.*, 2001).

A eficiência do uso de nutrientes é definida como a capacidade de determinado genótipo em adquirir o nutriente para incorporá-lo e utilizá-lo na produção de biomassa ou material vegetal de rendimento econômico (BLAIR, 1993). O cálculo do Índice de Eficiência Agronômica (IEA) para N nos tratamentos avaliados foi realizado a partir da seguinte fórmula:

$$IEA (\%) = \frac{(Y_1 - Y_0) \times 100}{N \text{ aplicado}}$$

onde:

Y₀ = Quantidade total de N absorvida por vaso no tratamento controle (sem aplicação de N).

Y₁ = Quantidade total de N absorvida por vaso nos tratamentos RSU, OM e mineral.

Também será realizado o cálculo de Eficiência Agronômica Relativa (IEAR%) a partir da seguinte fórmula:

$$IEAR (\%) = \frac{(Y_2 - Y_0) \times 100}{(Y_1 - Y_0)}$$

onde:

Y_0 = Quantidade total de N absorvida por vaso no tratamento controle (sem aplicação de N).

Y_1 = Quantidade total de N absorvida por vaso no tratamento com fertilizante mineral.

Y_2 = Quantidade total de N absorvida por vaso nos tratamentos RSU e OM.

4.7 Análise estatística

Caracterização dos resíduos → Resultados obtidos foram submetidos à ANOVA e teste de Tukey com 5% de probabilidade para comparação das médias entre os resíduos, pelo software SISVAR.

Ensaio de Neubauer → Os resultados obtidos foram submetidos à ANOVA e teste de Tukey com 5% de probabilidade para comparação das médias, pelo software SISVAR.

Mineralização → Não foi possível realizar a análise estatística através do Origin pois os dados não deram significância o suficiente. Assim, foi realizada a TMN e os valores de N acumulado foram avaliados pelo software SISVAR.

Casa de vegetação → Para esse conjunto de dados, foram realizadas análises de variância, seguidas de comparação de médias pelo teste de Tukey a 5% de significância e análises de regressão polinomial para avaliar a resposta das variáveis em função das doses aplicadas.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização dos resíduos

Os resíduos minerados apresentaram comportamentos distintos entre si, refletindo diferentes graus de estabilização e composição química (Tabela 5). O RSU-14 destacou-se pelos maiores valores de umidade, C orgânico, N total, N inorgânico e CTC, indicando um material substancialmente mais rico em matéria orgânica e nutrientes. Esses

resultados sugerem menor grau de estabilização e maior presença de componentes orgânicos ativos, o que também é corroborado pela maior relação C/N, pois valores menores do que 20 favorecem a mineralização de N ao invés da imobilização (CANTARELLA, 2007).

Tabela 5 - Resultados das análises realizadas com os RSU minerados (média ± DP, n = ?).

Determinação	Unidade	RSU-10	RSU-14	RSU-24
Umidade		2,5 ± 0,06 b	10,6 ± 0,72 a	1,0 ± 0,00 c
Carbono orgânico	%	8,5 ± 0,76 b	30,5 ± 0,23 a	2,2 ± 0,36 c
CRA ⁽¹⁾		66,4 ± 0,36 a	39,2 ± 0,64 b	49,0 ± 0,36 c
Nitrogênio total		0,9 ± 0,09 b	1,6 ± 0,17 a	0,4 ± 0,53 c
N amoniacal	mg kg ⁻¹	708 ± 2,65 a	395 ± 19,5 b	192 ± 2,65 c
N inorgânico		8,1 ± 1,05 c	625 ± 22,94 a	61,3 ± 4,51 b
pH (CaCl ₂)	---	7,9 ± 0,00 a	7,7 ± 0,12 b	7,8 ± 0,00 a
C/N		9,1 ± 1,6 b	19,5 ± 1,69 a	5,9 ± 0,57 b
CTC ⁽²⁾	mmol _c dm ⁻³	147 ± 9,19 b	286 ± 12,42 a	78,6 ± 1,26 c
CE ⁽³⁾	ms.cm ⁻¹	0,3 ± 0,01 a	0,3 ± 0,02 a	0,08 ± 0,00 b

*Letras iguais na mesma linha não diferem estatisticamente entre si ao teste de Tukey à 5%.

⁽¹⁾ Capacidade de retenção de água; ⁽²⁾ Capacidade de troca catiônica; ⁽³⁾ Condutividade elétrica.

O RSU-10 apresentou valores intermediários de C orgânico e N total, mas sobressaiu-se pelo elevado teor de N amoniacal e pela maior capacidade de retenção de água (CRA). Esses atributos sugerem a presença de matéria orgânica em processo avançado de decomposição anaeróbia, resultando na acumulação de formas reduzidas de N. Apesar disso, o baixo teor de N inorgânico (amoniacal + nítrico) aponta para limitada conversão para formas mineralizadas disponíveis, podendo refletir condições menos favoráveis à nitrificação ou forte incorporação do N em frações orgânicas (CARNEIRO *et al.*, 2013).

Em contraste, o RSU-24 apresentou os menores valores de umidade, C orgânico, N total, relação C/N, CTC e CE, caracterizando-se como o material mais estabilizado, porém, com menor aporte nutricional entre os avaliados. Esses resultados são consistentes com um resíduo mais antigo ou mais intensamente degradado, no qual grande parte da matéria orgânica já foi mineralizada, resultando na redução simultânea dos atributos

químicos associados. A menor CRA também acompanha essa tendência, refletindo menor fração orgânica e predominância de componentes minerais.

Os resíduos apresentaram pH levemente alcalino, condição considerada favorável para solos de média a baixa saturação por bases, pois valores de pH próximos à neutralidade promovem maior atividade da microbiota do solo, favorecendo processos biológicos essenciais como a mineralização da matéria orgânica. Essa faixa de pH é considerada ótima para a maioria dos microrganismos responsáveis pela transformação do N orgânico em formas assimiláveis pelas plantas (CANTARELLA, 2007). Comportamento semelhante é observado em outros resíduos orgânicos amplamente utilizados na agricultura, como esterco de poedeira e turfa (GUARESCHI *et al.*, 2013; PAULA *et al.*, 2013), os quais também apresentam reação neutra a alcalina em função do elevado teor de cátions básicos. Dessa forma, o pH dos RSU minerados podem agregar benefício ao solo, sobretudo em ambientes tropicais ácidos, atuando como potencial agente tamponante e favorecendo a dinâmica biológica do N.

Os três materiais representam diferentes estágios de decomposição da matéria orgânica presente na fração finos de resíduos minerados, com RSU-14 apresentando características de resíduo mais fresco e nutricionalmente rico, RSU-10 um estágio intermediário com sinais de processos redutores ativos, e RSU-24 um estado avançado de estabilização e mineralização. Importante salientar que as práticas de aterramento no decorrer dos anos foram aprimoradas, como por exemplo, a proporção de volume de terra para volume de resíduo na construção das células que era muito maior. Por isso, os resíduos aterrados 24 anos atrás refletem esse processo, como observado pela Prof^a Dr^a Miriam Gonçalves durante suas visitas ao aterro sanitário Delta A.

Para os elementos potencialmente tóxicos (EPT), observou-se que os teores de As, Hg e Se indicaram baixa presença desses elementos e reduzido potencial tóxico associado a eles (Tabela 6). Outro aspecto relevante é que o pH do meio exerce papel determinante no controle da mobilidade e, conseqüentemente, da biodisponibilidade de desses elementos e de íons como sulfato e fosfato. De modo geral, variações no pH alteram os equilíbrios químicos do solo, influenciando processos de adsorção, precipitação e complexação desses elementos. Em um meio com o pH levemente alcalino, a solubilidade de elementos como chumbo e cádmio tende a ser reduzida, o que limita sua absorção pelas plantas e sua lixiviação para camadas mais profundas do solo. O Ni, apesar de ser um micronutriente ligado ao metabolismo do N, C e alguns compostos orgânicos, está

dentre os EPT dependendo da sua concentração, porém, os valores obtidos da composição dos resíduos variaram de 10,7 a 12,0, bem abaixo do limite de segurança imposto pela legislação.

Tabela 6 - Contaminantes nos RSU minerados.

Determinação	Unidade	RSU-10	RSU-14	RSU-24
Arsênio		<11,3	<11,3	<11,3
Cádmio		0,9 a	0,5 b	<0,4?
Cromo		23,3 ab	29,4 a	20,6 b
Chumbo	Mg kg ⁻¹	16,8 b	36,8 b	219 a
Mercúrio		<0,1	<0,1	<0,1
Níquel		11,7 a	12,0 a	10,7 a
Selênio		<13,6	<13,6	<13,6
Coliformes Termotolerantes	(NMP/g de MS)	27,7	0,0	0,0
<i>Salmonella sp.</i>	NMP/10g de MS	Ausente	Ausente	Ausente
Ovos viáveis de helmintos	Ovos/g de ST	0,0	0,0	0,0

*Letras iguais na mesma linha não diferem estatisticamente entre si ao teste de Tukey à 5%. Inserir referência das metodologias??

No caso do Cr, observou-se que o RSU-14 apresentou a maior concentração, enquanto RSU-10 não apresentou diferença estatística de ambos. Esse comportamento reforça a heterogeneidade dos resíduos depositados, indicando maior aporte de materiais contendo Cr no período correspondente ao RSU-14. Os valores obtidos situam-se dentro da faixa relatada para resíduos urbanos minerados e não sugerem acúmulo progressivo ao longo do tempo. Cabe destacar que a análise se refere ao Cr total, e não ao cromo hexavalente. Essa distinção tornou-se especialmente relevante após a atualização da IN SDA N° 27/2006, alterada pela IN DAS N° 7/2016, que passou a exigir limites específicos para cromo hexavalente (Cr⁶⁺), a forma mais tóxica e móvel, na avaliação da qualidade de resíduos e produtos destinados ao uso agrícola.

Observou-se elevado teor de Pb no RSU-24, o que pode estar associado a uma contaminação pontual decorrente da heterogeneidade dos resíduos dispostos ao longo do período de operação do aterro, uma vez que se trata de um sistema sem controle rigoroso de entrada de materiais. Ressalta-se, ainda, que o Pb é um elemento de baixa mobilidade

no solo, caracterizando-se como um contaminante persistente no ambiente (Tabela 10). Esse valor elevado também pode estar relacionado ao contexto histórico da gestão de resíduos no período anterior à consolidação de políticas ambientais estruturantes, como a Política Estadual de Resíduos Sólidos – PERS (SÃO PAULO, 2006) e a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (BRASIL, 2010). Essas legislações modificaram significativamente as práticas de manejo e descarte de resíduos, reduzindo, por exemplo, a disposição inadequada de baterias e outros materiais potencialmente perigosos no lixo domiciliar.

Em relação aos parâmetros microbiológicos para patógenos, os resultados demonstraram ausência de *Salmonella sp.* e ovos viáveis de helmintos em todos os resíduos, evidenciando condições sanitárias seguras. Os coliformes termotolerantes foram detectados apenas no RSU-10, enquanto RSU-14 e RSU-24 apresentaram ausência total desse grupo microbiano (Tabela 6). A presença de coliformes termotolerantes no RSU-10 pode estar associada a maior atividade microbiana ou menor estabilização higienizante do material, enquanto a ausência nos demais sugere condições ambientais desfavoráveis à sobrevivência desses microrganismos, possivelmente relacionadas a condições de decomposição ou características físico-químicas dos materiais aterrados.

Um estudo de SOCCOL *et al.* (2010) estimou o tempo de sobrevivência desses microrganismos em ambientes aeróbios de acordo com o meio. No solo a *Salmonella*, o Coliformes termotolerantes e os ovos de helmintos possuem, respectivamente, 29-70 dias, 14 dias e acima de 7 anos. Sendo assim, a presença de coliformes no resíduo de 10 anos pode ter se dado pelo meio de aterramento predominantemente anaeróbio, dando a esse microrganismo uma sobrevida.

A IN N° 27/2006 Alterada pela IN SDA N° 7/2016 prevê limites máximos iguais de contaminantes admitidos para fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo, destacando-se o Pb com limite de 150 mg kg⁻¹ e Hg de 1 mg kg⁻¹. Em substratos para plantas o valor do Pb é de no máximo 300 mg kg⁻¹ e 2,5 mg kg⁻¹ para Hg. O teor de Pb do RSU-24 foi de 219 mg kg⁻¹, indicando que sua utilização seria possível apenas para uso como matéria-prima de substratos para plantas. Já os outros dois resíduos apresentaram valores de Pb abaixo do estabelecido para todos os insumos. Com relação aos valores de Hg, os resultados obtidos para os três resíduos indicaram um intervalo menor que 0,1 mg kg⁻¹, sendo os resíduos seguros quanto a toxicidade desse elemento. Os patógenos coliformes termotolerantes, ovos viáveis de helmintos e *Salmonella sp.*

possuem teores máximos de 1.000 NMP/g de MS (matéria seca), 1,0 N° em 4g de ST (sólidos totais) e ausência em 10g de MS, respectivamente. Todos os resíduos analisados apresentaram teores abaixo dos limites estabelecidos (BRASIL, 2006; BRASIL, 2016b).

Assim, apenas o RSU-24 excede o limite de Pb para fertilizantes e condicionadores, podendo ser utilizado somente como substrato para plantas. Já RSU-10 e RSU-14 atendem aos limites para todos os insumos, e todos os resíduos apresentaram valores seguros de Hg e patógenos.

A legislação brasileira acerca de insumos agrícolas é implementada pelo Ministério da Agricultura e Pecuária – MAPA. Acerca de fertilizantes orgânicos o N total mínimo estabelecido para registro do produto é de 0,5%, teor que o RSU-10 e 14 alcançaram, 0,9 e 1,6%, respectivamente, já o RSU-24 apresentou teor de 0,4%, ficando abaixo do exigido. O C orgânico, que constitui a fração do C que compõe a matéria orgânica, tem o valor mínimo de 15%, que apenas o RSU-14 alcançou com 30,5%. Para relação C/N, todos os resíduos apresentaram valores abaixo do teor máximo estabelecido, que é de 20, sendo necessário destacar o valor da relação C/N do RSU-14 de 19,5, no limite do máximo permitido. A umidade exigida não pode ser acima de 40%, e todos os resíduos apresentaram valores abaixo, sendo o mais alto entre eles o RSU-14 com 10,6%. O pH e CTC não possuem valores estipulados, devendo apenas ser informados nas embalagens (BRASIL, 2020). Assim, considerando os limites estabelecidos pela legislação brasileira, o RSU-14 é o único material que satisfaz todos os critérios obrigatórios para fertilizantes orgânicos — N total \geq 0,5%, C orgânico \geq 15%, relação C/N \leq 20 e umidade \leq 40% — destacando-se em relação aos demais resíduos, que não cumprem integralmente esses requisitos.

Para a Instrução Normativa (IN) referente a condicionadores de solo (referência?), os valores mínimos de CRA e CTC são de 60% e 200 mmol_c kg⁻¹, respectivamente. O RSU-10 apresentou valor de CRA de 66,4%, porém obteve um valor de 147 mmol_c kg⁻¹ para CTC. Já o RSU-14, obteve um valor de 286 mmol_c kg⁻¹ de CTC, porém um CRA de 49%. O RSU-24 apresentou teores abaixo dos mínimos exigidos para ambas as determinações, com valores de CRA de 39,2% e CTC de 78,6 mmol_c kg⁻¹. Além disso, as garantias mínimas dos atributos C orgânico, teor de nutrientes e relação C/N para esse insumo devem atender às especificações estabelecidas para os fertilizantes orgânicos, de acordo com a natureza do produto (BRASIL, 2006). Assim, embora RSU-10 e RSU-14 atendam isoladamente a um dos parâmetros exigidos, nenhum deles cumpre os valores

mínimos de forma conjunta, e o RSU-24 permanece abaixo dos limites para todas as determinações. Portanto, nenhum dos resíduos pode ser classificado como condicionador de solo segundo os critérios da IN.

