



Valor agronómico de lamas de ETAR avaliado pela produção de alface e pela concentração de metais pesados no solo e na planta

Almeida Alberto Guilherme Sawimbo

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de
Bragança para obtenção do Grau de Mestre em Agroecologia
no âmbito da dupla diplomação com o Instituto Superior Politécnico do
Cuanza Sul*

Orientado por

Professor Doutor Manuel Ângelo Rosa Rodrigues

Coorientado por

Professora Doutora Margarida Maria Pereira Arrobas Rodrigues

Professor Peltier Rossi Lino Aguiar

Bragança, 2024

*Este trabalho dedico aos meus pais ...
Á toda família Guilherme e Sawimbo
A todos que direta ou indiretamente me apoiaram nesta caminhada*

Agradecimentos

A Deus Todo-Poderoso, pela dádiva da vida e pela força necessária para alcançar este momento.

Aos meus pais, Eduardo Alberto Sawimbo e Conceição Guilherme, expresso o meu mais profundo e eterno agradecimento. Com sacrifício incansável, amor incondicional e apoio ilimitado, foram o pilar em todas as fases da minha jornada. Sem medidas, sem fadiga, e sempre presentes, permitiram que eu atingisse este momento de realização. Esta conquista começou em vós, no vosso amor e exemplo. A ambos, toda a minha gratidão por tudo o que fizeram e representam na minha vida. Muito obrigado!

Aos meus orientadores, Professor Doutor Manuel Ângelo Rosa Rodrigues e Professora Doutora Margarida Maria Pereira Arrobas Rodrigues, expresso a minha mais sincera gratidão pela orientação, paciência e dedicação ao longo de todo este percurso. Agradeço por partilharem o vosso saber e por serem verdadeiros mestres, sempre disponíveis para me guiar nos momentos mais desafiantes. Aos meus irmãos, que, nos momentos em que eu não pude estar presente, foram a minha extensão. A minha gratidão eterna pelo vosso apoio constante e por estarem sempre ao meu lado.

À família do laboratório de solos da Escola Superior Agrária de Bragança, especialmente à Ana Pinto e à Rita Diniz, deixo o meu sincero agradecimento. Foram mais do que mestre no trabalho laboratorial, foram verdadeiras amigas, cujas lições e apoio tornaram este processo mais leve e enriquecedor.

Agradeço também à Direção do Instituto Superior Politécnico do CuanzaSul, pela oportunidade concedida e confiança depositada, para que conseguisse percorrer este caminho.

Aos meus colegas de curso de licenciatura e de mestrado, que partilharam esta caminhada comigo, partilho também esta vitória convosco. O apoio mútuo, a troca de conhecimentos e a camaradagem foram fundamentais para chegarmos até aqui.

Ao Professor Peltier Rossi Lino de Aguiar, pela dedicação e acompanhamento ao longo de todo o ciclo da minha formação, o meu mais sincero agradecimento. A sua orientação foi essencial para o meu desenvolvimento académico e pessoal.

Por fim, a todos aqueles que, de forma direta ou indireta, contribuíram para que esta caminhada fosse possível, deixo o meu mais profundo e sincero agradecimento. Cada gesto, palavra e apoio desempenharam um papel importante na realização desta etapa vitoriosa da minha vida.

Resumo

As lamas das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) são uma alternativa sustentável para a agricultura, fornecendo nutrientes essenciais às plantas, reduzindo a necessidade de fertilizantes químicos e melhorando a produtividade das culturas. No entanto, é necessário um controlo rigoroso no seu uso para evitar riscos ambientais e à saúde humana. Neste estudo, o objetivo foi de avaliar a produtividade e a exportação de nutrientes pela alface (*Lactuca sativa* L.), cultivar Maravilha de Verão, após a aplicação de lamas de ETAR ao solo. As lamas provenientes da ETAR de Lousada, foram submetidas a dois tipos de desinfecção e estabilização, utilizando óxido de cálcio e hidróxido de cálcio a 20% e 40% (massa/massa). Para além das lamas de ETAR tratadas, o estudo foi enriquecido com diversos outros tratamentos para comparação, designadamente lamas de ETAR não tratadas, estrume de curral, fertilizante mineral azotado aplicado na dose de 50 kg ha⁻¹ (N50) e um controlo sem fertilização (N0), totalizando oito tratamentos. A alface foi cultivada em vasos por dois ciclos de crescimento. A produção de matéria seca foi maior no tratamento N50 (13,5 g planta⁻¹ no primeiro ciclo e 10,6 g planta⁻¹ no segundo), seguida pelas lamas de ETAR (10,35 a 11,59 g planta⁻¹ no primeiro ciclo e 7,26 a 8,48 g planta⁻¹ no segundo), estrume (8,54 g planta⁻¹ e 7,25 g planta⁻¹) e N0 (7,66 g planta⁻¹ e 6,98 g planta⁻¹). A matéria seca correlacionou-se com o fornecimento de azoto (N), avaliado pela concentração de N e nitratos (NO₃⁻) nos tecidos e absorção e exportação de N. As lamas de ETAR, com alta concentração de N e baixa relação carbono (C)/N, mineralizaram-se rapidamente, fornecendo N e outros nutrientes, como fósforo (P) e boro (B). Já o estrume, com maior relação C/N, forneceu menos N, dado o curto ciclo de crescimento da alface. Além disso, as lamas alcalinizadas aumentaram o pH do solo e a disponibilidade de cálcio (Ca) para as plantas. O fertilizante mineral teve impacto mínimo no fornecimento de micronutrientes catiónicos. Os metais pesados nas lamas ficaram abaixo dos limites internacionais, e os níveis no solo e nos tecidos da alface não foram superiores aos dos outros tratamentos. Concluiu-se que as lamas de ETAR apresentaram elevado valor fertilizante, disponibilizando nutrientes de forma mais rápida que o estrume convencional.

Palavra-chave: Produtividade agrícola; *Lactuca sativa*; fertilização orgânica; exportação de nutrientes; metais pesados.

Abstract

Treated wastewater sludge (sewage sludge) presents a sustainable alternative for agriculture, supplying essential nutrients to plants, reducing the need for chemical fertilizers, and enhancing crop productivity. However, strict control of its use is required to prevent potential environmental and human health risks. The aim of this study was to evaluate the productivity and nutrient concentration and removal in lettuce (*Lactuca sativa* L.), cultivar Maravilha de Verão through the application of treated sewage sludge to the soil. The sludge, sourced from the Lousada wastewater treatment plant, underwent two disinfection and stabilization processes, using calcium oxide and calcium hydroxide at 20% and 40% (w/w) concentrations. In addition to treated biosolids, various other treatments were included for comparison: untreated sewage sludge, cattle manure, a nitrogen (N)-based mineral fertilizer applied at a rate of 50 kg ha⁻¹ (N50), and a control with no fertilization (N0), resulting in a total of eight treatments. Lettuce was cultivated in pots across two growing cycles. Dry matter yield was highest in the N50 treatment (13.5 g plant⁻¹ in the first cycle and 10.6 g plant⁻¹ in the second), followed by the treated sewage sludge (10.35 to 11.59 g plant⁻¹ in the first cycle and 7.26 to 8.48 g plant⁻¹ in the second), manure (8.54 g plant⁻¹ and 7.25 g plant⁻¹), and the N0 control (7.66 g plant⁻¹ and 6.98 g plant⁻¹). Dry matter yield was correlated with N supply, as assessed by N and nitrate concentrations in plant tissues, as well as N removal in aboveground biomass. The sewage sludge, characterized by a high N concentration and a low C/N ratio, mineralized rapidly, providing N and other nutrients such as phosphorus (P) and boron (B). In contrast, manure, with a higher C/N ratio, supplied less N due to the short lettuce growing cycle. Additionally, the alkalized sewage sludge increased soil pH and enhanced calcium (Ca) availability to plants. The mineral fertilizer had minimal impact on the supply of cationic micronutrients. Heavy metals in the sewage sludge remained below international limits, and their levels in the soil and lettuce tissues were comparable to those observed in other treatments. The study concluded that treated sewage sludge exhibited high fertilizing value, providing nutrients more rapidly than manure.

Keywords: Agricultural productivity; *Lactuca sativa*; organic fertilization; nutrient export; heavy metals.

Índice

Índice de figuras	ix
Índice de Quadros	x
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. CAPÍTULO I – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1 Agricultura intensiva e sustentabilidade	3
2.2 Benefícios da agricultura intensiva.....	3
2.3 Agricultura intensiva e problemática ambiental	4
2.4 Degradação dos solos	5
2.4.1 Impacto da degradação do solo sobre a fauna do solo.....	6
2.4.2 Causas da degradação do solo	7
2.4.3 Fatores que contribuem para a degradação dos solos	7
2.5 Matéria orgânica no solo	9
2.6 A escassez de recursos orgânicos para aplicar aos solos	11
2.7 As lamas de ETAR como recurso fertilizante	12
2.7.1 As lamas de ETAR e a sua disponibilidade no mundo.....	12
2.7.2 Lamas de ETAR e os seus destinos principais atuais	15
2.7.3 O uso de lamas de ETAR na agricultura	17
2.7.4 Os riscos da utilização de lamas de ETAR na agricultura.....	18
2.7.5 Valor agronómico das lamas de ETAR	20
2.8 Resultados de ensaios experimentais com lamas de ETAR	23

2.9 A cultura da alface	24
2.9.1 diversidade de cultivares e regiões produtoras.	24
2.9.2 Exigências edafoclimáticas.....	24
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	25
3.1 Localização e caracterização da área experimental	25
3.2 Caracterização do solo e clima	25
3.2.1 Solo.....	25
3.2.2. Clima.....	26
3.3 Descrição da experiência	27
3.4 Instalação e condução da experiência.....	28
3.5 Parâmetros avaliados durante o ensaio	29
3.5.1 Parâmetros avaliados no solo.....	29
3.5.1.1 Determinação do pH.....	29
3.5.1.2 Determinação do carbono facilmente oxidável e do teor de matéria orgânica	30
3.5.1.3 Determinação de fósforo e potássio disponíveis no solo.....	30
3.5.1.4 Determinação da capacidade de troca catônica	31
3.5.1.5 Determinação do boro.....	31
3.5.1.6 Micronutrientes e metais pesados	31
3.5.2 Determinações nos tecidos vegetais	32
3.5.2.1 Determinação de azoto	32

3.5.2.2 Fósforo, potássio, cálcio, magnésio, cobre, ferro, zinco, manganês, níquel, chumbo, cádmio e crômio	33
3.5.2.3 Determinação de boro	33
3.5.2.4 Ião nitrato	33
3.6 Análise estatística	34
4. RESULTADOS	35
4.1 Produção de matéria seca e superfície foliar das alfaces	35
4.2 Nutrição azotada da planta.....	37
4.3 Concentração de macro e micronutrientes nos tecidos de alface	39
4.4 Concentração de metais pesados nos tecidos de alface	41
4.5 Propriedades do solo	41
5. DISCUSSÃO	44
5.1 Produção de matéria seca e superfície foliar das alfaces	44
5.2 Estado nutricional azotado das plantas	45
5.3 Outros macro e micronutrientes.....	46
5.4 Metais pesados nos tecidos de alface.....	50
5.5 Propriedades do solo.....	51
6. CONCLUSÕES	56
7. REFERÊNCIAS	57

Índice de figuras

Figura 1 - Imagem do local de implantação do experimento (Google Earth, 2024).....	25
Figura 2 - Climograma do local de ensaio.....	27
Figura 3 - Leitura do pH (Potenciômetro Mettler Toledo)	29
Figura 4 - Determinação da matéria orgânica pelo método Wlakley-Black.....	30
Figura 5 - Equipamento de digestão (esquerda) e leitura do azoto no equipamento Kjeldahl (direita).....	32
Figura 6 - Produção de matéria seca nos dois ciclos de crescimento da alface, sujeita a tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha ⁻¹ de azoto) e testemunha não fertilizada (N0). Para cada ciclo de crescimento, médias com as mesmas letras não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($\alpha = 0,05$). Os segmentos de reta sobre as barras representam o erro padrão das médias.....	35
Figura 7 - Área foliar total nos dois ciclos de crescimento da alface, sujeita a tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha ⁻¹ de azoto) e testemunha não fertilizada (N0). Para cada ciclo de crescimento, médias com as mesmas letras não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($\alpha = 0,05$). Os segmentos de reta sobre as barras representam o erro padrão das médias.....	36
Figura 8 - Concentração de N nos tecidos nos dois ciclos de crescimento da alface, sujeita a tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha ⁻¹ de azoto) e testemunha não fertilizada (N0). Para cada ciclo de crescimento, médias com as mesmas letras não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($\alpha = 0,05$). Os segmentos de reta sobre as barras representam o erro padrão das médias.....	37
Figura 9 - N exportado na parte aérea da alface nos dois ciclos de crescimento da alface, sujeita a tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha ⁻¹ de azoto) e testemunha não fertilizada (N0). Para cada ciclo de crescimento, médias com as mesmas letras não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($\alpha = 0,05$). Os segmentos de reta sobre as barras representam o erro padrão das médias.....	38
Figura 10 - Concentração de (NO ₃ -), nos tecidos nos dois ciclos de crescimento da alface, sujeita a tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha ⁻¹ de azoto) e testemunha não fertilizada (N0). Para cada ciclo de crescimento, médias com as mesmas letras não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($\alpha = 0,05$). Os segmentos de reta sobre as barras representam o erro padrão das médias.....	39

Índice de Quadros

Quadro 1 - Principais características do solo inicial.....	26
Quadro 2 - Descrição dos tratamentos da experiência.....	27
Quadro 3 - Principais características da lama de ETAR e do estrume usado no ensaio.	28
Quadro 4 - Concentração de macro e micronutrientes nos tecidos da alface em função da aplicação dos tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha ⁻¹ de azoto) e testemunha não fertilizada (N0).....	40
Quadro 5 - Concentração de metais pesados nos tecidos da alface em função da aplicação dos tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha ⁻¹ de azoto) e testemunha não fertilizada (N0).....	41
Quadro 6 - Matéria orgânica, pH (H ₂ O), pH (KCl), fósforo e potássio extraíveis (Enger-Riehm) em função da aplicação dos tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha ⁻¹ de azoto) e testemunha não fertilizada (N0).....	42
Quadro 7 - Bases de troca, acidez de troca e CTC, em função da aplicação dos tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha ⁻¹ de azoto) e testemunha não fertilizada (N0).....	43
Quadro 8 - Teores de micronutrientes e metais pesados no solo em função da aplicação dos tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha ⁻¹ de azoto) e testemunha não fertilizada (N0).....	43

1. INTRODUÇÃO

O crescimento acelerado da população mundial e a necessidade de aumentar a produção agrícola para atender à procura de alimentos colocam a agricultura moderna diante de grandes desafios. A sustentabilidade desta produção, tanto a nível ambiental como económico, tem sido uma das principais preocupações. Neste contexto, o uso de alternativas de fertilização que reduzam a dependência de fertilizantes químicos e minimizem os impactos ambientais é uma estratégia essencial para o futuro da agricultura. Uma dessas alternativas são as lamas de ETAR, subprodutos do tratamento de água residuais, ricos em matéria orgânica e nutrientes essenciais para o crescimento das plantas.

As lamas da ETAR, quando tratadas, têm o potencial de substituir parcial ou totalmente os fertilizantes químicos, promovendo uma gestão mais sustentável do solo. Elas contêm nutrientes como N, P, Ca e vários micronutrientes essenciais. Por serem uma fonte de matéria orgânica, melhoram a estrutura do solo, aumentando a sua capacidade de retenção de água e a atividade microbiana, o que pode resultar numa maior produtividade agrícola. O uso dessas lamas também contribui para a reciclagem de nutrientes, promovendo a economia circular e reduzindo a necessidade de disposição final em aterros, prática que pode causar impactos ambientais negativos, como a emissão de gases de efeito de estufa e a contaminação das águas subterrâneas.

No entanto, o uso de lamas de ETAR na agricultura apresenta alguns desafios. Devido à sua origem, podem conter metais pesados, como cádmio (Cd), chumbo (Pb) e níquel (Ni), bem como patogénicos que representam riscos para a saúde humana e o meio ambiente. Por isso, é essencial que as lamas sejam submetidas a processos rigorosos de tratamento e estabilização. Estes processos não eliminam apenas os patogénicos, como também pode melhorar a eficiência das lamas como fertilizante, facilitando a liberação de nutrientes para a planta.

A aplicação de lamas de ETAR tem sido amplamente explorada em diversas culturas agrícolas, principalmente em cereais, mas o seu uso em hortícolas, como a alface, ainda requer mais investigação. A alface, sendo uma cultura de ciclo curto e altamente sensível à disponibilidade de nutrientes, é um modelo ideal para avaliar o impacto de diferentes tratamentos de fertilização. Além disso, o cultivo da alface é de grande importância económica e social, sendo uma das hortícolas mais consumidas em nível mundial. O uso de lamas de ETAR no cultivo de alface pode fornecer informações valiosas para agricultores e pesquisadores sobre como maximizar a produtividade.

A cultivar Maravilha de Verão, utilizada neste estudo, destaca-se pela sua adaptabilidade e boa produtividade mesmo em condições adversas. O seu desempenho com adubação de lamas de ETAR será avaliado quanto à produtividade, absorção de nutrientes e possíveis impactos na qualidade do solo e da planta. Estudos preliminares sugerem que a adubação com lamas pode fornecer nutrientes de forma mais eficientes, especialmente em relação ao N e P, essenciais para o desenvolvimento das culturas.

O objetivo deste estudo foi avaliar a produtividade da alface, cultivar Maravilha de Verão, em resposta à aplicação de lamas de ETAR, comparando com estrume de curral e fertilizante mineral. Foram também avaliados os nutrientes exportados pela planta, como N, P, potássio (K), Ca e magnésio (Mg), e os efeitos desses tratamentos na composição do solo. O estudo pretendeu fornecer dados sobre o valor agronómico das lamas da ETAR e contribuir para a formulação de políticas públicas voltadas para a utilização sustentável desses resíduos na agricultura.

Este trabalho se insere no contexto mais amplo da agricultura sustentável, que procura equilibrar a necessidade de aumentar a produção de alimentos com a conservação dos recursos naturais. A utilização de resíduos orgânicos como fertilizantes integra um conjunto de práticas capazes de transformar o modelo agrícola atual, tornando-o mais resiliente e menos dependente de insumos externos, como os fertilizantes minerais. Simultaneamente, este estudo contribui para a compreensão dos desafios relacionados ao uso de resíduos na agricultura, fornecendo evidências científicas que apoiam práticas benéficas para o solo, como culturas e o ambiente.

Este trabalho encontra-se dividido em seis capítulos. O Capítulo 1 apresenta uma revisão bibliográfica abrangente sobre agricultura sustentável, com enfoque na degradação do solo e no papel dos corretivos orgânicos na sua recuperação. No Capítulo 2 são detalhadas as metodologias empregadas no protocolo experimental, incluindo as atividades de campo, os ensaios em vasos e as análises laboratoriais, bem como os métodos estatísticos utilizados. Os resultados obtidos são apresentados no Capítulo 3, enquanto o Capítulo 4 dedica-se à discussão desses resultados, comparando-os com estudos anteriores. Por fim, o Capítulo 5 sintetiza as principais conclusões do trabalho e o Capítulo 6 apresenta a lista completa das referências bibliográficas citadas.

2. CAPÍTULO I – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Agricultura intensiva e sustentabilidade

A Revolução Industrial, com suas inovações tecnológicas, e a Revolução Verde, com seu foco na intensificação da produção agrícola, foram marcos históricos que impulsionaram um aumento significativo do rendimento das culturas. O uso de fertilizantes sintéticos foi fundamental para essa intensificação, possibilitando a produção de mais alimentos em menos terra, atendendo às necessidades de uma população em crescimento (Arora, 2019).

De acordo com Barea (2015), espera-se que a necessidade de produção agrícola aumente significativamente nas próximas décadas, com um crescimento da população humana previsto de pelo menos 70% até 2050. Essa crescente demanda por alimentos deve ser atendida de forma sustentável, minimizando o impacto ambiental e otimizando o uso de recursos naturais não renováveis.

A agricultura intensiva, base da produção em larga escala, alimenta o mundo, mas a um custo. Para atender às necessidades crescentes da população, essa prática explora vastas áreas agrícolas, utiliza grandes quantidades de fertilizantes e inseticidas, irriga abundantemente e depende de máquinas pesadas, impactando significativamente o meio ambiente e a sustentabilidade a longo prazo (Cherlinka, 2021; Maria, 2022).

A agricultura intensiva já é praticada há muitos anos e tornou-se uma forma de exploração da terra básica a nível mundial. A investigação desenvolvida e o desenvolvimento de novas tecnologias permitiram aos especialistas desvendar os efeitos nocivos da agricultura intensiva no meio ambiente. O aumento da intensificação da agricultura provocou a contaminação das águas, a deterioração dos solos e a perda de biodiversidade, com a extinção de plantas valiosas, insetos e outras criaturas, além de causar dano na saúde de trabalhadores agrícolas (Nath, 2022).

2.2 Benefícios da agricultura intensiva

Segundo Cherlinka (2021) a principal vantagem da agricultura intensiva resulta de um desempenho aprimorado das culturas que conduz a rendimentos mais elevados em unidade de área menores. Desta forma observam-se benefícios económicos dos proprietários de terras, e é fornecido

alimento suficiente para a crescente população, dando também maior oportunidade de emprego para a sociedade.

Autores como Martín *et al.* (2017), afirmam que ciência e a inovação são frequentemente esquecidas nas conversas sobre agricultura sustentável, mas oferecem soluções para aprimorar o desempenho ambiental da agricultura intensiva e alcançar metas de sustentabilidade, segurança alimentar e melhores condições de vida para os agricultores. As tecnologias da agronomia moderna, do melhoramento vegetal e animal e da biotecnologia têm contribuído para alimentar o mundo, reduzir os impactos ambientais negativos e mitigar as alterações climáticas. Os padrões de adoção dessas tecnologias destacam o papel que as forças de mercado e a gestão de riscos desempenham nas decisões dos agricultores sobre qual combinação de práticas de manejo de culturas e solos implementar. Assim, qualquer discussão sobre sustentabilidade deve considerar esses fatores económicos e como os agricultores se saem financeiramente sob as intervenções recomendadas.