De acordo com a Instrução Normativa nº 5/2016, os substratos para plantas devem apresentar garantias referentes à condutividade elétrica, potencial hidrogeniônico (pH), umidade máxima, densidade e capacidade de retenção de água, sendo a capacidade de troca catiônica uma informação facultativa (BRASIL, 2016a). Importante destacar que a normativa não estabelece valores mínimos ou máximos para nenhum desses parâmetros, devendo apenas constar no rótulo os valores declarados pelo fabricante, desde que obtidos por metodologias analíticas reconhecidas. Nesse sentido, os resíduos minerados apresentam variações naturais entre si: o RSU-10 exhibe CRA de 66,4%, pH de 7,9 e CE de 0,3 mS cm⁻¹; o RSU-14 possui CRA de 49%, pH de 7,7 e CE de 0,3 mS cm⁻¹; enquanto o RSU-24 apresenta menores valores de CRA (39,2%) e CE de 0,08 mS cm⁻¹, com pH de 7,8. Todos esses atributos podem ser válidos e declarados como garantias, conforme previsto no Art. 5º desta instrução, que ainda permite ao fabricante declarar outras propriedades, desde que mensuráveis e tecnicamente justificadas, assegurando a rastreabilidade metodológica e a veracidade dos valores informados. Portanto, a ausência de limites normativos para os parâmetros avaliados, todos os resíduos analisados possuem características que permitem seu enquadramento como substratos para plantas, desde que sejam devidamente caracterizados, declarados e rotulados conforme a legislação.

5.2 Ensaio de Neubauer

O ensaio padrão proposto por Neubauer e Schneider (1923) busca avaliar a disponibilidade de nutrientes adicionados a terra utilizando plantas em ensaios de curto prazo e alta relação semente/terra (STANFORD & DEMENT, 1957; DEMENT; STANFORD; BRADFORD, 1959a; DEMENT; STANFORD; HUNT, 1959b). No presente estudo, porém, esse protocolo foi empregado com outro propósito: verificar potenciais efeitos de inibição, toxicidade, ou qualquer impacto negativo imediato sobre a germinação quando as sementes são expostas a doses elevadas do resíduo.

Além disso, a presença de microplásticos e outros contaminantes orgânicos (hormônios e compostos orgânicos persistentes) também é uma preocupação quando se fala de resíduos advindo de aterros sanitários. Mesmo em processos já consolidados, como compostagem e digestão anaeróbia, onde há etapas de triagem para remoção de

plásticos; ainda assim, macro e microplásticos podem ser encontrados nos produtos compostados e digeridos (BLÄSING; AMELUNG, 2018; O'CONNOR *et al.*, 2022). Considerando que esses resíduos tratados passam por separação prévia e ainda apresentam registros de microplásticos, torna-se evidente que a fração finos, onde a retirada tátil visual é realizada apenas anos após o aterramento, demanda avaliação ainda mais criteriosa quanto a esse potencial contaminante. Sendo assim, este ensaio também teve como objetivo, servir como uma indicação indireta da ausência de efeitos adversos relacionados à presença dos contaminantes mencionados.

Para isso, optou-se pela adaptação sugerida por CATANI e BERGAMIN (1961), que usa areia no lugar da terra, garantindo que a única fonte de nutrientes no meio será provida pelos resíduos. O objetivo principal deste ensaio foi verificar se as plantas iriam se desenvolver normalmente tendo apenas os resíduos como fonte de nutrientes, ou se eles poderiam afetar negativamente os estágios iniciais de germinação e desenvolvimento.

As medidas obtidas para as plântulas no ensaio são apresentadas na Tabela 7. Não houve variação entre os tratamentos para a taxa de germinação das sementes de arroz, indicando que nenhum dos resíduos afetou negativamente a emergência das plântulas. Esse comportamento indica que nenhum tratamento apresentou efeito fitotóxico imediato capaz de comprometer o processo germinativo.

Tabela 7 - Efeito dos tratamentos na germinação, altura e massa seca total de plantas de arroz

Variável	Controle	RSU-10	RSU-14	RSU-24	CV (%)
Germinação (%)	90,4 a	92,0 a	92,8 a	88,0 a	8,81
Altura (cm)	12,9 b	32,7 a	30,3 a	32,1 a	8,36
Massa seca total (g)	0,72 b	0,99 a	1,14 a	1,08 a	13,6

*Letras iguais na mesma linha não diferem estatisticamente entre si ao teste de Tukey à 5%. CV: Coeficiente de variação.

Em relação ao crescimento das plântulas, observou-se um aumento expressivo tanto na altura quanto na massa seca nos tratamentos contendo resíduos, quando comparados ao controle (Figura 6). Enquanto o controle apresentou altura média de 12,9 cm, os tratamentos com resíduos alcançaram valores entre 30,3 e 32,7 cm, evidenciando um incremento substancial no desenvolvimento vegetativo. Esse resultado foi consistente

inclusive para o resíduo com maior teor de Pb (RSU-24), que não apresentou qualquer efeito de inibição ou toxidez no estágio inicial de crescimento.

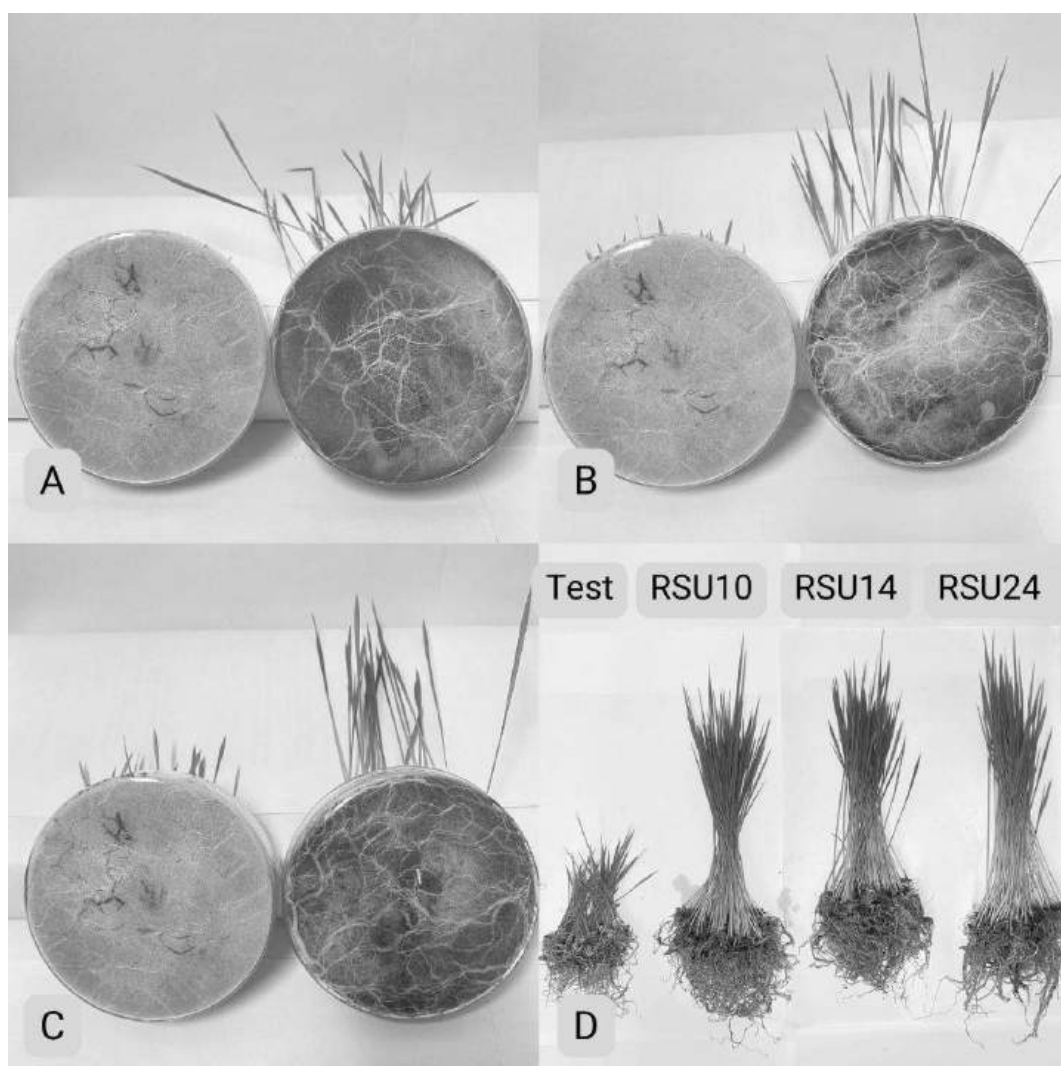


Figura 6 - Controle x RSU-24 (A), controle x RSU-14 (B), controle x RSU-10 (C) e massa fresca dos tratamentos (D).

Os ganhos observados em altura e massa seca demonstram que, apesar das restrições legais para uso como fertilizante, o RSU-24 apresentou elevada eficiência no fornecimento inicial de condições favoráveis ao desenvolvimento das plântulas. Assim, seus resultados indicam potencial agrônômico relevante, com viabilidade de uso como substrato, podendo representar uma alternativa economicamente vantajosa, assim como os demais resíduos testados.

Esses resultados demonstram que os resíduos disponibilizaram nutrientes em quantidade suficiente para promover maior crescimento e acúmulo de biomassa pelas

plântulas em comparação ao controle. A ausência de diferenças estatísticas entre os resíduos reforça que sua heterogeneidade não comprometeu o desempenho agrônomo observado, evidenciando que, apesar das distintas origens e composições, todos os materiais apresentaram comportamento semelhante no fornecimento inicial de nutrientes às plantas e não foram prejudiciais às mesmas.

No entanto, trata-se de uma avaliação de curto prazo, cuja finalidade foi identificar possíveis efeitos iniciais de inibição ou toxicidade. Para compreender se, a médio e longo prazo, esses resíduos são realmente eficientes no suprimento de nutrientes, especialmente de N, cujo teor total não reflete diretamente a fração disponível às plantas, foi conduzido o ensaio de mineralização de N. Nessa etapa, o RSU-24 não foi incluído devido ao fato de não atingir o teor mínimo de N total exigido pela legislação para fertilizantes orgânicos (referência), conforme já discutido anteriormente.

5.3 Ensaio de mineralização de nitrogênio: RSU-10 e 14

Os resultados obtidos para o N inorgânico mineralizado, para o N líquido mineralizado e pH do solo, em função do resíduo e da dose aplicada aos solos de textura argilosa e textura média, e em cada tempo de incubação estão descritos nos anexos de I a VII, e podem ser consultados no final dessa dissertação.

Considerando os resultados obtidos para o N líquido mineralizado foi realizada a avaliação do modelo sugerido por Stanford e Smith (1972), evidenciando que nenhuma das curvas ajustou-se à equação de cinética química de primeira ordem. O perfil das curvas obtidas está apresentado nos anexos VIII e IX dessa dissertação. Os parâmetros N potencialmente mineralizável (N_0) e a constante de velocidade de reação (k) não apresentaram significância estatística simultânea (Anexo X); por esse motivo, optou-se por não utilizar diretamente os parâmetros cinéticos para a interpretação do processo. A ausência de significância estatística para o parâmetro k ($p > 0,05$) está associada ao elevado erro padrão da estimativa em relação ao valor do coeficiente calculado, refletindo incerteza na determinação da taxa de mineralização.

Embora a equação cinética de primeira ordem tenha apresentado valores moderados a elevados de R^2 em alguns tratamentos, os elevados valores de X^2 reduzido e a ausência de significância simultânea dos parâmetros N_0 e k indicam que o modelo não descreve adequadamente a dinâmica da mineralização de N nos resíduos avaliados (Tabela 8). A análise conjunta dos indicadores estatísticos evidencia que, embora parte

da variabilidade dos dados seja explicada pelo modelo, este não é capaz de reproduzir adequadamente o comportamento temporal observado experimentalmente. A ocorrência de picos seguidos de reduções ao longo do período de incubação sugere a atuação simultânea de processos de mineralização e imobilização microbiana, os quais não são contemplados pela equação proposta.

Dessa forma, os resultados confirmam que a mineralização de N nos resíduos RSU-10 e RSU-14 não segue uma cinética simples de primeira ordem, sendo influenciada pela dose aplicada, pelo tipo de solo e pelo tempo de incubação. A interação entre esses fatores altera a disponibilidade de substrato orgânico e a atividade microbiana, resultando em padrões temporais complexos de liberação e possível imobilização do N mineral.

Tabela 8 - Parâmetros estatísticos de ajuste do modelo cinético de primeira ordem para o ensaio de incubação aeróbia de mineralização de N.

Resíduos	Solos	Dose	R ² (COD)	R ² ajustado	X ² reduzido
RSU-10	Textura Média	100	0,49	0,43	972
		200	0,56	0,51	530
		400	0,65	0,62	244
	Textura Argilosa	100	0,71	0,67	46
		200	0,79	0,76	88
		400	0,66	0,63	152
RSU-14	Textura Média	100	0,64	0,60	80
		200	0,69	0,65	162
		400	0,84	0,83	182
	Textura Argilosa	100	0,64	0,60	81
		200	0,62	0,57	169
		400	0,64	0,60	162

R²: coeficiente de determinação

R² ajustado: penaliza o modelo pela quantidade de parâmetros

X² reduzido: desvio médio entre valores observado e estimados

Diante das limitações observadas no ajuste cinético, optou-se pela avaliação da dinâmica da mineralização de N de cada solo por meio da comparação de médias utilizando Tukey ($p \leq 0,05$). A análise foi conduzida separadamente para cada solo em função das diferenças em suas propriedades físicas e químicas, as quais influenciam diretamente os processos microbianos e a dinâmica de transformação do N. Dessa forma,

a separação das análises permitiu uma interpretação mais consistente dos efeitos do tempo de incubação, do tipo de resíduo e das doses aplicadas em cada condição de solo.

A ANOVA (Tabela 9) para o solo de textura argilosa evidenciou efeito significativo do tempo de incubação, do tipo de resíduo aplicado e das doses de N, bem como das interações Tempo x Tratamento e Tempo x Dose, indicando que a dinâmica de mineralização do N ao longo do período de incubação foi fortemente influenciada tanto pela natureza do resíduo quanto pela quantidade aplicada. O coeficiente de variação foi de 20,1%, valor considerado aceitável para ensaios de incubação, nos quais a variabilidade biológica é inerente ao processo.

Tabela 9 - ANOVA do N mineralizado no solo de textura argilosa do ensaio de incubação aeróbia.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Tempo	10	100049,1	10004,9	82,6	0,0000
Tratamentos	2	18622,0	9311,0	76,9	0,0000
Doses	3	35408,9	11802,9	97,4	0,0000
Tempos x Tratamentos	20	11287,8	564,4	4,6	0,0000
Tempos x Doses	30	9233,2	307,8	2,5	0,0003
Tratamentos x Doses	1	-1,5e+0004	-1,5 e+0004	-126,1	0,9975
Tempos x Tratamentos x Doses	10	-3,7e+0003	-3,7e+0002	-3,0	1,0000
Erro:	99	11990,9	121,1		
<hr/>					
Total corrigido:	175				
CV (%):	20,08				
Média geral:	54,82				
Número de observações:	176				

De modo geral, observou-se aumento progressivo do N mineralizado ao longo do tempo, com valores iniciais nulos e elevação acentuada já nos primeiros 7 e 14 dias de incubação, o que indica rápida disponibilização da fração mais lábil do N orgânico presente nos resíduos. O acúmulo de N mineralizado continuou a aumentar até atingir valor máximo aos 70 dias de incubação, caracterizando este período como o ponto de maior intensidade do processo de mineralização. Após esse período, verificou-se tendência de estabilização ou mesmo leve redução nos valores médios, sugerindo o

esgotamento parcial do substrato orgânico mais facilmente degradável e maior participação de frações mais recalcitrantes.

Considerando o efeito dos tratamentos, os resíduos RSU-10 e RSU-14 promoveram incrementos significativos no N mineralizado em relação ao controle ao longo da maior parte do período de incubação. Na média geral do experimento, não houve diferença estatística entre RSU-10 e RSU-14, o que indica que, sob a ótica global, ambos apresentaram eficiência semelhante na liberação de N. Entretanto, a interação significativa entre tempo e tratamento revela que essa semelhança não se mantém constante ao longo da incubação.

Em particular, aos 70 dias, observou-se que o RSU-10 proporcionou valores de N mineralizado significativamente superiores aos do RSU-14 e do controle, configurando um pico de mineralização mais pronunciado para esse resíduo. Esse comportamento sugere que o RSU-10 contém fração orgânica com maior suscetibilidade à decomposição microbiana nessa fase intermediária do processo, enquanto o RSU-14 parece apresentar padrão de mineralização mais gradual e distribuído ao longo do tempo.

Nos tempos finais de incubação, especialmente aos 112 e 126 dias, as diferenças entre os tratamentos tendem a diminuir, indicando convergência dos valores de N mineralizado acumulado. Esse comportamento reforça a interpretação de que, após o consumo da fração mais facilmente mineralizável, a liberação de N passa a ser controlada por componentes orgânicos mais estáveis, reduzindo as diferenças entre os resíduos.

O efeito das doses de N foi igualmente expressivo no solo argiloso. Observou-se resposta positiva e gradativa ao aumento das doses, com a dose de 400 mg kg⁻¹ apresentando os maiores valores de N mineralizado, seguida pelas doses de 200 e 100 mg kg⁻¹, e, por último, o tratamento sem adição de resíduo. Essa resposta dose-dependente evidencia que, nesse solo, a adição de maiores quantidades de resíduo resulta em maior suprimento de substrato orgânico passível de mineralização.

A interação significativa entre tempo e dose indica ainda que essas diferenças se acentuam principalmente nos períodos intermediários da incubação, coincidindo com a fase de maior atividade microbiana e maior taxa de transformação do N orgânico em formas inorgânicas. A elevada capacidade de resposta do solo argiloso às doses mais altas podem estar relacionadas à sua maior capacidade de proteção físico-química da matéria orgânica e maior estabilidade da biomassa microbiana, o que favorece um processo de mineralização mais intenso e sustentado ao longo do tempo.

Para o solo de textura média, a ANOVA (Tabela 10) também indicou efeitos significativos do tempo, do tipo de resíduo e das doses aplicadas, bem como das interações Tempo x Tratamento e Tempo x Dose, com coeficiente de variação de 17,35%, evidenciando boa precisão experimental. Contudo, a magnitude dos valores médios de N mineralizado foi consideravelmente menor do que a observada no solo argiloso, indicando menor capacidade geral desse solo em acumular N mineralizado ao longo do período de incubação.

Tabela 10 - ANOVA do N mineralizado no solo de textura média do ensaio de incubação aeróbia.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Tempo	10	34636,1	3463,6	114,3	0,0000
Tratamentos	2	15589,9	7794,9	257,4	0,0000
Doses	3	18123,5	6041,1	199,5	0,0000
Tempos x Tratamentos	20	4535,2	226,7	7,5	0,0000
Tempos x Doses	30	4269,1	142,3	4,7	0,0003
Tratamentos x Doses	1	-1,3e+0004	-1,3 e+0004	-426,9	0,9975
Tempos x Tratamentos x Doses	10	-1,8e+0003	-1,8e+0002	-5,9	1,0000
Erro:	99	2998,3	30,3		
<hr/>					
Total corrigido:	175				
CV (%):	17,35				
Média geral:	31,73				
Número de observações:	176				

O tempo de incubação novamente exerceu papel central na organização da resposta do sistema, com aumento progressivo da mineralização desde os primeiros dias e concentração dos maiores valores entre 56 e 70 dias, caracterizando esse intervalo como a fase de maior atividade microbiana líquida. Após esse período, observa-se tendência de estabilização dos valores, sugerindo, assim como no solo argiloso, o esgotamento parcial das frações orgânicas mais lábeis e possível aumento relativo da imobilização microbiana.

Diferentemente do observado no solo argiloso, no solo de textura média a média geral dos tratamentos mostrou separação clara entre todos os níveis, com a sequência

RSU-14 > RSU-10 > Controle. Isso indica que, nesse solo, o RSU-14 apresenta maior eficiência relativa na promoção da mineralização do N. A análise do efeito de tratamento dentro de cada tempo confirma que essa superioridade do RSU-14 é particularmente evidente nos estágios iniciais e intermediários da incubação, como aos 7, 14 e 28 dias, quando os três tratamentos se diferenciam nitidamente.

Nos períodos próximos ao pico de mineralização, especialmente aos 70 dias, embora ambos os resíduos ainda sejam superiores ao controle, observa-se aproximação entre RSU-10 e RSU-14, os quais passam a não diferir estatisticamente entre si. Esse comportamento indica que, apesar das diferenças iniciais da matéria orgânica, ao longo do processo as quantidades totais de N potencialmente mineralizáveis tendem a se tornar semelhantes, levando a uma convergência das respostas nos tempos mais avançados.

Quanto às doses, o solo de textura média apresentou um padrão distinto do solo argiloso. Na média geral, observou-se a sequência $0 < 100 < 200 = 400 \text{ mg kg}^{-1}$, evidenciando que o aumento da dose promove incremento na mineralização apenas até determinado ponto, a partir do qual ocorre saturação do sistema. A ausência de diferença entre as doses de 200 e 400 mg kg^{-1} indica que, nesse solo, a capacidade de transformação microbiana do N orgânico torna-se limitante, não permitindo que maiores aportes de resíduo se traduzam em aumentos proporcionais de N mineralizado. A interação Tempo x Dose mostra que, em muitos tempos, especialmente fora do intervalo de máxima atividade microbiana, as doses mais altas tendem a apresentar comportamentos semelhantes, reforçando a interpretação de que o sistema possui restrições estruturais e biológicas que limitam sua resposta ao aumento da carga orgânica.

Em conjunto, os resultados evidenciam que o solo argiloso apresenta maior capacidade de resposta tanto ao tipo de resíduo quanto ao aumento das doses, com comportamento claramente dose-dependente e pico de mineralização bem definido aos 70 dias. Por outro lado, o solo de textura média mostra-se mais limitado em sua capacidade de processar aumentos sucessivos de aporte orgânico, atingindo um patamar de saturação já na dose de 200 mg kg^{-1} , além de apresentar valores absolutos de mineralização consideravelmente menores.

Essas diferenças reforçam o papel central da textura e das propriedades físico-químicas do solo no controle da dinâmica da mineralização do nitrogênio e justificam plenamente a análise separada dos solos, bem como a escolha do período de 70 dias como referência para a comparação da taxa de mineralização do N neste estudo.

Considerando o comportamento temporal da mineralização do nitrogênio observado no presente estudo, adotou-se como referência para o cálculo da TMN o período de 70 dias de incubação, no qual ocorreu o pico de produção de N mineralizado na maioria dos tratamentos. Embora a norma da CETESB para lodo de esgoto recomende a condução do ensaio até 126 dias (CETESB, 1999), o presente trabalho envolve um resíduo ainda pouco estudado e sem referências prévias para os solos avaliados. Assim, priorizou-se o tempo de maior liberação de N, o qual representa uma fase de elevada atividade microbiana líquida, permitindo uma comparação mais representativa e menos influenciada por oscilações posteriores associadas à re mobilização do N ou ao esgotamento das frações orgânicas mais facilmente mineralizáveis.

Assim, a utilização da Taxa de Mineralização do Nitrogênio (TMN) aos 70 dias mostrou-se metodologicamente mais adequada para descrever o comportamento dos resíduos avaliados, por refletir de forma mais realista o potencial agrônomo de liberação de N.

Como demonstra a Tabela 11, o RSU-10 demonstrou elevado potencial de liberação de N no solo de textura argilosa. Nesse solo, os valores de TMN variaram de 28,8 a 36,6%, com média de 33,5%, indicando que aproximadamente um terço do nitrogênio total aplicado foi convertido em formas minerais em um período relativamente curto de incubação. Esse resultado confirma a elevada eficiência do RSU-10 como fonte potencial de N nesse ambiente edáfico, além de evidenciar a elevada capacidade do solo argiloso em sustentar a atividade microbiana e os processos de transformação do N orgânico.

Os valores de N mineralizado acumulado para o RSU-10 aumentaram com a elevação da dose de N aplicada, em ambos os solos avaliados. No solo de textura média, o N_{min} variou de aproximadamente 40,7 a 73,3 mg.kg⁻¹, enquanto no solo de textura argilosa os valores foram substancialmente superiores, atingindo até 153,9 mg kg⁻¹ na maior dose. Esse comportamento evidencia o papel determinante do tipo de solo sobre a mineralização do N do RSU-10. A diferença entre solos foi mais pronunciada nas doses intermediária e elevada, indicando que, à medida que o aporte de N aumenta, o ambiente edáfico torna-se o principal fator limitante ou potencializador da mineralização.

Tabela 11 - Nitrogênio mineralizado acumulado aos 70 dias de incubação aeróbica e taxa de mineralização do nitrogênio (TMN) de acordo com as doses do RSU-10.

Resíduos	Solos	Dose de N aplicado	N mineralizado	
			N _{min.} ¹	TMN ²
		----- mg kg ⁻¹ -----	----	-----%-----
RSU-10	Textura Média	100	40,7 Ba	13,6 Ba
		200	73,3 Ba	25,4 Aa
		400	65,1 Ba	13,8 Ba
		Média solo textura média:		17,6
	Textura Argilosa	100	94,8 Ab	28,8 Aa
		200	125,3 Aab	36,6 Aa
		400	153,9 Aa	35,2 Aa
		Média solo textura argilosa:		33,5
			Média geral do resíduo:	25,6

⁽¹⁾ Nitrogênio mineralizado em 70 dias de incubação aeróbica; ⁽²⁾ Porcentagem do N mineralizado em função do N total aplicado. Resultados seguidos por letras iguais não diferiram significativamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$); Letras maiúsculas foram usadas para comparar os solos dentro de cada uma das doses e letras minúsculas foram usadas para comparar doses entre si.

A TMN do RSU-10 apresentou valores expressivos, especialmente no solo de textura argilosa, onde variou de aproximadamente 28,8 a 36,6%. Esses resultados indicam que uma fração considerável do N total aplicado via RSU-10 foi efetivamente convertida em formas minerais ao longo do período avaliado.

No solo de textura média, a eficiência de mineralização do RSU-10 foi consideravelmente menor, com TMN média de 17,6%. Observou-se ainda um comportamento não linear em relação às doses, com maior eficiência na dose intermediária (200 mg kg⁻¹) e redução da taxa na dose mais elevada (400 mg kg⁻¹). Esse padrão sugere a ocorrência de um efeito de saturação do sistema, no qual o aumento da quantidade de resíduo aplicado não se traduz em aumento proporcional da fração de N mineralizado, possivelmente em função de limitações relacionadas à biomassa microbiana, à disponibilidade de carbono facilmente assimilável ou às condições físico-químicas do solo.

Na Tabela 12, para o RSU-14, a análise da TMN revela um comportamento distinto e, de modo geral, uma menor eficiência de mineralização quando comparado ao RSU-10. No solo de textura argilosa, os valores de TMN foram relativamente baixos, variando de 9,7 a 22,4%, com média de 14,1%. Observa-se que, nas doses de 100 e 200

mg kg⁻¹, a eficiência de mineralização foi particularmente reduzida, aumentando apenas na dose mais elevada (400 mg kg⁻¹). Esse comportamento indica que a fração orgânica do RSU-14 apresenta menor suscetibilidade à decomposição microbiana nesse solo, exigindo maior aporte de resíduo para que se observe incremento mais expressivo na liberação de N.

Tabela 12 - Nitrogênio mineralizado acumulado aos 70 dias de incubação aeróbica e taxa de mineralização do nitrogênio (TMN) de acordo com as doses do RSU-14.

Resíduo	Solos	Dose de N aplicado	N mineralizado	
			N _{min} . ¹	TMN ²
			----- mg kg ⁻¹ -----	----%----
RSU-14	Textura Média	100	47,4 Aa	22,5 Aa
		200	74,2 Aa	27,9 Aa
		400	73,8 Ba	18,3 Aa
		Média solo textura média:		22,9
	Textura Argilosa	100	69,4 Ab	10,1 Ba
		200	76,9 Ab	9,7 Ba
		400	116,2 Aa	22,4 Aa
		Média solo argiloso:		14,1
		Média geral do resíduo:		18,4

⁽¹⁾Nitrogênio mineralizado em 70 dias de incubação aeróbia; ⁽²⁾ Porcentagem do N mineralizado em função do nitrogênio total aplicado. Resultados seguidos por letras iguais não diferiram significativamente pelo teste de Tukey (p < 0,05); Letras maiúsculas foram usadas para comparar os solos dentro de cada uma das doses e letras minúsculas foram usadas para comparar doses entre si.

No solo de textura média, os valores de N_{min} variaram entre aproximadamente 47,4 e 74,2 mg kg⁻¹, enquanto no solo argiloso os valores oscilaram entre 69,4 e 116,2 mg.kg⁻¹. Esses resultados indicam que, embora o RSU-14 seja capaz de fornecer N mineral ao solo, sua fração potencialmente mineralizável é menor, sugerindo maior proporção de N associado a compostos orgânicos mais estáveis ou recalcitrantes. A menor resposta do N_{min} ao aumento da dose, especialmente no solo argiloso, reforça essa hipótese.

A TMN do RSU-14 foi inferior à do RSU-10 na maioria dos tratamentos, especialmente no solo argiloso, onde os valores variaram de aproximadamente 9,7 a 22,4%. Esses baixos percentuais indicam que apenas uma pequena fração do N total aplicado foi mineralizada no período avaliado, sugerindo liberação mais lenta do N. No solo de textura média, a TMN do RSU-14 apresentou valores relativamente mais

elevados, com destaque novamente para a dose intermediária, indicando que esse resíduo pode apresentar melhor eficiência relativa de mineralização em ambientes com menor teor de argila e menor proteção física do N orgânico.

Esse padrão reforça que o RSU-14 apresenta potencial como fonte de N de liberação gradual, o que é algo agronomicamente desejável em sistemas que demandam fornecimento mais lento e contínuo do nutriente, reduzindo riscos de perdas principalmente por volatilização.