2.3 Agricultura intensiva e problemática ambiental

A agricultura intensiva apresenta produções elevadas por unidade de área, permitindo suprir o défice alimentar da população que vem crescendo ano pós anos, mas ecologicamente pode acarretar problemas sérios ao meio ambiente. Martín *et al.* (2017) e Cherlinka (2021) referem, como impactes ambientais mais negativos na agricultura intensiva, a sua ligação ao desmatamento, resistência de pragas, doenças e infestantes a produtos químicos, degradação dos solos, degradação de habitats naturais, poluição das águas e mudança climática. A agricultura intensiva é responsável por 80% do desmatamento global, devido à constante expansão das terras para produção, impactando negativamente o meio ambiente e levando à degradação do solo. O uso regular de produtos fitofarmacêuticos na agricultura intensiva induz adaptação das pragas, doenças e ervas daninhas. Aplicações frequentes e em dose elevadas tornam-se menos eficazes ou mesmo ineficazes. Os inimigos das culturas tornam-se mais resistentes e difíceis de controlar. A agricultura intensiva pode levar ao esgotamento do solo e à erosão. Os solos ficam mais pobres, perdendo por vezes os seus melhores constituintes (a argila). Por outro lado, a aplicação de produtos químicos interfere nas propriedades biológicas dificultando a decomposição dos resíduos orgânicos e a incorporação da matéria orgânica no solo a busca incessante por novas áreas de cultivo para agricultura intensiva reduz o território disponível para a vida selvagem reduzindo a biodiversidade do planeta. O uso excessivo de adubos de síntese química e pesticidas pode contaminar os cursos de água, impactando assim

negativamente a fauna e flora aquática. Com o corte e o desmatamento das barreiras de proteção na beira dos rios aumenta-se o risco de ocorrerem inundações e deslizamentos de terras. As práticas de agricultura intensiva têm sido também responsabilizadas pela mudança climática global, devido à redução de sequestro de C no solo e ao aumento da emissão de gases de efeito estufa (GEE), seja com o consumo de combustíveis fósseis na indústria a montante e nas práticas agrícolas mecanizadas, seja devido aos processos que ocorrem no solo e emitem GEE para a atmosfera.

O efeito de estufa afeta a estabilidade da biosfera. Assim, diversas situações de stresse são geradas por práticas agrícolas intensivas, todas elas com impacto na funcionalidade ou produtividade tanto dos sistemas agrícolas como dos ecossistemas naturais e limitar os serviços que estes são capazes de prestar (Karp *et al.*, 2012).

Nas últimas décadas, novas formas de praticar a agricultura intensiva surgiram, incluindo a agricultura biointensiva, que se concentra na maximização da eficiência em comparação com as práticas convencionais e no aumento do rendimento por unidade energética utilizada (Temme & Verburg, 2011).

2.4 Degradação dos solos

De toda a problemática ambiental associada à agricultura intensiva, a degradação do solo é das que mais compromete a sustentabilidade dos agro-sistemas por poder reduzir a sua produtividade.

O solo degrada-se quando fatores naturais ou atividades antropogénicas, como o seu uso intensivo, provocam a perda das suas propriedades químicas, físicas e biológicas, comprometendo a sua capacidade de recuperação (Alves, 2021). O solo, especialmente em regiões tropicais, está a degradar-se a um ritmo alarmante. A má gestão das terras aráveis pelos agricultores e das áreas de pastagem pelos produtores pecuários contribui significativamente para essa degradação.

A qualidade do solo é, além de um indicador biofísico do meio, um dos elementos ecológicos mais importantes para sobrevivência de infinitas espécies animais e vegetais, entre elas o homem, grande responsável por sua degradação. O processo de degradação dos solos inicia-se com um uso desadequado, que leva à degradação das suas propriedades químicas, físicas e biológicas. Ao entrar no ciclo de degradação por mau manejo agrícola, frequentemente devido a práticas de monocultivo,

o solo pode perder a sua capacidade de produção, o que compromete a estabilidade económica das comunidades e do mercado consumidor (Lepsch, 2016).

A agricultura intensiva está a levar à degradação do solo de diferentes formas e com impactos negativos no meio ambiente, na economia e na sociedade. O uso do solo para atividades agrícolas e o seu manejo inadequado têm criado ambientes antropogénicos que estão na origem de diferentes tipos de degradação como, por exemplo, a erosão eólica que se apresenta em forma de tempestades de areia e poeira (Alves, 2021).

De acordo com Gaffney *et al.* (2019), o declínio dos recursos do solo, acelerado pela erosão e pelas alterações no uso da terra provocadas pela ação humana, especialmente nos últimos dois séculos, contribuiu para a intensificação da degradação do solo. A degradação do solo manifesta-se de diversas formas, como compactação, erosão, salinização e perda de C orgânico. A perda de C orgânico contribui para as emissões de GEE, e ambas as problemáticas se intensificam quando paisagens nativas são convertidas para agricultura e pastagem.

2.4.1 Impacto da degradação do solo sobre a fauna do solo

As propriedades físicas, químicas e biológicas do solo são essenciais para a fauna e microrganismos que o habitam. A maioria reside nas camadas superiores, onde a atividade microbiana é intensa. A degradação do solo, no entanto, diminui a atividade microbiana e a fauna do solo. Isso deve-se à redução da matéria orgânica, C da biomassa microbiana, N da biomassa microbiana e respiração basal. Consequentemente, a atividade de diversas enzimas do solo envolvidas nos ciclos de C, N, P e enxofre (S) diminui, devido à menor renovação de C e disponibilidade de nutrientes. Isso resulta na morte da fauna do solo e diminuição da biodiversidade. A biodegradação de compostos orgânicos por microrganismos do solo, conhecida como mineralização, converte moléculas orgânicas em C e energia para o crescimento e multiplicação, libertando formas inorgânicas de N, P, S e outros elementos. Esse processo depende do solo e da população microbiana. A degradação do solo danifica a camada superficial do solo e a população de microrganismos, reduzindo o processo de biodegradação (Yadav *et al.*, 2019).

2.4.2 Causas da degradação do solo

Degradação significa mudanças indesejáveis provocadas pelas atividades humanas juntamente com fenômenos naturais. A degradação do solo está entre os sérios problemas predominantes em era moderna. Está a afetar gravemente a fertilidade natural do solo para melhorar os nossos valores económicos, juntamente com as questões ecológicas (Osman, 2014).

A degradação do solo é causada pela pressão excessiva sobre o solo para atender às demandas concorrentes da crescente população por alimentos, forragens e fibras. Várias atividades humanas, como a introdução de canais de irrigação em larga escala, o desmatamento e o uso desadequado do solo levam à sua degradação acelerada por meio de salinização, inundações, secas, erosão e encharcamento. Esses processos, por sua vez, reduzem a produtividade agrícola, levando à insegurança alimentar. A emissão de GEE para a atmosfera resultando no aquecimento global pode ser também uma causa da degradação do solo. As causas da degradação devido a intervenções humanas diretas ou indiretas são o desmatamento e remoção de vegetação natural, sobrepastoreio, atividades relacionadas à agricultura e exploração excessiva da vegetação para fins domésticos (Aulakh e Sidhu, 2014).

Segundo Alves (2021) estima-se que em todo mundo a cada 5 segundos é perdida uma quantidade de solo equivalente a um campo de futebol e, caso a exploração deste continue no ritmo atual, até 2050 mais de 90% dos solos de todo o planeta Terra se tornarão degradados. Atualmente, estima-se que 33% dos solos de todo o planeta Terra encontram-se em níveis de degradação que variam de moderado a fortemente degradados, e isso é por causa das práticas agrícolas inadequadas. Ações do vento e da chuva e a agricultura industrial aceleram a erosão do solo causando prejuízos ambientais e socioeconómicos.

2.4.3 Fatores que contribuem para a degradação dos solos

Segundo Jacto (2020) existem muitos fenômenos e atitudes que podem causar a degradação do solo. Esses processos podem ocorrer de forma natural ou não. Alguns dos mais importante são erosão, salinização, desertificação e compactação.

A erosão é um processo natural, porém pode ser intensificado pela atividade humana. Ela ocorre pela transformação e pelo desgaste do terreno devido à ação de agentes externos, como chuva, vento

e sol. A destruição da vegetação natural remove a proteção do solo e resulta em um maior desgaste da superfície.

Esse fenômeno também provoca uma série de outros problemas ambientais, como a intensificação da lixiviação e podendo resultar em assoreamento. Deslizamentos das encostas e morros podem aumentar podendo causar danos sociais e tornar as encostas erodidas ainda menos férteis.

A salinização também ocorre naturalmente e é intensificada especialmente pela aplicação de métodos incorretos de agricultura, como uma má irrigação. O fenômeno é caracterizado pela acumulação de sais minerais no solo. Esse problema acontece quando a taxa de evaporação da água é muito alta, o que ocorre com mais frequência em regiões de clima árido ou semiárido. Além disso, a pouca intensidade das chuvas prejudica a dessalinização da superfície.

A desertificação causa grande mudança na paisagem e é o processo de degradação e esgotamento do solo, que também ocorre em regiões de clima árido e semiárido. Nesses locais, a baixa taxa de pluviosidade faz com que a evaporação seja maior que a infiltração. Embora tenha causas naturais, os principais determinantes da desertificação estão associados com práticas antrópicas, como as queimadas, o desmatamento, a mineração, a irrigação incorreta e o uso intensivo do solo pela agropecuária.

A compactação é caracterizada pelo aumento da densidade do solo. Conseqüentemente, ocorre a redução da sua porosidade e da permeabilidade, causada pelo grande atrito da superfície ou pela pressão contínua que ela recebe. As principais causas são o pisoteio do gado, o tráfego de máquinas agrícolas e o manejo do solo em condições inadequadas de humidade. Esse processo faz com que as características físicas e químicas do terreno sejam alteradas, influenciando negativamente no crescimento e desenvolvimento de plantas, por exemplo. A compactação também reduz a movimentação da água na subsuperfície, o que resulta em menos trocas gasosas, pouco deslocamento de nutrientes e baixa taxa de infiltração.

2.5 Matéria orgânica no solo

Segundo Schulte *et al.* (2014), apesar do solo ser composto principalmente por minerais, a saúde do solo depende de uma combinação de água, ar e, especialmente, matéria orgânica (5%). A matéria orgânica exerce um papel crucial em diversas funções do solo, como aumentar a produtividade vegetal, fornecendo nutrientes às plantas, melhorar a qualidade da água, filtrando-a e retendo nutrientes que a poderiam contaminar, armazenar C, ajudando a atenuar a mudança climática, e fornecer habitat e alimento para diversos microrganismos, aumentando a biodiversidade.

Jones *et al.* (2010) definem a matéria orgânica do solo como um material de origem vegetal, animal ou microbiológico, transformada (humificados) por macrofauna e microrganismos do solo sob a influência da temperatura, humidade e demais condições do solo, sendo a fração estável da matéria orgânica conhecido como húmus.

Segundo Zandonadi *et al.* (2014) a matéria orgânica do solo é constituída por um conjunto de compostos de C, provenientes da decomposição de restos vegetais e animais, que se associam aos minerais do solo. Além de fornecer nutrientes para as plantas, a matéria orgânica aumenta a capacidade de troca catiónica (CTC) do solo. Isso significa que o solo pode reter mais nutrientes, como Ca, Mg e K, que são essenciais para o crescimento das plantas. A matéria orgânica regula a disponibilidade de nutrientes que as plantas podem absorver, evitando a deficiência ou excesso de nutrientes. A matéria orgânica pode ligar-se a elementos que podem ser prejudiciais às plantas, como alumínio (Al) e manganês (Mn), reduzindo sua toxicidade. Pode ainda referir-se que a matéria orgânica ajuda a agregar as partículas do solo, criando uma estrutura mais porosa e permeável, o que facilita a infiltração da água e o crescimento das raízes das plantas.

Carvalho (2019) refere que a disponibilidade de matéria orgânica no solo depende de fatores climáticos, edáficos e antropomórficos. A importância do clima resulta do efeito da temperatura e precipitação na produção vegetal e consequentemente no retorno de resíduos ao solo e na taxa de mineralização da matéria orgânica. O clima Mediterrânico, por exemplo, dificulta a manutenção de teores elevados de matéria orgânica porque a concentração da precipitação no inverno reduz o potencial de produção de biomassa e a temperatura média anual elevada aumenta a taxa de mineralização da matéria orgânica do solo. O teor de argila do solo é outro fator a condicionar o seu teor potencial em matéria orgânica, uma vez que o complexo argilo-húmico é mais estável que a matéria orgânica livre. Mas o fator mais importante é eventualmente a ação do homem, uma vez que

este condiciona tantos os ganhos como as perdas. As culturas praticadas, o destino dado aos seus resíduos e a eventual adição de estrumes e outros adubos orgânicos são determinantes nos ganhos de matéria orgânica do solo.

Segundo Arrobas *et al.* (2021) em muitas regiões do mundo os solos apresentam baixos níveis de matéria orgânica. Isso pode ser resultado de fatores naturais, como a baixa produtividade dos ecossistemas, ou de práticas agrícolas inadequadas que não contribuem para o aumento da matéria orgânica do solo e, ao contrário, aceleram sua decomposição.

Murphy (2015) refere que o baixo teor de matéria orgânica do solo pode afetar uma vasta gama de propriedades físicas e químicas do solo. Pode afetar o ciclo de nutrientes e a sua disponibilidade para as plantas. A redução da matéria orgânica resulta numa perda de fertilidade do solo e nas pressões associadas sobre a produção alimentar. Em solos com pouca matéria orgânica ocorre redução do armazenamento de água (um elemento-chave no planeamento de secas e inundações), impacto negativo na biodiversidade, redução da absorção de poluentes com impactos subsequentes nas massas de água, restrições à utilização dos solos e possível perda do valor dos solos. O teor de C orgânico do solo superficial é igualmente relevante para a erosão e para o declínio da biodiversidade do solo (Jones *et al.*, 2010).

Panagos *et al.* (2015) afirmam que o baixo teor da matéria orgânica nos solos exerce impactos negativos na biodiversidade do solo, com diminuição da sua resistência e conseqüentemente maior suscetibilidade a outras formas de degradação, principalmente a erosão. A continuação desse processo pode gerar possíveis restrições ao uso da terra e perdas de produtividade.

Ação humana é o principal responsável pelos ganhos e perdas da matéria orgânica no solo. Manter um teor adequado de matéria orgânica no solo é principalmente da responsabilidade do agricultor e da sua capacidade em implementar métodos para o seu incremento e conservação. Segundo Schulte *et al.* (2014) os principais métodos para manter os níveis de matéria orgânica nos solos são a mobilização mínima, para evitar a possibilidade de erosão, e a reincorporação dos resíduos culturais. A mobilização, em particular, desempenha um papel crítico, porque deixa o solo nu. Por outro lado, os microrganismos reagem à maior disponibilidade de oxigénio e consomem parte da matéria orgânica do solo, o que resulta na libertação de dióxido de carbono (CO₂) para a atmosfera.

Segundo Arrobas *et al.* (2021) a matéria orgânica tem um papel central na fertilidade do solo. Entre muitos efeitos benéficos, a matéria orgânica pode melhorar o arejamento de solos argilosos e a

capacidade de retenção de água de solos arenosos. O seu contributo é também importante na atividade biológica dos solos e na ciclagem de nutrientes.

A matéria orgânica desempenha papel importante nas propriedades físicas do solo atuando como um agente de estabilização da temperatura do solo, para favorecer as plantas, e no aumento da capacidade de retenção de água no solo, favorecendo o desenvolvimento das raízes, principalmente em regiões de clima quente, melhorando a estabilidade dos agregados, reduzindo o escoamento de água superficial e diminuindo os riscos de erosão. Por isso, quanto maior a quantidade de resíduos orgânicos retornados para o solo, maior a cobertura da superfície do solo e maior a proteção da estrutura do solo contra perturbações naturais e antropogênicas (Costa *et al.*, 2013).

A matéria orgânica do solo também desempenha papel fundamental disponibilidade de nutrientes. Atuando na CTC, quanto maior o teor de C orgânico no solo, maior é a CTC do solo, e com isso maior a capacidade de adsorção de cátions. Grande parte dos cátions adsorvidos pelo solo são nutrientes que podem ser utilizados pelas plantas, como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ . Logo, o aumento da matéria orgânica do solo pode melhorar a nutrição das plantas em virtude de uma maior disponibilidade de nutrientes adsorvidos no solo (Santos, 2020).

No geral, segundo Costa *et al.* (2013), a matéria orgânica do solo desempenha um papel importante na sustentabilidade agrícola, influenciando os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, com reflexo na estabilidade da produtividade das agroecossistemas. A matéria orgânica pode ser alterada com maior ou menor intensidade, dependendo do sistema agrícola, o que a torna um dos principais indicadores da qualidade do solo. O aumento dos teores de matéria orgânica do solo geralmente relaciona-se com o aumento na eficiência de utilização dos nutrientes, levando a um aumento na produtividade das culturas.

2.6 A escassez de recursos orgânicos para aplicar aos solos

A produção de composto orgânico acompanha a humanidade desde a invenção da agricultura e faz parte integrante do processo agrícola para completar o ciclo dos nutrientes. Os recursos orgânicos contribuem com a adição sucessiva de nutrientes, como as frutas que caem ao solo, dejetos animais, palhas, madeira de construção e outros desempenham um papel importante para o solo e são considerados os principais responsáveis pelo aumento da fertilidade do solo.

Compostos obtidos de resíduos sólidos urbanos (RSU) representam uma fonte de nutrientes que pode aumentar a fertilidade do solo e, assim, contribuir para melhorar a sua qualidade. No entanto, a aplicação de composto de RSU também melhora a estrutura do solo, e melhora o crescimento e desenvolvimento das plantas. A aplicação de compostos orgânicos de qualidade ao solo permite a melhoria da sua estrutura reduzindo o risco de erosão e de compactação, melhorando desta forma o desenvolvimento das plantas. A aplicação de compostos orgânicos permitirá também uma melhor gestão dos recursos hídricos uma vez que funcionará como reservatório de água em tempo de seca, dada a sua capacidade de retenção de água (Nutrimais, 2019).

De acordo com Esteves (2020) os processos de reaproveitamento e valorização de resíduos ou subprodutos de natureza orgânica representam uma prática determinante na sustentabilidade dos sistemas agropecuários, no sentido em que retiram volumes imensos de resíduos orgânicos das explorações, para os transformar em produtos orgânicos, possíveis de colocar no solo, como fertilizante ou adubo das culturas, com o objetivo de fechar o ciclo produtivo, contribuindo para a economia circular, e aumentar a autossuficiência dos produtores.

Os resíduos orgânicos devolvem a matéria orgânica ao solo, onde são retidas através de uma combinação de atividades físicas, químicas e biológicas que interagem e afetam a qualidade do solo, incluindo a ciclagem de nutrientes (Turmel *et al.*, 2015).

A escassez desses resíduos para aplicar aos solos é um problema que afeta a qualidade e a sustentabilidade da agricultura. A falta de recursos orgânicos é uma grande dificuldade para a adoção da agricultura de conservação pelos agricultores. O uso adequado de fertilizantes orgânicos resultaria em aumentos substanciais na produtividade das culturas. Frequentemente é a disponibilidade ou ausência de resíduos culturais que permitem estabelecer gradientes de fertilidade do solo dentro do sistema produtivo (Vanlauwe *et al.*, 2014).

2.7 As lamas de ETAR como recurso fertilizante

2.7.1 As lamas de ETAR e a sua disponibilidade no mundo

As áreas urbanas representam cerca de 3% de toda a superfície terrestre, mas abrigam mais de 55% da população mundial e a tendência de maior concentração de pessoas nos grandes centros urbanos ainda aumentará nas próximas décadas (Edmondson *et al.*, 2012). Esse fenómeno social intensifica a necessidade de manter sistemas eficientes e sustentáveis de tratamento de água e esgoto

para garantir o abastecimento adequado de água nos grandes centros urbanos e evitar a contaminação dos ecossistemas naturais (Buonocore *et al.*, 2018).

A geração de águas residuais é uma consequência inevitável das atividades humanas e industriais devido à urbanização, industrialização e crescimento populacional. Na sociedade contemporânea, a proteção do ambiente, a redução do consumo de energia, a preservação das matérias-primas e a minimização da produção de resíduos são cada vez mais importantes. Por esta razão, a implementação e o desenvolvimento de tecnologias de tratamento de águas residuais são necessários para aumentar a sua eficiência, de modo que não só cumpram as normas necessárias e uma baixa pegada energética, mas também aumentem a viabilidade económica e a sustentabilidade ambiental (Márquez *et al.*, 2022).

O rápido crescimento populacional, as mudanças climáticas, a urbanização e o esgotamento dos recursos naturais estão obrigando a sociedade global a preparar-se para uma posição estressante para alguns recursos naturais. O setor de águas residuais, como um dos atores ativos, precisa identificar barreiras e utilizar estratégias criativas para lidar com os desafios esperados no futuro (Shaddel *et al.*, 2019).

A lama de ETAR é um resíduo sólido, semissólido ou líquido gerado durante o tratamento de esgoto doméstico em estações de tratamento de águas residuais, cujo destino correto é um dos maiores desafios para os serviços de saneamento em todo o mundo (Raheem *et al.*, 2018; Zhen *et al.*, 2017), uma vez que 7,6 bilhões de excrementos de 7,6 bilhões de pessoas em todo o mundo devem ser eliminadas de alguma forma. A geração de lama de ETAR aumenta à medida que as políticas públicas e os investimentos são direcionados para melhorar o acesso aos serviços de saneamento, que também ditam os valores de coleta de esgoto, bem como a adequação dos tratamentos adotados e da estratégia de disposição final. É evidente que as regiões pobres e populosas, bem como aquelas com má distribuição de renda bruta, como Ásia, África e América Latina, entre outras, coletam menos esgoto e, portanto, produzem proporcionalmente muito menos lama de ETAR do que Europa, EUA e Canadá. Portanto, quando esses países possuem sistemas de saneamento, isso não reflete, necessariamente, na gestão adequada ou mesmo suficiente das lamas de ETAR. A escassez ou mesmo a falta de dados atualizados sobre a geração de lamas de ETAR em vários países dificulta a compreensão e identificação dos desafios associados à gestão deste material (Raheem *et al.*, 2018).

Autores como Marzougui *et al.* (2022) afirmam que, a nível mundial, a produção de lamas de ETAR é de cerca de 200 milhões de toneladas por ano. A Europa, a América do Norte e o Leste Asiático são os principais produtores mundiais de lamas de ETAR. Os dois primeiros continentes produzem cerca de 40 milhões de toneladas de lamas desidratadas por ano, Alemanha é o principal produtor de lamas na Europa, com 1,85 milhões de toneladas em 2012 (cerca de 21% da tonelagem total na Europa). O Reino Unido vem em seguida, com a produção de 1,14 milhão de toneladas de lamas desidratadas, seguido pela França, com mais de 1,043 milhão de toneladas de lamas. Ao longo das últimas décadas, as formas tradicionais de eliminação das lamas, como a incineração e a deposição em aterro, têm sido fortemente questionadas devido aos seus potenciais impactos negativos na saúde humana e no ambiente devido à sua carga poluente.

A crescente urbanização com o aumento drástico do fluxo de resíduos obriga os países europeus a melhorar as principais infraestruturas dos sistemas de resíduos (Suleiman *et al.*, 2017). O rápido crescimento populacional, as mudanças climáticas, a urbanização e o esgotamento dos recursos naturais estão obrigando a sociedade global a preparar-se para uma posição stressante para alguns recursos naturais. O volume total de lamas produzidas na Europa (em 2010), China (em 2006) e Estados Unidos (em 2004) atingiu 9, 3 e 6,5 milhões de toneladas de matéria seca/ano, respetivamente), pelo que se espera que o volume de lamas utilizado para a produção de energia através da fermentação anaeróbia também cresça (Rékási *et al.*, 2019). O setor das águas residuais, como um dos atores ativos, precisa identificar barreiras e utilizar estratégias criativas para lidar com os desafios esperados no futuro (Shaddel *et al.*, 2019).