A análise da taxa de mineralização do nitrogênio (TMN) aos 70 dias reforça e consolida os padrões previamente identificados pela análise estatística da dinâmica temporal da mineralização em cada solo.

No solo de textura argilosa, a maior TMN observada para o RSU-10 e a resposta positiva e consistente ao aumento das doses estão em plena concordância com os resultados da ANOVA, que indicaram forte efeito de dose e pico de mineralização aos 70 dias, bem como maior intensidade de liberação de N para esse resíduo nesse ambiente edáfico. Da mesma forma, a menor TMN do RSU-14 nesse solo confirma o comportamento menos expressivo previamente observado ao longo da incubação.

No solo de textura média, a semelhança entre as doses de 200 e 400 mg kg⁻¹ e a ocorrência de valores máximos de TMN em doses intermediárias corroboram o efeito de saturação já evidenciado pela análise de variância, nos quais o aumento da dose acima de determinado limiar não resultou em incremento proporcional do N mineralizado. Assim, a TMN aos 70 dias sintetiza de forma integrada os padrões temporais e os efeitos de solo, resíduo e dose anteriormente discutidos, funcionando como um indicador consolidado da eficiência de mineralização do N em cada sistema.

Do ponto de vista agrônomo, os dados indicam que ambos os resíduos são capazes de promover liberação lenta de N no solo, porém a magnitude e a dinâmica dessa liberação dependem das condições edáficas e ambientais, o que reforça que sua eficiência como fonte de N não pode ser inferida apenas a partir de ensaios laboratoriais. Assim, a real capacidade desses materiais em suprir nitrogênio às plantas deverá ser avaliada sob condições mais próximas às de campo, como será discutido a partir dos resultados do ensaio em casa de vegetação.

5.4 Ensaio de eficiência agrônômica de N dos fertilizantes organominerais com resíduos minerados de 10 e 14 anos

O acúmulo de N na parte aérea mostrou-se uma variável altamente sensível para discriminar os tratamentos, evidenciando diferenças significativas entre fontes e doses, associadas abaixo coeficiente de variação. Considerando as médias do fatorial, o RSU-10 apresentou o menor acúmulo de N, seguido pelo fertilizante organomineral (OM-10) e pelo fertilizante mineral, que proporcionou os maiores valores.

Os resultados indicam que o FOM-10 promoveu incremento expressivo no N acumulado em relação ao RSU-10, com valores aproximadamente duas vezes superiores aos observados para o resíduo isolado. Esse comportamento evidencia que o aumento no acúmulo de N no tratamento organomineral está predominantemente associado à fração mineral adicionada, uma vez que o N presente no resíduo orgânico permaneceu, em grande parte, indisponível durante o período experimental.

Conforme apresentado na Figura 7, o N acumulado aumentou com o incremento das doses de N para os tratamentos com fertilizante mineral e OM-10, os quais apresentaram ajuste significativo de regressão quadrática, indicando aumento inicial acentuado seguido de tendência à estabilização nas maiores doses. O fertilizante mineral apresentou maior magnitude de resposta em relação ao OM-10, evidenciando maior eficiência na disponibilização do nutriente.

Em contraste, o RSU-10 não apresentou ajuste significativo de regressão em função das doses, sendo observada apenas variação pontual do N acumulado, sem tendência consistente. Esse comportamento indica baixa responsividade à adubação e reforça o desempenho inferior do resíduo como fonte de N no curto prazo.

Esse resultado sugere limitações na disponibilidade de N, possivelmente relacionadas à lenta mineralização da fração orgânica, à imobilização microbiana e/ou à baixa sincronia entre a liberação do nutriente e a demanda da cultura. Dessa forma, o RSU-10 mostrou-se pouco eficiente como fonte de N nas condições avaliadas, apresentando comportamento distinto e menos responsivo em comparação às demais fontes.

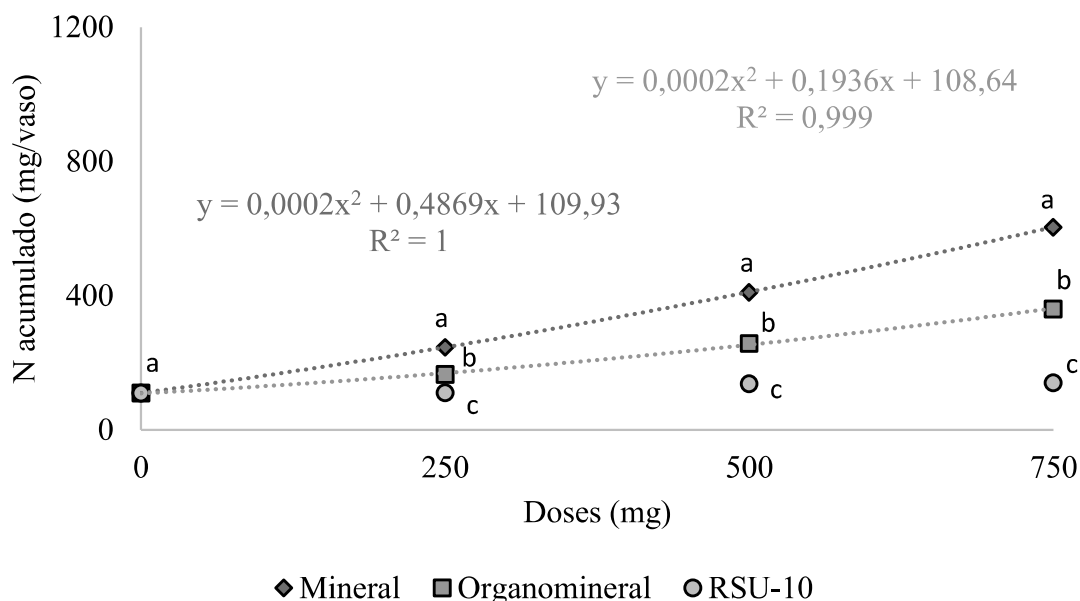


Figura 7 – Acúmulo de N na parte aérea de plantas de milho em função das doses de N para diferentes fontes no ensaio RSU-10.

Pontos representam as médias observadas do desdobramento de tratamentos dentro de cada dose. Linhas representam o ajuste do modelo de regressão linear das doses dentro de cada tratamento. Letras diferentes indicam diferença significativa entre tratamentos dentro de cada dose pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Os resultados obtidos no ensaio em casa de vegetação com o organomineral de 10 anos estão descritos na Tabela 13.

A produção de massa seca da parte aérea do milho foi significativamente influenciada pelas fontes de N e pelas doses aplicadas, conforme evidenciado pela análise fatorial. Considerando apenas os tratamentos com aplicação de N (250, 500 e 750 mg de N/vaso), observou-se clara separação entre as fontes, com menos produção média obtida com o RSU-10, seguido pelo FOM-10 e, fertilizante mineral. A ausência de interação significativa entre fontes e doses indica que o comportamento relativo das fontes foi consistente ao longo das doses avaliadas.

O teor de N na parte aérea acompanhou o comportamento observado para a produção de massa seca. O RSU-10 apresentou os menores teores médios de N, seguido pelo OM-10 e pelo fertilizante mineral. Esse padrão indica maior prontidão do N mineral para absorção pelas plantas, o que já é esperado, enquanto o OM-10 apresentou eficiência intermediária, refletindo a contribuição da fração mineral associada ao resíduo. O RSU-10, por sua vez, apresentou teores reduzidos de N, reforçando a limitação do resíduo isolado como fonte de N, principalmente em sistemas de curta duração.

Os IEA corroboram os resultados observados para o N acumulado. O RSU-10 apresentou valores extremamente baixos de IEA, refletindo sua baixa capacidade de fornecer N disponível à planta. Por outro lado, o FOM-10 apresentou valores intermediários de IEA, devido a adição do N mineral ao tratamento. A IEAR do FOM-10 situou-se em torno de 48%, demonstrando que aproximadamente metade da eficiência do fertilizante mineral foi alcançada com a formulação organomineral.

Considerando que o FOM-10 foi formulado com 50% do N proveniente de fonte mineral prontamente disponível, é plausível que a maior parte do N acumulado na parte aérea tenha se originado dessa fração, com contribuição limitada do N orgânico durante o período experimental. Esse comportamento é corroborado pelo baixo desempenho do tratamento com o resíduo orgânico isolado, que não diferiu do controle, indicando reduzida mineralização do N orgânico ao longo do ciclo do milho.

Ao comparar os valores absolutos de N acumulado entre o tratamento FOM-10 na dose intermediária (500 mg de N/vaso), composto por 250 mg de N provenientes do resíduo e 250 mg de N fornecidos via fertilizante mineral, e o tratamento Mineral na dose 1 (250 mg de N/vaso), observa-se que, embora a quantidade de nitrato de amônio aplicada tenha sido a mesma em ambos os tratamentos, o acúmulo de N foi inferior no FOM-10 (247,7 mg/vaso) em relação ao tratamento exclusivamente mineral (269,8 mg/vaso). Esse resultado indica que a fração orgânica do organomineral não contribuiu para o incremento da absorção de N pela cultura no período avaliado. Além disso, a presença do resíduo pode ter promovido processos de imobilização microbiana ou interações no solo que reduziram temporariamente a disponibilidade do N mineral aplicado, resultando em menor eficiência de aproveitamento do nutriente pela planta.

Tabela 13 - Eficiência agrônômica de N na avaliação do fertilizante organomineral formulado com o RSU-10.

Tratamento	Dose	Massa seca g	Teor de N g kg ⁻¹	Quantidade acumulada de N	IEA	IEAR
	mg por vaso			Mg por vaso		
Controle	0	13,4	8,2	109,6	0,0	0,0
	250	12,6	8,8	119,6	4,0	6,3
RSU-10	500	14,1	9,8	132,8	4,6	8,0
	750	14,1	10,0	135,6	3,5	5,7
		13,4 c	9,5 c	129,9 c	4,0	6,6

OM-10	250	17,3	9,6	190,0	32,2	50,2
	500	20,6	12,5	247,7	27,6	47,5
	750	21,7	16,6	329,5	29,3	47,9
		19,8 b	12,9 b	261,2 b	29,7	48,5
Mineral	250	22,1	11,1	269,8	64,1	-
	500	24,9	16,6	400,6	58,2	-
	750	25,8	23,5	568,5	61,2	-
		24,2 a	17,1 a	420,2 a	61,2	-
CV		6,41%	7,04%	7,78%		

*Letras iguais na mesma coluna não diferem estatisticamente entre si ao teste de Tukey à 5%. IEA = Índice de eficiência agrônômica. IEAR = Índice de eficiência agrônômica relativa.

Tabela 14 - ANOVA do N acumulado na planta do ensaio em casa de vegetação para o RSU-10.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Tratamentos	2	635.419,07	317.709,53	796,35	<0,0001
Doses	2	284.225,59	142.112,79	356,21	<0,0001
Tratamentos x Doses	4	135.672,83	33.918,21	85,02	<0,0001
Erro:	36	14,362,50	398,96		
Total corrigido:	44	1,069.679,99			
CV (%):	7,39				
Média geral:	270,33				
Número de observações:	45				

No ensaio de incubação com solo argiloso, o RSU-10 apresentou elevada Taxa de Mineralização do N (TMN) aos 70 dias, com média de 33,5%, indicando alto potencial de liberação de N em condições laboratoriais. Contudo, esse potencial não se refletiu em eficiência agrônômica no ensaio em casa de vegetação, no qual o RSU-10 apresentou baixos valores de IEA e não diferiu do controle quanto ao N acumulado na parte aérea do milho. Assim ocorreu também com o FOM-10, apresentando IEA intermediário, inferior ao fertilizante mineral. Considerando que 50% do N do organomineral foi fornecido via fonte mineral prontamente disponível, os resultados indicam que a absorção de N nesse tratamento esteve predominantemente associada a essa fração.

Esses resultados evidenciam que a TMN obtida em ensaios de incubação representa o potencial de mineralização do resíduo, mas não prediz sua eficiência

agronômica em culturas de ciclo curto, como o milho, nas condições avaliadas, devido à limitada sincronização entre a liberação do N orgânico e a demanda da planta.

Os resultados de N acumulado indicam que o RSU-14 aplicado isoladamente apresentou desempenho limitado, com valores próximos aos observados no tratamento controle, comportamento semelhante ao verificado para o RSU-10. Esse resultado sugere que, apesar da natureza heterogênea dos resíduos, a fração orgânica presente não foi mineralizada em quantidade suficiente para atender à demanda de nitrogênio do milho ao longo do ciclo. A aplicação do FOM-14 promoveu incremento no N acumulado em relação ao resíduo isolado. No entanto, os valores obtidos permaneceram inferiores aos observados para o fertilizante mineral, evidenciando eficiência agrônômica intermediária dessa fonte.

Conforme apresentado na Figura 8, o N acumulado diferiu significativamente entre as fontes de N nas doses avaliadas (com exceção da dose zero), sendo observados os menores valores para o RSU-14, seguidos pelo FOM-14 e pelo fertilizante mineral. Para os tratamentos com fertilizante mineral e FOM-14, observou-se ajuste significativo de regressão quadrática, indicando aumento do N acumulado com o incremento das doses, porém com tendência de estabilização nas maiores doses. O fertilizante mineral apresentou maior magnitude de resposta em relação ao FOM-14, refletindo maior eficiência na disponibilização do nutriente.

Em contraste, para o RSU-14, não foi observado ajuste significativo de regressão em função das doses, sendo verificada apenas variação pontual do N acumulado, sem tendência consistente. Esse comportamento indica baixa responsividade à adubação e sugere limitações na mineralização do N orgânico, possivelmente associadas à imobilização microbiana durante o ciclo da cultura.

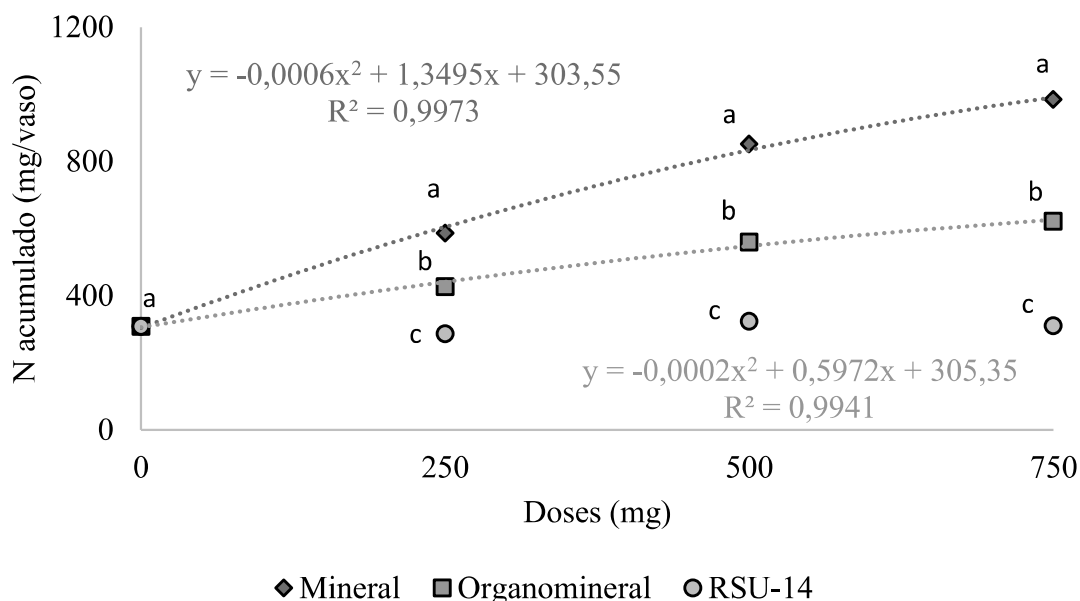


Figura 8 - Acúmulo de N na parte aérea de plantas de milho em função das doses de N para diferentes fontes no ensaio RSU-14.