A proibição do despejo de lamas no mar e a regulamentação de nutrientes como P e N exigem métodos de tratamento mais eficientes e novas infraestruturas para lidar com o aumento do volume de lamas. O crescimento populacional aumenta a demanda por recursos, pressionando o meio ambiente. Leis, preocupações ambientais e a busca por economia incentivam a recuperação e transformação dos recursos das águas residuais em produtos valiosos. As águas residuais contêm nutrientes essenciais para a produção de alimentos. A agricultura moderna depende do uso extensivo de fertilizantes minerais (fertilizantes NPK). O processo Haber-Bosch e a mineração de rochas fosfatadas são as principais técnicas para produzir fertilizantes azotados e fosfatados, respetivamente. Na Europa, 90% do P mineral consumido é destinado à produção de alimentos, sendo 79% utilizado como fertilizante e 11% na pecuária (Shaddel *et al.*, 2019).

Entre as fontes de resíduos, como a alimentação animal, a lavoura, as instalações industriais de pré-tratamento, os sistemas sépticos, as estações de tratamento de águas pluviais e de águas residuais, a recuperação de nutrientes de águas residuais e lamas de depuração tem sido a abordagem mais praticada e tem recebido uma atenção significativa nas últimas décadas devido a considerações práticas e à infraestrutura disponível nas ETAR. No entanto, as lamas de ETAR produzidas num processo de tratamento de águas residuais transportam não só nutrientes, mas também poluentes orgânicos e inorgânicos perigosos, o que deve ser considerado antes de qualquer aplicação (Shaddel *et al.*, 2019).

As lamas de ETAR, também conhecidas como lamas de depuração, são subprodutos orgânicos do tratamento de águas residuais, tanto domésticas quanto da agropecuária, em estações de tratamento específicas. A composição e qualidade das lamas variam de acordo com a composição das águas residuais de origem e a tecnologia de tratamento utilizada. Elas podem conter diversos compostos orgânicos e minerais, além de organismos, alguns dos quais podem ser patogénicos. A composição química das lamas varia entre diferentes ETAR e pode apresentar flutuações sazonais, refletindo as mudanças na composição dos efluentes recebidos ao longo do ano. Em geral, as lamas desidratadas contêm cerca de 70 a 80% de água. Em peso seco, a matéria orgânica é o principal componente (cerca de 50 a 70%), variando de acordo com o grau de estabilização. Com o aumento da população, os avanços tecnológicos e a crescente preocupação com a qualidade dos cursos de água e sua biodiversidade, espera-se um aumento no número de ETAR em operação e, conseqüentemente, na produção de lamas (Cristina *et al.*, 2017).

2.7.2 Lamas de ETAR e os seus destinos principais atuais

Os subprodutos do tratamento de águas residuais devem ser depositados de uma forma que seja aceitável e económica. A saúde pública não deve ser afetada negativamente e o impacto ambiental deve ser aceitável. Para assegurar estes objetivos, é geralmente necessário tratar as lamas, os sólidos dissolvidos e em suspensão que são predominantemente matéria orgânica (70-80%). Tal como no tratamento de águas residuais, o destino final deve determinar o método a usar para o condicionamento e tratamento das lamas. No passado era prática comum a deposição no mar de lamas provenientes de estações situadas na orla costeira. Esta prática foi proibida a partir de 1998 pela Diretiva da EU 91/271/CEE.

De acordo com Gonçalves (2017) o conhecimento das características físicas e químicas das lamas é essencial para encontrar as soluções de tratamentos e de destino final mais adequados. Quando a valorização das lamas não é possível e a deposição em aterro é a única solução possível é importante encontrar esse local de eliminação a nível regional para permitir reduzir os custos de transporte.

Segundo Berco (2013) e Mendes (2014) as opções mais comuns para o destino final das lamas tratadas são a deposição em aterro sanitário e a reutilização na agricultura, horticultura e florestas. A incineração constitui uma opção válida para a eliminação das lamas, no entanto é um processo que implica custos, libertam-se gases nocivos para a atmosfera e há sempre resíduos sólidos sobrantes.

Segundo Gonçalves (2017) a deposição em aterro das lamas só deve ser executada no caso não ser possível a valorização agrícola, caso existam determinados metais pesados como Cu, mercúrio (Hg), Ni, zinco (Zn), Cd, cromo (Cr), Pb ou outras substâncias tóxicas.

A deposição em aterro sanitário pode ser efetuada com lamas desidratadas ou em cinzas, se incineradas previamente. Em aterros onde seja necessário proteger as águas subterrâneas de contaminação com poluentes, a deposição das lamas deve ser efetuada em áreas previamente impermeabilizadas. As águas de escorrências superficiais e de drenagem das zonas onde foram depositadas lamas terão de ser sujeitas a tratamento (Mendes, 2014).

Segundo Guimarães *et al.* (2018), dentre as diversas opções de disposição final das lamas, a agricultura tem-se mostrado a mais conveniente, visto que as lamas são um material rico em matéria orgânica e nutrientes para as plantas. Por outro lado, a presença de elementos perigosos, microrganismos patogénicos, poluentes orgânicos e até mesmo os nutrientes, tornam-se fatores limitantes para o seu destino agrícola, posto que podem causar danos à saúde, contaminar o meio ambiente e até mesmo levar a perda de produtividade das culturas. Diante disso, antes da sua disposição final, a lama deve ser submetido a tratamentos com o intuito de diminuir sua carga de poluentes e patógenos, a fim de evitar a contaminação do meio ambiente e originar problemas de saúde pública.

Segundo Mendes (2014) a utilização de lamas na agricultura é a opção preferível. No entanto, deverá ser tomado em consideração que as lamas podem conter organismos patogénicos, por vezes sob formas resistentes à desinfeção, e ainda organismos que podem ser nocivos para as culturas. Pode ser necessário proceder a alguma forma de pasteurização das lamas ou armazenagem por longos períodos para evitar potenciais efeitos nocivos. Adicionalmente, as águas residuais contêm

concentrações de metais pesados provenientes de descargas industriais. Estas concentrações deverão ser controladas nas indústrias em causa de modo a limitar os valores a níveis compatíveis com os níveis aceitáveis de metais nos solos.

Magalhães (2015) afirma que o interesse para a agricultura das lamas devidamente tratadas, assentada fundamentalmente no potencial de utilização da sua matéria orgânica e valorização do seu poder nutritivo. Assim, são várias as ações benéficas proporcionadas pela aplicação de lamas, nomeadamente a correção dos solos, que passa pela melhoria da estrutura do solo e aumento da sua estabilidade, bem como a contribuição para o aumento da CTC do solo, melhorando a atividade microbiana com efeitos benéficos na dinâmica de alguns nutrientes, especialmente N e S. Além disso, melhora a eficácia da adubação, origina inativação de alguns metais pesados e, proporcionando um acréscimo de matéria orgânica, melhora consideravelmente a fertilidade e produtividade dos solos. Desta forma, podem ser usadas em áreas como silvicultura, sobretudo na reflorestação de zonas consumidas pelos fogos florestais, recuperação de solos nas zonas de exploração mineira, jardinagem e cultivo de plantas ornamentais, obras de estabilização de taludes, revestimento vegetal da cobertura dos aterros sanitários e outras aplicações, assegurando a proteção contra a degradação erosiva.

2.7.3 O uso de lamas de ETAR na agricultura

Os poluentes presentes nas lamas de depuração podem limitar a sua utilização agrícola. Dependendo da legislação, regras, atitudes e perceções de risco, a utilização de lamas de depuração na agricultura varia de país para país (Kirchmann *et al.*, 2017).

Usar lamas de depuração como fertilizante agrícola é melhor do que depositá-las em aterros ou incinerá-las. Essa prática, chamada de reutilização agrícola, é usada no mundo todo para reduzir a poluição e criar uma economia circular, onde os resíduos se convertem recursos. As lamas têm muita matéria orgânica (cerca de 50% da parte sólida), o que pode melhorar o solo de várias maneiras, aumentando a porosidade e retenção de água, fornecendo nutrientes às plantas e aumentando a atividade biológica do solo.

No entanto, o problema é que as lamas podem conter metais pesados, outros poluentes e agentes patogênicos, o que torna importante ter-se cuidado ao usá-las como fertilizante. Usar lamas de

depuração como fertilizante é uma boa opção, mas precisa ser feito com cuidado para evitar riscos à saúde e ao meio ambiente (Marzougui *et al.*, 2022; Sabbahi *et al.*, 2022).

As lamas dos resíduos sólidos resultante do processo de tratamento de esgotos contêm matéria orgânica e nutrientes que exercem importante papel na produção agrícola e na manutenção da fertilidade do solo. Além disso, a matéria orgânica contida neste resíduo aumenta o conteúdo de húmus reduzindo a densidade do solo, melhorando a capacidade de armazenamento e infiltração de água, aumentando a estabilidade dos agregados e reduzindo a erosão. Por outro lado, a possibilidade de contaminação do solo é motivo de preocupação quando este resíduo é usado na agricultura, sendo que os principais contaminantes presentes nas lamas de ETAR são metais pesados, tais como Pb, Ni, Cd, Cr, Cu Zn, organismos patogênicos (bactérias, protozoários, vírus etc.), além de uma gama de compostos orgânicos sintéticos (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, dioxinas, furanos, pesticidas, hormonas sintéticas e naturais) (Nascimento *et al.*, 2014).

As lamas são essencialmente um resíduo orgânico contendo alta biomassa microbiana, bem como altos teores de matéria orgânica, N, P e Zn entre outros nutrientes. Se for devidamente tratada e aplicada no solo, pode melhorar a qualidade do solo e a produtividade das culturas agrícolas, bem como a revegetação de ecossistemas perturbados, como as áreas de rejeitos de mineração. Em todo o mundo, as lamas são tratadas e aplicadas aos solos como método de eliminação ou reciclagem. Embora os fertilizantes minerais, fabricados à base de combustíveis fósseis, possam fornecer adequadamente nutrientes às plantas, os países tropicais são altamente dependentes e não autossuficientes desses recursos de alto custo, tornando o uso das lamas para fertilização do solo ainda mais interessantes, uma vez que permitem a sua reutilização, bem como a reciclagem dos seus nutrientes.

2.7.4 Os riscos da utilização de lamas de ETAR na agricultura

Considerando todos os valiosos recursos presentes nas lamas (matéria orgânica, nutrientes para as culturas), muitos países reconheceram este subproduto como um substrato potencial para fertilização na agricultura ou remediação de áreas poluídas. No entanto, a aplicação de lamas de depuração em terrenos agrícolas pode contribuir para a dispersão de uma vasta gama de constituintes indesejados, como patogênicos e químicos, em solos que vão ser utilizados para a produção de alimentos (Rorat *et al.*, 2019).

As lamas contêm agentes biológicos que podem carregar problemas para os organismos vivos porque alguns são patogênicos ou podem simplesmente perturbar os ecossistemas naturais. Geralmente, quatro grupos de patógenos podem ser encontrados nas lamas de ETAR, designadamente vírus, bactérias, parasitas e fungos. Devido ao elevado teor de matéria orgânica, as lamas de depuração podem incluir muitas espécies de bactérias e fungos e contê-los em grandes quantidades (Fijalkowski *et al.*, 2017).

Também Rorat *et al.* (2019) afirmam que a flora microbiana presente nas lamas é muito diversificada e abundante devido ao elevado teor de matéria orgânica. A maioria destas bactérias são saprófitas, e desempenham um papel importante no processo de tratamento de águas residuais, formando flocos e degradando alguns contaminantes (Tozzoli *et al.*, 2017). No entanto, os autores afirmam que algumas destas bactérias são patogênicas (Huang *et al.*, 2018).

Korzeniewska (2011) identificou 243 espécies bacterianas potencialmente patogênicas em lamas ativadas, incluindo seis agentes patogênicos principais, *Bacillus anthracis*, *Clostridium perfringens*, *Enterococcus faecalis*, *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa* e *Vibrio cholera*, que podem atingir abundâncias de 14% da flora bacteriana. Outros patógenos dos géneros *Salmonella*, *Shigella*, *Klebsiella*, *Serratia*, *Enterobacter* ou *Proteus* também foram identificados. Todas estas bactérias podem causar várias infeções, tais como infeções do trato urinário (*E. coli*), pneumonia (*Klebsiella* e *Enterobacter*), infeções sanguíneas (*Enterobacteriaceae*) e infeções gastrointestinais (*E. coli*, *Salmonella*). Essas doenças podem aparecer após contaminação pelas vias gastrointestinal, respiratória, urinária e biliar (Korzeniewska, 2011).

Por outro lado, Krzyzanowski *et al.* (2016) relatam que a *Escherichia coli* já faz parte de um dos critérios de qualidade das lamas (Diretiva Europeia 86/278/CEE) (CE, 1986). Além disso, a salmonela é uma das bactérias mais estudadas nas lamas das ETAR. Estas bactérias podem sobreviver uma vez libertadas no ambiente, em parte através da disseminação de lamas em parcelas agrícolas. Assim, o consumo de alimentos dessas terras poderia ser uma forma de contaminação. Mesmo com baixas concentrações de salmonela nas lamas, alguns vegetais como a alface e o tomate podem conter essas bactérias nos seus tecidos (Krzyzanowski *et al.*, 2016). Os riscos da presença das bactérias patogênicas podem ser agravados pela presença de antibióticos nas águas residuais. Isto aumenta o número de bactérias resistentes aos antibióticos. Além disso, a alta densidade de bactérias em reatores de ETAR aumenta a probabilidade de transferência de material genético entre bactérias (Rorat *et al.*, 2019).

Os elementos potencialmente tóxicos (PTE) é um termo geral comum que inclui elementos metálicos, conhecidos como os metais pesados ou oligoelementos metálicos. estão naturalmente presentes nos solos e as preocupações atuais vêm mais da contaminação antropogénica do solo por esses elementos através do uso de fertilizantes (incluindo lamas, chorume e estrume), pesticidas e má gestão de resíduos. Classicamente, compreendem os metais e metaloides Cd, Cr, Cu, Pb, Mo, Ni e Zn. Os potenciais riscos ambientais associados a estes TEP no contexto da aplicação de lamas no solo têm sido extensivamente estudados e definidas orientações e regulamentos ambientais (Rorat *et al.*, 2019).

Autores como Rorat *et al.* (2019) relatam que os riscos ambientais dos contaminantes químicos das lamas e das suas concentrações no solo após a sua aplicação depende das suas concentrações iniciais (tanto nos solos como nas lamas), das quantidades aplicadas (efeitos cumulativos), das práticas de gestão e das perdas. Portanto, contaminantes voláteis e facilmente degradáveis ainda podem representar riscos ambientais no caso de altas concentrações iniciais e aplicações repetidas.

Os metais pesados que entram no ambiente afetam todo o elo da cadeia alimentar, desde microrganismos, passando por plantas e animais, até os seres humanos. Por conseguinte, a acumulação de metais pesados no solo é particularmente perigosa. Os metais pesados são divididos em dois grupos. O primeiro, incluindo Cd, Pb e Hg, é caracterizado por alta toxicidade para humanos e animais, mas menor toxicidade para o crescimento e desenvolvimento de plantas. Em excesso, os metais do segundo grupo, como Cu, Ni e Ni, são mais tóxicos para as plantas do que para os organismos animais e humanos. O aumento do teor de metais pesados pode afetar negativamente as propriedades biológicas do solo, causar alterações na cadeia alimentar, ter um efeito tóxico sobre as plantas e contaminar as águas subterrâneas. Quando o teor permitido é excedido, os metais pesados reduzem a fertilidade do solo, inibem a atividade enzimática do solo e alteram a acidez do solo (Fijalkowski *et al.*, 2017; Rorat *et al.*, 2019).

2.7.5 Valor agronómico das lamas de ETAR

Segundo Costa (2012) a valorização agrícola de lamas de ETAR, ou seja, o seu uso como fertilizante, é uma prática regulamentada pelo Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro. Essa atividade só pode ser realizada por empresas de gestão de resíduos devidamente licenciadas e é controlada por órgãos oficiais como a Direção Regional da Agricultura, Comissão de Coordenação e

Desenvolvimento Regional e Administração da Região, entre outros. Para garantir a segurança e a eficiência da prática, diversos requisitos devem ser cumpridos. As empresas de gestão de resíduos devem ter em seus quadros técnicos responsáveis com formação superior em áreas como ambiente, agricultura ou florestal, devidamente credenciados para o efeito. A aplicação das lamas é autorizada e controlada através de Planos de Gestão de Lamas (PGL), que integram informações sobre a origem das lamas (caracterização analítica, processo de tratamento na ETAR, etc.) e dos terrenos onde serão aplicadas (caracterização analítica dos solos, tipo de cultura, restrições ligadas ao meio natural ou às atividades humanas no local, etc.). Antes da aplicação das lamas, o PGL é submetido à apreciação dos órgãos oficiais. Após a aprovação do PGL, é necessário elaborar Declarações de Planejamento de Operações (DPO) de valorização para cada exploração agrícola, definindo a qualidade de cada lama a ser aplicada em um determinado terreno.

Segundo Sempiterno *et al.* (2019) a utilização de lamas na agricultura poderá ser uma forma de reduzir a aplicação de adubos químicos para atender às exigências nutritivas das culturas. Com base num desenvolvimento sustentável, é possível fechar um ciclo que se iniciou com a retirada dos nutrientes dos campos de cultivo (Huang *et al.*, 2012; Singh & Agrawal, 2008). A aplicação das lamas na agricultura constitui uma alternativa de baixo custo em relação à sua deposição em aterro, sendo obrigatório, no entanto, que sejam estabilizadas antes da sua aplicação, a fim de evitar potenciais problemas ambientais (Huang *et al.*, 2012).

O interesse da utilização de lamas na agricultura deve-se às suas propriedades fertilizantes e corretivas do solo podendo também ser úteis para melhorar as características físicas do solo e prevenir a sua degradação, nomeadamente se sujeito a fenómenos de erosão (Huang *et al.*, 2012; Singh & Agrawal, 2008).

Segundo Mendes (2014) as lamas de ETAR, resultado do tratamento de águas residuais, possuem uma composição rica e complexa. Elas contêm substâncias orgânicas e minerais que podem beneficiar ou prejudicar o solo, dependendo da sua natureza e da quantidade aplicada. As lamas são ricas em matéria orgânica e fornecem todos os elementos essenciais para o crescimento das plantas, desde macronutrientes como N, P, K, Ca, Mg e S a micronutrientes como Fe, Mn, Cu, Zn, B, Cl, Mo e Ni. Além disso, as lamas contêm outros elementos que podem ser úteis para algumas culturas, como o Na para a beterraba sacarina e o Cu para as leguminosas, pois é essencial para a fixação do N atmosférico.

Jatav *et al.* (2018) afirmam que as lamas são muito variáveis na sua composição e isto pode depender de vários fatores, como as estações do ano, a tecnologia aplicada nas estações de tratamento de águas residuais, a especificidade da área de origem do afluente, etc. Em média, as lamas de depuração desidratadas contêm 50%-70% de matéria orgânica e 30%-50% de componentes minerais (incluindo 1%-4% de carbono inorgânico), 3,4%-4,0% de N e 0,5%-2,5% de P. Entre os macronutrientes, N e P são os elementos mais abundantes nas lamas de depuração e existem tanto na forma orgânica como inorgânica. O N inorgânico inclui N amoniacal (NH_4^+) e N na forma de nitrito (NO_2^-) e de nitrato (NO_3^-), enquanto o N ligado organicamente inclui N pirólico, N piridinico, N proteico e N na forma de aminas. Ao contrário do N inorgânico que é solúvel, as formas inorgânicas de P são menos solúveis e, portanto, o P tende a ser depositado em fases sólidas inorgânicas ou concentrado nas formas orgânicas. Entre as formas inorgânicas de P, os compostos de fosfato (PO_4^{3-}) são dominantes, enquanto o P orgânico consiste numa variedade de compostos orgânicos, tais como ácidos nucleicos e lípidos. Todos os micronutrientes estão frequentemente presentes nas lamas de depuração em quantidades suficientes para satisfazer as necessidades nutricionais das planta (Jatav *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2019).

As lamas de depuração poderão ser utilizadas como corretivos orgânicos, e nos planos de fertilização das culturas, sobretudo pelos nutrientes N e P (Mendes, 2014).

Segundo Mendes (2014) a aplicação contínua de lamas de depuração ao solo contribui para o aumento progressivo do seu nível de matéria orgânica de que resultarão, entre outros, os efeitos positivos na melhoria da estrutura do solo, favorecendo a formação de agregados e aumentando a sua estabilidade, no aumento de CTC do solo, na criação de melhores condições para a vida microbiana do solo, na criação de condições mais favoráveis para a absorção dos nutrientes pelas culturas, na inativação de alguns metais pesados e correspondente redução do seu nível de toxicidade e melhoria geral da sua fertilidade e produtividade.

As lamas de depuração atuam também como fornecedores de macro e de micronutrientes em quantidades significativas que deverão ser tidas em conta nos planos de fertilização das explorações agrícolas em que eles venham a ser aplicados. Dos nutrientes fornecidos pelas lamas, destaca-se o N em que uma parte se encontra na forma orgânica e outra na forma mineral, variando a sua proporção com os processos de tratamento a que as lamas foram sujeitas. O P encontra-se sob formas minerais que as plantas podem facilmente absorver. O K encontra-se sob a forma mineral, no entanto em quantidades muito reduzidas pois é facilmente removido durante o processo de tratamento das águas

residuais. O Ca e Mg que estão presentes em concentrações muito variáveis. A utilização da calagem contribuirá para teores elevados de Ca e por vezes também de magnésio. O S é também importante ainda que presente em concentrações reduzidas.

2.8 Resultados de ensaios experimentais com lamas de ETAR

Estudos desenvolvidos por Sempiterno *et al.* (2019) procuraram avaliar o desenvolvimento da cultura do milho utilizando um desenho experimental com um tratamento testemunha, tratamentos com a utilização de lamas de ETAR, tratamentos com fertilização mineral e mistura de lamas com fertilizante mineral, e comparando a produção de biomassa entre tratamentos. Observaram que a testemunha apresentou produção mais baixa devido à falta de aplicação de fertilizantes orgânicos ou minerais. Nos tratamentos experimentais onde se aplicaram apenas lamas, houve um aumento significativo da produção de biomassa em relação à testemunha e equivalente à aplicação de fertilizante mineral. Os tratamentos à base de misturas de lamas com fertilizante mineral originaram produção da biomassa significativamente mais elevada que a dos tratamentos anteriores.

Assim, os autores concluíram que a utilização conjunta do corretivo orgânico (neste caso lamas de ETAR) com adubação mineral azotada revelou-se a melhor solução, conduzindo às maiores produções de biomassa da planta teste e a uma superior eficiência de utilização do N, permitindo concluir que a lama poderá constituir um substituto parcial dos fertilizantes minerais azotados. Contudo, os resultados obtidos sugerem a necessidade de se continuarem a efetuar estudos, em particular em condições de campo, de modo a conhecer-se com maior precisão a disponibilização do N a partir dos materiais orgânicos (Sempiterno *et al.*, 2019).

Bártolo *et al.* (2019) realizaram também estudos comparativos com aplicação de lamas e fertilizantes minerais fosfatados e uma modalidade testemunha não fertilizada, utilizando a cultura do milho como planta teste, com o objetivo de avaliar a disponibilidade de P para a cultura. Quanto aos resultados obtidos, as diferenças foram significativas tanto para a produção de matéria seca como para a disponibilidade de P, onde se observou que o tratamento testemunha originou a produção mais baixa devido à falta de P, sendo este veiculado quer pelas lamas quer pelo fertilizante mineral. Com estes resultados os autores concluíram que a aplicação conjunta de lamas e fosfato de Ca aumenta a produção da planta teste e a recuperação aparente de P, concluindo também que as lamas poderão

substituir em parte os fertilizantes minerais fosfatados já que a sua mistura permite obter resultados equivalentes aos obtidos apenas usando os tradicionais adubos inorgânicos.