Pontos representam as médias observadas do desdobramento de tratamentos dentro de cada dose. Linhas representam o ajuste do modelo de regressão linear das doses dentro de cada tratamento. Letras diferentes indicam diferença significativa entre tratamentos dentro de cada dose pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Os resultados obtidos no ensaio em casa de vegetação com o organomineral de 14 anos estão descritos na Tabela 16.

O comportamento do RSU-14 quanto à produção de massa seca foi semelhante ao observado para o RSU-10, apresentando valores próximos aos do tratamento controle e evidenciando baixa eficiência como fonte de N para o milho. Em ambos os ensaios, a aplicação isolada do resíduo orgânico não foi suficiente para promover incrementos expressivos de biomassa, indicando que a liberação do N orgânico ocorreu de forma lenta e pouco sincronizada com a demanda da cultura.

O FOM-14 promoveu aumento significativo da massa seca em relação ao RSU-14, comportamento também observado no ensaio com RSU-10. Entretanto, assim como no primeiro ensaio, o desempenho do FOM-14 permaneceu inferior ao do fertilizante mineral em todas as doses avaliadas, reforçando que a inclusão de N mineral melhora a eficiência do resíduo, mas não o torna equivalente à fonte mineral.

O teor de N na parte aérea seguiu o mesmo padrão observado para a massa seca. Os maiores teores foram obtidos nos tratamentos com fertilizante mineral, seguidos pelo FOM-14 e pelo RSU-14, comportamento consistente com o observado no ensaio com

RSU-10. O coeficiente de variação para o teor de N foi de 10,50%, valor adequado para variáveis relacionadas à dinâmica do N, indicando confiabilidade dos resultados.

Para o RSU-14, o padrão observado para o N acumulado repetiu-se de forma semelhante ao RSU-10. Ao comparar o tratamento FOM-14 na dose 2 (500 mg de N/vaso), correspondente à aplicação de 250 mg de N provenientes do resíduo e 250 mg de N via fertilizante mineral, com o tratamento Mineral na dose 1 (250 mg de N/vaso), observa-se que o N acumulado foi inferior no FOM-14 (554,7 mg/vaso) em relação ao tratamento exclusivamente mineral (610,7 mg/vaso). Esse resultado indica que, assim como observado para o FOM-10, a fração orgânica do FOM-14 não promoveu incremento adicional no aproveitamento do N mineral no período avaliado, sugerindo que processos associados à dinâmica do N orgânico, como a imobilização microbiana ou a liberação lenta do nutriente, podem ter limitado a absorção imediata de N pela cultura do milho em condições de casa de vegetação.

Os índices de eficiência agrônômica corroboram os resultados observados para o N acumulado na parte aérea. O RSU-14 apresentou valores muito baixos e, em alguns casos, negativos de IEA, comportamento semelhante ao observado para o RSU-10, refletindo sua reduzida capacidade de fornecer N assimilável ao milho nas condições estudadas. A ocorrência de valores negativos de IEA indica que, em determinadas doses, a quantidade de N absorvida pelas plantas foi inferior àquela observada no tratamento controle, mesmo na ausência de adubação nitrogenada.

Esse comportamento sugere a possível ocorrência de “efeito *priming*”, no qual a adição de resíduo orgânico com relação C:N inadequada para suprir a demanda microbiana pode estimular a imobilização de N mineral do solo ou intensificar a decomposição da matéria orgânica nativa, reduzindo temporariamente a disponibilidade de N para a planta. Esse efeito é compatível com a dinâmica observada no ensaio de incubação, que evidenciou mineralização lenta e padrões temporais complexos de liberação e possível imobilização de N.

Com relação à eficiência agrônômica relativa (IEAR), os valores observados para o FOM-14 foram superiores aos do RSU-14, porém permaneceram próximos ou inferiores a 50%, indicando que menos da metade da resposta obtida com o fertilizante mineral foi alcançada. Esse comportamento é esperado, uma vez que o IEAR utiliza como referência um tratamento submetido aos mesmos efeitos edáficos e microbianos, constituindo um índice mais conservador e representativo da eficiência relativa das

fontes. Considerando que 50% do N do organomineral foi fornecido via fonte mineral prontamente disponível, os resultados indicam que a absorção de N nesses tratamentos esteve predominantemente associada a essa fração, com contribuição nula ou limitada do N orgânico dos resíduos durante o ciclo da cultura, assim como observado para o RSU-10.

Tabela 15 - Eficiência agrônômica de N na avaliação do fertilizante organomineral formulado com o resíduo minerado aterrado por 14 anos.

Tratamentos	Doses	Massa seca	Teor de N	Quantidade acumulada de N	IEA	IEAR
	mg/vaso	g	g/kg	mg/vaso	%	
Controle	-	37,1	8,2	309,0	0,0	0,0
	250	36,3	7,9	297,4	-5,0	-3,9
RSU-14	500	37,7	8,6	323,1	2,8	2,6
	750	38,4	8,1	303,4	-1,0	-0,9
		37,4 c	8,3 c	307,8 c	-1,1	-0,7
FOM-14	250	43,9	9,8	456,0	58,8	48,7
	500	47,2	11,9	554,7	49,1	46,0
	750	48,9	12,7	593,2	37,9	43,9
		46,6 b	11,5 b	537,1 b	48,6	46,2
Mineral	250	48,9	12,0	610,7	120,7	-
	500	51,4	16,6	843,6	106,9	-
	750	52,4	18,8	956,6	86,3	-
		50,9 a	15,8 a	807,8 a	104,6	
CV		4,33%	10,50%	11,97%		

*Letras iguais na mesma coluna não diferem estatisticamente entre si ao teste de Tukey à 5%. IEA = Índice de eficiência agrônômica. IEAR = Índice de eficiência agrônômica relativa.

Tabela 16 - ANOVA do N acumulado na planta do ensaio em casa de vegetação para o resíduo de 14 anos.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Tratamentos	2	635.419,07	317.709,53	796,35	<0,0001
Doses	2	284.225,59	142.112,79	356,21	<0,0001
Tratamentos x Doses	4	135.672,83	33.918,21	85,02	<0,0001
Erro:	36	14.362,50	398,96		
Total corrigido:	44	1.069.679,99			
CV (%):	7,39				

Média geral:	270,33
Número de observações:	45

Apesar de a proposta do organomineral não se restringir ao fornecimento direto de N à cultura, mas envolver a integração entre a fração mineral, responsável pelo suprimento prontamente disponível do nutriente, e a fração orgânica do resíduo, com potencial de atuação indireta na melhoria de atributos do solo, como o aumento da matéria orgânica, CRA e CTC, os resultados obtidos nos ensaios em casa de vegetação não evidenciaram esse efeito positivo sobre a absorção de N pelo milho. Embora a incorporação de N orgânico possa, em avaliações de maior duração, favorecer a atividade da biota do solo e os processos de ciclagem de nutrientes, tais benefícios não foram evidenciados nos índices de produtividade calculados para os fertilizantes organominerais avaliados nas condições experimentais deste estudo.

O padrão observado em incubação do RSU-14 (TMN com valor médio em torno de 14% para solo argiloso) explica o baixo desempenho agrônômico desse tratamento no ensaio em casa de vegetação. Os valores reduzidos e, em alguns casos, negativos de IEA indicam que a quantidade de N absorvida pelo milho foi semelhante ou inferior à do controle, evidenciando que a liberação de N do RSU-14 não ocorreu em magnitude nem no momento adequados para atender à demanda da cultura. A baixa TMN no solo argiloso reforça essa interpretação, ao indicar que apenas pequena fração do N total do resíduo foi convertida em formas minerais no período correspondente ao ciclo do milho.

Assim, a integração entre os ensaios evidencia coerência entre os resultados: a baixa TMN do RSU-14 no solo argiloso é compatível com os baixos valores de IEA do RSU-14 e com os valores intermediários de IEAR do FOM-14, confirmando que a mineralização do N orgânico ocorreu de forma lenta e pouco sincronizada com a demanda do milho. Esses resultados reforçam que, nas condições avaliadas e para culturas de ciclo curto, o RSU-14 não se comporta como fonte efetiva de N, e que o desempenho do FOM-14 depende majoritariamente da fração mineral adicionada, com participação limitada do N orgânico no suprimento imediato do nutriente.

6. CONCLUSÃO

- Nenhum dos resíduos avaliados atendeu simultaneamente aos critérios exigidos pela legislação brasileira para enquadramento como **condicionador de solo**.

- Entre os materiais estudados, apenas o RSU-14 cumpriu integralmente os requisitos legais para classificação como **fertilizante orgânico**, destacando-se quanto ao teor de N, carbono orgânico, relação C/N e umidade.
- Todos os resíduos apresentaram características que permitem seu enquadramento como **substratos para plantas**, desde que devidamente caracterizados, declarados e rotulados conforme a legislação vigente.
- Os teores de elementos potencialmente tóxicos e patógenos nos resíduos permaneceram abaixo dos limites máximos estabelecidos pela legislação, indicando baixo risco ambiental para uso agrícola, com exceção do Pb para a legislação de fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo.
- Apesar dos valores de N total dos resíduos (RSU-10 = 0,9% e RSU-14 = 1,6%) indicarem potencial para uso como fonte de N e os ensaios de mineralização indicarem que o N dos resíduos é mineralizável, tornando-se disponível para as plantas (TMN RSU-10: 25,6%; TMN RSU-14: 18,4%) não houve correspondência direta com eficiência agrônômica no ensaio em casa de vegetação (IEA RSU-10: 4,0%; IEA FOM-10: 29,7%; IEA RSU-14: -1,1 e IEA FOM-14: 48,6%).

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Os resultados indicam que o uso agrícola da fração fina é tecnicamente viável, sendo necessários estudos adicionais para viabilizar a logística de mineração e o escalonamento da atividade.
- Recomenda-se a avaliação de estratégias de agregação de valor que assegurem o retorno econômico do uso agrícola dos finos minerados, incluindo a formulação de fertilizantes organominerais enriquecidos com fósforo, uma vez que o apelo ambiental isoladamente ainda é insuficiente no contexto brasileiro.
- Foi percebido que durante a irrigação dos experimentos em casa de vegetação os tratamentos que possuíam o resíduo necessitavam de menos água desde o período inicial, por isso, recomenda-se a avaliação do manejo da irrigação, podendo o uso do resíduo agregar para a CRA do solo, diminuindo a necessidade hídrica da planta.

- Sugere-se testar os presentes resíduos em culturas de ciclo mais longo, considerando que o pico de mineralização de N observado em aproximadamente 70 dias pode ter um maior aproveitamento em culturas com menor demanda inicial desse nutriente.

8. REFERÊNCIAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 8419**: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro. 1992.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10004**: Resíduos Sólidos- Classificação. Rio de Janeiro. 2004.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas e Limpezas Públicas e Resíduos Especiais. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. 2020.

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. 2022.

ABREMA – Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. 2024.

ALVES, L.M.C. Ciclo do nitrogênio e fixação biológica. 2015. Disponível em: <http://www.fcav.unesp.br/Home/departamentos/tecnologia/luciamariacararetoalves/ciclo-n-e-fbn.pdf>.

ANDRADE, C. A.; SILVA, L. F. M.; PIRES, A. M. M.; COSCIONE, A. R. Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo após sucessivas aplicações de lodo de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 48, n. 5, p. 536-544, 2013.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2020. Substance priority list | atsdr. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/spl/>.

BARROS, V. G.; DUDA, R. M.; SILVA VANTINI, J.; OMORI, W. P.; FERRO, M. I. T.; OLIVEIRA, R. A. Improved methane production from sugarcane vinasse with filter cake in thermophilic UASB reactors, with predominance of *Methanothermobacter* and *Methanosarcina* archaea and Thermotogae bacteria. *Bioresource Technology*, v. 244, p. 371–381, 2017.

BANDYOPADHYAYA, I.; CHOUDHURI, D. K.; PONGE, J. F. Effects of some physical factors and agricultural practices on *Collembolla* in a multiple cropping programme in west Bengal (India). *European Journal Soil Biology*, Bengal, v. 38, n. 1, p.111-117,2002.

BERTON, S. R.; CHIBA, K. M.; COSCIONE, R. A.; ABREU, F. M.; NASCIMENTO, L. A. Compostagem para fins agrícolas. Campinas, SP: Instituto Agrônomo, 2021. 116p.

BERNAL, A. P.; SILVA DOS SANTOS, I. F.; MONI SILVA, A. P.; BARROS, R. M.; RIBEIRO, E. M. Vinasse biogas for energy generation in Brazil: An assessment of economic feasibility, energy potential and avoided CO₂ emissions. *Journal of Cleaner Production*, v. 151, p. 260–271, 2017.

BLÄSING, M.; AMELUNG, W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources, **Science of The Total Environment**, Volume 612, Pages 422-435, 2018, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086>

BOTELHO, S.M.; VELOSO, C.A.C.; RODRIGUES, J.E.L.F.; FERREIRA, E.V.O. Fertilizantes orgânicos. In: BRASIL, E.C.; CRAVO, M. da S.; VIEGAS, I.J.M. (org.). *Recomendações de calagem e adubação para o estado do Pará*. 2. ed. rev. e atual. Brasília, DF: Embrapa, 2020. p. 93–103. Disponível em:

<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1127241>. Acesso em: 5 ago. 2025.

BRASIL. **Lei nº 6.894 de 16 de dezembro de 1980**. Dispões sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes, destinados à agricultura. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília (DF), 17 de dez., 1980.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Aprova normas sobre especificações e garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos corretivos de acidez, de alcalinidade e de sodicidade e dos condicionadores de solo, destinados à agricultura, na forma do Anexo a esta Instrução Normativa. Instrução normativa nº 35, de 04 de julho de 2006. Brasília, DF, 12 de julho de 2006.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Aprova os Métodos Analíticos Oficiais para Análise de Substratos e Condicionadores de Solos, na forma do Anexo à presente Instrução Normativa. Instrução Normativa nº17, de 21 de maio de 2007.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Altera os subitens 3.1.2, 4.1 e 4.1.2, do Anexo à Instrução Normativa SDA nº 17, de 21 de maio de 2007. Instrução normativa nº 31, de 23 de outubro de 2008. Brasília, DF, 24 de outubro de 2008.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Aprova as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Instrução Normativa n.25, de 23 de julho de 2009.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei. Nº 9605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. 2010.

BRASIL. Lei nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980 (Alterada pela Lei 12.890/2013). Disponível em: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/lei-6894-de-16-12-80-alterada-pela-lei-12890-2013.pdf>>. 2013b

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Decreto nº 4.954, de 14 de janeiro de 2004 (com alterações do Decreto nº 8.384/2014, que altera o Anexo do Decreto nº 4.954, de 14 de janeiro de 2004, que aprova o Regulamento da Lei nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980, que dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes ou biofertilizantes destinados à agricultura. 2014.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Aprova limites máximos de contaminantes em substrato para plantas, na forma do Anexo à presente Instrução Normativa. Instrução normativa nº 7, de 12 de abril de 2016. Brasília, DF, 02 de maio de 2016.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos. Brasília: MAPA, p. 240. 2017.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. Instrução normativa nº 61, de 08 de julho de 2020. Brasília, DF, 15 de julho de 2020a.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 53, de 23 de outubro de 2013. Aprova os métodos oficiais para análise de fertilizantes e corretivos. Alterada pela Instrução Normativa MAPA nº 03, de 15 de janeiro de 2020. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 24 out. 2020b.