2.9 A cultura da alface

2.9.1 diversidade de cultivares e regiões produtoras.

A alface é uma das hortaliças folhosas mais importantes do mundo consumida sobretudo em saladas. Apesar de algumas variedades poderem ser cozinhadas, seu uso principal é como vegetal fresco (Křístková *et al.*, 2008). A alface é cultivada comercialmente em diversas regiões do mundo, com destaque para Ásia, América do Norte, América Central e Europa, sendo China, Estados Unidos, Espanha, Itália, Índia e Japão os maiores produtores mundiais. A produção concentra-se predominantemente nas regiões temperadas do Hemisfério Norte, com especializações regionais. Nos Estados Unidos predomina a alface Iceberg, enquanto na Europa há uma maior diversidade de cultivares. Em Espanha também é relevante a produção de alface do tipo Iceberg. Em França destacam-se as variedades Batávia europeias e Bola de Manteiga. Em Itália, por sua vez, é referência a produção de alface Romana (Almeida, 2006).

2.9.2 Exigências edafoclimáticas

A alface é uma cultura anual de ciclo curto, adaptada a diferentes regiões e épocas, podendo ser cultivada ao ar livre ou em estufas durante todo o ano. Para um desenvolvimento ideal, prefere solos franco-arenosos, soltos, bem drenados e ricos em matéria orgânica (2-4%), com pH entre 6,5 e 7,5, apresentando pouca tolerância à acidez. A planta é moderadamente sensível à salinidade, com menor sensibilidade ao longo do ciclo. Além disso, necessita de mais de 10 horas de luz, com temperaturas diurnas ideais entre 15-20 °C e noturnas entre 8-12 °C. Temperaturas abaixo de 7 °C podem causar necrose marginal, enquanto temperaturas acima de 30 °C comprometem o desenvolvimento e a qualidade das folhas (Almeida, 2006; DGAV, 2006).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e caracterização da área experimental

O ensaio decorreu entre os meses de maio e julho de 2023, na área exterior das estufas da Escola Superior Agrária (ESA) do Instituto Politécnico de Bragança (Figura 1) com as coordenadas 41°47'50"N 6°45'42"W e altitude de 686 metros. Embora tenha sido implementado em vasos, estes ficaram ao ar livre, sujeitos ao efeito dos elementos do clima local.



Figura 1- Imagem do local de implantação do experimento (Google Earth, 2024).

3.2 Caracterização do solo e clima

3.2.1 Solo

O solo utilizado no ensaio foi coletado na profundidade de 0 a 20 cm, no espaço adjacente à vedação da estufa. O solo está classificado como Regossolo êutrico, de textura franco-arenosa. As suas principais características encontram-se descritas no Quadro 1.

De uma forma geral, pode dizer-se que se trata de um solo de boa fertilidade, bem provido em nutrientes e com pH adequado ao desenvolvimento das culturas.

Quadro 1 - Principais características do solo inicial.

Característica	Resultados
pH (H ₂ O)	6,14
pH (KCl)	5,60
Matéria orgânica (g kg ⁻¹)	22,50
Areia (%)	57,10
Limo (%)	24,60
Argila (%)	18,30
Textura (USDA)	Franco-arenoso
Fósforo extraível (mg kg ⁻¹ , P ₂ O ₅)	109,40
Potássio extraível (mg kg ⁻¹ , K ₂ O)	180,00
Potássio de troca (cmol _c kg ⁻¹)	0,26
Sódio de troca (cmol _c kg ⁻¹)	0,02
Cálcio de troca (cmol _c kg ⁻¹)	5,02
Magnésio de troca (cmol _c kg ⁻¹)	0,20
Acidez de troca (cmol _c kg ⁻¹)	20,65
CTC (cmol _c kg ⁻¹)	1,56
Boro (mg kg ⁻¹)	196,16
Ferro (mg kg ⁻¹)	13,02
Zinco (mg kg ⁻¹)	74,57
Cobre (mg kg ⁻¹)	254,54

3.2.2. Clima

De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região de Bragança é do tipo Csb, caracterizado por invernos chuvoso e húmido, verões secos e quentes e precipitação anual moderada. É sabido que a combinação de fatores climáticos em uma região molda a sua paisagem natural, influenciando a vegetação, o tipo de agricultura dominante e diversos outros aspetos da vida local. Compreender esta relação complexa é fundamental para o desenvolvimento sustentável da região, permitindo a implementação de práticas agrícolas adequadas, a gestão eficiente dos recursos hídricos e a preservação da biodiversidade local.

De forma mais concreta, os dados meteorológicos recolhidos na estação climatológica da Escola Superior Agrária de Bragança, podem observar-se na figura 2.

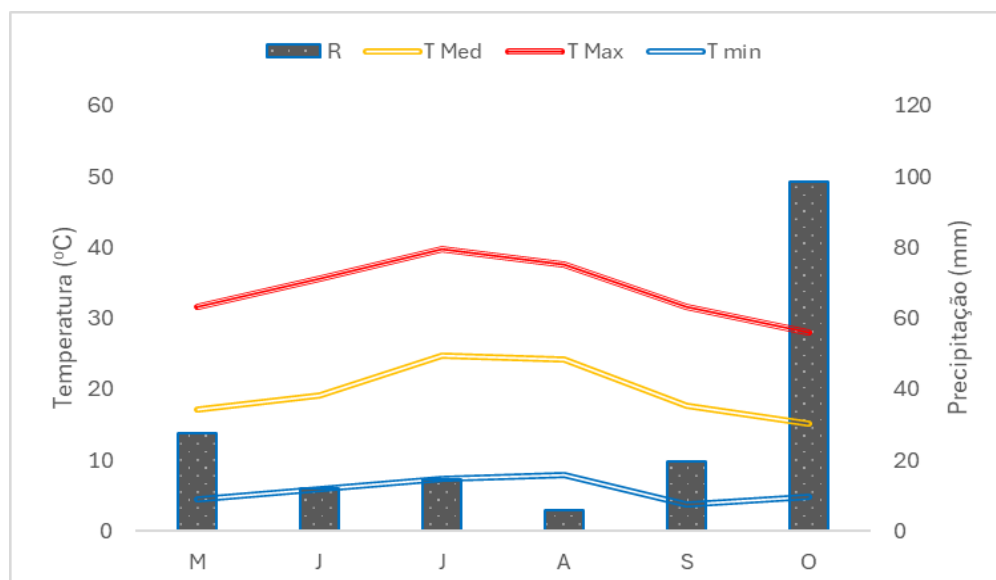


Figura 2 - Climograma do local de ensaio.

3.3 Descrição da experiência

Nesta experiência usou-se a alfaca como planta teste. Como fertilizantes, foram usadas lamas de depuração da (ETAR) de Lousada, um município da região litoral norte de Portugal. As lamas foram disponibilizadas com 80% de humidade, sem cheiro assinalável. As lamas foram sujeitas a tratamentos de higienização e estabilização com óxido de cálcio (OC) e hidróxido de cálcio (HC) nas proporções de 20 e 40% (massa/massa). A experiência incluiu ainda um estrume de curral (bovino) e um adubo mineral. Os tratamentos deste ensaio encontram-se descritos no quadro 2. No quadro 3 apresenta-se a composição das lamas de ETAR e do estrume usados no ensaio. A experiência foi organizada de forma completamente casualizada, com três repetições, o que resultou num ensaio com 24 vasos.

Quadro 2 - Descrição dos tratamentos da experiência.

Sigla	Significado
VC ST	Solo com Lama sem tratamento
VC 20 OC	Solo com Lama com 20% de óxido de cálcio (m/m)
VC 40 OC	Solo com Lama com 40% de óxido de cálcio (m/m)
VC 20 HC	Solo com Lama com 20% de hidróxido de cálcio (m/m)
VC 40 HC	Solo com Lama com 40% de hidróxido de cálcio (m/m)
Estrume	Solo com Estrume de Bovino
N0	Solo sem lama, sem estrume e sem fertilizante mineral
N50	Solo com N mineral na forma de nitrato de amónio 27%N

Quadro 3 - Principais características da lama de ETAR e do estrume usado no ensaio.

Componente	Estrume (Média ± dp)	Lama Lousada (Média ± dp)
Carbono (%)	31,77 ± 2,92	31,80 ± 1,66
Azoto (%)	2,50 ± 0,07	4,55 ± 0,27
Fósforo (%)	0,72 ± 0,03	1,50 ± 0,08
Potássio (%)	2,55 ± 0,08	0,16 ± 0,02
Cálcio (%)	1,03 ± 0,07	1,75 ± 0,17
Magnésio (%)	1,73 ± 0,28	0,24 ± 0,06
Boro (mg kg ⁻¹)	50,63 ± 12,43	21,03 ± 1,34
Cobre (mg kg ⁻¹)	45,04 ± 1,53	130,67 ± 7,73
Ferro (mg kg ⁻¹)	9398 ± 1149	27083 ± 2829
Zinco (mg kg ⁻¹)	162,40 ± 30,53	565,85 ± 17,27
Manganês (mg kg ⁻¹)	423,31 ± 25,69	341,56 ± 17,24
Níquel (mg kg ⁻¹)	563,27 ± 77,51	154,50 ± 9,91
Chumbo (mg kg ⁻¹)	0,03 ± 0,00	38,00 ± 4,40
Crômio (mg kg ⁻¹)	159,30 ± 51,38	132,11 ± 4,11
Cádmio (mg kg ⁻¹)	4,40 ± 0,12	1,14 ± 0,16

3.4 Instalação e condução da experiência

A experiência foi desenvolvida em dois ciclos, sendo que o primeiro ciclo teve início em 19 de maio e terminou em 24 de junho, com a duração de 35 dias. O segundo iniciou-se em 31 de agosto e terminou em 15 de outubro, com a duração de 45 dias. Foram pesados 3 kg de solo, previamente peneirado num crivo de 2 mm, e misturados nos vasos conforme a descrição dos tratamentos. As doses dos corretivos orgânicos e fertilizante mineral foram calculados de forma a adicionar 50 kg ha⁻¹ de azoto e partindo do princípio de que a densidade de plantação da alface são 140000 alfaces por hectare. Assim nos cálculos foram tidos o teor de matéria seca dos corretivos orgânicos e a sua concentração em azoto e a concentração em azoto do fertilizante mineral. Os corretivos orgânicos foram aplicados em fundo, antes da plantação, enquanto o fertilizante mineral foi dividido em duas aplicações, metade em fundo e metade em cobertura.

Na plantação foram usadas alfaces de cultivar Maravilha de Verão no estado fenológico de três folhas expandidas (Meier, 2018). A seguir à plantação criou-se uma estrutura (barreira) de madeira nas laterais dos vasos, com objetivo de evitar um aumento excessivo da temperatura na zona radicular.

A irrigação foi realizada de forma diferenciada entre plantas, levando em consideração os fatores ambientais e o tamanho da alface, uma vez que estes fatores determinam diferentes taxas de transpiração. Quando as ervas daninhas emergiram, elas foram removidas prontamente para evitar competição por nutrientes e água.

3.5 Parâmetros avaliados durante o ensaio

Nesta experiência foi determinada a produção da alface (matéria seca) a composição mineral dos seus tecidos e o efeito da aplicação dos fertilizantes no solo no final do ensaio.

3.5.1 Parâmetros avaliados no solo

3.5.1.1 Determinação do pH

O pH do solo foi determinado em água e em cloreto de potássio (KCl) 1 M. Usou-se uma relação de 1:2,5, isto é, foram pesadas 10 g de solo para 25 mL de água (para determinação da acidez real) e 25 mL de KCl (para determinação da acidez potencial). A suspensão foi agitada ocasionalmente durante duas horas. Ambas as leituras foram realizadas por um potenciômetro Mettler Toledo (Figura 3).



Figura 3 - Leitura do pH (Potenciômetro Mettler Toledo)

3.5.1.2 Determinação do carbono facilmente oxidável e do teor de matéria orgânica

Para a determinar o carbono facilmente oxidável seguiu-se o procedimento de Walkley-Black. Pesou-se 1 g de solo em Erlenmeyer de 250 mL. Depois, adicionaram-se 10 mL de uma solução de dicromato de potássio e 20 mL de ácido sulfúrico. Ao fim de 30 minutos foram adicionados aproximadamente 200 mL de água destilada (Figura 4), e adicionadas 3 a 4 gotas do indicador fenantrolina para se realizar a titulação.



Figura 4 - Determinação da matéria orgânica pelo método Walkley-Black.

Em seguida, iniciou-se a titulação com sulfato de ferro amoniacal 0,5 M até ocorrer a mudança de cor. Este procedimento permite a determinação do carbono facilmente oxidável, sendo o teor de matéria orgânica obtido por multiplicação pelo fator 1,724. Este fator está associado à suposição de que a matéria orgânica do solo contém cerca de 58% de C.

3.5.1.3 Determinação de fósforo e potássio disponíveis no solo

Para a determinação do P e K disponíveis usou-se o procedimento de Égner-Riehm. Pesaram-se 2 g de solo às quais foram adicionados 40 mL da solução extrativa à base de lactato de amônio e ácido acético. Após duas horas de agitação filtrou-se a suspensão para se determinar o P por espectrofotometria a 882 nm (Espectrofotómetro VIS) e o K por fotometria de chama (Equipamento Jenway).

3.5.1.4 Determinação da capacidade de troca catónica

Para determinação das bases de troca pesaram-se 2,5 g de solo às quais se adicionou uma solução de acetato de amónio tamponizada a pH 7,0 e agitou-se a suspensão durante 30 minutos, ao fim dos quais se filtrou a suspensão. Os catiões Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ foram determinados no espectrofotómetro de absorção atómica (Perkin Elmer). Para determinação da acidez de troca (Al^+ e H^+ de troca) pesaram-se 10 g de solo, às quais se adicionaram 100 mL de solução KCl 1M. A suspensão foi agitada durante 30 minutos e posteriormente filtrada. Os iões Al^+ e H^+ foram quantificados após titulação com NaOH 0,1M, usando a fenolftaleína como indicador. O valor da CTC é obtido pelo somatório das centimoles de cargas positivas de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Al^+ e H^+ .

3.5.1.5 Determinação do boro

Para o B pesaram-se 10 g de solo em sacos plásticos e adicionaram-se 20 mL de CaCl_2 . Os sacos foram selados e colocados em uma panela com água fervente. Após 10 minutos com os sacos dentro da água a ferver, foram retirados e deixaram-se esfriar. Os sacos foram abertos e o conteúdo filtrado para os frascos de polietileno com o auxílio de papel de filtro. A determinação da concentração de boro foi feita após desenvolvimento de cor com Azometina-H e em espectrofotómetro a 420 nm.

3.5.1.6 Micronutrientes e metais pesados

Os micronutrientes e metais pesados foram determinados de acordo com o método descrito por Lindsay e Norvell (1978). Foram pesadas 10 g de solo e misturadas com uma solução de DTPA e agitadas durante duas horas. Após este tempo, a suspensão foi filtrada e os catiões determinados no equipamento de espectrofotometria de absorção atómica. Os métodos usados nestas análises são os que se encontram em vigor no Laboratório de Análises de Solos e Plantas da ESAB e descritos em FAO (2022).

3.5.2 Determinações nos tecidos vegetais

As alfices foram secas em estufa de ventilação forçada a 70 °C. Os tecidos, depois de secos, foram pesados e posteriormente moídos num moinho Cyclotec, com um crivo de 1 mm de malha.

3.5.2.1 Determinação de azoto

Para a determinação de N nos tecidos vegetais pesou-se 1 grama de matéria seca da amostra para tubos de digestão. Cada tubo recebeu duas pastilhas à base de $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, que atuam como catalisador, e 15 mL de ácido sulfúrico concentrado. A digestão demora cerca de 1h e 20 minutos, a 420 °C. Após o término do período da digestão e arrefecimento dos tubos inicia-se o processo de leitura das amostras digeridas num equipamento Kjeldahl com o processo de determinação do N totalmente automatizado. No tubo é adicionada uma quantidade de hidróxido de sódio acompanhado de vapor de água. A amónia formada é arrastada na corrente de vapor e titulada com ácido clorídrico num vaso com uma solução recetora de ácido bórico e indicadores (verde de bromocresol e vermelho de metilo) (Bremner, 1996).



Figura 5 - Equipamento de digestão (esquerda) e leitura do azoto no equipamento Kjeldahl (direita).

3.5.2.2 Fósforo, potássio, cálcio, magnésio, cobre, ferro, zinco, manganês, níquel, chumbo, cádmio e crômio

Para a determinação dos teores de P, K, Ca, Mg, Cu, Zn e Mn pesaram-se 0,25 g de matéria seca e usaram-se 10 mL de ácido nítrico, seguindo-se a digestão em um micro-ondas MARSXpress (no qual se atinge uma temperatura de 200 °C). Esta digestão tem uma duração de 30 minutos divididos em dois ciclos e mais 5 minutos de arrefecimento. O P, após ser adicionada a solução que potencia o desenvolvimento da cor azul, foi determinado num espectrofotómetro a 882 nm. Os cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Fe^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} foram determinados por espectrofotometria de absorção atómica, num equipamento PYE Unicam PU 9100X. O mesmo equipamento e o mesmo extrato foram também usados para determinar as concentrações de metais pesados como Ni, Pb, Cr e Cd.

3.5.2.3 Determinação de boro

Para a determinação de B nos tecidos vegetais pesou-se 1 g de matéria seca para um cadinho de porcelana e adicionaram-se 0,10 g de óxido de cálcio, sendo cuidadosamente misturados até se formar uma mistura homogénea. Em seguida os cadinhos foram levados a uma mufla onde permanecem durante um período de 1 hora e 50 minutos sob uma temperatura de aproximadamente 500 °C para que ocorra o processo de incineração. Após este processo, os cadinhos foram retirados da mufla para arrefecer e, em seguida, adicionaram-se 10 mL de ácido sulfúrico. A mistura foi agitada várias vezes durante um período de 30 minutos, tendo o processo terminado com a filtração. Em seguida, foi pipetado 1 mL da amostra filtrada para tubos de polipropileno e adicionados 2 mL de uma solução de tampão à base de acetato de amónio e EDTA dissódico e 2 mL de uma solução azometina-H para o desenvolvimento de cor. Os tubos foram agitados e depois de 30 minutos, foram realizadas as leituras no espectrofotómetro de absorção molecular a 420 nm.

3.5.2.4 Ião nitrato

Para a determinação da concentração de nitratos na matéria seca da alface foi pesado 1 g de matéria seca moída para frascos de polietileno, ao qual foram adicionados 50 mL de água. A mistura foi agitada durante 1 hora e posteriormente filtrada com papel de filtro watman 42. Depois de feitas as diluições adequadas, os nitratos foram determinados num espectrofotómetro de absorção molecular

na gama ultravioleta (Espectrofotômetro VIS), com uma leitura a 220 nm e uma segunda leitura a 275 nm para eliminação de interferências associadas a presença de compostos orgânicos dissolvidos (Baird *et al.*, 2017).

3.6 Análise estatística

A normalidade e a homogeneidade da variância dos resultados foram verificadas pelos testes de Shapiro-Wilk e Bartlett, respectivamente. A ANOVA unidirecional foi aplicada aos resultados para identificar diferenças significativas entre tratamentos, utilizando o software estatístico SPSS Statistics 29.0.10 (IBM SPSS, Chicago, IL, EUA). Nos casos em que se observaram diferenças significativas, a separação das médias foi realizada pelo teste Tukey HSD ($\alpha = 0,05$). As tabelas e gráficos foram elaborados no programa Excel.

4. RESULTADOS

4.1 Produção de matéria seca e superfície foliar das alfaces

No geral, a produção de matéria seca das alfaces foi maior no primeiro ciclo em comparação com o segundo ciclo para todos os tratamentos (Figura 6). No primeiro ciclo, o valor mais elevado foi registado no tratamento N50 (13,5 g planta⁻¹), com diferença significativa para os tratamentos que receberam lamas de ETAR, com valores médios a variar entre (10,35 e 11,59 g planta⁻¹). O estrume (8,54 g planta⁻¹) e o tratamento testemunha (7,66 g planta⁻¹) originaram os valores médios mais baixos e com diferenças significativas para as lamas de ETAR.

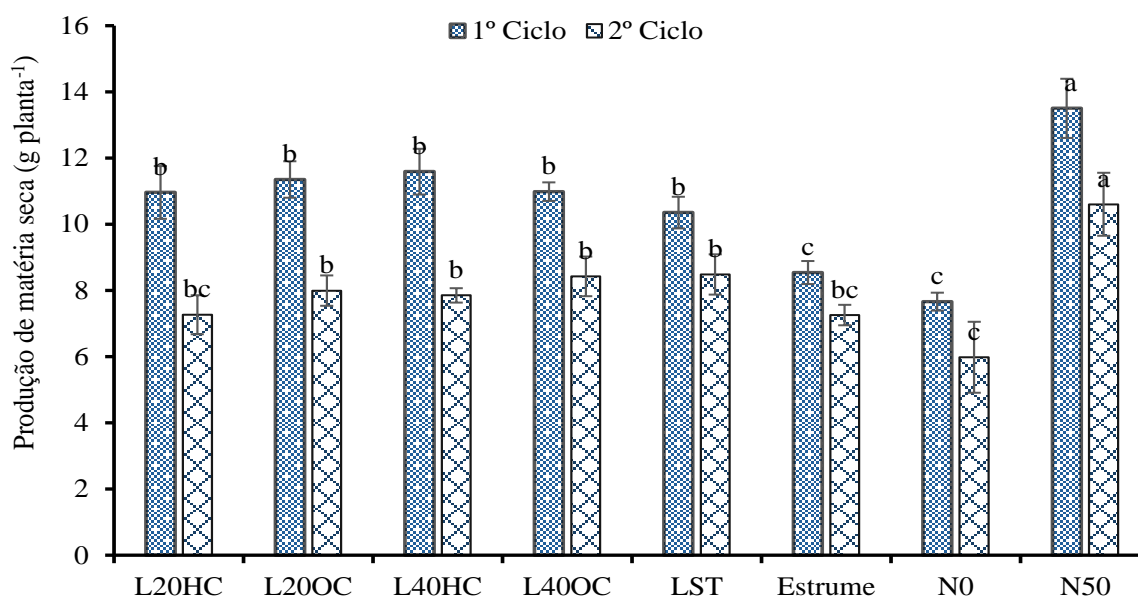


Figura 6 - Produção de matéria seca nos dois ciclos de crescimento da alface, sujeita a tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha⁻¹ de azoto) e testemunha não fertilizada (N0). Para cada ciclo de crescimento, médias com as mesmas letras não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($\alpha = 0,05$). Os segmentos de reta sobre as barras representam o erro padrão das médias.

No segundo ciclo de crescimento da alface, o tratamento N50 registou de novo o valor médio mais elevado (10,6 g planta⁻¹) e significativamente diferente de qualquer um dos demais tratamentos. No segundo ciclo, as lamas de ETAR mantiveram tendência para valores médios mais elevados a variar entre (7,26 e 8,48 g planta⁻¹) que o do estrume (7,25 g planta⁻¹), mas já sem diferenças significativas. A testemunha não fertilizada originou o valor médio mais baixo (5,98 g planta⁻¹) entre

todos os tratamentos e com diferenças significativas para as lamas de ETAR com exceção do tratamento L20HC.