BRASIL. Decreto nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. 2022a.

BRASIL. Decreto nº 11.043, de 13 de abril de 2022. Aprova o Plano Nacional de Resíduos Sólidos – Planares. 2022b.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária / Secretaria de Defesa Agropecuária. Portaria SDA/MAPA nº 1.110, de 13/05/2024. Aprova os métodos oficiais para realização de ensaios dos programas e controles oficiais do Ministério da Agricultura e Pecuária. Brasília, DF: 2024a. Disponível em: < <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-gricolas/fertilizantes/legislacao/portaria-sda-1110-de-13-de-maio-2024.pdf>>

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020. Estabelece critérios e procedimentos para o uso agrícola de resíduos e seus produtos. Diário Oficial da União, Brasília, 2020.

BREDEMEIER, C.; MUNDSTOCK, C.M. Regulação da absorção e assimilação do nitrogênio nas plantas. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 30, n. 2, p. 365-372, 2000.

BURLAKOV, J.; KACZALA, F.; VINCEVICA-GAILE, Z.; RUDOVICA, V.; ORUPÖLD, K.; STAPKEVICA, M.; BHATNAGAR, A.; KRIIPSALU, M.; HOGLAND, M.; KLAVINS, M.; HOGLAND, W. Mobility of Metals and Valorization of Sorted Fine Fraction of Waste After Landfill Excavation. *Waste and Biomass Valorization*, v. 7, n. 3, p. 593–602, 2016.

CARNEIRO, W.J.O.; SILVA, C.A.; MUNIZ, J.A.; SAVIAN, T.V. Mineralização de nitrogênio em latossolos adubados com resíduos orgânicos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Brasil, v. 37, p. 716-725, 2013.

CANOPOLI, L.; FIDALGO, B.; COULON, S. T.; WAGLAND, S. T. Physico-chemical properties of excavated plastic from landfill mining and current recycling routes, **Waste Management**, Volume 76, 2018, Pages 55-67, ISSN 0956-053X, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.043>.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H. V.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CENTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L, eds. Fertilidade do solo. Viçosa, Minas Gerais, 2007. p.375-470.

CEMPRE – Compromisso Empresarial para Reciclagem. Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado. 4 ed. São Paulo: CEMPRE, 316 p., 2018. Disponível em: <https://cempre.org.br/wp-content/uploads/2020/11/6-Lixo_Municipal_2018.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2021.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Norma Técnica P4.002 – Efluentes e lodos fluidos de indústrias cítricas: critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. 2ª edição, 2019. São Paulo: CETESB, 2019.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Norma Técnica P4.230 – Aplicação de lodo de sistemas de tratamento biológico de efluentes líquidos sanitários em solo: diretrizes e critérios para projeto e operação. 2ª edição, maio 2021. São Paulo: CETESB, 2021.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Norma Técnica P4.233 – Lodos de curtumes: critérios para uso em áreas agrícolas e procedimentos para apresentação de projetos. Set. 1999. São Paulo: CETESB, 1999.

Cooper, P.F. Historical aspect of wastewater treatment. In: Lens, P.; Zeeman, G.; Lettinga, G. (eds.). Decentralised sanitation reuse: concepts, system and implementation. London, UK: IWA Publishing, 2001. p. 11–38.

CHANDANA, N., GOLI, V. S. N. S., MOHAMMAD, A.; SINGH, D. N. Characterization and Utilization of Landfill-Mined-Soil-Like-Fractions (LFMSF) for Sustainable Development: A Critical Appraisal. Waste and Biomass Valorization, v. 12, n. 2, p. 641–662, fev. 2021.

FIA, R. Resíduos orgânicos: processos de tratamento e potencial de uso agrícola. In: BETTIOL, W.; SILVA, C.A.; CERRI, C.E.P.; MARTIN-NETO, L.; ANDRADE, C.A. (eds.). *Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical*. Brasília, DF: Embrapa Meio Ambiente, 2023. p. 317–349. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1153147/entendendo-a-materia-organica-do-solo-em-ambientes-tropical-e-subtropical>. Acesso em: 24 jul. 2025.

GATIBONI, L. C.; COIMBRA, J. L. M.; PRADO WILDNER, L.; DENARDIN, R. B. N. Modificações na fauna edáfica durante a decomposição da palhada de centeio e aveia-preta, em sistema plantio direto. Biotemas, Florianópolis, v.22, n. 2, p.45-53, jun. 2009.

GOLI, V.S.N.S.; SINGH, P.; SINGH, D.N. A comprehensive methodology for determining buffering capacity of landfill-mined-soil-like-fractions. Science of the Total Environment, v. 833, 2022a.

GOLI, V.S.N.S.; SINGH, P.; SINGH, D.N.; Tak, A.M. Investigations on characteristics of landfill-mined-soil-like-fractions and their dependency on organic matter. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 162, p. 795–812, 2022b.

GUARESCHI, R.F.; PERIN, A.; ROCHA, A.C.; ANDRADE, D.N. Adubação com cama de frango e esterco bovino na produtividade de feijão azuki. *Revista Agrarian, Dourados*, v. 6, n. 19, p. 29-35, 2013.

GURUSAMY, S., & THANGAM, R. S. P. (2023). Potential health risk assessment of contaminants in soil-like material recovered from landfill mining. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(2), 330.

HE, S.; HAN, Z.; LI, H.; WANG, J.; GUO, N. & WU, Y. Influence of dissolved organic matter and heavy metals on the utilization of soil-like material mined from different types of MSW landfills. *Waste Management*, v. 153, p. 312–322, 1 nov. 2022.

HENDGES, C.; SCHILLER, A.P.; MANFRIN, J.; CARRARO, T.; SCHONS, D.C.; GONÇALVES JUNIOR, A.C. Resíduos x agricultura: classificação, tratamento e destinação final ambientalmente adequada. *Sci. Agrar. Parana*. 18, 1–8 (2019). Disponível em: <https://e-revista.unioeste.br/index.php/scientiaagraria/article/view/20243>. Acesso em: 24 jul. 2025.

HOGLAND, W.; SALERNI, E.; THÖRNEBY, L.; MARQUES, M. Landfill mining in Europe and USA: the state of the art. **Proceedings... WASTECON'96**, Durban, South Africa, 1996.

HOGLAND, W.; MARQUES, M.; NIMMERMARK, Sven. Landfill mining and waste characterization: a strategy for remediation of contaminated areas. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, v. 6, n. 2, 2004.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo demográfico 2022: população e domicílios – resultados preliminares. Rio de Janeiro: IBGE, 2023. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 21 jul. 2025.

ISWA - International Solid Waste Association. Roteiro para encerramento de lixões: os lugares mais poluídos do mundo. São Paulo, SP: Abrelpe, 2017. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/roteiro-para-encerramento-de-lixoes/>. Acesso em: 23 jul. 2025.

JAGODZINSKA, K.; ZAINI, I. N.; SVANBERG, R.; YANG, W.; JÖNSSON, P. G. Pyrolysis of excavated waste from landfill mining: Characterisation of the process products, **Journal of Cleaner Production**, Volume 279, 2021, 123541, ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123541>

JAIN, P.; TOWNSEND, T. G.; JOHNSON, P.. Case study of landfill reclamation at a Florida landfill site. **Waste Management**, v. 33, n. 1, p. 109-116, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.011>.

JANI, Y.; KACZALA, F.; MARCHAND, C.; HOGGLAND, M.; KRIIPSALU, M.; HOGGLAND, W.; KIHIL, A. Characterisation of excavated fine fraction and waste composition from a Swedish landfill. *Waste Management & Research*, v. 34, n. 12, p. 1292-1299, 2016. <http://dx.doi.org/10.1177/0734242x16670000>

JOHANSSON, N.; KROOK, J.; EKLUND, M.. Transforming dumps into gold mines. Experiences from Swedish case studies. **Environmental Innovation And Societal Transitions**, v. 5, p. 33-48, 2012.. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eist.2012.10.004>.

JONES, P. T.; GEYSEN, D.; TIELEMAND, Y.; VAN PASSEL, S.; PONTIKES, Y.; BLANPAIN, B.; QUAGHEBEUR, M.; HOEKSTRA, N. Enhanced Landfill Mining in view 216 of multiple resource recovery: a critical review, **Journal of Cleaner Production**, Volume 55, 2013, Pages 45-55, ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.021>

JOSHI, M. *New vistas of organic farming*. 2. ed. Jodhpur, India: Scientific Publishers, 2016. 407 p.

Karpinski, F.W.; Fonseca, C.A.; Lopes, R.M.; Müller, R.R.; Bastos, T.B. A agricultura sustentável e seu papel na preservação do meio ambiente: a busca por manejos conservacionistas e eficientes para um meio mais sustentável. *Revista Unicrea – Revista Técnica Científica da Universidade Corporativa do CREA*, Florianópolis, v. 2, n. 2, p. 3–16, 2024.

Khiel, E.J. *Novos fertilizantes orgânicos*. Piracicaba: Degaspari, 2010. 247 p.

KROOK, J.; SVENSSON, N.; EKLUND, M.. Landfill mining: a critical review of two decades of research. **Waste Management**, v. 32, n. 3, p. 513-520, 2012. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.015>.

KURIAN, J.; ESAKKU, S.; NAGENDRAN, R. Mining compost from dumpsites and bioreactor landfills. **International Journal of Environmental Technology and Management**, v. 7, p. 317–325, 2007. Disponível em: <<https://EconPapers.repec.org/RePEc:ids:ijetma:v:7:y:2007:i:3/4:p:317-325>>.

LEME, M.A.G.; TAKEDA, C.M.; SILVA, K.G.; SILVA, J.C.V.; MIGUEL, M.G. Gravimetric Characterization of Brazilian Municipal Solid Waste Mined from Landfill for Assessment of Reuse Potential. In: Sardinia 2021, 11-15 October 2021, Cagliari/Itália. 18th International Symposium on Waste Management and Sustainable Landfilling. Cagliari/Itália: CISA Publisher, 2021.

MANTOVANI, J.R.; FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.P.; BARBOSA, J.C.; FREIRIA, A.C. Mineralização de carbono e de nitrogênio provenientes de composto de lixo urbano em Argissolo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 30, p. 677-684, 2006.

- MARTINEZ, S.; GABRIEL, J. L.; et al. The Application of a Bio-Stabilized Municipal Solid Waste-Based Fertilizer for Buckwheat Production. *Agriculture*, v. 12, n. 6, 2022.
- MASI, S.; CANIANI, D.; GRIECO, E.; Mancini, I.M. Assessment of the possible reuse of MSW coming from landfill mining of old open dumpsites. *Waste Management*, v. 34, n. 3, p. 702–710, 2014.
- MELLO FAF. 1987. Eficiência do método de Neubauer na avaliação de fósforo e de potássio disponíveis do solo. *Revista de Agricultura*, 62: 273-279.
- MÖNKÄRE, T. J.; PALMROTH, M. R. T. RINTALA, J.A. Characterization of fine fraction mined from two Finnish landfills, *Waste Management*, Volume 47, Part A, 2016.
- MONTEJO, C.; COSTA, C.; MÁRQUEZ, M.C. Influence of input material and operational performance on the physical and chemical properties of MSW compost. *Journal of Environmental Management*, v. 162, s.n, p. 240-249, 2015.
- NASCIMENTO, V. F.; SOBRAL, A. C.; FEHR, M.; YESILLER0, N.; ANDRADE, P. R.; OMETTO, J. P. H. Municipal solid waste disposal in Brazil: improvements and challenges. *International Journal of Environment and Waste Management*, v. 23, n. 3, p. 300–318, 2019.
- NAZIR, R., KHAN, M., MASAB, M., REHMAN, H. U., RAUF, N. U., SHAHAB, S., & SHAHEEN, Z. (2015). Accumulation of heavy metals (Ni, Cu, Cd, Cr, Pb, Zn, Fe) in the soil, water and plants and analysis of physico-chemical parameters of soil and water collected from Tanda Dam Kohat. *Journal of pharmaceutical sciences and research*, 7(3), 89.
- NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed.) *Fertilidade do Solo*. Viçosa: SBCS, 1017 p. 2007.
- O’CONNOR, J.; MICKAN, B. S.; SIDDIQUE, K. H. M.; RINKLEBE, J.; KIRKHAM, B.; BOLAN, N. S. Physical, chemical, and microbial contaminants in food waste management for soil application: A review, **Environmental Pollution**, Volume 300, 2022, 118860, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118860>
- OKOFFO, E.D.; TSCHARKE, B.J.; O’BRIEN, J.W.; O’BRIEN, S.; RIBEIRO, F.; BURROWS, S.D.; CHOI, P.M.; WANG, X.; MUELLER, J.F.; THOMAS, K.V. Release of plastics to Australian land from biosolids end-use. *Environmental Science & Technology*, v. 54, n. 23, p. 15132–15141, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05867>. Acesso em: 5 ago. 2025.
- PARRODI, J. C. H.; HÖLLEN, D.; POMBERGER, R. Characterization Of Fine Fractions From Landfill Mining: A Review Of Previous Investigations. *Detritus*, v. 2, n. 1, p. 46, 2018.

PAULA, J. R.; MATOS, A. T.; PEREIRA, M. S.; ANDRADE, C. A. Mineralização do carbono e nitrogênio de resíduos aplicados o solo em campo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, p. 1729-1741, 2013.

PAZA, J. O.; ROSA, K. C.; BALDICERA, A. K. A importância de buscar por práticas mais sustentáveis na agricultura: o uso consciente do solo e a utilização de técnicas corretas de manejo. *Revista Unicrea*, Florianópolis, v. 2, n. 2, p. 56–66, mai./ago. 2024. Acesso em: 05 ago. 2025.

PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. A.; SOUZA, N. A. P.; CARMO, J. B.; COSCIONE, A. R.; CARVALHO, C. S. Disponibilidade e mineralização do nitrogênio após aplicações sucessivas de lodo de esgoto no solo, estimadas por meio de incubação anaeróbica. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 50, n. 4, p. 333-342, 2015.

QUAGHEBEUR, M.; LAENEN, B.; GEYSEN, D.; NIELSEN, P.; PONTIKES, Y.; GERVEN, T. V.; SPOOREN, J. Characterization of landfilled materials: screening of the enhanced landfill mining potential, *Journal of Cleaner Production*, volume 55, 2013. RAGA, R.; COSSU, R. **Landfill mining**. In book: *Solid Waste Landfilling*, pp.1061-1073, 2018. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-407721-8.00051-6>

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C.. **Boletim técnico 100**: Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo. 2 ed. Campinas: Instituto Agrônomo, Fundação IAC, 1997. 285 p.

SARAVANAN, G.; RAMESH, S. T.. Statistical analysis of seasonal variation in the characteristics of soil like material and refuse derived fuel recovered from landfill mining. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, v. 38, n. 1, p. 127–146, 2024.

SÃO PAULO. **Lei nº 12.300, de 16 de março de 2006**. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2006/lei-12300-16.03.2006.html>. Acesso em: 18 de novembro de 2025.

SCHIMIGUEL, R.; MORAES SÁ, J.C. de; BRIEDIS, C.; HARTMAN, D.D.C.; ZUFFO, J. Estabilidade de agregados do solo devido a sistemas de cultivo. *Synergismus scyentifica UTFPR*, 9(1). 2014.

SEVERINO LS; COSTA FX; BELTRÃO NEM; LUCENA MA; GUIMARÃES MMB. 2004. Mineralização da torta de mamona, esterco bovino e bagaço de cana estimada pela respiração microbiana. *Revista de Biologia e Ciências da Terra* 5:20-26. SINGH, A.; CHANDEL, M. K. Effect of ageing on waste characteristics excavated from an Indian dumpsite and its potential valorisation. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 134, p. 24–35, 1 fev. 2020.

SILVA, F. C.; SANTOS, A. D.; BERTON, R. S., (2020). GESTÃO PÚBLICA DE RESÍDUO SÓLIDO DOMICILIAR ORGÂNICO NO MUNICÍPIO: COMPOSTAGEM, AGRICULTURA E INFORMÁTICA.

SILVA, R. F. D.; CORASSA, G. M.; BERTOLLO, G. M.; SANTI, A. L.; STEFFEN, R. B. (2013). Fauna edáfica influenciada pelo uso de culturas e consórcios de cobertura do solo. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 43, 130-137.

SILVA, F. C. da; BERTON, R. S.; CHITOLINA, J. C.; BALESTEIRO, S. D. Uso agrícola do composto de lixo no Estado de São Paulo: recomendações técnicas. Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2002. (Embrapa Informática Agropecuária. Circular Técnica).

STANFORD, G.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America*. v. 36, p. 465-472, 1972.

TWRF – The World Resource Foundation. **Landfill mining**. Bridge House, Tonbridge, UK, 1995.

WANG, Y-N.; XU, R.; KAI, Y.; WANG, H.; SUN, Y.; ZHAN, M.; GONG, B. Evaluating the physicochemical properties of refuse with a short-term landfill age and odorous pollutants emission during landfill mining: A case study, **Waste Management**, Volume 121, 2021, Pages 77-86, ISSN 0956-053X, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.12.001>

ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN, T.. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, v. 38, p. 383-392, 2014. <http://doi.org/10.1016/j.rser.2014.05>

9. ANEXOS

ANEXO I - Nitrogênio mineralizado na incubação aeróbia do RSU-10.

Tratamentos	Solo	Doses mg g ⁻¹	Tempo de incubação (dias)										
			0	7	14	28	42	56	70	84	98	112	126
Controle	Argilosa	-	27,0	51,3	42,2	61,5	67,4	88,2	88,0	74,9	72,3	69,1	67,0
		100	55,8	86,0	89,8	110,3	122,0	141,0	150,7	114,0	111,2	107,3	100,6
		200	72,0	108,7	112,2	146,9	157,3	159,0	197,3	147,1	130,3	123,5	117,3
		400	78,6	116,6	130,4	152,1	170,3	186,7	232,5	161,9	145,8	130,5	127,2
RSU-10	Textura média	-	12,0	17,1	13,6	24,9	32,0	34,9	40,6	32,4	32,4	30,2	36,5
		100	49,9	64,4	63,6	76,0	82,0	89,5	90,6	76,2	74,7	69,6	79,1
		200	60,1	76,6	76,0	92,6	95,1	116,1	133,5	105,4	102,8	90,2	100,5
		400	67,7	89,0	85,8	97,7	104,7	122,2	132,8	107,6	107,9	112,3	126,6

Os valores médios de N correspondem a quantidade de N mineral (amônio + nitrato + nítrito) liberada durante o ensaio de incubação, calculada a partir da titulação após a destilação (método Kjeldahl).

ANEXO II - Nitrogênio mineralizado na incubação aeróbia do RSU-14.

Tratamentos	Solo	Doses mg g ⁻¹	Tempo de incubação (dias)										
			0	7	14	28	42	56	70	84	98	112	126
Controle	-	-	27,2	60,6	42,2	61,5	67,4	75,3	88,0	76,6	71,8	61,1	68,1
		100	50,7	95,0	82,9	108,5	121,1	120,0	113,3	102,9	88,4	93,1	
		200	61,1	105,4	100,3	116,4	128,4	138,9	124,0	111,8	102,9	108,4	
RSU-14		400	38,3	106,1	108,2	130,7	141,0	151,7	154,5	128,5	124,5	119,2	127,3
Controle	-	-	12,0	24,9	18,7	24,9	32,0	39,5	40,6	33,7	31,2	33,0	36,9
		100	16,2	44,4	36,1	48,7	60,0	67,8	63,6	46,5	42,0	49,9	50,7
		200	16,9	58,1	54,2	60,7	79,0	86,9	91,0	56,8	59,3	56,5	64,2
RSU-14		400	40,0	81,7	78,5	85,4	103,8	111,8	77,4	81,7	88,7	89,9	

Os valores médios de N correspondem a quantidade de N mineral (amônio + nitrato + nitrito) liberada durante o ensaio de incubação, calculada a partir da titulação após a destilação (método Kjeldahl).

ANEXO III - Nitrogênio mineralizado na incubação aeróbia do RSU-10.

Tratamentos	Solo	Doses mg g ⁻¹	Tempo de incubação (dias)											
			0	7	14	28	42	56	70	84	98	112	126	
Controle	Argilosa	-	0,0	24,3	15,2	34,5	40,4	61,2	61,0	47,8	45,3	42,1	40,0	
		100	0,0	30,2	33,9	54,5	66,1	85,1	94,8	58,0	55,3	51,4	44,7	
		200	0,0	36,7	40,2	74,9	85,3	86,8	125,3	75,0	58,2	51,5	45,3	
		400	0,0	38,0	51,7	73,5	91,7	108,1	153,9	83,3	67,2	51,9	48,6	
Controle	Textura média	-	0,0	5,1	1,6	12,9	20,1	23,0	28,7	20,4	20,4	18,2	24,6	
		100	0,0	14,5	13,6	26,0	32,1	39,6	40,7	26,3	24,7	19,7	29,2	
		200	0,0	16,5	15,9	32,5	35,0	56,0	73,3	45,3	42,7	30,1	40,4	
		400	0,0	21,3	18,1	30,0	37,0	54,4	65,1	39,9	40,1	44,6	58,9	

O cálculo para o N mineralizado se dá pela subtração da concentração de N no tempo X de um tratamento pelo tempo zero do mesmo tratamento.

ANEXO IV - N mineralizado na incubação aeróbia do RSU-14.

Tempo de incubação (dias)

Tratamentos	Solo	Doses mg/g	0	7	14	28	42	56	70	84	98	112	126
Controle	Argilosa	-	0,0	33,6	15,2	34,5	40,4	48,3	61,0	49,6	44,8	34,1	41,0
		100	0,0	44,3	32,3	47,1	57,8	70,5	69,4	62,7	52,5	37,7	42,4
		200	0,0	44,2	39,2	55,2	67,3	77,8	76,9	62,9	50,6	41,8	47,2
		400	0,0	67,9	69,9	92,4	102,7	113,5	116,2	90,2	86,3	81,0	89,0
RSU-14	Textura média	-	0,0	12,9	6,8	12,9	20,1	27,5	28,7	21,8	19,2	21,0	24,9
		100	0,0	28,1	19,9	32,4	43,8	51,5	47,4	30,3	25,7	33,7	34,3
		200	0,0	41,2	37,3	43,8	62,1	70,0	74,2	39,9	42,5	39,6	47,3
		400	0,0	41,7	38,4	45,4	63,7	71,8	73,8	37,3	41,6	48,7	49,8

O cálculo para o N mineralizado se dá pela subtração da concentração de N no tempo X de um tratamento pelo tempo zero do mesmo tratamento.

ANEXO V - N mineralizado líquido na incubações aeróbias do RSU-10 e RSU-14.

Tratamentos	Solo	Doses	Tempo de incubação (dias)										
			0	7	14	28	42	56	70	84	98	112	126

		mg/g												
RSU-10	Textura Argilosa	100	0,0	5,9	18,7	19,9	25,8	23,9	33,8	10,2	10,0	9,4	4,8	
		200	0,0	12,5	24,9	40,4	44,9	25,5	64,3	27,2	12,9	9,4	5,4	
		400	0,0	13,7	36,5	39,0	51,3	46,8	92,9	35,2	21,9	9,8	8,6	
	Textura média	100	0,0	9,3	12,0	13,1	12,0	16,6	12,0	5,9	4,3	1,5	4,6	
		200	0,0	11,4	14,3	19,5	14,9	33,0	44,7	24,9	22,3	11,8	15,8	
		400	0,0	16,1	16,4	17,1	16,9	31,5	36,4	19,5	19,7	26,4	34,3	
	RSU-14	Textura Argilosa	100	0,0	10,7	17,0	12,6	17,4	22,2	8,4	13,1	7,5	3,6	1,4
			200	0,0	10,6	23,9	20,7	26,9	29,5	15,9	13,3	5,8	7,7	6,2
		Textura média	400	0,0	34,3	54,7	57,9	62,3	65,2	55,2	40,6	41,5	46,8	48,0
100			0,0	15,2	13,1	19,5	23,8	24,0	18,7	8,5	6,5	12,6	9,6	
		200	0,0	28,3	30,5	30,8	42,1	42,5	45,5	18,1	23,3	18,6	22,4	
		400	0,0	28,7	31,6	32,5	43,6	44,3	45,2	15,6	22,5	27,7	24,9	

O cálculo para o N mineralizado líquido se dá pela subtração do N mineralizado de cada tratamento pelo controle no mesmo tempo.

ANEXO VI – Médias de pH na incubação aeróbia do RSU-10.

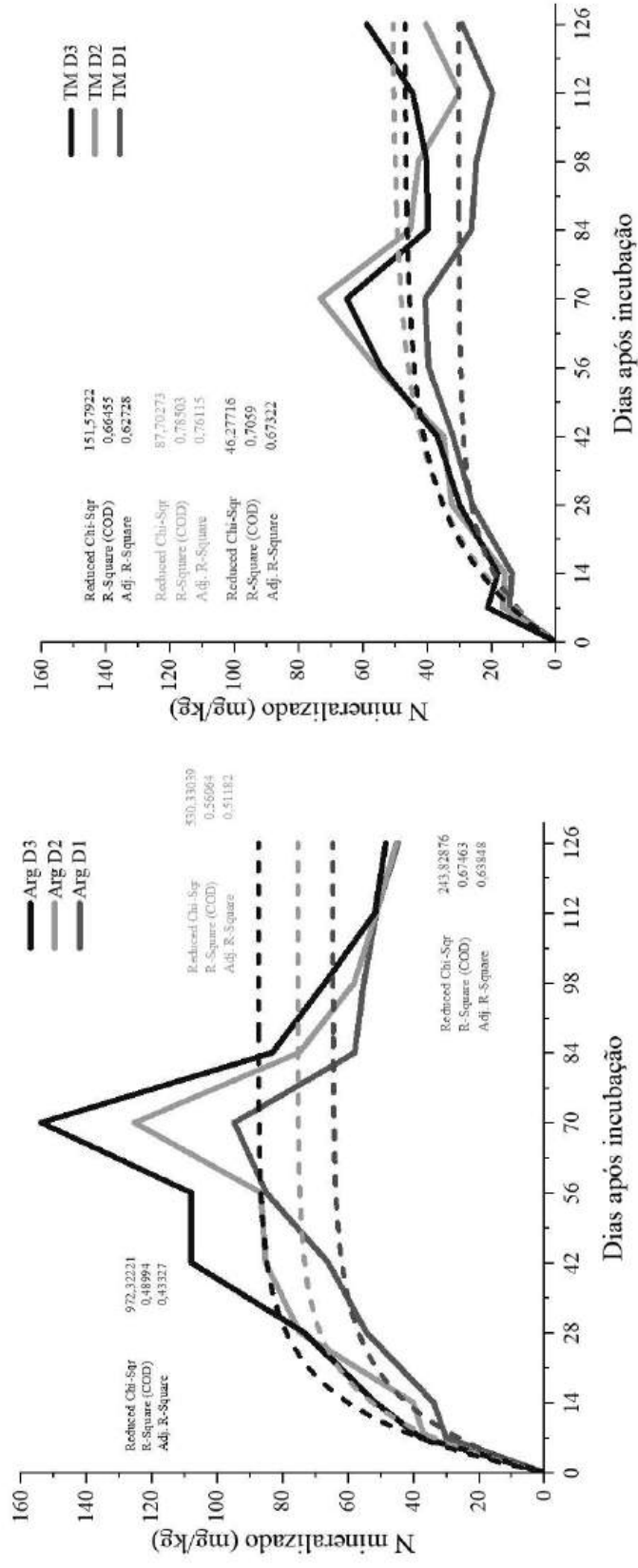
Tratamentos	Solo	Doses	Tempo de incubação (dias)														
			0	7	14	28	42	56	70	84	98	112	126				

Controle	-	5,6	5,9	5,7	5,5	5,6	5,5	5,8	5,3	5,7	5,3	5,3	5,6
RSU-10	100	6,6	6,9	6,6	6,4	7,0	6,6	6,2	6,4	6,8	6,4	6,4	6,5
	200	6,9	7,1	6,8	7,0	7,2	7,2	7,1	6,8	6,9	6,8	6,9	6,9
	400	7,0	7,1	7,0	7,0	7,2	7,0	7,0	7,0	7,1	7,0	6,9	6,9
Controle	-	3,9	4,0	3,9	3,8	3,9	3,7	3,7	3,8	3,7	3,8	3,6	3,7
RSU-10	100	6,4	6,7	6,9	6,7	6,8	6,2	6,5	6,3	6,5	6,3	6,2	6,3
	200	6,8	7,1	7,1	7,3	7,2	6,8	7,3	6,9	6,8	6,9	6,6	6,7
	400	6,9	7,2	7,0	7,3	7,3	6,9	7,4	7,1	7,3	7,1	7,0	7,1

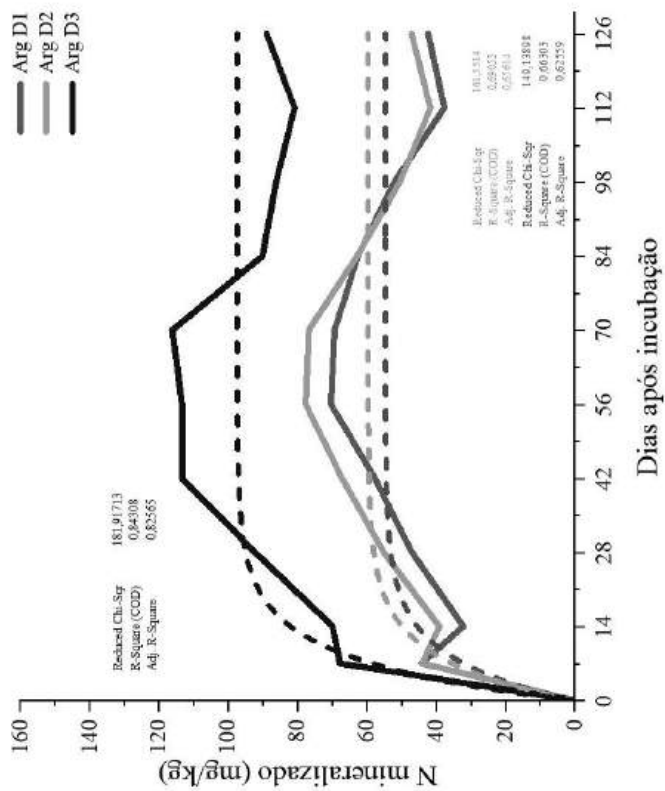
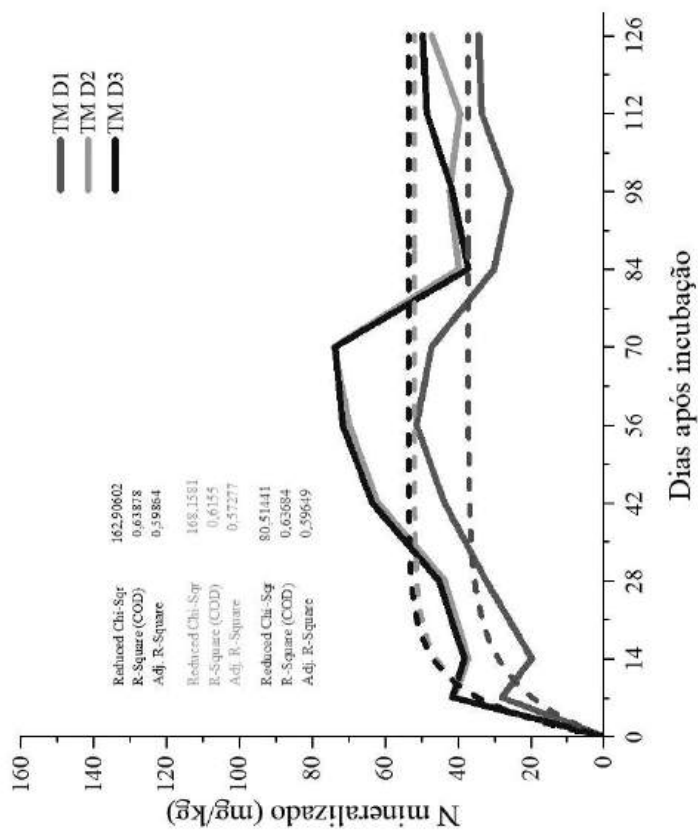
ANEXO VII – pH na incubação aeróbia do RSU-14.