No primeiro ciclo de crescimento, as alfaces apresentaram maior área foliar comparando com o segundo ciclo (Figura 7). Os tratamentos apresentaram também diferenças significativas entre si. Os valores médios mais elevados foram encontrados nos tratamentos com lamas tratadas com OC 20% ($0,22 \text{ m}^2 \text{ planta}^{-1}$), OC 40% ($0,23 \text{ m}^2 \text{ planta}^{-1}$), HC 20% ($0,23 \text{ m}^2 \text{ planta}^{-1}$) e HC 40% ($0,21 \text{ m}^2 \text{ planta}^{-1}$). No tratamento N50 observou-se um valor médio de $0,22 \text{ m}^2 \text{ planta}^{-1}$, que não foi significativamente diferente dos tratamentos com HC. A aplicação de estrume originou um valor médio de $0,15 \text{ m}^2 \text{ planta}^{-1}$, mais elevado, mas sem diferença significativa para o tratamento N0 ($0,13 \text{ m}^2 \text{ planta}^{-1}$).

No segundo ciclo de crescimento também houve diferenças significativas entre tratamentos. O valor médio mais elevado foi observado no tratamento N50 ($0,17 \text{ m}^2 \text{ planta}^{-1}$), embora sem diferenças significativas para alguns dos tratamentos com lamas. Os valores médios das lamas tratadas com OC e HC variaram entre $0,12$ e $0,14 \text{ m}^2 \text{ planta}^{-1}$. Os valores médios mais baixos foram obtidos nos tratamentos com estrume ($0,09 \text{ m}^2 \text{ planta}^{-1}$) e N0 ($0,09 \text{ m}^2 \text{ planta}^{-1}$).

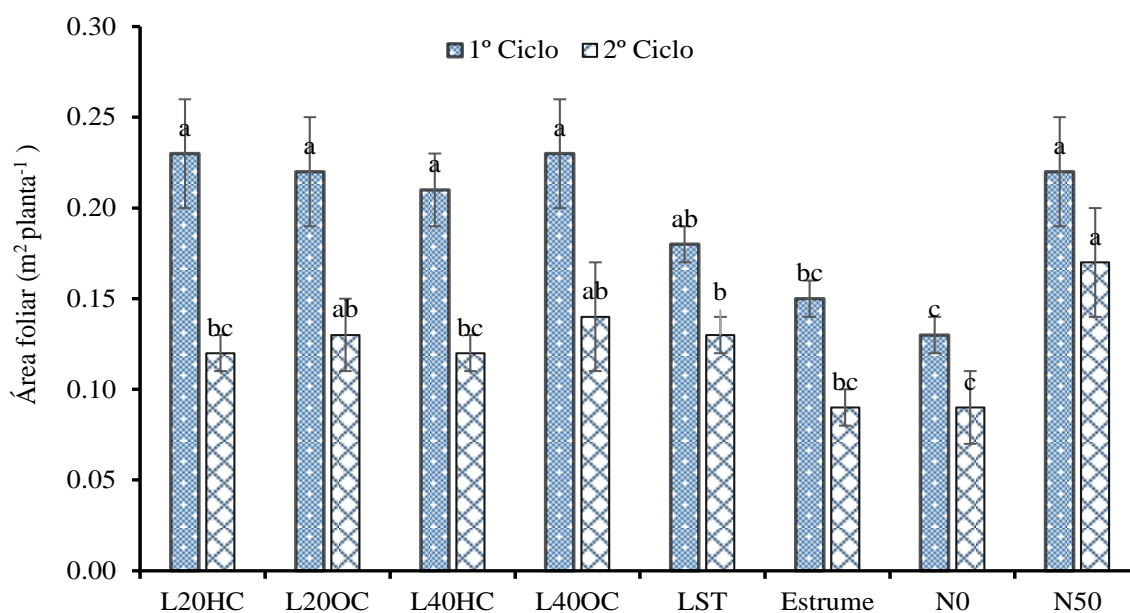


Figura 7 - Área foliar total nos dois ciclos de crescimento da alface, sujeita a tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha^{-1} de azoto) e testemunha não fertilizada (N0). Para cada ciclo de crescimento, médias com as mesmas letras não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($\alpha = 0,05$). Os segmentos de reta sobre as barras representam o erro padrão das médias.

4.2 Nutrição azotada da planta

A concentração de N nos tecidos da alface diferiu significativamente entre tratamentos em ambos os ciclos (Figura 8). Os valores médios mais elevados foram observados no tratamento N50 (30,0 e 35,14 g kg⁻¹ nos 1º e 2º ciclos, respetivamente). Os tratamentos com lamas originaram concentrações médias em N a variar entre (22,39 e 19,69 g planta⁻¹ e 25,06 e 19,88 g planta⁻¹) e mais elevados que com estrume (16,09 e 19,39 g kg⁻¹), tendo ocorrido diferenças significativas no primeiro ciclo e também para a maioria dos tratamentos com lamas no segundo ciclo. Na testemunha registaram-se os valores médios mais baixo (14,88 e 17,22 g kg⁻¹), ainda que no primeiro ciclo sem diferenças significativas para o estrume (16,09 e 19,39 g kg⁻¹).

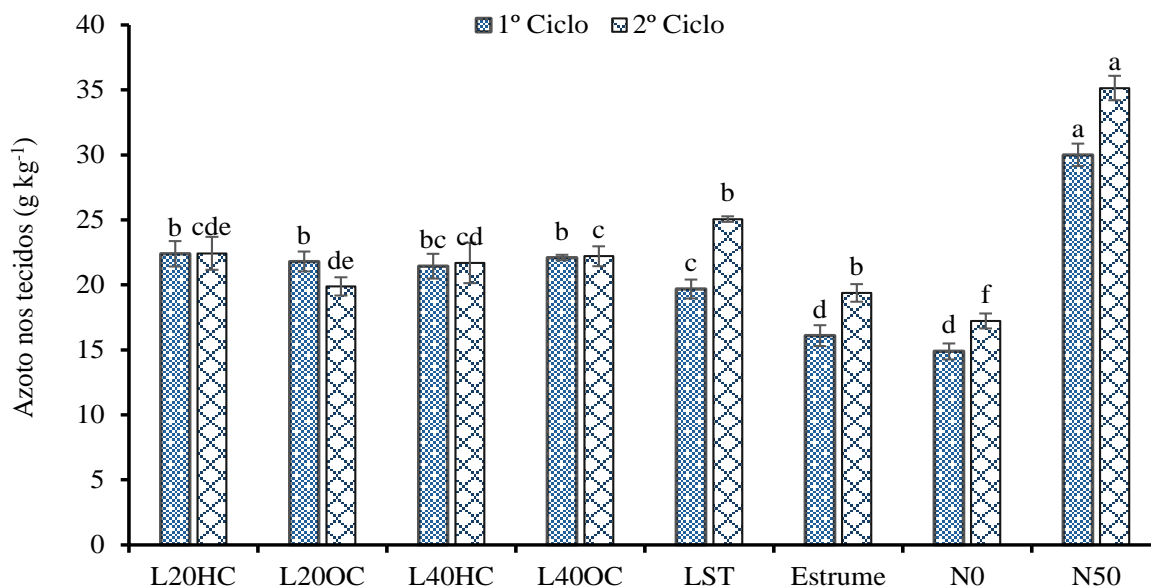


Figura 8 - Concentração de N nos tecidos nos dois ciclos de crescimento da alface, sujeita a tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha⁻¹ de azoto) e testemunha não fertilizada (N0). Para cada ciclo de crescimento, médias com as mesmas letras não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($\alpha = 0,05$). Os segmentos de reta sobre as barras representam o erro padrão das médias.

O N contido na parte aérea da alface acentuou as diferenças observadas na produção de matéria seca e na concentração de N nos tecidos (Figura 9). A aplicação de N mineral ao solo (tratamento N50) originou os valores mais elevados em ambos os ciclos culturais (0,40 e 0,37 g planta⁻¹, nos primeiro e segundo ciclos, respetivamente), e com diferenças significativas para os demais tratamentos. As lamas apresentaram valores médios a variar entre 0,25 e 0,20 g planta⁻¹ e 0,21 e 0,10 g planta⁻¹ no primeiro e no segundo ciclos culturais, respetivamente, sendo no primeiro ciclo

significativamente mais elevados que os do estrume (0,14 e 0,14 g planta⁻¹) para qualquer tratamento de desinfecção. A testemunha originou valores médios (0,11 e 0,10 g planta⁻¹) mais baixos que os dos demais tratamentos.

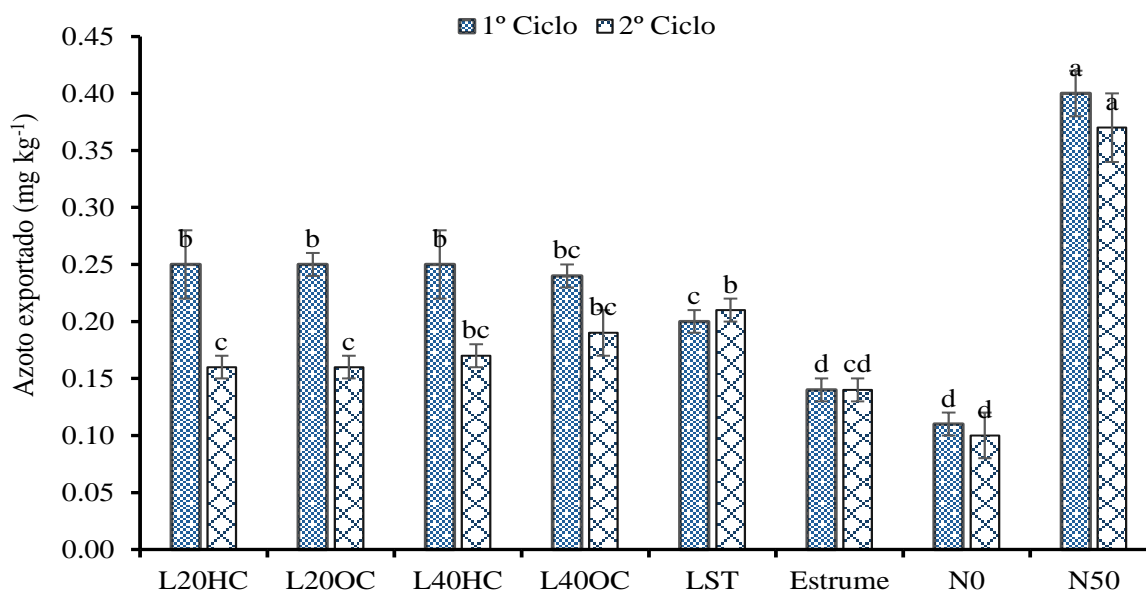


Figura 9 - N exportado na parte aérea da alfaca nos dois ciclos de crescimento da alfaca, sujeita a tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha⁻¹ de azoto) e testemunha não fertilizada (N0). Para cada ciclo de crescimento, médias com as mesmas letras não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($\alpha = 0,05$). Os segmentos de reta sobre as barras representam o erro padrão das médias.

O teor de nitratos nos tecidos foi destacadamente mais elevado no tratamento N50, com valores de 31,84 e 35,77 mg kg⁻¹ nos primeiro e segundo ciclos, respetivamente (Figura 10). Os teores de nitratos nas plantas nos tratamentos com lamas variaram entre 16,16 e 20,03 mg kg⁻¹ e 15,48 e 16,78 mg kg⁻¹, respetivamente nos primeiro e segundo ciclos e sem diferenças significativas para os valores observados nas plantas que receberam estrume (17,83 e 16,65 mg kg⁻¹). O tratamento testemunha deu origem aos valores médios mais baixos (15,17 e 13,58 mg kg⁻¹), mas de uma maneira geral sem diferenças significativas para os tratamentos com lamas e estrume.

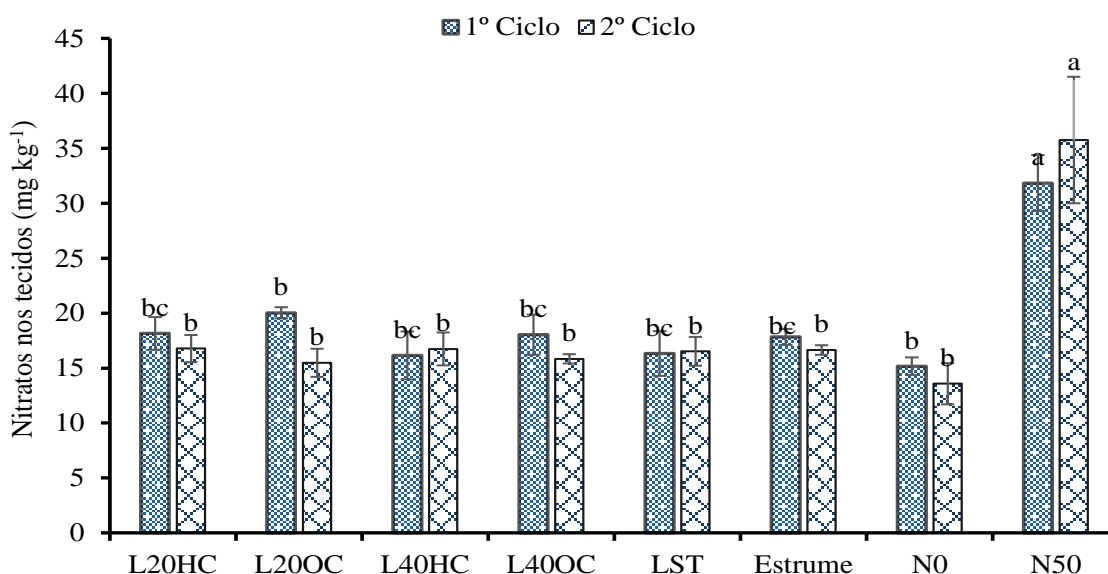


Figura 10 - Concentração de (NO_3^-) , nos tecidos nos dois ciclos de crescimento da alface, sujeita a tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha^{-1} de azoto) e testemunha não fertilizada (N0). Para cada ciclo de crescimento, médias com as mesmas letras não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($\alpha = 0,05$). Os segmentos de reta sobre as barras representam o erro padrão das médias.

4.3 Concentração de macro e micronutrientes nos tecidos de alface

A concentração de P nos tecidos variou significativamente com os tratamentos no primeiro ciclo da alface, tendo o valor mais elevado sido registado no tratamento N50 (Quadro 4). No primeiro ciclo de crescimento os valores médios variaram entre $3,20$ e $3,90 \text{ g kg}^{-1}$. Contudo, o resultado não foi consistente no segundo ciclo de crescimento da alface no qual não se registaram diferenças significativas entre tratamentos no segundo ciclo os valores médios variaram entre $3,0$ e $3,90 \text{ g kg}^{-1}$.

O teor de K nos tecidos registou diferenças significativas entre tratamentos nos dois ciclos de crescimento da alface, com tendência para valores mais elevados no tratamento N50 (Quadro 4). Considerando os dois ciclos de crescimento, os teores médios de K variaram entre $33,8$ e $48,5 \text{ g kg}^{-1}$. Os teores de Ca nos tecidos variaram significativamente entre tratamentos apenas no primeiro ciclo de cultivo. O estrume mostrou tendência para apresentar os valores médios mais elevados. No primeiro ciclo os valores oscilaram entre $6,0$ e $7,5 \text{ g kg}^{-1}$ e no segundo ciclo entre $7,10$ e $8,20 \text{ g kg}^{-1}$. Os teores de Mg variaram significativamente entre tratamentos nos dois ciclos culturais, com valores

médios mais elevados no tratamento N50 e mais baixos no estrume. No primeiro ciclo os valores médios variaram entre 1,80 e 3,9 g kg⁻¹ e no segundo entre 2,5 e 3,9 g kg⁻¹.

A concentração de B nos tecidos nos tecidos vegetais variou significativamente entre os tratamentos em ambos os ciclos, os valores médios de concentração de B para o primeiro ciclo variaram de 28,71 a 37,32 mg kg⁻¹, e 31,87 a 42,2 mg kg⁻¹ para o segundo ciclo (Quadro 4). O Fe também variou significativamente entre tratamentos no primeiro ciclo, mas sem variação significativa no segundo ciclo. No primeiro ciclo observaram-se os valores médios mais altos no tratamento testemunha (877,16 mg kg⁻¹) e valores médios mais baixos no tratamento com lamas OC 40% (448,06 mg kg⁻¹). As concentrações de Mn e Cu variaram significativamente entre tratamentos nos dois ciclos de produção. Os valores médios de Mn e Cu variaram de 44,28 a 74,47 mg kg⁻¹ e 6,45 a 10,08 mg kg⁻¹, respetivamente. No segundo ciclo os valores médios de Mn variaram de 47,17 a 69,28 mg kg⁻¹ e de Cu de 7,61 a 10,78 mg kg⁻¹. A concentração de Zn nos tecidos não diferiu significativamente entre os tratamentos para qualquer dos ciclos de cultivo.

Quadro 4 - Concentração de macro e micronutrientes nos tecidos da alface em função da aplicação dos tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha⁻¹ de azoto) e testemunha não fertilizada (N0).

1ºCiclo	Macronutrientes (g kg ⁻¹)				Micronutrientes (mg kg ⁻¹)				
	P	K	Ca	Mg	B	Fe	Mn	Zn	Cu
L20HC	3.61 ab	35.95 c	6.32 bc	2.33 bc	32.10 bc	469.9 bc	44.28 b	141.54 a	6.45 b
L20OC	3.43 ab	40.13 bc	6.33 bc	2.21 bc	31.77 bc	477.94 bc	46.38 b	97.88 a	7.90 ab
L40HC	3.20 b	38.62 c	6.39 abc	2.39 bc	31.99 bc	558.26 bc	51.93 b	59.27 a	7.49 ab
L40OC	3.77 ab	37.08 c	6.63 abc	2.45 bc	33.99 ab	448.06 c	55.22 b	103.99 a	8.72 ab
LST	3.43 ab	39.44 c	6.04 c	2.28 bc	34.29 ab	577.04 bc	49.78 b	137.35 a	7.22 b
Estrume	3.41 ab	37.78 c	7.50 a	1.83 c	37.32 a	823.16 ab	64.01 ab	133.82 a	8.11 ab
N0	3.51 ab	45.35 ab	7.04 ab	2.68 b	31.83 bc	877.16 a	75.69 a	117.83 a	8.49 ab
N50	3.90 a	50.72 a	7.07 ab	3.86 a	28.71 c	789.1 ab	74.47 a	100.16 a	10.08 a
2º Ciclo									
L20HC	3.53 a	33.77 b	7.21 a	3.43 ab	40.55 ab	634.84 a	47.17 c	231.79 a	7.61 b
L20OC	3.68 a	37.42 ab	7.99 a	3.01ab	39.3 ab	663.74 a	52.18 bc	176.53 a	7.89 b
L40HC	3.57 a	38.9 ab	7.68 a	3.47 ab	41.34 ab	697.31 a	53.91 bc	226.84 a	8.17 b
L40OC	3.44 a	34.31 b	7.85 a	3.37 ab	40.26 ab	720.38 a	48.09 c	125.02 a	8.25 ab
LST	3.92 a	38.20 ab	7.10 a	3.42 ab	42.2 a	539.39 a	46.03 c	226.2 a	7.86 b
Estrume	2.95 a	36.49 ab	7.61 a	2.48 b	36.28 bc	559.17 a	51.46 bc	291.74 a	9.15 ab
N0	3.64 a	45.45 ab	8.16 a	3.17 ab	31.87 c	644.98 a	61.18 ab	226.81 a	9.28 ab
N50	3.82 a	48.45 a	8.10 a	3.89 a	32.32 c	723.47 a	69.29 a	276.07 a	10.78 a

Nas colunas, entre ciclos de crescimento, médias seguidas da mesma letra não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey HSD ($\alpha = 0,05$).

4.4 Concentração de metais pesados nos tecidos de alface

A concentração de Cd nos tecidos variou significativamente entre tratamentos nos dois ciclos culturais (Quadro 5). O tratamento N0 pareceu mostrar valores com tendência para valores mais baixos, mas entre tratamentos fertilizados não se observou uma tendência coerente. Considerando os dois ciclos culturais e todos os tratamentos, os valores médios variaram entre 0,05 e 0,14 mg kg⁻¹. Os valores de Cr também mostraram diferenças significativas entre tratamentos no primeiro ciclo de cultivo, mas essas diferenças não foram mantidas no segundo nem tão pouco a ordem das médias, pelo que qualquer tendência parece pouco consistente. Considerando todos os resultados, os valores médios variaram entre 5,55 e 16,12 mg kg⁻¹. Para Pb e Ni não se observaram diferenças significativas entre tratamentos em qualquer dos ciclos de cultivo da alface. Os valores médios de Pb estiveram compreendidos entre 0,03 e 0,54 mg kg⁻¹ e os de Ni entre 7,13 e 17,82 mg kg⁻¹.

Quadro 5 - Concentração de metais pesados nos tecidos da alface em função da aplicação dos tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha⁻¹ de azoto) e testemunha não fertilizada (N0).

	Primeiro ciclo				Segundo ciclo			
	Cd	Cr	Pb	Ni	Cd	Cr	Pb	Ni
mg kg ⁻¹								
L20HC	0.09 ab	7.29 ab	0.25 a	9.20 a	0.09 abc	7.22 a	0.03 a	9.36 a
L20OC	0.09 ab	8.63 ab	0.05 a	13.15 a	0.14 a	6.45 a	0.15 a	8.22 a
L40HC	0.10 a	5.89 b	0.33 a	11.88 a	0.10 abc	5.31 a	0.16 a	9.32 a
L40OC	0.09 ab	16.12 a	0.28 a	15.8 a	0.08 abc	5.78 a	0.57 a	7.95 a
LST	0.07 ab	7.85 ab	0.35 a	11.57 a	0.07 bc	6.73 a	0.03 a	9.97 a
Estrume	0.07 ab	9.67 ab	0.41 a	17.83 a	0.05 c	5.31 a	0.03 a	10.5 a
N0	0.05 b	5.24 b	0.32 a	8.38 a	0.06 c	4.81 a	0.24 a	7.13 a
N50	0.09 a	5.13 b	0.23 a	9.19 a	0.12 ab	4.55 a	0.54 a	7.64 a

Nas colunas, entre ciclos de crescimento, médias seguidas da mesma letra não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey HSD ($\alpha = 0,05$).

4.5 Propriedades do solo

Os teores de matéria orgânica no solo não diferiram significativamente entre tratamentos (Quadro 6). Os valores médios variaram entre 17,36 e 19,67 g kg⁻¹. O pH, pelo contrário, diferiu

significativamente entre tratamentos quer quando determinado em água quer em KCL. Os valores mais elevados foram registados nos tratamentos que receberam fertilizantes orgânico e os mais baixos nos tratamentos N50 e N0. Os teores de P extraível no solo também diferiram significativamente entre tratamentos. O tratamento N50 destacou-se por um valor médio baixo enquanto os tratamentos com lamas tenderam a apresentar resultados elevados. Os valores de K no solo, por seu lado, não diferiram significativamente entre tratamentos.

Quadro 6 - Matéria orgânica, pH (H₂O), pH (KCl), fósforo e potássio extraíveis (Enger-Riehm) em função da aplicação dos tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha⁻¹ de azoto) e testemunha não fertilizada (N0).

	Matéria orgânica		pH (KCl)	Fósforo (P ₂ O ₅)	Potássio (K ₂ O)
	g kg ⁻¹	pH (H ₂ O)		mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹
L20HC	19.18 a	7,22 b	6,69 cd	147 a	230.40 a
L20OC	19.67 a	7,56 a	6,83 b	151 a	193.60 a
L40HC	17.39 a	7,59 a	7,13 a	130.33 ab	203.73 a
L40OC	19.18 a	7,68 a	7,02 a	151.33 a	189.87 a
LST	18.55 a	7,03 b	6,37 f	112.33abc	202.67 a
Estrume	18.05 a	7,11 b	6,71 bc	103.67 bc	227.80 a
N0	17.36 a	6,49 c	6,57 de	103.33 bc	208.53 a
N50	17.57 a	6,54 c	6,55 e	89.33 c	209.67 a

Nas colunas, médias seguidas da mesma letra não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey HSD ($\alpha = 0,05$).

Os níveis de Ca⁺⁺ trocável variaram entre os tratamentos. O tratamento testemunha, e os tratamentos sem OC ou HC, apresentaram os menores níveis de Ca⁺⁺ trocável, e os tratamentos que receberam a maior dose de óxidos (CO 40%, CH 40%) tenderam a ter maiores valores médios de Ca⁺⁺ trocável. Os níveis de Mg⁺⁺ tiveram uma ligeira diferença significativa entre tratamentos e o maior valor médio foi obtido no tratamento ST. O K⁺ trocável também teve uma ligeira variação entre tratamento. O Na⁺ trocável não houve uma variação significativa entre os tratamentos. e a acidez trocável variou entre tratamentos. A CTC variou entre os tratamentos, com uma clara tendência para valores médios mais elevados nos tratamentos que receberam óxido de cálcio ou hidróxido de cálcio (Quadro 7).

Quadro 7 - Bases de troca, acidez de troca e CTC, em função da aplicação dos tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha⁻¹ de azoto) e testemunha não fertilizada (N0).

	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	K ⁺	Na ⁺	AT	CTCe
	Cmol _c kg ⁻¹					
L20HC	16.0 bc	5.71 ab	0.24 b	0.35 a	0.10 b	22.40 bc
L20OC	16.7 b	5.39 ab	0.23 b	0.38 a	0.13 ab	22.87 b
L40HC	20.7 a	5.04 b	0.21 b	0.32 a	0.13 ab	26.35 a
L40OC	22,0 a	5.22 ab	0.22 b	0.34 a	0.10 b	27.88 a
LST	14.2 cd	5.92 a	0.20 b	0.29 a	0.20 a	20.83 bcd
Estrume	13.2 d	5.91 ab	0.44 a	0.30 a	0.10 b	19.96 cd
N0	13.3 d	5.11 ab	0.23 b	0.35 a	0.13 ab	19.09 d
N50	12.5 d	5.30 ab	0.23 b	0.33 a	0.10 b	18.41 d

Nas colunas, médias seguidas da mesma letra não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey HSD ($\alpha = 0,05$).

O teor de B no solo também variou significativamente entre tratamentos (Quadro 8). Contudo, não foi clara a tendência, uma vez que os valores mais elevados e mais baixos foram observados em lamas de ETAR. Os teores dos micronutrientes catiões (Fe, Zn, Cu e Mn) diferiram significativamente entre tratamentos. Surgiu uma tendência para os tratamentos com fertilizantes orgânicos apresentarem valores médios mais elevados, embora o Cu não siga essa tendência. Também os teores dos elementos que têm vindo a ser designados de metais pesados (Cd, Cr, Pb e Ni) variaram significativamente entre tratamentos, com exceção do níquel. Nota-se alguma tendência para os tratamentos sem fertilizantes orgânicos apresentarem valores médios mais baixos.

Quadro 8 - Teores de micronutrientes e metais pesados no solo em função da aplicação dos tratamentos com lamas de ETAR (L), desinfetadas com 20 ou 40 (% m/m) de hidróxido de cálcio (HC) ou óxido de cálcio (OC) ou sem tratamento (ST), estrume, aplicação de azoto mineral (N50, 50 kg ha⁻¹ de azoto) e testemunha não fertilizada (N0).

	B	Fe	Zn	Cu	Mn	Cd	Cr	Pb	Ni
	mg kg ⁻¹								
L20HC	0.8 ab	128.1 a	10.1 ab	16.1 b	159.9 ab	0.03 ab	0.06 bcd	0.95 ab	2.27 a
L20OC	1.0 a	123.5 ab	9.9 ab	16.8 ab	157.1 ab	0.03 a	0.07 bc	0.97 ab	2.52 a
L40HC	0.4 b	114.8 abc	9.5 abc	16.8 ab	150.7 ab	0.03 abc	0.08 ab	1.02 a	2.36 a
L40OC	0.7 ab	134.2 a	10.7 a	17.6 ab	155.3 ab	0.03 a	0.1 a	1.01 a	2.78 a
LST	0.7 ab	120.7 abc	9.7 abc	17.0 ab	183.3 a	0.03 a	0.03 e	0.95 ab	2.48 a
Estrume	0.6 ab	107.4 abc	6.5 c	20.7 a	161.6 ab	0.03 bcd	0.06 cd	0.55 c	2.64 a
N0	0.8 ab	92.2 c	6.6 c	19.7 ab	137.89 b	0.02 d	0.04 de	0.72 bc	2.26 a
N50	0.6 ab	96.2 bc	6.9 bc	17.1 ab	143.4 b	0.02 cd	0.04 de	0.59 c	2.21 a

Nas colunas, médias seguidas da mesma letra não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey HSD ($\alpha = 0,05$).

5. DISCUSSÃO

5.1 Produção de matéria seca e superfície foliar das alfaces

As lamas de ETAR apresentaram um rendimento médio de matéria seca superior à N0 em ambos os ciclos. O resultado pode ser atribuído à maior concentração em nutrientes essenciais presentes nas lamas. Esses nutrientes foram mineralizados e absorvidos pelas plantas, resultando em uma maior acumulação de biomassa. Os resultados são consistentes com os achados por Arrobas *et al.* (2024), que relataram que as lamas de ETAR podem melhorar o rendimento de matéria seca das culturas ao fornecer nutrientes essenciais de maneira eficiente, proporcionando uma alternativa sustentável e eficaz para a fertilização das culturas.

Apesar do maior rendimento médio de matéria seca observado com as lamas de ETAR em comparação a N0, os melhores resultados de produção de biomassa foram obtidos no tratamento N50 em ambos os ciclos. Essa superioridade do adubo mineral provavelmente se deve à sua maior disponibilidade imediata de nutrientes em relação às lamas, que apresentam uma liberação mais lenta. Os fertilizantes minerais libertam os nutrientes mais rapidamente do que os orgânicos, o que pode beneficiar as culturas no curto prazo (Ladeira, 2017). Outra possível razão para o menor crescimento das plantas tratadas com fertilizantes orgânicos é a presença de compostos fitotóxicos, que podem resultar de uma estabilização inadequada da matéria orgânica. No entanto, essa hipótese não se aplica a este estudo, pois foram utilizadas lamas previamente estabilizadas e desinfetadas com OC e HC, eliminando potenciais poluentes, conforme descrito por Arrobas *et al.* (2024).

Os tratamentos com lamas de ETAR resultaram em maior rendimento médio de matéria seca em comparação ao estrume, devido à maior concentração e liberação contínua de nutrientes. O menor desempenho do estrume pode ser atribuído à sua elevada razão C/N, que reduz a taxa de mineralização e, conseqüentemente, a disponibilidade de nutrientes (Weil e Brady, 2017). Em contrapartida, as lamas, contendo menores teores de compostos lignocelulósicos, disponibilizam nutrientes de forma mais rápida e eficiente (Arrobas *et al.*, 2024). Além disso, o tratamento alcalino das lamas acelerou ainda mais o processo de decomposição, contribuindo para um crescimento superior das plantas (Arrobas *et al.*, 2024).

5.2 Estado nutricional azotado das plantas

A concentração de N nos tecidos da alface foi significativamente mais elevada nos tratamentos com lamas de ETAR em comparação à N0, tanto no primeiro quanto no segundo ciclo de produção. A recuperação de N nesses tratamentos foi substancialmente superior, indicando uma maior mineralização e eficiente assimilação do N pelas plantas, em concordância com os resultados de Lucia *et al.* (2023), que relataram um aumento de N total nas folhas de alface após a aplicação de lamas. Outros estudos, como o de Koutroubas *et al.* (2020), mostraram que a aplicação de lamas de ETAR pode superar os fertilizantes minerais na absorção e acumulação de N nos tecidos, resultando também em maior acumulação de biomassa. Figueiredo *et al.* (2020) também destacaram que o biochar derivado de lamas de esgoto pode melhorar a eficiência do uso de N, sugerindo que as lamas de ETAR são uma fonte sustentável e eficaz de N para as plantas.

Nos dois ciclos de crescimento da alface, os tratamentos com lamas apresentaram concentrações de NO_3^- mais altas em comparação a N0, mas sem excessos. As lamas proporcionaram um aumento moderado de NO_3^- , refletindo o seu efeito como fonte de N. Esses resultados estão de acordo com Protano *et al.* (2019) que observaram que a aplicação de lamas de ETAR aumenta a concentração de NO_3^- nos tecidos vegetais, mas dentro de níveis aceitáveis.

Embora as lamas de ETAR tenham apresentado uma concentração significativamente mais elevada de N nos tecidos em comparação com N0, os valores mais elevados foram obtidos no tratamento N50. Esta superioridade foi evidente em ambos os ciclos de produção, o que é esperado, pois, como já se referiu, as plantas absorvem o N dos fertilizantes minerais mais rapidamente (Ladeira, 2017). De acordo com Bryson *et al.* (2014), a concentração normal de N nos tecidos da alface varia entre 2,4% e 4,0%. Isso sugere que, apesar do maior teor de N nas lamas de ETAR, as alfaces apresentaram valores próximos da deficiência de N. Estes resultados estão em consonância com o estudo de Bártolo *et al.* (2019), destacando que os fertilizantes minerais, em geral, fornecem nutrientes de forma mais rápida para as plantas em comparação aos fertilizantes orgânicos, que precisam ser previamente mineralizados antes de os nutrientes serem absorvidos.

Os tratamentos com lamas apresentaram concentrações de NO_3^- nos tecidos vegetais significativamente mais baixas em comparação a N50. Esses resultados estão em concordância com Antolín *et al.* (2010), que observaram que as lamas, embora eficazes no fornecimento de N, não resultaram em acumulações excessivas de NO_3^- , ao contrário dos fertilizantes minerais.

A concentração de N nos tecidos vegetais foi significativamente maior nos tratamentos com lamas de ETAR em comparação aos tratamentos com estrume, em ambos os ciclos de produção. Embora o estrume tenha aumentado o N total disponível, os efeitos foram menores do que os observados com lamas de ETAR, sugerindo que as lamas foram mais eficientes na liberação e assimilação de N pelas plantas. Esses resultados estão de acordo com os estudos de Lucia *et al.* (2023) e Arrobas *et al.* (2024), que relataram um aumento no N total nas folhas de alface após a aplicação de lamas. A utilização de lamas pode, portanto, representar uma alternativa mais eficaz e sustentável ao estrume na fertilização agrícola. Arrobas *et al.* (2024) explicaram que essa eficiência superior pode ser atribuída à menor razão C/N das lamas de ETAR, que favorece uma melhor mineralização e disponibilização de N para as plantas. Além disso, Foughar *et al.* (2024) afirmam que os produtos orgânicos, como as lamas de ETAR, podem melhorar o crescimento das plantas de diversas formas, especialmente ao aprimorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Esses benefícios, muitas vezes denominado 'efeito de estrumação ou *manuring effect*', não são totalmente alcançáveis apenas com fertilizantes minerais, destacando a importância dos produtos orgânicos para a fertilidade do solo.

Os tratamentos com lamas apresentaram concentrações de NO_3^- , nos tecidos vegetais ligeiramente mais elevadas em comparação ao estrume, embora a diferença tenha sido pequena. Isso sugere que ambos os tratamentos forneceram N de forma eficaz, embora com as lamas a resultarem em uma acumulação um pouco maior de NO_3^- . Esses resultados estão de acordo com Petersen (2003), que observou que as lamas forneceram uma liberação mais prolongada de N, resultando em concentrações ligeiramente mais altas de NO_3^- em comparação ao estrume.

5.3 Outros macro e micronutrientes

Os resultados deste estudo indicam que a concentração de P nos tecidos da alface não apresentou variações significativas entre os tratamentos com lamas de ETAR e o tratamento N0, sugerindo que a aplicação das lamas não influenciou de forma relevante a disponibilidade de P para as plantas. Os resultados são consistentes com o estudo de Panacho (2018), que também não observou diferenças significativas na concentração de P ao analisar o impacto das lamas de ETAR e outros compostos na cultura do azevém.

Os níveis de K foram menores no tratamento com lamas em comparação à testemunha no primeiro ciclo, mas no segundo ciclo as diferenças não foram estatisticamente significativas. Essa tendência foi observada também nas concentrações de Mn, Fe e Ca. Esse comportamento pode ser explicado por fenômenos de concentração/diluição, como descrito por Arrobas *et al.* (2024), onde a variação na matéria seca da planta influencia a concentração dos nutrientes nos tecidos para uma dada disponibilidade dos nutrientes no meio. Em outras palavras, um maior crescimento vegetal pode diluir a concentração do nutriente, enquanto um crescimento mais lento pode resultar em uma maior concentração do nutriente nos tecidos.

O B apresentou padrões distintos entre os tratamentos com lamas de ETAR e N0. No primeiro ciclo, não houve diferenças estatisticamente significativas entre tratamentos na concentração de B nos tecidos. No segundo ciclo, as lamas apresentaram concentrações de B ligeiramente superiores ao tratamento N0. De acordo com Veloso *et al.* (2022), a concentração adequada de B em folhas de alface completamente desenvolvidas deve estar entre 25 e 60 mg kg⁻¹. Em ambos os ciclos, as concentrações de B nos tratamentos ficaram dentro desse intervalo, indicando que, apesar das variações, os níveis de B foram adequados para o crescimento das plantas.

O Cu apresentou uma tendência de concentração ligeiramente maior nas lamas de ETAR, mais dentro dos limites estabelecidos como adequados em Veloso *et al.* (2022), enquanto o Zn não apresentou diferenças significativas entre tratamentos.

Os resultados indicam que a aplicação de N50 resultou em um aumento significativo nas concentrações de P nos tecidos das alfases em comparação com os tratamentos que utilizaram lamas de ETAR, onde os níveis de P no solo foram maiores, mas as concentrações nos tecidos foram menores. Isso pode ser atribuído à diferença na disponibilidade imediata dos nutrientes. De acordo com Ladeira (2017), os fertilizantes minerais contêm nutrientes em formas mais solúveis e prontamente disponíveis, o que facilita a absorção pelas raízes e resulta em maiores concentrações de P nos tecidos. Por outro lado, Fei *et al.* (2019) apontam que as lamas de ETAR libertam nutrientes de forma mais lenta, dependendo do processo de mineralização, o que pode limitar a disponibilidade imediata desses nutrientes para as plantas.

Comportamento semelhante foi observado para o K, onde o tratamento N50 apresentou concentrações elevadas de K em ambos os ciclos, apesar de não ter havido aplicação direta de K nesse tratamento. A aplicação de N50 pode ter favorecido a absorção de potássio. Isso ocorre porque,

durante a nitrificação, o NO_3^- formado pode facilitar a absorção de cátions, como K^+ , pelas plantas. Embora a absorção de ânions como o NO_3^- , e cátions seja mediada por diferentes proteínas de transporte, existe uma interação indireta entre esses processos. Para manter o equilíbrio de cargas no tecido vegetal, a absorção de cátions pode ser indiretamente beneficiada pela presença de ânions, como o NO_3^- , conforme descrito em White (2012).

As concentrações de Mg nos tecidos das alfaces também foram significativamente mais altas nos tratamentos com N50 em relação aos tratamentos com lamas de ETAR em ambos os ciclos. Estudos recentes demonstram que a combinação adequada de N e Mg pode impactar positivamente o crescimento das plantas e a concentração de nutrientes nos tecidos. Preciado-Mongui *et al.* (2023) observaram que doses otimizadas desses nutrientes podem maximizar a produtividade e melhorar a assimilação de Mg em alface crespa, enquanto Consentino *et al.* (2022) mostraram que a inoculação com bactérias promotoras de crescimento, combinada com diferentes doses de N, aumenta significativamente a concentração de Mg nos tecidos da alface, evidenciando a importância da gestão eficiente de fertilizantes para otimizar o conteúdo de nutrientes na planta.

Em relação ao Ca nos tecidos, no primeiro ciclo o tratamento N50 apresentou concentrações superiores de Ca quando comparado com os tratamentos com lamas ETAR, mas não se observaram diferenças estatisticamente significativas no segundo ciclo. Estes resultados estão alinhados com estudos que mostram interação entre diferentes formas de N e acumulação de Ca nos tecidos vegetais podendo variar conforme as condições experimentais. Gholamnejad *et al.* (2022) observaram que a forma de N disponível na solução nutritiva pode influenciar a concentração e a partição de N nas plantas, sugerindo que a disponibilidade e a gestão do N afetam diretamente a absorção de Ca.

Os micronutrientes nos tecidos da alface revelaram padrões também interessantes. Enquanto as lamas de ETAR apresentaram maiores concentrações de B em ambos os ciclos, o tratamento N50 se destacou por promover concentrações significativamente mais elevadas de ferro Mn e Cu. A concentração de Zn, por sua vez, não foi influenciada pelos tratamentos.

A maior concentração de B nas lamas de ETAR pode ser atribuída à presença de Orgânico que complexam o B, facilitando sua disponibilidade para as plantas (Ferreira *et al.*, 2019). Esse efeito é particularmente importante em solos alcalinos, onde, conforme destacado por Brady (2017), o B tende a se ligar mais fortemente aos colóides orgânicos do que aos inorgânicos. Essa ligação mais forte aumenta a retenção de B no solo, mas também pode dificultar a sua mobilidade. No entanto, a

decomposição intensa da matéria orgânica nas lamas de ETAR, que ocorre durante a mineralização, pode libertar B de forma gradual, tornando-o mais acessível às plantas ao longo do tempo.

A concentração de Mn foi maior nos tratamentos com N50 em comparação com as lamas de ETAR. Estes resultados estão em consonância com estudos de Yu *et al.* (2019) que demonstram o papel do N na promoção da absorção de Mn pelas plantas, designadamente que mostraram que diferentes formas de N, como amónio e ureia, podem aumentar significativamente a acumulação de Mn nas plantas, sugerindo que o tipo de fertilizante nitrogenado utilizado pode influenciar a absorção de Mn e a sua acumulação nos tecidos vegetais. Isso pode explicar as concentrações superiores de Mn observadas nos tratamentos com N50, onde a disponibilidade de N favorece a absorção de Mn pelas plantas, em comparação com as lamas de ETAR, que podem ter uma disponibilidade de nutrientes diferente.

A concentração de Zn nos tecidos das alfaces não variou significativamente entre os tratamentos N50 e as lamas de ETAR, sugerindo níveis semelhantes de fornecimento de Zn por ambos. Esses resultados estão alinhados com estudos que mostram que a absorção de Zn pelas plantas é mais influenciada pela disponibilidade no solo e por outros fatores ambientais, sendo independentes do tipo de fertilizante utilizado (Zandvakili *et al.*, 2019; Fei-Baffoe *et al.*, 2021).

A concentração de Fe nos tecidos vegetais foi maior no tratamento N50 comparando com lamas de ETAR no primeiro ciclo, mas no segundo ciclo não ocorreram diferenças significativas. Os resultados são consistentes com estudos que indicam que a aplicação inicial de tratamentos específicos pode aumentar a absorção de Fe pelas plantas, mas esse efeito tende a se estabilizar ou diminuir em ciclos subsequentes devido à saturação do solo ou à mobilidade limitada do Fe (Lenz *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2021).

A concentração de Cu nos tecidos das alfaces tratadas com N50 foi maior em comparação com as lamas de ETAR, e esses valores estão dentro da faixa de suficiência de 5 a 10 mg kg⁻¹ proposta por Sanchez *et al.* (1991). Conforme observado por Gonçalves (2016), as concentrações de Cu nos tecidos vegetais estão diretamente relacionadas às concentrações de Cu no solo, e níveis excessivamente elevados podem ser tóxicos para as plantas. Isso sugere que o tratamento N50 não apenas aumentou a disponibilidade de nutrientes essenciais, mas garantiu também que as concentrações de Cu permanecessem dentro da faixa de suficiência para o desenvolvimento saudável das alfaces.

A comparação entre lamas de ETAR e estrume mostrou concentrações semelhantes e muito baixas de P nos tecidos das alfaces, conforme os critérios de Singh e Jones (1976). Embora se esperasse que tratamentos com OC ou HC aumentassem a biodisponibilidade de P pelo aumento do pH do solo, como indicado por Arrobas *et al.* (2024), o impacto foi limitado devido ao aumento modesto do pH. Assim, a baixa disponibilidade de P parece estar mais relacionada à origem das lamas e às diferentes taxas de mineralização.

A concentração de K nos tecidos vegetais foi semelhante entre as lamas e o estrume em ambos os ciclos, o que está em linha com estudos de Balík *et al.* (2020), que também não encontraram diferenças significativas nas concentrações de K no solo entre tratamentos com estrume e lamas. Isso sugere que ambos são igualmente eficazes na manutenção dos níveis de K nos tecidos vegetais.

As lamas apresentaram um valor ligeiramente superior na concentração de Mg nos tecidos das alfaces, tanto no primeiro quanto no segundo ciclo, em comparação com o estrume. Esses resultados são consistentes com estudos de Kurzemann *et al.* (2020), que indicam que a aplicação de lamas pode levar a diferentes concentrações de nutrientes no solo, incluindo o Mg. Dependendo do tipo de tratamento utilizado, a lama pode, em alguns casos, resultar em maior absorção de Mg pelas plantas.

O estrume se destacou por proporcionar concentrações significativamente mais elevadas de B nos tecidos no primeiro ciclo, enquanto no segundo ciclo os valores foram semelhantes aos tratamentos com lamas. Esses resultados estão alinhados com estudos como o de Das *et al.* (2019), que indicaram que o estrume pode aumentar a disponibilidade de B no solo de forma mais eficaz no início do cultivo. No entanto, no segundo ciclo, as diferenças tendem a se estabilizar, refletindo a mobilização e distribuição do B ao longo do tempo.

5.4 Metais pesados nos tecidos de alface

Os resultados mostram que, em ambos os ciclos de produção, os tratamentos com lamas de ETAR apresentaram concentrações mais elevadas de metais pesados em comparação ao tratamento N0. Contudo, as concentrações de Cr e Ni, embora aumentadas, permaneceram bem abaixo dos limites de segurança estabelecidos pelo Codex Alimentarius para vegetais folhosos (FAO/WHO, 2018). Gattullo *et al.* (2017) afirmam que a acumulação de metais pesados nos tecidos das alfaces pode variar dependendo da variedade cultivada. O tratamento N0 registou as menores concentrações

desses metais, indicando que a ausência de adubação ou o uso de fertilizantes minerais e orgânicos reduziram a acumulação de metais pesados nos tecidos vegetais. Esses resultados destacam os potenciais riscos ambientais e à saúde associados ao uso de lamas de ETAR, sublinhando a necessidade de monitoramento contínuo e de uma gestão adequada, conforme relatado por Arrobas *et al.* (2024).