Tratamentos	Solo	Doses mg/g	Tempo de incubação (dias)																
			0	7	14	28	42	56	70	84	98	112	126						

Controle	-	5,6	5,9	5,7	5,5	5,6	5,5	5,8	5,3	5,7	5,3	5,6
Argilosa	100	6,2	6,1	5,7	5,7	5,9	6,2	6,0	5,5	6,1	6,2	6,0
RSU-14	200	6,6	6,5	6,0	6,1	6,1	6,2	6,0	6,0	6,3	6,3	6,1
	400	6,6	6,9	6,2	6,4	6,4	6,4	6,5	6,4	6,6	6,5	6,3
Controle	-	3,9	4,0	3,9	3,8	3,9	3,7	3,7	3,8	3,7	3,6	3,7
Textura média	100	5,1	5,6	5,4	5,2	5,0	4,9	4,6	4,9	5,0	4,8	5,2
RSU-14	200	6,0	6,2	6,1	6,4	6,1	5,6	5,3	5,9	5,3	6,0	5,9
	400	6,1	6,6	6,6	5,7	6,3	6,4	6,4	6,0	6,5	6,4	6,7



ANEXO VIII – Ajuste do modelo de cinética de 1ª ordem a N mineralizado do RSU-10. ARG - solo textura argilosa, TM - solo textura média; D1: 100; D2: 200 e D3: 400 mg kg⁻¹ de N adicionado via resíduo.



ANEXO IX – Ajuste do modelo de cinética de 1ª ordem a N mineralizado do RSU-14. ARG - solo textura argilosa, TM - solo textura média; D1: 100; D2: 200 e D3: 400 mg kg⁻¹ de N adicionado via resíduo.

ANEXO X - Parâmetros estimados para a equação exponencial de 1ª ordem de STANFORD & SMITH (1972).

Resíduo	Solos	Dose de N aplicado	Parâmetros	Estimados	p (<0,05)
		mg.kg ⁻¹			
RSU-10	Text. Média	100	N0	30,19	ns
			K	0,07	
		200	N0	46,98	
			K	0,05	
		400	N0	50,89	
			K	0,04	
	Argiloso	100	N0	64,72	ns
			K	0,07	
		200	N0	75,42	
			K	0,08	
		400	N0	87,53	
			K	0,08	
RSU-14	Text. Média	100	N0	37,37	ns
			K	0,11	
		200	N0	52,11	
			K	0,15	
		400	N0	53,79	
			K	0,14	
	Argiloso	100	N0	54,75	ns
			K	0,12	
		200	N0	59,72	
			K	0,12	
		400	N0	97,51	
			K	0,13	

** Significativo e ^{ns} não significativo.

ANEXO XI - Macronutrientes, micronutrientes e metais pesados da parte aérea da planta de milho do ensaio em casa de vegetação do RSU-10

Tratamentos	Doses mg g ⁻¹	Elementos															
		N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni	Co
		mg kg ⁻¹															
Controle	-	8,2	1,9	28,7	3,8	1,8	1,2	17,6	3,6	134,9	55,8	17,8	7,3	0,1	0,1	<0,01	1,7
	250	8,8	2,0	27,3	3,6	2,0	1,2	21,4	3,3	141,1	38,8	19,3	5,1	0,3	0,1	<0,01	1,5
RSU-10	500	9,8	1,8	26,7	3,4	2,1	1,0	23,2	3,5	130,4	34,9	19,1	8,0	0,7	0,5	<0,01	1,3
	750	10,0	1,8	24,7	3,6	2,1	1,1	22,3	3,8	128,1	32,0	21,2	6,6	0,6	0,1	<0,01	1,3
	250	9,6	1,7	26,0	3,2	2,2	1,3	19,6	4,1	122,9	42,5	16,9	6,6	0,7	0,2	<0,01	1,0
OM-10	500	12,5	1,5	23,5	2,9	2,5	1,2	17,8	4,5	102,3	35,3	17,8	5,4	0,7	0,2	<0,01	0,9
	750	16,6	1,5	26,5	3,3	2,9	1,5	17,6	5,3	107,9	36,5	23,2	6,7	0,8	0,3	<0,01	0,9
	250	11,1	1,6	25,5	3,0	2,6	1,6	17,2	4,2	91,0	48,4	17,9	8,6	0,7	0,4	0,9	0,5
Mineral	500	16,6	1,6	25,0	3,6	3,4	1,7	17,4	5,7	119,5	56,5	24,9	14,4	0,8	0,2	2,1	0,2
	750	23,5	1,7	25,4	4,2	3,7	1,8	18,1	7,1	140,5	67,5	32,5	13,4	0,7	0,3	2,6	0,4

ANEXO XII - Fertilidade do solo após o ensaio em casa de vegetação do RSU-10 (continua...)

Tratamentos	Doses mg g ⁻¹	M.O. G dm ⁻³	pH	Elementos			V%
				H+Al	S.B.	CTC	
Controle	-	26,0	5,4	34,6	82,9	117,5	70,6
	250	26,0	5,6	30,2	97,6	127,8	76,2
	500	28,0	5,7	27,4	107,6	135,0	79,6
RSU-10	750	27,0	5,9	25,0	111,9	136,9	81,6
	250	26,6	5,4	33,4	92,9	126,3	73,4
	500	27,6	5,4	32,8	78,1	110,9	70,2
OM-10	750	28,8	5,5	30,6	98,9	129,5	76,2
	250	27,6	5,3	37,6	92,8	130,4	71,2
	500	27,8	5,2	39,0	85,0	124,0	68,6
Mineral	750	27,2	5,2	38,6	87,4	126,0	69,4

ANEXO XIII - Fertilidade do solo após o ensaio em casa de vegetação do RSU-10 (continuação)

Tratamentos	Doses mg/g	Elementos												
		K	Ca	Mg	P	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd	Cr	Ni	Pb
		mmolc dm ⁻³												
Controle	-	1,1	69,6	12,2	88,4	1,2	8,7	19,4	33,6	4,8	0,0	0,0	0,2	1,9
	250	1,8	81,0	14,8	116,8	1,2	8,4	21,0	33,9	5,9	0,0	0,0	0,2	1,7
	500	1,8	90,0	15,8	114,8	1,1	8,7	24,2	35,6	7,9	0,0	0,0	0,2	1,8
RSU-10	750	1,9	93,4	16,6	131,4	1,0	8,6	25,2	30,0	8,3	0,0	0,0	0,2	1,6
	250	0,7	76,4	15,8	97,8	0,8	9,0	20,0	35,3	5,2	0,0	0,0	0,1	1,6
	500	0,5	64,6	13,0	82,6	0,8	9,1	22,0	36,3	5,8	0,0	0,0	0,1	1,7
OM-10	750	0,7	81,4	16,8	88,8	1,0	9,0	23,4	37,6	6,6	0,0	0,0	0,2	1,7
	250	0,6	78,2	14,0	90,6	1,0	8,8	19,4	35,7	4,4	0,0	0,0	0,2	1,7
	500	0,6	72,4	12,0	86,8	1,2	8,8	19,4	34,7	4,3	0,0	0,0	0,1	1,6
Mineral	750	0,6	74,0	12,8	83,8	1,1	8,6	18,8	35,0	4,2	0,0	0,0	0,1	1,6

ANEXO XIV - Macronutrientes, micronutrientes e metais pesados da parte aérea da planta de milho do ensaio em casa de vegetação do RSU-14.

Elementos

Tratamentos	Doses mg/g	N	P	K	g/kg							Zn	Pb	Cd	Cr	Ni
					Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn					
Controle	-	8,3	1,5	17,7	2,6	1,7	1,0	11,2	3,5	57,2	54,0	25,6	0,00	0,00	0,04	0,01
	250	7,9	1,4	20,7	3,1	1,9	1,1	12,8	3,4	69,9	54,6	30,2	0,00	0,01	0,07	0,00
	500	8,6	1,4	19,4	2,8	1,9	1,2	10,7	3,3	90,9	48,5	29,3	0,08	0,02	0,70	0,43
RSU-14	750	8,1	1,4	19,7	2,8	1,9	1,1	11,0	3,1	74,9	48,5	30,1	0,00	0,01	0,55	0,40
	250	9,8	1,1	15,6	3,0	2,4	1,4	11,7	3,3	77,8	52,0	33,3	0,00	0,00	0,00	0,03
	500	11,9	1,1	13,6	2,3	2,3	1,4	7,6	3,5	51,6	41,4	29,5	0,00	0,01	0,01	0,00
OM-14	750	12,7	1,0	13,4	2,8	2,5	1,2	6,5	3,5	72,6	45,4	33,1	0,04	0,03	0,48	0,36
	250	12,0	1,2	13,8	2,8	2,4	1,2	6,8	3,7	88,6	48,9	32,7	0,01	0,00	0,63	0,62
	500	16,6	1,5	13,1	3,4	3,1	1,5	7,7	5,8	86,7	63,9	41,1	0,00	0,00	0,19	0,31
Mineral	750	18,8	1,2	12,1	2,9	2,8	1,1	2,6	4,0	81,5	51,0	30,4	0,00	0,00	0,05	0,21

ANEXO XV - Fertilidade do solo após o ensaio em casa de vegetação do RSU-14 (continua..)

Tratamentos	Doses	Elementos				
		M.O.	pH	H+Al	S.B.	CTC

	mg/g	g/dm ³	mmolc/dm ³	%			
Controle	-	29,2	5,2	30,0	96,9	126,9	76,4
	250	26,2	5,3	29,2	90,9	120,1	75,6
RSU-14	500	27,6	5,4	27,6	94,5	122,1	77,2
	750	26,6	5,4	26,8	91,8	118,6	77,4
	250	29,8	5,3	29,2	95,3	124,5	76,4
OM-14	500	29,0	5,3	29,0	94,8	123,8	76,4
	750	28,6	5,3	28,8	97,8	126,6	77,0
	250	30,0	5,4	29,2	97,4	126,6	76,8
Mineral	500	30,2	5,3	29,2	108,8	138,0	78,6
	750	32,0	5,2	31,2	92,8	124,0	74,8

ANEXO XVI - Fertilidade do solo após o ensaio em casa de vegetação do RSU-14 (continuação)

Tratamentos	Elementos												
	Doses	K	Ca	Mg	P	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd	Cr	Ni
	mg/g	mmolc/dm ³											
		mg/dm ³											

Controle	-	0,7	82,0	14,2	79,2	0,9	6,9	18,6	33,7	5,0	0,01	0,00	0,23	1,76
	250	0,7	76,8	13,4	78,2	0,6	7,0	19,0	30,8	5,0	0,01	0,00	0,26	2,06
RSU-14	500	0,7	80,8	13,0	87,4	1,1	7,8	22,6	30,7	5,9	0,01	0,00	0,28	2,59
	750	0,6	77,8	13,4	77,8	0,8	8,2	23,0	29,8	5,6	0,01	0,00	0,23	3,10
	250	0,7	81,8	12,8	83,2	0,7	6,9	19,0	33,5	5,2	0,00	0,00	0,24	1,97
OM-14	500	0,6	82,0	12,2	81,6	0,7	7,3	20,0	33,6	5,4	0,00	0,00	0,27	2,38
	750	0,6	84,6	12,6	82,4	0,8	7,7	21,4	32,7	5,5	0,01	0,00	0,28	2,68
	250	0,6	84,6	12,2	80,6	0,9	6,2	16,6	30,9	4,8	0,01	0,00	0,21	1,67
Mineral	500	0,6	90,0	18,2	92,0	0,9	6,5	17,0	31,8	4,8	0,00	0,00	0,23	1,70
	750	0,8	80,4	11,6	77,6	0,5	5,1	18,2	33,6	3,2	0,01	0,00	0,24	1,73

ANEXO XVII – ANOVA para massa seca (MS) do ensaio em casa de vegetação para o RSU-10

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Tratamentos	2	854,13	427,07	350,52	<0,0001
Doses	2	86,01	43,00	35,30	<0,0001
Tratamentos x Doses	4	11,47	2,87	2,35	0,0724
Erro:	36	43,86	1,22		
<hr/>					
Total corrigido:	44	995,47			
CV (%):	5,74				
Média geral:	19,23				
Número de observações:	45				

ANEXO XVIII – ANOVA para teor de N do ensaio em casa de vegetação para o RSU-10

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Tratamentos	2	429,57	214,78	250,31	<0,0001
Doses	2	353,35	176,68	205,90	<0,0001
Tratamentos x Doses	4	158,61	39,65	46,21	<0,0001
Erro:	36	30,89	0,86		
<hr/>					
Total corrigido:	44	972,42			
CV (%):	7,04				
Média geral:	13,16				
Número de observações:	45				

ANEXO XIX – ANOVA para massa seca (MS) do ensaio em casa de vegetação para o RSU-14

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Tratamentos	2	1412,36	710,68	182,72	<0,0001
Doses	2	97,02	48,51	12,47	0,0001
Tratamentos x Doses	4	10,97	2,74	0,71	0,5937
Erro:	36	140,02	3,89		
<hr/>					
Total corrigido:	44	1669,37			
CV (%):	4,38				
Média geral:	44,99				
Número de observações:	45				

ANEXO XX – ANOVA para teor de N do ensaio em casa de vegetação para o RSU-14

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Tratamentos	2	431,58	215,79	139,72	<0,0001
Doses	2	88,21	44,10	28,56	<0,0001
Tratamentos x Doses	4	56,17	14,04	9,09	<0,0001
Erro:	36	55,60	1,54		
<hr/>					
Total corrigido:	44	631,55			
CV (%):	10,51				
Média geral:	11,83				
Número de observações:	45				