Os tratamentos com lamas de ETAR resultaram em concentrações mais elevadas de metais pesados nos tecidos das plantas, em comparação com o tratamento N50. Embora as lamas sejam eficazes na nutrição vegetal, elas também aumentam os níveis de metais pesados nos tecidos. Por outro lado, o tratamento N50, forneceu nutrientes de maneira eficiente sem causar um aumento significativo desses metais. Esses resultados são consistentes com os resultados de Mantovi *et al.* (2005) e Gattullo *et al.* (2017).

Nos dois ciclos de produção, os tratamentos com lamas resultaram em concentrações mais altas de metais pesados nos tecidos das plantas, em comparação com o tratamento com estrume. Em particular, os tratamentos com lamas apresentaram níveis mais elevados de Cr e Ni. Embora o uso de estrume também tenha causado alguma acumulação de metais pesados, os valores foram geralmente menores do que aqueles observados com as lamas. Esses resultados sugerem que, embora o estrume seja uma fonte orgânica de nutrientes, ele apresenta um risco relativamente menor de contaminação por metais pesados em comparação com as lamas de ETAR. Portanto, apesar dos benefícios nutricionais significativos proporcionados pelas lamas, é crucial considerar os riscos potenciais associados ao aumento dos níveis de metais pesados em comparação ao uso de estrume. Esses resultados são consistentes com os estudos de Queriemmi *et al.* (2021), que também apontam para a necessidade de cautela no uso de lamas. Além disso, é relevante notar que, apesar dos níveis mais elevados de metais pesados observados nos tecidos das alfaces devido aos tratamentos com lamas, os teores desses metais ficaram muito abaixo dos limites de segurança estabelecidos pelo Codex Alimentarius para vegetais folhosos (FAO/WHO, 2018).

5.5 Propriedades do solo

Os tratamentos com lamas de ETAR, de modo geral, apresentaram valores ligeiramente superiores de matéria orgânica, embora sem diferença estatisticamente significativa em comparação com o N0. Esses resultados sugerem que as aplicações de lamas de ETAR podem aumentar a matéria

orgânica do solo, como observado por Mantovi *et al.* (2005), mas o efeito pode variar dependendo do tipo e da quantidade de tratamento aplicado às lamas.

Os tratamentos com lamas de ETAR aumentaram o pH do solo em relação ao tratamento N0. Esses resultados são consistentes com os de Arrobas *et al.* (2024), que também observaram um aumento no pH do solo com a aplicação de lamas de ETAR. Esse aumento de pH pode ser atribuído à adição de materiais alcalinos presentes nas lamas, como HC e OC. Estudos de Pedra e Castel-Branco (2018) corroboram essa observação, demonstrando que lamas estabilizadas quimicamente com produtos alcalinos tendem a elevar o pH do solo.

Os tratamentos com lamas de ETAR resultaram em uma maior disponibilidade de P em comparação ao N0. Este aumento foi mais expressivo nos tratamentos com OC e HC, especialmente L20 HC e L20 OC. Esses resultados estão de acordo com informação internacionalmente aceita de que substâncias alcalinas podem aumentar a disponibilidade de P no solo (Weil e Brady, 2017). Contudo, a variabilidade observada, como no caso do tratamento LST, indica que o tipo e a forma de tratamento das lamas podem influenciar significativamente a disponibilidade desse nutriente, tal como referido por Eid *et al.* (2017).

Os tratamentos com lamas apresentaram, em geral, maiores valores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e AT em comparação à N0, o que está alinhado com estudos como o de Balidakis *et al.* (2023), que demonstrou que lamas tratadas com minerais de argila ou biochar aumentaram significativamente a disponibilidade de Ca^{2+} e Mg^{2+} , melhorando as propriedades químicas do solo. De forma semelhante, Prakash *et al.* (2020) observaram que a aplicação de gesso à base de escória em solos ácidos e neutros resultou em aumentos significativos desses nutrientes e na melhoria da acidez do solo, reforçando a eficácia das lamas na fertilidade do solo.

Os tratamentos com lamas apresentaram, em geral, maiores teores de micronutrientes (B, Fe, Zn, Cu, Mn, Ni) em comparação com o tratamento N0, tal como observado em outros estudos. Oliveira *et al.* (2023) demonstraram que lamas de ETAR compostadas aumentam significativamente os níveis de micronutrientes no solo, enquanto Ankush *et al.* (2020) também observaram aumentos significativos em Fe, Mn e Cu com a aplicação de lamas de ETAR, mostrando a eficácia das lamas em enriquecer o solo com esses nutrientes.

Os tratamentos com lamas, em geral, não apresentaram diferenças significativas em relação ao tratamento N0 quanto aos teores de Cd, Cr, Pb e Ni e estão em concordância com estudos como o de

Protano *et al.* (2019) e Gupta *et al.* (2023). Estes estudos indicaram que a aplicação de lamas de ETAR, mesmo após vários anos, não resultou em acumulação significativo de metais pesados no solo, mantendo as concentrações desses metais dentro dos limites de segurança estabelecidos.

Os tratamentos com lamas de ETAR apresentaram teores de matéria orgânica equivalentes aos do tratamento N50, o que está de acordo com os estudos de Kominko *et al.* (2019), que demonstraram que a aplicação de lamas mantém a matéria orgânica do solo em níveis adequados, comparáveis aos fertilizantes minerais. Da mesma forma, Vasbieva (2019), observou que a aplicação prolongada de lamas preservou os níveis de C orgânico no solo, sugerindo que as lamas são eficazes na manutenção da fertilidade do solo e de forma comparável ao efeito da aplicação de N mineral.

Os tratamentos com lamas de ETAR apresentaram valores de pH significativamente mais altos em comparação ao tratamento N50. Isso demonstra que a aplicação de lamas principalmente quando estabilizadas com OC e HC tenderam a aumentar a alcalinidade do solo de forma mais pronunciada do que a adição de fertilizante mineral. Esse processo melhora a disponibilidade de nutrientes como P, Ca e Mg e reduz a acidez do solo, sendo especialmente eficaz em solos ácidos. Estudos demonstram que lamas estabilizadas com Ca proporcionam uma elevação rápida do pH, o que favorece o uso agrícola do solo (Huang *et al.*, 2012; Shcherbakov *et al.*, 2021).

Os tratamentos com lamas apresentaram teores de P significativamente mais elevados que o tratamento N50. Os tratamentos com lamas de ETAR têm-se mostrado eficazes na disponibilização de P em solos agrícolas, superando ou equiparando-se a fertilizantes minerais convencionais. Estudos de Kulhánek *et al.* (2019) e Houben *et al.* (2019) demonstraram que as lamas aumentam significativamente o teor de P biodisponível no solo, sendo uma alternativa sustentável e eficaz para substituir fertilizantes minerais em diversas condições agrícolas. Os tratamentos com lamas e o tratamento N50 apresentaram teores de K semelhantes. Embora as lamas tenham contribuído para o aumento de K no solo, a diferença em relação a N50 não foi estatisticamente significativa.

Os tratamentos com lamas apresentaram, em geral, maiores valores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e AT em comparação ao tratamento N50. Estudos mostram que o uso de lamas melhora o pH do solo, aumenta a CTC e eleva os níveis de Ca e Mg nas plantas, destacando sua maior eficiência em relação aos fertilizantes minerais (Cavallaro *et al.*, 1993; Faria *et al.*, 2018).

As lamas apresentaram, em geral, maiores teores de micronutrientes (B, Fe, Zn, Cu, Mn) e metais pesados (Cd, Cr, Pb, Ni) no solo em comparação ao tratamento N50. Em particular, observou-

se que os tratamentos com lamas resultaram em concentrações significativamente mais altas de Zn, Cu, Mn e Ni, enquanto o tratamento N50 apresentou menores concentrações de metais pesados, como Cd, Cr, Pb e Ni. Esses resultados estão de acordo com estudos de Kominko *et al.* (2019). Protano *et al.* (2020) observaram também que a aplicação de lamas aumentou as concentrações de metais pesados, como Cr, Cu, Pb e Zn, embora dentro dos limites legais. Bourioug *et al.* (2014) relataram aumentos de Cu e Zn no solo, ressaltando que, apesar de melhorarem a fertilidade, a acumulação de metais pesados precisa ser monitorada para evitar riscos ambientais. Esses resultados confirmam que as lamas são eficazes na melhoria da fertilidade do solo, mas requerem controle cuidadoso sobre a acumulação de metais pesados.

Tanto as lamas quanto o estrume demonstraram potencial para aumentar os teores de matéria orgânica no solo. Embora não tenham sido observadas diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos, ambos os materiais contribuíram para o enriquecimento do solo em matéria orgânica. A ausência de diferenças mais pronunciadas pode ser atribuída a diversos fatores, como a composição dos materiais, as características do solo e as condições climáticas. A literatura corrobora esses resultados, indicando que a aplicação de materiais orgânicos é uma prática eficaz para melhorar a qualidade e a fertilidade do solo (Chen *et al.*, 2018; Eid *et al.*, 2017). No entanto, é importante considerar que a eficiência desses materiais pode variar em função de diferentes fatores.

Os tratamentos com lamas, especialmente os tratamentos HC e OC, resultaram em valores de pH significativamente mais altos, em comparação ao tratamento com estrume. Isso indica que a aplicação de lamas pode exercer um efeito mais pronunciado no aumento do pH do solo quando estabilizadas com produtos alcalinos. Esses resultados estão em consonância com os resultados de Domínguez *et al.* (2019), que também observaram um aumento no pH do solo após a aplicação de material originado de resíduos urbanos.

As lamas resultaram em teores significativamente mais elevados de P em comparação com o tratamento com estrume, sugerindo que as lamas de ETAR são fontes particularmente ricas em P. Esses resultados corroboram as descobertas de Oueriemmi *et al.* (2021), que observaram efeitos semelhantes ao investigar a aplicação de diferentes resíduos orgânicos na produtividade e absorção de nutrientes na cultura da cevada. No caso do K, não foi observada diferença significativa entre os tratamentos com lamas e estrume. Estudos como o de Bittencourt *et al.* (2014) também não encontraram diferenças significativas entre tratamentos, explicando que o K é um nutriente altamente

solúvel, o que leva a perdas significativas durante o processo de tratamento em ETAR, uma vez que o elemento é frequentemente removido junto com o efluente, onde permanece dissolvido.

A CTC, uma propriedade química fundamental do solo influenciada pelo conteúdo de argila e matéria orgânica, é crucial para a fertilidade do solo (Oueriemmi *et al.*, 2021). Neste estudo, os tratamentos com lamas de ETAR apresentaram maiores valores de Ca^{2+} e AT em comparação ao tratamento com estrume. No entanto, o estrume mostrou um teor mais elevado de K^+ trocável. Isso sugere que as lamas, especialmente quando estabilizadas, são mais eficientes em aumentar a CTC do solo, enquanto o estrume contribuiu de forma mais significativa para o aumento do K^+ trocável. Este resultado é consistente com aumentos semelhantes observados após a adição de biossólidos municipais ou esterco em outros estudos (Domínguez *et al.*, 2019; Oueriemmi *et al.*, 2021).

Os tratamentos com lamas de ETAR apresentaram teores de B, Fe, Zn, Cu e Mn superiores ao tratamento com estrume e os resultados estão alinhados com estudos como os de Dhaliwal *et al.* (2019) e Oliveira *et al.* (2023). Esses estudos indicam que a aplicação de lamas, especialmente compostadas ou combinadas com fertilizantes, aumenta significativamente os níveis desses micronutrientes no solo, reforçando a eficácia das lamas como fonte de micronutrientes essenciais.

Os tratamentos com lamas apresentaram teores de Cd, Cr, Ni semelhantes aos observados no tratamento com estrume. Contudo, em relação ao Pb, os tratamentos com lamas revelaram, em geral, concentrações mais elevadas desse metal no solo, um resultado que se alinha com as altas concentrações de Pb reportadas por Arrobas *et al.* (2021) em seus estudos. Mesmo com este aumento, as concentrações de Pb estavam abaixo dos níveis previstos para a aplicação de lamas no solo de acordo com a Diretiva 86/278/CEE do Conselho Europeu, permanecendo dentro dos limites aí estabelecidos.

6. CONCLUSÕES

O estudo demonstra que as lamas de ETAR tratadas são uma alternativa eficaz e sustentável para a fertilização das culturas, contribuindo para o aumento da produtividade e disponibilização de nutrientes como N, P e B. Embora o tratamento N50 tenha apresentado os melhores resultados em termos de matéria seca e concentração de N nos tecidos vegetais, as lamas de ETAR destacaram-se pela liberação gradual e contínua de nutrientes ao longo do ciclo de crescimento.

Adicionalmente, o uso de lamas de ETAR desinfetadas com materiais alcalinizantes aumentou o pH do solo e a disponibilidade de Ca, melhorando as condições para o desenvolvimento das plantas. Em comparação, o estrume teve menor desempenho devido à sua maior relação C/N, que resultou numa mineralização mais lenta. No entanto, o estrume mostrou-se eficaz no aumento de alguns nutrientes, como Mg e B.

Por fim, os níveis de metais pesados nas alfaces tratadas com lamas de ETAR mantiveram-se dentro dos limites de segurança, confirmando a viabilidade ambiental desta prática. Assim, as lamas de ETAR são uma solução promissora para reduzir a dependência de fertilizantes químicos, sendo a agricultura o melhor destino para estes materiais em concordância com as melhores práticas da economia circular.

7. REFERÊNCIAS

- Alves, R. E. (2021). A relação entre agricultura, degradação do solo e tempestades de areia. In *Revista Ayika*, 1(1), 50-66. <https://revistas.uneb.br/index.php/ayika/index>.
- Almeida, D.P.F. (2006). *Manual de Culturas Hortícolas*. (1). Ed. Presença. Lisboa.
- Ankush, S., Singh, S. & Meena, M. D. (2020). Micronutrient accumulation and distribution in pearl millet-wheat cropping system as influenced by sewage sludge application. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(14), 17172-17185. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07557-2>.
- Antolín, M. C., Fiasconaro, M. L. & Sánchez-Díaz, M. (2010). Relação entre capacidade fotossintética, assimilação de nitrogênio e metabolismo de nódulos em alfafa (*Medicago sativa*) cultivada com lodo de esgoto. *Journal of Hazardous Materials*, 182(1), 210-216. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.017>.
- Arora, N. K. (2019). Impact of climate change on agriculture production and its sustainable solutions. *Environmental Sustainability*, 2(2), 95-96. <https://doi.org/10.1007/s42398-019-00078-w>.
- Arrobas, M., Carvalho, J. T. N., Raimundo, S., Poggere, G. & Rodrigues, M. Â. (2021). The safe use of compost derived from municipal solid waste depends on its composition and conditions of application. *Soil Use And management*, 38, 917-928. <https://doi.org/10.1111/sum.12737>.
- Arrobas, M., Meneses, R., Gusmão, A. G., da Silva, J. M., Correia, C. M. & Rodrigues, M. Â. (2024). Nitrogen-rich sewage sludge mineralized quickly, improving lettuce nutrition and yield, with reduced risk of heavy metal contamination of soil and plant tissues. *Agronomy*, 14, 924. <https://doi.org/10.3390/agronomy14050924>.
- Arrobas, M., Praça, P. & Rodrigues, M. A. (2021). O uso de compostos de resíduos urbanos deve ter em conta a sua composição, a dose e as condições de aplicação. *Revista Agrotec*, 39, 66-69. <http://hdl.handle.net/10198/26964>.
- Aulakh, M. S., & Sidhu, G. S. (2015). Soil degradation in India: Causes, major threats, and management options. In *marco Symposium 2015 - Next Challenges of Agro-Environmental Research in Monsoon Asia* 151-156. National Institute for Agro-Environmental Sciences (NIAES), Tsukuba, Japan.

- Baird, R.B., Eaton, A.D. & Rice, E.W. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23rd Ed. American Public Health Association (APHA).
- Balidakis, A., Matsi, T., Karagianni, A.-G. & Ipsilantis, I. (2023). Sewage sludge treated with bentonite, vermiculite, or biochar can improve soil properties and enhance the growth of grasses. *Soil Use and Management*, 39(4), 1403-1421. <https://doi.org/10.1111/sum.12931>.
- Balík, J., Kulhánek, M., Černý, J., Sedlář, O. & Suran, P. (2020). Potassium fractions in soil and simple K balance in long-term fertilizing experiments. *Soil and Water Research*, 15(4), 211-219. <https://doi.org/10.17221/151/2019-swr>.
- Barea, J. M. (2015). Future challenges and perspectives for applying microbial biotechnology in sustainable agriculture based on a better understanding of plant-microbiome interactions. In *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. 15(2), 261-282. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162015005000021>.
- Bártolo, I., Fernandes, R. & Sempiterno, C. (2019). Valorização agrícola de lamas – disponibilidade do fósforo. *Revista de Ciências Agrárias*, 497-505. <https://doi.org/10.19084/RCA17080>.
- Berco, V. (2013). *Análise qualitativa de lamas de ETAR e competitividade económica dos processos de tratamento e escoamento*. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente. Lisboa: Universidade de Lisboa.
- Bittencourt, S., Serrat, B. M., Aisse, M. M., & Gomes, D. (2014). Sewage Sludge Usage in Agriculture: A Case Study of Its Destination in the Curitiba Metropolitan Region, Paraná, Brazil. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(9), 2074. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2074-y>.
- Bourioug, M., Alaoui-Sossé, L., Laffray, X., Raouf, N., Benbrahim, M., Badot, P.-M. & Alaoui-Sossé, B. (2014). Evaluation of sewage sludge effects on soil properties, plant growth, mineral nutrition state, and heavy metal distribution in European larch seedlings (*Larix decidua*). *Arabian Journal for Science and Engineering*, 39(7), 5325-5335. <https://doi.org/10.1007/s13369-014-1100-0>.
- Bremner, J. M. (1996). *Nitrogen Total*. In: Sparks, D.L., Ed., *Methods of Soil Analysis Part 3: Chemical Methods*, SSSA Book Series 5, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, 1085-1122.

- Bryson, G. M.; Mills, H. A.; Sasseville, D. N.; Jones, J. J., & Barker, A.V. (2014). *Plant Analysis Handbook II: A Guide to Sampling, Preparation, Analysis, Interpretation and Use of Results of Agronomic and Horticultural Crop Plant Tissue*. Micro-Macro Publishing, Inc.: Athens, GA, USA.
- Buonocore, E., Mellino, S., De Angelis, G., Liu, G., & Ulgiati, S. (2018). Life cycle assessment indicators of urban wastewater and sewage sludge treatment. *Ecological Indicators*, 94, 13-23. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.047>.
- Carvalho, M. (2019). A importância da matéria orgânica do solo na produção agrícola e o papel dos adubos orgânicos. *Revista técnico-científica agrícola*, 52.
- Cavallaro, N., Padilla, N., Villarrubia, J. (1993). Sewage sludge effects on chemical properties of acid soils. *Soil Science*, 156(2), 63. DOI:[10.1097/00010694-199308000-00001](https://doi.org/10.1097/00010694-199308000-00001).
- Chen, Y., Camps-Arbestain, M., Shen, Q., Singh, B. & Cayuela, M. L. (2018). The long-term role of organic amendments in building soil nutrient fertility: A meta-analysis and review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 111(2-3), 103-125. <https://doi.org/10.1007/s10705-017-9903-5>.
- Cherlinka, V. (2021). Agricultura Intensiva: Características, Benefícios E Riscos. *Revista Eos Data Analytics*. Consultado em 8 de novembro. 2023. Disponível em <https://eos.com/pt/blog/agricultura-intensiva/>.
- Consentino, B. B., Aprile, S., Roupheal, Y., Ntatsi, G., De Pasquale, C., Iapichino, G., Alibrandi, P. & Sabatino, L. (2022). Application of PGPB combined with variable N doses affects growth, yield-related traits, N-fertilizer efficiency and nutritional status of lettuce grown under controlled conditions. *Agronomy*, 12(2), 236. <https://doi.org/10.3390/agronomy12020236>.
- Costa, A. C. (2012). Valorização agrícola de lamas de ETA/ETAR. *Correio do Minho*. Consultado em 23 de agosto. 2024. Disponível em <https://correiodominho.pt/cronicas/valorizacao-agricola-de-lamas-de-eta-etar/4462>.
- Cristina, A. B., Silva, C. D., & Santos, E. F. (2017). Tratamento de lamas de estações de tratamento de águas residuais. *Revista Brasileira de Engenharia Ambiental*, 21(2), 150-165.

- Costa, E., Silva, H., & Ribeiro, P. R. (2013). Matéria orgânica do solo e o seu papel na manutenção e produtividade dos sistemas agrícolas. *Enciclopedia biosfera*,9(17). Recuperado de <https://conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/3167>.
- DGAV (2006). *Produção Integrada em Hortícolas, Família das Asteráceas – Alface*. Ministério da Agricultura, Pescas e Alimentação, Oeiras.
- Das, R., Mandal, B., Sarkar, D., Pradhan, A. K., Datta, A., Padhan, D., Seth, A., Kumar, R., De, N., Mishra, V. N., Polara, K. B., Sharma, S., Thakur, N. P., Kachroo, D., Ray, M., Sharma, A., Patel, K. P., Garnayak, L. M. & Narkhede, W. N. (2019). Boron availability in soils and its nutrition of crops under long-term fertility ex periments in India. *Geoderma*, 351, 116-129. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.05.022>.
- Dhaliwal, M. & Dhaliwal, S. S. (2019). Impact of manure and fertilizers on chemical fractions of Zn and Cu in soil under rice-wheat cropping system. *Journal of the Indian Society of Soil Science* 67, 85-91 <https://doi.org/10.5958/0974-0228.2019.00009.4>.
- Diretiva nº86/278/CEE – Utilização de lamas de depuração na agricultura.
- Domínguez, M., Paradelo Núñez, R., Piñeiro, J. & Barral, M. T. (2019). Physicochemical and biochemical properties of an acid soil under potato culture amended with municipal solid waste compost. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 8(2), 171-178. <https://doi.org/10.1007/s40093-019-0246-x>.
- Edmondson, J. L., Davies, Z. G., McHugh, N., Gaston, K. J., & Leake, J. R. (2012). Organic carbon hidden in urban ecosystems. *Scientific Reports*, 2(1), 963. <https://doi.org/10.1038/srep00963>.
- Eid, E. M., Alrumman, S. A., El-Bebany, A. F., Hesham, A. E.-L., Taher, M. A. & Fawy, K. F. (2017). Different sewage sludge amendment rates affect cucumbers' heavy metal bioaccumulation, growth, and biomass (*Cucumis sativus* L.). *Environmental Science and Pollution Research*, 24(19), 16371-16382. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9289-6>.
- Esteves, C. F. M. (2020). *Utilização do composto orgânico de larvas da Hermetia illucens como fertilizante em alface*. Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Agronómica Com especialização em Hortofruticultura e Viticultura. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa.

- FAO. (2022). Standard Operating Procedure for Soil Available Micronutrients (Cu, Fe, Mn, Zn) and Heavy Metals (Ni, Pb, Cd), DTPA Extraction Method. Rome. Available online: <https://www.fao.org/3/cc0048en/cc0048en.pdf>.
- FAO/WHO (Codex Alimentarius Commission) (2018). Joint FAO/WHO food standards program, Codex Committee on contaminants in foods. Food, CF/12 INF/1: 1-169.
- Fei-Baffoe, B., Amo-Asare, J., Sulemana, A. & Miezah, K. (2021). Lead, copper, and zinc levels in cabbage (*Brassica oleracea* sp.) and lettuce (*Lactuca sativa* sp.) grown on soil amended with sewage sludge. *Journal of Environmental and Public Health*. 8386218, 1-7. <https://doi.org/10.1155/2021/8386218>.
- Ferreira, I. Q., Rodrigues, M. Â. & Arrobas, M. (2019). Soil and foliar applied boron in olive: Tree crop growth and yield, and boron remobilization within plant tissues. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 17(1), <https://doi.org/10.5424/sjar/2019171-13796>.
- Figueiredo, A. G., Castro, A. I., Santos, J. M., Ferreira, R. F. (2020). Sewage sludge biochar increases nitrogen recovery and decreases nitrate leaching in sandy soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 297, 106933. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106933>.
- Fijalkowski, K., Rorat, A., Grobelak, A., & Kacprzak, M. J. (2017). The presence of contaminations in sewage sludge - The current situation. *Journal of Environmental Management*, 203, 1126-1136. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.068>.
- Foughar, M., Arrobas, M. & Rodrigues, M. Â. (2024). Mealworm larvae frass exhibits a plant biostimulant effect on lettuce, boosting productivity beyond just nutrient release or improved soil properties. *Horticulturae*, 10(7), Artigo 7. <https://doi.org/10.3390/horticulturae10070711>.
- Gaffney, J., Bing, J., Byrne, P. F., Cassman, K. G., Ciampitti, I., Delmer, D., Habben, J., Lafitte, H. R., Lidstrom, U. E., Porter, D. O., Sawyer, J. E., Schussler, J., Setter, T., Sharp, R. E., Vyn, T. J., & Warner, D. (2019). Science-based intensive agriculture: Sustainability, food security, and the role of technology. *Global Food Security*, 23, 236-244. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2019.08.003>.
- Gattullo, C. E., Mininni, C., Parente, A., Montesano, F. F., Allegretta, I. & Terzano, R. (2017). Effects of municipal solid waste- and sewage sludge-compost-based growing media on yield and heavy

metal content of four lettuce cultivars. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(32), 25406-25415. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0103-2>.

Gholamnejad, S., Haghghi, M., Etemadi, N. & Pessarakli, M. (2022). Effects of N-NO₃: N-NH₄ ratios and calcium concentration of the nutrient solution on the growth parameters and partitioning of nitrogen and calcium in tomato plants (*Solanum lycopersicum* L.). *Journal of Plant Nutrition*, 46(9), 2827-2840. <https://doi.org/10.1080/01904167.2022.2160753>.

Gonçalves, J. C. (2017). *Analysis of current technologies for treatment and drying of sewage sludge*, Dissertação obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente. Coimbra: Universidade de Coimbra.

Gonçalves, T. de O. (2016). *Caracterização físico-química, teor de nitrato e metais em alface (*Lactuca sativa* L.) do tipo crespa e americana cultivadas em sistema hidropônico e convencional*. Trabalho de conclusão de curso de Bacharelado em Engenharia de Alimentos, no Instituto Federal de Educação, Ciências e Tecnologia de Mato Grosso: Campus Cuiabá - Bela Vista.

Guimarães, J. C. S., Cordeiro, J., & Vitorino, D. C. F. R. (2018). Utilização do lodo de esgoto na agricultura: Uma análise cienciométrica. *Research, Society and Development*, 7(9), e479391. <https://doi.org/10.17648/rsd-v7i9.391>.

Gupta, S., Singh, D., Chandel, S., Sikka, R., Mukhopadhyay, A. & Dhaliwal, S. S. (2023). Assessment of sludge application in maize (*Zea mays* L.): Influence on crop biomass and heavy metals bioavailability. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 69(4), 3388-3402. <https://doi.org/10.1080/03650340.2023.2239150>.

Houben, D., Michel, E., Nobile, C., Lambers, H., Kandeler, E. & Faucon, M.P. (2019). Response of phosphorus dynamics to sewage sludge application in an agroecosystem in northern France. *Applied Soil Ecology*, 137, 178-186. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.017>.

Huang, X.-L., Chen, Y., & Shenker, M. (2012). Dynamics of phosphorus phytoavailability in soil amended with stabilized sewage sludge materials. *Geoderma*, 170, 144-153. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.11.025>.

- IUSS Working Group WRB. (2022). World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition. International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, Austria.
- Jacto. (2020). Degradação do solo: Veja quais são suas causas e consequências. Tecnologia para agricultura - *Blog da Jacto*. Consultado em 07 de Julh. 2024. Disponível em <https://blog.jacto.com.br/degradacao-do-solo-causas-e-consequencias/>.
- Jatav, H. S., Singh, S. K., Singh, Y., & Kumar, O. (2018). Biochar and Sewage Sludge Application Increases Yield and Micronutrient Uptake in Rice (*Oryza sativa* L.). *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 49(13), 1617-1628. <https://doi.org/10.1080/00103624.2018.1474900>.
- Jones, A., Panagos, P., Barcelo, S., Bouraoui, F., Bosco, C., Dawitt, O., & Gard, C. (2010). The State of Soil in Europe: *A contribution of the JRC to the European Environment Agency's Environment State and Outlook Report - SOER 2010*. <https://core.ac.uk/reader/38625630>.
- Karp, D. S., Rominger, A. J., Zook, J., Ranganathan, J., Ehrlich, P. R., & Daily, G. C. (2012). Intensive agriculture erodes β -diversity at large scales. *Ecology Letters*, 15(9), 963-970. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01815.x>.
- Kirchmann, H., Börjesson, G., Kätterer, T., & Cohen, Y. (2017). From agricultural use of sewage sludge to nutrient extraction: A soil science outlook. *Ambio*, 46(2), 143-154. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0816-3>.
- Kominko, H., Gorazda, K., Wzorek, Z. (2019). Potentiality of sewage sludge-based organo-mineral fertilizer production in Poland considering nutrient value, heavy metal content and phytotoxicity for rapeseed crops. *Journal of Environmental Management*, 248, 109283. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109283>.
- Korzeniewska, E. (2011). Emission of bacteria and fungi in the air from wastewater treatment plants. *Frontiers in Bioscience*, S3(2), 393 - 407. <https://doi.org/10.2741/s159>.
- Koutroubas, S. D., Foti, C., Damalas, C. A. & Vavoulidou, E. (2020). Sewage sludge influences nitrogen uptake, translocation, and utilization efficiency in sunflowers. *Journal of Plant Nutrition*, 43(11), 1580 - 1593. <https://doi.org/10.1080/01904167.2020.1757267>.

- Křístková, E., Doležalová, I., Lebeda, A., Vinter, V., & Novotná, A. (2008). Description of morphological characters of lettuce (*Lactuca sativa* L.) genetic resources. *Horticultural Science*, 35(3), 113–129. <https://doi.org/10.17221/4/2008-HORTSCI>.
- Krzyzanowski, F., De Souza Lauretto, M., Nardocci, A. C., Sato, M. I. Z., & Razzolini, M. T. P. (2016). Assessing the probability of infection by Salmonella due to sewage sludge use in agriculture under several exposure scenarios for crops and soil ingestion. *Science of The Total Environment*, 568, 66-74. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.129>.
- Kulhánek, M., Černý, J., Balík, J., Sedlář, O. & Vašák, F. (2019). Changes of soil bioavailable phosphorus content in the long-term field fertilizing experiment. *Soil and Water Research*, 14(4), 240-245. <https://doi.org/10.17221/175/2018-SWR>.
- Kurzemann, F. R., Plieger, U., Probst, M., Spiegel, H., Sandén, T., Ros, M. & Insam, H. (2020). Long-term fertilization affects soil microbiota, improves yield, and benefits soil. *Agronomy*, 10(11), 1664. <https://doi.org/10.3390/agronomy10111664>.
- Ladeira, L. C. (2017). *Valor agronômico de fertilizantes enriquecidos com microrganismos fixadores de azoto*. Dissertação de mestrado em Agricultura Tropical. Bragança: Instituto Politécnico de Bragança.
- Lenz, G. L., Loss, A., Lourenzi, C. R., de Alcantara Lopes, D. L., de Matos Siebeneichler, L. & Brunetto, G. (2021). Common chicory production in aquaponics and in soil fertilized with aquaponic sludge. *Scientia Horticulturae*, 281, 109946. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2021.109946>.
- Lepsch, I. F. (2015). *Formação e conservação dos solos*. (2ª ed.). Oficina de Textos.
- Lindsay, W. L. & Norvell, W. A. (1978) Desenvolvimento de um teste de solo Dtpa para zinco, ferro, manganês e cobre. *Soil Science Society of America Journal*, 42, 421-428. <https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x>.
- Lucia, C., Pampinella, D., Palazzolo, E., Badalucco, L. & Laudicina, V. A. (2023). From waste to resources: Sewage sludges from the citrus processing industry to improve soil fertility and performance of lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Agriculture*, 13(4), Artigo 4. <https://doi.org/10.3390/agriculture13040913>.

- Madari, B. E., Cunha, T. J. F., Novotny, E. H., Milori, D. M. B. P., Martin Neto, L. & Benites, V. D. M. (2009). Matéria orgânica dos solos antrópicos da Amazônia (Terra Preta de Índio): Suas características e papel na sustentabilidade da fertilidade do solo. (Manaus: Embrapa Amazônia Ocidental), 172-188.
- Magalhães, A. I. F. (2015). *Deteção de Enterobacteriaceae produtoras de β - lactamases de espectro alargado em lamas de ETAR*. Dissertação de mestrado. Porto: universidade do Porto.
- Mantovi, P., Baldoni, G. & Toderi, G. (2005). Reusing liquid, dewatered, and composted sewage sludge on agricultural land: Effects of long-term application on soil and crops. *Water Research*, 39, 289-296. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.10.003>.
- Maria, J. G. A. (2022). *A Perceção do Visitante sobre o Impacto da Agricultura Intensiva no Concelho de Odemira*. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Turismo e Ambiente. Leiria: Escola Superior de Turismo e Tecnologia do Mar Politécnico de Leiria.
- Márquez, P., Gutiérrez, M. C., Toledo, M., Alhama, J., Michán, C., & Martín, M. A. (2022). Activated sludge process versus rotating biological contactors in WWTPs: Evaluating the influence of operation and sludge bacterial content on their odor impact. *Process Safety and Environmental Protection*, 160, 775-785. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.02.071>.
- Martín, F. F., Molina, J. J., Nicolás, E. N., Alarcón, J. J., Kirchmair, M., Francisco José García, Antonio José Bernabe Garcia, & Camille Bernal. (2017). Application of Arbuscular Mycorrhizae *Glomus iranicum* var. *tenuihypharum* var. *nova* in Intensive Agriculture: A Study Case. *Journal of Agricultural Science and Technology B*, 7(4). <https://doi.org/10.17265/2161-6264/2017.04.001>.
- Marzougui, N., Ounalli, N., Sabbahi, S., Fezzani, T., Abidi, F., Jebari, S., Melki, S., Berndtsson, R., & Oueslati, W. (2022). How Can Sewage Sludge Use in Sustainable Tunisian Agriculture Be Increased? *Sustainability*, 14(21), 13722. <https://doi.org/10.3390/su142113722>.
- Meier, U. (2018). *Growth Stages of Mono and Dicotyledonous Plants*. Federal Biological Research Centre for Agriculture and Forestry: Berlin, Germany.

- Mendes, S. I. S. (2014). *Valorização de lamas de tratamento de águas residuais urbanas para utilização agrícola*. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre. Lisboa: Instituto superior de engenharia de lisboa Área Departamental de Engenharia Civil.
- Murphy, B. (2015). Key soil functional properties affected by soil organic matter-Evidence from published literature. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 25, 012008. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/25/1/012008>.
- Nascimento, A. L., Sampaio, R. A., Cruz, S. F. da, Zuba Junio, G. R., Barbosa, C. F., & Fernandes, L. A. (2014). Metais pesados em girassol adubado com lodo de esgoto submetido a diferentes processos de estabilização. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 18(7), 694-699. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000700004>.
- Nath, K. M. (2022). Potentialities of Permaculture to Emerge as an Alternative for Intensive Agriculture-A Review. In *Indian Journal of Organic Farming* (Vol.1). <https://www.researchgate.net/publication/365944657>.
- Nutrimais. (2019). A qualidade da matéria orgânica no solo e a sua importância em modo de produção biológico. *Nutrimais*. Consultado em 12 Dezembro de 2023. Disponível em:<https://nutrimais.pt/a-qualidade-da-materia-organica-no-solo-e-a-sua-importancia-em-modo-de-producao-biologico>.
- Oliveira, A., Silva, J., Pereira, L. & Santos, M. (2023). Bean productivity and micronutrients in the soil-plant system after applying composted sewage sludge. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 23(2), 456–470. <https://doi.org/10.1007/s42729-022-00917-2>.
- Osman, K.T., (2014). Soil degradation, conservation and remediation. *Soil Degrad. Conserv. Remediat.* 9789400775. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-7590-9>.
- Oueriemmi, H., Kidd, P., Trasar-Cepeda, C., Rodríguez-Garrido, B., Zoghalmi, R., Ardhaoui, K., Prieto-Fernández, Á. & Moussa, M. (2021). Evaluation of composted organic wastes and farmyard manure for improving fertility of poor sandy soils in arid regions. *Agriculture*, 11(5), 415. <https://doi.org/10.3390/agriculture11050415>.
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Van Der Zanden, E. H., Poesen, J., & Alewell, C. (2015). Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at

European scale. *Environmental Science & Policy*, 51, 23-34.
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.03.012>.

Penacho, J. D. B. C. (2018). Caso de estudo sobre valorização agrícola de lamas de ETAR e compostados de resíduos orgânicos na cultura do Azavém. Dissertação de mestrado em Engenharia Agronómica. Lisboa: Universidade de Lisboa.

Petersen, J. (2003). Nitrogen fertilizer replacement value of sewage sludge, composted household waste and farmyard manure. *The Journal of Agricultural Science*, 140(2), 169-182.
<https://doi.org/10.1017/S0021859603003010>.

Prakash, N. B., Dhumgond, P., Shruthi, C. T.; Ashrit, S. S. (2020). Performance of slag-based gypsum on maize yield and available soil nutrients over commercial gypsum under acidic and neutral soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 51(14), 1780-1798.
<https://doi.org/10.1080/00103624.2020.1791161>.

Preciado-Mongui, I. M., Reyes-Medina, A. J., Romero-Barrera, Y., Álvarez-Herrera, J. G. & Jaime-Guerrero, M. (2023). Growth and production of crisp lettuce (*Lactuca sativa* L.) using different doses of nitrogen and magnesium. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 17(1), e15706.
<https://doi.org/10.17584/rcch.2023v17i1.15706>.

Protano, G., Baroni, F., Di Lella, L. A., Mazzoni, A., Nannoni, F. & Papale, A. (2019). How do properties and heavy metal levels change in soils fertilized with regulated doses of urban sewage sludge in a real agronomic treatment program? *Journal of Soils and Sediments*, 20(4), 1383–1394. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02511-3>.

Raheem, A., Sikarwar, V. S., He, J., Dastyar, W., Dionysiou, D. D., Wang, W., & Zhao, M. (2018). Opportunities and challenges in sustainable treatment and resource reuse of sewage sludge: A review. *Chemical Engineering Journal*, 337, 616-641.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.12.149>.

Rékási, M., Mazsu, N., Draskovits, E., Bernhardt, B., Szabó, A., Rivier, P. A., Farkas, C., Borsányi, B., Pirkó, B., Molnár, S., Kátay, G., & Uzinger, N. (2019). Comparing the agrochemical properties of compost and vermicomposts produced from municipal sewage sludge digestate. *Bioresource Technology*, 291, 121861. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121861>.

- Rorat, A., Courtois, P., Vandenbulcke, F., & Lemiere, S. (2019). Sanitary and environmental aspects of sewage sludge management. Em *Industrial and Municipal Sludge*, 155-180. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815907-1.00008-8>.
- Sabbahi, S., Ben Ayed, L., Trad, M., Berndtsson, R., & Karanis, P. (2022). Parasitological Assessment of Sewage Sludge Samples for Potential Agricultural Reuse in Tunisia. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(3), 1657. <https://doi.org/10.3390/ijerph19031657>.
- Sanchez, C. A., Snyder, G. H. & Burdine, H.W. (1991). DRIS evaluation of the nutritional status of crisphead lettuce. *HortScience HortSci*, 26(3), 274-276. <https://doi.org/10.21273/hortsci.26.3.274>
- Santos, M. S. dos. (2020). Matéria orgânica no solo: Importância, manejo e construção | MAIS SOJA. *Pensou Soja, Pensou Mais Soja*. Consultado em 05 de Junho de 2024. Disponível em <https://maissoja.com.br/materia-organica-no-solo-importancia-manejo-e-construcao>.
- Schulte, R. P. O., Creamer, R. E., Donnellan, T., Farrelly, N., Fealy, R., O'Donoghue, C. & O'hUallachain, D. (2014). Functional land management: A framework for managing soil-based ecosystem services for the sustainable intensification of agriculture. *Environmental Science & Policy*, 38, 45-58. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.10.002>.
- Sempiterno, C., Fernandes, R., & Peixoto, L. (2019). Valorização agrícola de lamas de ETAR-disponibilidade de azoto. *Revista de Ciências Agrárias*, 506-514 <https://doi.org/10.19084/RCA17081>.
- Shaddel, S., Bakhtiary-Davijany, H., Kabbe, C., Dadgar, F., & Østerhus, S. W. (2019). Sustainable Sewage Sludge Management: From Current Practices to Emerging Nutrient Recovery Technologies. *Sustainability*, 11(12), Artigo 12. <https://doi.org/10.3390/su11123435>.
- Shcherbakov, V., Pomogaeva, V., Shukina, T., Chizhik, K., & Bazhenov, V. (2021). Improving the efficiency of anaerobic disposal of organic waste. *E3S Web of Conferences*, 263, 01014. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202126301014>.

- Singh, B. B. & Jones, J. A. (1976). Phosphorus sorption and desorption characteristics of soil as affected by organic residues. *Soil Science Society of America Journal*, 40, 389-394. doi.org/10.2136/sssaj1976.03615995004000030025x.
- Singh, R. P., & Agrawal, M. (2008). Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management*, 28(2), 347-358. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.010>.
- Suleiman, H., Rorat, A., Grobelak, A., Grosser, A., Milczarek, M., Płytycz, B., Kacprzak, M., & Vandenbulcke, F. (2017). Determination of the performance of vermicomposting process applied to sewage sludge by monitoring of the compost quality and immune responses in three earthworm species: *Eisenia fetida*, *Eisenia andrei* and *Dendrobaena veneta*. *Bioresource Technology*, 241, 103-112.
- Osman, K.T., 2014. Soil degradation, conservation and remediation. *Soil Degrad. Conserv. Remediat.* 9789400775. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-7590-9.112>.
- Temme, A. J. A. M., & Verburg, P. H. (2011). Mapping and modelling of changes in agricultural intensity in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140(1-2), 46-56. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.11.010>.
- Tozzoli, R., Di Bartolo, I., Gigliucci, F., Brambilla, G., Monini, M., Vignolo, E., Caprioli, A., & Morabito, S. (2017). Pathogenic *Escherichia coli* and enteric viruses in biosolids and related top soil improvers in Italy. *Journal of Applied Microbiology*, 122(1), 239-247. <https://doi.org/10.1111/jam.13308>.
- Turmel, M.-S., Speratti, A., Baudron, F., Verhulst, N., & Govaerts, B. (2015). Crop residue management and soil health: A systems analysis. *Agricultural Systems*, 134, 6-16. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.05.009>.
- Vanlauwe, B., Wendt, J., Giller, K. E., Corbeels, M., Gerard, B., & Nolte, C. (2014). A fourth principle is required to define Conservation Agriculture in sub-Saharan Africa: The appropriate use of fertilizer to enhance crop productivity. *Field Crops Research*, 155, 10-13. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2013.10.002>.
- Vasbieva, M. T. (2019). Effect of long-term application of organic and mineral fertilizers on the organic carbon content and nitrogen regime of soddy-podzolic soil. *Eurasian Soil Science*, 52(11), 1422-1428. <https://doi.org/10.1134/S1064229319110139>.

- Veloso, A., Veloso, A., Sempiterno, C., Calouro, F., Rebelo, F., Pedra, F., Castro, I. V., Gonçalves, M. da C., Marcelo, M. da E., Pereira, P., Fareleira, P., Jordão, P., Mano, R., & Fernandes, R. (2022). *Manual de fertilização das culturas*. Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, 3ª ed., ISBN: 978-972-579-063-2.
- Wang, L., Chang, Y., & Liu, Q. (2019). Fate and distribution of nutrients and heavy metals during hydrothermal carbonization of sewage sludge with implication to land application. *Journal of Cleaner Production*, 225, 972-983. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.347>.
- Weil, R. R., Brady, N. C. (2017). *The Nature and Properties of Soils* (15th ed.); Pearson Education Limited: Edinburg, UK.
- White, P. J. (2012). Chapter 2 - Ion uptake mechanisms of individual cells and roots: Short distance transport. Em P. Marschner (Ed.), *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants* (3ª ed., 7-47). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384905-2.00002-9>.
- Yadav, S. K., Chandra, R., Pareek, N., Yadav, A. K., & Raverkar, K. P. (2019). Impact of land degradation on soil productivity, soil fauna, bio-degradation process and environment. *4380, International Journal of Chemical Studies*, 7(3), 4380-4384.
- Yu, F., Li, Y., Li, F., Zhou, Z., Chen, C., Liang, X., Li, C., & Liu, K. (2019). Fertilizantes de nitrogênio promovem o crescimento das plantas e auxiliam no acúmulo de manganês (Mn) por *Polygonum pubescens* Blume cultivado em solo de rejeitos de Mn. *International Journal of Phytoremediation*, 21, 1225-1233. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1619161>.
- Zandonadi, D. B., Santos, M. P., Medici, L. O., & Silva, J. (2014). Ação da matéria orgânica e suas frações sobre a fisiologia de hortaliças. *Horticultura brasileira*, 32(1), 14-20. <https://doi.org/10.1590/S0102-05362014000100003>.
- Zandvakili, O., Barker, A., Hashemi, M., & Etemadi, F. (2019). Biomass and nutrient concentration of lettuce grown with organic fertilizers. *Journal of Plant Nutrition*, 42(4), 444-457. <https://doi.org/10.1080/01904167.2019.1567778>.
- Zhang, L., Zhang, M., You, S., Ma, D., Zhao, J., & Chen, Z. (2021). Effect of Fe³⁺ on the sludge properties and microbial community structure in a lab-scale A2O process. *The Science of the Total Environment*, 780, 146505. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146505>.

Zhen, G., Lu, X., Kato, H., Zhao, Y., & Li, Y.-Y. (2017). Overview of pretreatment strategies for enhancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: Current advances, full-scale application and future perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 69, 559-577. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.187>